



Die Makrophyten der Altwässer mit *Stratiotes aloides* in Niederösterreich und Wien und ihre Beeinflussung durch landwirtschaftliche Nutzung

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur der Nutztierwissenschaften verfasst und eingereicht von

Jakob Vielberth

Studienkennzahl 456

Matrikelnummer 0840024

Betreuung

Univ. Prof. Dipl. Geograph Dr. Karl Georg Bernhardt

Co-Betreuung

Dipl.-Biol. Dr. rer. nat. Steffen Hameister

Wien, September 2015

Ich versichere: dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfe bedient habe, dass ich diese Masterthesis bisher weder im In- noch im Ausland (einer Beurteilerin/einem Beurteiler zur Begutachtung) in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe, dass diese Arbeit mit der vom Begutachter beurteilten Arbeit übereinstimmt.

Datum:

Unterschrift:

Zusammenfassung

Im Zuge dieser Masterthesis wurden verschiedene Gewässer mit rezenten beziehungsweise in der jüngeren Vergangenheit dokumentierten Vorkommen von der in weiten Teilen Europas vom Aussterben bedrohten *Stratiotes aloides* untersucht. Die Erfassungen fanden in den Regionen der Wiener und niederösterreichischen Lobau, dem Naturschutzgebiet der Donau-Auen, statt.

Bei den Untersuchungsstandorten handelte es sich um Altgewässer, die bezüglich ihrer pflanzensoziologischen vegetativen Charakteristik beschrieben wurden. Die Standorte wurden in regelmäßigen Intervallen begangen, durch Untersuchungen am und im Wasser wurden emerse und submerse Vegetationsbestände aufgenommen. Der Zeitraum der Begehungen erstreckte sich von Mai bis September 2015.

Durch die Begehungen konnten Informationen zu den vegetativen Beständen erfasst werden. Eine Dokumentation der Umwelteinflüsse, verschiedener Parameter, wie zeitliche Schwankungen des Wasserpegels, Lichteinfall auf die Untersuchungsstandorte, Messungen von Werten, wie pH-Wert, Sauerstoffkonzentration, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur, konnte vorgenommen werden, um die daraus gewonnenen Daten anschließend miteinander in Bezug zu setzen. Auf den Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung wurde durch die Charakterisierung der agrarischen Flächen der Regionen detaillierter eingegangen, wobei die Größe der Nutzflächen, die angebauten Hauptkulturen, ebenso Grünlandflächen in der Umgebung der Gewässer genauer beschrieben wurden. Es konnten Unterschiede zu den Gewässern beobachtet werden. Der Bedeckungsgrad, die zu schätzende Biomasse des Bewuchses und auch die Artenzahl sind von Standort zu Standort verschieden. Ein Zusammenhang zwischen quantitativer vegetativer Entwicklung in den Gewässern und der Landwirtschaft kann anhand der Größe der Stichprobe und Menge möglicher Faktoren nicht eindeutig belegt werden. Dennoch weisen die gesammelten Ergebnisse auf eine derartige Tendenz hin.

Die untersuchten Altgewässer wurden in Zonen mit festgelegten Flächen unterteilt. Je nach Bewuchs wurden möglichst homogene Areale für die Zonierung erfasst. Im Zuge der Untersuchungen wurden diese Abschnitte zur Ermittlung der Häufigkeitsverteilungen und Verhältnisse des quantitativen Vorkommens zwischen den Pflanzengesellschaften genutzt. Die Gewässer wurden skizziert und ausführlich beschrieben. Es wurden des Weiteren Transekte angefertigt. Alle vorgefundenen Pflanzenarten der einzelnen Gewässer wurden in Tabellen hinsichtlich ihrer Häufigkeiten auf der Schätzskala nach KOHLER (1995) aufgelistet.

Ein wesentlicher Zusatzaspekt der Gewässeruntersuchungen lag an der Aktualisierung des Wissensstandes über die aktuelle Situation der *Stratiotes-aloïdes*-Population an den insgesamt sechs verschiedenen Standorten. So konnte *Stratiotes aloïdes* in fünf Gewässern vorgefunden werden. Es wurde außerdem ein von Verlandung stark gefährdeter kleiner Bestand am Untersuchungsstandort bei Stopfenreuth wieder vorgefunden, dessen aktuelle Existenz zu diesem Zeitpunkt bereits angezweifelt wurde. Blühende Exemplare der Krebschere wurden allerdings lediglich an den Standorten Öllager und Eckartsau vorgefunden.

Der Wasserstand aller untersuchten Gewässer hat während der Untersuchungsperiode massiv abgenommen. Mehrere Standorte müssen als akut verlandungsgefährdet angesehen werden. Zum Schutz der Altgewässer sind dringende Maßnahmen zur Revitalisierung hydrodynamischer Prozesse erforderlich.

Abstract

During this master project, various waters where populations of *Stratiotes aloides* have been detected recently were examined. The water soldier is endangered in wide parts of Europe. The investigations took place in regions of the Viennese and lower Austrian Lobau and in the conservation area "Donau-Auen".

These places were backwaters which have been described regarding their plant-sociological vegetative characterization. The locations were regularly inspected and the emers and submers vegetation was recorded during a time period from May to September 2015.

During these investigations, information regarding the vegetative flora could be collected. Documentation of environmental influences and various parameters as time-dependent changes of the water and light levels were recorded. Furthermore, pH, oxygen concentration, electrical conductivity, and temperature were measured to subsequently correlate these parameters. To investigate the influence of agriculturally used areas on the water societies, the sizes of productive landsite and cultivated plants were also recorded and differences between the waters were shown. The coverage, estimated biomass of plants, and number of species vary between the different sites of investigation. Based on the number of waters investigated, it is not possible to show a correlation between agricultural use and aquatic society. Nevertheless, a clear tendency could be shown.

Each of the backwaters analyzed were divided into fixed areas which were homogeneous regarding plant growth. During the investigations, these sections were used to determine the prevalence and proportion of plant societies. The bodies of water were sketched and transects were prepared. All plants detected were listed in tables and the occurrence was rated on a scale based on KOHLER (1995).

Another essential aspect of these studies was the actualization of knowledge regarding the current situation of the *Stratiotes aloides* population in a total of six waterbodies. *Stratiotes aloides* was detected in five of the six waters examined. Furthermore another population which is at high risk of drying up was found at the Stopfenreuth water. The existence of which was already in question. Flowering water soldiers were only documented at Öllager and Eckartsau. Based on the flowers, the expectation that only monosexual male populations can be found was confirmed.

The depth of water of all waterbodies was drastically reduced during the period of examination; therefore many of these have to be considered under high risk of drying out. To protect these backwaters, activities to revitalize hydrodynamic processes need to be started.

Danksagung

Vielen Dank an meine Familie, Eltern, Geschwister und Großeltern und an all jene, die mich während meiner gesamten Ausbildungszeit unterstützt haben. Ohne diesen jahrelangen Rückhalt wäre die Möglichkeit, diese Arbeit zu verfassen, nicht denkbar gewesen.

Herzliches Dankeschön auch an alle Professoren, Betreuer und Kollegen, dank derer ich mein Studium absolvieren durfte, besonders darf ich mich im Zuge dieser Arbeit, bei meinen Masterarbeitsbetreuern für sämtliche Unterstützungen bedanken.

Allen voran danke ich Professor Doktor Karl-Georg Bernhardt für dieses Thema und Anregung zur Fragestellung als auch für das Schaffen der Rahmenbedingungen.

Herzlichen Dank ebenso an Doktor Steffen Hameister, der mir über die gesamte Bearbeitungsdauer mit Rat und viel Engagement zur Seite stand. Von seiner fachlichen und organisatorischen Unterstützung durfte ich sehr profitieren.

Weiterer Dank gilt dem Team der Donau-Auen und der MA49. Allen voran ein Dankeschön an meine Ansprechpartnerin beim Nationalpark: Magister Karoline Zsak.

Maßgebliche Unterstützung habe ich von meinem Onkel Adolf Vielberth erhalten. Ich möchte ihm herzlichst für seine Bereitschaft, mir ein Fahrzeug für die Begehungen bereitzustellen, danken und ebenso für seine finanzielle Unterstützung. Er konnte mir während meiner gesamten Ausbildungszeit immer motivierend und helfend zur Seite stehen.



Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	II
Abstract.....	III
Danksagung.....	IV
1 Einleitung.....	1
1.1 Ziele.....	2
1.1.1 Anlass der Arbeit.....	2
1.1.2 Forschungsfrage.....	2
1.1.3 Arbeitshypothesen.....	4
1.1.4 Kenntnisstand.....	4
1.1.5 Altgewässer und ihre Entstehung.....	6
1.1.5.1 Hydrocharis-morsus-ranae- und Lemnoideae-Populationen.....	7
1.1.5.2 Stratiotes aloides.....	8
1.2 Das Untersuchungsgebiet.....	9
1.2.1 Gewässervernetzung.....	9
1.2.2 Geografische Lage der Gewässer.....	10
2 Material und Methodik.....	12
2.1 Zum Suchvorgang.....	12
2.2 Monitoring an den einzelnen Untersuchungsstandorten.....	13
2.2.1 Datenerhebung.....	14
2.2.2 Erhebung der Bestandscharakteristika.....	15
2.2.3 Zeitliche Veränderungen der pflanzensoziologischen Gesellschaften.....	15
2.2.4 Auswertung.....	15
2.3 Dokumentation der Wasserstände.....	16
2.4 Erfassung der phänologischen Gewässerentwicklung und der pflanzensoziologischen Aufnahmen.....	16
2.5 Erfassung der Messdaten.....	17
2.5.1 pH-Wert.....	17
2.5.2 Leitfähigkeit.....	18
2.5.3 Stickstoff.....	18

2.5.4	Nitrat	18
2.5.5	Phosphor	19
2.5.6	Temperatur	19
2.6	Persönliche Vorbereitung	19
3	Ergebnisse	21
1.	Tabellen der pflanzensoziologischen Aufnahmen.....	21
3.1.1	Tabelle zur Ufervegetation zu Skalenwerten nach ELLENBERG	24
3.1.2	Tabelle zur aquatischen Vegetation zu Skalenwerten nach ELLENBERG	26
3.1.3	Ergänzung zu den niederösterreichischen Standorten	27
3.1.4	Ergänzungen zu den Wiener Standorten.....	28
3.1.5	Beobachtete Verhältnisse an den verschiedenen Untersuchungsstandorten	29
3.2	Darstellung der hydrophysikalischen Messwerte und pH-Werte	30
3.2.1	Auswertung der gemessenen Parameter der unteren Lobau	32
3.2.2	Messergebnisse von Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert	35
3.2.3	Auswertung der Parameter der oberen Lobau.....	37
3.2.4	Messergebnisse von Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert	39
3.3	Gewässercharakteristiken – Ergebnisse der botanischen Untersuchungen...	41
3.3.1	Die niederösterreichischen Untersuchungsstandorte	41
3.3.2	Charakteristik Stopfenreuth	41
3.3.2.1	Teilareale des Standorts.....	42
3.3.2.2	Bestandsentwicklungen der <i>Stratiotes aloides</i>	42
3.3.2.3	Die Gewässermorphologie	42
3.3.2.4	pH-Wert-Messungen am Standort Stopfenreuth	45
3.3.2.5	Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Stopfenreuth.....	46
3.3.2.6	Die aquatische Begleitvegetation	47
3.3.2.7	Direkte Störungseinflüsse	47
3.3.3	Charakteristik Eckartsau	48
3.3.3.1	Teilareale des Standorts.....	48
3.3.3.2	Bestandsentwicklungen der <i>Stratiotes aloides</i>	49
3.3.3.3	Die Gewässermorphologie	49

3.3.3.4	pH-Wert-Messungen am Standort.....	52
3.3.3.5	Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort	53
3.3.3.6	Die aquatische Begleitvegetation	54
3.3.3.7	Direkte Störungseinflüsse	54
3.3.4	Charakteristik des Untersuchungsstandorts Orth an der Donau	55
3.3.4.1	Teilareale des Standorts.....	56
3.3.4.2	Bestandsentwicklungen der Stratiotes aloides	56
3.3.4.3	Die Gewässermorphologie	56
3.3.4.4	pH-Wert-Messungen am Standort Orth an der Donau.....	61
3.3.4.5	Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Orth an der Donau	62
3.3.4.6	Die aquatische Begleitvegetation	63
3.3.4.7	Direkte Störungseinflüsse	63
3.3.5	Charakteristik Öllager.....	64
3.3.5.1	Teilareale des Standorts.....	64
3.3.5.2	Bestandsentwicklungen der Stratiotes aloides	64
3.3.5.3	Die Gewässermorphologie	65
3.3.5.4	pH-Wert-Messungen am Standort Öllager	70
3.3.5.5	Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Öllager.....	71
3.3.5.6	Die aquatische Begleitvegetation	72
3.3.5.7	Direkte Störungseinflüsse	72
3.3.6	Charakteristik Panozzalacke	73
3.3.6.1	Teilareale des Standorts.....	73
3.3.6.2	Bestandsentwicklungen der Stratiotes aloides	73
3.3.6.3	Die Gewässermorphologie	73
3.3.6.4	pH-Wert-Messungen am Standort Panozzalacke	78
3.3.6.5	Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Panozzalacke.....	79
3.3.6.6	Die aquatische Begleitvegetation	80
3.3.6.7	Direkte Störungseinflüsse	80
3.3.7	Charakteristik Tischwasser	80
3.3.7.1	Teilareale des Standorts.....	81
3.3.7.2	Bestandsentwicklungen der Stratiotes aloides	81
3.3.7.3	Die Gewässermorphologie	81
3.3.7.4	pH-Wert-Messungen am Standort Tischwasser	84
3.3.7.5	Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Tischwasser.....	85

3.3.7.6	Die aquatische Begleitvegetation	86
3.3.7.7	Direkte Störungseinflüsse	86
3.4	Entwicklung der Wasserstände	87
3.4.1	Untersuchungsstandort Stopfenreuth	87
3.4.2	Untersuchungsstandort Eckartsau	88
3.4.3	Untersuchungsstandort Orth an der Donau	89
3.4.4	Untersuchungsstandort Öllager	91
3.4.5	Untersuchungsstandort Panozzalacke	92
3.4.6	Untersuchungsstandort Tischwasser	93
4	Diskussion	95
4.1	Beurteilung der Einflussfaktoren auf die Standorte	95
4.1.1	Auflistung der beurteilten Störfaktoren an den Standorten	95
4.1.2	Wasserstandsschwankungen	96
4.1.3	Hydrochemische und -physikalische Parameter	96
4.1.4	Verlandungstendenzen	98
4.1.5	Lichtverhältnisse an den Standorten	99
4.1.6	Konkurrenz zwischen den Vegetationseinheiten	99
4.1.7	Mechanische Störungen	100
4.1.8	Temperaturentwicklungen an den Standorten	100
4.1.9	Schutzmaßnahmen in Österreich	101
4.2	Vergleich der phänologischen Entwicklung an den Standorten	102
4.3	Quantitative vegetative Unterschiede	103
4.4	Aussichten auf den Schutz der Altgewässer	103
5	Zielsetzung für Maßnahmen zum Schutz der Altgewässer	105
5.1	Die Wahl von Ersatzbiotopen	105
5.2	Erhalt der Auenlandschaft	106
6	Schlussfolgerungen	107
7	Literaturverzeichnis	108
8	Tabellenverzeichnis	111
9	Abbildungsverzeichnis	112

10	Anhang	115
2.	Gewässerbegehungen	116
10.1	Ergänzung der Messwerte	118
10.1.1	Wasserstandsentwicklung	119
10.1.2	Gewässermesswerte	121
10.2	Übersicht zu den aquatischen Arten	128
10.3	Satellitenbilder der Standorte	131
10.4	Skalenwerte nach ELLENBERG	135
10.5	Häufigkeiten der Gewässervegetation an den Standorten	137
10.6	Entwicklung der Temperaturen an den Standorten	141
	Abkürzungsverzeichnis	147

1 Einleitung

Menschliche Tätigkeiten veränderten, insbesondere seit Beginn der Industrialisierung die natürlichen Habitatstrukturen beispielsweise durch Gewässerregulierungen, das Einbringen von Nährstoffen beziehungsweise Verunreinigungen durch landwirtschaftliche und industrielle Abfälle. Dadurch übt der Mensch einen wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung von Gewässern aus. Europäische Süßgewässer zählen daher zu den meist gefährdeten Landschaftsformen (vgl. HARABIŠ et al 2013). Es ist eine Folge zunehmender anthropogener Einflüsse, dass natürliche aquatische Lebensräume immer stärker ökologisch bedroht werden.

Der Einfluss der modernen Landwirtschaft setzt vor allem Gewässer unter den Druck zunehmender Umweltbelastung. Auch Altgewässer als Standorte hoher Biodiversität erfahren heute starke Veränderungen, beispielsweise durch Eutrophierung. Daher ist eine detaillierte Erhebung des Status quo eine essenzielle Grundlage, um künftige Veränderungen im Artbestand der Altgewässer erkennen und verfolgen zu können sowie Vergleiche mit historischen Daten anstellen zu können (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988).

Dazu zählen die detaillierte floristische Kartierung und kartografische Darstellung der in den Untersuchungsstandorten auftretenden Flora, die Aufnahme und soziologische Bearbeitung der Wasserpflanzenvegetation sowie das Aufdecken von Beziehungen zwischen Vegetation und der chemisch physikalischen Beschaffenheit der Gewässer, das heißt das Erkennen von Indikatoreigenschaften der Wasserpflanzen im Untersuchungsgebiet (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988).

In den letzten Jahren wurden gerade zum Erhalt der *Stratiotes-aloides*-Population als Leitart für ökologisch wertvolle Altgewässer umfangreiche Managementmaßnahmen erprobt.

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der pflanzensoziologischen Erfassung und Darstellung von ausgewählten Gewässern mit Krebscheren-Gesellschaften und deren Vorkommen. Der Bestand von einigen Pflanzen- und Tiergesellschaften wird somit bedroht, regelmäßige Bestandsaufnahmen sollen helfen, den Status quo und potenzielle Gefährdungen genauestens zu ermitteln. Dies ist eine Basis für den Schutz der Arten und die Verbesserung der Lebensbedingungen.

1.1 Ziele

1.1.1 Anlass der Arbeit

Das Institut für Botanik an der Universität für Bodenkultur Wien beschäftigt sich schon seit Jahren intensiv mit dem Monitoring, den Vegetationsaufnahmen in Altgewässern und dies vorwiegend im Zuge von Projekten zum Schutz der heimischen *Stratiotes-aloides*-Populationen. Ausgehend von vergangenen Arbeiten soll der Stand des Wissens zu den Gewässern erweitert werden. Der Rückgang der *Stratiotes-aloides*-Gesellschaften hatte bereits weitgehende Forschungsarbeiten zur Folge. Ein möglichst tiefes Verständnis zur aktuellen Situation soll wissenschaftlich erarbeitet werden.

Die Bemühungen sollen ergänzend zum bisherigen Wissen einen Beitrag zum Schutz dieser selten gewordenen Habitats bieten. Revitalisierungsmaßnahmen der pflanzensoziologischen Bestände an *Stratiotes-aloides*-Standorten sollen besser bewertet werden können. Kenntnisse über die rezenten Populationen sollen hier gesammelt werden, um ein besseres Verständnis für die aktuelle Situation bieten zu können.

Gezielte Erweiterungen des Bestandsmonitorings sowie die Analyse der Gefährdungspotenziale sollen im Rahmen der Arbeiten um diese Thematik erzielt werden. Daraus erhaltene Erkenntnisse sollen für die Umsetzung nachfolgender Schutzmaßnahmen aufgegriffen werden. Die Untersuchungen sollen dem Schutz vor allem von gefährdeten Arten dieser Habitats dienen.

1.1.2 Forschungsfrage

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist eine qualitative und quantitative Erfassung der Vegetationseinheiten in den Untersuchungsgebieten. Die Bearbeitung der Flora fokussiert sich hierbei auf eine gesamtheitliche Erfassung der Vegetationsbestände untersuchter Gewässer- und Uferareale. Es gilt dabei, herauszufinden, welche ökologischen und strukturellen Unterschiede vorliegen.

Die vorliegende Arbeit soll methodische Grundlagen schaffen, um ein längerfristiges Monitoring der Entwicklung der Makrophytenvegetation und somit auch eine Beobachtung der Auswirkungen eventueller späterer baulicher und ökologischer Maßnahmen weitblickend zu ermöglichen. Die erstellte Datenbasis soll als Referenz für zukünftige Untersuchungen dienen und, vernetzt mit den Ergebnissen anderer Fachbereiche, wertvolle Aufschlüsse über Gemeinsamkeiten in der Makrophytenvegetation mit einigen abiotischen Parametern liefern.

Darüber hinaus soll untersucht werden, ob signifikante Unterschiede zwischen der Güte der untersuchten Gewässer im Hinblick auf landwirtschaftliche Indikatoren, wie pH-

Wert, Nitratwerte und Phosphatgehalte, vorliegen und inwiefern Zusammenhänge zwischen Habitatqualität und vorgefundenen Pflanzengesellschaften erkennbar sind. Dazu wird auch die landwirtschaftliche Umgebung der jeweiligen Untersuchungsgebiete evaluiert.

Diese Arbeit soll einen Beitrag leisten, die derzeit vorhandenen Populationen der Zielarten in Österreich nicht nur zu erhalten, sondern auch qualitativ und quantitativ zu entwickeln. Langfristiges Ziel ist es, den gegenwärtig negativen in einen positiven Bestandstrend der Zielarten umzuwandeln und somit einen entscheidenden Schritt zur Erhaltung der biologischen Vielfalt in Österreich und Europa zu gehen.

Die regionale Situation in Bezug auf landwirtschaftliche Nutzung soll beleuchtet, der agrarische Einfluss auf die Flora somit ansatzweise beurteilt werden.

Konkretisiert lässt sich die Fragestellung dieser Arbeit, punktuell unterteilt, folgendermaßen beschreiben:

A) Beschreibung des Status quo

Welche Spezies können an den untersuchten Standorten vorgefunden werden? Wie hoch sind die Bestandsdichten, Bedeckungsgrade der einzelnen Populationen? Wie häufig kommen Vertreter der jeweiligen Arten vor, gibt es wesentliche Unterschiede zwischen den einzelnen Gesellschaften? Können an den bereits bekannten *Stratiotes-aloides*-Standorten noch immer *Stratiotes-aloides*-Populationen vorgefunden werden? Sind diese Vorkommen autochthon?

Es sollen zu den Beständen qualitative und quantitative Aussagen getroffen werden können.

B) Beschreibung der möglichen Einflüsse auf die Bestände

Welche landwirtschaftliche Nutzung wird in der Umgebung der *Stratiotes-aloides*-Standorte auf den agrarischen Flächen betrieben? Wie ist die Landwirtschaft in der Nähe dieser Gewässer strukturiert? Wie weit sind die Entfernungen der Gewässer zu wie intensiv genutzten Acker- und Grünlandflächen? Weisen die Umwelteinflüsse einen wesentlichen Unterschied an den Untersuchungsstandorten auf?

Die ermittelnden Daten an den sechs Untersuchungsstandorten sollen miteinander verglichen werden. Dies soll eine Beschreibung der Auswirkungen dieser Umwelteinflüsse zueinander ermöglichen.

C) Erarbeitung von möglichen Maßnahmen

Welche Maßnahmen können die biologische Situation in diesen Gewässern verbessern? Wie kann ein nachhaltiger Erhalt der gefährdeten Spezies in Zukunft gewährleistet werden?

Das erweiterte Wissen über den botanischen Status quo dieser Gewässern soll einen Beitrag zum Artenschutz an diesen Standorten leisten. Hierbei soll die Verbesserung des aktuellen Wissenstandes um die Entwicklung dieser Gewässer einen positiven Beitrag zum Erhalt der verschiedenen Spezies leisten.

1.1.3 Arbeitshypothesen

Durch die intensive Beschäftigung mit der Thematik können folgend zwei Arbeitshypothesen festgehalten werden:

- 1) Altgewässer sind durch anthropogene Einflüsse gefährdete Lebensräume. Viele für diese Biotope typische Spezies sind dadurch in ihrem Bestand gefährdet. Durch den Verlust an hydrodynamischen Prozessen, zum Beispiel durch Flussregulierungsmaßnahmen, ist von einer Bedrohung dieser Habitate auszugehen. Die Gefährdung diverser Arten und Vegetationseinheiten kann durch literarische Quellen belegt werden.
- 2) Eine Veränderung der Situation durch beispielsweise landwirtschaftliche, oder auch bauliche Maßnahmen erfordert ein hohes Ausmaß an Vorbereitung und Arbeitsaufwand. Die Entwicklung eines Ökosystems erfolgt im Zuge hoch komplexer Vorgänge, detaillierte Aussagen über mögliche Auswirkungen von gesetzten Maßnahmen erfordern ein tief greifendes ökologisches und biologisches Verständnis. Durch die Vielzahl an beteiligten Faktoren sind genauen Voraussagen zur zukünftigen Entwicklung gewisse Begrenzungen gesetzt.

1.1.4 Kenntnisstand

In Industriestaaten gilt Landwirtschaft heute als eine der Hauptquellen von ionischen Nährstoffen wie Nitrat oder Phosphat in oberflächlichen Gewässern; ein Prozess, der als Eutrophierung bezeichnet wird. Dieser Übertrag wird durch hydrologische und biogeochemische Prozesse verursacht, die aufgrund ihrer hohen Komplexität schwer zu modellieren sind (vgl. DUPAS et al. 2015).

Wachstum von Makrophyten wirkt der Eutrophierung von Gewässern entgegen, so auch Stratioten. Durch Aufbau von Biomasse binden sie einen erheblichen Teil der verfügbaren Nährstoffe und kompetieren daher mit anderen autotrophen Organismen

wie Phytoplankton, was deren Wachstum einschränkt und damit einhergehend die Trübung von Gewässern vermindert. Weitere Mechanismen sind die Beherbergung von Zooplankton sowie die Ausscheidung von das Wachstum des Phytoplankton hemmenden Substanzen, die deren Wachstumsrate herabsetzen. Diese biochemischen Wechselwirkungen von Pflanzen und Mikroorganismen werden als Allopathie bezeichnet und können sowohl verstärkend als auch inhibierend wirken, wobei sich Forschung primär auf den inhibierenden Aspekt fokussiert (vgl. MULDERIJ et al. 2005). Nährstoffe und Schadstoffe, die in die Gewässer eingebracht werden, sind maßgeblich an der heutigen Entwicklung der aquatischen Flora und Fauna beteiligt. Nährstoffe wie Phosphat PO_4^{3-} und Nitrat NO_3^- werden wesentlich über die landwirtschaftliche Nutzung in die Gewässer eingebracht. Über den Boden gelangen diese in Düngemitteln enthaltenen Substanzen in das Wasser (vgl. DUPAS et al. 2015).

Dies führt zu einem erhöhten Nährstoffangebot. Es ist davon auszugehen, dass die zunehmende Eutrophierung vieler verschiedener Gewässer heutzutage auf den zunehmenden Nährstoffeintrag zurückzuführen ist. Gerade stickstoffliebende (N) Pflanzen profitieren häufig davon. Mineralsalzreiches Wasser, das in Oberflächengewässer gelangt, führt zu einem Überangebot an Mineralstoffen, welches zu einem starken Algenwachstum, auch Algenblüte genannt, führen kann. In manchen Fällen kann dies sogar einen akuten Sauerstoffmangel im Wasser zur Folge haben. Auf die ursprüngliche Wasserqualität spezialisierte Pflanzen geraten verstärkt unter Druck. Viele Arten werden so in ihrem ökologischen Bestand gefährdet. Die Spezialisten für nährstoffärmere Bedingungen, deren Bestand oftmals auf wenige Regionen beschränkt ist, können sich kaum an die neuen Bedingungen anpassen (vgl. LANGE & LECHNER 2000).

Durch eine stetig intensiver werdende Bewirtschaftung der agrarischen Nutzflächen, durch Mechanisierung und Flurbereinigung ist eine Landschaft entstanden, die kaum noch oder überhaupt keine naturnahen Gewässerbereiche heutzutage aufweist. Landwirtschaftliche Nutzung in Intensivform und naturnahe Gewässerregelung stehen, wenn man von der derzeitigen Situation der Landwirtschaft und dem ihr auferlegten Zwang (trotz der Förderung von Flächenstilllegungen) zur Produktion im Wettbewerb mit den anderen Staaten unserer Wirtschaftsgemeinschaft (EG) ausgeht, nahezu im Gegensatz zueinander, da die Landwirtschaft unter diesen Bedingungen gezwungen ist, jeden Quadratmeter Nutzfläche mit optimalem Erfolg zu bewirtschaften und Gewässerflächen weitestgehend der Produktion zu opfern (vgl. HOLLÄNDER et al. 2008).

Der hohe Nährstoffeintrag wirkt sich äußerst negativ auf die Wasserqualität aus, über das Grundwasser gefährdet er auch in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten die Trinkwasserqualität. Mit Vorschriften wird versucht, die Emissionen zu reduzieren.

In unmittelbarer Umgebung zu Oberflächengewässern darf kein Dünger ausgebracht werden.

Der menschliche Einfluss vor allem auf die europäischen Gewässer ist hoch. Flussbettbegradigungen und Uferbefestigungen sind weithin bekannt. Auswirkungen auf die Ökologie und wesentliche Zusammenhänge mit dem zunehmenden Artensterben werden von verschiedenen Wissenschaftlern schon seit vielen Jahrzehnten aufgezeigt. Gerade in intensiv genutzten Kulturlandschaften sowie dicht besiedelten Regionen werden Gewässer häufig in ihrer flächenmäßigen Ausdehnung begrenzt. Hydrodynamische Prozesse werden oftmals wesentlich eingeschränkt. So leiden vor allem Altgewässer unter diversen Hochwasserschutzmaßnahmen, da ihre Versorgung mit Oberflächenwasser dadurch stark eingeschränkt wird und sie dadurch stärker von Veränderungen betroffen sind.

Der Nationalpark Donau-Auen ist seit langem bemüht, besonders die Altgewässer durch ein weitgreifendes Maßnahmenpaket zu schützen (vgl. NATIONALPARK DONAU-AUEN GmbH 2015). Die landschaftsbildenden Prozesse (Anlandung, Erosion, Vegetationsreihen etc.) sollen wieder revitalisiert und in eine möglichst natürliche Balance gebracht werden.

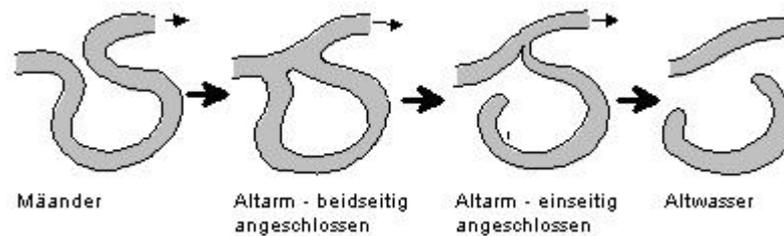
Der fortschreitende Ausbau der Flussläufe durch den menschlichen Einfluss auf die Natur und die Trockenlegung der Marschen, auch Schwemmland genannt, haben dazu geführt, dass dieser Lebensraum heute sehr selten geworden ist.

1.1.5 Altgewässer und ihre Entstehung

Altgewässer (auch Altarme und Altwässer) sind Bestandteile natürlicher Flussauen. Sie sind eigenständige Lebensraumtypen mit einer speziellen Flora und Fauna, aber auch Teillebensraum für zahlreiche Tiere des Ökosystems. Durch anthropogene Einflüsse kam es jedoch zu einem zunehmenden Rückgang dieser, da Sumpfgebiete trockengelegt und durch Grünland ersetzt wurden (vgl. LANGE & LECHNER 2000).

Natürliche Altgewässer entstehen durch die Dynamik der Fließgewässer, bei der es zu saisonalen Schwankungen des Wasserpegels und damit einhergehend zu temporären regionalen Überschwemmungen kommt.

Abbildung 1: Ausbildung eines Altwassers durch Abtrennung eines Altarms (KÖLN 1991)



Diese Dynamik ist heute in den Auen von Hoch- und Niederwasser geprägten Niederungen unserer modernen Kulturlandschaft fast nicht mehr vorhanden. Durch menschliche Besiedelung ehemals weitläufiger (temporärer) Überschwemmungsgebiete wurden Flüsse zum Überschwemmungsschutz durch Korrekturen in ihrem Gewässerbett weitestgehend festgelegt. Altwässer können dadurch auf natürlichem Wege kaum mehr entstehen (vgl. KÖLN 1991).

Altwässer stellen für eine große Anzahl an Lebewesen ein reichhaltiges Habitat dar. Die Biodiversität/die Artenvielfalt ist hoch. Sowohl die Flora als auch Fauna sind reichhaltig an Lebensformen. Dieser Lebensraum bietet vielen besonders gefährdeten Arten die Möglichkeit, sich zu entwickeln und fortzubestehen.

1.1.5.1 *Hydrocharis-morsus-ranae-* und *Lemnoideae*-Populationen

Kleingewässer, wie Altwässer, Teiche und windgeschützte flache Seen, werden oft von Wasserpflanzengesellschaften überzogen, deren Arten entweder frei im Wasser schweben oder auf der Wasseroberfläche schwimmen. Soziologisch unterscheidet man heute eine Gruppe von Gesellschaften mit größeren Arten (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Stratiotes aloides*, *Lentibulariaceae*), welche weniger verdriften und die den *Potamogetonaceae*- und Schwimmblattgesellschaften nachstehen. Außerdem gibt es eine eigene Klasse *Lemnoideae*-bildende Wasserlinsengesellschaften mit sehr kleinen, frei im Wasser schwimmenden Arten. Letztere sind noch mehr als die erstgenannten auf windgeschützte und strömungsfreie bzw. strömungsarme Standorte angewiesen (vgl. KRAUSCH 1996).

Als häufiger Vertreter der *Lemnoideae* wird hier die kleine Wasserlinse (*Lemna minor*), auch als Entengrütze bezeichnet, genannt. Sie zählt zu den Aronstabgewächsen. Ihr Wachstum erfolgt in Form linsenförmiger Pflanzen, die oberflächlich auf stehenden Gewässern schwimmen. Als schnellst wachsende bekannte Blütenpflanze kann sie ihre Biomasse binnen eines Tages verdoppeln, was auf vegetative Vermehrung rückgeführt werden kann. Auch auf eutrophischen Abwässern gedeihen sie hervorragend (vgl. OTTO 2014).

Die kleine Wasserlinse zeigt jedoch häufig eine verminderte Biomasse, wenn sie zwischen freischwimmenden Krebscheren wächst. Jene Gewässer, in denen diese beiden Spezies in Co-Kultur vorkommen, sind reicher an ammonium- und nitratbasiertem Stickstoffgehalt (vgl. KUFEL et al. 2010).

Es folgt eine kurze Darstellung der *Stratiotes aloides*. Der besondere Lebenszyklus und Habitus dieses Makrophyten, dessen Populationen an den Untersuchungsstandorten vorkommen bzw. in der Vergangenheit vorgekommen sind, werden kurz beschrieben.

1.1.5.2 *Stratiotes aloides*

Die Krebsschere ist ein freischwimmender Makrophyt, der eine hohe Kohlendioxid-Sättigung des Gewässers benötigt, um seinen Lebenszyklus zu vollziehen. Daher sind typische Besiedlungsgebiete Teiche, Bäche und Schilfgebiete, welche sich durch eine hohe CO₂-Sättigung auszeichnen (vgl. NIELSEN und BORUM 2008). *Stratiotes aloides* ist ein typischer Vertreter der Auenflora, sie besiedelte als auentypische Spezies langsam fließende oder stehende Gewässer (vgl. BEUG 1995).

Die Krebsschere ist eine halb untergetauchte schwimmende Wasserpflanze mit großen trichterförmigen Blattrosetten. Die Blätter sind schwertförmig, 15 cm bis 40 cm lang, 0,5 cm bis 3 cm breit, steif, dreikantig, stachelig gesät und mit Ausläufern. Ihre Blüten sind zweihäusig und weiß. Die Blütezeit reicht von Juli bis September. Sie ist ausdauernd, im Herbst sinken die Blattrosetten ab und überwintern am Gewässergrund (vgl. KRAUSCH 1996).

Stratiotes aloides pflanzt sich asexuell durch die Ausbildung von Turionen (Stocksprossen) und Seitentrieben fort. Sie bevorzugt leicht eutrophische Standorte und wird selten in Gewässern mit einer Phosphatkonzentration von weniger als 1 µmol per Liter gefunden (vgl. SMOLDERS et al. 1996). Während einige andere freischwimmende Pflanzenspezies in ihrer Ausbreitung auf das Vorkommen von Wasserpegelfluktuationen angewiesen sind, konnte kein vergrößerter Wachstumsbereich von *S. aloides* nach Überschwemmungen gezeigt werden (vgl. HIDDING et al. 2014).

An allen sechs Untersuchungsstandorten wurde ihr rezentes Vorkommen untersucht. Die Bedrohung dieser Spezies in der Vitalität ihrer Populationen gab ebenso in der jüngeren Vergangenheit Anlass für viele spezifische Studien sowie Bestandsaufnahmen.

1.2 Das Untersuchungsgebiet

Im Zuge dieser Arbeit wurden sechs verschiedene Standorte untersucht, drei davon liegen im 22. Wiener Gemeindebezirk Donaustadt. Die weiteren drei Gewässer befinden sich weiter östlich in der Nähe folgender Ortschaften: Orth an der Donau, Eckartsau und Stopfenreuth. Sämtliche Untersuchungsstandorte liegen am linken Donauufer des Wiener Beckens.

Folgende Koordinaten können den Gewässern zugeteilt werden (vgl. internationalem Sexagesimalsystem [Grad, Minuten, Sekunden]):

Tabelle 1: Koordinaten der untersuchten Standorte

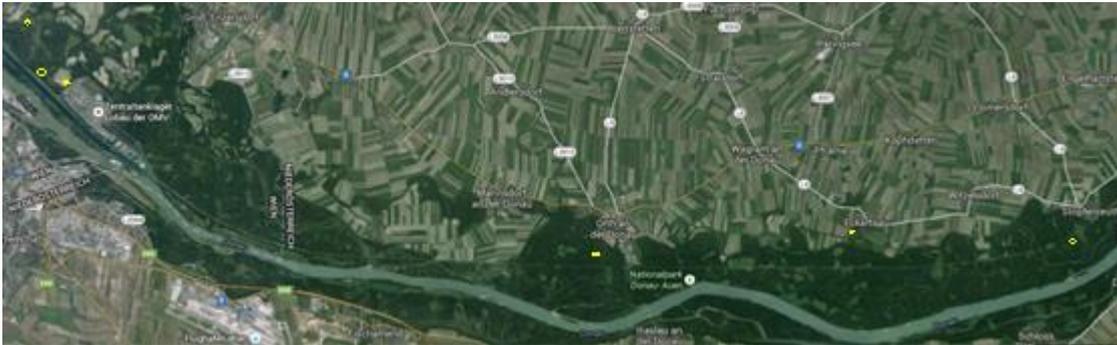
Ortsbezeichnungen	Koordinaten
Öllager	48.179890, 16.496012
Panozzalacke	48.180866, 16.487589
Tischwasser	48.192887, 16.482067
Stopfenreuth	48.140342, 16.870570
Eckartsau	48.139696, 16.787765
Orth an der Donau	48.142011, 16.684715

1.2.1 Gewässervernetzung

Die Wiederanbindung der Seitengewässer an die Donau fördert die Ausbildung eines dynamischen Gewässersystems. Die an solche dynamischen Verhältnisse gebundenen Lebensräume (Steilufer, Pionierflächen, Sedimentbänke etc.) werden dadurch wieder gefördert. Uferrückbau und Uferabsenkung, die Anbindung eines Nebenarmes, die Optimierung der Niederwasserregulierung und die granulometrische Sohlverbesserung zur Stabilisierung der Stromsohle wird besonders von der MA 45 und dem Nationalpark Donau-Auen angestrebt. Viele Projekte wurden schon erfolgreich realisiert. So erfolgten flussbauliche Maßnahmen in Orth an der Donau, Hainburg, der Gänsehaufentraverse sowie am Mühlwasser und Kuhwörterwasser. Ziel ist es, gerade im Bereich der oberen Lobau die Dotation zu erhalten (vgl. NATIONALPARK DONAU-AUEN GmbH 2015). Es soll ein kontinuierlicher Wasseraustausch guter Qualität mit der neuen Donau sichergestellt werden.

1.2.2 Geografische Lage der Gewässer

Abbildung 2: Nationalpark Donau-Auen (Google Earth 2015)



Die Untersuchungsstandorte befinden sich im Wiener Becken im sogenannten Grundwasserkörper "Marchfeld", das heißt in einem der größten Grundwasservorkommen Österreichs. Das Wiener Becken ist geologisch gesehen ein im Miozän, einem Erdzeitalter, angelegtes tektonisches Senkungsgebiet, in dem die Lockergesteine bis zu 5,5 km tief abgesenkt vorliegen. Der oberflächennahe Untergrund wird aus mächtigen rezenten, d. h. nacheiszeitlichen Donausedimenten aufgebaut. Darunter steht in durchschnittlich 30 Meter Tiefe als Grundwasserstauer der tertiäre blaugraue "Wiener Tegel" (bestehend aus Tonmergel) an. Die Geländeoberfläche der Geion von Öllager, Panozzalacke und Tischwasser liegt bei rund 153 bis 157 Metern über der Adria. Im Bereich dieser Gewässer „steht eine großräumige, tiefengeologischen Struktur innerhalb des Wiener Beckens – das ‚Schwechat Tief‘ – an“ (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2015). Die einzelnen Untersuchungsstandorte sind in Abbildung 2: Nationalpark Donau-Auen (Google Earth 2015) gelb markiert.

Das westlichste Gewässer trägt die Bezeichnung Tischwasser. Es befindet sich etwa 50 m nordwestlich der Schilfbrücke Lobau-Josefsteig. Das Tischwasser ist über 320 m vom Naufahrtweg Herrenhäufel entfernt, diese Siedlungsstraße befindet sich nordwestlich des Untersuchungsstandorts und ist mit dem Mühlwasser im Norden verbunden.

Südöstlich des Standorts Tischwasser befinden sich die Gewässer Panozzalacke und Öllager. Panozzalacke stellt die größte Wasserfläche dar. Sie befindet sich nördlich der Bahntrasse des Ölhafens Lobau und der Raffineriestraße. Das Altwasser befindet sich nur 90 m von der neuen Donau entfernt. Als stark besuchtes Badegewässer sind die Zugänge einfach begehbar und verstärkt beschriftet.

Das Gewässer des Öllagers liegt an der Lobgrundstraße. Im Osten grenzt direkt das Tanklager Lobau an. Die kürzeste Luftlinienentfernung zur Panozzalacke im Südwesten beträgt knapp 500 m. Das Gewässer des Öllagers wurde künstlich durch Baggerarbeiten geschaffen. Die Besiedelung durch *Stratiotes aloides* wurde wahrscheinlich durch menschliche Tätigkeiten begünstigt.

Vom Öllager Ostsüdost gelegen befindet sich in knapp 15 km Luftlinienentfernung das Altwasser bei Orth an der Donau. Das Altwasser befindet sich im Gebiet der österreichischen Bundesforste, südwestlich des Schlosses von Orth an der Donau. Die Donau fließt südlich in ca. zwei Kilometern Entfernung zum Altwasser.

Der Untersuchungsstandort Eckartsau befindet sich südwestlich der Gemeinde Eckartsau und des Schlosses. Er befindet sich in direkter Umgebung südlich des ortseigenen Sportplatzes. Die Entfernung zu Donau beträgt ungefähr 2,3 km, ebenso in südlicher Richtung.

Der Standort Stopfenreuth befindet sich als östlichster Standort südwestlich der Gemeinde Stopfenreuth. Das Gewässer kann über einen Radweg und einen Damm erreicht werden. Die Entfernung zum Ort Stopfenreuth beträgt 600 m Luftlinie. Die Entfernung zur südlich fließenden Donau beträgt in etwa einen Kilometer.

Alle sechs Standorte befinden sich am linken Donauufer, d. h. im Norden. Die Standorte Tischwasser, Panozzalacke und Öllager befinden sich in der oberen Lobau, d. h. im Wiener Stadtgebiet. Die Standorte Orth an der Donau und Eckartsau befinden sich in Niederösterreich in der unteren Lobau. In den Gebieten der Untersuchungsstandorte dominieren Hartholzauen ähnliche Vegetationseinheiten. Alle Entfernungen wurden auf Karten gemessen und beschrieben.

2 Material und Methodik

2.1 Zum Suchvorgang

Basis der erfolgten Untersuchungsarbeiten waren die vorgehenden Kenntnisse zu den *Stratiotes-aloides*-Standorten. Die Verbreitung der Krebscherenpopulationen war durch vorangegangene Arbeiten bereits erfasst. Die Überprüfung und Beschreibung der aktuellen Situation der Gewässer wurde durch diese Angaben ermöglicht. Die Informationen zur geografischen Lage der Gewässer und Details zu einigen ökologischen Eigenschaften stammten vom Institut für Botanik, der Universität für Bodenkultur Wien beziehungsweise aus der Fachliteratur. Detaillierte Beschreibungen und Auskünfte wurden persönlich vom Betreuer und Co-Betreuer gegeben.

An den sechs zu untersuchenden Standorten erfolgten regelmäßige Begehungen mit Such- und Sammelvorgängen. Fünf der insgesamt sechs Untersuchungsstandorte waren bereits seit Mitte Mai bekannt. Aufgrund neuer Erkenntnisse kam im August die Notwendigkeit auf, ebenso den Standort bei Orth an der Donau zu beschreiben, der sich ebenfalls als ein von *Stratiotes aloides* besiedelter Standort bestätigte.

Es erfolgte eine flächendeckende Vegetationsanalyse des Wasser- und Uferlebens nach BRAUN-BLANQUET (1964). Besonderes Augenmerk wurde auf die submerse Vegetation gelegt, welche mithilfe von Tauchgängen (Schnorcheln) etc. erfasst wurde, einschließlich aller Mesophyten. Zwei der sechs untersuchten Standorte konnten beschnorchelt werden. Die übrigen vier Standorte wurden bewattet.

Die Untersuchungsstandorte wurden anhand von Kartenmaterial und Unterstützung des Co-Betreuers lokalisiert. Es wurden GPS-Markierungen mit Koordinatenangaben eingesetzt. Ebenso konnten frei-öffentlich zugängliche Luftbilder über Google Maps beziehungsweise Google Earth zum Auffinden der Standorte eingesetzt werden. Die Koordinaten wurden GPS-gestützt übernommen und konnten erfolgreich dargestellt werden (siehe Kapitel 1.4)

Die ersten Suchvorgänge konnten im Mai (beginnend am 28.05.2015) erfolgen. Sie stellten die primäre Grundlage für die Datenerhebung dar. Zu diesem Zeitpunkt konnten die *Stratiotes-aloides*-Populationen erst in zwei der damals noch fünf Gewässer gesichtet werden.

Besonders wichtig schien zu Beginn, um mögliche Verdriftungsvorgänge der *Stratiotes-aloides*-Exemplare zu berücksichtigen, die Gewässer großräumig nach Anzeichen auf Krebscherenbestände abzusuchen. Die Suchvorgänge im Anfangsstadium der Untersuchungen waren großflächiger angelegt. Gerade der Effekt möglicher Wasserströmungen und Bewegungen musste hier bedacht werden. So wurden die begehbaren

Gewässerflächen weitläufig hauptsächlich auf das Vorkommen der *Stratiotes-aloides*-Individuen, abgesucht.

An den drei Gewässern konnten erst nach mehrmaligen Suchvorgängen *Stratiotes aloides* aufgefunden werden. Wesentlich dafür verantwortlich waren die meist geringen Sichttiefen, schwer erreichbare Gewässerstellen und oftmals die Tatsache, dass vorhandene Krebscheren erst verspätet oder gar nicht über der Wasserfläche auftauchten. In Stopfenreuth konnten erst sehr spät *Stratiotes aloides* entdeckt werden, dies war durch genannte Faktoren und den Umstand, dass die meisten vorgefundenen Exemplare im Verhältnis klein gewachsen waren, begünstigt.

Zum Anfangszeitpunkt der Untersuchungen waren viele Individuen noch untergetaucht. Sie lagen unter der Wasseroberfläche, die häufig schon von verschiedenen Arten, wie *Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Spirodela polyrhiza*, *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*, *Hydrocharis morsus-ranae* etc. stark bedeckt war. Der Standort bei Orth an der Donau konnte erst relativ spät begangen werden. Er stellt eine gewisse Ausnahme dar, denn zu diesem Zeitpunkt waren die größeren Exemplare des *Stratiotes aloides* bereits aufgetaucht. Eine mögliche Krebscherenblüte konnte in diesem Gewässer zum späten Zeitpunkt nicht mehr beobachtet werden, da der erste Suchvorgang erst Ende August durchgeführt werden konnte.

Die aus den Untersuchungen gewonnenen Daten, speziell auch zur *Stratiotes aloides*, wurden an das Institut für Botanik der Universität für Bodenkultur Wien weitergeleitet. Der jeweilige Standort der Krebscherenpopulationen wurde im Anschluss an den Suchvorgang in Skizzen ersichtlich dargestellt. Zur räumlichen Orientierung wurden auch Abbildungen mittels Luftbildern mit dazugehörigen Maßstäben erstellt.

2.2 Monitoring an den einzelnen Untersuchungsstandorten

Die Gewässertiefe schien am Standort der Panozzalacke am größten zu sein. Im Tischwasser konnte die Untersuchung ebenso durch Schnorcheln erfolgen. Obwohl auch Tauchgänge bis zu einer Tiefe von ungefähr eineinhalb bis zwei Metern erfolgen konnten, waren diese von mäßigem Erfolg gezeichnet, da die Sichttiefe in den Untersuchungsstandorten relativ schlecht schien. Die Wassertrübung durch Algen oder Schlammaufwirbelungen erwies sich als wesentlicher Störfaktor. Regelmäßig wurde daraus resultierend die Wurfharke für genauere Untersuchungen des Gewässers eingesetzt. Dieses Instrument ermöglichte es, einen größeren Bestand an Pflanzenmaterial aus den Gewässern herausziehen zu können. So konnte der submerse Vegetationsbestand deutlich genauer erfasst werden. Die Organisation der Bestimmungsar-

beit wurde durch Transekte, Karten und Raster gestützt, die Untersuchungsstandorte wurden skizziert und in möglichst homogene Areale eingeteilt.

Die gesammelten Belege sollten bei stärkerer Verschmutzung gereinigt werden. Diese Arbeit konnte zum Beispiel im Gewässer selbst erfolgen. Bei einem ‚Pflanzenfang‘ mit mehreren verschiedenen Arten darin wurden die Pflanzen sorgfältig vereinzelt, um eine erfolgreiche Bestimmung zu ermöglichen.

Wasserpflanzen neigen besonders bei höheren Außentemperaturen, wie es bei den meisten Begehungen der Fall war, dazu, relativ schnell auszutrocknen, gerade submerse Belege sind davon stark betroffen. Ein schnelles Herbarvisieren ist hier notwendig. Beim Pressen hat sich ein Vorgehen nach den Arbeitsschritten

- Verunreinigungen und anheftende Pflanzen abwaschen,
- Auflegen und Feinpositionieren der Wasserpflanze auf weißem Papier und eine Schicht Backpapier darüber legen und
- Pressvorgang durchführen

bewährt.

Wenn das Wetter es zuließ, konnten die Belege zügig an der Sonne zum Beispiel an der Windschutzscheibe des verwendeten Autos positioniert trocknen. Im Gelände bot es sich an, mit einer Unterlage, zum Beispiel einem mindestens A4 großen Holz oder Plastikbrett, zu arbeiten, um die jeweiligen Pflanzen wie gewünscht im Belegblatt zu positionieren.

Es wurden des Weiteren hydrophysikalische Untersuchungen durchgeführt. Wasserproben der Gewässer wurden hierfür entnommen. Anhand mehrerer Messungen wurden Werte wie Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt des Wassers, pH-Wert bestimmt. Das nötige Messgerät wurde vom Institut für Botanik der Universität für Bodenkultur ausgeliehen.

2.2.1 Datenerhebung

Die Erhebung des Status quo der Gewässervegetation erfolgte durch die Arbeiten im Zuge der regelmäßig erfolgten Suchvorgänge. Es konnte so ein Einblick in die pflanzensoziologischen Verhältnisse in den Gewässern erarbeitet werden. Diese gesammelten Informationen zu den Gewässern sollten qualitative und quantitative Aussagen über die Untersuchungsstandorte ermöglichen.

Das Monitoring seit Mai 2015 wurde zur Erhebung dieser Datenlage durchgeführt. Hierbei wurde auf Auskünfte und Erkenntnisse aus vorangegangenen Arbeiten zur methodischen Vorgehensweise zurückgegriffen. Informationen durch die Betreuung

des Instituts wurden laufend während der Erstellung der Arbeit eingebracht. Punktuell wurden Ergänzungen im Ablauf vorgenommen.

Wetterabhängig wurden kontinuierlich Suchvorgänge in meist engen zeitlichen Abständen vorgenommen. Zur Fortbewegung in den verschiedenen Arealen konnten Gummistiefel, Watthose, teilweise außerdem ein Schlauchboot sowie eine Schwimmmatte genutzt werden. Dies ermöglichte eine Untersuchung der Vegetation aus geringer Entfernung. An zwei Gewässern war außerdem regelmäßiges Schwimmen zum Erfüllen der Suchvorgaben notwendig. Suchvorgänge waren nur partiell vom Gewässerrand aus sinnvoll, da die einzelnen submersen Pflanzen nur in tieferen Gewässerzonen vorkamen.

2.2.2 Erhebung der Bestandscharakteristika

Die Entwicklung der Bestände wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum hin dokumentiert. Dabei wurden Parzellierungen möglichst homogener Zonen vorgenommen. Markante Punkte im Gewässer wurden zur Orientierung und Aufteilung verwendet. Es wurden außerdem mit Holzstäben Markierungen im Gewässer gesetzt.

Bedeckungsgrade und Bestandsdichten gerade bei submerser Vegetation wurden, auf die jeweiligen Flächen bezogen, erhoben. Die pflanzensoziologischen Zusammensetzungen wurden untersucht. Besonderes Augenmerk konnte hierbei auf die Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässerarealen gelegt werden.

2.2.3 Zeitliche Veränderungen der pflanzensoziologischen Gesellschaften

Es wurden während des Untersuchungszeitraums die Veränderungen der vegetativen Gesellschaften untersucht. Bezogen auf den zeitlichen Verlauf wurden Entwicklungen der Bestände an den verschiedenen Untersuchungsstandorten dokumentiert.

2.2.4 Auswertung

Die grundlegende Basis wurde durch die Darstellung der Gewässer in Luftbildern, nach GPS-Daten und Skizzen geschaffen. Transekte zur genaueren Abbildung der Gewässer bzw. gerade der submersen Zonen konnten erstellt werden.

Pflanzensoziologisch konnten die Gewässer durch Darstellungen in Tabellen ausgewertet werden. Die Häufigkeiten der Schätzskala nach KOHLER (1995) wurden dabei angeführt. Positionen der Pflanzen konnten in den Beschreibungen festgehalten werden.

2.3 Dokumentation der Wasserstände

Die Veränderung des Wasserpegels ist ein essenzieller Faktor für die Entwicklung der Altgewässer. Eine Erhebung dieser Daten erschien äußerst notwendig für die Charakterisierung der Untersuchungsstandorte.

Die hydrodynamischen Prozesse sollten erfasst werden. Der zeitliche Verlauf dieser Entwicklungen war maßgeblich beeinflussend für die Entwicklung der vegetativen Gesellschaften. Ebenso war gerade das Auftauchen der *Stratiotes-aloides*-Exemplare stark von der Tiefe der Gewässer abhängig. In Stopfenreuth und Eckartsau konnte die Situation erkannt werden, dass einzelne Krebscherenindividuen durch den niedrigen Wasserstand direkt am Gewässeruntergrund auflagen. Eine Beschreibung des artspezifischen Ab- und Auftauchprozesses war in dieser Lage nicht möglich.

Die Erhebung des Wasserpegels erfolgte durch zurechtgeschnittene Hölzer, die mit einem Maßband auf die Länge von zwei beziehungsweise eineinhalb Metern Länge abgemessen wurden. Dichte Vegetation und meist schlammige Untergrundverhältnisse erschwerten eine möglichst genaue Abschätzung der lokalen Wassertiefen.

Im untersuchten Gewässer bei Stopfenreuth konnte eine fix montierte Wassersäule auf betoniertem Untergrund an der nördlichen Einstiegsstelle eine Unterstützung zu den Messungen bieten. Es wurden jeweils markante Stellen für die Messungen gewählt, um einen möglichst aussagekräftigen Vergleich zu schaffen. Während des Untersuchungszeitraums konnten gerade bei Stopfenreuth und Eckartsau gravierende Rückgänge des Wasserstandes beobachtet werden. Ein Absinken der Wasseroberfläche von circa einem Meter im Zeitraum von Anfang Mai bis Anfang September wurde an festgelegten Punkten an den Haupteinstiegsstellen gemessen. Diese gravierende hydrologische Veränderung erfolgte während der Dürreperiode in den Monate Juli und August 2015.

2.4 Erfassung der phänologischen Gewässerentwicklung und der pflanzensoziologischen Aufnahmen

Die Standorte mit rezent nachweisbaren *Stratiotes-aloides*-Populationen sowie des Untersuchungsstandorts Panozzalacke wurden hinsichtlich der vegetativen Gesellschaften und deren Entwicklung untersucht. Es wurden Aufnahmen im direkten Grenzbereich beziehungsweise in den emersen und submersen Gewässerzonen vorgenommen.

Um Rückschlüsse auf die verschiedenen Sukzessionsauswirkungen zu erlangen, wurde des Weiteren das Verfahren nach ELLENBERG (2010) verwendet. In den Beschrei-

bungen werden die Situationen der Untersuchungsstandorte detaillierter beschrieben (siehe Ergebnisteil).

Die verschiedenen Pflanzenarten wurden anhand botanischer Bestimmungsschlüssel bestimmt. Bei Unklarheiten über die vorliegenden Arten wurden Exemplare gesammelt, aus denen Herbarbelege hergestellt worden sind. Zur Bestimmung dieser Pflanzen wurden diese anschließend zum Institut für Botanik der Universität für Bodenkultur Wien gebracht.

Das Vorkommen der diversen Spezies in diesen Arealen wurde mittels einer Schätzskala nach KOHLER (1995) bestimmt. Die Häufigkeiten der einzelnen Arten wurden an den jeweiligen Untersuchungsarealen durch Auszählarbeiten an möglichst homogenen Zonenabschnitten geschätzt, wobei der Schätzwert 1 ein sehr seltenes Auftreten der Art beschreibt, d. h. nur wenige Individuen gefunden werden konnten, und 5 ein massenhaftes, kaum zählbares Auftreten einer Spezies dokumentiert.

Tabelle 2: Fünfstufige Schätzskala nach KOHLER (1995)

<u>Skalierung</u>	<u>Bedeutung</u>
1	sehr selten
2	zerstreut
3	verbreitet
4	häufig
5	massenhaft

Die agrarische Nutzung der Umgebung, andere anthropogene Einflüsse, zum Beispiel Nutzung des Gewässers für Freizeit Zwecke, wie Badeausflugsziel, oder für Angelaktivitäten und andere Faktoren, wurden des Weiteren umfangreich dokumentiert. Zur Unterstützung der Darstellung der pflanzensoziologischen Verhältnisse wurden ebenso grafische Verweise in Skizzen und Transekten angefertigt.

2.5 Erfassung der Messdaten

2.5.1 pH-Wert

Der pH-Wert ist eine Messgröße der Säurestärke einer wässrigen Lösung, die als negativer dekadischer Logarithmus (p) der Wasserstoffionenkonzentration (H^+) ausgedrückt wird. Ein pH-Wert kleiner als 7 ist hierbei sauer, größer als 7 ist alkalisch. Der pH-Wert nimmt großen Einfluss auf die Löslichkeit von Mineral- und Nährstoffen aus dem Boden, die meisten sind im sauren Milieu besser löslich als im basischen oder

neutralen. Ein pH-Wert von 6 bis 7 bietet die optimale Nährstoffversorgung für die meisten Pflanzenarten (vgl. SERIES 2015).

2.5.2 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeitsmessung, auch Konduktometrie genannt, ist eine Methode zur rapiden Bestimmung des Gesamtgehalts gelöster ionischer Substanzen. Sie wird unabhängig von der tatsächlichen Messtemperatur stets auf 25 °C Normtemperatur bezogen, um eine Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Messsituationen zuzulassen (vgl. FLAD 2015).

Bei der Konduktometrie wird der Kehrwert des elektrischen Widerstands instrumentell bestimmt und in der Einheit Mikrosiemens pro cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ausgedrückt. Dadurch kann die Ionenkonzentration einer Lösung bestimmt werden. Zu den Quellen natürlicher und anthropogener Salze in Gewässern zählen Verwitterung von Gesteinen, menschliche und tierische Ausscheidungen sowie industrielle Einleitungen und Streusalz. Die am häufigsten vorkommenden Kationen sind Natrium, Kalzium, Magnesium und Kalium, als häufigste Anionen finden sich Chloride, Sulfate, (Hydrogen-)Karbonate sowie Nitrate (vgl. NÜRNBERG 2015).

2.5.3 Stickstoff

Zu den maßgeblichsten Stickstofflieferanten zählen organische Abbauprodukte sowie Ammonium- und Nitrat-Ionen aus anthropogenen Quellen. Ammonium-Ionen können in Pflanzen die Atmung und fotokatalysierte Phosphorylierung inhibieren und dadurch toxisch wirken. Als Abwehrmechanismus gegen erhöhte Ammoniumkonzentrationen synthetisieren Pflanzen spezifische Amine und Aminosäuren, insbesondere mit einem hohen Stickstoff-/Kohlenstoffanteil (vgl. SMOLDERS et al. 1996). KUFEL et al. (2010) konnten jedoch zeigen, dass das Wachstum von *Stratiotes aloides* durch Ammonium- und Nitrationenkonzentration nicht maßgeblich verändert wird (vgl. KUFEL et al. 2010).

2.5.4 Nitrat

Nitrate (HNO_3) sind Salze und Ester- der Salpetersäure. Sie sind in der Bio- und Hydrosphäre allgegenwärtig. Da sie von den Pflanzen als Nährstoff benötigt werden, sind sie in vielen Düngemitteln vorhanden, wie auch in Gülle. Sie können direkt von Pflanzen aufgenommen und verwertet werden (vgl. DOKULIL et al. 2001).

2.5.5 Phosphor

Obwohl phosphorbasierte Eutrophierung die Biodiversität maßgeblich reduziert, konnte gezeigt werden, dass in manchen Lebensräumen, die sich in räumlicher oder geologischer Nähe zu stark landwirtschaftlich genutzten Gebieten befinden, durch natürliche Nährstofffilterungssysteme großer Sumpfgebiete dennoch eine hohe Diversität erhalten bleiben kann. Die Filterung geschieht durch Phosphorpräzipitation als Eisenphosphate sowie durch biologische Aufnahme. Um trotz Eutrophierung Diversität aufrechterhalten zu können, sind daher umfassende naturbelassene Sumpfgebiete vonnöten, die zu einer zonenweisen Eindämmung der Nährstoffversorgung führen und dadurch zu einem gewissen Ausmaß natürliche Konditionen wiederherstellen können (vgl. CUSELL et al. 2014).

2.5.6 Temperatur

Da die Reaktionsgeschwindigkeit nahezu aller biochemischen und physikalischen Vorgänge durch die Umgebungstemperatur beeinflusst wird, hat auch die Wassertemperatur einen maßgeblichen Einfluss auf aquatisches Leben. Organismen sind an einen gewissen Temperaturbereich gebunden und können sich nur an Schwankungen in unterschiedlichem Ausmaß anpassen. Durch einen Anstieg der Temperatur kommt es zur einer Dichte- und Viskositätsabnahme, da die Sedimentation von Partikeln beschleunigt wird (vgl. NÜRNBERG 2015).

Diese Reaktionsbeschleunigung muss bei der Dateninterpretation gemessener Stoffkonzentrationen bedacht werden, da intrinsisch höhere Konzentrationen durch größeren Stoffumsatz in stehenden Gewässern, die im Vergleich zu fließenden schattigen Gewässern direkter Sonneneinstrahlung ausgesetzt sind, der Detektion entzogen werden können.

2.6 Persönliche Vorbereitung

Zur Gewährleistung eines intakten Schutzes gegen die von Zeckenbissen verursachte Frühsommer-Meningoenzephalitis wurde vor Beginn der praktischen Untersuchungen die FSME-Impfung nachgeholt. Anschaffungen, wie Watthose, Schnorchelausrüstung, Taucherbrille, Outdoor-Unterwasserkamera, ein Neoprenanzug aufgrund der noch geringen Wassertemperatur und den langen Schwimmzeiten und andere im Gewässer benötigte Utensilien, zum Beispiel Badeutensilien, wurden ebenfalls getätigt. Vom Institut für Botanik wurde eine Wurfharke zur Verfügung gestellt sowie zeitweise ein Mess-

gerät zur Untersuchung der Wasserparameter in Hinsicht auf elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Temperatur. Zur Bestimmung der Gewässertiefen wurden zusätzlich Maßband und Hölzer mit Längen von 1,5 bis 2 Metern verwendet. An zwei Gewässerstandorten, nämlich Panozzalacke und Tischwasser, wurde zusätzlich ein aufpumpbares Schlauchboot beziehungsweise eine Luftmatratze eingesetzt.

Die Herstellung der Herbarbelege sollte gleich vor Ort erfolgen, um eine möglichst hohe Qualität der Belege zu erhalten. Das gesammelte Pflanzenmaterial wurde bereits am jeweiligen Untersuchungsstandort gepresst. Es wurde eine Herbarpresse vom Institut und ausreichende Papiere, nämlich weißes Papier hauptsächlich im A4-Format, Backpapier zur Zwischenschichtlage und Zeitungspapier von unterschiedlichen Formaten, verwendet. Ein ebenes Schneidebrett konnte bei der Auflage des pflanzlichen Materials im Gelände hilfreich sein.

Die MA 49, Magistrat der Stadt Wien, hat im Rahmen der Arbeit eine Berechtigung für diese Untersuchungen in den Gewässern der Lobau ausgesprochen. Diese konnte im Zuge eines Gesprächs am 18.5.2015 im Naturschutzhaus Lobau erfolgen. Fahrtbewilligungen konnten jedoch keine erwirkt werden. Die Standorte wurden dementsprechend zu Fuß erreicht.

3 Ergebnisse

Die pflanzensoziologische Analyse wird detailliert aufbereitet und wird qualitativ und quantitativ Aufschluss über die betrachtete Flora der untersuchten Gewässer geben. Es wurden Herbarbelege hergestellt und gesammelt. Diese geben Auskunft über den Fundort, das Datum und zeigen das vorgefundene Pflanzenexemplar, welches mittels Vegetationsschlüssel des Professors bestimmt wurde. Die Bestimmung der Herbarbelege wurde von Universitätsprofessor Doktor Diplomingenieur Karl Georg Bernhardt am Institut überprüft und berichtet. Einige ausgewählte Belege durften am Herbar des Instituts für Botanik gesammelt werden.

1. Tabellen der pflanzensoziologischen Aufnahmen

Die gesammelten und bestimmten Belege sind in Listen zusammengefasst worden. Folgende Pflanzenarten konnten in den verschiedenen Gewässern entdeckt werden:

Tabelle 3: Identifizierte Spezies der Gewässervegetation

Gewässervegetation	①	②	③	④	⑤	⑥
<i>Callitriche cophocarpa</i>				1		
<i>Ceratophyllum demersum</i>	5	5	2	5	2	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	3	2	1	3	1	3
<i>Chara globularis</i>	1	1		2	1	1
<i>Chara vulgaris</i>						2
<i>Elodea callitrichoides</i>		1				
<i>Elodea canadensis</i>					1	1
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	5	5	1	5	2	3
<i>Lemna gibba</i>				1	1	1
<i>Lemna minor</i>	4	5	2	4	2	3
<i>Lemna trisulca</i>	3	3	1	2	2	2
<i>Leptodictyum riparium</i>		1		1	1	1
<i>Myriophyllum spicatum</i>	1	2	1		1	3
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	1	3	1		2	4
<i>Najas marina</i>	1		2			
<i>Nitellopsis obtusa</i>	1	2	1	3	1	1

<i>Nuphar lutea</i>	1	3			2	3
<i>Nymphaea alba</i>		2			1	4
<i>Oenanthe aquatica</i>	1	1				
<i>Potamogeton acutifolius</i>		1		1		1
<i>Potamogeton compressus</i>			1	1		
<i>Potamogeton crispus</i>	3	3	1	3	3	3
<i>Potamogeton lucens</i>	1	2	1	2		2
<i>Potamogeton pectinatus</i>	1		1	1	1	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>					1	1
<i>Potamogeton pusillus</i>	1			1	1	1
<i>Potamogeton trichoides</i>	1	1		1		1
<i>Riccia fluitans</i>		1	1	2	1	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	3	2	1	3	1	3
<i>Stratiotes aloides</i>	2	2	4	5		3
<i>Utricularia australis</i>			1	1	1	2
<i>Utricularia vulgaris</i>	4	4	2	4	1	3

Tabelle 4: Identifizierte Spezies der Ufervegetation

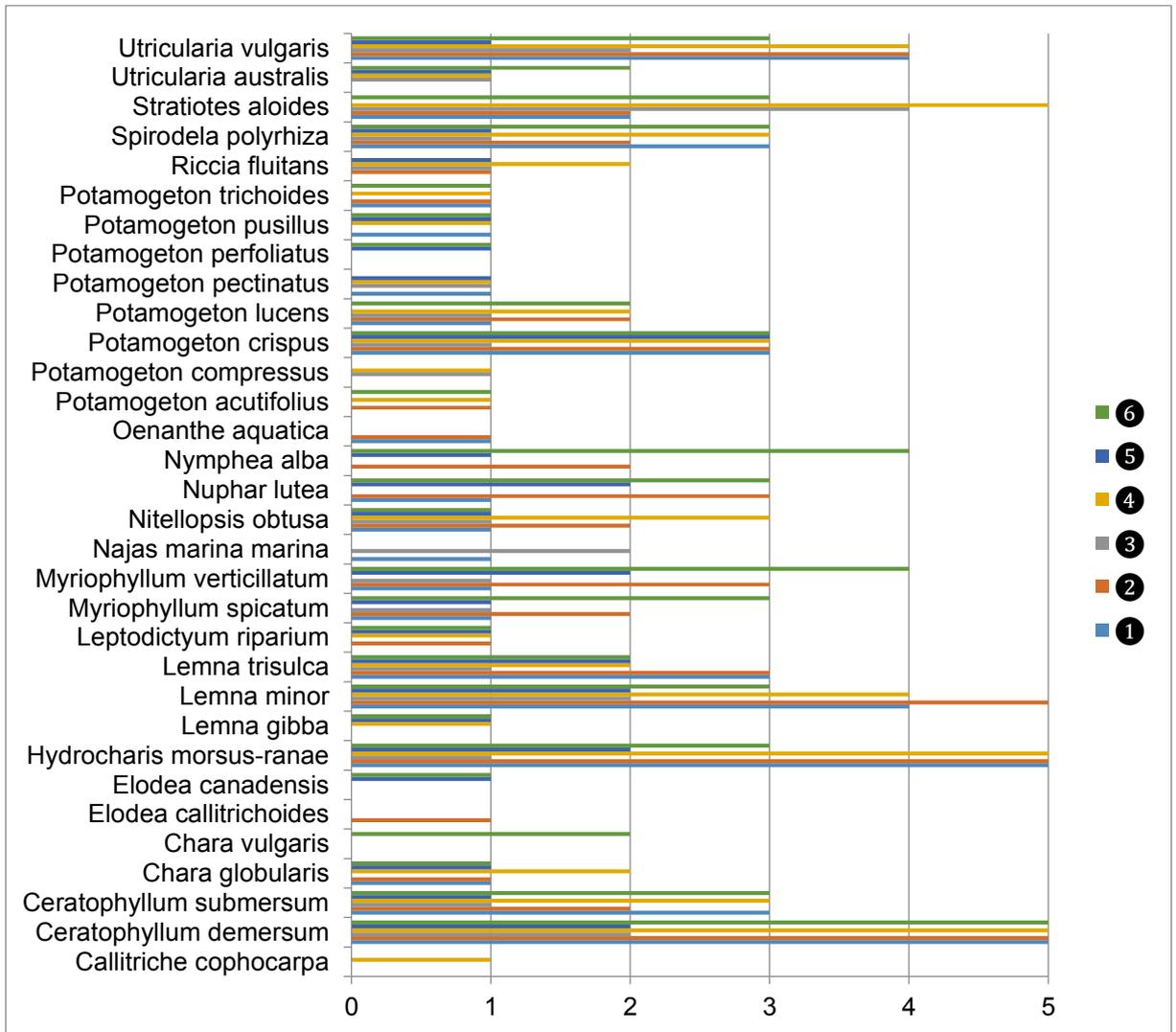
Ufervegetation	①	②	③	④	⑤	⑥
<i>Alisma lanceolata</i>		1				
<i>Alisma plantago aquatica</i>	1	1	1	1		
<i>Amblystegium riparium</i>		1		2		1
<i>Bidens cernua</i>	1	1	1	1	1	
<i>Callitriche cophocarpa</i>					2	
<i>Carex acuta</i>				2		2
<i>Carex acutiformis</i>	1		1			
<i>Carex vesicaria</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Equisetum arvense</i>	2	3	1	2	2	2
<i>Galium verum</i>					2	1
<i>Glyceria maxima</i>				3	3	3
<i>Iris pseudacorus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Juncus effusus</i>	1	1		1	2	1
<i>Leptodictyum riparium</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	2				3	1

<i>Lythrum salicaria</i>	1	1				
<i>Mimulus guttatus</i>	2	1		1	2	
<i>Myosotis scorpiodes</i>	1					
<i>Oenanthe aquatica</i>	1	1				
<i>Persicaria minor</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Phalaris arundinacea</i>		1	1			
<i>Phragmites australis</i>	3	3	5	2	3	5
<i>Plantago lanceolata</i>		1	1	1		
<i>Ranunculus sceleratus</i>	1	1			1	1
<i>Rorippa austriaca</i>		2				1
<i>Rorippa sylvestris</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	1	2	1	1	1	1
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	1	1		1	3	2
<i>Sparganium emersum</i>	1	2	3	1	2	3
<i>Tussilago farfara</i>					1	
<i>Typha latifolia</i>	2	2	3	2	2	3

Tabelle 5: Aufschlüsselung der Standortbezeichnungen

①	Stopfenreuth
②	Eckartsau
③	Orth an der Donau
④	Öllager
⑤	Panozzalacke
⑥	Tischwasser

Abbildung 3: Darstellung der Gewässerspezies mit ihren Häufigkeiten nach KOHLER (1995)



3.1.1 Tabelle zur Ufervegetation zu Skalenwerten nach ELLENBERG

Tabelle 6: Tabelle zur Ufervegetation mit Zeigerwerten nach ELLENBERG 2010

Land- und Sumpfpflanzen	Lichtzahl	Temperaturzahl	Kontinentalitätszahl	Feuchtezahl	Reaktionszahl	Stickstoffzahl
<i>Alisma lanceolatum</i>	L: 7	T: 7	K: 2	F: 10	R: 7	N: 5
<i>Alisma plantago aquatica</i>	L: 7	T: 5	K: x	F: 10	R: x	N: 8
<i>Amblystegium riparium</i>		T: x	K: 5	F: 7	R: 5	
<i>Bidens cernua</i>	L: 8	T: 6	K: 5	F: 9	R: 7	N: 9

<i>Callitriche cophocarpa</i>	L: 8	T: x		F: 10	R: 8	N: 5
<i>Carex acuta</i>	L: 7	T: x	K: 3	F: 9	R: 7	N: 5
<i>Carex acutiformis</i>	L: 7	T: x	K: 3	F: 9	R: 7	N: 5
<i>Carex vesicaria</i>	L: 7	T: 4	K: x	F: 9	R: 6	N: 5
<i>Equisetum arvense</i>	L: 6	T: x	K: x	F: x	R: x	N: 3
<i>Galium verum</i>	L: 7	T: 6	K: x	F: 4	R: 7	N: 3
<i>Glyceria maxima</i>	L: 9	T: 5	K: x	F: 10	R: 8	N: 9
<i>Iris pseudacorus</i>	L: 7	T: 6	K: 3	F: 9	R: x	N: 7
<i>Juncus effusus</i>	L: 8	T: 5	K: 3	F: 7	R: 3	N: 4
<i>Leptodictyum riparium</i>		T: x	K: 5	F: 7	R: 5	
<i>Lysimachia nummularia</i>	L: 4	T: 6	K: 4	F: 6	R: x	N: x
<i>Lythrum salicaria</i>	L: 7	T: 5	K: 5	F: 8	R: 6	N: x
<i>Mimulus guttatus</i>	L: 7	T: x	K: 3	F: 9	R: x	N: 6
<i>Myosotis scorpioides</i>	L: 4	T: x	K: 3	F: 6	R: x	N: 7
<i>Oenanthe aquatica</i>	L: 7	T: 6	K: 5	F: 10	R: 7	N: 6
<i>Persicaria minor</i>		T: x	K: 5	F: 7	R: 5	
<i>Phalaris arundinacea</i>	L: 7	T: 5	K: x	F: 8	R: 7	N: 7
<i>Phragmites australis</i>	L: 7	T: 5	K: x	F: 10	R: 7	N: 7
<i>Plantago lanceolata</i>	L: 6	T: x	K: 3	F: x	R: x	N: x
<i>Ranunculus sceleratus</i>	L: 9	T: 6	K: x	F: 9	R: 7	N: 9
<i>Rorippa austriaca</i>	L: 8	T: 7	K: 4	F: 7	R: 8	N: 8
<i>Rorippa sylvestris</i>	L: 6	T: 6	K: 3	F: 8	R: 8	N: 6
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	L: 7	T: 6	K: 4	F: 10	R: 7	N: 6
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	L: 8	T: 6	K: 3	F: 11	R: 7	N: 6
<i>Sparganium emersum</i>	L: 7	T: 6	K: 3	F: 10	R: 6	N: 7

<i>Tussilago farfara</i>	L: 8	T: x	K: 3	F: 6	R: 8	N: x
<i>Typha latifolia</i>	L: 8	T: 6	K: 5	F: 10	R: 7	N: 8

3.1.2 Tabelle zur aquatischen Vegetation zu Skalenwerten nach ELLENBERG

Tabelle 7: Tabelle zur Gewässervegetation mit Zeigerwerten nach ELLENBERG 2010

Wasserpflanzen	Licht- zahl	Tempera- turzahl	Kontinentli- tätszahl	Feuch- tezahl	Reak- tionszahl	Stick- stoffzahl
<i>Callitriche cophocarpa</i>	L: 8	T: x		F: 10	R: 8	N: 5
<i>Ceratophyllum demersum</i>	L: 6	T: 7	K: x	F: 12	R: 8	N: 8
<i>Ceratophyllum submersum</i>	L: 5	T: 8	K: 5	F: 12	R: 8	N: 7
<i>Chara globularis</i>						
<i>Chara vulgaris</i>						
<i>Elodea callitrichoides</i>	L: 8	T: 6	K: 5	F: 12	R: 7	N: 7
<i>Elodea canadensis</i>	L: 7	T: 6	K: 5	F: 12	R: 7	N: 7
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	L: 7	T: 6	K: 4	F: 11	R: 7	N: 6
<i>Lemna gibba</i>	L: 8	T: 6	K: 3	F: 11	R: 8	N: 8
<i>Lemna minor</i>	L: 7	T: 5	K: 3	F: 11	R: x	N: 6
<i>Lemna trisulca</i>	L: 7	T: 6	K: 3	F: 12	R: 7	N: 5
<i>Myriophyllum spicatum</i>	L: 5	T: 6	K: x	F: 12	R: 9	N: 7
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	L: 5	T: 6	K: 5	F: 12	R: 7	N: 8
<i>Najas marina</i>	L: 5	T: 6	K: 4	F: 12	R: 9	N: 6
<i>Nitellopsis obtusa</i>						
<i>Nuphar lutea</i>	L: 8	T: 6	K: 4	F: 11	R: 7	N: 6
<i>Nymphaea alba</i>	L: 8	T: 6	K: 3	F: 11	R: 7	N: 5
<i>Oenanthe aquatica</i>	L: 7	T: 6	K: 5	F: 10	R: 7	N: 6
<i>Potamogeton pectinatus</i>	L: 6	T: x	K: 5	F: 12	R: 8	N: 8

<i>Potamogeton a-cutifolius</i>	L: 7	T: 6	K: 4	F: 11	R: 5	N: 6
<i>Potamogeton compressus</i>	L: 6	T: 5		F: 12	R: 8	N: 4
<i>Potamogeton crispus</i>	L: 6	T: 5	K: 3	F: 12	R: 7	N: 5
<i>Potamogeton lucens</i>	L: 6	T: 6	K: 4	F: 12	R: 6	N: 7
<i>Potamogeton pectinatus</i>	L: 6	T: x	K: 5	F: 12	R: 8	N: 8
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	L: 6	T: x	K: x	F: 12	R: 7	N: 6
<i>Potamogeton pusillus</i>	L: 6	T: 5	K: 5	F: 12	R: 6	N: x
<i>Potamogeton trichoides</i>	L: 8	T: 6	K: 5	F: 11	R: 5	N: 4
<i>Riccia fluitans</i>		T: 6	K: 5	F: 8	R: 4	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	L: 7	T: 6	K: 5	F: 11	R: 6	N: 6
<i>Stratiotes aloides</i>	L: 7	T: 6	K: 5	F: 11	R: 8	N: 6
<i>Utricularia australis</i>	L: 9	T: 6	K: 2	F: 12	R: 5	N: 3
<i>Utricularia vulgaris</i>	L: 7	T: 6	K: x	F: 12	R: 5	N: 4

Niedrige Zahlenwerte weisen nach ELLENBERG 2010 auf niedrige bevorzugte Lichtwerte, Temperaturen, Feuchtigkeit- sowie Stickstoffvorkommen im Boden hin. Höhere Reaktionszahlen beschreiben eine Vorliebe auf basischere Boden-pH-Werte, wobei Zahlen von 1 bis 5 auf ein vorzugsweise saures Milieu hindeuten. Die Kontinentalitätszahl bewertet die Verbreitungsschwergewichte der Spezies; bezogen auf Europa stellt 1 die europäische Atlantikküste dar und je höher der numerische Wert liegt, desto östlicher liegen die Verbreitungsschwerpunkte der einzelnen Arten. Detaillierter dargestellt werden die Zeigerwerte im Anhang der Arbeit.

3.1.3 Ergänzung zu den niederösterreichischen Standorten

Zu den niederösterreichischen Standorten zählen die Standorte bei Stopfenreuth, Eckartsau und Orth an der Donau. Sie befinden sich alle nördlich der Donau und östlich von Wien. Die gesamte Distanz zwischen den Gewässern beträgt an den beiden am weitest voneinander entfernt liegenden Gewässern, nämlich dem Standort Tischwasser in Wien und Stopfenreuth, circa 30 Kilometer Luftlinie. Die Gewässer bei Orth

an der Donau, Eckartsau und Stopfenreuth liegen relativ nahe zueinander. So betragen die Entfernungen zwischen dem Standort Orth an der Donau zu dem Untersuchungsstandort Eckartsau etwa 7 Kilometer und vom Standort Eckartsau zum Standort Stopfenreuth ebenso circa 7 Kilometer, beides nach Luftlinie am Kartenmaterial gemessen.

Der Untersuchungsstandort Stopfenreuth in der Umgebung des Rosskopfarmes ist am weitesten von Wien entfernt. Er erstreckt sich über mehrere hundert Meter in südöstliche Richtung. Die Wasserflächen sind sehr unterschiedlich ausgeprägt, im Untersuchungszeitraum war das Gewässer stark von einem sinkenden Wasserpegel betroffen. Der Untersuchungsstandort Eckartsau, nahe dem Schlossgelände, konnte zeitweise über den Fadenbach mit Wasser versorgt werden, jedoch sank der Wasserstand dieses Gewässers ebenfalls erheblich, gerade im August.

Das Altwasser bei Orth an der Donau liegt südlich des Orts im Areal der österreichischen Bundesforste. Dieser Untersuchungsstandort wurde erst ab August begangen, da dieser Standort erst während den Feldstudien als weiterer und weniger weit bekannter Krebscherenstandort in die Untersuchungen mitaufgenommen wurde.

3.1.4 Ergänzungen zu den Wiener Standorten

Diese drei Wiener Untersuchungsstandorte im Gemeindebezirk Donaustadt, Wien 22, wurden untersucht: Öllager, Panozzalacke und Tischwasser. Alle Standorte liegen hier entweder in der Nähe von dem Tanklager oder in direkter Umgebung zu privat bebautem Gebiet.

Die *Stratiotes-aloides*-Population, die den größten Krebscherenteppich ausgebildet hat, befindet sich beim Standort Öllager, OMV Tanklager Lobau. Das Tanklager Lobau erstreckt sich in direkter östlicher Umgebung.

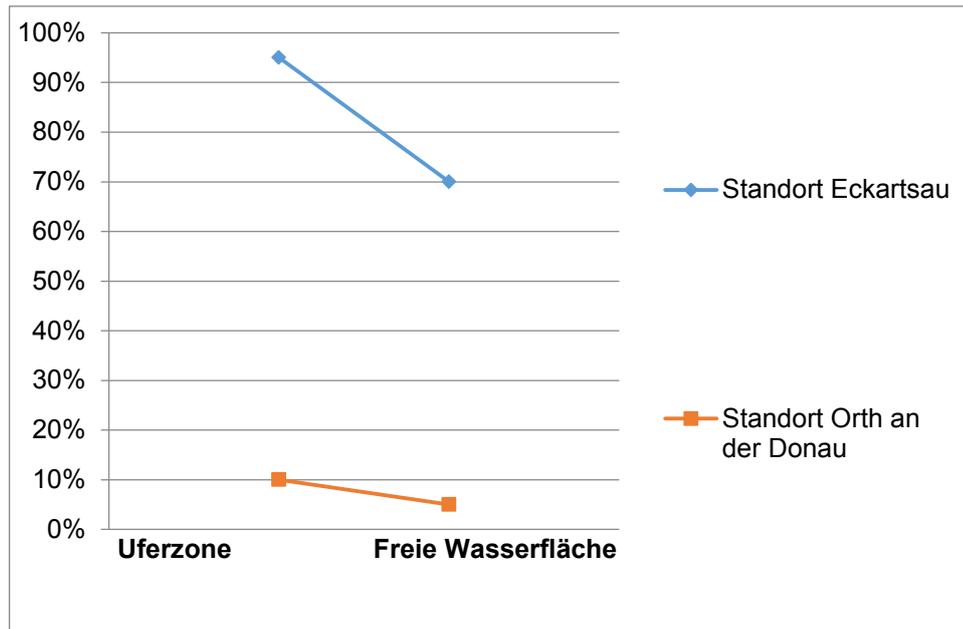
An der Panozzalacke konnte kein *Stratiotes-aloides*-Bestand vorgefunden werden. Dieses Altwasser bietet das flächenmäßig größte Untersuchungsareal. Es wird wesentlich auch für Freizeitwecke genutzt. Badestrand und Fischereigebäude mit eigenem Steg sind an diesem Standort vorhanden.

Das vom Stadtkern Wien betrachtet nächstgelegene Gewässer nahe des Biberhauftenweges und etwas nordwestlich des Josefsteigs bzw. der Schilfbrücke Lobau trägt den Namen Tischwasser. Es handelt sich hierbei um einen südwestlichen Ausläufer des Mühlwassers. Dieser Standort wird ebenso von Freizeitgästen genutzt. Allerdings sind die Bademöglichkeiten an Panozzalacke oder Dechantlacke deutlich besser erreichbar und werden dadurch auch deutlich erkennbar intensiver genutzt.

3.1.5 Beobachtete Verhältnisse an den verschiedenen Untersuchungsstandorten

Die Gewässer unterschieden sich in der Dichte und dem Bedeckungsgrad von emersum und submersum Bewuchs. So konnte eine gewisse Tendenz einer stärkeren Vegetationsdichte bei Gewässern mit einer größeren Nähe zu agrarischen Nutzflächen erahnt werden.

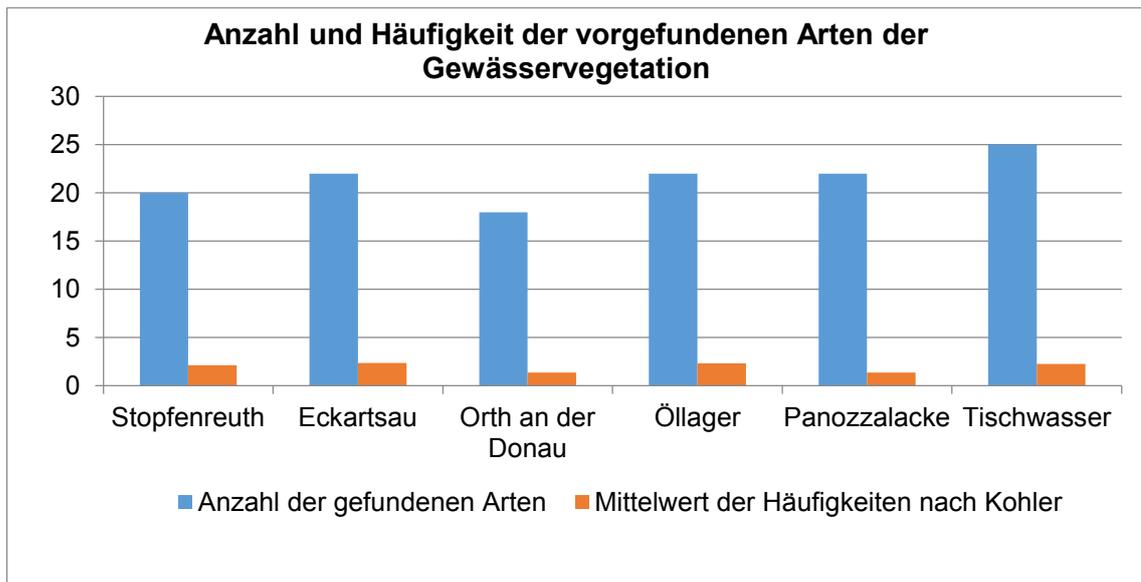
Abbildung 4: Vergleich der Mittelwerte des Bedeckungsgrades von drei Bestandsaufnahmen im September 2015 an zwei Untersuchungsstandorten



Die Standorte bei Eckartsau und Orth an der Donau unterschieden sich in der Dichte der Vegetationseinheiten maßgeblich voneinander. Auf den untersuchten Flächen konnten große Unterschiede in den Bedeckungsgraden der Vegetation beobachtet werden, wobei hier linker Hand die Mittelwerte der Bestandsdichten an der Uferzone und rechter Hand die Bestandsdichten auf den Freiwasserflächen aufgezeigt werden (vgl. Abbildung 4).

Besonders dicht bewachsen schienen die Standorte Eckartsau und Tischwasser zu sein. Ebenso wiesen Stopfenreuth und das Öllager einen hohen Bedeckungsgrad auf, wobei eine besondere Nähe zu Grünlandflächen vorlag. Die Untersuchungsstandorte Panozzalacke und Orth an der Donau wiesen den Beobachtungen nach einen weniger stark ausgeprägten Bewuchs auf. In folgender Tabelle sollen Zusammenhänge zu Artenanzahl, deren geschätzten Häufigkeiten nach KOHLER (1995) und zum Mittelwert aus Artenzahl sowie Häufigkeiten zur Übersicht dargestellt werden:

Abbildung 5: Verhältnisse der Flora an den verschiedenen Standorten



Diese Abbildung soll veranschaulichen, wie häufig die verschiedenen Spezies an den Standorten vorkommen. Die Artenvielfalt der untersuchten Gewässer erscheint durchaus sehr standortspezifisch. So konnten am Standort bei Orth an der Donau etwa weniger verschiedene Spezies vorgefunden werden als an anderen Gewässern. Die Mittelwerte der gesamten Häufigkeit, anhand der Skalierung von KOHLER, variieren außerdem (siehe Standort Orth an der Donau und Panozzalacke). So treten hier auch wesentliche Unterschiede bei den Bedeckungsgraden auf. Die Bestandsdichte der Populationen variiert eindeutig. Ursachen könnten auch durch landwirtschaftlichen Einfluss, vorrangig Nährstoffauswaschungen, mitverursacht werden.

3.2 Darstellung der hydrophysikalischen Messwerte und pH-Werte

Nachstehende Tabelle stellt die Erfassung der gesammelten Werte, d. h. den Vergleich von Sauerstoffgehalt, pH-Wert, die Leitfähigkeit bei gleichzeitiger Temperaturmessung, die Charakterisierung der Verteilungsmuster und eventuelle Ausnahmen bzw. Ausreißer, dar. Die Messwerte gaben die Möglichkeit, Daten bezüglich der Wasserqualitäten zu erfassen und einzeln darzustellen:

Tabelle 8: Hydrophysikalische Messwerte

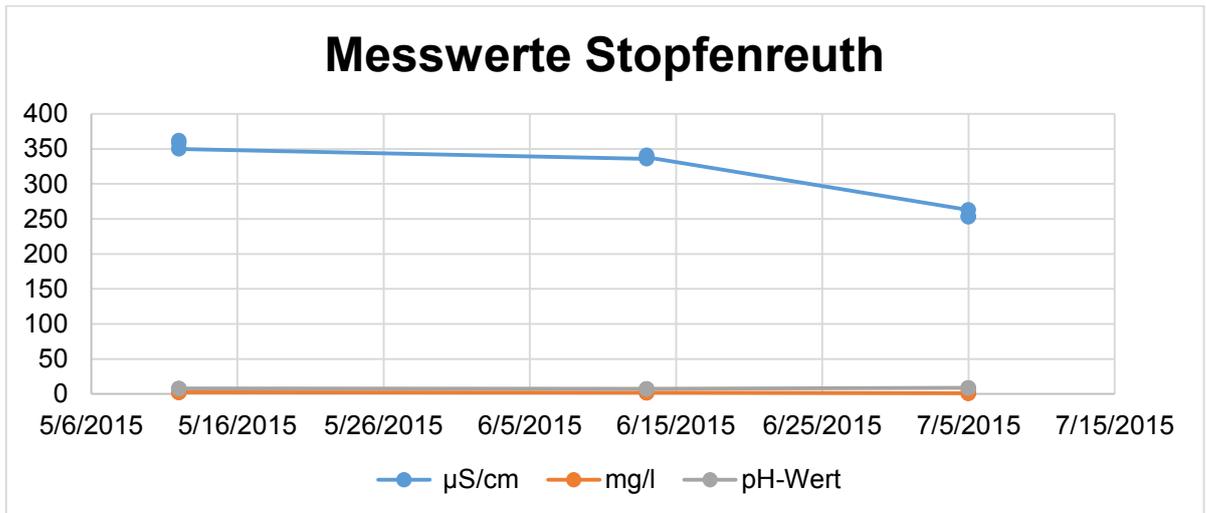
Mittelwerte Stopfenreuth			
		Temperatur	Zeitpunkte der Messungen
Leitfähigkeit	312.25 $\mu\text{S/cm}$	20,63 °C	12.05.2015
Sauerstoffgehalt O ₂	1.841 mg/l	20,16 °C	13.06.2015
pH-Wert	7,94	19,8 °C	05.07.2015
Mittelwerte Eckartsau			
		Temperatur	Zeitpunkte der Messungen
Leitfähigkeit	568.33 $\mu\text{S/cm}$	19,36 °C	12.05.2015
Sauerstoffgehalt O ₂	2.331 mg/l	19,3 °C	13.06.2015
pH-Wert	7.438	19,9 °C	05.07.2015
Mittelwert Orth an der Donau			
		Temperatur	Zeitpunkte der Messungen
Leitfähigkeit	272.16 $\mu\text{S/cm}$	25,35 °C	03.08.2015
Sauerstoffgehalt O ₂	1.08 mg/l	25,45 °C	13.08.2015
pH-Wert	8,61	25,35 °C	
Mittelwerte Öllager			
		Temperatur	Zeitpunkte der Messungen
Leitfähigkeit	498 $\mu\text{S/cm}$	18,73 °C	12.05.2015
Sauerstoffgehalt O ₂	3.01 mg/l	18,46 °C	20.06.2015
pH-Wert	7,58	18,56 °C	04.07.2015
Mittelwerte Panozzalacke			
		Temperatur	Zeitpunkte der Messungen
Leitfähigkeit	468.22 $\mu\text{S/cm}$	18,43 °C	18.05.2015
Sauerstoffgehalt O ₂	4.257 mg/l	18,3 °C	20.06.2015

pH-Wert	7,15	18,2 °C	04.07.2015
Mittelwerte Tischwasser			
		Temperatur	Zeitpunkte der Messungen
Leitfähigkeit	444.3 µS/cm	18,33 °C	12.05.2015
Sauerstoffgehalt O₂	4.156 mg/l	18,23 °C	20.06.2015
pH-Wert	7,398	18,03 °C	04.07.2015

3.2.1 Auswertung der gemessenen Parameter der unteren Lobau

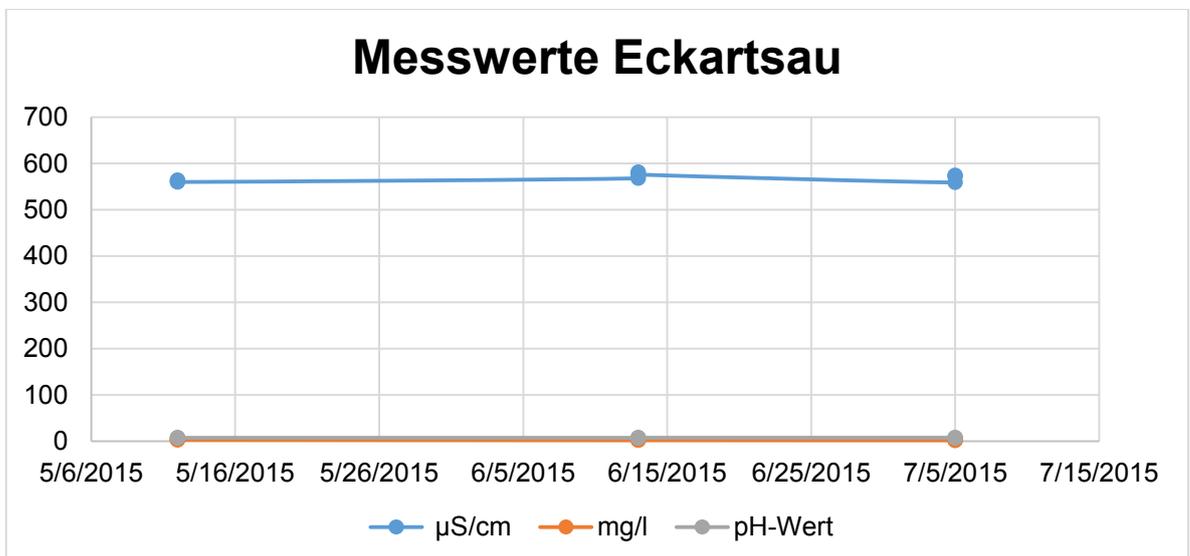
Dargestellt wurden elektrische Leitfähigkeit in Mikrosiemens pro Zentimeter, Sauerstoff Partialdruck in Milligramm pro Liter und pH-Wert. Es wurde versucht, die Messungen möglichst zur gleichen Tageszeit, jeweils Mittagszeit, beziehungsweise am frühen Nachmittag durchzuführen, um möglichst vergleichbare Werte messen zu können, da gerade der Wert des Sauerstoffpartialdrucks im Tagesverlauf Schwankungen aufweisen dürfte. So konnte während der Messungen an allen drei Untersuchungsstandorten der unteren Lobau ein geringer Anstieg des Sauerstoffpartialdrucks über die Untersuchungsperiode gemessen werden. Ein Zusammenhang mit der Fotosyntheseleistung der aquatischen Vegetation kann vermutet werden. Die Differenzen waren allerdings eher von geringem Ausmaß, möglicherweise hat ein Temperaturanstieg über die Sommermonate einen wesentlichen Einfluss auf die Sauerstoffmesswerte an den Untersuchungsstandorten. Der Wert der elektrischen Leitfähigkeit schwankte ebenso, wobei gerade Strömungen in den Gewässern zu Veränderung der Messwerte beigetragen haben könnten. Der Standort bei Orth an der Donau konnte erst zu späteren Zeitpunkten untersucht werden, der Zeitraum der Messungen war dadurch auch etwas kürzer angesetzt.

Abbildung 6: Messwerte von Stopfenreuth



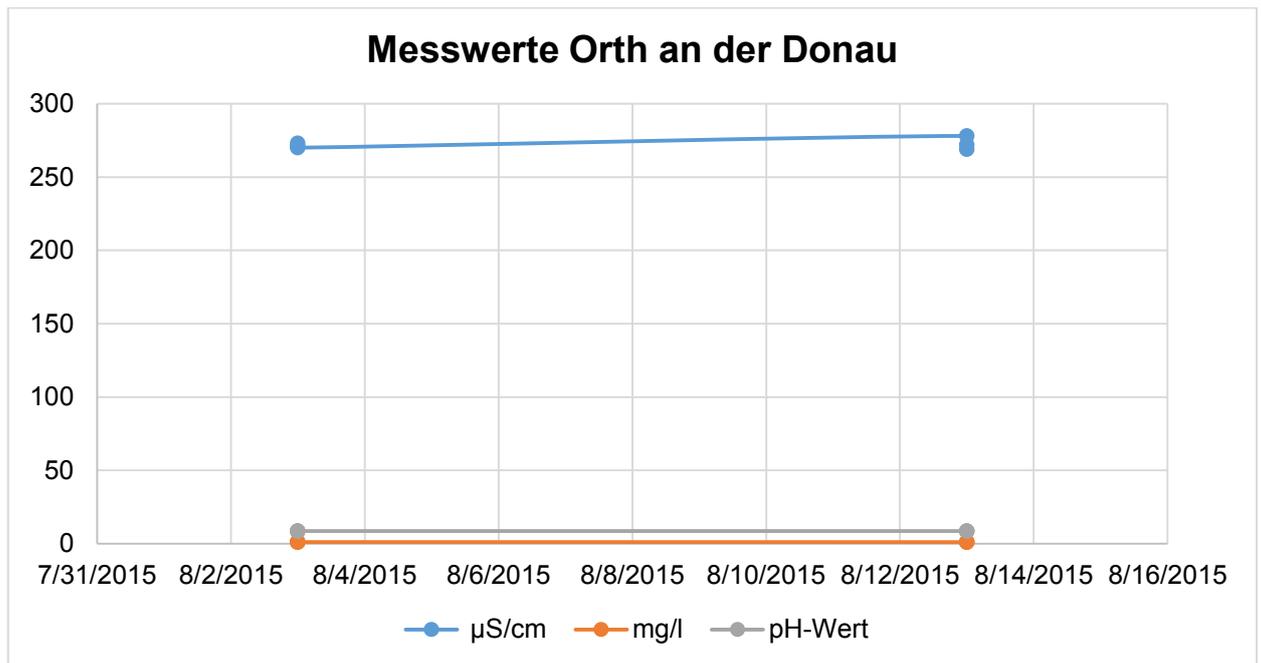
Die Messungen am Standort Stopfenreuth haben ergeben, dass die elektrische Leitfähigkeit während der Untersuchungsperiode abgenommen hat. Die Werte des Sauerstoffpartialdrucks und die pH-Werte sind vollständigheitshalber angeführt. Die elektrische Leitfähigkeit kann Rückschlüsse auf die Veränderung der Ionenkonzentration, wie natürliche und anthropogene Salze, geben (vgl. NÜRNBERG 2015).

Abbildung 7: Messwerte von Eckartsau



Am Standort Eckartsau wurden über die Vegetationsperiode hinweg sehr ähnliche Messwerte in Bezug auf die elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Ein Rückgang der elektrischen Leitfähigkeit über den Zeitraum der Untersuchungen konnte hier nicht festgestellt werden.

Abbildung 8: Messwerte von Orth an der Donau

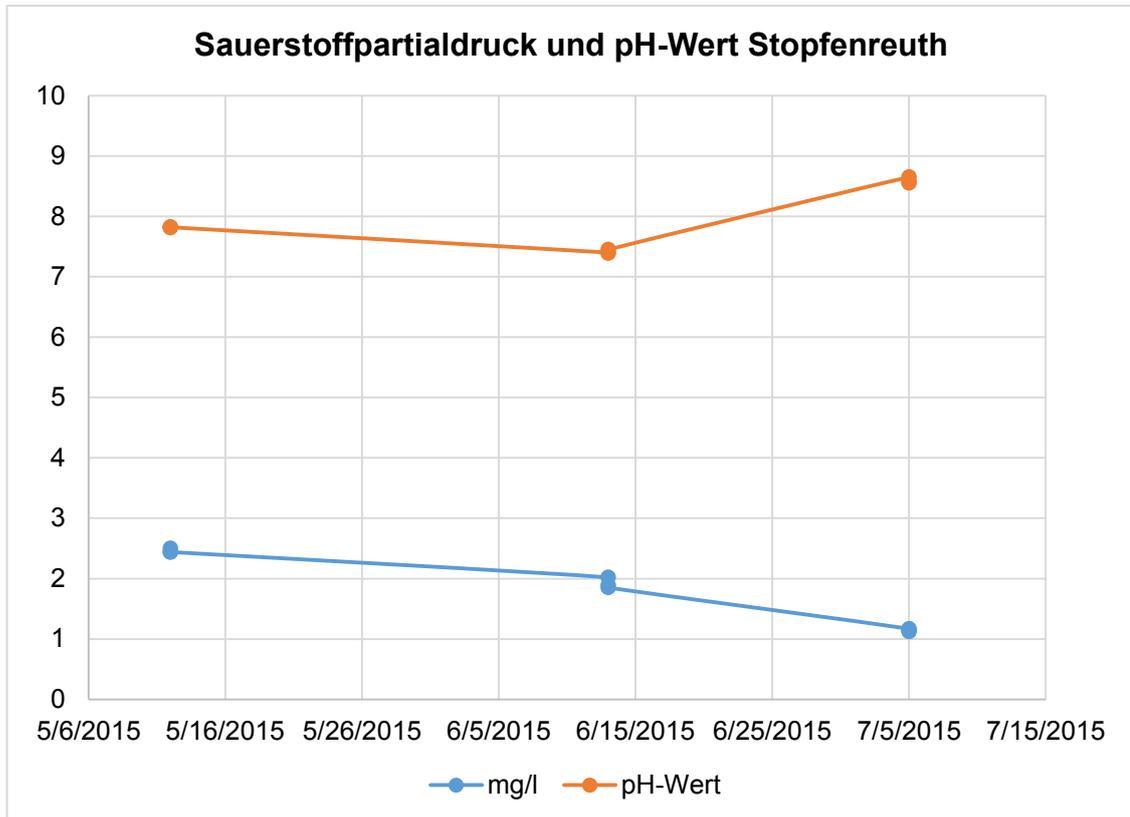


Am Untersuchungsstandort Orth an der Donau konnte ein leichter Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit beobachtet werden. Die Werte für Sauerstoffpartialdruck und pH-Werte blieben ebenso auf sehr konstanten Zahlenwerten. Die Untersuchungsperiode war allerdings zeitlich kürzer bemessen als an den übrigen Standorten.

3.2.2 Auswertung der Messergebnisse von Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert

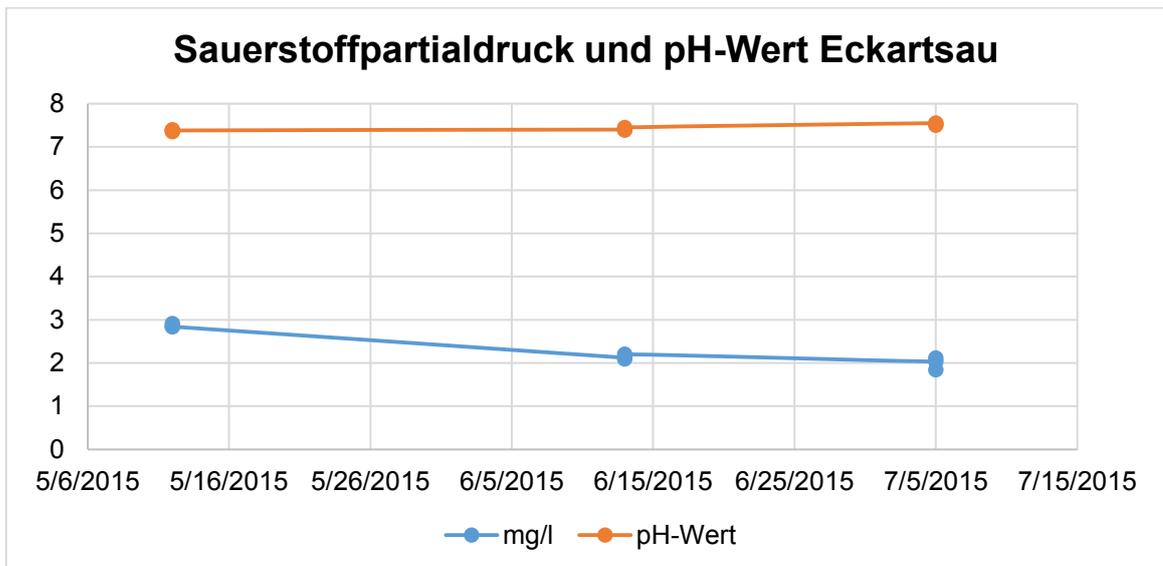
Zur detaillierten Darstellung der Messwerten zum Sauerstoffpartialdruck und des pH-Werts werden diese gesondert dargestellt. Der Sauerstoffpartialdruck ist ebenso in mg/l dargestellt in einem Punktdiagramm.

Abbildung 9: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Stopfenreuth



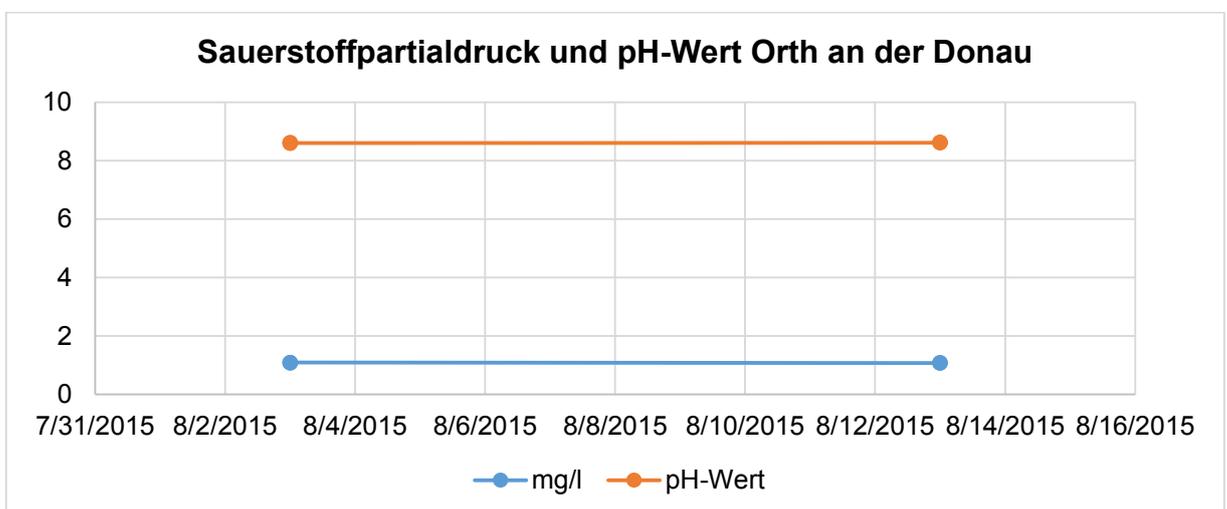
Es sind Schwankungen von pH-Wert und Sauerstoffpartialdruck gut zu erkennen. Unterschiedliche Temperaturen während der Messungen, sowie tageszeitliche Einflüsse, Wasserströmungen und natürlich Abweichungen an den Messergebnissen, beim Messvorgang können eine Ursache für diese Entwicklung sein. Wesentlich erscheint ebenso die Entwicklung der Gewässervegetation während des Untersuchungszeitraums. Wesentliche Schwankungen waren vor allem punktuell zu beobachten.

Abbildung 10: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Eckartsau



In Abbildung 10: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Eckartsau konnten die Messungen des Sauerstoffpartialdrucks und des pH-Werts dargestellt werden. Die Zahlenwerte der Messergebnisse variieren leicht, wobei der pH-Wert tendenziell leicht ansteigt und der Sauerstoffpartialdruck etwas absinkt über die Untersuchungsperiode.

Abbildung 11: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert vom Standort bei Orth an der Donau

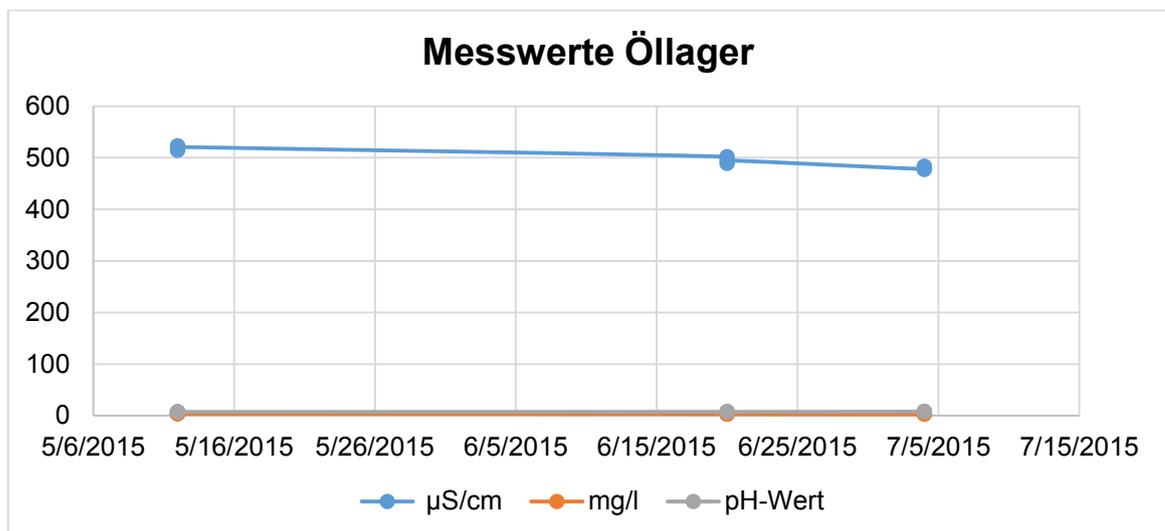


Die Messungen am Standort Orth an der Donau erfolgten erst Anfang August. Dieser Untersuchungsstandort wurde erst ab Ende Juli als verifizierter *Stratiotes-aloides*-Standort in die Gewässeruntersuchungen mit aufgenommen.

3.2.3 Auswertung der Parameter der oberen Lobau

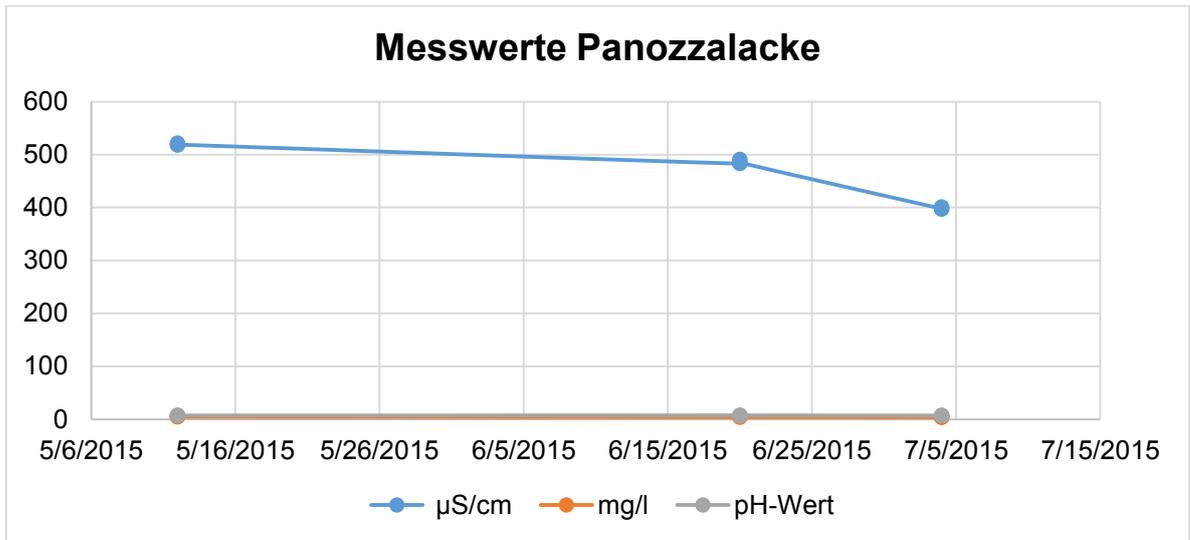
Dargestellt wurden ebenfalls elektrische Leitfähigkeit in Mikrosiemens pro Zentimeter, Sauerstoff Partialdruck in Milligramm pro Liter und der pH-Wert. Es konnten ähnliche Schwankungen bei Sauerstoffpartialdruckmessungen dokumentiert werden, wobei gerade die steigende Temperatur einen negativen Einfluss auf den Sauerstoffpartialdruck haben dürfte. Die Messergebnisse der elektrischen Leitfähigkeit zeigten an den Untersuchungsstandorten der oberen Lobau über den Untersuchungszeitraum eine geringe Abnahmetendenz. Stärkere Schwankungen konnten nicht gemessen werden. Unterschiede der Messwerte sind auch durch Faktoren wie hydrologischen Strömungen im Gewässer beeinflusst.

Abbildung 12: Messwerte am Standort Weiher am Öllager



Am Untersuchungsstandort Öllager konnten Veränderungen in der elektrischen Leitfähigkeit sowie bei pH-Wert und Sauerstoffpartialdruck (siehe Abbildung 12: Messwerte am Standort Weiher am Öllager) gemessen werden. Das Absinken der elektrischen Leitfähigkeit konnte ebenso an anderen Standorten wie Stopfenreuth, Tischwasser oder Panozzalacke beobachtet werden, wobei hier Salze natürlichen und anthropogenen Ursprungs einen wesentlichen Einfluss auf die Konzentrationen haben (vgl. NÜRNBERG 2015).

Abbildung 13: Messwerte Panozzalacke



In Abbildung 13 kann, ähnlich wie in Abbildung 14: Messwerte am Untersuchungsstandort Tischwasser, ein Absinken der elektrischen Leitfähigkeit über die Vegetationsperiode erkannt werden. Dies weist auf eine geringere Ionenkonzentration in diesem Gewässer bei späteren Messzeitpunkten hin (vgl. NÜRNBERG 2015).

Abbildung 14: Messwerte am Untersuchungsstandort Tischwasser

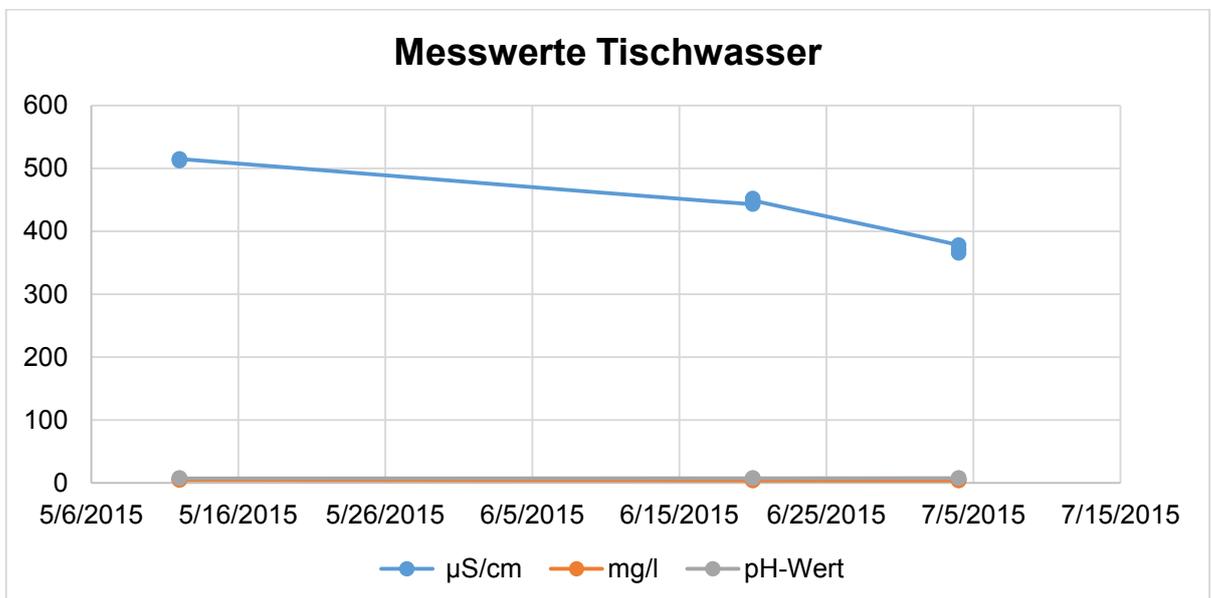
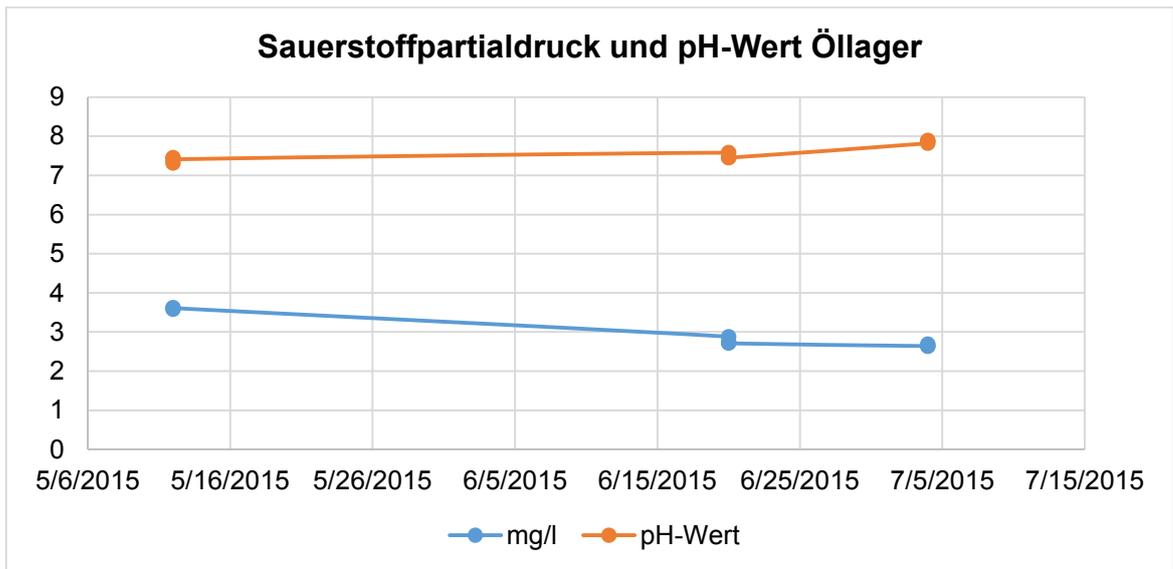


Abbildung 14: Messwerte am Untersuchungsstandort Tischwasser stellt die Messwerte am Standort dar. Ähnlich zu den vorherigen Abbildungen sanken auch an diesen Standorten die Messwerte der elektrischen Leitfähigkeit während der Untersuchungsperiode.

3.2.4 Auswertung der Messergebnisse von Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert

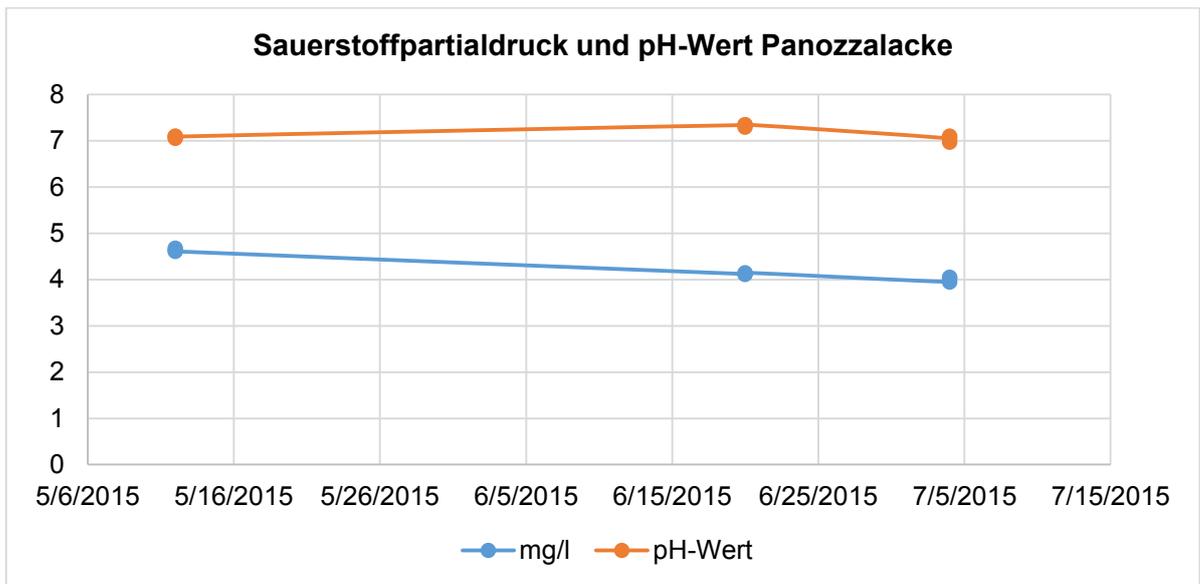
Zur detaillierten Darstellung der Messwerte zum Sauerstoffpartialdruck und der pH-Wert werden diese gesondert dargestellt. Der Sauerstoffpartialdruck ist ebenso in mg/l dargestellt in einem Punktdiagramm.

Abbildung 15: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert am Standort Weiher am Öllager



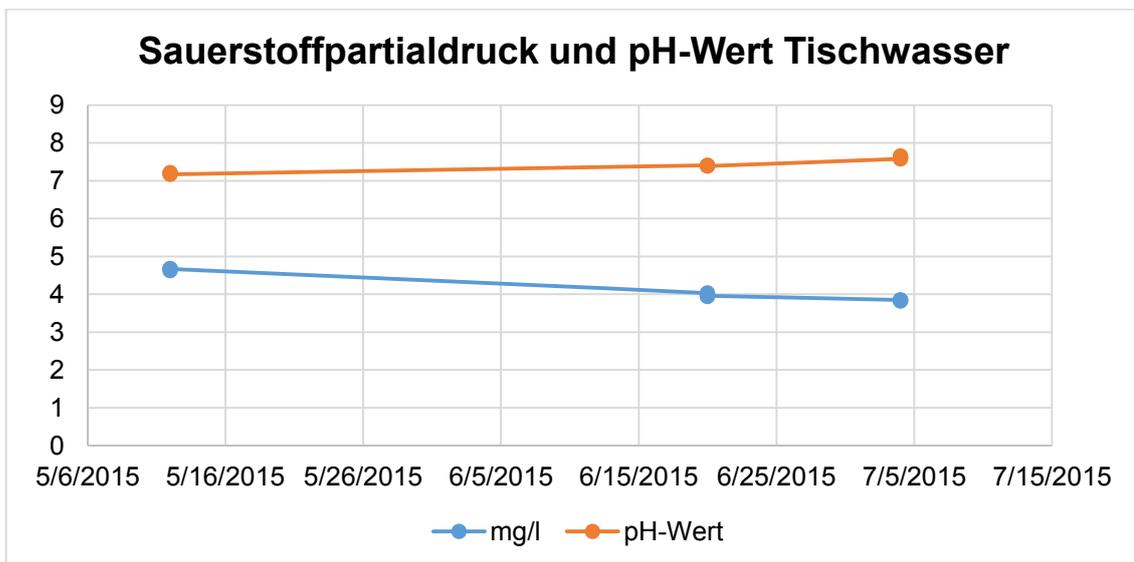
In Abbildung 15: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert am Standort Weiher am Öllager werden die gemessenen Werte für Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert am Öllager dargestellt. Die Messwerte des pH-Werts steigen, während die Messwerte des Sauerstoffpartialdrucks etwas absinken.

Abbildung 16: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Panozzalacke



Die Messungen am Standort Panozzalacke ergaben in Bezug auf den pH-Wert ähnliche Werte, wobei die Messungen im Juni leicht erhöht waren im Vergleich zu den Anfangs- und Endmessungen. Die Messwerte des Sauerstoffpartialdrucks sanken während des Beobachtungszeitraums leicht, siehe Abbildung 16: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Panozzalacke.

Abbildung 17: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Tischwasser



Am Untersuchungsstandort Tischwasser wurden ebenso Messungen durchgeführt. Diese wurde in Abbildung 17: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Tischwasser dargestellt. Die Messwerte des pH-Werts stiegen über die Untersuchungsperiode hinweg an, während im gleichen Zeitraum die Messwerte des Sauerstoffpartialdrucks etwas absanken.

3.3 Gewässercharakteristiken – Ergebnisse der botanischen Untersuchungen

Das rezente Vorkommen der *Stratiotes-aloides*-Populationen und die Bestandserhebung der Vegetationseinheiten dieser Habitats wurden an allen Standorten beschrieben. Es wurde durch Bestandsaufnahmen versucht, die Gewässer- und Ufervegetation mit besonderer Konzentration auf die submersen Makrophyten und die vegetativen Bestände der untersuchten Gewässer zu erfassen und nachzuweisen.

Es wurde versucht, durch die Beschreibung der räumlichen Situation, der Umgebungsgegebenheiten, der pflanzensoziologischen Bestände und der Gewässerparameter die Gewässer näher zu charakterisieren. Zur besseren Veranschaulichung sowie genaueren Lokalisierungen wurden jeweils Skizzen und Transekte der einzelnen Gewässer angefertigt.

3.3.1 Die niederösterreichischen Untersuchungsstandorte

An den niederösterreichischen Untersuchungsstandorten konnte das Vorkommen von *Stratiotes-aloides*-Populationen nachgewiesen werden. Aufgrund der Größe der Bestände konnten an den Standorten bei Eckartsau und Orth an der Donau die Bestände der *Stratiotes aloides* bereits von den Gehwegen im Uferbereich gesichtet werden. Am Standort bei Stopfenreuth konnte die *Stratiotes aloides* erst durch intensive Suchtätigkeiten nach fünf Begehungen, nämlich am 19.6.15, aufgefunden werden.

3.3.2 Charakteristik Stopfenreuth

Dieser Untersuchungsstandort wurde erstmals Ende Mai begangen. Die Begehbarkeit dieses Standorts erwies sich als problematisch. Es wurden Anstrengungen unternommen, besonders schwer bewaltbare Areale ebenso zu untersuchen.

Beim Standort Stopfenreuth handelt es sich um ein Altgewässer. Es gibt keinen sichtbaren Zu- oder Abfluss. Die Uferzone ist von allen Seiten her von relativ dichtem terrestrischem Bewuchs umgeben. Die einzige Ausnahme stellt ein mit großen Steinen gemauerter ungefähr 15 Meter breiter Zugang am nordwestlichen Rand des Gewässers dar, der direkt an den künstlichen Hochwasserdamm angrenzt. Einen leicht erkennbaren Orientierungspunkt bietet eine Wasserstandmesslatte circa zwei Meter von der gemauerten Uferzone entfernt.

Es konnte das gesamte Altwasser abgegangen werden, die Ausläufer des Gewässers erstrecken sich über 170 Metern nach Südosten in Richtung des Rosskopfarmes. Die

südöstlichen Gewässerabschnitte sind besonders stark durch eine Verlandung bedroht. Röhrichtbestände begrenzen im Osten das Altgewässer.

Die größtenteils geringe Sichttiefe und der hohe Bedeckungsgrad durch Totholz beziehungsweise *Lemnetea* erschwerten die Suche nach *Stratiotes-aloides*-Exemplaren, jedoch konnten an einigen Stellen kleinere untergetauchte Populationen entdeckt werden. Als *Stratiotes-aloides*-Standort konnte das Untersuchungsgewässer Stopfenreuth somit nachgewiesen werden.

3.3.2.1 Teilareale des Standorts

Die räumlichen Gegebenheiten erforderten strukturell eine Flächenteilung. Allgemein wurde zwischen Uferzone, Totholzzone und Freiwasserzone differenziert. Einzelne homogene Flächen wurden näher bestimmt und anhand einer definierten Fläche bezüglich der Häufigkeiten der vorgefundenen Spezies untersucht.

Das Gewässer im Südwesten ist sehr seicht, an den tieferen Stellen kann man mit einer Tiefe von etwa 40 Zentimetern rechnen. Dieser Wert ist natürlich variabel und gerade von den aktuellen Niederschlagsmengen und dem Grundwasserstand stark abhängig. Zuzüglich des seichten Wasserpegels ist ein hoher Totholzanteil in diesem Altwasser vorhanden. Augenscheinlich ist der Verlandungsprozess in diesem Gewässer schon deutlich weiter fortgeschritten. Das Röhricht ist gerade am südwestlichen Rand stark ausgeprägt.

3.3.2.2 Bestandsentwicklungen der *Stratiotes aloides*

Die Population der *Stratiotes aloides* in Stopfenreuth unterschied sich wesentlich von den anderen Standorten. Es konnte über die Untersuchungsperiode kein Auftauchen der *Stratiotes aloides* beobachtet werden. Des Weiteren wurden auch keine Blüten vorgefunden. Die Individuen waren deutlich kleiner als in anderen Gewässern, es konnten nur wenige Exemplare mit einem Durchmesser von ≥ 30 cm entdeckt werden. Durch das Absinken des Wasserstandes waren bei späteren Begehungen an den Randbereichen mehrere abgestorbene verlandete Individuen vorzufinden. Im Zuge der letzten Begehung am 22.9.15 konnte kein vitaler Bestand aufgefunden werden.

3.3.2.3 Die Gewässermorphologie

Der Untersuchungsstandort befindet sich südwestlich etwa 600 m vom Ort Stopfenreuth entfernt und liegt rund 500 m nördlich des mit der Donau verbundenen Ross-

kopfarmes. Das Gewässer befindet sich südlich des Radweges, der am örtlichen Hochwasserdamm, dem Marchfeldschutzdamm, verläuft.

Das untersuchte Gewässer hat eine Gesamtlänge von ungefähr 180 m. Es grenzt an eine Röhrichtzone im Osten; diese liegt einen halben Meter bis Meter über der Wasserlinie. Das Röhricht liegt zwischen zwei Gewässern, die aber nicht miteinander verbunden sind; die Gewässer sind an ihren nächsten Ausläuferpunkten allerdings nur etwa eineinhalb Meter und an einer Erhöhung ungefähr 20 cm voneinander getrennt. Es ist offensichtlich, dass diese einmal miteinander verbunden waren und durch den sinkenden Wasserpegel geteilt wurden. Durchaus vorstellbar ist, dass diese Gewässer bei einer besseren Wasserversorgung zeitweise wieder miteinander verbunden sein könnten, ein Oberflächenwasseraustausch könnte dann, wenn auch nur über eine sehr schmale und seichte Verbindung, durchaus erfolgen. Durch den Bewuchs an der möglichen Verbindungsstelle ist jedoch von einem niedrigen oder gänzlich fehlenden Wasserstand an der möglichen Gewässerverbindung auszugehen.

Das Gewässer im Südosten ist sehr seicht, an den tieferen Stellen kann man mit einer Tiefe von etwa 40 Zentimetern rechnen. Dieser Wert ist natürlich variabel und stark abhängig von den aktuellen Niederschlagsmengen und dem Grundwasserstand. Zusätzlich des seichten Wasserpegels ist ein hoher Totholzanteil in diesem Altwasser vorhanden. Augenscheinlich ist der Verlandungsprozess in diesem Gewässer schon deutlich weiter fortgeschritten.

Abbildung 18: Skizze Stopfenreuth, Länge des Gewässers: 220 Meter

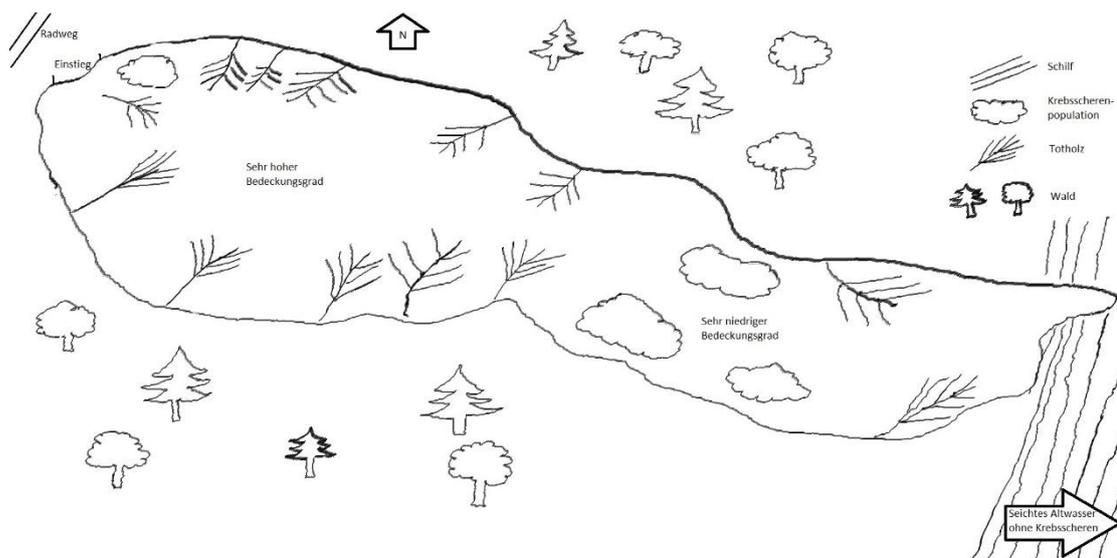
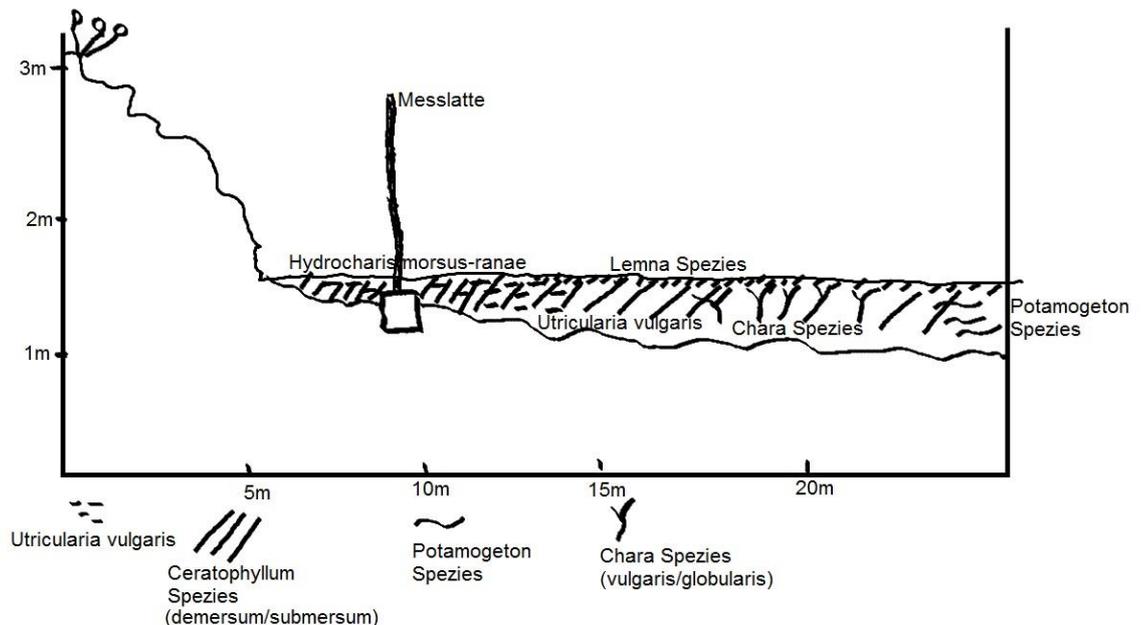


Abbildung 18: Skizze Stopfenreuth, Länge des Gewässers: 220 Meter stellt eine Skizze des Untersuchungsstandorts bei Stopfenreuth dar. Es sind Totholzzonen und *Stratio-*

tes-aloïdes-Populationen eingezeichnet. Die Umgebungsvegetation wird ebenso skizziert dargestellt.

Der Uferbereich des Untersuchungsstandorts erscheint im Hinblick auf das Gefälle und die unterschiedlichen Steigungen am Ufer als sehr heterogen. Gerade der als eher dicht einzustufende Bewuchs am Gewässerrand könnte wesentlichen Einfluss auf die speziellen Uferformungen haben. Die Untergrundbeschaffenheit ist größtenteils sowohl über- als auch unterhalb der Wasserlinie relativ unregelmäßig. In fast jedem Gewässer- und Uferabschnitt kommt ein sehr nachgiebiger Untergrund vor. Die Trittsicherheit ist meist als gering einzustufen, wodurch die Begehrbarkeit erschwert ist. Im Vergleich zu den anderen Untersuchungsstandorten ist Stopfenreuth sehr umständlich zu bewatzen. Das Röhricht ist gerade am südwestlichen Rand stark ausgeprägt.

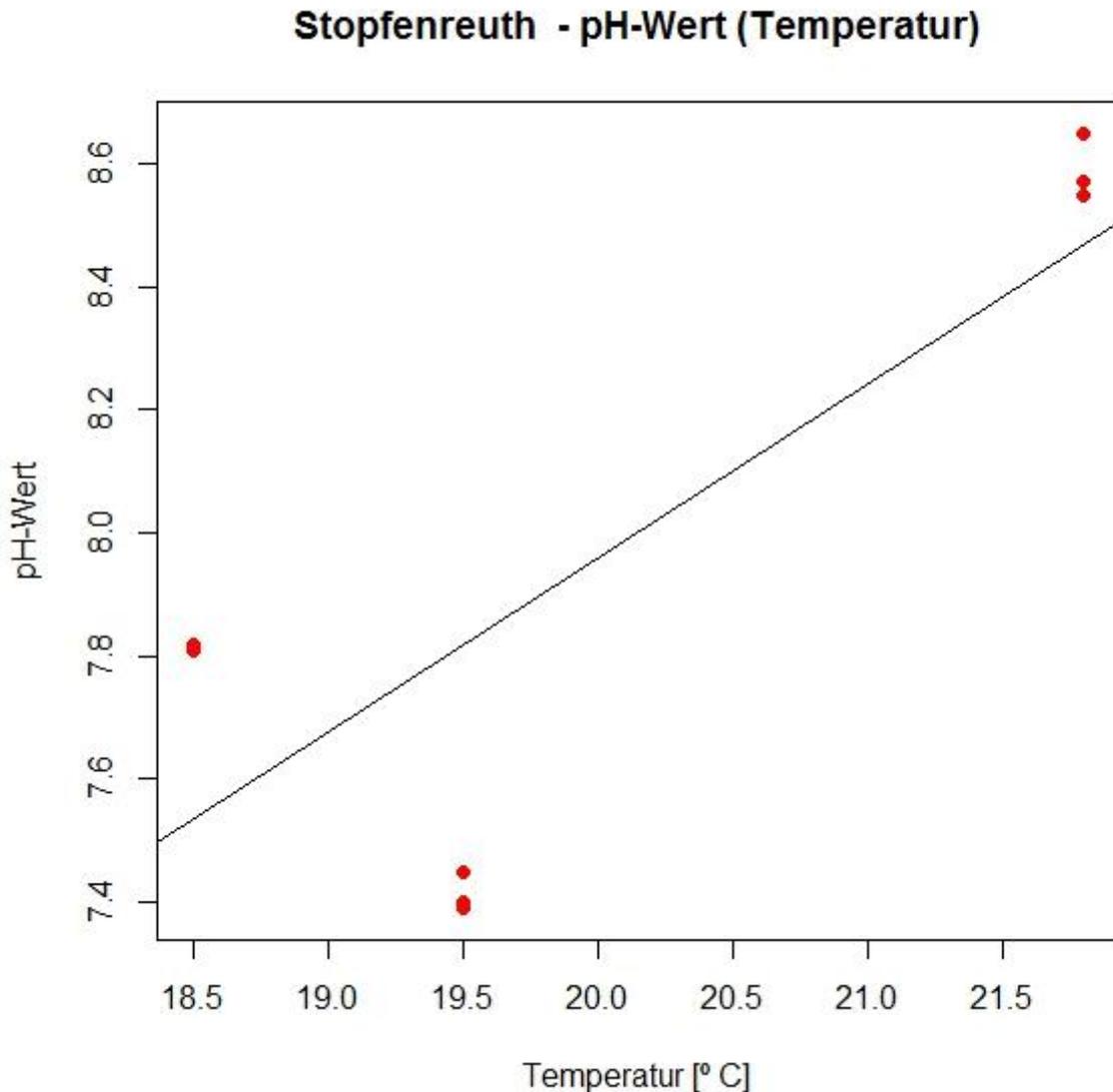
Abbildung 19: Transekt Stopfenreuth



In Abbildung 19: Transekt Stopfenreuth wird versucht, einen räumlichen Bezug zum Untersuchungsstandort bei Stopfenreuth darzustellen. Der linke Rand der Abbildung stellt die Haupteinstiegsstelle am Marchfeldschuttdamm dar. Als markanter Punkt wurde die Wasserstandsmesslatte am Altwasser skizziert. Der Bestand einiger Vegetationseinheiten konnte, anhand der Legende ersichtlich, verzeichnet werden. Die Längenmaßskala verläuft in südöstlicher Richtung.

3.3.2.4 pH-Wert-Messungen am Standort Stopfenreuth

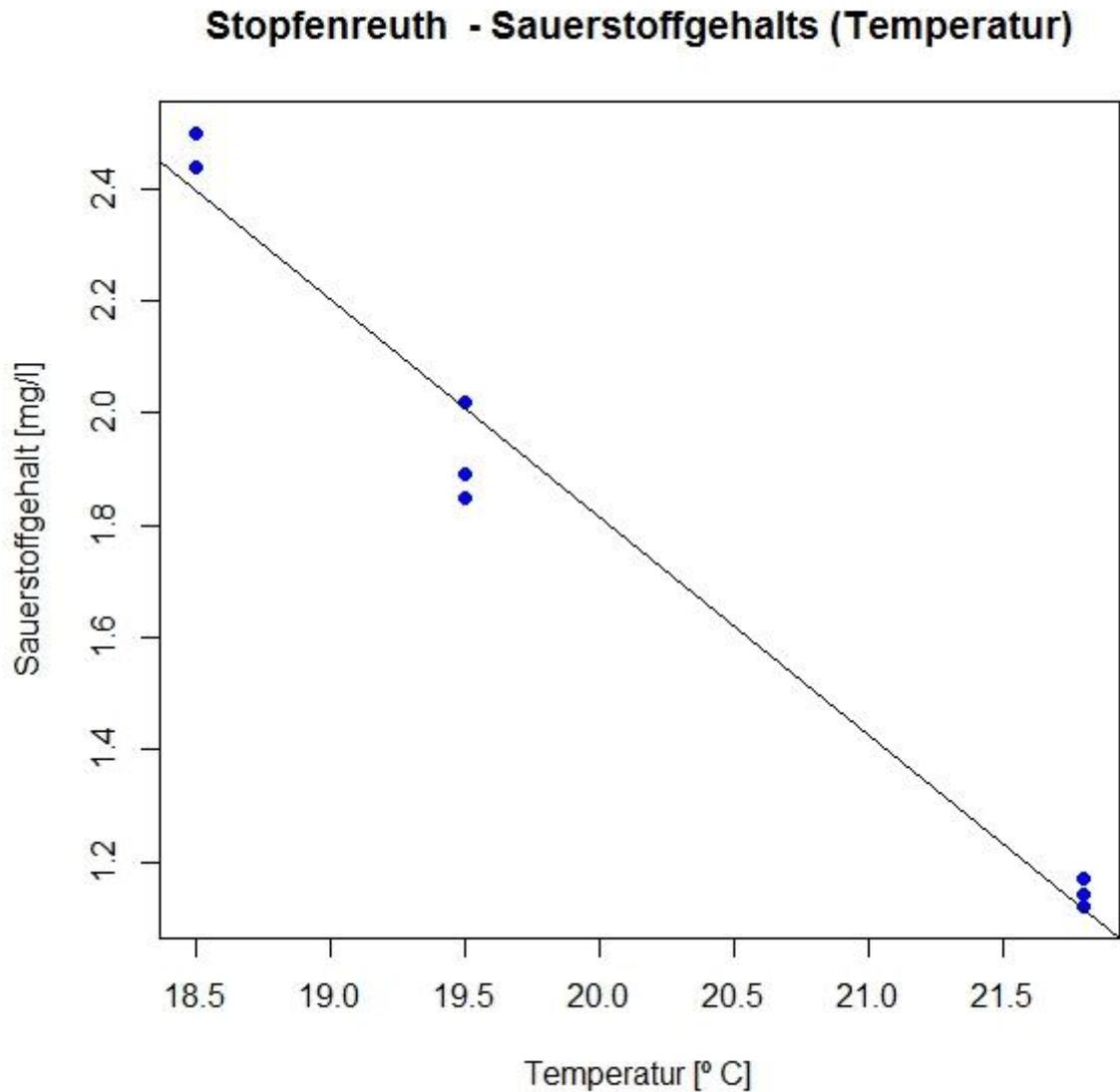
Abbildung 20: Messwerte pH-Wert am Standort Stopfenreuth



In Abbildung 20: Messwerte pH-Wert am Standort Stopfenreuth wurden die gemessenen pH-Werte des Standorts Stopfenreuth abgebildet. Ein leichter Trend zu einer pH-Wertsteigerung konnte dokumentiert werden. Die Messwerte befinden sich allerdings auf einem ähnlich hohen Niveau, signifikante Schwankungen konnten nicht beobachtet werden. Einen möglichen Einfluss auf die Entwicklung des pH-Wertes könnte die veränderte Temperatur, die über die Untersuchungsperiode tendenziell anstieg (von 18,5 °C am 12.5.2015 auf 21,8 °C am 5.07.2015), gehabt haben. So könnte durch den Temperaturanstieg vermehrt CO₂ in die Luft diffundiert sein.

3.3.2.5 Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Stopfenreuth

Abbildung 21: Messwerte des Sauerstoffpartialdrucks am Standort Stopfenreuth



In Abbildung 21: Messwerte des Sauerstoffpartialdrucks am Standort Stopfenreuth wurden die Messwerte des Sauerstoffpartialdrucks in Stopfenreuth dargestellt. Es kann ein Sinken der Messwerte in mg/l über den Zeitraum der Untersuchungen dokumentiert werden. Gemessen wurde am 12.05.2015, am 13.06.2015 und am 15.07.2015. Ein Anstieg der Temperatur wie auch ein vermehrtes Wachstum der aquatischen Vegetationseinheiten könnten den Abfall des Sauerstoffpartialdruckes verursacht haben.

3.3.2.6 Die aquatische Begleitvegetation

Es konnten, wie in den Tabellen der pflanzensoziologischen Aufnahmen ablesbar, diverse emerse und submerse Makrophyten sowie *Characeae* vorgefunden werden. In direkter Nähe zur *Stratiotes aloides* konnten am Standort bei Stopfenreuth folgende Spezies vorgefunden werden:

Tabelle 9: Darstellung der Begleitvegetation der *Stratiotes aloides*

Begleitvegetation der <i>Stratiotes-aloides</i> -Populationen	Häufigkeitsskala
<i>Ceratophyllum demersum</i>	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	3
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	5
<i>Lemna minor</i>	4
<i>Lemna trisulca</i>	3
<i>Myriophyllum spicatum</i>	1
<i>Potamogeton lucens</i>	1
<i>Potamogeton pusillus</i>	1
<i>Stratiotes aloides</i>	2
<i>Utricularia vulgaris</i>	4

3.3.2.7 Direkte Störungseinflüsse

Der Standort bei Stopfenreuth wird weder zur Fischerei noch als Badegewässer genutzt. Ein direkter Zugang zu Rad- beziehungsweise Wanderwegen ist nur am nördlichen Ufer, am Marchfeldschutzdamm, möglich. Von einer wesentlichen Nutzung für Freizeitaktivitäten kann aufgrund der umständlichen Erreichbarkeit und der Beschaffenheit des Gewässers ohne Bademöglichkeiten etc. nicht ausgegangen werden.

Landwirtschaftlich ist die Region ähnlich einzuschätzen wie andere Untersuchungsstandorte in der Region Marchfeld, jedoch hat in direkter Umgebung des Gewässers eine extensivere Grünlandnutzung verstärkte Bedeutung. Die direkt umliegenden agrarischen Flächen werden zurzeit nicht ackerbaulich genutzt. Geografisch ist Stopfenreuth der von Wien am weitesten entfernte Standort.

Der dichte Bewuchs der Auwaldvegetation direkt am Ufer des Altwassers entlang kann als wesentlicher Einflussfaktor auf diesen Standort angesehen werden. Einerseits gelangen durch angrenzende Baumpopulationen Tothölzer in das Gewässer, andererseits werden die Lichtverhältnisse durch Beschattung beeinflusst.

3.3.3 Charakteristik Eckartsau

Die ersten Begehungen des Untersuchungsstandorts bei Eckartsau fanden im Mai 2015 statt. Ähnlich dem Standort bei Stopfenreuth war die Begehbarkeit des Gewässerareals als schwierig einzustufen.

Das Gewässer Eckartsau befindet sich in direkter Umgebung zum Schloss Eckartsau und der dortigen Sportanlage. Es weist eine Länge von rund 130 m sowie eine mittlere Breite von ca. 6,5 m auf. Die Entwicklung des Wasserstandes wurde wesentlich durch die Verbindung mit dem Fadenbach beeinflusst. Der Fadenbach stellt für diese Region ein wesentliches Gewässer dar. Er ist auch der Wasserversorger des Untersuchungsstandorts. Regelmäßige Oberflächenwasserzufuhr und -abfuhr waren zu Beginn der Begehungen gegeben.

Bei der Umgebung handelt es sich um eine landwirtschaftlich stark genutzte Region. Wesentliche Flächen werden ackerbaulich genutzt, ebenso ist die Grünlandnutzung, gerade etwas südlich des aquatischen Standorts, von Bedeutung. Eckartsau liegt nördlich am linken Donauufer.

Das rezente Vorkommen von *Stratiotes-aloides*-Populationen konnte nachgewiesen werden. Die Bestände waren über den gesamten Untersuchungszeitraum aufgetaucht, es konnten *Stratiotes-aloides*-Teppiche mit blühenden Individuen vorgefunden werden. Die aufgefundenen Blüten konnten aufgrund ihrer Morphologie als männlich identifiziert werden, weibliche Blütenstände konnten nicht entdeckt werden.

3.3.3.1 Teilareale des Standorts

Zur Untersuchung konnte das Gewässer in mehrere Teilflächen eingegliedert werden. Analog zum Standort bei Stopfenreuth konnten wesentliche Totholzflächen vorgefunden werden. Es erfolgten des Weiteren detaillierte Aufnahmen an den *Stratiotes-aloides*-Beständen, welche allerdings durch die schwierige Zugänglichkeit durch die Wassertiefe als sehr umständlich einzustufen waren.

Die Einteilung der Zonen des Gewässers erfolgt nach diesen Unterschieden im Bewuchs, welche durch Faktoren der Beschaffenheit des jeweiligen Geländes wesentlich beeinflusst sind. So kann gut zwischen einer Uferzone, einer Totholzzone, einer Schwimmblattzone, einem Schilfgürtel, einer Freiwasserfläche und zwischen verschiedenen Schwimmteppichen der Makrophyten differenziert werden. Diese Teilgebiete weisen allerdings ebenso individuelle Werte an Größe, Bestandsdichte, Deckungsgrad, Wassertiefe etc. auf.

Die deutlich größte homogene Fläche stellt am untersuchten *Stratiotes-aloides*-Standort die freie Wasserfläche dar. Dieser Zone sind insgesamt mehrere hundert

Quadratmeter zuzuschreiben; mit ca. 300 qm erstreckt sie sich von dem Schilfgürtel am östlichen Rand bis zum Abfluss 20 m vor der Wegbrücke im Westen. Der Bewuchs wird hier vor allem durch *Lemnoideae* dominiert.

Die meisten vorgefundenen Individuen der *Stratiotes aloides* befanden sich in seichteren Gewässerabschnitten, teilweise in Ufernähe. Es konnten die verschiedenen Bestände entlang des gesamten Gewässers in Populationen von 12 bis 48 Individuen verteilt vorgefunden werden.

3.3.3.2 Bestandsentwicklungen der *Stratiotes aloides*

Der *Stratiotes-aloides*-Bestand des Standorts bei Eckartsau war, verglichen mit dem Bestand bei Stopfenreuth, als vital zu beurteilen. Es konnten mehrere Krebscherenteppiche mit bis zu 48 aufgetauchten Individuen gezählt werden. Die Exemplare erreichten teilweise Durchmesser von über 50 cm. Ausgebildete Blüten wurden bei ca. 75 % aller aufgetauchten *Stratiotes aloides* entdeckt.

Die Bestände der *Stratiotes aloides* bei Eckartsau treten in Gemeinschaften in Form von verschiedenen Schwimmteppichen im Gewässer auf, wobei sich die Schwimmteppiche in ihrer Größe bzw. vor allem in der Anzahl an Individuen unterscheiden. Bei dem Bestand handelt es sich um eine vermutlich rein männliche Population, dies kann am Aufbau der Blüten erkannt werden. Die Stempel und Staubfäden sind deutlich kleiner als bei weiblichen Exemplaren und es sind mehr Narben vorhanden. Die Krebschere benötigt eine gewisse Wassertiefe, daher kommen direkt im Randbereich nur relativ kleine Exemplare vor. Oft gibt es also Krebscheren bis in den Randbereich oder in die Totholzzone hinein.

Eine Verminderung der Freiwassertiefe und ein Absinken des Wasserpegels hatten auf die aquatischen Vegetationseinheiten im Laufe des Untersuchungszeitraums negative Auswirkungen. So wurden am verlandeten Uferbereich eine Vielzahl abgestorbener Makrophyten und ebenso mehrere *Stratiotes aloides* vorgefunden.

3.3.3.3 Die Gewässermorphologie

Der Fadenbach stellt für diese Region ein wesentliches Gewässer dar. Er ist auch der Wasserversorger des Untersuchungsstandorts. Eine regelmäßige Wasserzufuhr bzw. -abfuhr war gegeben. Ab Mitte Juli, bei der Begehung am 12.7.2015, konnte eindeutig eine Unterbrechung des Wasserflusses festgestellt werden. Die Hitzewelle und eine längere niederschlagsarme Periode während des Untersuchungszeitraums 2015 können als Ursachen dafür in Betracht gezogen werden. Die Wasserstände umliegen-

der Gewässer lagen ebenfalls deutlich niedriger als zu den früheren Beobachtungszeitpunkten.

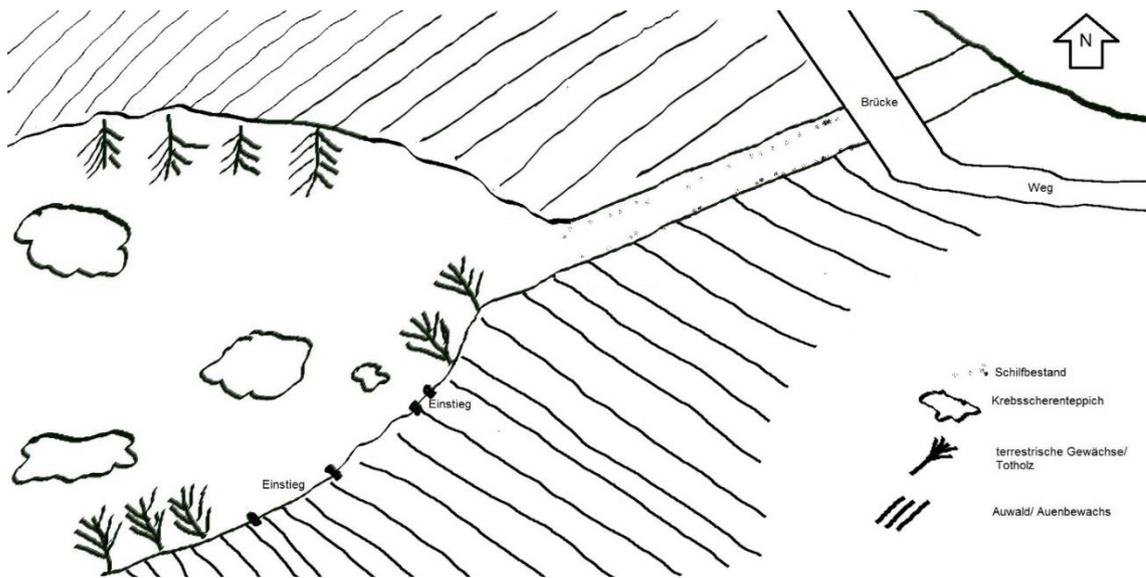
Normalerweise ist eine leichte Wasserströmung in Richtung Westen in ein teilweise betoniertes Becken jenseits der Brückenverbauung am Weg erkennbar. Das Wasser fließt im Anschluss weiterhin in westliche Richtung.

Die genauere Freiwassertiefe des Fadenbachs am Untersuchungsstandort lässt sich nur schwer detailliert bestimmen, da die tieferen Gewässerabschnitte nicht bewattbar waren. Die Wassertiefe war stellenweise höher als die maximal begehbare Tiefe (von circa 150 cm).

Neben großflächigen verschiedenen Gewässerzonen fielen auch immer wieder kleinere inselartig erscheinende Arealtypen mit kleinen Beständen von zum Beispiel der *Stratiotes aloides* auf. Ursachen hierfür können sehr vielfältig sein, wie beispielsweise Gewässervertiefungen, erhöhtes oder erniedrigtes Lichtangebot, Fehlen von Totholz usw. An der Gewässeroberfläche kann man schon anhand der unterschiedlichen Bewuchstypen diverse Zonen erkennen. Über in der Regel einige Quadratmeter große Areale kann zwischen relativ homogenen Vegetationsbeständen unterschieden werden. Eine genaue Abgrenzung dieser homogenen Flächen kann allerdings nicht zu 100 % bestimmt werden, da sich der Vegetationsbestand an den zonalen Grenzen in den allermeisten Fällen sukzessive verändert.

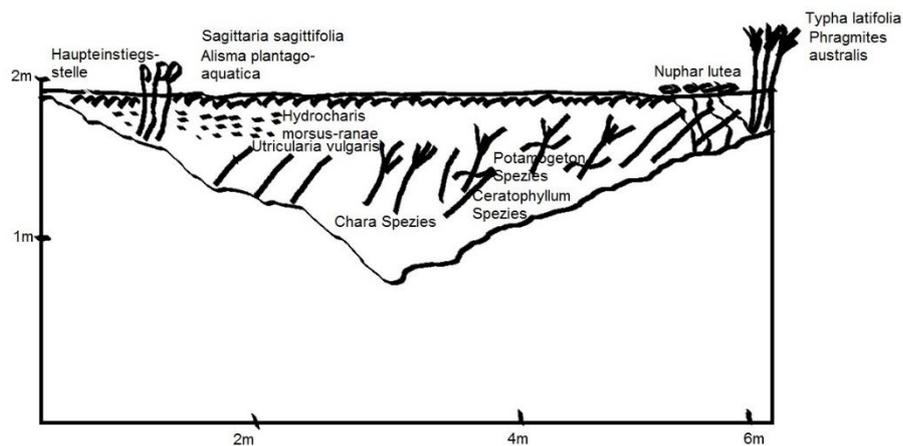
Unterhalb der Wasserlinie befindet sich die Tauchblattzone. Am Standort Eckartsau ist diese meist durch starken Bewuchs gekennzeichnet. Bei hohem Bedeckungsgrad durch Wasserlinsen zum Beispiel ist die Pflanzenmasse etwas geringer einzustufen, jedoch durchgehend relativ dicht bewachsen. Der dichte emerse und submerse Bewuchs war während der Beobachtungen auffallend intensiv ausgeprägt. Im Vergleich zu anderen Gewässern war über die Untersuchungsperiode hinweg eine hohe Biomassenproduktion erkennbar.

Abbildung 22: Skizze Eckartsau, Gewässerlänge: 130 m



In Abbildung 22: Skizze Eckartsau, Gewässerlänge: 130 m wird der Standort mit seiner Umgebung dargestellt. Totholzzonen sowie Bestände der *Stratiotes aloides* sind skizziert und in der Darstellung der Legende angeführt. Die Fließrichtung des Gewässers verläuft nach Nordosten, in der Zeichnung verläuft diese in Richtung der Brückenbeschriftung.

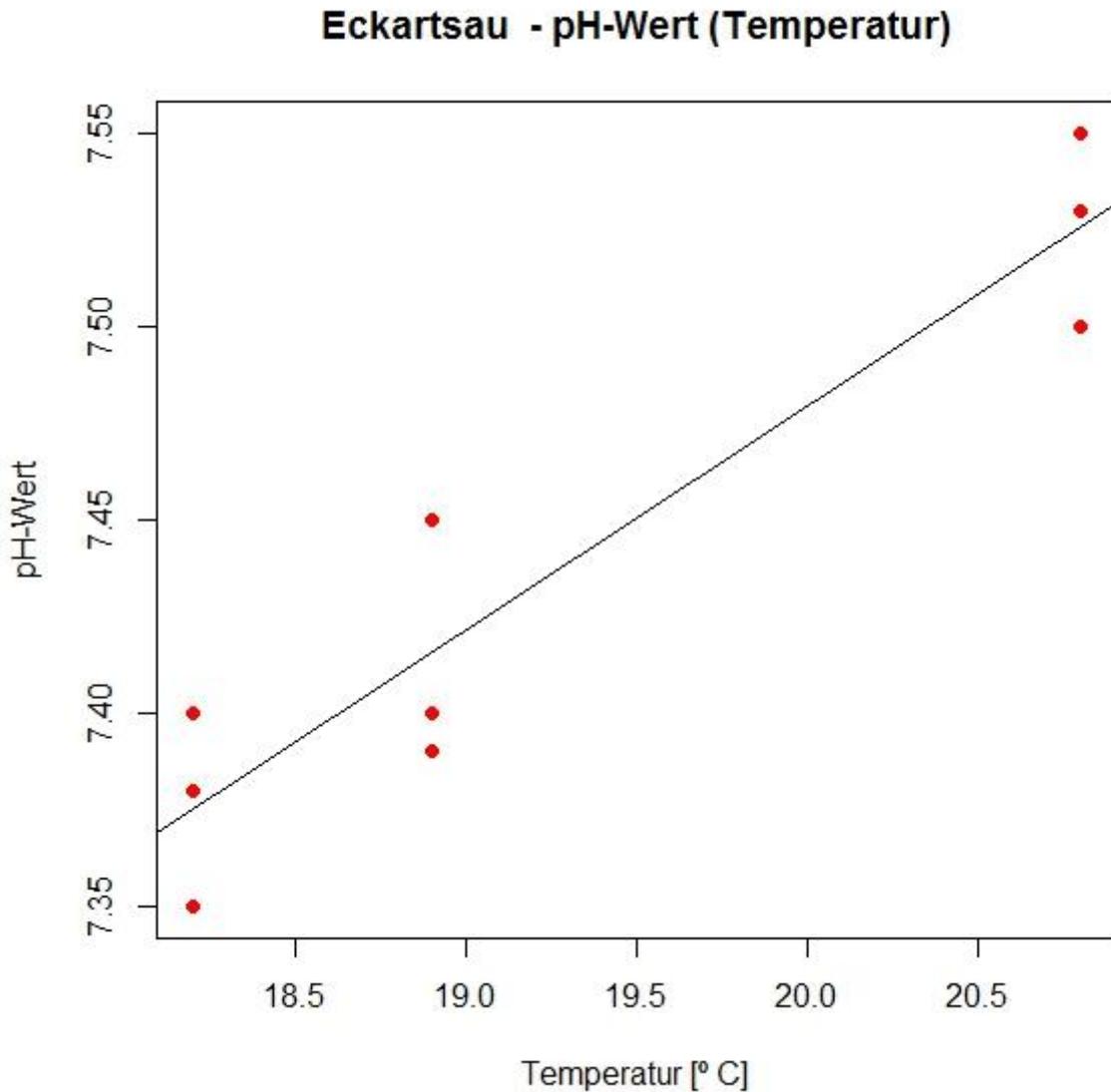
Abbildung 23: Transekt Eckartsau



Die Abbildung 23: Transekt Eckartsau skizziert die räumliche Struktur des Standorts Eckartsau. Von der Haupteinstiegsstelle aus verlief die Messung bis an das nördliche Ufer. Wesentliche Vegetationsbestände wurden beschriftet dargestellt. Die Freiwasertiefen wurden dargestellt, Ablagerungen von Totholz waren bei der Messung der Tiefen hinderlich.

3.3.3.4 pH-Wert-Messungen am Standort

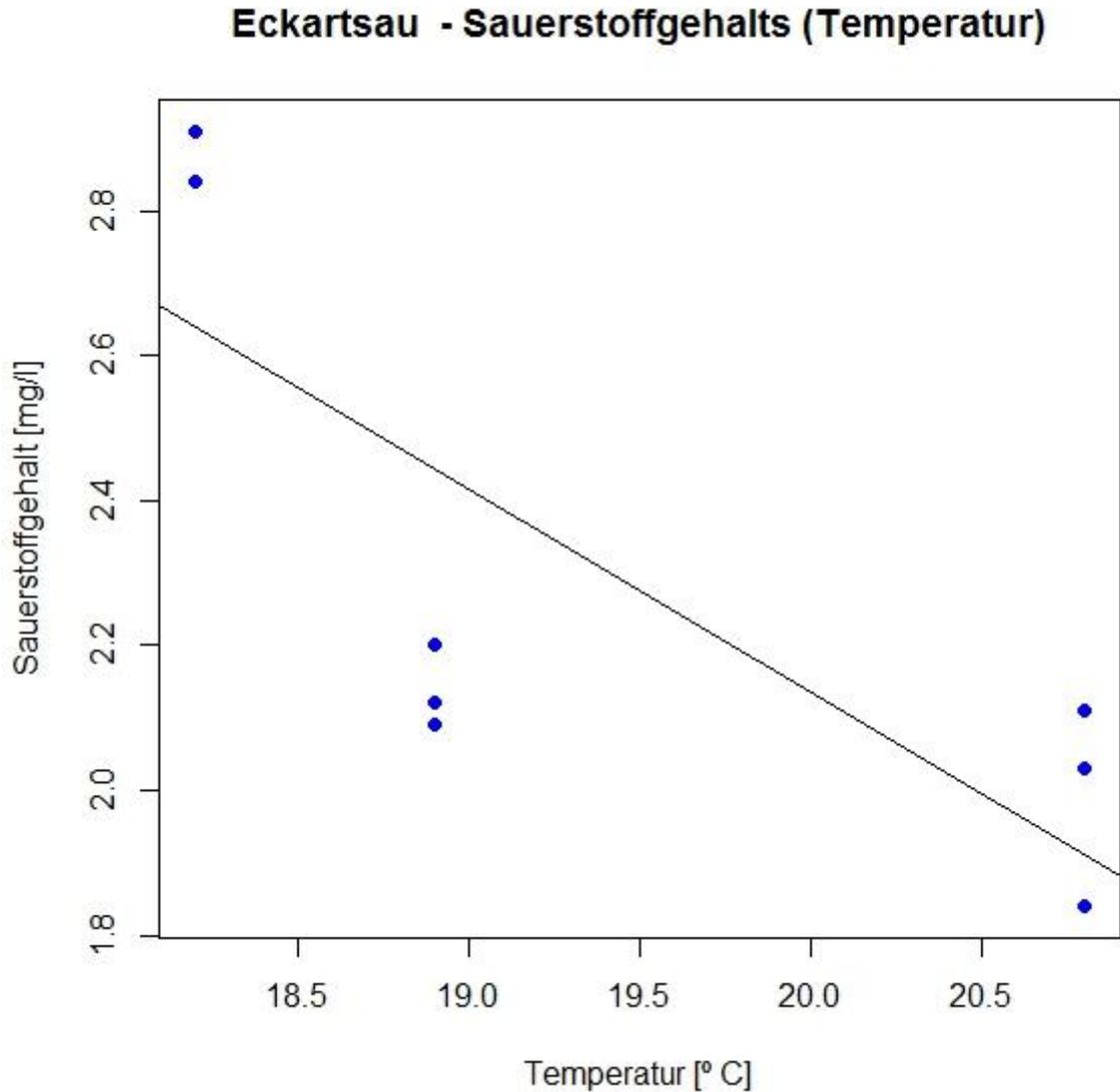
Abbildung 24: Ergebnisse der pH-Werte und der Temperatur am Standort bei Eckartsau



In Abbildung 24: Ergebnisse der pH-Werte und der Temperatur am Standort bei Eckartsau wurden die Messergebnisse der pH-Wertmessungen in Korrelation mit den dokumentierten Temperaturen gemessen. Ein Anstieg der Werte konnte tendenziell beobachtet werden. Dieser Effekt könnte möglicherweise mit der veränderten Löslichkeit von Gasen, besonders CO_2 , zusammenhängen. Des Weiteren könnten Einflüsse durch den Zuwachs der submersen und emersen Vegetationseinheiten mitwirken. Die verschiedenen Messwerte könnten ebenso durch minimale Abweichungen von Mess-tiefen und Wasserströmungen teilverursacht werden.

3.3.3.5 Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort

Abbildung 25: Messwerte Sauerstoffpartialdruck und Temperatur am Standort bei Eckartsau



Die Abbildung 25: Messwerte Sauerstoffpartialdruck und Temperatur am Standort bei Eckartsau zeigt die Messwerte am *Stratiotes-aloides*-Standort bei Eckartsau. Der Sauerstoffpartialdruck wurde zu drei verschiedenen Zeitpunkten gemessen. Es konnten Schwankungen der Messgrößen dokumentiert werden. Tendenziell konnte ein Absinken der Werte bei höherer Temperatur beobachtet werden. Neben der Temperatur könnten ebenso vegetative Bestände und Nährstoffeinträge Einflüsse auf den Sauerstoffgehalt im Gewässer haben.

3.3.3.6 Die aquatische Begleitvegetation

Tabelle 10: Darstellung der Begleitvegetation

Begleitvegetation der <i>Stratiotes-aloides</i> -Populationen	Häufigkeitsskala
<i>Ceratophyllum demersum</i>	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	2
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	5
<i>Lemna minor</i>	5
<i>Lemna trisulca</i>	3
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	3
<i>Nuphar lutea</i>	3
<i>Potamogeton acutifolius</i>	1
<i>Riccia fluitans</i>	1
<i>Spirodela polyrhiza</i>	2
<i>Stratiotes aloides</i>	2
<i>Utricularia vulgaris</i>	4

Die Untersuchungen der *Stratiotes-aloides*-Bestände haben das Aufsuchen der Begleitvegetation ermöglicht. In Tabelle 10: Darstellung der Begleitvegetation werden die entdeckten Spezies aufgelistet.

3.3.3.7 Direkte Störungseinflüsse

Der untersuchte Gewässerstandort bei Eckartsau kann nicht als Badegewässer beurteilt werden. Auf eine Nutzung durch Fischerei gibt es ebenfalls keine Indizien. Da der Standort nicht über das Wegenetz erreicht werden kann, und ein dichter Bewuchs von Auwaldelementen an den Uferläufen einen einfachen Zugang verhindert, ist von direkten Einflüssen durch Besucher nicht auszugehen.

Die nahegelegenen landwirtschaftlichen und vorwiegend konventionell bewirtschafteten Flächen sowie ein möglicher Nährstoffeintrag über den Fadenbach, der teilweise in intensiv genutzten agrarische Arealen des Marchfeldes liegt, sind ein mögliches Indiz dafür, dass Einträge der Düngung aus der Landwirtschaft dieses Gewässer maßgeblich beeinflussen. Die Beobachtung gibt Anreiz zum Folgeschluss, dass durch die Lage des Untersuchungsstandorts Eckartsau eine Eutrophierung des Gewässers möglich wäre.

Als besonders betroffen, von der Dürreperiode zeigte sich die Entwicklung der Freiwassertiefen, die am Standort Eckartsau einen Rückgang von über einem Meter über die Vegetationsperiode zeigten. Das Austrocknen des Fadenbachs kann als eine wesentliche Ursache für das Sinken des Wasserpegels vermutet werden. Neben den klimatischen Bedingungen kann auch der Mensch durch den Wasserverbrauch, wie landwirtschaftliche Bewässerung, einen Anteil an diesen Entwicklungen tragen.

3.3.4 Charakteristik des Untersuchungsstandorts Orth an der Donau

Der Standort bei Orth an der Donau wurde erstmals am 31.07.2015 untersucht. Die Notwendigkeit für Untersuchungen an diesem Standort wurde während des Untersuchungszeitraums Ende Juli bekannt.

Südlich von Orth an der Donau beziehungsweise Schloss Orth befindet sich ein *Stratiotes-aloides*-Standort in einem Auwaldgebiet. Der Standort fällt in die Kategorie ‚schwer zu erreichen‘: Erst über einen ausgedehnten Wanderweg in einem verzweigten Wegesystem aus Forst- und Gehwegen kann man den Standort nach einiger Gehzeit erreichen. Das dortige Areal wird von den österreichischen Bundesforsten bewirtschaftet.

Es handelt sich beim Untersuchungsstandort Orth an der Donau um ein Altwasser. Der Haupteinstieg liegt am nördlichen Ufer des Standorts. Das Gewässer hatte zum Zeitpunkt der Begehungen keinen Zu- oder Ablauf von Oberflächenwasser. Die Gesamtlänge des Altwassers beträgt ca. 70 m, die Breite ist relativ konstant bei etwa 9 m. Der Standort liegt parallel zur Donau am linken Flussufer und verläuft von Nordwesten nach Südosten.

Das Nordufer wurde von Auwaldelementen begrenzt. Das Altwasser wurde am Süd-, Nordost- und Westufer von einem ausgeprägten Röhrichtbestand umgeben.

Das Areal des Altwassers, welches am Haupteinstieg liegt, das heißt den südöstlichen Teil des Gewässers umfasst, weist die größte Freiwasserfläche auf. Insgesamt können circa 500 qm zu diesem Gewässerareal gezählt werden. Die Wasseroberfläche wurde nur an wenigen Randstellen von *Lemnetea* bedeckt. Die Oberfläche erwies sich mit $\leq 5\%$ als gering bedeckt.

Ein *Stratiotes-aloides*-Bestand von ≥ 300 Exemplaren konnte an dem Untersuchungsstandort nachgewiesen werden. Die Pflanzen waren aufgetaucht und bildeten einen ca. 65 qm messenden Schwimmteppich. Bei den späteren Begehungen wurden ebenso wie an anderen Standorten Auswirkungen der Dürreperiode, gerade an der *Stratiotes-aloides*-Population, sichtbar. Es konnten insgesamt > 170 verlandete *Stratiotes aloides* am nördlichen Ufer gezählt werden.

3.3.4.1 Teilareale des Standorts

Die lokalen Gegebenheiten ermöglichten eine Gliederung des Areals in Uferzone, Totholzzone, Röhricht und *Stratiotes-aloides*-Bestand. Begehungen waren im Bereich des nördlichen Ufers möglich, durch den schwer begehbaren Untergrund war ein Bewatten des gesamten Altwassers jedoch nicht möglich. Der Einsatz von Schlauchbooten konnte die Durchführung der Sucharbeiten in tieferen Gewässerabschnitten sowie am Südufer bewirken.

Im Bereich der *Stratiotes-aloides*-Populationen konnte eine geringere Freiwassertiefe von bis zu 45 cm gemessen werden. Der Schwimmteppich wies einen sehr homogenen, hohen Bedeckungsgrad der Wasserfläche von > 90 % auf.

3.3.4.2 Bestandsentwicklungen der *Stratiotes aloides*

Zum Zeitpunkt der Begehungen konnten keine blühenden Individuen der *Stratiotes aloides* entdeckt werden. Die Blütezeit war zum Datum der Begehungen schon vorüber.

Die nachgewiesenen Individuen hatten maximale Durchmesser von > 70 cm. Neben dem Hauptbestand der *Stratiotes aloides* im zentralen Abschnitt des Gewässers konnten auch vereinzelt kleinere Populationen an anderen Gewässerabschnitten nachgewiesen werden.

Durch das Absinken des Wasserpegels wurden auch am Standort Orth an der Donau verlandete *Stratiotes aloides* aufgefunden. Ein großflächiges Absterben an den Randbereichen der zentral gelegenen Population musste dokumentiert werden.

3.3.4.3 Die Gewässermorphologie

Der Untersuchungsstandort liegt circa 400 m südlich des Fadenbachs, der an der Ortsgrenze von Orth an der Donau verläuft. Vom Ortskern aus liegt er südwestlich ungefähr 700 m von der Stadtgrenze entfernt. Der von Orth an der Donau nach Süden verlaufende Hauptforstweg führt an den Röhrichtausläufern des untersuchten Altwassers vorbei. Diese liegen westlich, vom Weg aus in südlicher Richtung und rechts vom Gewässer. Ein ungefähr 300 m langes Röhricht befindet sich östlich der Wasserfläche. Es handelt sich dabei um einen schon fortgeschrittenen Verlandungsprozess, der Rückgang des Gewässers ist durch das sehr weitläufige Röhricht erahnbar.

Die Umgebung des Gewässers wird hauptsächlich forstwirtschaftlich genutzt. Grünlandflächen befinden sich in einiger Entfernung zum Gewässer, deren Nutzungsintensität ist allerdings als extensiv einzuschätzen. Große als Grünland genutzte Flächen lie-

gen vor allem im Süden und Osten. Eine äußerst kleine Grünlandfläche liegt etwa 80 m nordöstlich, mit einer geschätzten Fläche von knapp einem Hektar. In größerer Entfernung, etwa 800 m nach Westen hin und über einen Kilometer nach Norden, befinden sich größere, ackerbaulich genutzte Flächen.

Das nördlich Gewässerufer wird von Auwaldelementen und abschnittsweise kleineren Röhrichtbeständen begrenzt. Ein Forstweg verläuft im Nordosten des Altwassers; beim nördlichen Areal handelt es sich um einen Waldabschnitt, der extensiv als Plenterwald genutzt wird. Der Süden und Westen des Gewässers laufen in einen Schilfbestand über. Es ist eine klare Begrenzung des Altwassers von dem Röhricht gegeben. Das Schilf weist an der Uferregion einen sehr hohen Bedeckungsgrad von geschätzten 80 % auf.

Das Röhricht erreicht eine Höhe von ungefähr 3 m an den höchsten Stellen. An den Uferregionen ist die Wassertiefe sehr gering und kann vorwiegend von Röhrichtbeständen genutzt werden. Die Röhrichtpopulationen begrenzen das Gewässer vor allem nach Süden hin. Der ans südwestliche Ufer des Altwassers angrenzende Schilfbestand hat eine Ausdehnung von ungefähr 30 m. Er läuft dann in einen Auwaldbewuchs aus. Der Röhrichtbestand in östlicher Richtung verläuft ungefähr über 300 m, die Breite erreicht eine Ausdehnung von circa 60 m. Ein Ausläuferarm südöstlich des Gewässers führt einen eher schmalen Röhrichtbestand noch in etwa 100 m Richtung Südwesten; eine Waldschneise ist eindeutig zu erkennen. Dieser Bestand erreicht eine Ausbreitung von 5-10 m.

Von Nordwesten bis Südosten nimmt die Breite des Röhrichts zu. Die Fläche des Röhrichtbestandes nimmt in südöstlicher Richtung zu. Nach westlicher Richtung verläuft das Röhricht kurvenförmig über mehrere hundert Meter. Die letzten Röhrichtausläufer führen dann wieder in den Süden. Die Flächenausdehnung des Röhrichts nimmt aber deutlich ab. Es verläuft sich dann sukzessive in den Auwaldbewuchs. Nördlich des Röhrichts verläuft der Forstweg; es existiert ebenso ein älterer, kleiner, nicht befahrbarer Holzbrückenübergang, der auf einen höheren Wasserstand in der Vergangenheit schließen lässt, circa 200 m von den Ausläufern des Altwassers in westlicher Richtung entfernt. Das Röhricht verläuft an einer zuerst nordwestlich, dann immer südlicher verlaufenden Waldschneise. Die Ausdehnung des Röhrichtbestandes ist im Vergleich zu anderen Standorten als besonders großräumig zu beurteilen.

Jenseits der Totholzzone, gegen Norden hin, konnte allerdings ein abfallender Wasserspiegel beobachtet werden. So betrug im nordwestlichen Gewässerareal die aktuelle Wassertiefe nur noch ca. 40 cm. Gegen den nordwestlichen Rand lief das Gewässer dann langsam in das Röhricht aus. Dieser Gewässerabschnitt war an Uferzone ähnlich besiedelt wie die anderen Gewässerabschnitte.

Das bestehende Altwasser hat eine Gesamtlänge von circa 100 m und eine maximale Breite von 25 m. Der Röhrichtbestand am Gewässerrand ist deutlich stärker ausgeprägt als an sämtlichen anderen Untersuchungsstandorten. Es muss an dieser Stelle besonders betont werden, dass dieser, abgesehen von einigen wenigen Gewässerabschnitten im Nordosten, das gesamte Gewässer umgibt. Selbst die vorkommenden *Stratiotes-aloides*-Bestände grenzen ausnahmslos an das Röhricht oder dessen Ausläufer. Es wurden kleine *Stratiotes-aloides*-Bestände mit bis zu vier Individuen, gelegen im nordöstlichen Gewässerareal, vorgefunden.

Vereinzelte Exemplare konnten wenige Meter vom Haupteinstiegsort entfernt, aufgefunden werden. Gerade diese Totholzzonen beziehungsweise ihre Umgebungen sind vergleichsweise umständlich begehbar. Einige Vertiefungen können einen Geländeunterschied von circa 80 cm aufweisen, besonders bei einem höheren Totholzanteil kommen solche oder ähnlich große Vertiefungen gehäuft vor.

Der Haupteinstiegsort ist vom Forstweg aus über einen kurzen, steilen und circa 2 m hohen, kaum bewachsenen Abstieg zu erreichen. An dieser Stelle reichen die Elemente des autotypischen Bewuchses bis an die Uferzone; Gehölze wie der *Carpinus betulus*, die Hainbuche, oder *Acer pseudo platanus*, der Bergahorn, kommen in der Uferregion vor.

Die Wassertiefe des Gewässers variiert stark. Einige tiefere Senken sind auch in direkter Ufernähe auffindbar. Die Watthose ermöglicht aber eine Begehung des Gewässerbereiches in etwa 2-3 m Entfernung zur Uferlinie. Eine Ausnahme bieten hier die Totholzzonen, die nordwestlich vom Haupteinstiegsort liegen.

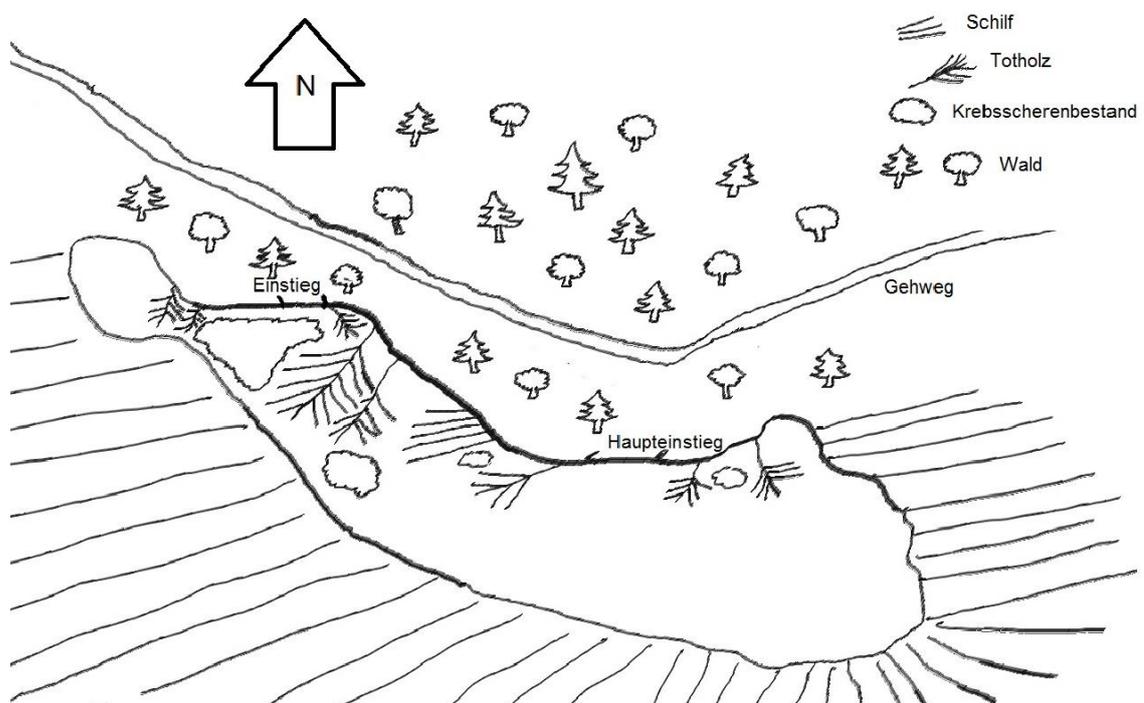
Durch den zum Untersuchungszeitpunkt niedrigen Wasserpegel konnte der direkte Uferzugang unterhalb des Forstweges, größtenteils trockener Untergrund, zum Einstieg genutzt werden.

Der Untergrund der Wasseroberfläche ist bis auf wenige Ausnahmen vor allem im Bereich der Haupteinstiegstelle wesentlich verschlammt. Die Bewattung des Gewässers beziehungsweise des Randes ist relativ aufwendig. Es ist mit dauerhaftem, starkem Einsinken umzugehen. Ein hoher biologischer Anteil am Untergrund bewirkt einen sehr feuchten, schwer betretbaren Untergrund; das Austreten einiger schwefelhaltiger Gase kommt durch die Begehung zustande. So ist das Wasser in der Nähe des Gewässeruntersuchers deutlich verunreinigt, es weist eine sehr geringe Sichttiefe und reges Gasblasenaufkommen auf. Der Sauerstoffgehalt des Gewässers ist gering, dennoch kommen noch vereinzelt Pflanzen und vor allem Fische im Wasser vor. Der Pflanzenbestand wie auch der Fischbestand dürften allerdings eher als gering betrachtet werden, zumindest im Hinblick auf die biologische Masse.

Das Gewässer wird deutlich durch den Totholzbestand getrennt. Der Südwesten weist eine große Fläche auf, ist jedoch eher vegetationsarm. Das Gewässer ist aber an dieser Stelle wesentlich leichter zugänglich als weiter im Nordosten. In der Umgebung der Haupteinstiegsstelle sind auch höhere Schotteranteile im Wasser vorhanden, die bei der Begehung einen besseren Untergrund bieten. Diese Fläche ist zwar nur einige Quadratmeter groß, bietet allerdings sowohl eine relativ gute Standmöglichkeit als auch eine gewisse Orientierungshilfe während der Begehung. Einzelne Exemplare der *Phragmites australis* sind relativ weit in das Gewässer hineingewachsen, sie bieten durch die Wurzeln meist eine verbesserte Trittsicherheit und eine Orientierungshilfe, dies gerade in Bezug auf die Gewässertiefe, und erfüllen damit eine ähnliche Funktion wie der höhere Schotteranteil.

Am Mittelteil des Gewässers konnte eine große *Stratiotes-aloides*-Population nachgewiesen werden. Ihr Bedeckungsgrad war sehr dicht. Er lag zwischen 80 % und 90 %, je nach Abschnitt des schwimmenden *Stratiotes-aloides*-Bestandes. Der Wasserstand ist etwas niedriger als im südwestlichen Gewässerabschnitt. Zum Zeitpunkt der Untersuchung war trockenheitsbedingt der Wasserpegel der umliegenden Gewässer generell niedrig. Ein Wasserstand von bis zu 70 cm konnte gemessen werden.

Abbildung 26: Skizze Orth an der Donau, Gewässerlänge 70 m

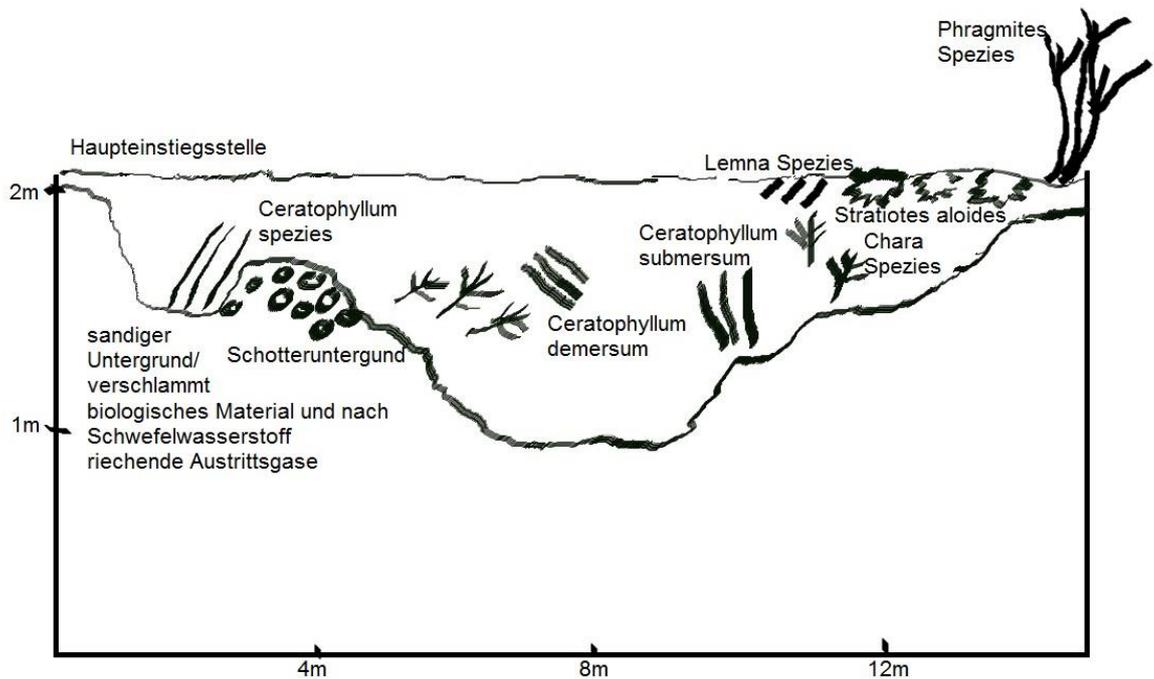


In der konnte gemessen werden.

Abbildung 26: Skizze Orth an der Donau, Gewässerlänge 70 m wird der Untersuchungsstandort bei Orth an der Donau skizziert. Dabei werden wesentliche Teilflächen sowie die nähere Umgebung des Standorts abgebildet. Der *Stratiotes-aloides*-Bestand

wird im Altwasser lokalisiert, in der Legende werden die eingezeichneten Darstellungen beschrieben.

Abbildung 27: Transekt Orth, von links nach rechts Richtung Süden

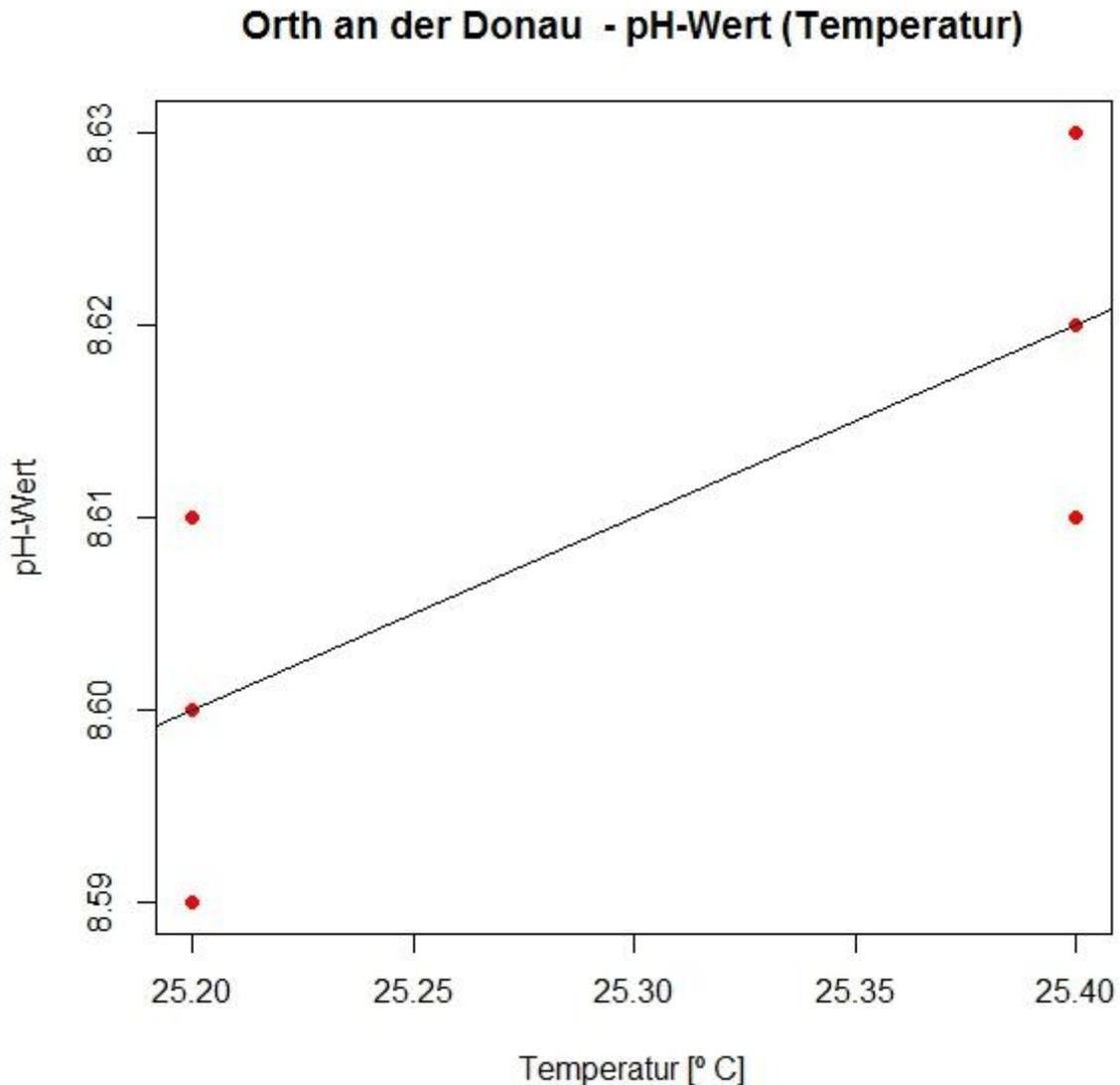


In

Abbildung 27: Transekt Orth, von links nach rechts Richtung Süden werden anhand eines skizzierten Transektes die Freiwassertiefen und die vorgefundenen Vegetationseinheiten dargestellt. Der Transekt verläuft nach Süden, der Ausgangspunkt wird durch die Haupteinstiegsstelle markiert.

3.3.4.4 pH-Wert-Messungen am Standort Orth an der Donau

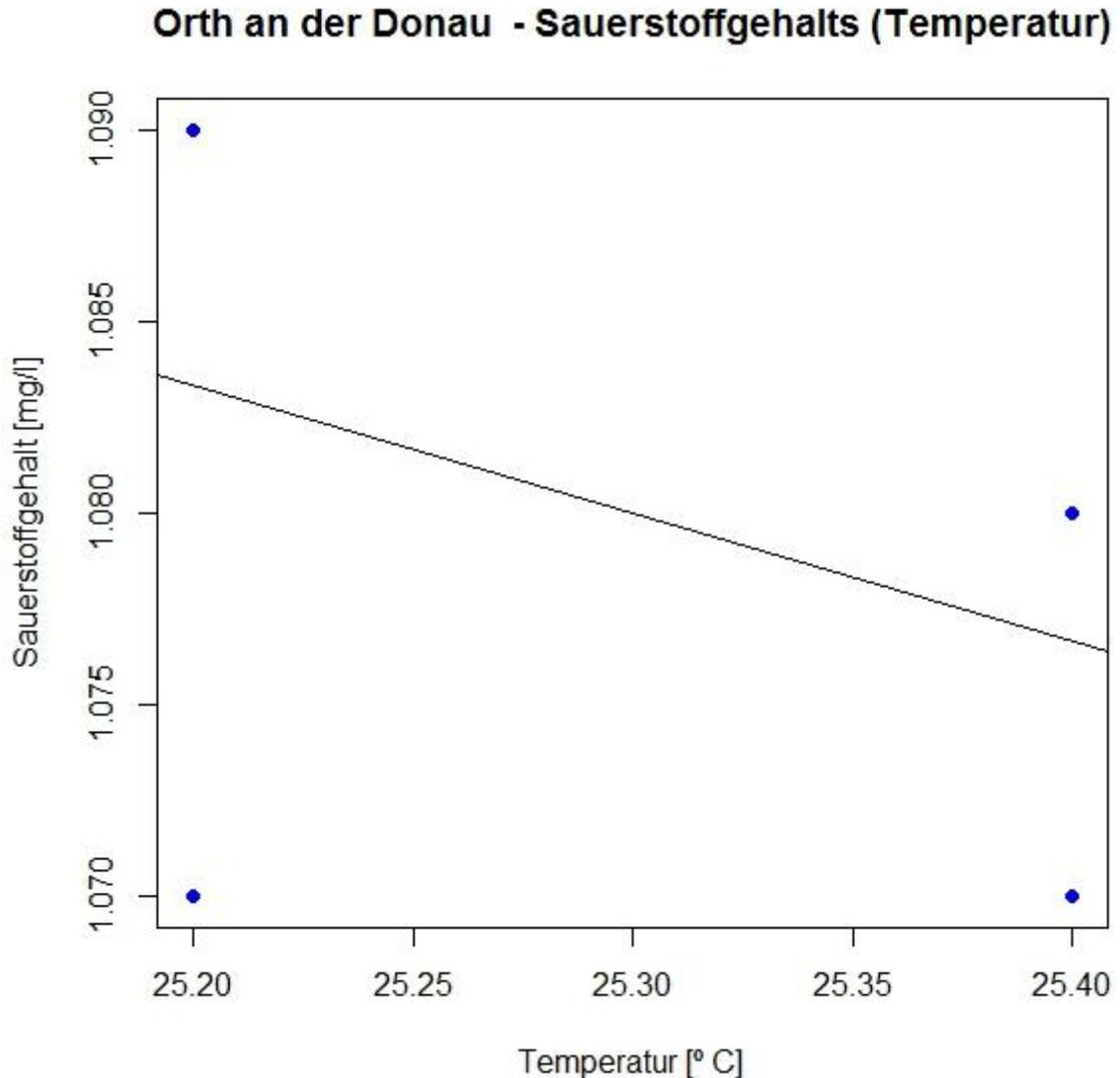
Abbildung 28: Entwicklungen der pH-Werte und der Temperatur am Standort bei Orth an der Donau



In Abbildung 28: Entwicklungen der pH-Werte und der Temperatur am Standort bei Orth an der Donau wurden die pH-Werte und die gemessenen Temperaturen an diesem Untersuchungsstandort dargestellt. Über die zeitlich als ‚kurz‘ einzuschätzende Untersuchungsperiode wurden tendenziell leicht steigende pH-Werte gemessen. Zur besseren Vergleichbarkeit der Messwerte erfolgten die Messungen jeweils zur selben Tageszeit, gegen 13 h, um tageszeitliche Schwankungen der Messgrößen zu vermeiden. Die Messungen ergaben sehr ähnliche Ergebniswerte, leichte Unterschiede und Messungenauigkeiten könnten einen Einfluss auf die Schwankungen gehabt haben.

3.3.4.5 Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Orth an der Donau

Abbildung 29: Entwicklungen des Sauerstoffpartialdrucks am Standort bei Orth an der Donau



Die Abbildung 29: Entwicklungen des Sauerstoffpartialdrucks am Standort bei Orth an der Donau stellt die Entwicklung des Sauerstoffpartialdrucks über die Messperiode dar. Auf der x-Achse wurden die gemessenen Temperaturen eingezeichnet. Ein Abfall des Sauerstoffpartialdrucks über den Untersuchungszeitraum konnte tendenziell erkannt werden. Allerdings kann der Untersuchungszeitraum als ‚kurz‘ beurteilt werden, die Messzeitpunkte waren der 03.08.2015 und der 13.08.2015. Die Anzahl der Messungen und die Dauer der Untersuchungsperiode beeinflussen die Signifikanz der Ergebnisse. Jedoch können ähnliche Tendenzen wie an anderen Standorten beobachtet werden. Ein Absinken des Sauerstoffpartialdrucks bei höheren Temperaturen kann durch die veränderte Löslichkeit der Gase im Wasser begründet werden.

3.3.4.6 Die aquatische Begleitvegetation

Tabelle 11: Darstellung der Begleitvegetation der *Stratiotes aloides*

Begleitvegetation der <i>Stratiotes-aloides</i> -Populationen	Häufigkeitsskala
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2
<i>Ceratophyllum submersum</i>	1
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	1
<i>Lemna minor</i>	2
<i>Lemna trisulca</i>	1
<i>Potamogeton compressus</i>	1
<i>Spirodela polyrhiza</i>	1
<i>Stratiotes aloides</i>	4
<i>Utricularia vulgaris</i>	2

In Tabelle 11: Darstellung der Begleitvegetation der *Stratiotes aloides* werden die vorgefundenen Spezies in direkter Nähe zur *Stratiotes-aloides*-Population dargestellt. Die Untersuchung der näheren Umgebung des *Stratiotes-aloides*-Bestandes ermöglichte das Auffinden und Bestimmen dieser Arten.

3.3.4.7 Direkte Störungseinflüsse

Der untersuchte Gewässerstandort bei Orth an der Donau kann durch seine Morphologie nicht als Badegewässer beurteilt werden. Eine Nutzung durch Fischerei erscheint ebenfalls als unwahrscheinlich. Freizeitbesucher nutzen das Wegenetz der näheren Region durchaus für Wanderausflüge, wobei das Altwasser dabei nicht direkt zugänglich ist. Der Einfluss durch Freizeitgäste kann daher als eher gering eingeschätzt werden.

Die nahegelegenen landwirtschaftlich als extensiv zu beurteilende, von den Bundesforsten bewirtschafteten Grünlandflächen liegen in näherer Umgebung des Gewässers. Ein direkter Einfluss auf die Gewässerqualität kann allerdings nicht erkannt werden, dennoch sind Einflüsse auf die Wasserqualität über Auswaschungen möglich.

Der Standort bei Orth an der Donau erwies sich ebenso als stark von der Dürre betroffen. Während der zeitlich als knapp zu bewertenden Untersuchungsperiode konnte ein Absinken des Wasserpegels von > 5 cm dokumentiert werden. Während der Untersuchungen des Uferbereichs konnten einige verlandete Vegetationseinheiten

aufgefunden werden. Der Untersuchungsstandort bei Orth an der Donau kann als verlandungsgefährdet angesehen werden.

3.3.5 Charakteristik Öllager

Der Standort Weiher am Öllager liegt westlich angrenzend zum OMV-Tanklager Lobau (ehemals: Oesterreichische Mineralölverwaltung), welches parallel zur Lobgrundstraße verläuft. Die Begehungen fanden ab Mitte Mai 2015 statt. Das Gewässer erstreckt sich weitläufig in Nord-Süd-Richtung und wird in seiner Umgebung im Osten von einem markanten Zaun umgeben.

Im Westen des Altwassers verläuft eine Bahntrasse, die circa stündlich von den Zügen des Öllagers Lobau frequentiert wird. Im Süden befinden sich demnach Radweg und Lobgrundstraße, im Osten das eingezäunte OMV-Betriebsgelände und im Westen die Bahngleisanlagen. Im Norden läuft das Gewässer in Röhricht und eine Verlandungszone mit Auwald-Vegetationseinheiten aus.

3.3.5.1 Teilareale des Standorts

Die wesentlichen Gewässerzonen unterscheiden sich teilweise, gut sichtbar an der Gewässeroberfläche, voneinander. So existiert eine Uferzone, zu der kaum Krebschen vordringen. Im Gegensatz zu vielen anderen Gewässern ist das Gefälle abschnittsweise sehr homogen. Die meisten Uferzonen weisen ein relativ großes Gefälle auf, wobei das Ufer im Norden sehr flach verläuft und in einem Röhricht ausläuft.

3.3.5.2 Bestandsentwicklungen der *Stratiotes aloides*

Am Weiher am Öllager konnte eine große Anzahl an *Stratiotes-aloides*-Exemplaren nachgewiesen werden. Der Bestand erstreckte sich von der Haupteinstiegsstelle über 200 m Richtung Norden und bedeckte im Wesentlichen den größten Teil der freien Wasserfläche.

Die gemessene Freiwassertiefe war im südlichen Gewässerareal am geringsten. Mit zunehmender Wassertiefe kam die *Stratiotes aloides* gegen Norden häufiger vor und bildete einen dichten Populationsbestand aus. Eine Messung der maximalen Gewässertiefen konnte durch die als schwierig einzustufende Begehbarkeit und das Überschreiten der maximalen Bewatthöhe (von ca. 150 cm) nicht erfolgen.

In den Monaten von Mitte Mai bis Anfang Juli konnten zahlreiche Blüten nachgewiesen werden. Sämtliche vorgefundenen generativen Organe wurden als männlich identifiziert.

Im *Stratiotes-aloides*-Schwimmteppich konnten vereinzelte, nicht bewattbare Bereiche mit abgestorbenen *Stratiotes-aloides*-Exemplaren entdeckt werden. Eine zu geringe Freiwassertiefe, beziehungsweise auch Totholzvorkommen können in diesen Fällen vermutet werden.

Das Vorkommen der *Stratiotes aloides* am Standort Öllager war auf Auenliebhaber zurückzuführen. Diese setzten in diesem künstlichen Weiher Exemplare aus (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988).

3.3.5.3 Die Gewässermorphologie

Die Vegetation der Freiwasserzone unterscheidet sich maßgeblich von der Vegetation der Uferregion. Gerade der dominierende Schwimmteppich der *Stratiotes aloides* dürfte bei diesem Gewässer Auswirkungen auf die submerse Vegetation haben. Unter einem dichten *Stratiotes-aloides*-Schwimmteppich kommen andere submerse Wasserpflanzen nur sehr vereinzelt vor. Die Lichteinstrahlung wird hier von der Schwimmblattgesellschaft stark negativ beeinflusst. Neben einer hohen Dichte von Krebscherenpflanzen kommen an der Oberfläche ebenso Wasserlinsengesellschaften vor.

In der Totholzzone sind meist nur geringe oder gar keine *Stratiotes-aloides*-Bestände vorzufinden. Je nach strukturellen Gegebenheiten unterscheiden sich die Vegetationsbestände voneinander. Der Bedeckungsgrad der Wasseroberfläche kann in diesen Fällen stark schwanken. Ein hoher Bedeckungsgrad von über 90 % ist möglich, ganz vereinzelt vor allem auch ein *Lemnetea*-Spezies-Vorkommen.

Die westliche Grenze des Gewässers weist einen hohen Totholzanteil auf. Dieser hängt mit der deutlich breiteren Bewuchszone im Westen zusammen, da im Osten nur ein wenige Meter breiter Grenzbereich zur OMV-Anlage existiert, der teilweise regelmäßig gepflegt/freigeschnitten wird, und mit wenigen Ausnahmen kaum ein Baumbestand auffindbar ist, während auf dem gegenüberliegenden Altwasserufer eine mit Auwaldelementen und hohem Baumanteil deutlich größere meist stark bewachsene Fläche mit einer Breite von Großteils über 20 m angrenzt.

Ein unterschiedlicher Bewuchs an Ost- und Westufer hat gerade auf die geografische Lage der Totholzzone, den abschnittswisen Lichteinfall, die Lichtintensität beziehungsweise die lokale Beschattung einen erheblichen Einfluss. Schon von einiger Entfernung können einige wesentliche Differenzen zwischen den Uferabschnitten erkannt werden: Im Süden wird das Gewässer durch eine stark bewachsene Landzunge von etwa 15 m Länge und circa 8 m Breite getrennt. In Richtung Norden folgt ein kurzer Freiwasserabschnitt von circa 3 m mit Totholzanteilen. Es folgt in nördlicher Richtung eine längliche Insel mit geschätztem Längen- und Breitenmaß von 8-12 m. An diese

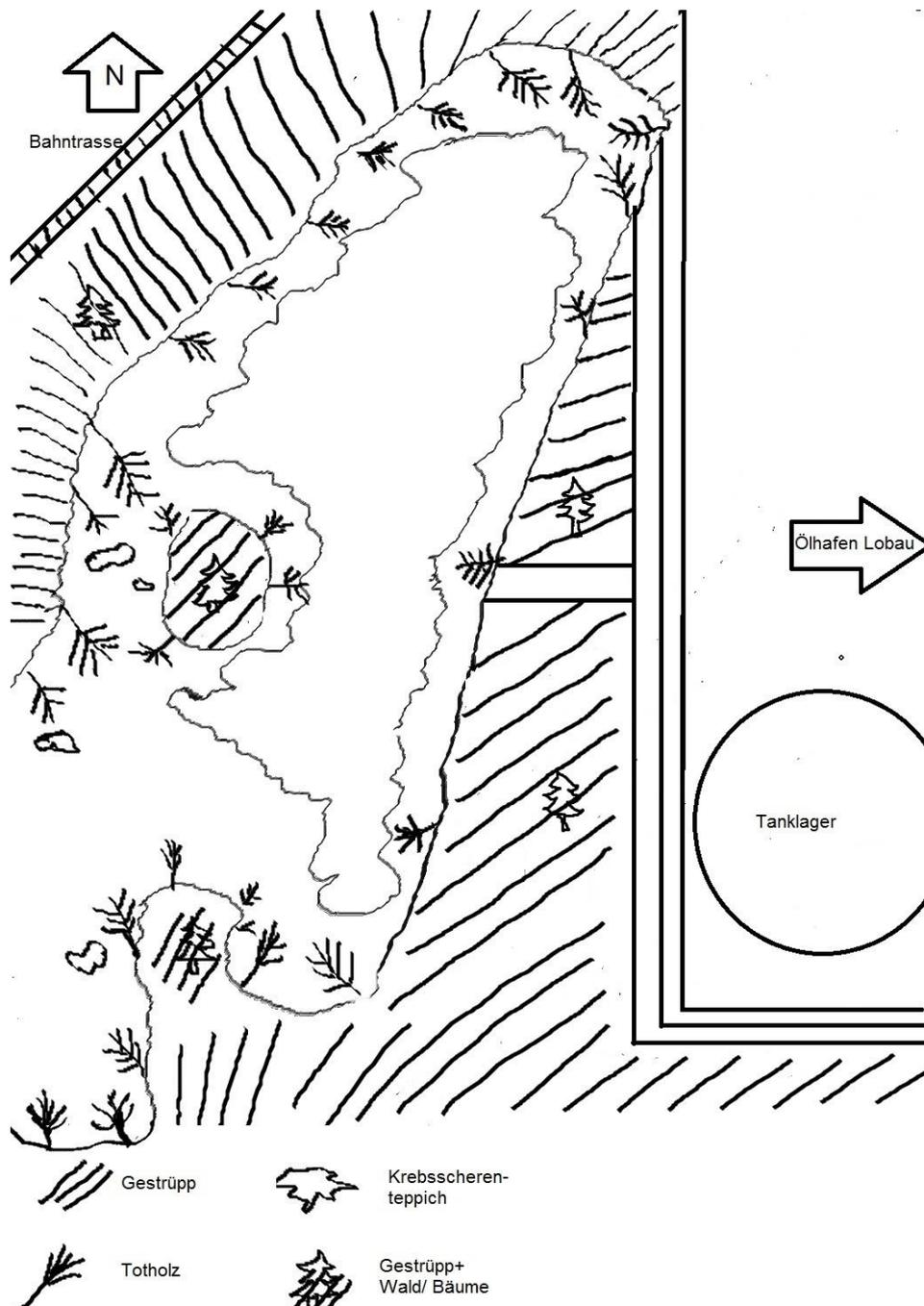
Inselform grenzt wiederum eine freie Wasserfläche an, die nach Norden hin nach rund 25 m an die westliche Uferzone des Gewässers trifft. Nach Nordosten hin erstreckt sich hier dann der größte Teil des Gewässers, in südöstlicher Richtung erstreckt sich der den besten Einstiegspunkten nahegelegene Gewässerabschnitt. Westlich und südwestlich von Insel und Landzunge befindet sich ein stark durch Totholzzonen geprägter Abschnitt des Altwassers. Sofort erkennt man, dass in diesem Gewässerabschnitt der für den Untersuchungsstandort Öllager charakteristische (Krebsscheren) *Stratiotes-aloides*-Bestand, erkennbar am stark ausgebildeten Krebscherenteppich, sehr gering ist. In diesem leicht isoliert gelegenen Gewässerareal kommen nur sehr wenige Individuen der Krebschere vor, die verstreut in kleinen Beständen oder teilweise einzeln und punktuell in vereinzelt totholzfremen oder -armen Zonen dieses Abschnitts vorkommen. Die meisten Individuen dieser Zone tauchten des Weiteren erst relativ spät, nämlich im Juli, auf. Im großen Gewässerabschnitt im Westen kann eine große *Stratiotes-aloides*-Population mit besonders gut ausgebildetem Krebscherenteppich vorgefunden werden.

Das Gewässer Öllager liegt ungefähr 6 m unter der Umgebungsfläche. Ein unterschiedlich stark bewachsener, meist steiler Hang begrenzt die West-, Süd- und Ostufer des Gewässers. Im Norden verläuft die Gewässergrenze flacher. Die Entstehung des Gewässers erfolgte begünstigt durch anthropogenen Einfluss. Es fanden Aushubarbeiten an der heutigen Gewässerfläche statt. Dadurch handelt es sich nicht um ein natürliches Altwasser. Ein sichtbarer Zu- oder Abfluss an Wasser ist nicht vorhanden. Der Wasserstand schwankt relativ intensiv, die Intensität an Niederschlägen ist ein wesentlicher Einflussfaktor auf die jeweilige Höhe der Wasser- bzw. Uferlinie.

Die direkte Umgebung des Standorts Öllager ist Teil des Naturschutzgebietes der Lobau. Eine landwirtschaftliche wie forstwirtschaftliche Nutzung erfolgt nur sehr extensiv, wobei sich westlich große Wiesenabschnitte befinden, die allerdings wohl eher einer geringen Nutzung als Grünland unterliegen, da sie auch wesentlich von Besuchern als Freizeitflächen genutzt werden können und daher mit reichlich Sitzbankgelegenheiten versehen sind. In den Regionen nördlich, ab einer Entfernung von 1-2 km, kommt dann wieder Ackerbau vor. Besonders in der näheren Umgebung des Gewässers konnten Mohnfelder (*Papaver*) in den Sommermonaten 2015 vorgefunden werden. Im Osten des Gewässers liegen von der OMV betreute Grünflächen; diese werden überwiegend als Wiesenflächen mit einer wenige Zentimeter hoch geschnittenen Grasnarbe genutzt. Die Uferregion des Gewässers Öllager erscheint am westlichen Rand größtenteils von Totholzzonen bedeckt; der teilweise durch Landzunge und Insel abgetrennte Bereich scheint einen wesentlich stärkeren Totholzanteil aufzuweisen. Selbst auf Satellitenbildern ist zu erkennen, dass die westliche Uferregion und das Areal um Landzunge und

Insel einen großen Totholzanteil im Gewässer aufweisen. Der Bewuchs in der Nähe des Ufers hat also einen wesentlichen Einfluss auf die umliegenden aquatischen Lebensräume. Möglicherweise hätte sich der große *Stratiotes-aloides*-Teppich dieser Population nicht in dieser Form entwickeln können, wenn das Ufer auch im Osten so stark bewachsen wäre und ähnliche Auenelemente aufweisen würde wie die Vegetation im Westen und Norden. Durch den anthropogenen Einfluss auf das östliche Ufer, welches an die OMV-Anlage angrenzt, ist der Baumbestand im Osten deutlich geringer. Freischneidearbeiten entlang der Außenseite des Geländezauns beeinflussen maßgeblich den vegetativen Charakter der gesamten östlichen Uferzone.

Abbildung 30: Skizze Öllager, Gewässerlänge circa 280 m



In Abbildung 30: Skizze Öllager, Gewässerlänge circa 280 m wird der Standort Weiher am Öllager skizziert. Das obere Gewässerareal zeigt den nördlichen Gewässerabschnitt. Die Haupteinstiegsstelle befindet sich im Süden. Im Südwesten erstreckt sich ein Ausläufer des Gewässers mit vergleichsweise hohem Totholzanteil und einem verstreuten Bestand an *Stratiotes aloides*.

Die Uferzone ist je nach Wasserstand unterschiedlich ausgeprägt. Teilweise liegen nach längeren Dürreperioden Exemplare der *Stratiotes aloides* in Gewässerrandregio-

nen schon am Untergrund auf, bei höherem Wasserstand können unter anderem einige Sträucher und Bäume mit dem Stamm unterhalb der Wasserlinie liegen. Der sehr großflächig verbreitete Krebscherenteppich befindet sich, bis auf den teilweise getrennten Gewässerabschnitt, ganz in der Ufernähe. An einigen Stellen sind die *Stratiotes aloides* bis an die Wasseruferlinie verbreitet. Die Entfernung von der Uferlinie zur Freiwasserzone beziehungsweise zum Krebscherenteppich betrug an den meisten Tagen der Begehung circa einen Meter. Der gesamte Krebscherenteppich erstreckt sich über eine Länge von circa 200 m; er bedeckt mit wenigen Ausnahmen durchgehend die große Wasserfläche. Einige abgestorbene mehrere Quadratmeter große rundliche Parzellen kann man gerade in den heißeren Sommermonaten vorfinden. Der Bestand hat eine Breite von ungefähr 30 m. Der Blüte nach handelt es sich um eine rein männliche Population.

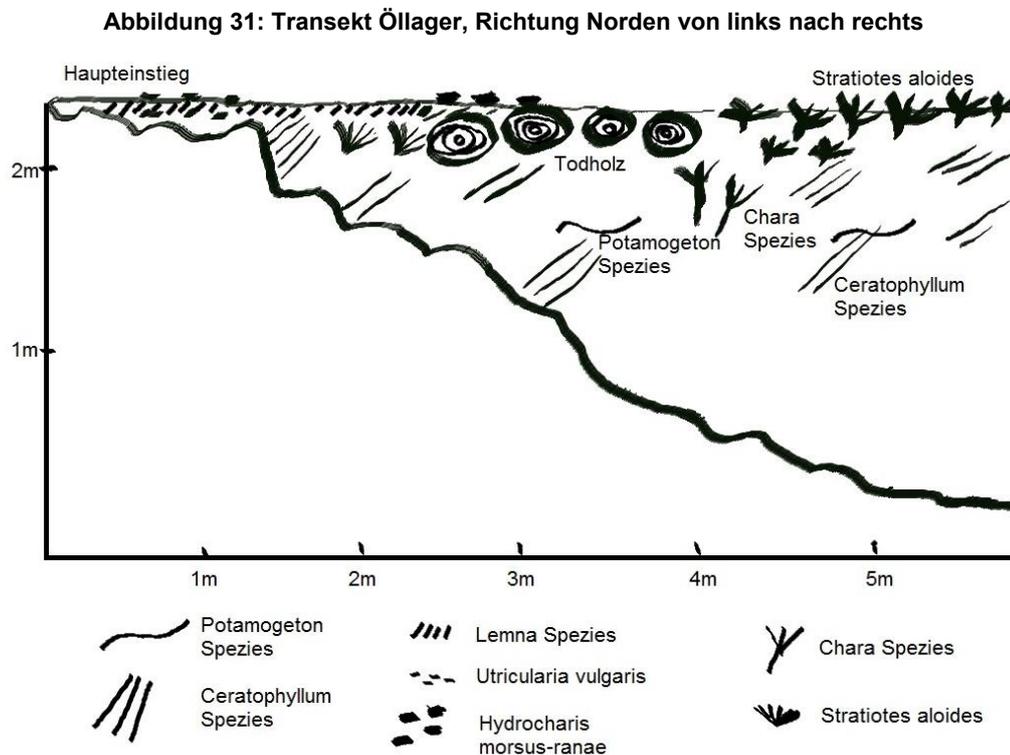
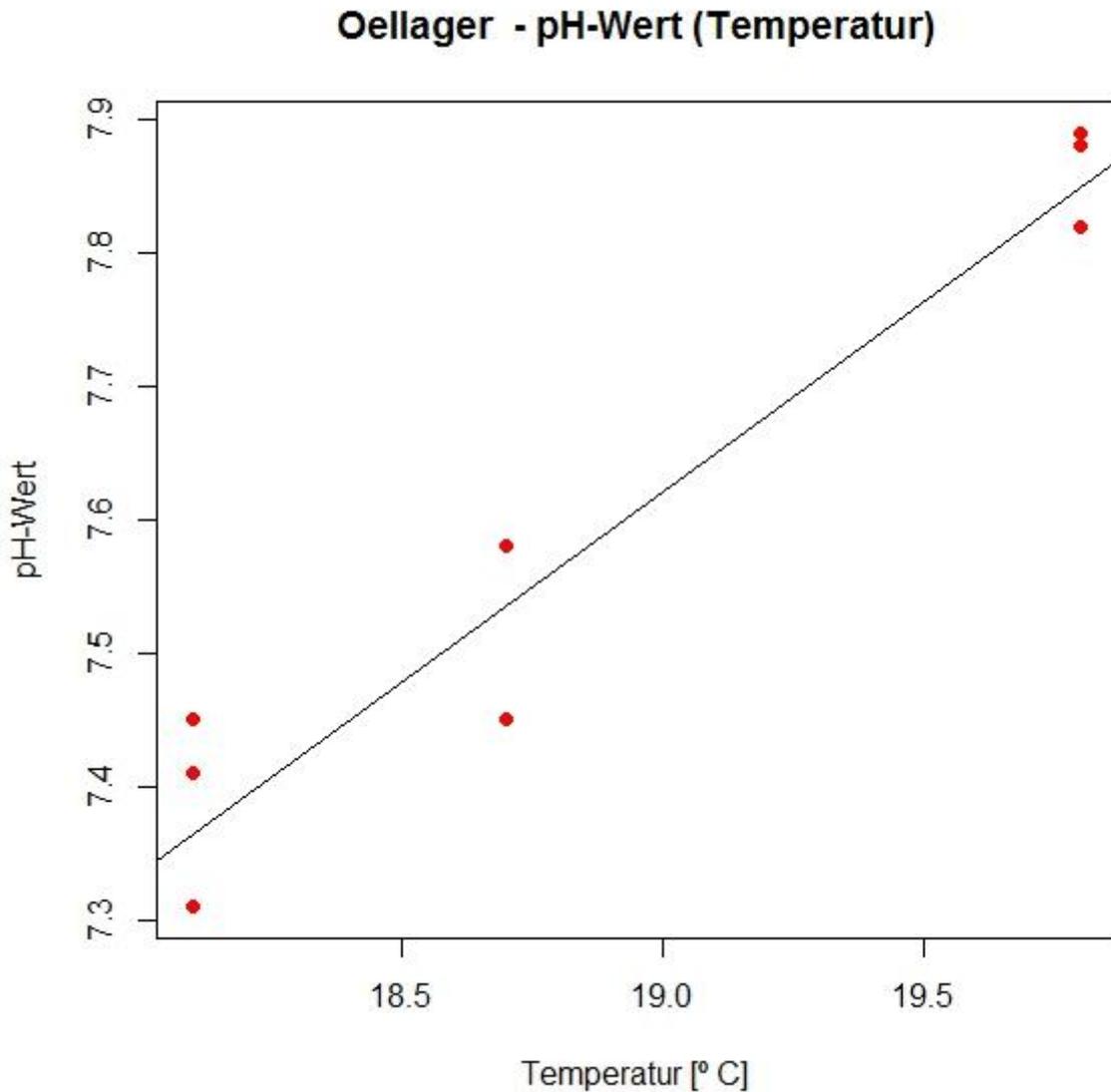


Abbildung 31: Transekt Öllager, Richtung Norden von links nach rechts stellt ein Transekt des Standorts Weiher am Öllager dar. Es werden Freiwassertiefen und Vegetationseinheiten dargestellt. Als Ausgangspunkt wurde der Haupteinstieg im Süden gewählt. Die Möglichkeit, das Gewässer zu bewässern, war durch die Wassertiefe und die Untergrundverhältnisse auf eher ufernahe Regionen beschränkt.

3.3.5.4 pH-Wert-Messungen am Standort Öllager

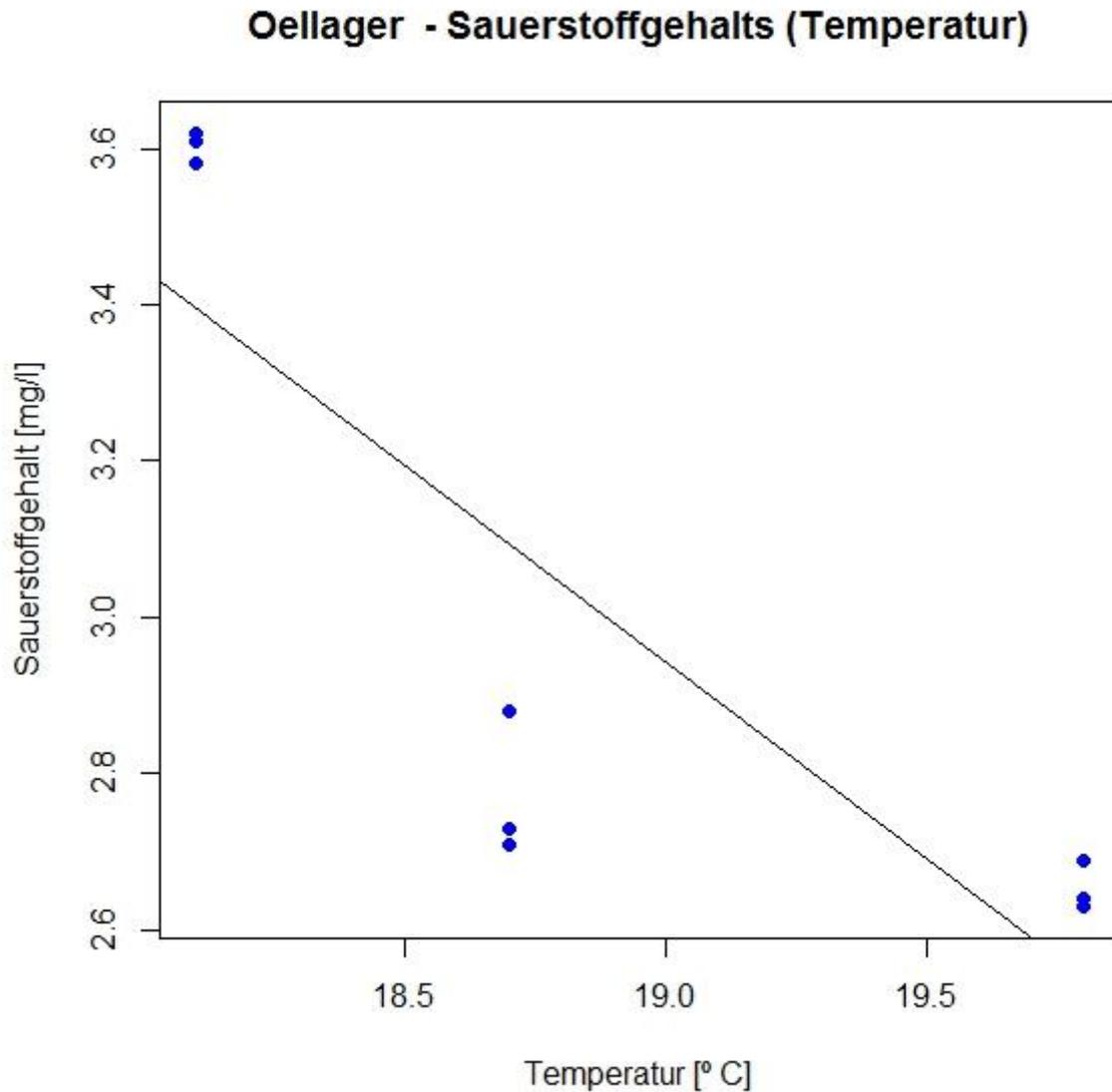
Abbildung 32: Entwicklungen der pH-Werte und der Temperatur am Standort Öllager



In Abbildung 32: Entwicklungen der pH-Werte und der Temperatur werden die gemessenen pH-Werte mit ihrer Korrelation zu den gemessenen Temperaturen dargestellt. Eine Zunahme der Messgrößen konnte hier beobachtet werden, so wurden, wie ersichtlich, pH-Wert-Anstiege bei höheren Temperaturen dokumentiert.

3.3.5.5 Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Öllager

Abbildung 33: Zeitliche Entwicklung des Sauerstoffpartialdrucks am Standort Öllager



Die Abbildung 33: Zeitliche Entwicklung des Sauerstoffpartialdrucks am Standort Öllager zeigt die Messwerte des Sauerstoffpartialdrucks in mg/l am Standort Öllager. Es wurde tendenziell ein Absinken der Werte erhoben. Ursache hierfür könnte ein Anstieg der Temperatur sein. Es könnten aber auch andere Faktoren über die Untersuchungsperiode berücksichtigt werden, wie Nährstoffeintrag oder vermehrtes Wachstum der Vegetationseinheiten.

3.3.5.6 Die aquatische Begleitvegetation

Tabelle 12: Begleitvegetation der *Stratiotes-aloides*-Population am Standort Weiher am Öllager

Begleitvegetation der <i>Stratiotes-aloides</i> -Populationen	Häufigkeitsskala
<i>Ceratophyllum demersum</i>	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	3
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	5
<i>Lemna minor</i>	4
<i>Lemna trisulca</i>	2
<i>Nitellopsis obtusa</i>	2
<i>Potamogeton acutifolius</i>	1
<i>Potamogeton compressus</i>	1
<i>Spirodela polyrhiza</i>	3
<i>Stratiotes aloides</i>	5
<i>Utricularia australis</i>	1
<i>Utricularia vulgaris</i>	4

Tabelle 12: Begleitvegetation der *Stratiotes-aloides*-Population am Standort Weiher am Öllager stellt die in der Nähe der *Stratiotes-aloides*-Exemplare vorgefundenen Spezies dar. Ebenso wurden die Häufigkeiten nach Kohler (1995) angeführt. Die räumlichen Möglichkeiten der Begehung bzw. Bewattung erzwangen, den Schwerpunkt der Vegetationsaufnahmen im südlichen Bereich des Gewässers durchzuführen.

3.3.5.7 Direkte Störungseinflüsse

Der Weiher am Öllager Lobau ist nicht als Badegewässer nutzbar. Freizeitaktivitäten beziehungsweise Fischerei sind nicht zu vermuten. Der räumliche Zugang zu dem Gewässer kann als kompliziert bewertet werden. Durch die Nähe zur Lobgrundstraße und dem Tanklager Lobau können dennoch menschliche Einflüsse am Gewässer ersichtlich werden. So sind gerade im südlichen Bereich, mit geringem Abstand zur Lobgrundstraße und dem Rad- sowie Wanderweg, häufig Plastikabfälle vorzufinden. Die Präsenz des Tanklagers Lobau könnte auch die Möglichkeit auf eine Gefährdung durch Erdölrückstände erhöhen. Nährstoffeinträge durch agrarische Flächen in der Umgebung konnten nicht nachgewiesen werden, ein Einfluss ist jedoch nicht auszuschließen.

3.3.6 Charakteristik Panozzalacke

Der Untersuchungsstandort Panozzalacke wurde erstmals am 18.05.2015 begangen. Das Altwasser befindet sich in direkter Umgebung zur Raffineriestraße und Bahntrasse des Ölhafens Lobau. Südlich des Standorts befindet sich die Donau.

Am nordöstlichen Gewässerrand erstreckt sich ein Badeufer, dieses ist über verschiedene Gehwege erreichbar. Ein durch Bojen gekennzeichnete zentral gelegener Gewässerabschnitt kann von Freizeitgästen zum Wassersport genutzt werden.

Am Standort konnten keine *Stratiotes-aloides*-Exemplare vorgefunden werden. Bei den Begehungen wurde großer Wert darauf gelegt, auch die Gewässerzonen am Röhricht zu untersuchen, die nur mit besonderer Genehmigung des Nationalparks begangen werden durften. Jedoch konnten keine Anzeichen auf einen rezenten Bestand nachgewiesen werden.

3.3.6.1 Teilareale des Standorts

Aufgrund der Struktur des Gewässers wurde dieses in mehrere Teilareale im Zuge der Untersuchungen eingeteilt. Es konnten in Ufernähe Totholzzonen aufgefunden werden. Die wesentlichen Gewässerzonen unterscheiden sich teilweise, gut sichtbar an der Gewässeroberfläche, voneinander. So existiert eine Uferzone, zu der kaum Krebschen vordringen. Im Gegensatz zu vielen anderen Gewässern ist das Gefälle abschnittsweise sehr homogen. Die meisten Uferzonen weisen ein relativ großes Gefälle auf, wobei das Ufer im Norden sehr flach verläuft und in einem Röhricht ausläuft.

3.3.6.2 Bestandsentwicklungen der *Stratiotes aloides*

Am Standort Panozzalacke konnten keine *Stratiotes aloides* nachgewiesen werden. Es fanden Sucharbeiten in sämtlichen Gewässerabschnitten statt. Durch Schnorcheln wurden ebenso submerse Bestände untersucht, doch blieb ein Nachweis der *Stratiotes aloides* ebenso aus.

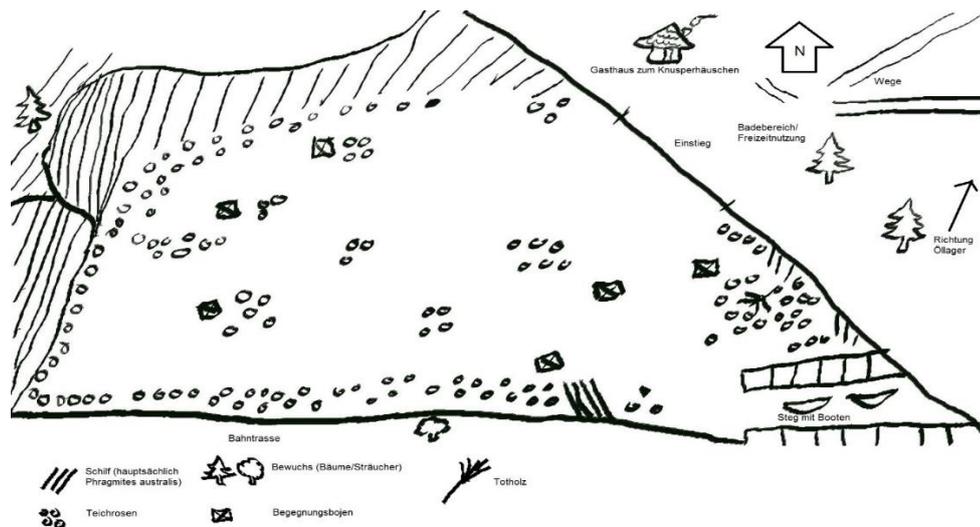
3.3.6.3 Die Gewässermorphologie

Die Freiwasserfläche am Untersuchungsstandort Panozzalacke umfasst > 90 % der Oberfläche der untersuchten Wasserfläche. Eine bereinigte Wasserfläche scheint hier besonders durch die Freizeitnutzung von Bedeutung zu sein. Der nordöstliche Gewässerrand wird wesentlich als Badestrand genutzt. In den Sommermonaten wird die Schotterbank der Uferregion größtenteils als Liegefläche der Badegäste genutzt.

Am Badeufer, dies liegt im Nordosten des Gewässers, sind große Flächen von Schotter bedeckt. Am gegenüberliegenden südlichen Ufer liegt die mit großen Steinen gemauerte Bahntrasse, welche aber auch begrünt ist. Die Uferlinie im Süden an der Schienenverbauung ist stark von Sträuchern und Bäumen bewachsen. Sie erinnert an die für den Auwald typische Vegetation, wobei ein wesentlicher anthropogener Einfluss gegeben sein dürfte. So sind beispielsweise große Bestände der *Betula pendula*, der Weißbirke, vorzufinden, gerade nahe der parallel zur Panozzalacke verlaufenden Raffineriestraße. Dies mag durch gezielte Bepflanzungen in der Landschaftsplanung der Schienen und Straßenumgebung zusammenhängen. Es sind charakteristische Gemeinsamkeiten zu Alleen, gerade von der Raffineriestraße aus betrachtet, zu vermuten.

Die westlichere Röhrlichtzone läuft in ein Waldgebiet aus. Sie wird von dem für diese Region charakteristischen Auwald umschlossen. Die Gesamtlänge dieses Röhrlichts beträgt ungefähr 280 m, die Anfangsbreite des Röhrlichts, zu den angrenzenden Auwaldelementen, beträgt 40 m. Je höher die Entfernung zum Gewässer ist, desto schmaler wird die Waldschneise des Röhrlichtausläufers. Das größere östliche Röhrlicht läuft im Norden nach ungefähr 800 m in eine von Grasland dominierte Landschaft aus. Eine Anfangsbreite von in etwa 110 m, die ebenfalls von Waldbeständen begrenzt wird, erreicht die Ausdehnung des größeren Röhrlichts. Die Ausbreitung des Röhrlichts nimmt mit zunehmender räumlicher Distanz zum eigentlichen Gewässer hin ab. In östliche und südwestliche Richtung wird auch dieses Röhrlicht von den Waldstrukturen der Wiener Donau-Auen begrenzt. Die Ausbreitung der Röhrlichtausläufer verläuft geografisch nicht ganz linear, leichte kurvige Krümmungen im Verlauf des Bestandes sind zu beobachten.

Abbildung 34: Skizze Panozzalacke, Gesamtlänge des Standorts > 1 km



In

Abbildung 34: Skizze Panozzalacke, Gesamtlänge des Standorts > 1 km wurde der Standort Panozzalacke skizziert. Es wurde ebenso die nähere Umgebung eingezeichnet. Der Untersuchungsstandort liegt nördlich der Raffineriestraße, die südlich parallel zur Bahntrasse verläuft. *Nuphar-lutea*- und *Nymphaea-alba*-Bestände sowie Röhricht- und Treibholzzonen wurden dargestellt, die Darstellungen werden anhand der Legende beschrieben. Die abgebildeten Bojen stellen die räumliche Abgrenzung der Badefläche dar. Des Weiteren wird der Standort des Fischereivereins Panozzalacke am südöstlichen Skizzenrand gezeigt.

Im begehbaren/beschwimmbaren Gebiet von den Begrenzungsbojen des Schwimmbereichs bis zu den Bojen der Bootsschule des Wiener Fischereivereins gab es eine starke Vegetation am Ufer und nur marginale Pflanzenbestände im offenen Wasser. Am Gelände zur Bootsschule ist ein etwa 20 qm großer Schwimmteppich der gelben Teichrose, *Nuphar lutea*, aufgefallen, dessen Bedeckungsgrad ca. 80-90 % der besiedelten Fläche ausmacht. Ein kleinerer *Nuphar-lutea*-Bestand von ca. 5 qm Fläche lag etwas östlich vom Badestrand mit etwa 30 % Deckung und bestehend aus 7 Individuen. 12 vereinzelte Individuen waren noch im beobachteten Areal zu finden. Ebenso konnten Bestände der *Nymphaea alba* entdeckt werden. Vereinzelt kommen Exemplare im südöstlichen Gewässerabschnitt vor. Sie treten in kleinen Beständen auch in der Nähe des Areals des Wiener Fischereivereins im Südosten des Altwassers auf. Der größte Teil der Population ist im Nordwesten in Richtung des Röhrichtbestandes des Altwassers zu entdecken, in dem sie oft gemischt in einem Schwimmteppich gemeinsam mit *Nuphar-luteum*-Beständen auftreten.

Das Gewässer fällt relativ flach vom Ufer her bis unter die Wasserlinie hin ab. Gerade im östlichen Uferbereich ist ein guter Einstieg ins Wasser möglich. Man kann hier einige Meter ins Gewässer hinein waten. An anderen Stellen erweist sich die Begehung als etwas schwieriger, gerade im Bereich des Röhrichts ist der Zustieg sehr schwierig. In dieser Region gibt es ebenso große Totholzareale. Der Untergrund ist an diesen Stellen eher weich und verschlammt. Die Nähe zur Auwaldvegetation hat auch biologische Einflüsse, siehe Holz- und Laubeinbringung auf das Gewässer. Dies wirkt sich negativ auf eine gute Begebarkeit aus.

Die Röhrlichtzone grenzt vor allem an den nordwestlichen Rand des Gewässers. Es handelt sich dabei um keine lineare Begrenzung. Stellenweise dringen Ausläufer des Altwassers noch tief in das Röhrlicht vor. Es finden sich allerdings keine größeren freien Gewässerflächen mehr am Beginn der großen Rohrichtfläche im Nordwesten. Stellenweise werden auch andere Uferabschnitte von kleineren Röhrlichtbeständen besiedelt. Gerade zum Fischereiverbandsgebäude hin oder am Uferabschnitt westlich der Jausenstation „Zum Knusperhäuschen“ befindet sich noch ein größerer Röhrlichtbestand.

Submers weist das Gewässer der Panozzalacke keine besonders dichten Vegetationsbestände auf. In direkter Umgebung zum Ufer kommen vermehrt Hornblatt, *Ceratophyllum spezieis*, vor allem *Ceratophyllum demersum* und vereinzelt auch *Ceratophyllum submersum* vor.

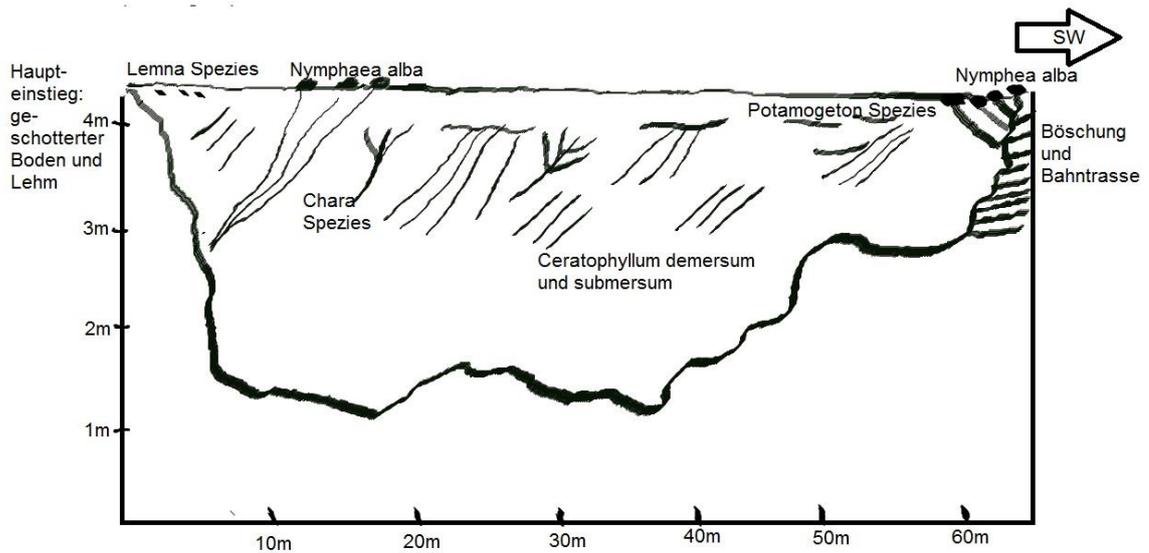
Gerade kurz vorm Ufer konnte eine hohe Anzahl von *Utricularia-vulgaris*-Exemplaren entdeckt werden, die kolonieartig in einigen Zentimetern breiten und circa einem Drittel Quadratmeter großem Teppich an Individuen vorkommen. Je nach Beobachtungspunkt kann auf wenigen Quadratzentimetern die Anzahl vorhandener Wasserschläuche bei 20 oder mehr Individuen liegen, da die meisten am Ufer vorkommenden Wasserschläuche eine geringe Größe, gerade im Vergleich zu Tischwasser, aufweisen. Am Gewässerrand können kleine Bestände an *Lemnetea* vor.

Die freie Wasserfläche ist kaum durch Vegetation bedeckt. Der mittlere Bedeckungsgrad kann mit 5 % angegeben werden. In den tieferen Gewässerabschnitten nimmt die Vegetationsdichte ab. Das Vorkommen von Vegetationseinheiten erweist sich als sehr inhomogen. An flacheren, konzentrierten Stellen können über 30 *Utriculariae spezieis*, auf einer marginalen Fläche von einem halben Quadratmeter oder weniger vorkommen. Im freien Gewässer tritt er meist vereinzelt oder nur in kleinen Beständen auf. Über viele Quadratmeter hinweg ist gar keine sichtbare Vegetation vorhanden.

Während der Tauchgänge konnten inselförmige Bestände von *Potamogetonaceae*, dem krausen Laichkraut, entdeckt werden. Der größte Bestand erstreckte sich über eine Fläche von 3 qm, er grenzte an das Fischereigebiet circa 10 m vom Ufer der Bahntrasse entfernt an. Gezählt wurden 68 Individuen.

Die Totholzzone tritt größtenteils in der Nähe des Röhrichts auf. Da das Gewässer stark von Freizeitgästen frequentiert wird, dürften im Badebereich und dessen direkter Umgebung Totholzvorkommen aus dem Altwasser entfernt werden. An den meisten Totholzarealen gerade im nordwestlichen Gebiet des Altwassers kommen vermehrt *Lemnetea* vor.

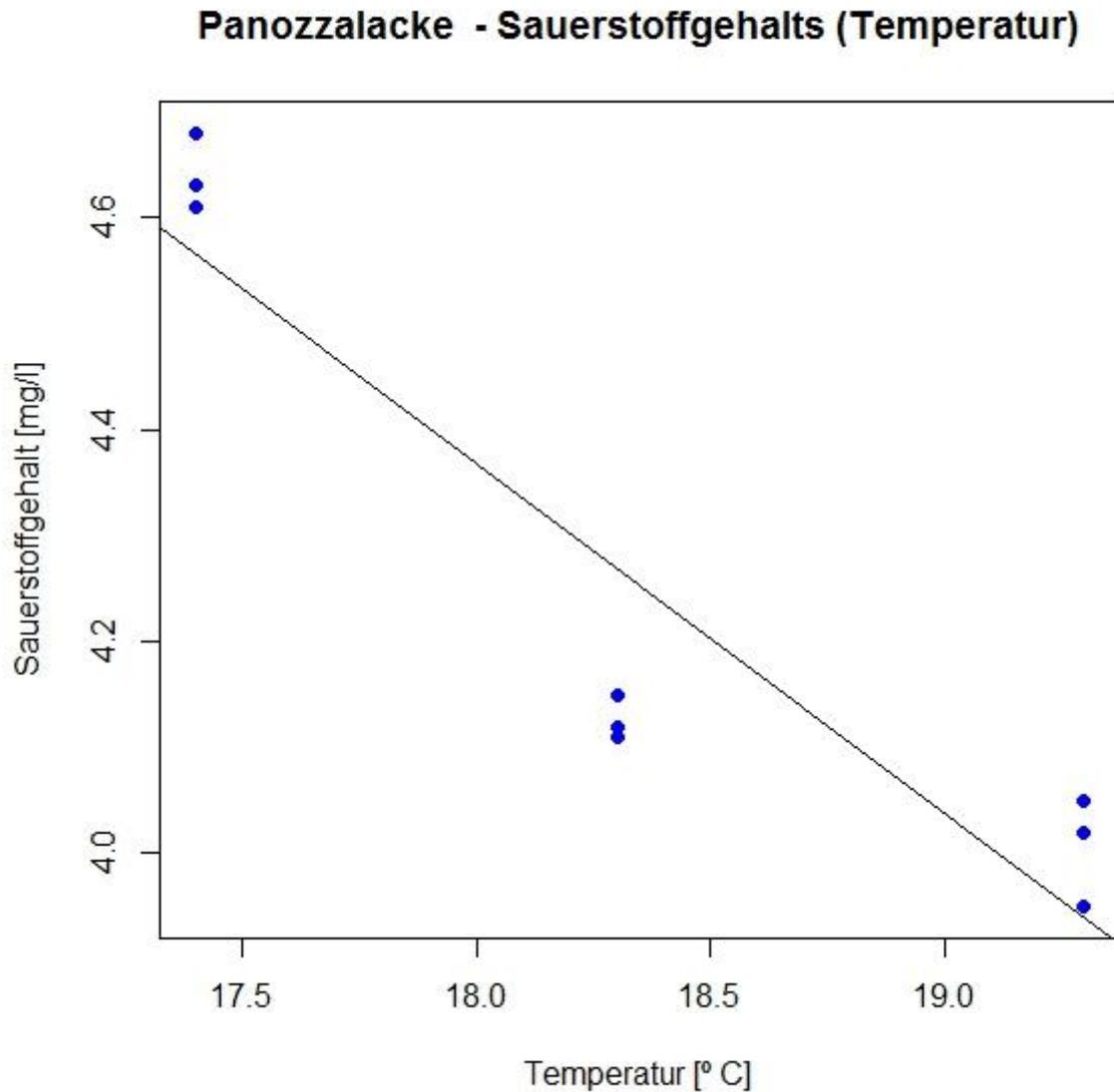
Abbildung 35: Transekt Panozzalacke, von links nach rechts Richtung Südwesten



Die Abbildung 35: Transekt Panozzalacke, von links nach rechts Richtung Südwesten stellt ein Transekt des Untersuchungsstandorts Panozzalacke dar. Hierbei stellt das Baderufer am nördlichen Gewässerrand, das ebenso als Haupteinstiegsstelle genutzt wurde, den Ausgangspunkt für die Freiwassertiefenmessungen und die Erstellung der Skizze dar. Es wurden Darstellungen der wesentlichen Vegetationseinheiten eingezeichnet.

3.3.6.5 Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Panozzalacke

Abbildung 37: Sauerstoffpartialdruck bei Temperaturschwankungen am Standort Panozzalacke



Die Abbildung 37: Sauerstoffpartialdruck bei Temperaturschwankungen am Standort Panozzalacke zeigt die Entwicklung des Sauerstoffpartialdrucks am Standort Panozzalacke. Bei höheren Temperaturen im Laufe der Untersuchungsperiode konnten geringere Sauerstoffpartialdruckmesswerte dokumentiert werden. Gerade bei den Messungen zwischen dem 18.05.2015 und dem 20.06.2015 konnten wesentliche Schwankungen mit einem pH-Wert-Abfall von ca. 0,4 beobachtet werden, bei einem Temperaturanstieg von knapp einem Grad Celsius.

3.3.6.6 Die aquatische Begleitvegetation

Am Standort Panozzalacke konnte keine *Stratiotes-aloides*-Population nachgewiesen werden. Die Sucharbeiten und die Nachsuche konnten keinen rezenten Bestand bestätigen.

Trotz weit fortgeschrittener Verlandungsstadien in den Gewässern der Lobau konnte *Stratiotes aloides* nur mehr letzte Vorkommen in der Panozzalacke aufweisen, diese wurden in den Folgejahren angeblich durch Fischerei ausgerottet. Von einem herdenweisen Bestand konnte in den 80er-Jahren nicht mehr ausgegangen werden (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988).

Trotz intensiver Suche konnten an dem Gewässer der Panozzalacke keine Krebsscheren entdeckt werden. Selbst im Areal kurz vor dem Röhricht im Nordwesten, an dem die Wahrscheinlichkeit eines Krebsscherenfundes am höchsten schien, konnten keine Exemplare entdeckt werden. An dieser Stelle befand sich meist ein *Nuphar-luteum*- und *Nymphaea-alba*-Bestand. Die Ursachen des Verschwindens der Krebsschere können nur vermutet werden. So könnte der Konkurrenzdruck durch andere Arten zu stark sein oder der Umstand, dass das Altwasser der Panozzalacke für Freizeit Zwecke genutzt wird, könnte einen negativen Effekt auf die Population der Krebsschere haben.

3.3.6.7 Direkte Störungseinflüsse

Das Gewässer Panozzalacke wird für Freizeit und Fischereizwecke genutzt. Anthropogene Einflüsse auf die Vegetationseinheiten können vermutet werden.

Der Standort befindet sich in direkter Umgebung zu Raffineriestraße und Bahntrasse; eine Beeinflussung auf die Wassergüte des Altwassers erscheint auch hier als möglich. Emissionen aus Verkehr- und Straßenerhaltungsmaßnahmen durch bspw. Auswaschung von Streusalzen könnten Auswirkungen auf die Wasserqualität haben.

3.3.7 Charakteristik Tischwasser

Der Untersuchungsstandort liegt nordwestlich von den Krebsscherenstandorten Panozzalacke und Öllager, etwa eineinhalb Kilometer vom Haupteinstieg der Panozzalacke entfernt. Er befindet sich in der Nähe der Schilfbrücke des Josefsteigs, etwa 50 m nördlich des westlichen Brückenkopfes. Das Gewässer hängt mit dem Mühlwasser, welches im Norden an das Herrenhäufel grenzt, zusammen. Die *Stratiotes aloides* kommt allerdings, durch intensives Suchen bestätigt, hauptsächlich im südöstlichen Areal des Altwassers vor. Die Gewässereinstiegspunkte sind entweder über den Bi-

berhaufenweg im Nordwesten oder den Panozzalacken-Rundwanderweg im Südosten zu erreichen.

3.3.7.1 Teilareale des Standorts

Die örtlichen Gegebenheiten erforderten strukturell eine Flächenteilung. Allgemein wurde zwischen Uferzone, Totholzzone und Freiwasserzone unterschieden. Einzelne homogene Flächen wurden näher bestimmt und anhand einer definierten Fläche bezüglich der Häufigkeiten der entdeckten Spezies untersucht.

Die gemessenen Freiwassertiefen an den *Stratiotes-aloides*-Populationen waren geringer als im Zentrum des Gewässers. So konnten minimale Tiefen von 45 cm und maximale Tiefen von 80 cm im Areal, an dem *Stratiotes aloides* vorkam, beobachtet werden.

Das Vorkommen der *Stratiotes aloides* zentrierte sich auf das nordwestliche Gewässerareal. Die *Stratiotes-aloides*-Population grenzte an das Röhricht und befand sich in Gesellschaft mit weiteren emersen Vegetationseinheiten.

3.3.7.2 Bestandsentwicklungen der *Stratiotes aloides*

Es konnten aufgetauchte *Stratiotes-aloides*-Exemplare vorgefunden werden. Gezählt wurden 18 Individuen. Blüten wurden keine entdeckt. Die *Stratiotes-aloides*-Population befand sich in direkter Umgebung zum Röhricht im Norden. Nur vereinzelt konnten drei Exemplare am südlichen Ufer entdeckt werden.

3.3.7.3 Die Gewässermorphologie

In der direkten Umgebung des Altwassers wird eine extensive forstwirtschaftliche Nutzung betrieben. Nordwestlich jenseits des Mühlwassers, ungefähr 300 m vom Untersuchungsstandort entfernt, liegen größere landwirtschaftliche Nutzflächen, die überwiegend konventionell bewirtschaftet werden. Diese Agrarflächen werden hauptsächlich ackerbaulich genutzt. So haben zum Beispiel der Mohnanbau, aber auch Getreide und Mais in dieser Region eine hohe Bedeutung. Neben landwirtschaftlicher Nutzung befinden sich in der Nähe auch teilweise direkt ans Mühlwasser grenzende Wohnhausanlagen und relativ stark frequentierte Wege und Straßen. Straßen könnten auch vor allem durch die Salzstreuung im Winter einen Einfluss auf die Gewässerqualität haben – bedingt durch den Natriumeintrag in die umliegenden Wasserflächen. Die Biomassenproduktion in diesem Gewässer kann als relativ hoch geschätzt werden, sodass im

Vergleich zu den anderen Standorten der Wiener Lobau ein sehr hoher submerser Bedeckungsgrad beobachtet wurde.

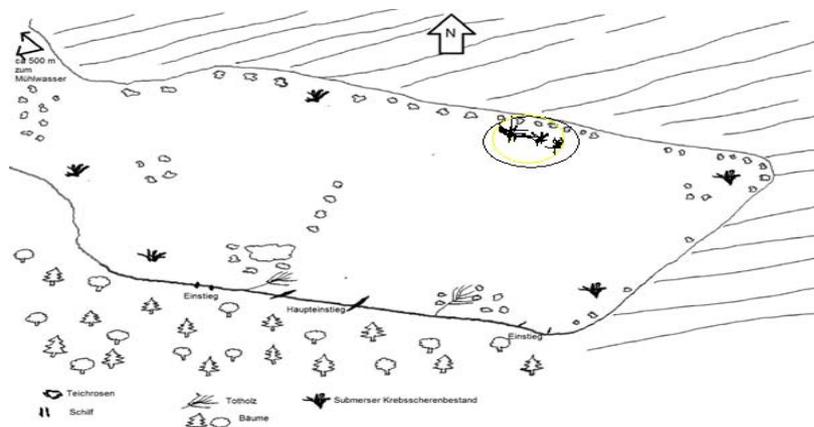
Der untersuchte Gewässerabschnitt hat eine Gesamtlänge von ungefähr 90 m und eine Breite von 9 bis 18 m. Der Abschnitt wird im Südwesten durch ein Auwaldgebiet und im Norden wie auch Osten von einem großflächigen Röhricht begrenzt. Das Röhricht weist mit zwischen 80 % und gegen 100 % einen sehr hohen Bedeckungsgrad auf. Das Röhricht bedeckt eine Fläche von einigen Hektar, die Schilfbrücke Josefsteig bietet etwas südöstlich eine Möglichkeit, das Röhricht zu überqueren.

Es gibt mehrere gute Einstiegsmöglichkeiten entlang des südöstlichen Uferareals. An einer Stelle am südlichen Teil des Gewässers befindet sich ein gemauerter Steg, der auch häufig von Freizeitgästen genutzt wird. Er stellt aufgrund seiner räumlichen Beschaffenheit einen gut nutzbaren Haupteinstiegsplatz dar.

Das südliche Ufergelände ist von charakteristischen Auenelementen bewachsen. Land- und Sumpfpflanzen sind an der Uferregion zu erkennen. Es kommen ähnliche Vegetationsbestände wie an den Uferregionen der nahegelegenen Untersuchungsstandorte Panozzalacke und Öllager vor.

In der Freiwasserzone bildet die submerser Vegetation einen äußerst dichten Bestand aus. Gerade in den späteren Sommermonaten war submers eine hohe Biomassenproduktion zu vermerken. Ein Einfluss durch die nahegelegenen landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen kann vermutet werden. Das Gewässer wird gegen die Röhrichtzone hin seichter, hier kommen wieder vermehrt vor allem die *Nymphaea-alba*- und *Nuphar-lutea*-Populationen vor. Beim Schwimmteppich am Röhricht des Tischwassers weist die Population aus *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* einen Bedeckungsgrad von ca. 55 % auf.

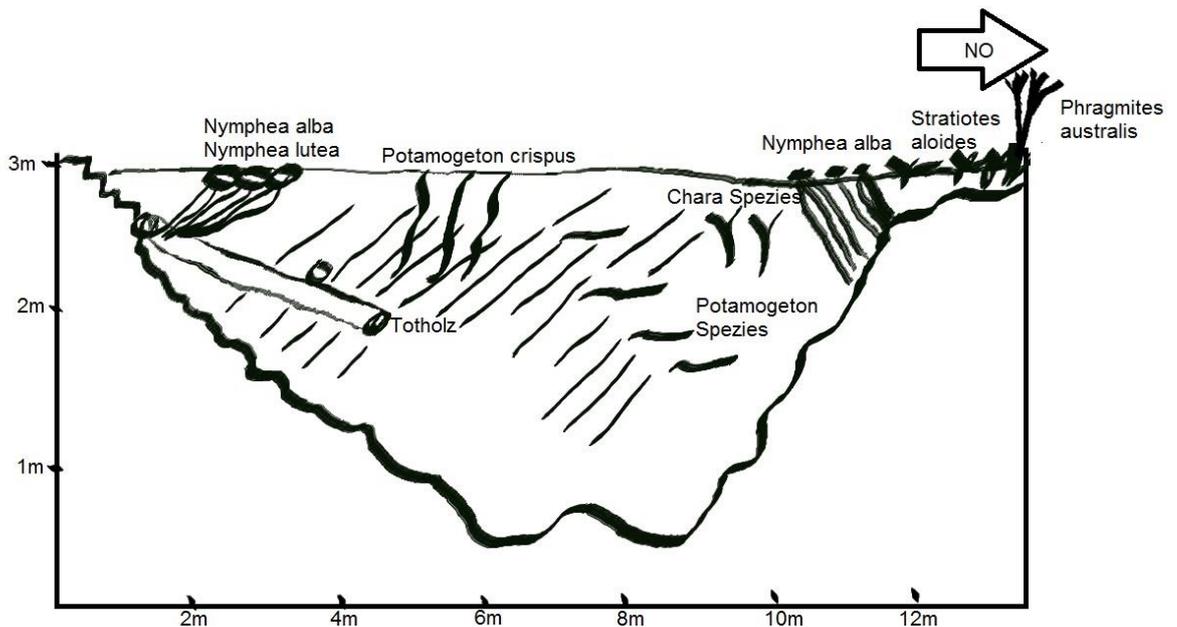
Abbildung 38: Skizze Standort Tischwasser



Die

Abbildung 38: Skizze Standort Tischwasser zeigt eine Skizze des Standorts Tischwasser und seiner näheren Umgebung. Eine aufgetauchte *Stratiotes-aloides*-Population konnte im nordöstlichen Areal des Altwassers nachgewiesen werden. Vereinzelt *Stratiotes aloides* wurden des Weiteren vorgefunden. In der Legende wurden die Darstellungen erklärt.

Abbildung 39: Transekt Tischwasser, von links nach rechts in Richtung Nordosten

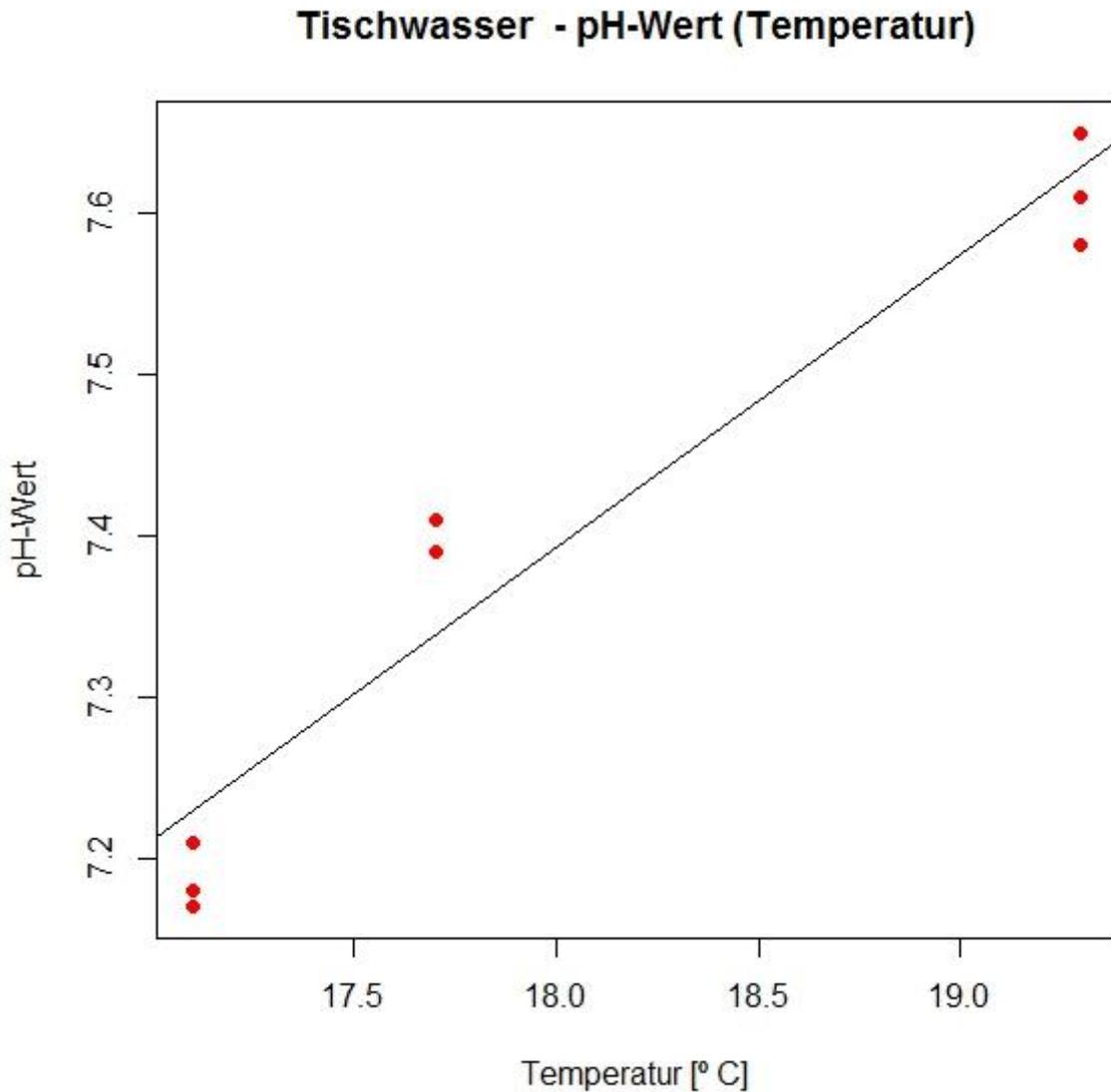


In

Abbildung 39: Transekt Tischwasser, von links nach rechts in Richtung Nordosten wurde ein Transekt des Standorts Tischwasser erstellt. Der Ausgangspunkt der Messungen der Freiwassertiefen wurde am Südufer gegenüberliegend zum *Stratiotes-aloides*-Bestand gewählt. Dieser Uferabschnitt befand sich 5,3 m östlich des Haupteinstiegpunktes. Häufige Vegetationseinheiten wurden ebenso dargestellt.

3.3.7.4 pH-Wert-Messungen am Standort Tischwasser

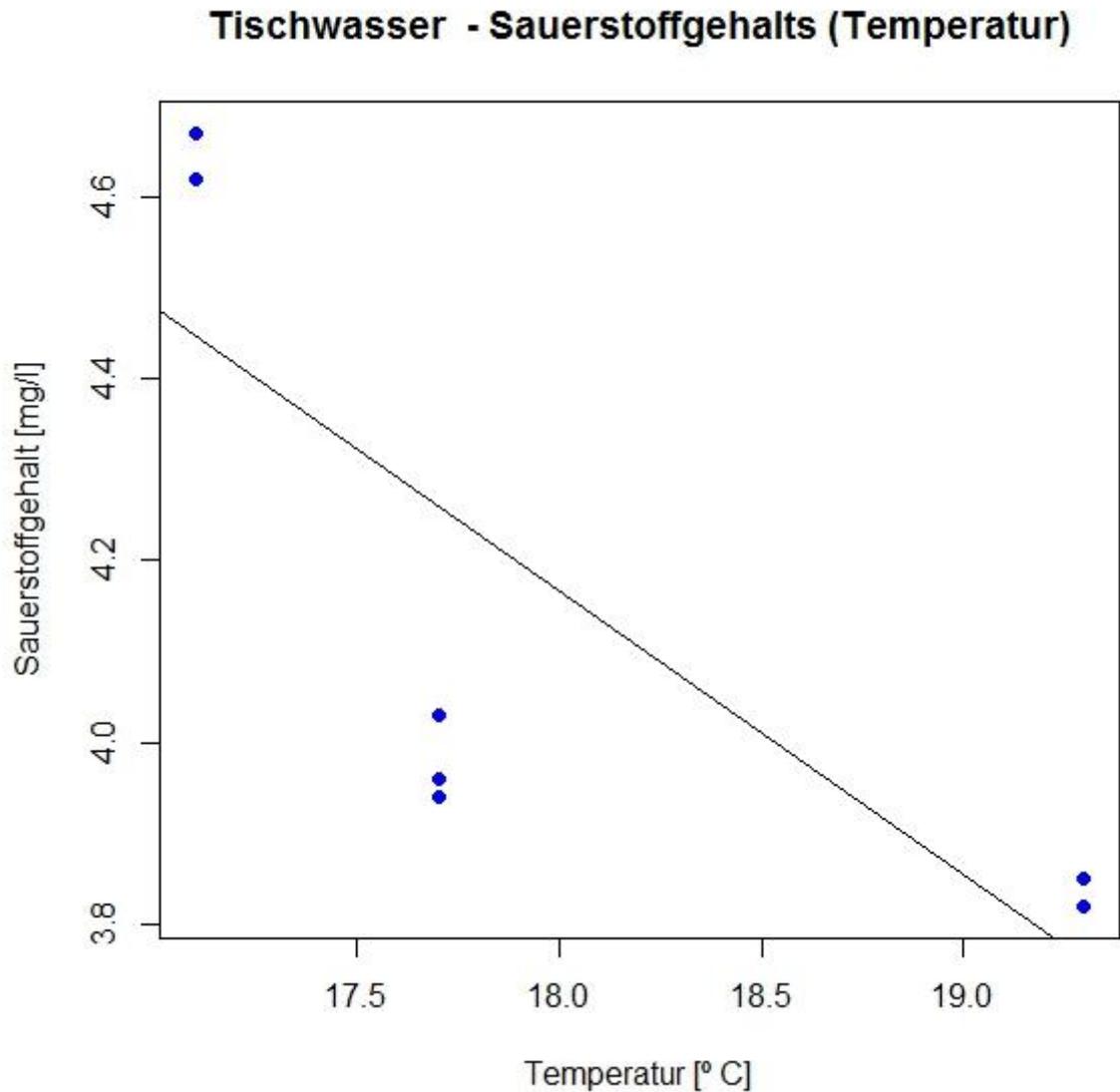
Abbildung 40: pH-Wert-Messungen am Standort Tischwasser



Die Abbildung 40: pH-Wert-Messungen am Standort Tischwasser stellt die gemessenen pH-Werte am Standort Tischwasser dar. Es fanden Messungen am 12.05.2015, 20.06.2015 und 04.07.2015 statt. Temperaturmessungen zeigten eine Temperaturerhöhung von 17,1 °C auf 19,3 °C über die Messperiode hinweg. Ein Zusammenhang zwischen Temperaturanstieg und dem Steigen der pH-Werte kann vermutet werden.

3.3.7.5 Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Tischwasser

Abbildung 41: Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Tischwasser



In Abbildung 41: Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort konnten die Werte des Sauerstoffpartialdrucks in mg/l dargestellt werden. Die Messwerte weisen auf einen Abfall des Sauerstoffgehalts hin. Diese Entwicklung kann durch einen Anstieg der Temperatur bzw. ein Wachstum der Vegetationseinheiten während des Beobachtungszeitraums verursacht worden sein.

3.3.7.6 Die aquatische Begleitvegetation

Tabelle 13: Begleitvegetation der *Stratiotes aloides* am Standort Tischwasser

Begleitvegetation der <i>Stratiotes-aloides</i> -Populationen	Häufigkeitsskala
<i>Ceratophyllum demersum</i>	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	3
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	3
<i>Lemna minor</i>	3
<i>Lemna trisulca</i>	1
<i>Nuohar lutea</i>	2
<i>Nymphaea alba</i>	4
<i>Phragmites australis</i>	5
<i>Potamogeton lucens</i>	4
<i>Stratiotes aloides</i>	3
<i>Utricularia australis</i>	2
<i>Utricularia vulgaris</i>	3

In Tabelle 13: Begleitvegetation der *Stratiotes aloides* am Standort Tischwasser werden Spezies, die am Standort Tischwasser in der näheren Umgebung zum *Stratiotes-aloides*-Bestand aufgefunden wurden, dargestellt. Ihre Häufigkeiten werden auf der Skala nach KOHLER (1995) dokumentiert.

3.3.7.7 Direkte Störungseinflüsse

Der Standort Tischwasser wurde als Badegewässer genutzt. Eine Fischerei an diesem Gewässerabschnitt kann durch rechtliche Vorschriften nicht stattfinden, Hinweise auf Angelaktivitäten wurden am Tischwasser nicht nachgewiesen. Freizeitgästen steht ein betonierter Steg zum Einstieg in das Altwasser zur Verfügung. Einflüsse durch die Bademöglichkeiten in diesem Gewässer können vermutet werden. Durch das Angebot von für Badegäste leichter erreichbaren und attraktiveren Gewässern sowie von Gewässerabschnitten der Umgebung kann allerdings von einer geringeren Frequentierung in der Nutzung als Schwimmalternative ausgegangen werden.

Ein weiterer anthropogener Einfluss durch agrarische Nutzung auf die Eutrophierung des Altwässers kann vermutet werden. Nördlich des Standorts Tischwasser befinden sich einige landwirtschaftlich intensiv genutzte Ackerflächen. Des Weiteren sind Sied-

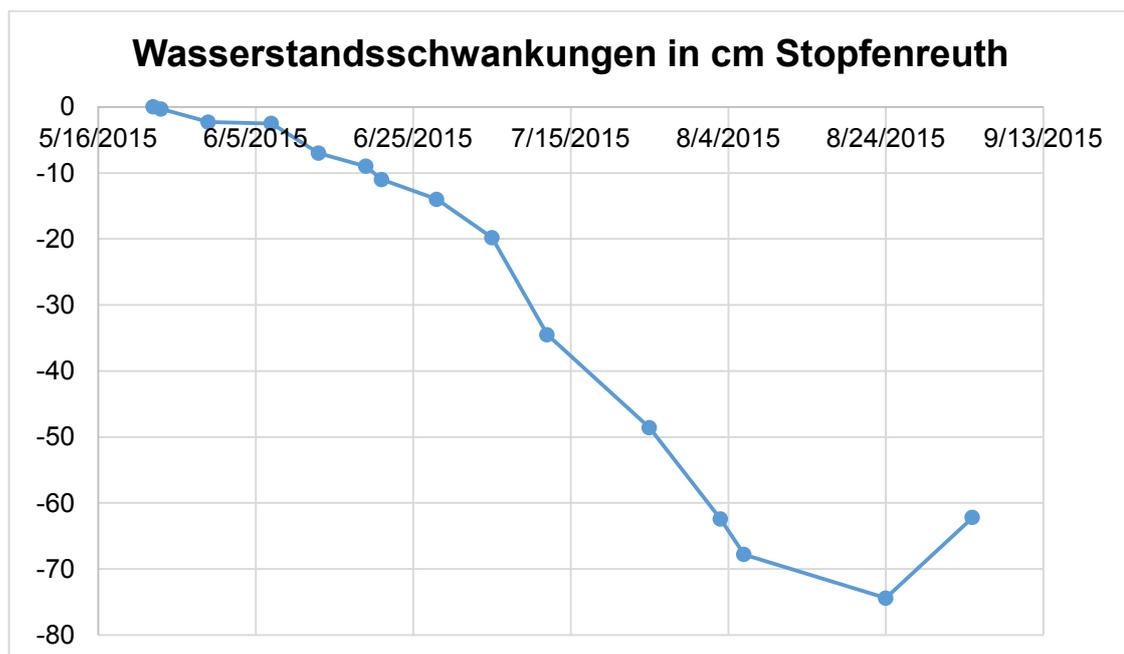
lungen und Straßen direkt am Mühlwasser vorzufinden. Auswaschungen und Einträge in den Untersuchungsstandort könnten die Wasserqualität beeinflussen.

3.4 Entwicklung der Wasserstände

3.4.1 Untersuchungsstandort Stopfenreuth

Am untersuchten Standort bei Stopfenreuth wurden Daten zur Entwicklung der Wasserstände aufgenommen. Das Bodenprofil des Gewässers wies durch die starke Verchlammung (Suppenboden) des Untergrundes Schwierigkeiten in der Erhebung der detaillierten Wassertiefenmessungen auf. Die eingeschränkte Begehbarkeit des Gewässers erschwerte die Erhebung der vorliegenden Wassertiefen in tieferen Zonen der Freiwasserfläche des Altwassers. Das Gewässer war nicht für Schwimmgänge geeignet. Eine Bewattung des Altwassers konnte mit der Watthose nur bis zu einer Einsinkhöhe von circa 150 cm erfolgen. Durch die Solbeschaffenheit sowie den starken submersen Bewuchs erwiesen sich die Tiefenmessungen in diesem Areal ebenfalls als kompliziert. Die Ergebnisse wurden im Gewässertransekt Stopfenreuth grafisch dargestellt. Der Transekt orientiert sich hierbei an der Haupteinstiegsstelle, von wo aus auch an einer markierten Stelle die Messungen zum Wasserstand erfolgten, wobei der erfasste Stand der Wasserlinie zu Beginn der Untersuchungen, am 23.05.2015, den Ausgangspunkt für allen weiteren Messungen lieferte.

Abbildung 42: Wasserstandsschwankungen in cm Stopfenreuth

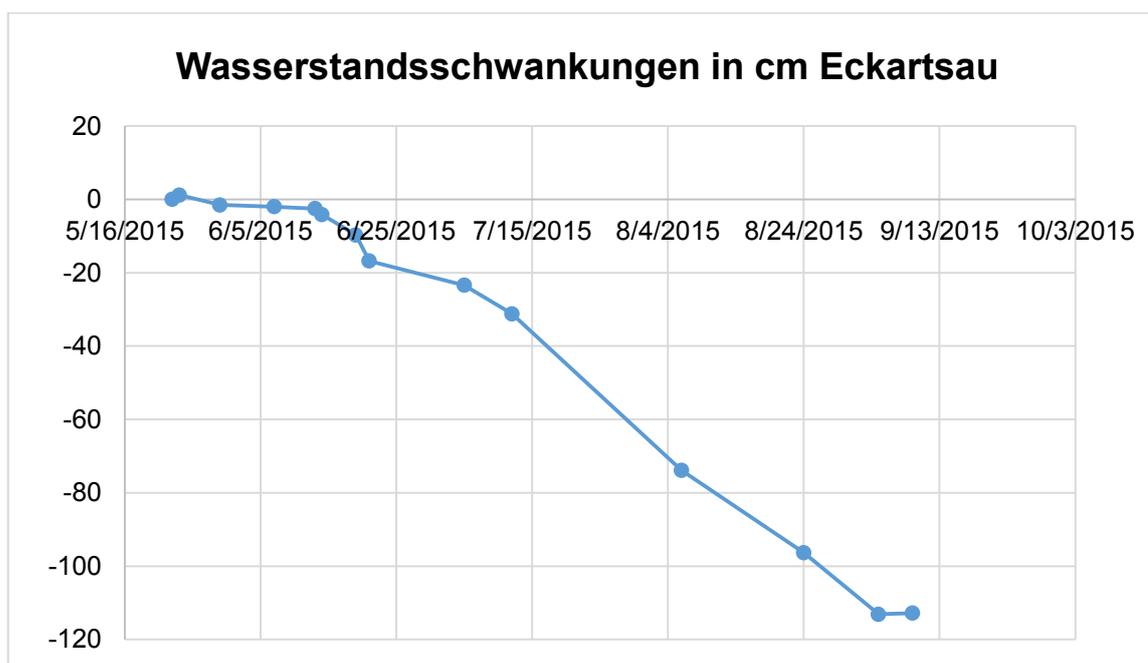


Die Messungen zeigen, dass ein starker Rückgang des Wasserpegels während des Untersuchungszeitraums stattfand. Gerade die vorgefundenen *Stratiotes-aloides*-Exemplare befanden sich hauptsächlich in flacheren Gewässerabschnitten. Dies hatte zur Folge, dass einige Exemplare nicht mehr vollständig von Wasser umgeben waren oder direkt am Gewässeruntergrund auflagen. Zwei Individuen konnten zu späteren Untersuchungszeitpunkten am trockengefallenen Ufer oberhalb der Wasserlinie entdeckt werden. Offensichtlich negative Auswirkungen des sinkenden Wasserspiegels konnten somit auf die Entwicklung der *Stratiotes-aloides*-Population festgestellt werden. Ebenso wurden am durch die Dürre gewachsenen Ufer beachtliche Mengen anderer größtenteils abgestorbener Makrophyten erkannt. Von einem negativen Einfluss der niederschlagsarmen Sommermonate auf die pflanzensoziologischen Vegetationsverhältnisse dieses Untersuchungsstandorts kann folglich ausgegangen werden. Die höheren Niederschlagswerte im September könnten für ein Ansteigen der Wasserpegel des Untersuchungsstandorts bei Stopfenreuth verantwortlich sein.

3.4.2 Untersuchungsstandort Eckartsau

Die Datenerhebung zu der Wasserstandsentwicklung des untersuchten Gewässers erfolgte regelmäßig in der Region des Haupteinstiegpunktes im südwestlichen Uferbereich des Standorts. Das Bodenprofil dieses Gewässers wies, ähnlich den Verhältnissen bei Stopfenreuth, durch die starke Verschlammung des Gewässeruntergrundes Schwierigkeiten in der Erhebung der detaillierten Wassertiefenmessungen auf. Die Begehbarkeit des Gewässers war durchaus als schwierig einzustufen, begründet durch die Beschaffenheit des Untergrundes sowie das ausgeprägte Totholzvorkommen in den verschiedenen Gewässerzonen. Das Gewässer war nicht für Untersuchungen durch Schwimmgänge geeignet. Die Bewattung des Standorts konnte mit der Watthose nur bis zu einer Einsinkhöhe von circa 150 cm ausgeführt werden. Durch die Solbeschaffenheit sowie den starken submersen Bewuchs erwiesen sich die Tiefenmessungen in diesem Areal ebenso als äußerst kompliziert. Die Ergebnisse wurden im Gewässertransekt Eckartsau grafisch dargestellt. Der Transekt orientiert sich hierbei an der Haupteinstiegsstelle, von wo aus auch an einer markierten Stelle die Messungen zum Wasserstand erfolgten. Die dargestellten Gewässertiefen wurden zu Beginn der Untersuchungen ermittelt, wobei der erfasste Stand der Wasserlinie zu Beginn der Untersuchungen gleich am Standort bei Stopfenreuth, am 23.05.2015, den Ausgangspunkt (0) für alle weiteren Messungen lieferte.

Abbildung 43: Wasserstandsschwankungen in cm Eckartsau



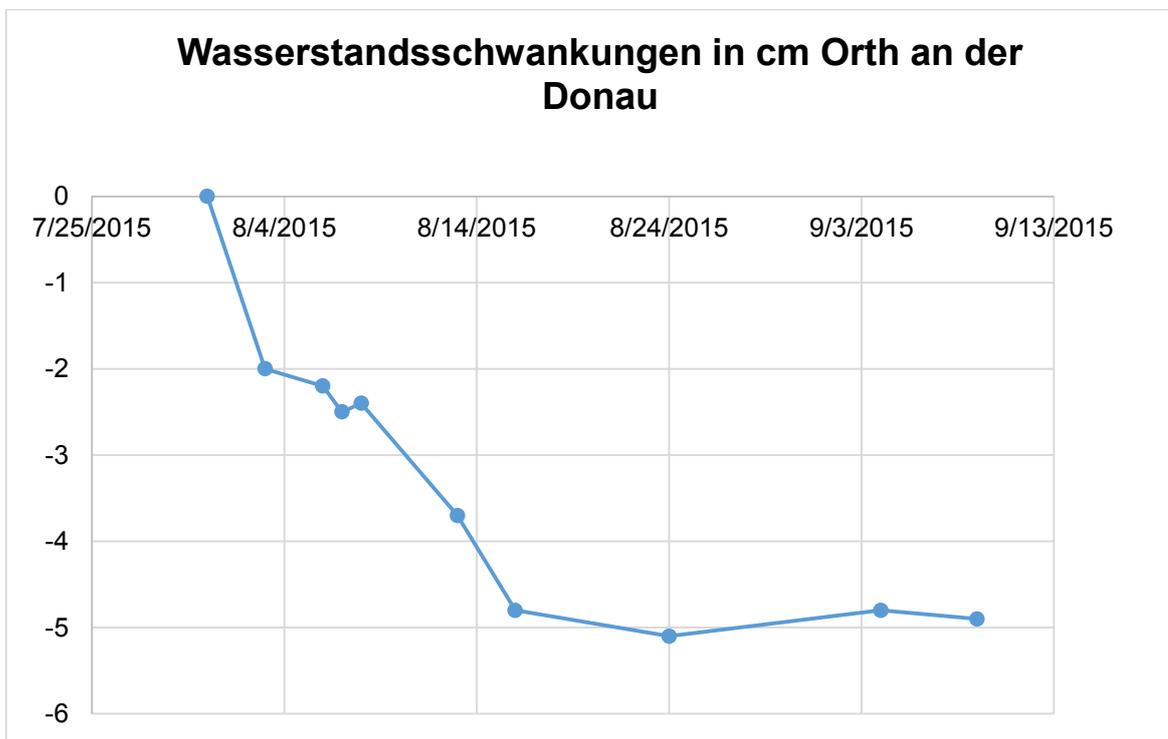
Die Messungen weisen auf einen ausgeprägten Rückgang des Wasserspiegels über den Zeitraum Mai bis September hin. Der Fadenbach, der das Gewässer von Eckartsau mit Oberflächenwasser versorgt hatte, trocknete an diesem Standort Mitte Juli 2015, während der Dürreperiode, aus. Dies hatte wesentliche negative Auswirkungen auf den Wasserstand am Untersuchungsstandort. Eine verstärkte Absenkung des Wasserpegels kann an der Grafik im Zeitraum ab Juli 2015 erkannt werden. Die Ausläufer der westlich und südwestlich angrenzenden Gewässerareale waren besonders intensiv betroffen. Ab Ende August konnten keine Verbindungen über das Oberflächenwasser zu den westlichen und südlichen Gewässerausläufern vorgefunden werden. Anhand der größtenteils abgestorbenen Makrophyten-Funde am trockengelegten Uferbereich konnte eine negative Auswirkung auf die Gewässervegetation am Untersuchungsstandort beobachtet werden.

3.4.3 Untersuchungsstandort Orth an der Donau

Die Untersuchungen am Krebscherenstandort bei Orth an der Donau wurden im Gegensatz zu den anderen fünf Untersuchungsstandorten erst deutlich später durchgeführt. Das Interesse einer näheren Untersuchung dieses Altgewässers ergab sich erst ab Ende Juli 2015. Unter anderem sollte das rezente Vorkommen von *Stratiotes-alooides*-Populationen in diesem Gewässer bestätigt werden.

Äquivalent zu den anderen untersuchten Standorten wurden Daten zur zeitlichen Entwicklung der Wasserstände aufgenommen. Ähnlich den Standorten von Stopfenreuth und Eckartsau erschwerte die Beschaffenheit des Bodenprofils des Gewässers durch die starke Verschlammung des Untergrundes die detaillierte Erhebung der Wassertiefen. Die Begehbarkeit des Altwassers war an diesem Standort ebenfalls eingeschränkt. Eine Eignung für die Durchführung von Schwimmgängen war nicht gegeben. Die Möglichkeit eines abschnittswisen Einsatzes von Schlauchboot oder Schwimmmatte war gegeben und konnte zur Unterstützung des Suchvorgangs genutzt werden. Die Bewattung des Altwassers konnte mit der Watthose jedoch nur bis zu einer Einsinkhöhe von circa 150 cm erfolgen. Im Gegensatz zu den Standorten Stopfenreuth und Eckartsau war kein stark ausgeprägter emerser bzw. submerser Bewuchs vorzufinden. Die Darstellung des Transekts orientierte sich hierbei an der Haupteinstiegsstelle, von wo aus auch an einer markierten Stelle die Messungen zum Wasserstand erfolgten, wobei der erfasste Stand der Wasserlinie zu Beginn der Untersuchungen, am 31.07.2015, den Ausgangspunkt für allen weiteren Messungen lieferte.

Abbildung 44: Wasserstandsschwankungen in cm bei Orth an der Donau



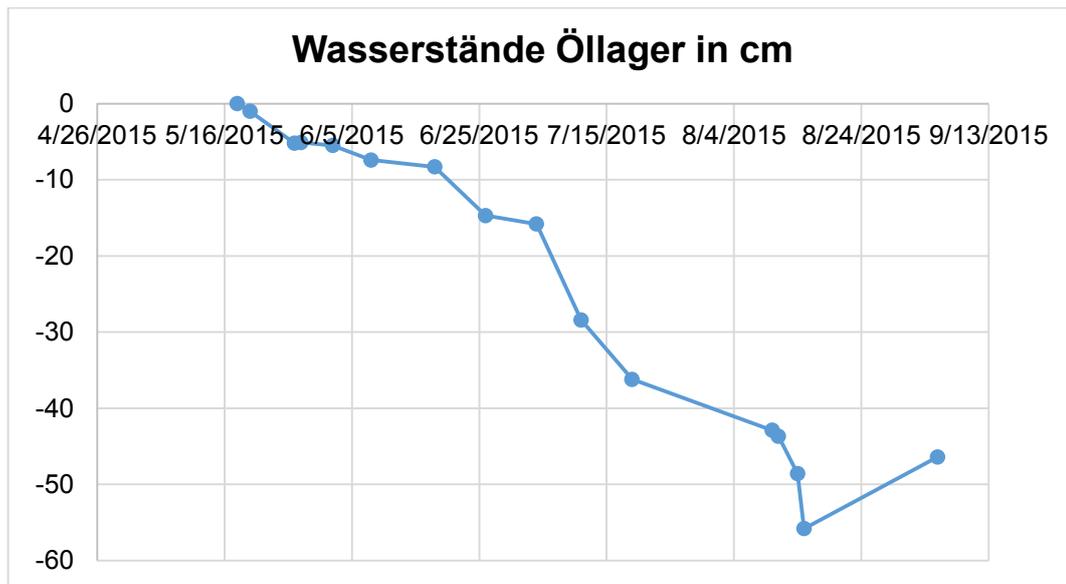
Die Messungen in Abbildung 44: Wasserstandsschwankungen in cm bei Orth an der Donau zeigen, dass ein Rückgang des Wasserpegels von einigen Zentimetern während des Untersuchungszeitraums stattfand. Ein stark ausgeprägter Röhrichtbestand am südlichen, östlichen und nordwestlichen Gewässerrand, der eine Ausdehnung über

mehrere Hektar aufwies, bot Grund zu der Annahme, dass dieses Gewässer stark durch Verlandung bedroht wird. Ein weiterer Rückgang des Wasserpegels könnte einen positiven Effekt auf die Ausdehnung der Röhrichtzone und somit die Schrumpfung des Altwassers haben. Einige Exemplare der *Stratiotes aloides* konnten am Gewässeruntergrund aufliegend nahe des Gewässerrands vorgefunden werden. Problematiken für die Vegetation des Altwassers können in diesem Zusammenhang mit der zunehmenden Verlandung erkannt werden.

3.4.4 Untersuchungsstandort Öllager

Der untersuchte Standort Öllager befindet sich an der Lobgrundstraße in direkter Nachbarschaft zum Öltanklager Lobau. Es wurden Daten zur Entwicklung der Wasserstände aufgenommen. Das Bodenprofil des Gewässers wies durch die starke Verschlammung und wesentlichen Schwankungen der Gewässertiefe Schwierigkeiten während der Erhebung der Wassertiefen auf. Die eingeschränkte Begehbarkeit des Gewässers erschwerte die Erhebung der vorgefundenen Wassertiefen in tieferen Zonen der Freiwasserfläche des Altwassers. Für Schwimmgänge war der Untersuchungsstandort nicht geeignet. Die Bewattung des Gewässers konnte mit der Watthose nur bis zu einer Höhe von circa 150 cm erfolgen. Durch Faktoren wie der Solbeschaffenheit sowie dem starken submersen Bewuchs erwiesen sich die Tiefenmessungen in diesem Areal ebenfalls als kompliziert. Die Ergebnisse wurden im Gewässertransekt Öllager grafisch dargestellt. Der Transekt orientiert sich hierbei an der Haupteinstiegsstelle, von wo aus auch an einer markierten Stelle die Messungen zum Wasserstand erfolgten, wobei der erfasste Stand der Wasserlinie zu Beginn der Untersuchungen, am 18.05.2015, den Ausgangspunkt für alle weiteren Messungen liefern konnte.

Abbildung 45: Wasserstände Öllager in cm

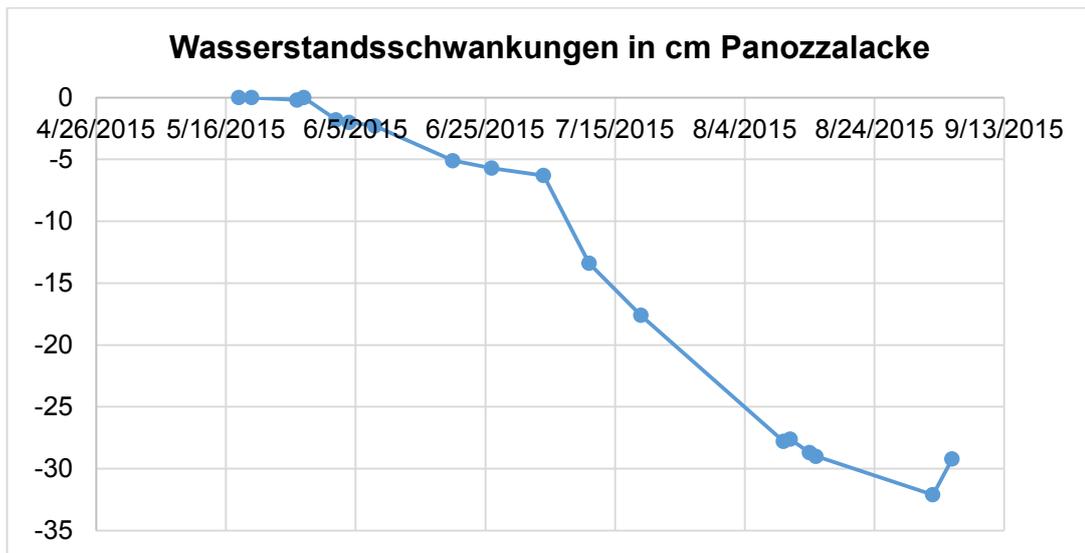


Die Messungen zeigen, dass der Standort Öllager ebenfalls von einem starken Rückgang des Wasserpegels während der Sommermonate betroffen war. Der ausgeprägte Krebscherentteppich der *Stratiotes-aloides*-Population erstreckte sich teilweise bis an die Uferzonen. Einige Teilflächen in diesem Bestand waren vom Absterben bedroht. Neben dem Rückgang des Wasserpegels könnten hier auch Zusammenhänge zu einer hohen Lichtintensität und abschnittsweise vorkommenden Totholzzonen erahnt werden. Der Rückgang des Wasserstandes hatte gerade an den Randbereichen ersichtlich negative Auswirkungen auf die vegetative Entwicklung der Makrophyten.

3.4.5 Untersuchungsstandort Panozzalacke

Der Untersuchungsstandort Panozzalacke konnte gleichfalls zur Erhebung der Wasserstandsentwicklungsdaten genutzt werden. Das Gewässer konnte teilweise schwimmend untersucht werden beziehungsweise unter Zuhilfenahme von Schlauchboot beziehungsweise Schwimmmatte. Das Bodenprofil war deutlich gefestigter verglichen mit den Gewässern Stopfenreuth, Eckartsau, Orth an der Donau und Öllager. Ein besonders hoher Anteil an Schotter im Untergrund konnte, verglichen mit den übrigen Untersuchungsstandorten, beobachtet werden. Die maximale Gewässertiefe war schwer feststellbar, eine genaue Messung konnte nicht durchgeführt werden, da die Tiefe höher lag und eine Überprüfung somit nicht durchführbar war. Die Messung der Gesamtwasserstandsveränderungen erfolgte an einer markierten Stelle am Haupteinstiegspunkt. Der Ausgangspunkt dieser Datenerhebung stellte die erste Markierung, gesetzt am 20.05.2015, dar.

Abbildung 46: Wasserstandsschwankungen in cm Panozzalacke

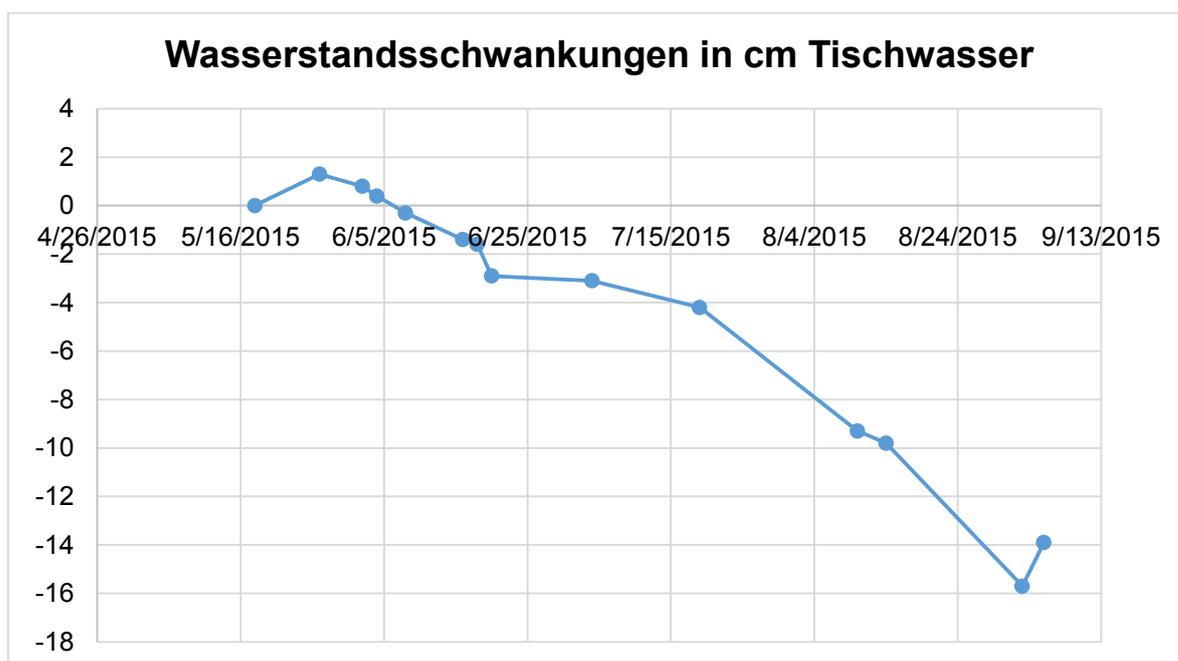


Eine Abnahme des Wasserstands des Gewässers konnte in Abbildung 46: Wasserstandsschwankungen in cm Panozzalacke beobachtet werden. Von einem negativen Einfluss der niederschlagsarmen Sommermonate auf die pflanzensoziologischen Vegetationsverhältnisse dieses Untersuchungsstandorts kann aus Gründen einer Verlandung ausgegangen werden. Eine weitere Ausdehnung der großflächigen Röhrichtbestände hauptsächlich im Nordwesten muss in Betracht gezogen werden. Der Vergleich zu anderen Gewässern könnte allerdings auf eine bessere Versorgung vermutlich mit Grundwasser schließen lassen.

3.4.6 Untersuchungsstandort Tischwasser

Das Tischwasser ist hydrologisch mit einer großen Gewässerfläche, dem Mühlwasser, verbunden. Es wurden die Wasserstände am Haupteinstiegspunkt, einem betonierten Steg im Süden des Gewässers, also an einem markanten Markierungspunkt gemessen. Das Bodenprofil des Gewässers ähnelte den Bedingungen am Untersuchungsstandort Panozzalacke, im Vergleich zu allen übrigen Standorten waren der Schotteranteil als höher und die Begehbarkeit des Gewässers somit als deutlich einfacher einzustufen. Das Gewässer war für eine schwimmende/schnorchelnde Untersuchung geeignet. Auch der Einsatz von Schlauchbooten und Schwimmmatten war möglich. Ausgehend vom Anfangswasserstand, markiert am 27.05.2015, konnten folgende Daten erhoben werden:

Abbildung 47: Wasserstandsschwankungen in cm Tischwasser



Am Gewässer des Tischwassers konnte ein Rückgang des Wasserspiegels dokumentiert werden, siehe Abbildung 47: Wasserstandsschwankungen in cm Tischwasser. Ein Absinken des Wasserstandes konnte, wie auch bei den anderen Standorten, während der niederschlagsarmen Sommermonate beobachtet werden. Dennoch lässt der Vergleich zu den anderen Untersuchungsstandorten einen geringeren Verlust an der Höhe der Wassersäule erkennen. Jedoch fördert der Rückgang des Wasserpegels auch hier die Gefahr einer Verlandung und ist somit als negativ für die vegetative Entwicklung bzw. für die submerse und emerse Vegetation zu betrachten.

Nach den Werten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik konnten Daten der Monate Juni bis September 2015 für die klimatische Situation in Niederösterreich zur meteorologischen Beschreibung herangezogen werden. Es wurden die Mittelwerte der Monatsabweichungen, im Vergleich der Jahre 1981-2010, wie folgt in Tabelle 14: Witterungsüberblick Niederösterreich (vgl. ZAMG 2015), dargestellt:

Tabelle 14: Witterungsüberblick Niederösterreich (vgl. ZAMG 2015)

Untersuchungsperiode 2015	Juni	Juli	August	September
Niederschlagsabweichung	-55 %	-41 %	-36 %	-19 %
Temperaturabweichung	+1,2 °C	+3,2 °C	+3.4 °C	+0.6 °C
Abweichung der Sonnenscheindauer	16 %	25 %	26 %	-10 %

4 Diskussion

Es wurde versucht, die Bestände qualitativ und quantitativ zu erfassen, wobei die Standorte sich wesentlich voneinander unterschieden, da die Umweltfaktoren der jeweiligen Gewässer maßgeblich variieren. Faktoren wie Wassertiefe und Wasserqualität (wie Konduktivität, pH-Wert und Sauerstoffpartialdruck) differierten zwischen den jeweiligen Standorten. Der Bedeckungsgrad an der Wasseroberfläche dürfte ebenso einen großen Einfluss auf die Entwicklung der *Stratiotes aloides* haben. So könnte ein starker Bewuchs von z. B. *Lemnetea* ein Aufkommen der *Stratiotes aloides* erschweren. Die Konkurrenz darf hier nicht vernachlässigt werden.

4.1 Beurteilung der Einflussfaktoren auf die Standorte

Die wesentlichen in Kapitel 3 beschriebenen Störfaktoren werden kurz beschrieben. Es wurden die verschiedenen Einflüsse hinsichtlich ihrer Relevanz aufgezeigt. Auf die eingeschätzten und besonders negativ auf die Vegetationseinheiten und vor allem die *Stratiotes-aloides*-Populationen wirkenden Umweltfaktoren wird detaillierter eingegangen.

4.1.1 Auflistung der beurteilten Störfaktoren an den Standorten

Tabelle 15: Zusammenfassung der beurteilten Gefährdungsursachen an den Standorten

Gefährdungen der unterschiedlichen Standorte							
Beeinflussung	TW	PAN	ÖL	OaD	EA	ST	Σ
Langfristige Verlandung	+	?	+	+	-	+	4
Mittelfristige Verlandung	-	-	+	+	-	+	3
Konkurrenzdruck der aquatischen Begleitvegetation	+	?	-	-	-	+	2
Anthropogene mechanische Störfaktoren	+	+	-	-	-	-	2
Beschattung durch Ufervegetation	+	?	-	-	+	+	3
Trockenstress durch kurzfristiges Dürreereignis	-	-	?	+	+	+	3

Tabelle 15: Zusammenfassung der beurteilten Gefährdungsursachen an den Standorten stellt die Einflüsse auf die verschiedenen Untersuchungsstandorte dar. Zur besseren Einschätzung der Standorte sollten anhand einiger Faktoren, wie der Verlandung, die Gewässer bewertet werden. Wobei + auf eine eindeutige Tendenz hinweist, - auf keine bis geringe Beeinflussung und ? keine Aussage erlaubt. Die Standorte sind wie

folgt abgekürzt: TW = Tischwasser, PAN = Panozzalacke, ÖL = Öllager, OaD = Orth an der Donau, EA = Eckartsau und ST = Stopfenreuth. Ergänzend wurden die Summen dieser Bewertungen beschrieben. Besonders gefährdet erschienen Standorte mit vielen + Einträgen hinsichtlich ihrer *Stratiotes-aloides*-Bestände, der Standort Panozzalacke wurde der Vollständigkeit halber angegeben. Der Standort bei Stopfenreuth schien für den Fortbestand als *Stratiotes-aloides*-Standort am meisten gefährdet. Ebenso kann der Standort Tischwasser gerade durch seinen kleinen Bestand als bedroht angesehen werden. Auf die Faktoren dieser Entwicklung wird im Folgenden detaillierter eingegangen.

4.1.2 Wasserstandsschwankungen

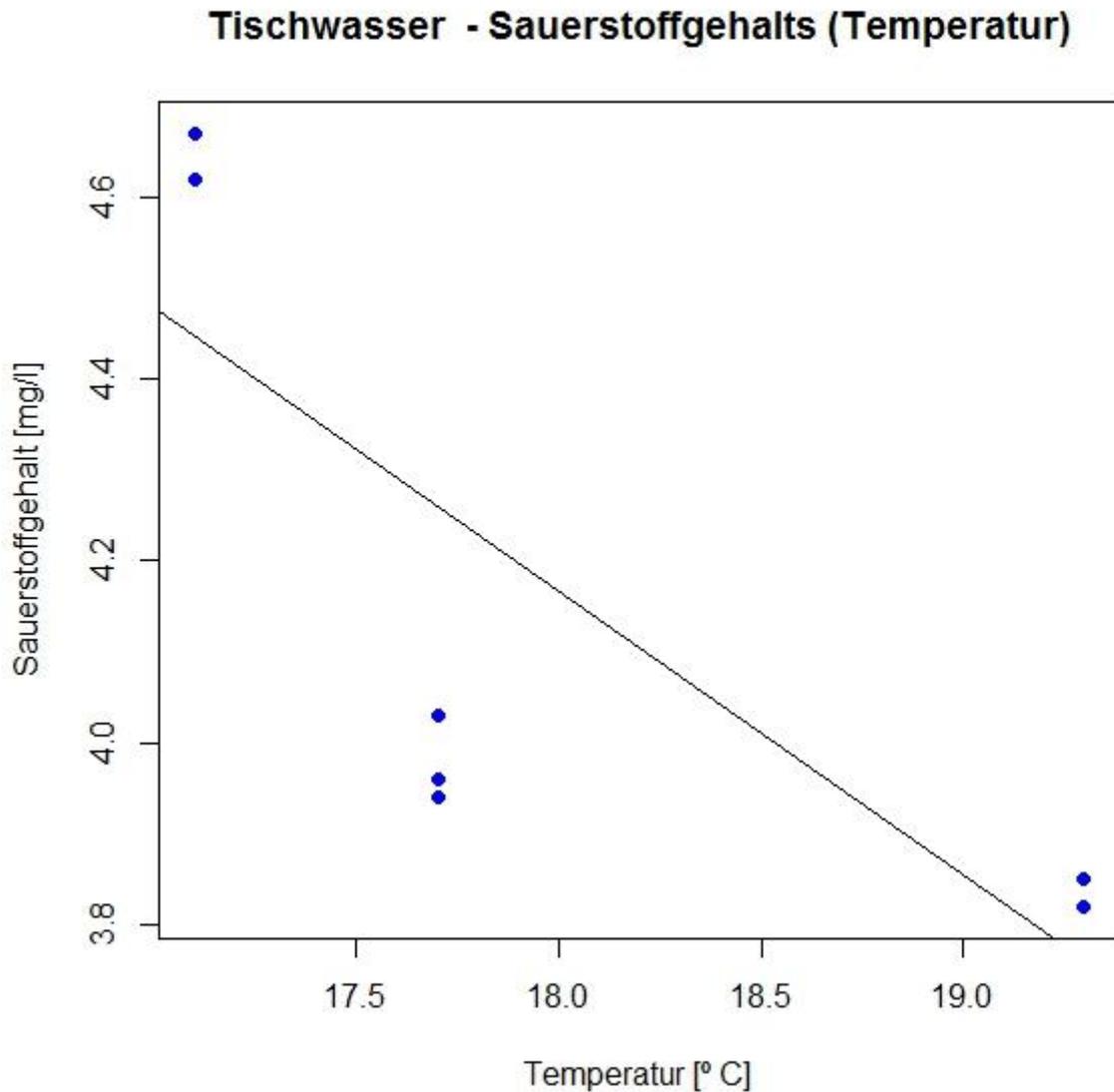
Es erfolgten Messungen zur Dokumentation der Freiwassertiefen und Wasserstands-entwicklung. Die Messergebnisse zeigten Schwankungen der Wasserpegel auf. Tendenziell konnte ein Rückgang der Wassersäulen beschrieben werden. Die niederösterreichischen Standorte waren besonders stark betroffen. An allen drei beobachteten Gewässern konnten trockengefallene *Stratiotes aloides* entdeckt werden. Am Untersuchungsstandort bei Eckartsau konnte ein Absinken des Wasserpegels von über 100 cm dokumentiert werden. Im Laufe der Untersuchungsperiode sind an allen Gewässern die Wassertiefen gesunken. Die Niederschlagsarmut in den Monaten Juni bis September kann als Ursache für diesen Effekt vermutet werden.

Die Vegetationseinheiten wurden teilweise stark belastet und verlandeten an mehreren Untersuchungsstandortabschnitten teilweise. Eine minimale Freiwassertiefe, die einen vitalen *Stratiotes-aloides*-Bestand ermöglicht, muss auf Dauer gegeben sein, um ein rezentes Vorkommen der Spezies zu ermöglichen.

4.1.3 Hydrochemische und -physikalische Parameter

Die erfolgten Messungen ergaben Schwankungen der Werte der elektrischen Leitfähigkeit, des Sauerstoffpartialdrucks und der pH-Werte. Die Entwicklung der Temperaturen mit einer Steigerungstendenz könnte einen wesentlichen Einfluss auf die Messwerte gehabt haben.

Abbildung 48: Korrelation von Sauerstoffgehalt und Temperatur am Standort Tischwasser



In Abbildung 48 wird anhand des Standorts Tischwasser die Korrelation zwischen Sauerstoffpartialdruck und Temperatur dargestellt: Ein Absinken des Sauerstoffgehalts durch erhöhte Temperaturen kann physikalisch dokumentiert werden. Des Weiteren haben Vegetationseinheiten durch ihre Fotosyntheseleistungen sowie Zellatmung Einfluss auf diese Entwicklung. Eine Zunahme der submersen und emersen Vegetationsdichte konnte tendenziell an den Standorten über die Untersuchungsperiode hinweg beobachtet werden.

Schwankungen der pH-Werte könnten ebenso über die Auswirkungen des Temperaturanstiegs begründet werden. Gerade CO_2 in Wasser gelöst kann nach den physikalischen Gasgesetzen bei erhöhter Temperatur leichter in die Luft entweichen. Einwirkungen der vorhandenen Vegetationsbestände können auch hier vermutet werden.

Es wurden ebenso Werte der elektrischen Leitfähigkeit dokumentiert. Die Messergebnisse wiesen ebenfalls Schwankungen auf. An den Standorten Eckartsau und Orth an der Donau konnte ein minimaler Anstieg der Messwerte erfasst werden. Ursachen hierfür könnten Einwirkungen durch zugeführte Nährstoffe zugrunde liegen. Gerade am Untersuchungsstandort bei Orth an der Donau war das Intervall der Messungen allerdings zeitlich eng begrenzt (03.08.2015-13.08.2015); durch den kurzen Untersuchungszeitraum dürfte die Signifikanz der Messwerte als gering zu beurteilen sein.

An den Standorten bei Stopfenreuth, Öllager, Panozzalacke und Tischwasser konnte tendenziell ein leichtes Absinken der Messwerte dokumentiert werden. Ursachen für diese Entwicklung könnten mit einem Zuwachs der Bestandsdichten an den Untersuchungsstandorten zusammenhängen. Die Vegetationseinheiten könnten die Nährstoffe teilweise binden. Ein Eintrag von Nährstoffen aus der Landwirtschaft muss allerdings vermutet werden. Der Standort Eckartsau könnte über die Oberflächenwasserversorgung des Fadenbachs verstärkt mit ausgewaschenen Nährstoffen aus agrarischen Anbauflächen versorgt werden. Einflüsse auf die Eutrophierung sind insbesondere bei anderen Standorten wie dem Weiher am Öllager und dem Tischwasser zu vermuten. Die geografische Nähe zu Acker- und Grünlandflächen könnte das Risiko auf Nährstoffeintragungen erhöhen.

Die Messwerte der Konduktivität waren am Standort Eckartsau mit bis zu 581 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (am 13.06.2015) am höchsten. Der niedrigste Wert wurde am Untersuchungsstandort bei Stopfenreuth mit 253 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (am 5.07.2015) gemessen. Bei den Messungen wurde zur Verbesserung der Vergleichbarkeit der Ergebnisse auf die Beibehaltung von Messungsort und Tageszeit geachtet.

4.1.4 Verlandungstendenzen

Die zeitweise Zufuhr von Oberflächenwasser ist zum Erhalt der Standorte als dringend notwendig einzustufen. Der Rückgang der Freiwassertiefen und Wasserstände konnte verschieden stark ausgeprägt dokumentiert werden. Die niederösterreichischen Untersuchungsstandorte bei Orth an der Donau, Stopfenreuth und Eckartsau waren besonders intensiv betroffen. An allen diesen drei Gewässern wurden mehrere abgestorbene, trockengefallene *Stratiotes aloides* vorgefunden. Ein Rückgang der Gewässerflächen konnte dokumentiert werden. Am Standort Eckartsau wurde die Wasserversorgung durch den Fadenbach unterbrochen, dies könnte einen solchen Abfall der Freiwassertiefen erklären. Die Wiener Untersuchungsstandorte wiesen verhältnismäßig geringere Rückgänge an den Wasserpegeln auf. Jedoch müssen auch hier Maßnahmen zur Revitalisierung der hydrologischen Aktivitäten gesetzt werden, um langfristig

den Erhalt der Gewässer zu ermöglichen. Das langfristige Verlandungsrisiko ist ausschließlich am Standort Eckartsau als gering einzustufen, da eine zeitweise Oberflächenwasserversorgung durch den Fadenbach gegeben ist. Das Hauptrisiko der Verlandung ist auf das Fehlen von Hochwassereinflüssen zurückzuführen. Ebenso können aber auch gerade größere Populationen von Makrophyten wie die *Stratiotes aloides* mit Auswirkungen auf die Verlandungstendenzen korrelieren.

4.1.5 Lichtverhältnisse an den Standorten

Der Lichteinfall an den Standorten unterschied sich voneinander. Durch verschiedene Vegetationseinheiten an den Uferregionen konnten Lichtintensitäten beeinflusst werden. So sind vor allem überhängende Bäume wesentliche Faktoren hinsichtlich der Lichtverhältnisse.

Die *Stratiotes-aloides*-Standorte Eckartsau und Stopfenreuth können als schattig bis halbschattig beurteilt werden. Ein Bewuchs durch Bäume über die gesamte Uferregion (> 90 %) beschattet beide Gewässer kontinuierlich über den Tagesverlauf. An den Untersuchungsstandorten bei Orth an der Donau, Weiher am Öllager, Tischwasser und der Panozzalacke werden nur Teile des Ufers von hochgewachsenen, beschattenden Vegetationseinheiten besiedelt. Diese Gewässer können an ihren rezenten oder ehemals nachgewiesenen *Stratiotes-aloides*-Standorten als halbschattig bis halblicht eingestuft werden.

Die Beseitigung von Uferbäumen kann zu einem höheren Lichteinfall führen. Ebenso können eine zunehmende Bodenmächtigkeit und die hydrochemische Alterung der Gewässer mit einhergehender Nährstoffanreicherung die Lebensbedingungen massiv verändern. Betroffene Habitate bieten beispielsweise für *Nuphar lutea* einen geeigneteren Lebensraum (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988).

Zusätzlich zu den Einflüssen der Uferregionen können bestandsbildende aquatische Populationen die Lichtsituationen im Gewässer beeinflussen. Ein Konkurrenzdruck durch verschiedene Vegetationseinheiten kann an allen Standorten vermutet werden.

4.1.6 Konkurrenz zwischen den Vegetationseinheiten

Die aquatische Begleitvegetation kann bei hohem Bedeckungsgrad und häufigem Auftreten negative Einflüsse gerade auf die *Stratiotes-aloides*-Bestände haben. Durch starken Bewuchs können die arttypischen Auf- und Abtauchprozesse der *Stratiotes-aloides*-Individuen behindert werden. Die Vegetationseinheiten treten des Weiteren gegenseitig durch die Lichtnutzung in Konkurrenz, gegenseitige Beeinträchtigungen

können den Sukzessionsdruck der Spezies erhöhen. Ein Rückgang einiger Bestände könnte dadurch gefördert werden.

Dazu zählte eine Überwucherung der *Stratiotes aloides* verursacht durch höher wüchsige helophytische Spezies im Bestand beziehungsweise eine Überwucherung durch diverse submerse Vegetationseinheiten, die durch ihre Masse das Auftauchen der *Stratiotes aloides* erschweren, die *Stratiotes aloides* beschatten beziehungsweise auch durch ihren Bewuchs den Freiwasserkörper blockieren (vgl. HUDLER 2014).

4.1.7 Mechanische Störungen

Einflüsse durch Freizeitnutzung der Standorte beziehungsweise auch animalische Faktoren wie der Totholzeintrag durch Biber konnten vereinzelt beobachtet werden. So konnte vor allem am Standort Panozzalacke eine wesentliche anthropogene Nutzung als Badegewässer und Fischereistandort beobachtet werden.

Ein letztes Vorkommen von *Stratiotes aloides* am Standort Panozzalacke wurde in den Untersuchungen nach SCHRATT-EHRENDORFER (1988) vorgefunden. Dieses wurde angeblich in den Folgejahren durch die Fischerei ausgerottet. Eine große Population von *Stratiotes aloides* in der Lobau kann auf Auenliebhaber zurückgeführt werden, welche die *Stratiotes aloides* am künstlichen Weiher beim Öllager aussetzten (VGL. SCHRATT-EHRENDORFER 1988).

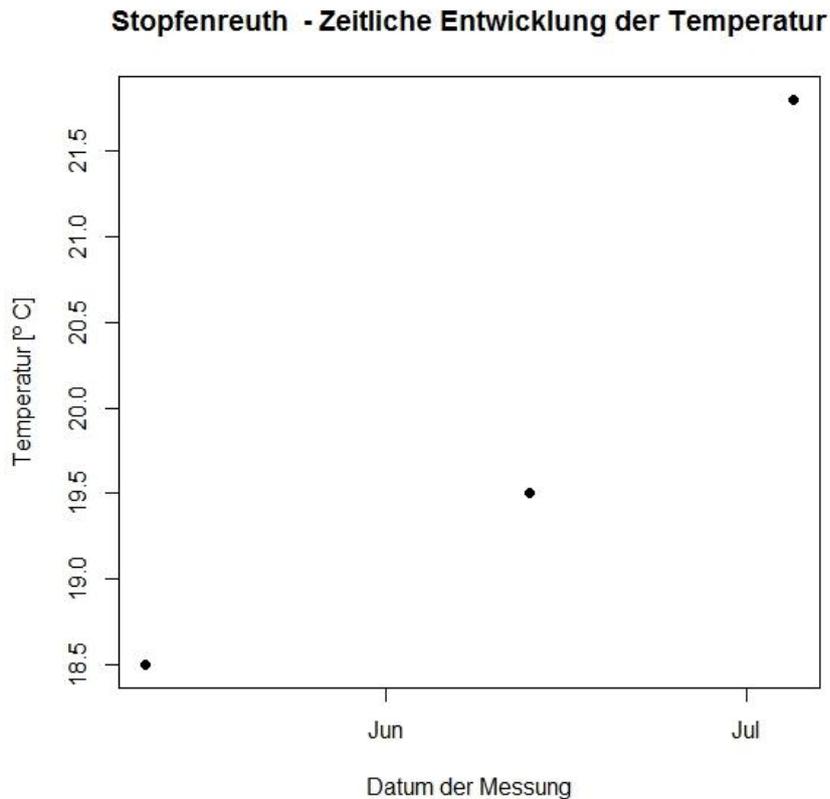
Der Standort Tischwasser wurde neben dem Standort Panozzalacke außerdem von Freizeitgästen genutzt. Ein negativer Einfluss durch mögliche Entnahmen hätten für den kleinen rezenten Bestand möglicherweise existenzbedrohliche Folgen.

Die Standorte beim Öllager, bei Orth an der Donau, Eckartsau und Stopfenreuth könnten durch den Eintrag von Totholz arealbezogen negativ hinsichtlich der Freiwassertiefen beeinflusst werden. Im Hinblick auf eine mögliche Verlandung können sich Totholz-zonen vor allem durch die Einbringung organischer Substanz förderlich auswirken.

4.1.8 Temperaturentwicklungen an den Standorten

Während der Untersuchungen erfolgten Temperaturmessungen. Es konnten Schwankungen festgestellt werden. Tendenziell stieg die Temperatur an. Diese hatte, neben den geringen Niederschlagswerten (siehe Tabelle 14: Witterungsüberblick Niederösterreich (vgl. ZAMG 2015)), gerade auf die Freiwassertiefen negative Auswirkungen.

Abbildung 49: Temperaturentwicklung am Standort bei Stopfenreuth



In Abbildung 49 wurden die gemessenen Temperaturen am Standort bei Stopfenreuth über die Untersuchungsperiode dargestellt. Anhand der Messwerte war ein klarer Anstiegstrend zu beobachten. Höhere Temperaturen fördern die Verdunstung des verfügbaren Wassers. Des Weiteren wirkt sie sich auch negativ auf den Sauerstoffpartialdruck im Gewässer aus. Am Standort bei Stopfenreuth konnten mehrere trockengefallene und abgestorbene *Stratiotes aloides* zu späteren Untersuchungszeitpunkten vorgefunden werden.

An anderen Standorten konnten ähnliche Auswirkungen beobachtet werden. So waren die niederösterreichischen Standorte verhältnismäßig intensiver von dem Absinken der Wasserstände betroffen. In Kapitel Kapitel Gewässermesswerte wurden die gesammelten Messdaten zur Temperatur abgebildet.

4.1.9 Schutzmaßnahmen in Österreich

Aufgrund der Seltenheit ihrer heimischen Standorte ist die *Stratiotes aloides* in Österreich vom Aussterben bedroht. Besonders problematisch ist hierbei, dass die Krebschere selbst maßgeblich zur Verlandung ihrer Wohngewässer beiträgt. Diese Art ist

auf die Besiedlung natürlich entstehender abgeschnittener Flussschlingen und Altarme angewiesen. Wo dies durch Flussregulierungen verhindert wird, verschwindet die Krebschere und mit ihr eine Reihe weiterer Schwimmblattpflanzen, etwa der Froschbiss *Hydrocharis morsus-ranae*. Lokal haben auch die Fischer zum Verschwinden der Art beigetragen, da die dichten Krebscherenteppiche eine Angelfischerei erschweren oder sogar unmöglich machen können. So ist jedwede Entnahme der Krebschere verboten (vgl. NATIONALPARK DONAU-AUEN GmbH 2015).

Bezüglich geplanter Revitalisierungsmaßnahmen der Lobaugewässer sind Dotationen mit möglichst sediment- und nährstoffarmem Wasser zu fordern. Jene Arten, die bereits jetzt auf wenige Gewässer beschränkt sind, würden nämlich unter dem nivellierenden Einfluss von eutrophem Dotationswasser den nährstofftragenden „Allerweltsarten“ weichen müssen (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988).

An den niederösterreichischen Untersuchungsstandorten bietet der Fadenbach als wesentliches Gewässer der Region, der ein Altarm der Donau ist, dem *Stratiotes-aloides*-Standort bei Eckartsau eine Versorgung durch Oberflächenwasser. Durch den Marchfeldschutzdammbau wurde er von der Donau abgetrennt, mehrere Initiativen zum Erhalt des Fadenbachs und gegen die Gefahr der Verlandung erfolgten bereits. So wurde dieses Altgewässer stellenweise noch vertieft, um den Verlandungstendenzen entgegenzuwirken (vgl. FADENBACH 2015).

In diesem Sinne bleibt die Hoffnung, dass Versuche, die Lobau hydrologisch zu revitalisieren, nicht zu einer verstärkten Eutrophierung beitragen. Bei der Umsetzung eines Maßnahmenpakets müssen die möglichen langfristigen Auswirkungen auf die komplexen Ökosysteme bedacht werden.

4.2 Vergleich der phänologischen Entwicklung an den Standorten

Vegetativ weisen die Gewässer des Donau-Oder-Kanals entsprechend ihrer Gewässerchemie viele Arten auf, die mesotrophe Standorte bevorzugen. Im Zuge der Gewässeralterung bei Anreicherung von Hydrogenkarbonat und Nährstoffen und bei zunehmend schlammigem Substrat könnte sukzessive eine Verschiebung in der Flora dieser Gewässer eintreten. In vergangenen Arbeiten zeigte sich, dass außer den Alkali- und Erdalkalitionen, der Leitfähigkeit und dem Säurebindungsvermögen vor allem Nitrat und Phosphat einen großen Anteil an der Gewässerdifferenzierung haben. Die Verteilung der beiden letztgenannten Parameter liegt den Verbreitungsmustern einer Reihe von Hydrophyten zugrunde. Daneben dürfen jedoch auch Faktoren wie Wassertiefe und -strömung, Gewässerzonierung, Licht- und Wasserstandsverhältnisse, Kon-

kurrenz des Phytoplanktons und vor allem das Sediment in ihrer Bedeutung nicht zu gering eingeschätzt werden (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988).

Die Vegetationsdichte und deren Bedeckungsgrad hatten in den Gewässern gerade in den Monaten Juni und Juli stark zugenommen. Über die Sommermonate haben sich einige Pflanzengesellschaften wesentlich stärker ausbreiten können. An vielen Flächen war ein Zugang zu freien Wasserflächen kaum mehr möglich. Verstärktes Aufkommen von gegenseitigem Konkurrenzdruck, hauptsächlich um Platzressourcen, erschien in vielen Fällen als äußerst wahrscheinlich.

4.3 Quantitative vegetative Unterschiede während des Untersuchungszeitraums

Einige Gewässer wie an den Untersuchungsstandorten Tischwasser, Eckartsau, Stopfenreuth und Öllager wiesen einen viel dichteren Bewuchs auf als der Untersuchungsort Panozzalacke und das Altwasser nahe Orth an der Donau. Ein Zusammenhang zwischen Landwirtschaft mit einhergehender Nährstoffauswaschung und vegetativem Wachstum kann vermutet werden.

Die Daten der gemessenen Gewässerwerte unterschieden sich betreffend des Sauerstoffpartialdrucks, der elektrischen Leitfähigkeit und des pH-Werts. Über den Vegetationsverlauf waren Unterschiede zu erkennen, die vermutlich durch Faktoren wie die Fotosyntheseleistung der Gewässer, die Temperaturschwankungen und hydrologischen Strömungsbewegungen im Gewässer beeinflusst wurden. Ein möglicher weiterer Faktor könnte von den diversen Umweltbedingungen ausgehen. So entwickeln sich nährstoffreiche Bestände, wie in Gewässern mit landwirtschaftlicher Beeinflussung vermutet werden kann, unterschiedlich zu nährstoffarmen Standorten.

Die Blüte der Krebscherenbestände wurde lediglich in den Gewässern Eckartsau und Öllager beobachtet. Die Blüten konnten als männlich identifiziert werden gemäß den erwarteten Ergebnissen. Es dürfte sich bei den untersuchten Beständen um Populationen aus männlichen Individuen handeln. Eine genauere Absicherung dieser Hypothese könnte durch genetische Geschlechtsbestimmung ermöglicht werden.

4.4 Aussichten auf den Schutz der Altgewässer

In einigen Regionen Norddeutschlands, vor allem Bremen, gibt man sich beim Schutz dieser Lebensräume große Mühe. Es werden Gräben beispielsweise in Abschnitten vorsichtig geräumt und in den frisch geräumten Gewässern vorher entnommene

Krebsscheren (*Stratiotes aloides*) eingesetzt. Dies dient dazu, einer gefährdenden Verschlammung und Vertrocknung vorzubeugen (vgl. FEDER 2014).

Zum Erhalt der Krebsscherenbestände und des von ihr geprägten ökologisch sehr wertvollen Lebensraums haben viele Regionen daher in den vergangenen Jahren umfassende Schutzmaßnahmen eingeleitet: Große Grünland-Graben-Areale wurden als Schutzgebiet ausgewiesen, Maßnahmen zur Wiederbesiedelung von Gräben umgesetzt und in Teilräumen wurde seit Ende der 1980er-Jahre ein ökologisch ausgerichtetes Grabenmanagement durchgeführt. Dennoch konnte der Rückgang der Krebsscherenbestände bisher nicht in bedeutendem Ausmaß aufgehalten werden. Die nicht nur in Österreich, sondern auch im ganzen Europa, wie z. B. in Deutschland bundesweit, als gefährdet eingestufte Krebschere hat in Bremen einen Verbreitungsschwerpunkt. Der aquatische Makrophyt gilt als Leitart für artenreiche für den Naturschutz wertvolle Gewässer wie diese in den Bremer Graben-Grünland –Systemen im Hollerland, Niedervieland und Wederland anzutreffen sind und deren Meldung als europäische Schutzgebiete im Natura-2000-Netzwerk unter anderem auf der Biodiversität der zum Teil 800 Jahre alten Grabensysteme basiert. In dieser Kulturlandschaft wurden jedoch in den letzten Jahren Bestandsschwankungen und Rückgänge der Krebscherengesellschaften festgestellt (vgl. JORDAN et al. 2009).

5 Zielsetzung für Maßnahmen zum Schutz der Altgewässer

Die wohl größte Bedrohung für den Fortbestand von Altgewässern ist die Gefahr der Verlandung. Hydrodynamische Prozesse müssen wieder, zumindest in einigen Hochwassersituationen, einen Einfluss auf die verstreuten Altwasser haben. Eine zeitweise Versorgung mit Oberflächenwasser wäre für den Erhalt der Arten und ihre Verbreitung durchweg als förderlich zu beurteilen.

5.1 Die Wahl von Ersatzbiotopen

Ausweichbiotope wie Gewässer durch Aushub von Schotter könnten als Habitate für viele seltene Pflanzenarten ein Refugium bilden, wobei hier der Einfluss der Umgebung wie stark gedüngte intensiv bewirtschaftete landwirtschaftliche Flächen in der Wahl solcher Zufluchtsoptionen berücksichtigt werden sollte.

Ausgewählte Standorte müssten mit *Stratiotes aloides* beimpft werden. Diese künstliche Verbreitung würde einer natürlichen Ausbreitung über Verdrift bei Hochwässern ähneln. Der Lebensraumverlust durch verlandende Gewässer müsste durch die Neubesiedelung geeigneter Habitate kompensiert werden.

Die Eignung der Habitate wird von verschiedenen Faktoren mitbeeinflusst. So sind hydrologische Prozesse sowie die vegetative Entwicklung, sowohl der aquatischen als auch der am Ufer befindlichen Vegetationseinheiten, maßgeblich für die Eignung als *Stratiotes-aloïdes*-Standort verantwortlich. Es haben beispielsweise die Lichtverhältnisse einen wesentlichen Einfluss auf die Bestandsentwicklung. Eine Beschattung gerade durch überhängende Bäume der Ufervegetation kann sich negativ auf den Bestand an *Stratiotes aloïdes* auswirken. Des Weiteren könnte dies einen Totholzeintrag in das Gewässer fördern. Eine zumindest nach Süden, d. h. der Sonne zugewandten, lichter ausgeprägten Ufervegetation könnte für eine Entwicklung der Bestände von Vorteil sein.

Die Freiwassertiefen müssen die verschiedenen Auf- und Abtauchvorgänge der *Stratiotes aloïdes* ermöglichen. In den Wintermonaten müssen die Pflanzen vollständig von Wasser bedeckt und nicht durch die Eisschicht der Wasseroberfläche gefährdet sein. Die Wassertiefen sollten ebenso im Frühjahr nicht zu hoch sein, um den Auftauchvorgang zu ermöglichen. Ein mittlerer Verlandungsgrad sollte für den Bestand der *Stratiotes aloïdes* vorliegen. Nach den Beobachtungen an den Standorten konnten ausgewachsene Individuen, hauptsächlich in Tiefen zwischen 60 cm und 150 cm, vorgefunden werden.

Menschliche Einflüsse durch zum Beispiel einer Freizeitnutzung der Gewässer könnten sich negativ auf den Bestand auswirken. So sind Standorte, an denen Fischerei oder Wassersport betrieben wird, als kaum beimpfbar anzusehen.

Zu den Wasserverhältnissen kann hydrochemisch ergänzt werden, dass für die *Stratiotes aloides* grundwassernahe Verhältnisse förderlich sind. Dazu zählen pH-Werte unter 7,5, wodurch die Verfügbarkeit von freiem CO₂ gewährleistet ist, Sulfat im Wasser, besonders mit zu wenig Eisen (Sulfat-Eisen-Verhältnis sehr groß) soll hingegen vermieden werden. Die Nährstoffsituation soll zwischen meso- und eutrophen Verhältnissen liegen (Phosphor zwischen 30 und 40 mg/l), wodurch weder eine Konkurrenz mit produktiveren Arten noch eine zu geringe Nährstoffversorgung der Krebschere vorliegt. Eine Ammoniumbelastung soll nicht vorliegen (Werte jedenfalls unter 0,1mg/l) (vgl. HUDLER 2014).

In Bezug auf andere Vegetationseinheiten treten ebenso *Stratiotes aloides* in Konkurrenz. So könnten andere schützenswerte Spezies an diesen Ersatzbiotopen durch das Einbringen der *Stratiotes aloides* ebenso gefährdet werden. Gerade ein flächendeckender Bewuchs kann den Verlandungsprozess fördern. So ist die Wahl von Ersatzbiotopen immer im Kontext von Nachhaltigkeit und Naturschutz zu betrachten.

Zum Erhalt der Gewässer könnten des Weiteren Managementmaßnahmen getroffen werden. Eine Nachtiefung der Standorte, wie am Fadenbach, könnte positive Effekte auf die Entwicklung der *Stratiotes aloides* haben. Eine zu große Population könnte außerdem stellenweise dezimiert werden, um das Verlandungsrisiko zu senken.

5.2 Erhalt der Auenlandschaft

Flächen mit auentypischen Elementen sollten geschützt und erhalten werden. Das Ökosystem ist hoch komplex, so sind gegenseitige Einflüsse vieler Spezies und Umgebungsfaktoren durchaus relevant. Im Sommer kann so zum Beispiel wahrscheinlich der dichte Bewuchs der Auenwälder die Altgewässer vor einem zu hohen Wasserverlust schützen.

Maßnahmen, die zu einer Revitalisierung der Stillgewässer führen, wären für den Erhalt dieser Lebensräume mittel- und langfristig notwendig. Es besteht allerdings ein Konflikt mit der menschlichen Landnutzung. Die ursprünglichen Verbreitungsgebiete der Donaualtgewässer können großräumig kaum in ursprünglicher Form wiederhergestellt werden, doch tragen kleinräumige und großräumige Projekte, wie die Sohlstabilisierungen an der Donau (vgl. NATIONALPARK DONAU-AUEN GmbH 2015) zum Erhalt der Gewässer der Auenlandschaft bei.

6 Schlussfolgerungen

Bezug nehmend auf die formulierten Arbeitshypothesen können folgende Folgerungen formuliert werden.

1. Altgewässer stellen einen bedrohten Lebensraum dar. Mit dem Rückgang der Altgewässer werden die für dieses Habitat typischen pflanzensoziologischen Bestände ebenso in ihrem Vorkommen gefährdet. Mit einer negativen Tendenz in der Entwicklung spezialisierter Spezies, wie schon in den letzten Jahrzehnten aktiv beobachtet wurde, ist weiterhin zu rechnen. Der Zusammenhang zwischen Niederschlagsmengen, Grundwasserständen und flussbaulichen Maßnahmen mit der Entwicklung der Altgewässer kann sich gerade in Extremsituationen, wie Dürreperioden, durch negative Auswirkungen, besonders auf den Wasserstand und die Wasserfläche, deutlich zeigen.
2. Maßnahmen zum Schutz dieser rückläufigen Verbreitung der Altgewässer liegen vorwiegend in der Notwendigkeit, Baumaßnahmen zur Revitalisierung der Gewässer durchzuführen. Der mögliche Eintrag von Nährstoffen gerade aus der Landwirtschaft muss beim Schutz der Altgewässer bedacht und reduziert werden. Die Einhaltung und Umsetzung von Gewässerschutzverordnungen und Abständen durch begrünte Pufferzonen könnten hier wesentlich zum Erhalt der Wasserqualität der Altgewässer beitragen. Es muss die Gefahr der Eutrophierung erkannt und verhindert werden. Ein umfangreicheres Maßnahmenpaket zum Schutz dieser Habitate betrifft viele verschiedene Disziplinen, wie die Botanik, Zoologie, Ökologie, Limnologie, aber auch die Ökonomie, siehe den Donauschiffverkehrsverkehr beziehungsweise die Gefahr von Hochwasserschäden.

7 Literaturverzeichnis

BEUG, J. 1995: "Die Vegetation nordwestdeutscher Auengewässer: pflanzensoziologische Untersuchungen im Ems-, Aller- und Leinetal", Dissertation, Universität Hannover, 48-49.

BRAUN-BLANQUET, J. 1964: "Pflanzensoziologie", 3.Auflage – Wien.

CUSELL, C. KOOIJMAN, A., FERNANDEZ, F., WIRDUM, G., GEURTS, J., LOON, E., KALBITZ, K., & LAMERS, L. 2014: "Filtering Fens: Mechanisms Explaining Phosphorus-Limited Hotspots of Biodiversity in Wetlands Adjacent to Heavily Fertilized Areas." *Science of the Total Environment*. 130-135.

DOKULIL, M. 2001: "The impact of climate change on lakes in central Europe", *Aquatic Ecological series Volume 4*, Springer, Mondsee, 387-388.

DUPAS, R., DELMAS, M., DORIOZ, J.-M., GARNIER, J., MOATAR, F. & GASCUEL-ODOUX, C. 2015: "Assessing the Impact of Agricultural Pressures on N and P Loads and Eutrophication Risk." *Ecological Indicators Volume 48*:396–407.

ELLENBERG, H. & LEUSCHER, C., 2010: "Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen", 6.Auflage, UTB – Verlag, Stuttgart.

FADENBACH 2015: Online unter: www.fadenbach.at/index.php, Zugriff am 15.09.2015.

FEDER, J. 2014: "Feders fabelhafte Pflanzenwelt", Rohwolt Verlag, Hamburg, 130-141.

GPS-Daten 2015: "Google Maps." Online unter: (<https://www.google.at/maps/place/Lobau>), Zugriff am 10.05.2015.

HARABIŠ, F., TICHANEK, F. & TROPEK, R. 2013: "Dragonflies of Freshwater Pools in Lignite Spoil Heaps: Restoration Management, Habitat Structure and Conservation Value." *Ecological Engineering Volume 55*:51–61.

HIDDING, B., JUDITH M. SARNEEL, N. & ELISABETH S. BAKKER, G.. 2014: "Flooding Tolerance and Horizontal Expansion of Wetland Plants: Facilitation by Floating Mats?" *Aquatic Botany Volume 113*:83–89.

HOLLÄNDER, R, ZENKER, C., PIELEN, B. & FÄLSCH M. 2008: "Gewässerschutz und Landwirtschaft. Widerspruch oder lösbares Problem?" http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publicationen-PDF/WWF_nitratstudie.pdf, 19-23.

HUDLER, A. 2014: "Populationsbiologie und Gefährdung Der Krebschere (*Stratiotes aloides* L .) in Au-Gebieten Der Donau in Niederösterreich Und Wien." 75-92.

INSTITUT DOKTOR FLAD 2015: "Chemischer Index und Gewässergüte allgemeine Vorbemerkungen Anmerkungen zu den u bestimmenden Parametern." Online unter: http://www.chf.de/eduthek/chemischer-index/Chemischer_Index.pdf, Zugriff am 21.08.2015.

JORDAN, R., KESEL, R., KUNDEL, W., ZACHARIAS, D. WEBER, G. BRUNKEN, H. & HARDER, M. 2009: "Erprobung von Managementmaßnahmen in Bremen zum Erhalt der Krebs-

schere – als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben-Grünland-Gebiete der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands.“ Hansetische Naturentwicklung GmbH, Bremen, 36-57.

KÖLN, S. 1991: “Glossar zu den Wassererlebniswegen.” Online unter: https://wasserlauf-nrw.de/erlebniswege/bilder/altarm_altwasser.jpg, Zugriff 21.04.2015.

KRAUSCH, H - D. 1996: "Farbatlas Wasser und Uferpflanzen", Ulmer, Stuttgart Hohenheim: 46-75.

KUFEL, L., MAŁGORZATA S., KONIECZNA, A. & IZDEBSKA, K. 2010: “The Effect of *Stratiotes aloides* L. and Nutrients on the Growth Rate of *Lemna Lemna minor* L.” *Aquatic Botany* Volume 92(3):168–72.

LANGE, G. & LECHNER K. 2000: "Gewässerregulierung und Gewässerpflege, naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässer, kleine Gewässer und landwirtschaftliche Vorfluter". Teubner Verlag, Wiesbaden: 244.

MULDERIJ, G., MOOIJ, W.M., SMOLDERS, J.P. & DONK, E. 2005: “Allelopathic Inhibition of Phytoplankton by Exudates from *Stratiotes aloides*.” *Aquatic Botany* Volume 82(4):284–96.

NATIONALPARK DONAU-AUEN GmbH 2015: “Flussbau an der Donau Homepage“. Online unter: <http://www.donauauen.at/natur-wissenschaft/-naturschutz.>“, letzter Zugriff am 12.10.2015.

NIELSEN, L. & BORUM, J. 2008: “Why the Free Floating Macrophyte *Stratiotes aloides* Mainly Grows in Highly CO₂-Supersaturated Waters.” *Aquatic Botany* Volume 89(4):379–84.

NÜRNBERG, STADTENTWÄSSERUNG UND UMWELTANALYTIK. 2015: “Gewässergüte-Parameter.” Online unter: http://www.nuernberg.de/internet/sun/gewaesser_parameter.html#7, Zugriff am 06.04.2015.

OTTO, E. 2014: “Entengrütze – Eine Nutzpflanze Der Zukunft? Ein Unscheinbares Wasserunkraut macht Karriere.” Online unter: <http://www.pflanzenforschung.de/de/journal/journalbeitrage/entengruetze-eine-nutzpflanze-der-zukunft-ein-unscheinb-10187>, Zugriff am 08.04.2015.

REMY, D., & SCHRÖPFER, R. 2009: “*Renaturierung der Hase-Aue*“, *Universität Osnabrück, Osnabrück, 98-102*.

SCHRATT-EHRENDORFER, L. 1988: “Geobotanisch-Ökologische Untersuchungen zum Indikatorwert von Wasserpflanzen und ihren Gesellschaften in Donaualtwässern bei Wien.”, Universität Wien, Wien, 26-139.

SERIES, Environmental Information. 2015: “Soil pH: What It Means.”, Online unter: <http://www.esf.edu/PUBPROG/brochure/soilph/soilph.htm>, Zugriff am 7.04.2015.

SMOLDERS, J. P., HARTOG, C., GESTEL, C.B. & ROELOFS, J. 1996: “The Effects of Ammonium on Growth, Accumulation of free Amino Acids and Nutritional Status of Young Phosphorus Deficient *Stratiotes aloides* Plants.” *Aquatic Botany* Volume 53(1-2):85–96.

STEFFEN, K., LEUSCHNER, C., MÜLLER, U., WIEGLEB, G. & BECKER, T. 2014: "Relationships between Macrophyte Vegetation and Physical and Chemical Conditions in Northwest German Running Waters." *Aquatic Botany*, Online unter: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.10.006>), Zugriff am 25.06.2015.

UMWELTBUNDESAMT. 2013: Altlast W 12. Tanklager Lobau. Beurteilung der Sicherungsmaßnahmen. Online unter: http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/altlasten/wien/W12_San.pdf, Zugriff am 14.08.2015.

WIEDERMANN, R. 2015: Ökologische Zeigerwerte: Online unter: <http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/?art=ut+v> und <http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/?#Skalierung>, Zugriff am 25.09.2015.

ZAMG ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK. 2015: Wetterrückblick. Online unter: <http://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klima-aktuell/monatsrueckblick/wetterrueckblick?monat=06&jahr=2015>, Zugriff am 13.10.2015.

8 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Koordinaten der untersuchten Standorte.....	9
Tabelle 2: Fünfstufige Schätzsкала nach KOHLER (1995).....	17
Tabelle 3: Identifizierte Spezies der Gewässervegetation.....	21
Tabelle 4: Identifizierte Spezies der Ufervegetation.....	22
Tabelle 5: Aufschlüsselung der Standortbezeichnungen	23
Tabelle 6: Tabelle zur Ufervegetation mit Zeigerwerten nach ELLENBERG 2010.....	24
Tabelle 7: Tabelle zur Gewässervegetation mit Zeigerwerten nach ELLENBERG 2010	26
Tabelle 8: Hydrophysikalische Messwerte	31
Tabelle 9: Darstellung der Begleitvegetation der <i>Stratiotes aloides</i>	47
Tabelle 10: Darstellung der Begleitvegetation	54
Tabelle 11: Darstellung der Begleitvegetation der <i>Stratiotes aloides</i>	63
Tabelle 12: Begleitvegetation der <i>Stratiotes-aloides</i> -Population am Standort Weiher am Öllager	72
Tabelle 13: Begleitvegetation der <i>Stratiotes aloides</i> am Standort Tischwasser	86
Tabelle 14: Witterungsüberblick Niederösterreich (vgl. ZAMG 2015).....	94
Tabelle 15: Zusammenfassung der beurteilten Gefährdungsursachen an den Standorten	95
Tabelle 16: Gewässerskizzenmaßstäbe	115
Tabelle 17: Koordinaten der Standorte.....	115
Tabelle 18: Gewässerbegehungen.....	116
Tabelle 19: Messwertergänzungen Eckartsau	118
Tabelle 20: Wasserstandsentwicklung.....	119
Tabelle 21: Gewässermesswerte	121
Tabelle 22: Übersicht zur Vegetation.....	128
Tabelle 23: Tabelle zu den Zeigerwerten nach ELLENBERG 2010 (vgl. Wiedermann o. J.).....	135

9 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Ausbildung eines Altwassers durch Abtrennung eines Altarms (KÖLN 1991).....	7
Abbildung 2: Nationalpark Donau-Auen (Google Earth 2015).....	10
Abbildung 3: Darstellung der Gewässerspezies mit ihren Häufigkeiten nach KOHLER (1995).....	24
Abbildung 4: Vergleich der Mittelwerte des Bedeckungsgrades von drei Bestandsaufnahmen im September 2015 an zwei Untersuchungsstandorten	29
Abbildung 5: Verhältnisse der Flora an den verschiedenen Standorten.....	30
Abbildung 6: Messwerte von Stopfenreuth	33
Abbildung 7: Messwerte von Eckartsau.....	33
Abbildung 8: Messwerte von Orth an der Donau	34
Abbildung 9: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Stopfenreuth.....	35
Abbildung 10: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Eckartsau	36
Abbildung 11: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert vom Standort bei Orth an der Donau	36
Abbildung 12: Messwerte am Standort Weiher am Öllager.....	37
Abbildung 13: Messwerte Panozzalacke	38
Abbildung 14: Messwerte am Untersuchungsstandort Tischwasser	38
Abbildung 15: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert am Standort Weiher am Öllager ...	39
Abbildung 16: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Panozzalacke	40
Abbildung 17: Sauerstoffpartialdruck und pH-Wert Tischwasser	40
Abbildung 18: Skizze Stopfenreuth, Länge des Gewässers: 220 Meter.....	43
Abbildung 19: Transekt Stopfenreuth	44
Abbildung 20: Messwerte pH-Wert am Standort Stopfenreuth.....	45
Abbildung 21: Messwerte des Sauerstoffpartialdrucks am Standort Stopfenreuth	46
Abbildung 22: Skizze Eckartsau, Gewässerlänge: 130 m.....	51
Abbildung 23: Transekt Eckartsau.....	51
Abbildung 24: Ergebnisse der pH-Werte und der Temperatur am Standort bei Eckartsau	52
Abbildung 25: Messwerte Sauerstoffpartialdruck und Temperatur am Standort bei Eckartsau	53
Abbildung 26: Skizze Orth an der Donau, Gewässerlänge 70 m	59
Abbildung 27: Transekt Orth, von links nach rechts Richtung Süden.....	60
Abbildung 28: Entwicklungen der pH-Werte und der Temperatur am Standort bei Orth an der Donau	61

Abbildung 29: Entwicklungen des Sauerstoffpartialdrucks am Standort bei Orth an der Donau	62
Abbildung 30: Skizze Öllager, Gewässerlänge circa 280 m.....	68
Abbildung 31: Transekt Öllager, Richtung Norden von links nach rechts.....	69
Abbildung 32: Entwicklungen der pH-Werte und der Temperatur am Öllager	70
Abbildung 33: Zeitliche Entwicklung des Sauerstoffpartialdrucks am Öllager	71
Abbildung 34: Skizze Panozzalacke, Gesamtlänge des Standorts > 1 km.....	75
Abbildung 35: Transekt Panozzalacke, von links nach rechts Richtung Südwesten	77
Abbildung 36: Korrelation pH-Wert und Temperatur am Standort Panozzalacke.....	78
Abbildung 37: Sauerstoffpartialdruck bei Temperaturschwankungen am Standort Panozzalacke.....	79
Abbildung 38: Skizze Standort Tischwasser	82
Abbildung 39: Transekt Tischwasser, von links nach rechts in Richtung Nordosten	83
Abbildung 40: pH-Wert-Messungen am Standort Tischwasser	84
Abbildung 41: Sauerstoffpartialdruckmessungen am Standort Tischwasser	85
Abbildung 42: Wasserstandsschwankungen in cm Stopfenreuth.....	87
Abbildung 43: Wasserstandsschwankungen in cm Eckartsau	89
Abbildung 44: Wasserstandsschwankungen in cm bei Orth an der Donau	90
Abbildung 45: Wasserstände Öllager in cm	92
Abbildung 46: Wasserstandsschwankungen in cm Panozzalacke	93
Abbildung 47: Wasserstandsschwankungen in cm Tischwasser	94
Abbildung 48: Korrelation von Sauerstoffgehalt und Temperatur am Standort Tischwasser	97
Abbildung 49: Temperaturentwicklung am Standort bei Stopfenreuth.....	101
Abbildung 50: Panozzalacke mit Maßeinheit	131
Abbildung 51: Öllager mit Maßeinheit.....	132
Abbildung 52: Orth an der Donau mit Maßeinheit.....	132
Abbildung 53: Tischwasser mit Maßeinheit	133
Abbildung 54: Eckartsau mit Maßeinheit	133
Abbildung 55: Stopfenreuth mit Maßeinheit.....	134
Abbildung 56: Gefundene Arten am Standort Stopfenreuth	137
Abbildung 57: Darstellung der gefundenen Arten am Standort Eckartsau	138
Abbildung 58: Darstellung der Spezies am Standort Orth an der Donau	138
Abbildung 59: Darstellung der gefundenen Spezies am Standort Öllager.....	139
Abbildung 60: Darstellung der gefundenen Arten am Standort Panozzalacke	139
Abbildung 61: Darstellung der gefundenen Arten am Standort Tischwasser	140
Abbildung 62: Temperaturmesswerte am Standort bei Stopfenreuth.....	141

Abbildung 63: Temperaturmesswerte am Standort bei Eckartsau	142
Abbildung 64: Temperaturmesswerte am Standort Weiher beim Öllager.....	143
Abbildung 65: Temperaturmesswerte am Standort Tischwasser	144
Abbildung 66: Temperaturmesswerte am Standort Panozzalacke.....	145
Abbildung 67: Temperaturmesswerte am Standort bei Orth an der Donau	146

10 Anhang

Maßstäbe der Gewässer

Tabelle 16: Gewässerskizzenmaßstäbe

Panozzalacke 1:1000, Abbildung 50: Panozzalacke mit Maßeinheit
Stopfenreuth 1:600, Abbildung 55: Stopfenreuth mit Maßeinheit
Orth an der Donau 1:400, Abbildung 52: Orth an der Donau mit Maßeinheit
Tischwasser 1:320, Abbildung 53: Tischwasser mit Maßeinheit
Eckartsau 1:340, Abbildung 54: Eckartsau mit Maßeinheit
Öllager 1:480, Abbildung 51: Öllager mit Maßeinheit

Tabelle 17: Koordinaten der Standorte

Ortsbezeichnungen	Koordinaten
Öllager	48.179890, 16.496012
Panozzalacke	48.180866, 16.487589
Tischwasser	48.192887, 16.482067
Stopfenreuth	48.140342, 16.870570
Eckartsau	48.139696, 16.787765
Orth an der Donau	48.142011, 16.684715

2. Gewässerbegehungen

Tabelle 18: Gewässerbegehungen

Datum	Panozzalacke	Tischwasser	Öllager	Eckartsau	Stopfenreuth	Orth an der Donau
18.05.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
20.05.2015	Begehung		Begehung			
23.05.2015				Begehung	Begehung	
24.05.2015				Begehung	Begehung	
27.05.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
28.05.2015	Begehung		Begehung			
30.05.2015				Begehung	Begehung	
02.06.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
04.06.2015	Begehung	Begehung				
07.06.2015				Begehung	Begehung	
08.06.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
13.06.2015				Begehung	Begehung	
14.06.2015				Begehung		
16.06.2015		Begehung				
18.06.2015		Begehung	Begehung			
19.06.2015				Begehung	Begehung/Krebsscherenfund	
20.06.2015	Begehung	Begehung				
21.06.2015				Begehung	Begehung	
26.06.2015	Begehung		Begehung			
28.06.2015					Begehung	

04.07.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
05.07.2015				Begehung	Begehung	
11.07.2015	Begehung		Begehung			
12.07.2015				Begehung	Begehung	
19.07.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
25.07.2015					Begehung	
31.07.2015						Begehung
03.08.2015					Begehung	Begehung
06.08.2015				Begehung	Begehung	Begehung
07.08.2015						Begehung
08.08.2015						Begehung
10.08.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
11.08.2015	Begehung		Begehung			
13.08.2015						Begehung
14.08.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
15.08.2015	Begehung		Begehung			
16.08.2015						Begehung
24.08.2015				Begehung	Begehung	Begehung
02.09.2015	Begehung	Begehung				
04.09.2015				Begehung	Begehung	Begehung
05.09.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
09.09.2015				Begehung		Begehung
19.9.2015	Begehung	Begehung	Begehung			
22.9.2015				Begehung	Begehung	Begehung

10.1 Ergänzung der Messwerte

Tabelle 19: Messwertergänzungen Eckartsau

09.09.2015	Eckartsau	
	mikro Siemens/cm	Temperatur in °C
458	mikro Siemens/cm	19,7
460	mikro Siemens/cm	19,5
463	mikro Siemens/cm	19,9
	mg/L	
5,09	mg/L	19,3
6,42	mg/L	19,3
6,67	mg/L	19,4
6,79	mg/L	19,5
	pH	
7,44	pH	20,3
7,48	pH	20
7,48	pH	20
7,49	pH	19,9

10.1.1 Wasserstandsentwicklung

Tabelle 20: Wasserstandsentwicklung

Stopfenreuth	Wasserstandsschwankungen in cm	Eckartsau	Wasserstandsschwankungen in cm		Orth an der Donau	Wasserstandsschwankungen in cm
23.05.2015	0	23.05.2015	0		31.07.2015	0
24.05.2015	-0,3	24.05.2015	1,2		03.08.2015	-2
30.05.2015	-2,3	30.05.2015	-1,5		06.08.2015	-2,2
07.06.2015	-2,5	07.06.2015	-2		07.08.2015	-2,5
13.06.2015	-7	13.06.2015	-2,5		08.08.2015	-2,4
19.06.2015	-9	14.06.2015	-4,1		13.08.2015	-3,7
21.06.2015	-11	19.06.2015	-9,7		16.08.2015	-4,8
28.06.2015	-14	21.06.2015	-16,8		24.08.2015	-5,1
05.07.2015	-19,8	05.07.2015	-23,4		04.09.2015	-4,8
12.07.2015	-34,5	12.07.2015	-31,2		09.09.2015	-4,9
25.07.2015	-48,6	06.08.2015	-73,9			
03.08.2015	-62,4	24.08.2015	-96,3			
06.08.2015	-67,8	04.09.2015	-113,1			
24.08.2015	-74,4	09.09.2015	-112,8			
04.09.2015	-62,2					
Öllager		Panozzalacke	Wasserstandsschwankungen in cm		Tischwasser	Wasserstandsschwankungen in cm
18.05.2015	0	18.05.2015	0		18.05.2015	0

20.05.2015	-1	20.05.2015	0		27.05.2015	1,3
27.05.2015	-5,2	27.05.2015	-0,2		02.06.2015	0,8
28.05.2015	-5,1	28.05.2015	0		04.06.2015	0,4
02.06.2015	-5,5	02.06.2015	-1,8		08.06.2015	-0,3
08.06.2015	-7,4	04.06.2015	-2		16.06.2015	-1,4
18.06.2015	-8,3	08.06.2015	-2,3		18.06.2015	-1,6
26.06.2015	-14,7	20.06.2015	-5,1		20.06.2015	-2,9
04.07.2015	-15,8	26.06.2015	-5,7		04.07.2015	-3,1
11.07.2015	-28,4	04.07.2015	-6,3		19.07.2015	-4,2
19.07.2015	-36,2	11.07.2015	-13,4		10.08.2015	-9,3
10.08.2015	-42,9	19.07.2015	-17,6		14.08.2015	-9,8
11.08.2015	-43,7	10.08.2015	-27,8		02.09.2015	-15,7
14.08.2015	-48,6	11.08.2015	-27,6		05.09.2015	-13,9
15.08.2015	-55,8	14.08.2015	-28,7			
05.09.2015	-46,4	15.08.2015	-29			
		02.09.2015	-32,1			
		05.09.2015	-29,2			

Sauerstoffgehalt O ₂	2,44 mg/l	18,9 °C	1,85 mg/l	19,1 °C	1,14 mg/l	22,5 °C
pH-Wert	7,82		7,4		8,65	
pH-Wert	7,81		7,39		8,57	
pH-Wert	7,82	18,4 °C	7,45	19,5 °C	8,55	21,8 °C
Eckartsau						
12.05.2015			13.6.15		05.7.15	
Leitfähigkeit	561 µS/cm	Temperaturmessung	568 µS/cm	Temperaturmessung	559 µS/cm	Temperaturmessung
Leitfähigkeit	564 µS/cm	18,4 °C	581 µS/cm	19,2 °C	572 µS/cm	20,8 °C
Leitfähigkeit	560 µS/cm	18,2 °C	576 µS/cm	18,9 °C	574 µS/cm	21,0 °C
Sauerstoffgehalt O ₂	2,91 mg/l		2,12 mg/l		2,03 mg/l	20,4 °C

Sauerstoffgehalt O ₂	2,84 mg/l		2,09 mg/l		2,11 mg/l	
Sauerstoffgehalt O ₂	2,84 mg/l	18,1 °C	2,20 mg/l	18,9 °C	1,84 mg/l	20,9 °C
pH-Wert	7,4		7,4		7,55	
pH-Wert	7,35		7,39		7,53	
pH-Wert	7,38	18,3 °C	7,45	19,2 °C	7,5	22,2 °C
Orth an der Donau						
			03.8.15		13.8.15	
			271 µS/cm	Temperaturmessung	278 µS/cm	Temperaturmessung
			273 µS/cm	25,1 °C	269 µS/cm	25,8 °C
			270 µS/cm	25,2 °C	272 µS/cm	25,5 °C

			1,09 mg/l		1,07 mg/l	
			1,07 mg/l		1,08 mg/l	
			1,09 mg/l	25,5 °C	1,08 mg/l	25,4 °C
			8,59		8,61	
			8,61		8,63	
			8,6	25,3 °C	8,62	25,4 °C
Öllager						
12.05.2015			20.6.15		04.7.15	
Leitfähigkeit	514 μS/cm	Temperaturmessung	502 μS/cm	Temperaturmessung	478 μS/cm	Temperaturmessung
Leitfähigkeit	523 μS/cm	17,9 °C	489 μS/cm	19,1 °C	483 μS/cm	20,2 °C

Leitfähigkeit	521 μS/cm	18,1 °C	495 μS/cm	18,3 °C	477 μS/cm	19,8 °C
Sauerstoffgehalt O ₂	3,58 mg/l		2,88 mg/l		2,64 mg/l	
Sauerstoffgehalt O ₂	3,62 mg/l		2,73 mg/l		2,69 mg/l	
Sauerstoffgehalt O ₂	3,61 mg/l	17,6 °C	2,71 mg/l	18,7 °C	2,63 mg/l	19,1 °C
pH-Wert	7,45		7,58		7,82	
pH-Wert	7,31		7,45		7,89	
pH-Wert	7,41	18,0 °C	7,45	18,4 °C	7,88	19,3 °C
Panozzalacke						
	18.05.2015		20.6.15		04.7.15	
Leitfähigkeit	522 μS/cm	Temperaturmessung	483 μS/cm	Temperaturmessung	398 μS/cm	Temperaturmessung

Leitfähigkeit	518 μS/cm	17,2 °C	491 μS/cm	18,1 °C	401 μS/cm	19,3 °C
Leitfähigkeit	519 μS/cm	17,5 °C	485 μS/cm	18,3 °C	397 μS/cm	19,5 °C
Sauerstoffgehalt O ₂	4,68 mg/l		4,12 mg/l		3,95 mg/l	
Sauerstoffgehalt O ₂	4,63 mg/l	17,4 °C	4,11 mg/l		4,05 mg/l	
Sauerstoffgehalt O ₂	4,61 mg/l	17,5 °C	4,15 mg/l	18,1 °C	4,02 mg/l	19,3 °C
pH-Wert	7,1		7,34		7,05	
pH-Wert	7,05		7,29		6,97	
pH-Wert	7,09	17,3 °C	7,35	18,2 °C	7,1	19,1 °C
Tischwasser						
12.05.2015			20.6.2015		04.7.15	

Leitfähigkeit	514 μS/cm	Temperaturmessung	443 μS/cm	Temperaturmessung	378 μS/cm	Temperaturmessung
Leitfähigkeit	512 μS/cm	16,8 °C	452 μS/cm	18,4 °C	371 μS/cm	19,7 °C
Leitfähigkeit	515 μS/cm	17,1 °C	449 μS/cm	18,1 °C	365 μS/cm	19,8 °C
Sauerstoffgehalt O ₂	4,62 mg/l		4,03 mg/l		3,85 mg/l	
Sauerstoffgehalt O ₂	4,67 mg/l	17,0 °C	3,94 mg/l		3,85 mg/l	
Sauerstoffgehalt O ₂	4,67 mg/l	17,1 °C	3,96 mg/l	17,9 °C	3,82 mg/l	19,7 °C
pH-Wert	7,21		7,41		7,58	
pH-Wert	7,18		7,39		7,61	
pH-Wert	7,17	17,1 °C	7,39	17,7 °C	7,65	19,3 °C

10.2 Übersicht zu den aquatischen Arten

Tabelle 22: Übersicht zur Vegetation

Name	Verbreitung laut Literatur
<i>Alisma</i> Spezies (<i>Alisma gramineum</i> und <i>Alisma plantago-aquatica</i>)	Verlandungsgesellschaften stehender oder langsam fließender, basen- und nährstoffreicher Gewässer (vgl. REMY und SCHRÖPFER 2009) in Nicht-Krebsscherenpopulationen (vgl. HUDLER 2014)
<i>Bidens cernua</i>	In Krebsscherenpopulationen und nicht- Krebsscherenpopulationen (vgl. HUDLER 2014)
<i>Butomus umbellatus</i>	Eutrophiezeiger, besiedelt strömungsberuhigte Zonen (vgl. REMY and SCHRÖPFER 2009),
<i>Callitriche</i> spezies (<i>Callitriche cophocarpa</i> , <i>Callitriche palustris</i> , <i>Callitriche platycarpa</i> und <i>Callitriche hamulata</i>)	In Krebsscherenpopulationen (vgl. HUDLER 2014) und in fließenden (vgl. STEFFEN et al. 2014) stark beschatteten Gewässern, relativ unabhängig vom Sediment (vgl. REMY and SCHRÖPFER 2009)
<i>Carex vesicaria</i>	In Krebsscherenpopulationen und Nicht-Krebsscherenpopulationen (vgl. HUDLER 2014)
<i>Caricetum gracilis</i>	Geringe Flächenausbreitung, (vgl. REMY and SCHRÖPFER 2009),
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Hoher Nährstoffgehalt (vgl. REMY and SCHRÖPFER 2009), dicke Schlammauflagen, schattige Plätze (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988) Größere Flüsse mit geringer Strömung, nährstoffreich (vgl. STEFFEN et al. 2014)
<i>Ceratophyllum submersum</i>	Zartes Hornblatt ist ähnlich dem rauen Hornblatt
<i>Chara</i> Spezies (<i>Chara contraria</i> , <i>Chara globularis</i> , <i>Chara fragilis</i> und <i>Chara vulgaris</i>)	(Meso-)eutrophe Gewässer, keine speziellen Substratsansprüche (vgl. REMY and SCHRÖPFER 2009) in Nicht-Krebsscherenpopulationen (vgl. HUDLER 2014), unter 0,02 mg/L Gesamtphosphat (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988)
<i>Elodea</i> Spezies (<i>Elodea canadensis</i> und <i>Elodea nuttallii</i>)	An besonders nährstoffreichen Wuchsorten (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988) in Gebieten erhöhter Strömung und mit hohem CO ₂ -Gehalt (vgl. STEFFEN et al. 2014)
<i>Hippuris vulgaris</i>	Submers und terrestrisch in der unteren und oberen Lobau ver-

	breitet, meidet aber nährstoffbelastete Gewässer (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988)
<i>Hottonia palustris</i>	Bevorzugt CO ₂ -reiche Gewässer, die arm an Phosphat und Stickstoff sind (ähnlich wie Krebschere) (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988)
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Häufig in den <i>Stratiotes-aloides</i> -Feldern, wind- und strömungsgeschützt (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988) Größere Flüsse mit geringer Strömung, alkalischer pH bevorzugt (vgl. STEFFEN et al. 2014)
<i>Lemna</i> spezie (Lemna gibba, Lemna minor und Lemna trisulca)	Größere Flüsse mit geringer Strömung, nährstoffreich (vgl. STEFFEN et al. 2014), oft auch in Krebscherepopulationen (vgl. Hudler 2014) <i>Lemna trisulca</i> ist meist zusammen mit <i>Lemna minor</i> , jedoch fast ausschließlich an beschatteten Standorten anzutreffen (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988)
<i>Mentha aquatica</i>	In Nicht-Krebscherepopulationen (vgl. HUDLER 2014)
<i>Myosotis scorpioides</i>	In Nicht-Krebscherepopulationen (vgl. HUDLER 2014)
<i>Myriophyllum</i> Spezie (Myriophyllum spicatum, Myriophyllum alterniflorum und Myriophyllum verticillatum)	Größere Flüsse mit geringer Strömung, nährstoff- und CO ₂ -reich (vgl. STEFFEN et al. 2014), nährstoffreiche Gewässer, windgeschützte, strömungsberuhigte Zonen (vgl. REMY and SCHRÖPFER 2009). Ist in der gesamten Lobau verbreitet und häufig anzutreffen. <i>Myriophyllum verticillatum</i> insbesondere im mesotrophen Mittelwasser (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988)
<i>Nuphar lutea</i>	Größere Flüsse mit geringer Strömung, Nährstoff- und CO ₂ -reich (vgl. STEFFEN et al. 2014)
<i>Najas</i> Spezie (<i>Najas marina</i> und <i>Najas minor</i>)	Besiedler eutropher, seichter, sich im Sommer stark erwärmender, ruhiger Gewässer. Verbreitung primär in der südöstlichen, donaubeeinflussten unteren Lobau und im nordwestlichen Teil der oberen Lobau (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988)
<i>Nitella</i> Spezie	In mineralreichen Zonen mit geringer Eutrophierung (vgl. REMY und SCHRÖPFER 2009)
<i>Nuphar lutea</i>	In den Schwimmblattgürteln ungestörter, ausreichend besonnter Gewässer (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988; STEFFEN et al. 2014)
<i>Nymphaea alba</i>	Durch die weiße Blüte leicht erkennbar
<i>Persicaria minor</i>	In Nicht-Krebscherepopulationen (vgl. HUDLER 2014)

<i>Phragmites australis</i>	In Krebsscherepopulationen und Nicht-Krebscherepopulationen (vgl. HUDLER 2014)
<i>Potamogeton</i> Spezies (<i>Potamogeton lucens</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Potamogeton crispus</i> und <i>Potamogeton acutifolius</i>)	<p><i>Potamogeton lucens</i>: meso- bis eutrophe schwach fließende Gewässer mit sandigem, schlammigem Grund in windgeschützten Lagen (vgl. REMY und SCHRÖPFER 2009)</p> <p><i>Potamogeton lucens</i> und <i>Potamogeton perfoliatus</i> treten häufig zusammen auf (vgl. REMY und SCHRÖPFER 2009), werden mit niedrigen Aluminiumkonzentrationen im Wasser und Sediment assoziiert (vgl. STEFFEN et al. 2014)</p> <p><i>Potamogeton natans</i>: in eutrophen, schwach bewegten langsam strömenden Fließ- und auch Stillgewässern oft die dominante Art (oft zusammen mit den Arten <i>Lemna minor</i> und <i>Hydrocharis mosus-ranae</i>) (vgl. REMY und SCHRÖPFER 2009)</p> <p><i>Potamogeton crispus</i>: Größere Flüsse mit geringer Strömung, alkalischer pH bevorzugt (vgl. STEFFEN et al. 2014)</p> <p><i>Potamogeton acutifolius</i>: In Nicht-Krebscherepopulationen (vgl. HUDLER 2014)</p>
Ranunculus Spezies insbesondere <i>Ranunculus sceleratus</i>	Erwähnt von STEFFEN et al. (2014), jedoch nicht direkt in der Krebscherepopulation (vgl. HUDLER 2014)
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Größere Flüsse mit geringer Strömung, nährstoff- und CO ₂ -reich (vgl. STEFFEN et al. 2014), in Nicht-Krebscherepopulationen (vgl. HUDLER 2014), Ufer langsam fließender basen- und nährstoffreicher Fließgewässer mit flachen, humosen, sandigen oder reinen Schlammböden (vgl. REMY und SCHRÖPFER 2009)
<i>Sparganium emersum</i>	Ufer langsam fließender basen- und nährstoffreicher Fließgewässer, flache, humose, sandige oder reine Schlammböden (vgl. REMY und SCHRÖPFER 2009; STEFFEN et al. 2014)
<i>Spirodeletum polyrhizae</i> (<i>Spirodela</i>)	Zusammen mit <i>Lemna minor</i> (vgl. REMY und SCHRÖPFER 2009; STEFFEN et al. 2014)
<i>Tolypella</i> Spezies (<i>Tolypella intricata</i>)	In stark verlandeten Gebieten (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1988), in Nicht-Krebscherepopulationen (vgl. HUDLER 2014)

und <i>Tolypella prolifera</i>)	
<i>Typha latifolia</i>	In Krebssscherenpopulationen und Nicht-Krebssscherenpopulationen (vgl. HUDLER 2014)

10.3 Satellitenbilder der Standorte

Abbildung 50: Panozzalacke mit Maßeinheit



Abbildung 51: Öllager mit Maßeinheit

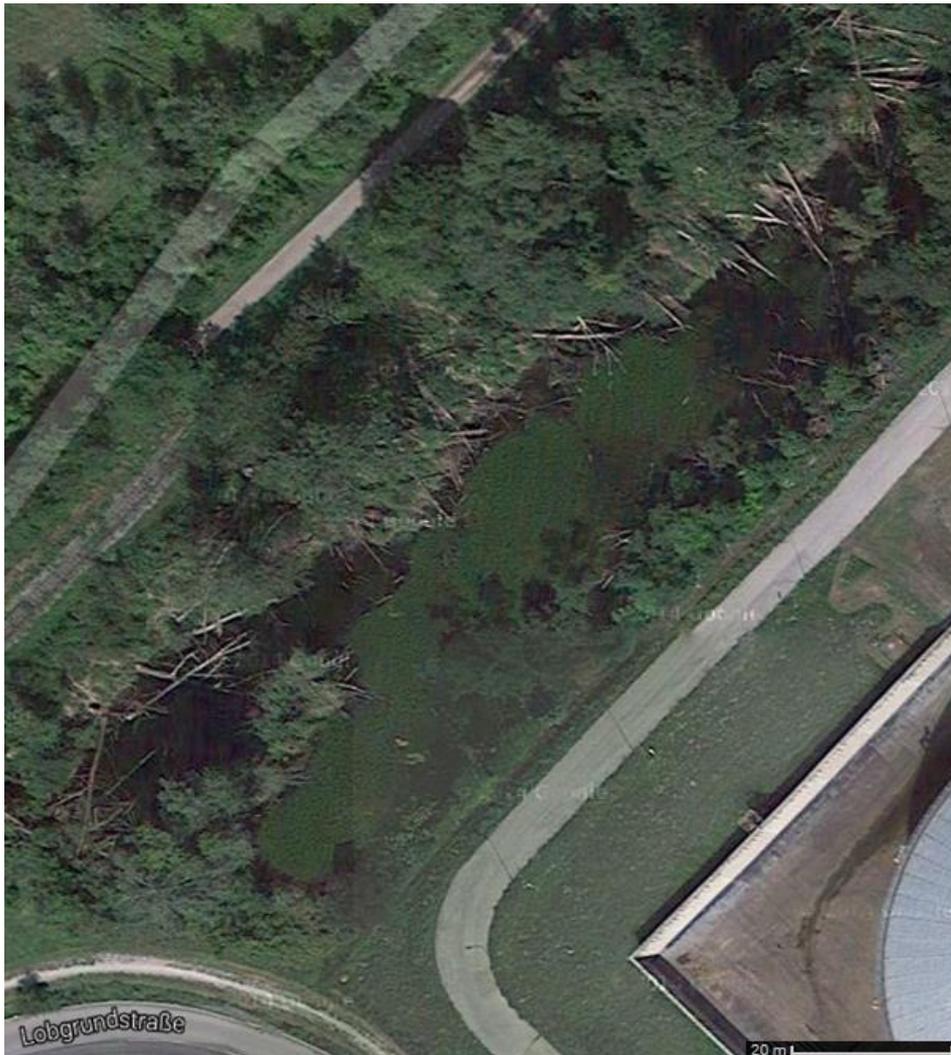


Abbildung 52: Orth an der Donau mit Maßeinheit



Abbildung 53: Tischwasser mit Maßeinheit



Abbildung 54: Eckartsau mit Maßeinheit

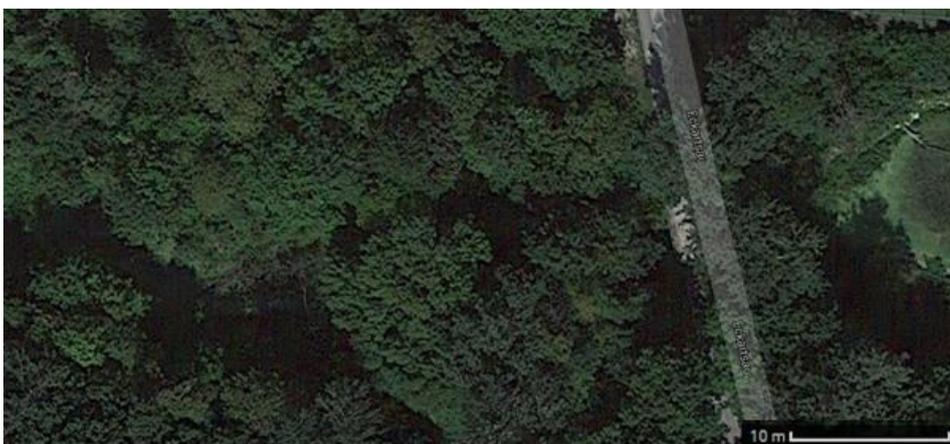


Abbildung 55: Stopfenreuth mit Maßeinheit



10.4 Skalenwerte nach ELLENBERG

Tabelle 23: Tabelle zu den Zeigerwerten nach ELLENBERG 2010 (vgl. Wiedermann o. J.)

L - Lichtzahl	T - Temperaturzahl	K - Kontinentalitätszahl	F - Feuchtezahl	R - Reaktionszahl (Reaktionszahl ist NICHT gleich pH-Wert!)	N - Stickstoffzahl
1 Tiefschattenpflanze	1 Kältezeiger, nur in hohen Gebirgslagen	1 euozeanisch	1 Starkrockniszeiger	1 Starksäurezeiger	1 stickstoffärmste Standorte anzeigend
2 zwischen 1 und 3 stehend	2 zwischen 1 u. 3 stehend	2 ozeanisch	2 zwischen 1 u. 3 stehend	2 zwischen 1 u. 3 stehend	2 zwischen 1 u. 3 stehend
3 Schattenpflanzen	3 Kühlezeiger, vorwiegend subalpine Lagen	3 zwischen 2 u. 4 stehend	3 Trockenzeiger	3 Säurezeiger	3 auf N-armen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen
4 zwischen 3 und 5 stehend	4 zwischen 3 u. 5 stehend (montane Arten)	4 subozeanisch	4 zwischen 3 u. 5 stehend	4 zwischen 3 u. 5 stehend	4 zwischen 3 u. 5 stehend
5 Halbschattenpflanze	5 Mäßigwärmezeiger (tiefe bis montane Lagen)	5 intermediär	5 Frischezeiger, Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden	5 Mäßigsäurezeiger, auf stark sauren bis alkalischen Böden selten	5 mäßig N-reiche Standorte anzeigend
6 zwischen 5 und 7 stehend	6 zwischen 5 u. 7 stehend	6 subkontinental	6 zwischen 5 u. 7 stehend	6 zwischen 5 u. 7 stehend	6 zwischen 5 u. 7 stehend

7 Halblichtpflanze	7 Wärmezeiger	7 zwischen 6 u. 8 stehend	7 Feuchtezeiger, Schwergewicht auf gut durchfeuchteten, aber nicht nassen Böden	7 Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger, niemals auf stark sauren Böden	7 an N-reichen Standorten
8 Lichtpflanze	8 zwischen 7 u. 9 stehend	8 kontinental	8 zwischen 7 u. 9 stehend	8 zw.7 u. 9 stehend, d.h. meist auf Kalk zeigend	8 ausgesprochener Stickstoffzeiger
9 Volllichtpflanze	9 extremer Wärmezeiger	9 eukontinental	9 Nässezeiger, Schwergewicht auf oft durchnässten (luftarmen) Böden	9 Basen- und Kalkzeiger, stets auf kalkreichen Böden	9 an übermäßig N-reichen Standorten konzentriert
x indifferent	x indifferent	x indifferent	10 Wechselwasserzeiger, Wasserpflanze, die längere Zeit ohne Wasserbedeckung des Bodens erträgt	x indifferent	x indifferent
			11 Wasserpflanze, zumindest zeitweise über der Oberfläche, oder Schwimmpflanze		
			12 Unterwasserpflanze		
			~ Zeiger für starken Wechsel		
			= Überschwemmungszeiger		
			x indifferent		

10.5 Häufigkeiten der Gewässervegetation an den Standorten

Abbildung 56: Gefundene Arten am Standort Stopfenreuth

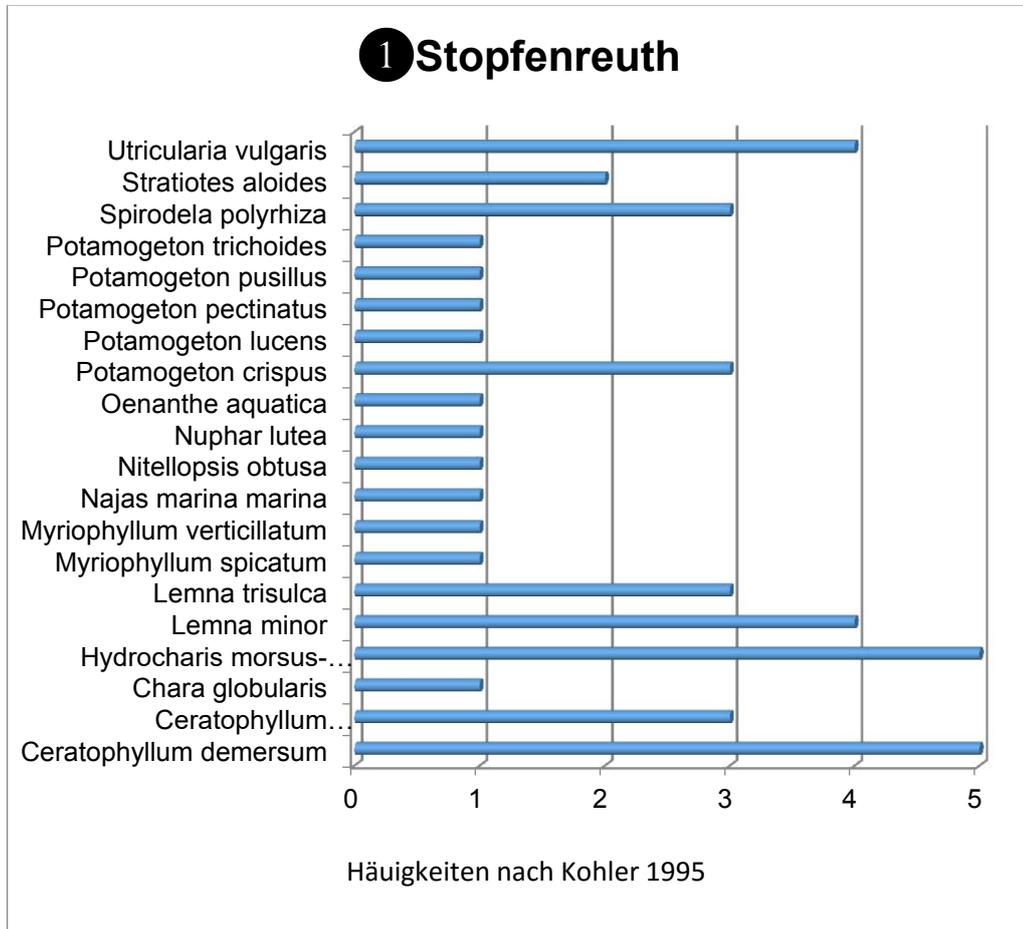


Abbildung 57: Darstellung der gefundenen Arten am Standort Eckartsau

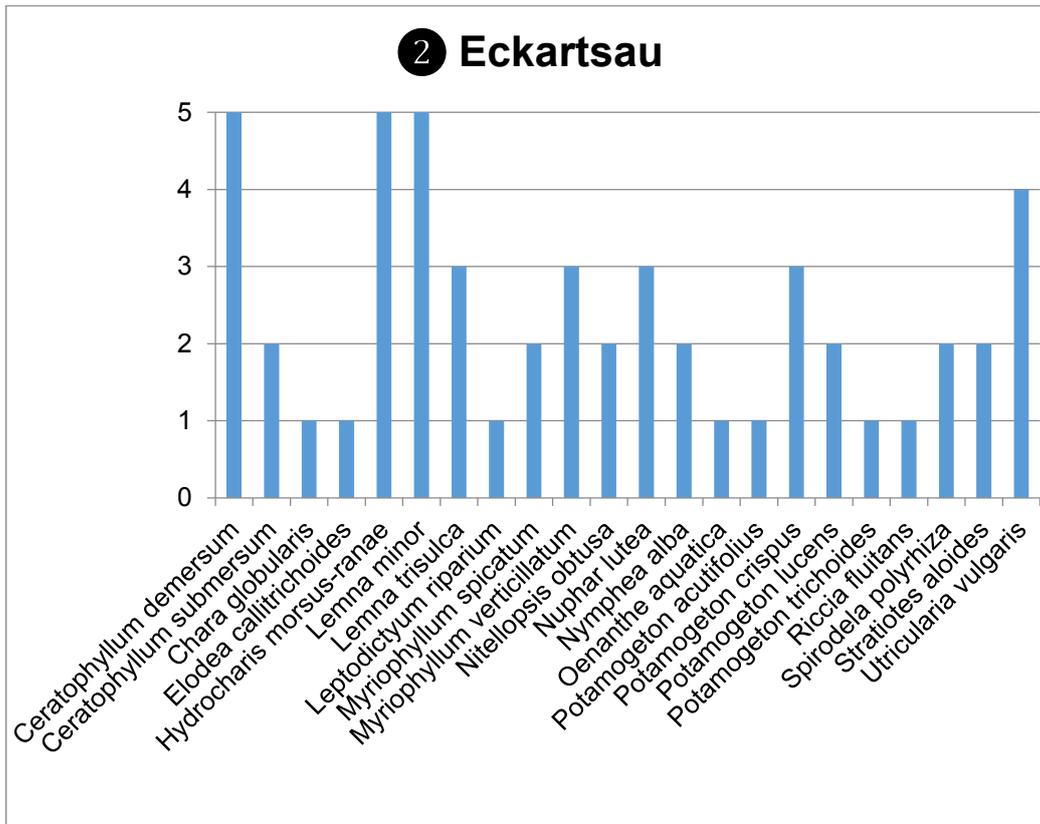


Abbildung 58: Darstellung der Spezies am Standort Orth an der Donau

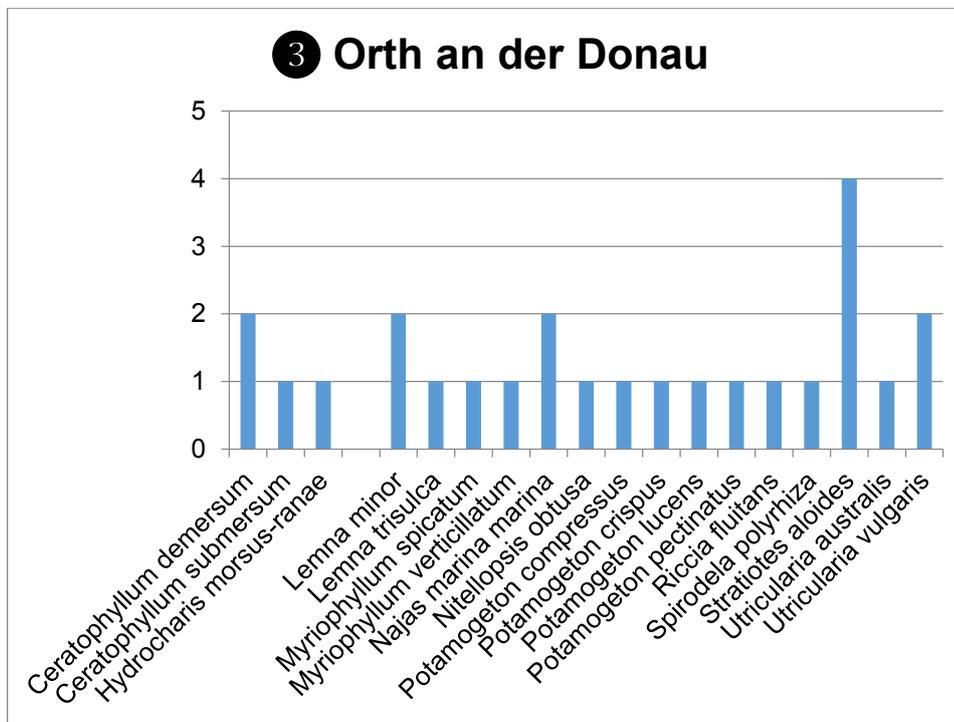


Abbildung 59: Darstellung der gefundenen Spezies am Standort Öllager

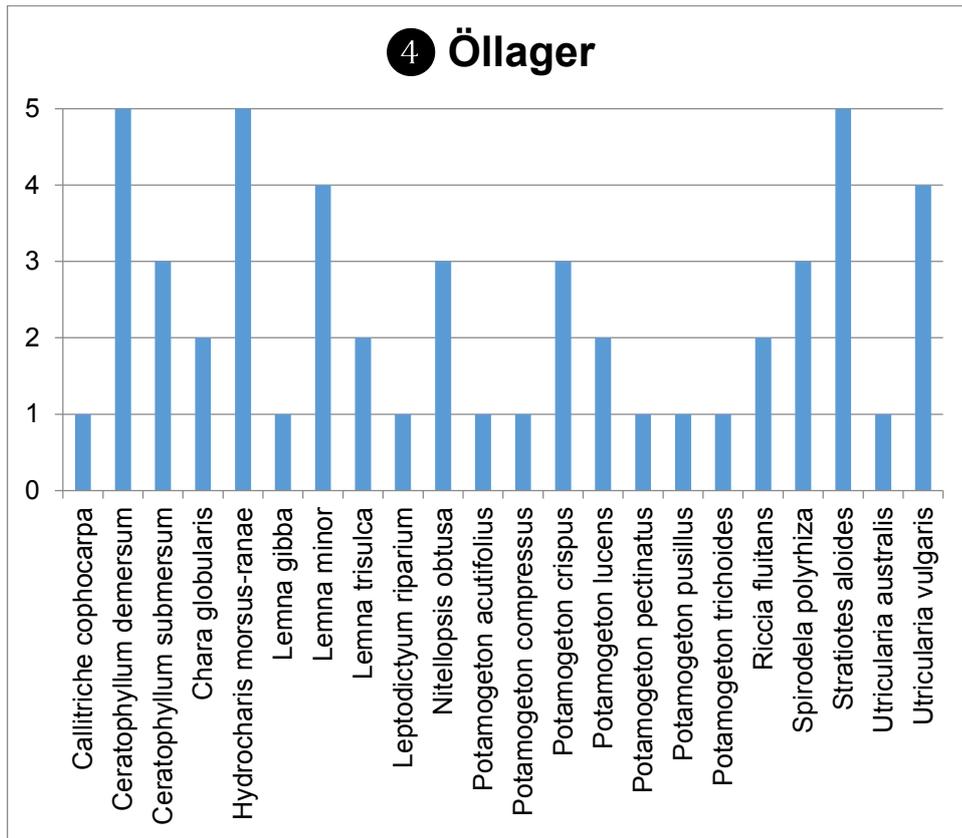


Abbildung 60: Darstellung der gefundenen Arten am Standort Panozzalacke

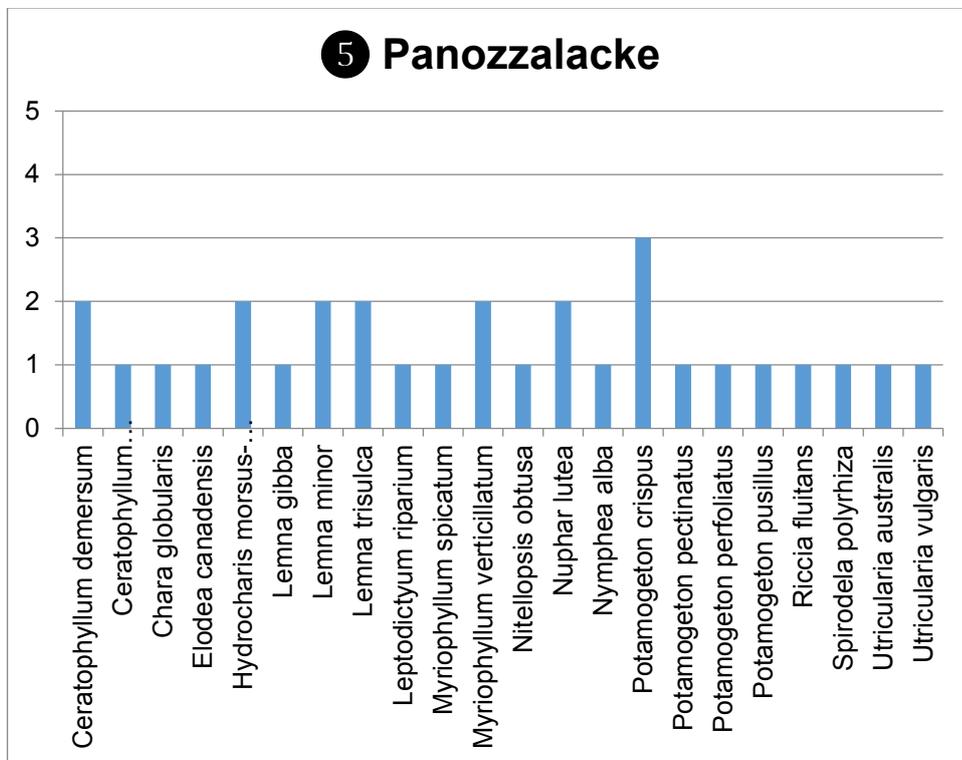
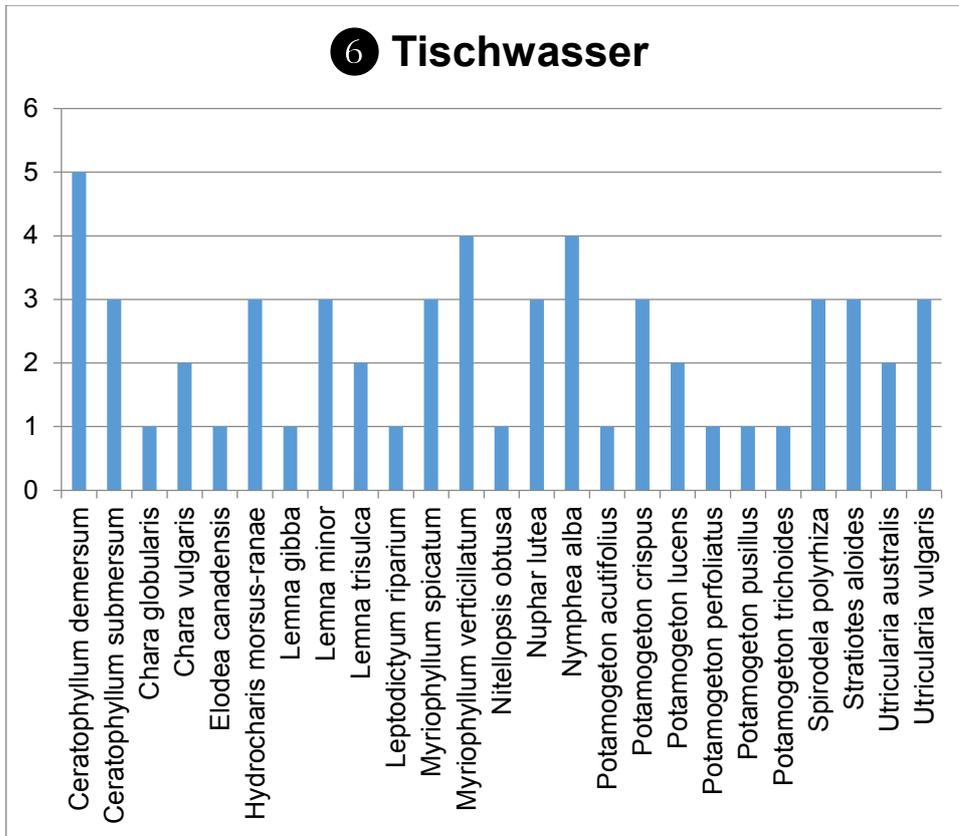


Abbildung 61: Darstellung der gefundenen Arten am Standort Tischwasser



10.6 Entwicklung der Temperaturen an den Standorten

Abbildung 62: Temperaturmesswerte am Standort bei Stopfenreuth

Stopfenreuth - Zeitliche Entwicklung der Temperatur

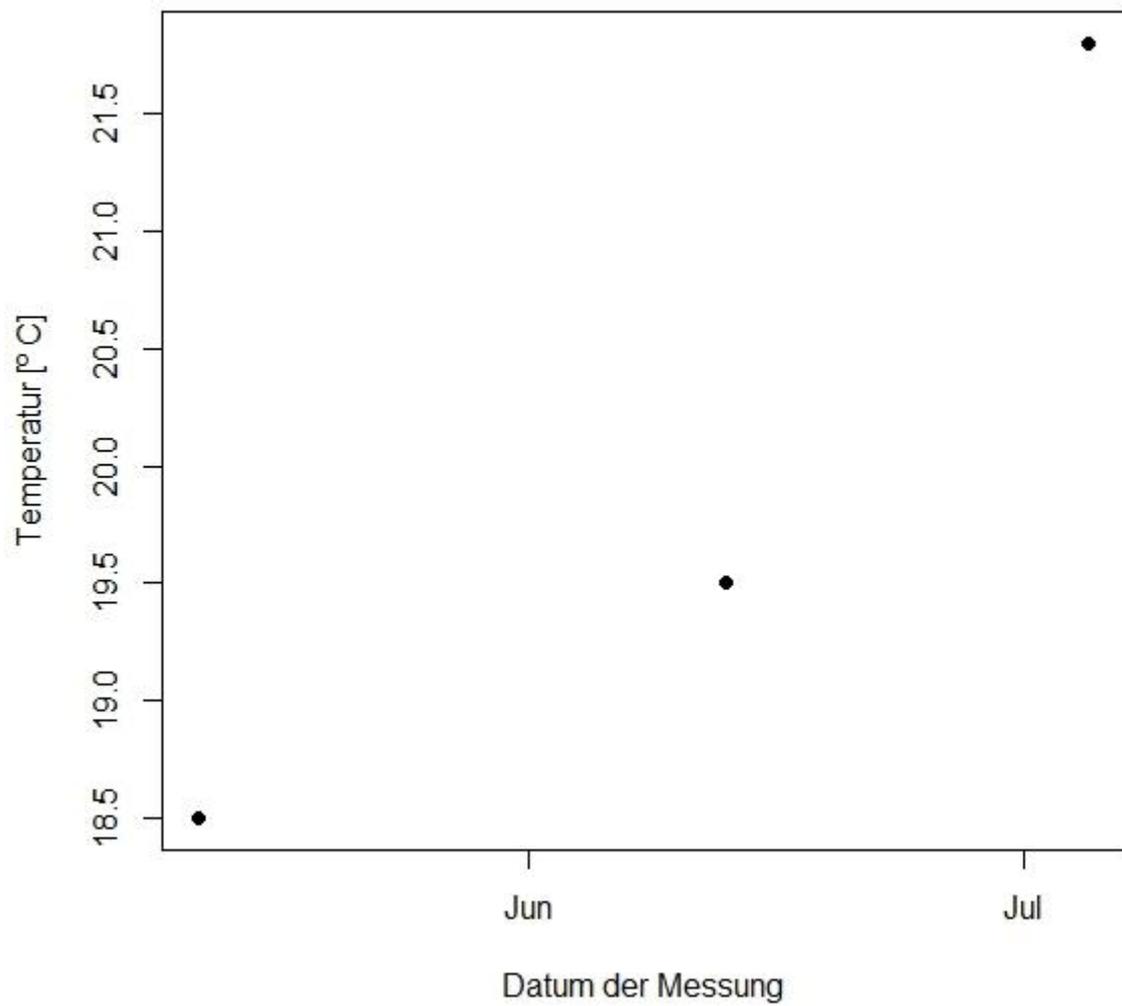


Abbildung 63: Temperaturmesswerte am Standort bei Eckartsau

Eckartsau - Zeitliche Entwicklung der Temperatur

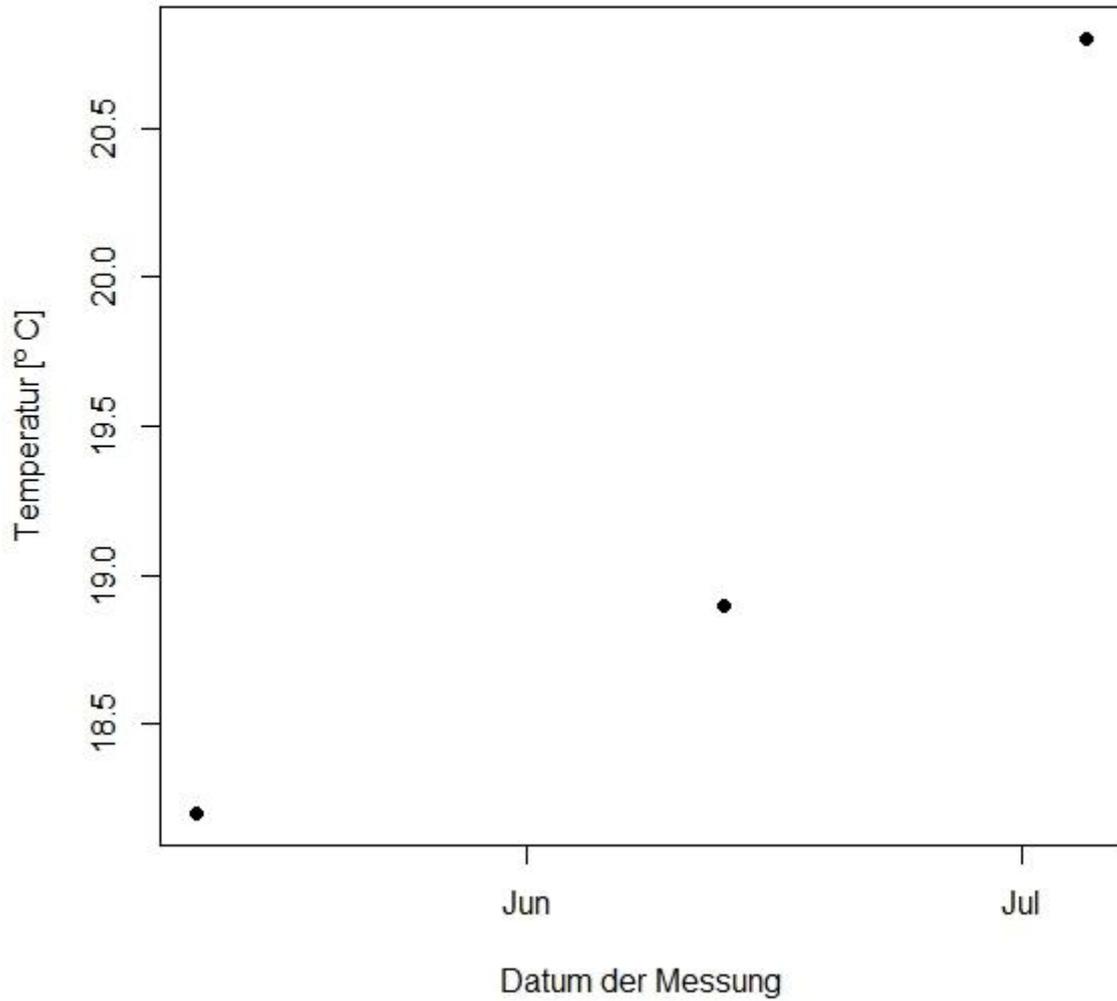


Abbildung 64: Temperaturmesswerte am Standort Weiher beim Öllager

Öllager - Zeitliche Entwicklung der Temperatur

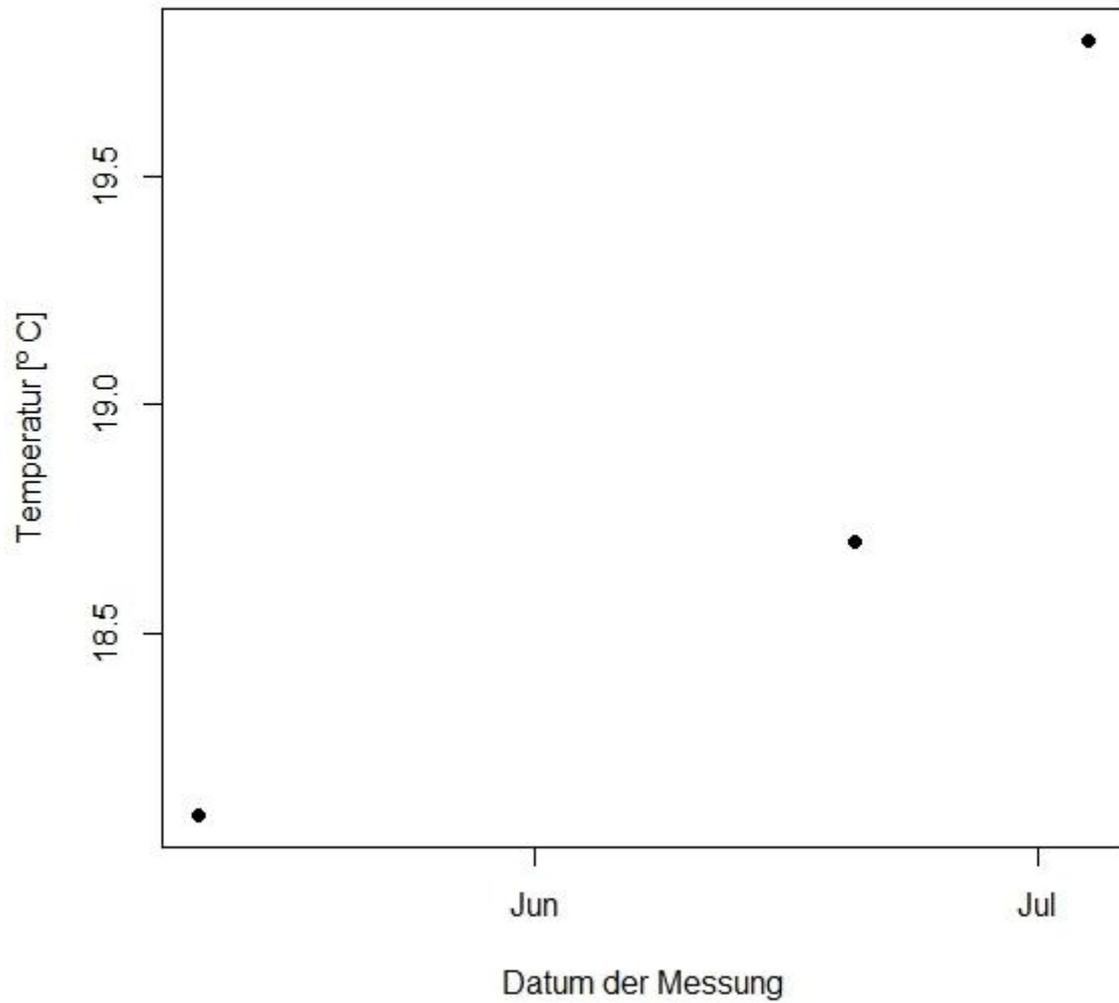


Abbildung 65: Temperaturmesswerte am Standort Tischwasser

Tischwasser - Zeitliche Entwicklung der Temperatur

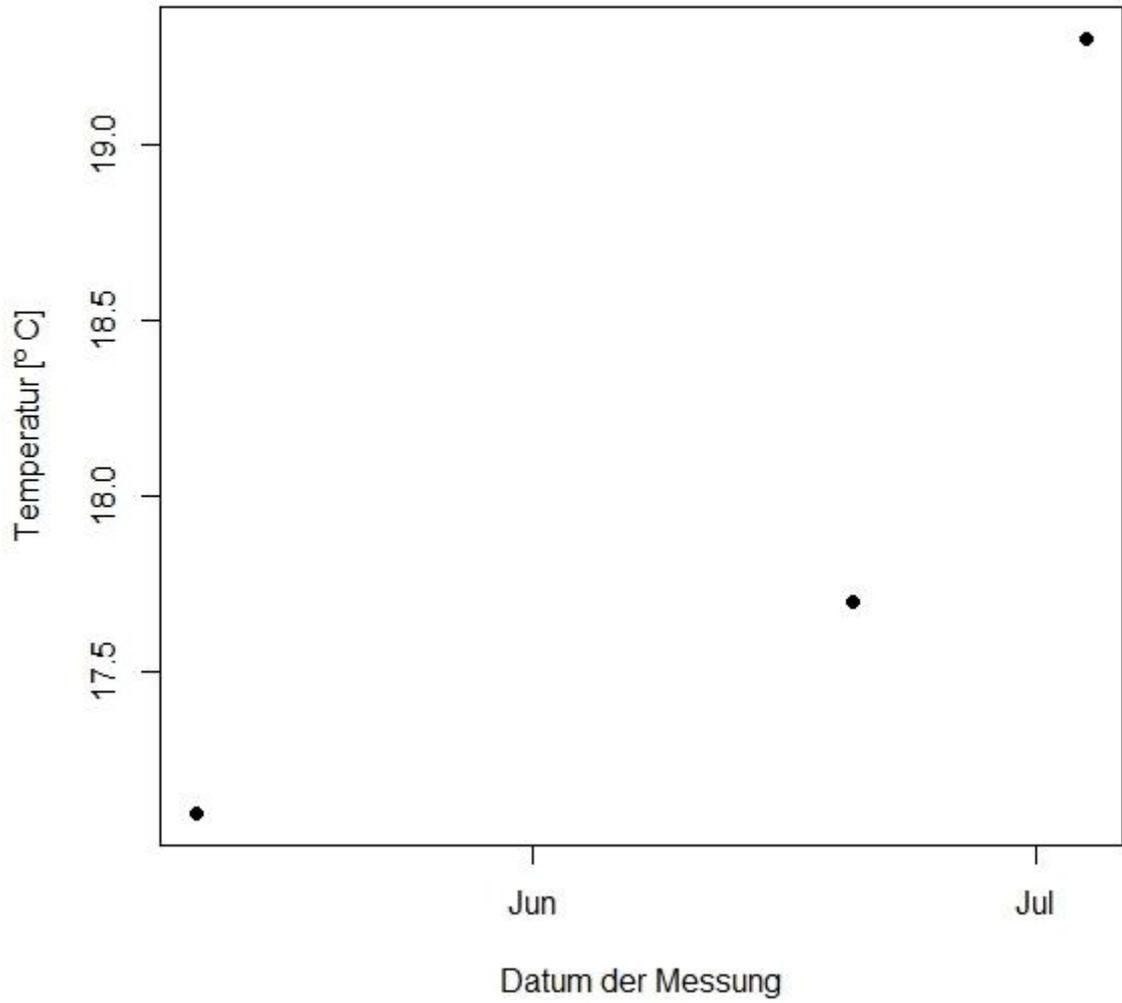


Abbildung 66: Temperaturmesswerte am Standort Panozzalacke

Panozzalacke - Zeitliche Entwicklung der Temperatur

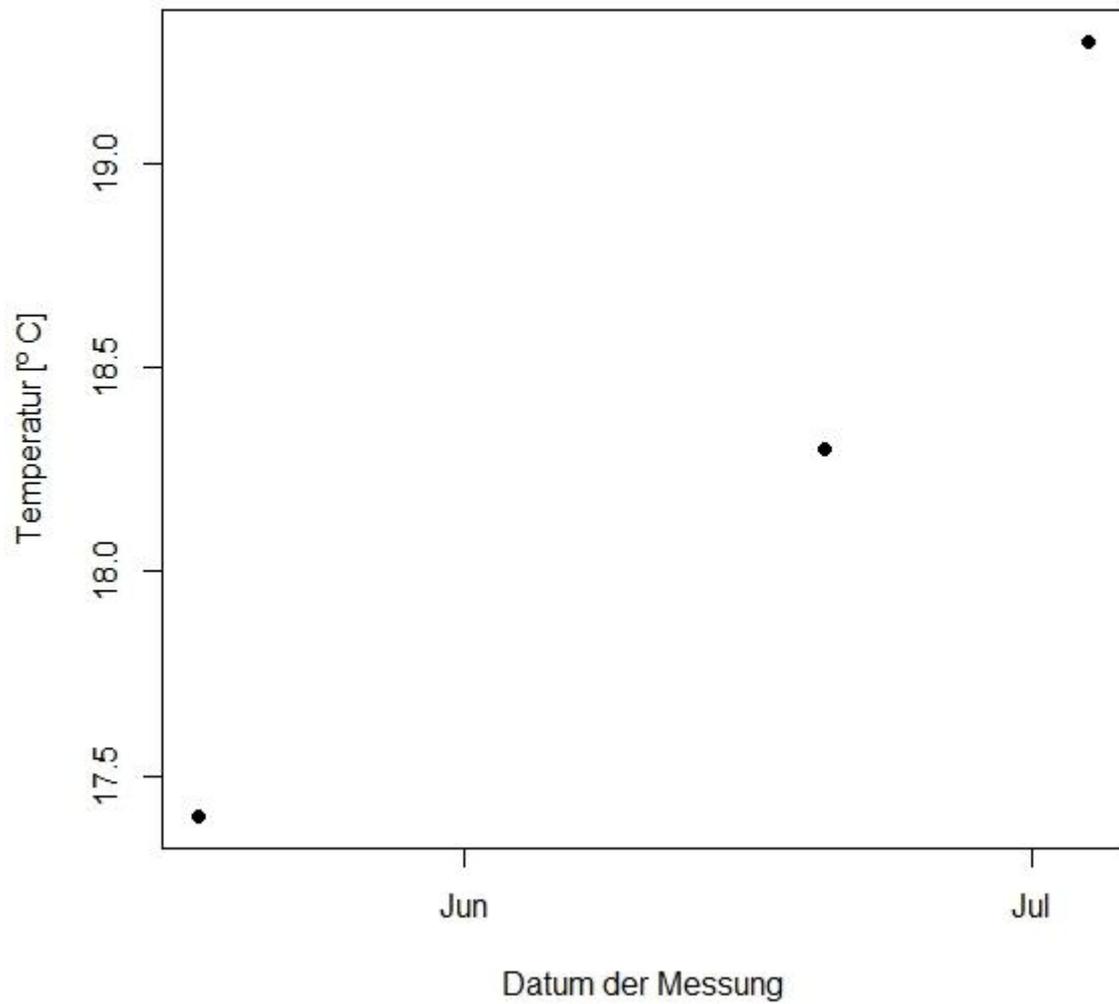
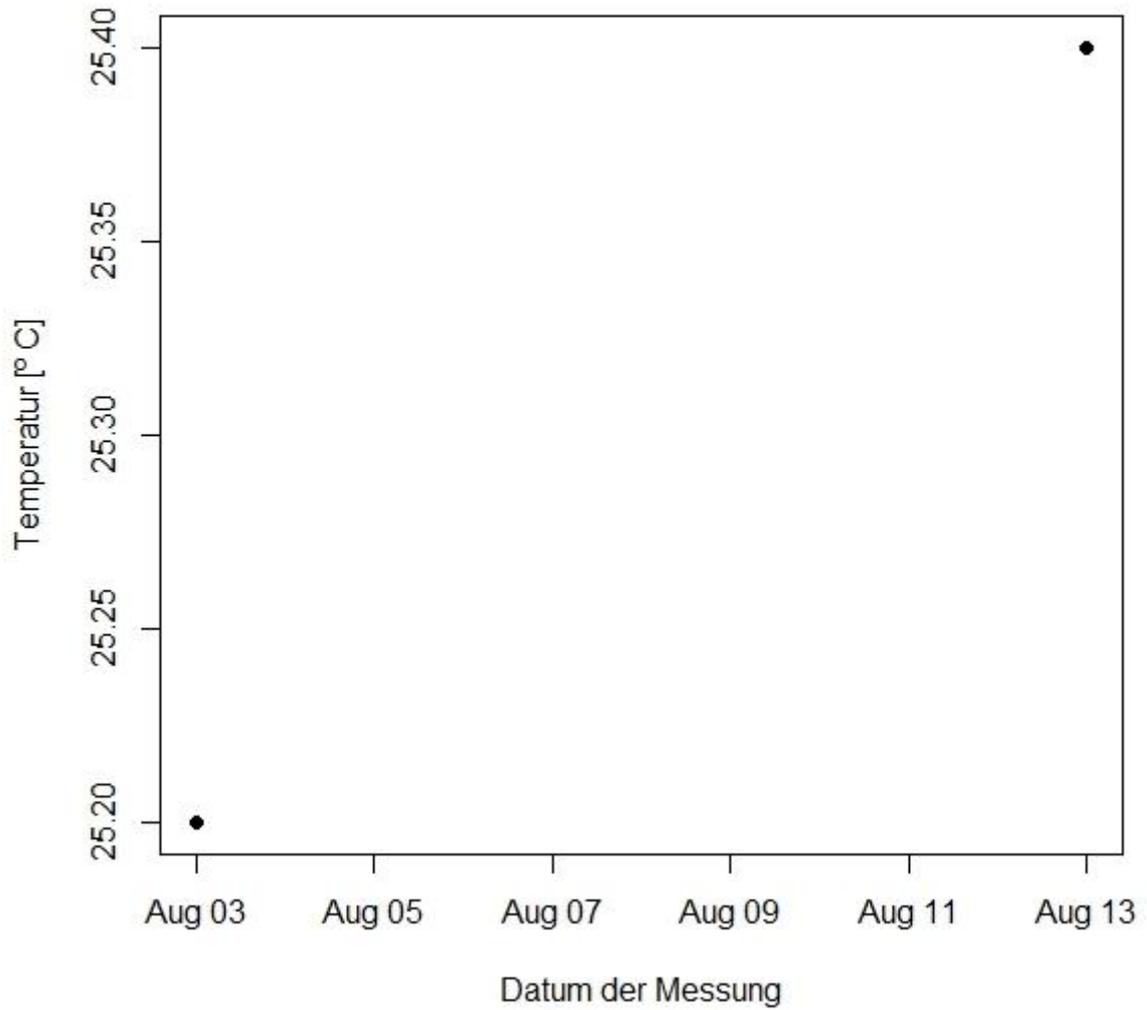


Abbildung 67: Temperaturmesswerte am Standort bei Orth an der Donau

Orth an der Donau - Zeitliche Entwicklung der Temperatur



Abkürzungsverzeichnis

Im Zuge dieser Arbeit wurden folgende Abkürzungen und Kürzel verwendet:

m	Meter
cm	Zentimeter
kg	Kilogramm
g	Gramm
l	Liter
μS	Mikrosiemens
/	pro
>	größer
\geq	größer gleich
et al.	Et alii (Latein: und andere)
z. B.	zum Beispiel
&	und
vgl.	vergleiche