



Populationsbiologie und Gefährdung der Krebschere (*Stratiotes aloides* L.) in Au-Gebieten der Donau in Niederösterreich und Wien

Masterarbeit

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

Andreas Hudler

Studienkennzahl 419

Matrikelnummer 0740169

Betreuung

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

Co-Betreuung

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

Wien, März 2014

ZUSAMMENFASSUNG

In dieser Masterarbeit wurden die aktuelle Verbreitung des in Österreich vom Aussterben bedrohten aquatischen Makrophyten *Stratiotes aloides* sowie der Zustand der vorhandenen Populationen und deren Gefährdung in den Wiener und niederösterreichischen Donau-Auen untersucht. Dazu erfolgten über die Vegetationsperiode 2013 im 14-tägigen Intervall Begehungen der Standorte, bei denen die Bestands- sowie die phänologische Entwicklung und weiter die vorliegenden Einflüsse wie Wasserstandsentwicklung, Lichteinfall, Begleitvegetation oder direkte Störungen der Art erhoben und anschließend in Bezug gesetzt wurden. Zusätzlich wurde im Herbst eine hydrochemische Analyse der Gewässer durchgeführt. *Stratiotes aloides* kommt rezent lediglich an 4/9 beschriebenen Standorten im Untersuchungsgebiet vor, alle vier Standorte liegen innerhalb von Schutzgebieten. An zwei Standorten wurden starke Beeinträchtigungen der Bestände festgestellt, an nur einem Standort konnte die Art in ihrem Optimalzustand vorgefunden werden. Zu einem Standort konnten aufgrund der angewandten Methoden nur eingeschränkt Daten erhoben werden. Aufgrund des ausschließlichen Vorliegens von reingeschlechtlichen Beständen konnte an keiner Population generative Vermehrung nachgewiesen werden, jedoch lag in drei der vier Populationen ausreichend vegetative Vermehrung für deren Fortbestand vor. Als Hauptursache für die Gefährdung von *Stratiotes aloides* im Untersuchungsgebiet konnte die durch wasserbauliche Maßnahmen zum Erliegen gekommene Auedynamik festgestellt werden, welche sich durch unterschiedliche direkte und indirekte Einflüsse auf die Art zeigte. So sind langfristig alle Gewässer, in welchen die Art vorkommt, von Verlandung bedroht, ohne dass die Pflanzen durch Verdrift neue Standorte besiedeln könnten. An einem Standort lag eine akute Verlandungsgefahr und daraus resultierend eine verminderte Konkurrenzkraft der Art gegenüber Arten späterer Sukzessionsgrade vor. Auch wird an einem Standort die Beeinträchtigung von *S. aloides* durch die hydrochemischen Verhältnisse, vermutlich bedingt durch künstliche Gewässerdotations angenommen, was an diesem Standort in Kombination mit direkter anthropogener Störung und suboptimalen Standortfaktoren bereits fast zum völligen Verschwinden der Art geführt hat. Zum Erhalt der Art im Untersuchungsgebiet sind dringend Maßnahmen wie großflächige Auen-Revitalisierung oder die künstliche Schaffung von Ersatzstandorten erforderlich.

ABSTRACT

This master thesis' object was the current distribution of *Stratiotes aloides*, an aquatic macrophyte which is threatened with extinction in Austria, and its populations' status and endangerment in the alluvial areas of the Danube situated in Vienna and Lower Austria. During the vegetating period of the year 2013, every 14 days population and phenological data has been collected at all plant stands as well as current effects on *S. aloides* like water level, light condition, aquatic vegetation or direct causes of disturbance. Afterwards influences and vitality data have been compared. An additional hydrochemical analysis of the water bodies has been carried out in fall of the same year. *Stratiotes aloides* was found at only four out of nine possible autochthonous locations in the study area, with all four being situated inside protected areas. Two *Stratiotes* stands were found heavily impacted, only one population could be referred to as in optimum status. For one population only limited data was collectable due to methodical reasons. Generative propagation was found nowhere within the study area because all stands consisted of either only male or only female plants. However, at three out of four stands vegetative propagation occurred in numbers able to sustain the population further on. Hydraulic engineering was found to be the main reason for the species' endangerment within the study area, resulting in a loss of hydromorphological dynamics inside the alluvial areas leading to different direct and following impacts on *Stratiotes*. All waters in which *S. aloides* occurred, were threatened by long term siltation without the species' opportunity to disperse to new sites. At one site a short term threat of siltation was detected, which led to direct concurrence for *Stratiotes* by helophytic species better adapted to that later stage within the hydrosere. At another site *Stratiotes* was affected by the hydrochemical situation maybe evoked by artificial water dotation. That influence combined with directly effective anthropogenous disturbance and a non-ideal habitat almost led to the stand's total extinction. Measures like large scale revitalisation or the artificial creation of plant stands in alternative water bodies are strongly needed to keep *Stratiotes aloides* existing within the study area.

DANKSAGUNG

Ich möchte mich an dieser Stelle bei allen Beteiligten herzlich bedanken, die maßgeblich zum Entstehen dieser Arbeit beigetragen haben.

Allen voran danke ich Prof. Karl-Georg Bernhardt für die Anregung zur Fragestellung, für die Schaffung der Rahmenbedingungen der Feldarbeit sowie für die Betreuung der Arbeit. Dann möchte ich mich ganz herzlich bei Dr. Steffen Hameister bedanken, der während der gesamten Bearbeitungsdauer organisatorische und fachliche Anregungen und Hilfestellungen einbrachte. Für die Einführung in die Thematik vor Ort möchte ich noch meiner Vorgängerin DI Marie-Louise Oschatz danken, die 2012 mit diesem Projekt beschäftigt war

Ich möchte mich weiter bei der VERBUND AG bedanken, die die Mittel zur Finanzierung des Projektes zur Verfügung stellte und damit einen Beitrag zur Forschung und dem Erhalt der Krebschere in Österreich leistete.

Für ihre Mithilfe, sei es im Feld, im Labor oder bei der Auswertung, möchte ich weiter danken:

Mag. Karoline Zsak, Dr. Christian Baumgartner und dem Team des Nationalpark Donau- Auen

Dr. Thomas Zechmeister und dem Team der Biologischen Station Neusiedlersee, Illmitz

Dr. Michaela Wernisch und DI Nora Stöckl vom Herbar des Instituts f. Botanik der Boku Wien

Verbund



Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Diplomarbeit ohne fremde Hilfe und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt und die den benutzten Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe. Diese Arbeit wurde in gleicher oder ähnlicher Form noch bei keiner anderen Prüferin / keinem anderen Prüfer als Prüfungsleistung eingereicht. Mir ist bekannt, dass Zuwiderhandeln mit der Note „nicht genügend“ geahndet wird und weitere rechtliche Schritte nach sich ziehen kann.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINFÜHRUNG	1
1.1	EINLEITUNG	1
1.2	ZIEL DER ARBEIT	2
1.2.1	Anlass	2
1.2.2	Forschungsfrage	2
1.2.2.1	Fragestellung	3
1.2.2.2	Arbeitshypothesen	3
1.3	WISSENSSTAND	4
1.3.1	<i>Stratiotes aloides</i> L.	4
1.3.1.1	Morphologie und Habitus	4
1.3.1.2	Lebensweise	5
1.3.1.3	Ökologie	7
1.3.1.4	Verbreitungsgebiet und Gefährdungssituation	8
1.3.1.5	Indikatorwert	9
1.3.2	Verbreitung und Gefährdung von <i>S. aloides</i> in Österreich	10
1.3.3	Untersuchungsgebiet	12
1.3.3.1	Tullnerfelder Donau- Auen	12
1.3.3.2	Nationalpark Donau- Auen	13
1.3.3.3	Obere Lobau	14
2	METHODEN	16
2.1	NACHSUCHE	16
2.2	MONITORING DER <i>STRATIOTES ALOIDES</i> BESTÄNDE	17
2.2.1	Datenerhebung	17
2.2.1.1	Erhebung Bestandsentwicklung	17
2.2.1.2	Erhebung Phänologie	18
2.2.2	Auswertung	19
2.3	MONITORING DER WASSERSTÄNDE	20
2.4	VERGLEICH DER MONITORING- ERGEBNISSE 2012 MIT 2013	21
2.5	WASSERCHEMISCHE ANALYSEN UND VERGLEICH MIT REFERENZEN AUS LITERATUR	22
2.6	BEOBACHTUNG DER GEWÄSSERENTWICKLUNG & BEGLEITVEGETATION	23
3	ERGEBNISSE	25
3.1	ERGEBNIS NACHSUCHE	25

3.1.1	Obere Lobau.....	26
3.1.2	Untere Lobau.....	26
3.1.3	Nationalpark Donau- Auen	26
3.1.4	Marchfeldkanal	27
3.2	ERGEBNISSE BESTANDSMONITORING.....	28
3.2.1	Obere Placken, Tullnerfelder Donau- Auen.....	28
3.2.1.1	Teilflächen.....	28
3.2.1.2	Bestandsentwicklung	29
3.2.1.3	Auftauchen und Absinken	31
3.2.1.4	Generative Phase	33
3.2.1.5	Vegetative Vermehrung	34
3.2.2	Weiher am Öllager, Lobau.....	35
3.2.2.1	Teilflächen.....	35
3.2.2.2	Bestandsentwicklung	36
3.2.2.3	Auftauchen und Absinken	38
3.2.2.4	Generative Phase	39
3.2.2.5	Vegetative Vermehrung	40
3.2.3	Tischwasser, Lobau.....	41
3.2.3.1	Bestandsentwicklung	41
3.2.3.2	Auftauchen und Absinken	42
3.2.3.3	Generative Phase	43
3.2.3.4	Vegetative Vermehrung	43
3.2.4	Eckartsau.....	44
3.2.4.1	Teilflächen.....	44
3.2.4.2	Bestandsdaten	45
3.2.4.3	Auftauchen und Absinken	45
3.2.4.4	Generative Phase	45
3.2.4.5	Vegetative Vermehrung	46
3.3	ENTWICKLUNG DER WASSERSTÄNDE	46
3.3.1	Obere Placken, Tullnerfelder Donau- Auen.....	46
3.3.2	Weiher am Öllager Lobau.....	50
3.3.3	Tischwasser, Lobau.....	52
3.3.4	Eckartsau.....	54
3.4	ERGEBNISSE DER WASSERCHEMISCHEN UNTERSUCHUNG.....	55
3.5	ERGEBNISSE GEWÄSSERENTWICKLUNG & BEGLEITVEGETATION.....	59
3.5.1	Obere Placken	59
3.5.1.1	Gewässermorphologie	59
3.5.1.2	Aquatatische Begleitvegetation.....	60

3.5.1.3	Direkte Störungseinflüsse	61
3.5.2	Weiher am Öllager	61
3.5.2.1	Gewässermorphologie	61
3.5.2.2	Aquatische Begleitvegetation	62
3.5.2.3	Direkte Störungseinflüsse	63
3.5.3	Tischwasser	64
3.5.3.1	Gewässermorphologie	64
3.5.3.2	Aquatische Begleitvegetation	65
3.5.3.3	Direkte Störungseinflüsse	66
3.5.4	Eckartsau	66
3.5.4.1	Gewässermorphologie	66
3.5.4.2	Aquatische Begleitvegetation	67
3.5.4.3	Direkte Störungseinflüsse	67
4	VERGLEICHENDE BEWERTUNG - DISKUSSION	68
4.1	VERGLEICH DER PHÄNOLOGISCHEN ENTWICKLUNG AN DEN STANDORTEN	68
4.2	BEWERTUNG DER VITALITÄT DER UNTERSCHIEDLICHEN BESTÄNDE	71
4.3	VERGLEICH MONITORINGERGEBNISSE OBERE PLACKEN 2012 MIT 2013	72
4.4	BEWERTUNG DER EINFLÜSSE AUF <i>S.ALOIDES</i> AN DEN STANDORTEN	74
4.4.1	Wasserstände	74
4.4.2	Wasserchemie	74
4.4.3	Gewässerentwicklung	76
4.4.3.1	Verlandung	76
4.4.3.2	Lichtverhältnisse am Gewässer	77
4.4.3.3	Konkurrenzsituation aquatische Begleitvegetation	77
4.4.3.4	Direkte Störeinflüsse	77
4.5	GEFÄHRDUNG DER POPULATIONEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET	78
4.5.1	Obere Placken	78
4.5.2	Weiher am Öllager	81
4.5.3	Tischwasser	82
4.5.4	Eckartsau	84
4.6	ZUSAMMENFASSUNG UND REIHUNG DER GEFÄHRDUNGSURSACHEN	87
4.6.1	Verlandung	88
4.6.2	Lichtverhältnisse am Gewässer	90
4.6.3	Konkurrenzsituation aquatische Begleitvegetation	91
4.6.4	Wasserchemie	92
4.6.5	Direkte Störungen	93
5	ENTWICKLUNG MÖGLICHER MAßNAHMEN	94

5.1	VISIONÄRES LEITBILD	94
5.2	OPERATIONELLES LEITBILD	94
5.3	ERSATZBIOTOPE	95
5.4	VERLANGSAMUNG DER VERLANDUNG AN DEN REZENTEN STANDORTEN	97
5.5	AKTUELLE ANSÄTZE DER MAßNAHMENUMSETZUNG.....	98
6	SCHLUSSFOLGERUNGEN	99
7	VERZEICHNIS DER VERWENDETEN ABKÜRZUNGEN	100
8	TABELLENVERZEICHNIS	100
9	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	101
10	QUELLENVERZEICHNIS	102
10.1	LITERATURVERZEICHNIS	102
10.2	INTERNETQUELLEN.....	105
11	ANHANG	106
11.1	TABELLEN.....	106
11.1.1	Zeitlicher Ablauf der Feldarbeiten 2013.....	106
11.1.2	Geländeaufnahmebogen Begehungen 2013.....	107
11.1.3	Ergebnisse der hydrochemischen Analyse	108
11.2	KARTENDARSTELLUNGEN	110
11.2.1	Flächige Entwicklung des <i>Stratiotes aloides</i> Bestandes „Obere Placken“ 2013.....	110
11.2.2	Flächige Entwicklung des <i>Stratiotes aloides</i> Bestandes „Öllagertümpel“ 2013	114

1 Einführung

1.1 Einleitung

Die menschliche Nutzung und die damit einhergehende Veränderung von Gewässern, speziell von Fließgewässern, haben mit steigenden Bevölkerungszahlen, –dichten und den Ansprüchen der Menschen stark zugenommen. So ist es nicht weiter verwunderlich, dass aufgrund der wachsenden menschlichen Beeinflussung unbeeinflusste, gewässerbezogene natürliche Lebensräume immer mehr zurückgegangen sind.

Beispielsweise ist rezent an den österreichischen Fließgewässern lediglich 15% der potentiellen Auwaldstufe tatsächlich von Auwald bedeckt (POPPE et al. 2003). Die übrigen Flächen sind soweit verändert, dass keine standorttypische Vegetationsform vorhanden ist.

Nach ESSL & EGGER (2010) sind 7% aller Biotoptypen in Österreich „von vollständiger Vernichtung bedroht“, wobei sich darunter besonders viele Gewässerlebensräume der tiefen Lagen befinden. Weiter sind laut Angabe drei der fünf bereits „völlig vernichteten“ Biotoptypen ebenfalls Gewässerlebensräume.

Der Verlust von Biotopfläche und den darin lebenden Organismen bedeutet nicht nur eine Verschlechterung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Lebensraums, sondern dadurch auch eine Minderung der Nutzen, die der Mensch selbst aus dem Gewässer und den dazugehörigen Lebensraumtypen ziehen kann. Im konkreten Fall von Flussauen seien hier als sogenannte *ecosystem services* der Rückhalt von Abflussspitzen (Hochwasserschutz), die Filterung und Bindung von Sedimenten und gelösten Stoffen, die Speicherung von Kohlenstoff sowie die Filtration von dem das Gewässer umgebende Grundwasser durch das Ufersubstrat zu nennen (SCHOLZ et al. 2012).

Es besteht also nicht nur aus reinen Naturschutzaspekten Anlass, Maßnahmen zum Erhalt der Fauna und Flora in Gewässern zu ergreifen.

In der vorliegenden Arbeit wurde der aktuelle Zustand des aquatischen Makrophyten *Stratiotes aloides* L., der Krebschere, und die auf sie einwirkenden Einflüsse in dem menschlich in vielerlei Hinsicht veränderten Flusssystem der Donau in Niederösterreich und Wien bearbeitet. Dies soll eine Grundlage zum Erhalt der Art und der Verbesserung ihrer Lebensbedingungen bilden.

1.2 Ziel der Arbeit

1.2.1 Anlass

Vor dem Hintergrund des laufenden „EU-LIFE Projekt Traisen“ im Natura 2000 Gebiet „Tullnerfelder Donau- Auen“ war ein Monitoring des vorhandenen Krebscheren- Bestandes, welcher sich in besagtem Gebiet befindet, seitens des Projektträgers eine gewünschte Ergänzung.

Bei dem LIFE Projekt Traisen handelt es sich um eine der größten Revitalisierungsmaßnahmen an Fließgewässern in Österreich. Auf einer Fläche von ca. 80 ha sollen über sechs Jahre schrittweise Maßnahmen mit dem Ziel der „(...) Herstellung und Vernetzung der neuen Traisen mit umliegenden Gewässern und der Auenlandschaft“ gesetzt werden. „Die ökologische Aufwertung des Lebensraumes wird die Artenvielfalt in diesem Teil des Natura 2000-Gebiets Tullnerfelder Au wesentlich verbessern“ (www.life-traisen.at, Zugriff 13.1.2014).

Im Rahmen der Beauftragung des Institut für Botanik an der Universität für Bodenkultur, beginnend mit dem Jahr 2012 ein Bestandsmonitoring für diese *S.aloides* Population zu etablieren und durchzuführen, bot sich die Möglichkeit, den Wissensstand über die rezente Entwicklung dieser Art und die Gründe dafür zu erweitern, da kaum Kenntnisse über rezente Populationen im Untersuchungsgebiet vorlagen.

Aufbauend auf das Bestandsmonitoring des *S.aloides* Bestandes im Natura 2000 Gebiet Tullnerfelder Donau- Auen wurde 2013 - zusätzlich zur Weiterführung des Monitoring an diesem Standort - die Situation und Entwicklung der Art in ganz Niederösterreich und Wien als Thema der Bearbeitung aufgegriffen. Das hatte eine Nachsuche nach möglicherweise vorhandenen Populationen, die Einrichtung eines Bestandsmonitorings sowie eine Analyse der Gefährdungen zur Folge. Der dadurch erzielte Erkenntnisgewinn soll auch bei der Umsetzung weiterer Maßnahmen im Natura 2000 Gebiet Tullnerfelder Donau- Auen zur Anwendung kommen.

1.2.2 Forschungsfrage

Die vorliegende Arbeit soll als Erstes einen Überblick über die aktuelle Situation von *S.aloides* in der niederösterreichischen und Wiener Donau- Au geben. Der aktuelle Zustand von etwaigen natürlichen Vorkommen soll bezüglich seiner Vitalität, Entwicklungstendenzen und möglichen Gefährdungen dokumentiert und bewertet werden. Weiter soll das Ziel die Ermittlung der rezent auf die Krebscherenbestände einwirkenden Hauptfaktoren sein. Dabei sollen speziell die vom Mensch verursachten bzw. zumindest initiierten Veränderungen des Lebensraums berücksichtigt werden. Es sollen aber auch die für das Untersuchungsgebiet typischen natürlichen Einflüsse und die Reaktion der Krebschere darauf präzisiert und dadurch besser verstanden werden. Durch die gewonnene Kenntnis über die Art und Stärke dieser Einflüsse können so Maßnah-

men vorgeschlagen werden, welche einerseits gezielt zum Erhalt von *S. aloides* beitragen, andererseits auch positive Effekte auf den gesamten Lebensraum mit sich bringen könnten.

1.2.2.1 Fragestellung

Die konkrete Fragestellung der vorliegenden Arbeit lässt sich folglich in drei Teile gliedern.

- 1) Erhebung des IST-Zustandes: Wie sieht die rezente Verbreitung und Vitalität der Krebschere im Untersuchungsgebiet aus?

Dabei soll die Entwicklung der *S. aloides* Bestände und deren Populationsstruktur im Untersuchungsgebiet in Niederösterreich und Wien qualitativ und quantitativ so weit als möglich bestimmt werden. Primäres Augenmerk soll dabei auf autochthone Vorkommen gerichtet werden.

- 2) Ermittlung der Einflüsse auf die Bestandssituation: Welche Einflüsse wirken auf die Krebscherebestände ein?

Durch Vergleich der erhobenen Bestandsdaten und der an den Standorten aufgenommenen Umwelteinflüssen sollen die rezenten Auswirkungen dieser Einflüsse ermittelt und konkretisiert werden.

- 3) Entwicklung möglicher Maßnahmen zum Erhalt bzw. zur Verbesserung der Art im Untersuchungsgebiet: Was kann zur Verbesserung der Art in Kenntnis der Rahmenbedingungen unternommen werden?

In Kenntnis der vorliegenden Situation sollen Möglichkeiten zur Verbesserung bzw. zum Erhalt der Art gesucht werden. Rahmenbildend sind dabei die gesetzlichen Grundlagen und realistischen Möglichkeiten sowie bereits existente Projekte in naturschutzfachlichen Bereichen im Untersuchungsgebiet.

1.2.2.2 Arbeitshypothesen

Zur Bearbeitung dieser Fragestellungen wurden die nachfolgenden Arbeitshypothesen formuliert.

- 1) Es gibt Anzeichen dafür, dass sich *Stratiotes aloides* weiterhin an den noch rezent vorhandenen, natürlichen Standorten im Untersuchungsgebiet in dem aus der Literatur bekannten Rückgang befindet. Grund dafür sind primär direkte und indirekte Auswirkungen fehlender Auendynamik.
- 2) Die Verbesserungsmöglichkeiten stoßen schnell an die durch die Größenordnung der nötigen Maßnahmen bedingten Grenzen des Machbaren.

1.3 Wissensstand

1.3.1 *Stratiotes aloides* L.

Stratiotes aloides L. ist eine ausdauernde Wasserpflanze aus der Familie der Hydrocharitaceen (Froschbissgewächse). Der gängige deutsche Arname ist Krebschere. Die Gattung *Stratiotes* umfasst rezent nur diese eine Art und ist somit eine monotypische Gattung.



Abbildung 1: *Stratiotes aloides*

1.3.1.1 Morphologie und Habitus

Stratiotes aloides ist eine Schwimmpflanze mit rosettiger Wuchsform und dünnen, steifen Blättern, die schräg nach oben gerichtet sind. Die Blätter erreichen emers eine maximale Länge von ca. 60 cm (was einem Rosettendurchmesser von ca. 80 cm entspricht), submers von über 1 m (COOK & URMI-KÖNIG 1983). Die Blätter sind schwimmfähig, während der knollige Stamm in ihrer Mitte unten gelagert und wie die bis 180 cm langen, unverzweigten Wurzeln nicht schwimmfähig ist. So bildet sich ein stabiles Gleichgewicht aus, wodurch die Pflanze aufrecht im Wasser schwimmen oder treiben kann.

Die Pflanze ist zweihäusig, das heißt es gibt rein männlich und rein weiblich blühende Individuen. Jede Blüte ist nur ca. 1,5 Tage geöffnet (HEGI 1981); die Bestäubung erfolgt über Insekten (Schwebfliegen, Kurzflügler sowie Zweiflügler). Die Blütenstände sitzen auf Stielen, welche meist ca. 10 cm lang sind und aus Blattachsen der Rosette wachsen. Die Blütenknospen befinden sich dabei zwischen zwei Hochblättern am Stielende. Diese zwei Hochblätter sehen zusammen wie die Schere eines Krebses aus, daher auch der deutsche Arname. Im Falle einer Fruchtbildung wächst die sechskantige Frucht zwischen den Vorblättern heran, biegt sich dann seitlich aus den Vorblättern heraus und platzt schließlich unter Wasser auf.

Neben der generativen Vermehrung betreibt *Stratiotes aloides* hauptsächlich vegetative Vermehrung zum Bestandserhalt und der Ausbreitung. Dabei bildet sie ganzjährig, jedoch vermehrt im Herbst Ableger und Winterknospen, die sogenannten Turionen, aus. Die Ableger sind mit einem Stolon mit den Blattachsen der Elternpflanzen verbunden und erreichen teilweise recht große Durchmesser, bevor sie sich lösen. Die Turionen sind im wesentlichen Ableger, bei denen aufgrund der Jahreszeit der Stiel kurz bleibt und deren Blätter sich noch nicht entfalten (siehe Abb.2).



Abbildung 2: Ableger (links und Mitte) und Turion (rechts) von *S. aloides*

Nach SMOLDERS et al. (1995) spielt die Ausbreitung mittels Samen eine gewisse Rolle. Dabei besitzen die aus der Frucht gelösten Samen Härchen, in denen sich Luftblasen verfangen können. Dadurch wird der am Gewässergrund liegende Samen schwimmfähig, wodurch er einerseits leichter verdriftet (hydrochorisch) und andererseits leichter von Wasservögeln gefressen oder an ihnen haftend (endo- bzw. epizoochorisch) ausgebreitet wird.

Weiter ist die Ausbreitung durch Verdrift von Ablegern oder ganzen Rosetten durch die geringe Verankerung der Wurzeln im Gewässergrund möglich.

1.3.1.2 Lebensweise

Stratiotes aloides besitzt eine für aquatische Makrophyten einzigartige Lebensweise. Sie hat einen auch für ausdauernde Wasserpflanzen besonderen Weg gefunden, zu überwintern. Dazu besiedelt sie je nach Jahreszeit unterschiedliche Wassertiefen des Gewässers, in dem sie lebt. Konkret bedeutet das, dass *S. aloides* im Sommer an der Wasseroberfläche schwimmt, wobei sich der Großteil ihrer Blätter über der Wasseroberfläche befindet, während die Wurzeln frei ins Wasser hinab hängen oder im Substrat locker verwurzelt sind. In diesem Zustand blüht die Art und hat auch den größten Zuwachs. Gegen Herbst beginnt sie mit der vermehrten Ausbildung von Ablegern sowie Winterknospen. Zum Ende der Vegetationsperiode sinkt die ganze Pflanze langsam bis auf den Gewässergrund ab. Dort ist sie zur Gänze mit Wasser bedeckt, was sie vor Frosttrocknis schützt. Auch ein zeitweise völliges Durchfrieren seichter Gewässer macht ihr

während der Vegetationsruhe nichts aus. Im Frühjahr, mit steigenden Tageslängen und Wassertemperaturen, beginnen die Ableger und Winterknospen, aber auch die Elternpflanzen, junge Blätter zu bilden. Damit einhergehend beginnt die Krebssschere, wieder ihr spezifisches Gewicht zu verringern und beginnt somit wieder langsam an die Oberfläche aufzusteigen, wo sie dank emerger Blätter wieder eine höhere Produktivität erreichen kann als submers und schließlich blüht. Der Mechanismus, der hinter diesem jahreszyklischen Auf- und Abtauchen steckt, ist dadurch zu erklären (vgl. COOK & URMI-KÖNIG 1983), dass die im Herbst absterbenden, aber an der Pflanze verbleibenden Blätter sich mit Wasser füllen, da ihre Aerenchymzellen kollabieren. Die gesamte Pflanze wird so schwerer als Wasser. Im Frühjahr ist der Großteil der toten Blattmasse verrottet, während sich durch Zuwachs der jungen Blätter nun wieder vermehrt Blätter mit Gaseinschlüssen an der Rosette befinden. Die gesamte Pflanze wird so leichter als Wasser und steigt zur Oberfläche auf.

Zu erwähnen ist eine Sonderform von *S. aloides*, die das ganze Jahr über am Gewässergrund verwurzelt bleibt und nie aufsteigt (HEGI 1981; COOK & URMI-KÖNIG 1983). Sie findet sich in größeren Wassertiefen von 1-5m (COOK & URMI-KÖNIG 1983), wo der Lichteinfall aufgrund einer sehr weit oben im Wasserkörper liegenden Kompensationsebene nicht ausreicht, genügend Photosynthese für das Auftauchen zu betreiben. Diese Sonderform blüht nicht und bildet längere (1 m) und weichere Blätter aus als die auftauchende Form. Sie bildet dennoch Ausläufer.

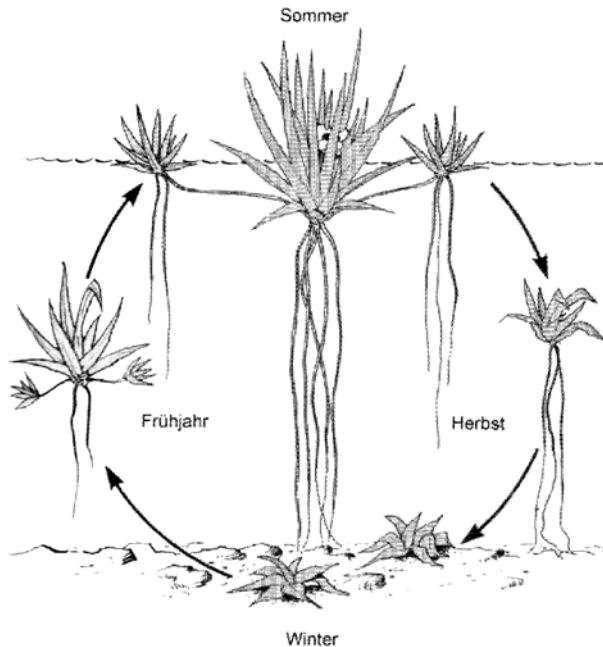


Abbildung 3: Jahreszyklus der Krebssschere

(Quelle: POTT & REMY 2000)

1.3.1.3 Ökologie

Stratiotes aloides kommt in ausdauernden Gewässern vor, die keine oder nur sehr geringe Strömung sowie keine zu großen Schwankungen im Wasserstand aufweisen (COOK & URMI-KÖNIG 1983). Das Substrat soll dabei locker schlammig sein. Bezüglich der Nährstoffsituation bevorzugt *S. aloides* mesotrophe Gewässer, wobei sie auch in oligotrophen sowie eutrophen Gewässern vorkommen kann (COOK & URMI-KÖNIG 1983). HEGI (1981) führt weiter die Bevorzugung kalkarmer Gewässer an.

Sie ist eine Charakterart des Hydrocharitetum *morsi-ranae* im Lemnion-Verband (HEGI 1981). Laut COOK & URMI-KÖNIG (1983) kommt die Krebschere in folgender Vergesellschaftung vor: *Myriophyllo-Nupharetum*, *Sparganio-Sagittarietum*, *Equisetum-limosi*, „[...] wetter phases of some *Phragmitetalia*“ und manchen *Lemna* Assoziationen.

Stratiotes aloides erreicht unter günstigen Bedingungen große Individuenzahlen und kann sich sehr schnell über ein Gewässer ausbreiten. Nach DE GEUS-KRUYT & SEGAL (1973) kann *S. aloides* über die Sommermonate 112-220 kg/ha und Tag Trockengewicht produzieren. So ist es nicht weiter verwunderlich, dass die Art wesentlich zur Verlandung in von ihr besiedelten Gewässern beiträgt und so eine wichtige Rolle in Verlandungssukzessionsreihen spielt.

Es gibt Hinweise darauf, dass *S. aloides* allelopathische Stoffe absondert, die das Wachstum von Algen in ihrer Nähe unterdrücken (MULDERIJ et al. 2009). Jedoch dürfte auch die Nährstoffverfügbarkeit in der direkten Umgebung von *S. aloides* dazu führen, dass die Pflanzen meist weitgehend frei von Filamentalgen sind.

Nennenswert sind zudem zwei Tierarten, von denen eine sehr enge Bindung an *S. aloides* bekannt ist. Zum einen handelt es sich dabei um *Aeshna viridis*, die Grüne Mosaikjungfer, eine Großlibelle. Sie legt ihre Eier hauptsächlich in den Blättern von *S. aloides* ab. So ist garantiert, dass die Eier mit der Pflanze absinken und sicher überwintern. Zwar kommt diese Libellenart auch selten an Gewässern ohne *Stratiotes* vor, jedoch sind keine Vorkommen von Libellenlarven ohne die Anwesenheit der Krebschere bekannt. RANTALA et al. (2004) führen das auf den überaus guten Schutz der Larven vor Fraß durch Fische zurück, den *S. aloides* den Libellenlarven bietet. In ihrer Verbreitung ist *Aeshna viridis* daher stark an die Krebschere gebunden. Die Grüne Mosaikjungfer ist als Anhang IV- Art der FFH-Richtlinie gelistet.

Zweitens ist bekannt, dass *Chlidonias niger*, die Trauerseeschwalbe, bevorzugt auf den dichten Teppichen, welche die Krebschere an der Wasseroberfläche bilden kann, ihre Nester baut (www.nz-kleve.de, Zugriff 20.01.2014). Diese Vogelart ist in Deutschland als vom Aussterben bedroht eingestuft und in Anhang 1 der EU- Vogelschutzrichtlinie gelistet.

1.3.1.4 Verbreitungsgebiet und Gefährdungssituation

Die natürliche Verbreitung von *Stratiotes aloides* erstreckt sich über weite Teile des nördlichen und östlichen Mitteleuropa (siehe Abb.4). Da die Art seit dem 18. Jhdt. im Gartenbau als Teichpflanze verwendet wird, ist es in Mitteleuropa oft nicht vollkommen eindeutig, wo genau sie heimisch ist (COOK & URMI-KÖNIG 1983). Weiter scheint es Verbreitungsschwerpunkte der männlichen und weiblichen Pflanzen zu geben. So handelt es sich bei den meisten Pflanzenfunden nördlich der Linie Cherbourg-Leningrad um weibliche Individuen. Jedoch gibt es sowohl nördlich als auch südlich dieser geographischen Linie Bestände mit dem jeweils anderen Geschlecht (COOK & URMI-KÖNIG 1983).

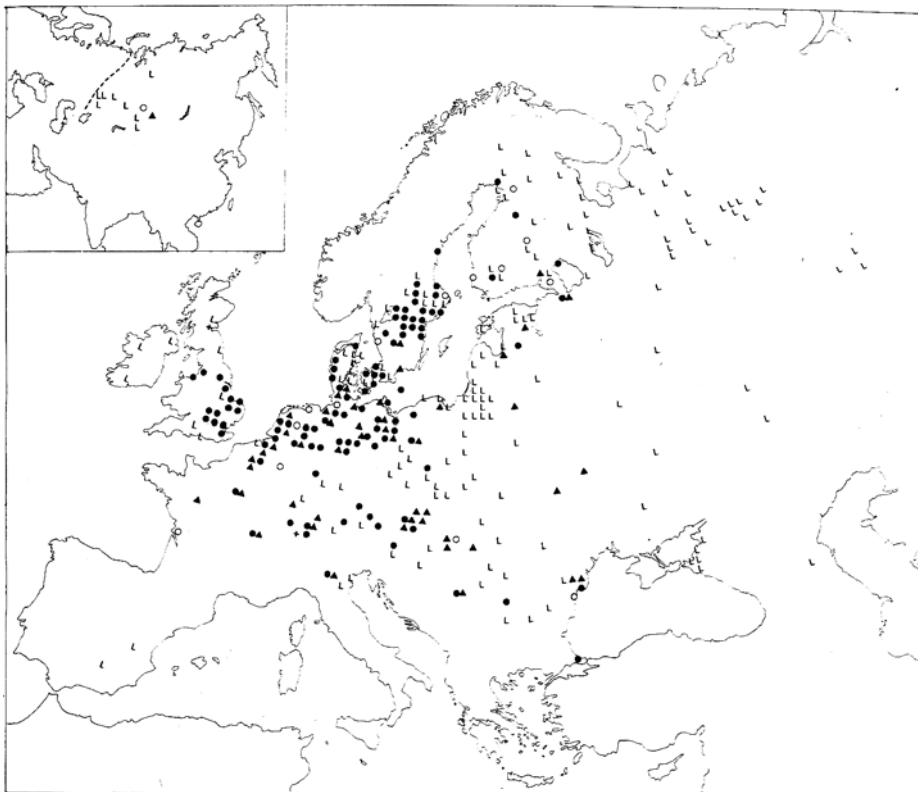


Abbildung 4: Verbreitungskarte von *Stratiotes aloides*; ● weibliche Pflanze; ▲ männliche Pflanze; ○ Geschlecht unbekannt; L Angabe aus Literatur

(Quelle: COOK & URMI-KÖNIG 1983)

In Österreich, wie in allen stromabwärts liegenden Donaustaaten auch, wird *Stratiotes aloides* in den Au- Gebieten der Donau und ihrer Zubringer als heimisch angesehen, da es bekanntermaßen Bestände beider Geschlechter sowie beobachtete Samenbildung gibt (COOK & URMI-KÖNIG 1983).

Stratiotes aloides steht in weiten Teilen ihres Verbreitungsgebietes in Mitteleuropa einer mehr oder weniger starken Bedrohung ihres Vorkommens gegenüber. Es existieren Nachweise aus den Niederlanden (ROELOEFS 1991, SMOLDERS et al. 1996, SMOLDERS et al. 2003), Deutschland (JORDAN et al. 2010, BERNHARDT & MARKERT 1988, PHILIPPI 1978) sowie

der Slowakei (OTAHELOVA 1980) und Ungarn (KÁRPÁTI 1963), welche einen Rückgang der Art in diesen Ländern belegen.

Als Gründe dafür werden der Verlust von Lebensraum sowie Änderungen in der Wasserchemie (SMOLDERS et al. 1996) und den daraus resultierenden Beeinträchtigungen angegeben. Dazu zählen toxische Prozesse und eine veränderte Konkurrenzsituation in Folge von Eutrophierung.

Am Donaudelta wird *S. aloides* im Rahmen der Joint Danube Survey 2 im Jahr 2007 als rückläufig beschrieben (JANAUER et al. 2008).

In Deutschland werden neben wasserchemischen Veränderungen, insbesondere Eutrophierung (BERNHARDT & MARKERT 1988), Räumungen von mit Krebschere besiedelten Gewässern als Gefährdung angeführt (JORDAN et al. 2010).

In der Roten Liste der IUCN für ganz Europa 2011 wird *Stratiotes aloides* dennoch als „least concern“, also als „nicht gefährdet“ eingestuft.

1.3.1.5 Indikatorwert

Stratiotes aloides besitzt nach ELLENBERG (2010) folgende Zeigerwerte: Halblichtpflanze (7), Wärmezeiger (7), intermediär bezüglich Kontinentalität (5), Unterwasserpflanze (12), Reaktion Schwachsäure bis Schwachbase (7) sowie zwischen mäßig stickstoffreich und stickstoffreich (6).

In Zusammenhang mit der durch die EU- Wasserrahmenrichtlinie notwendigen Erhebung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässern finden auch die aquatischen Makrophyten Berücksichtigung. STELZER et al. (2005) sowie MEILINGER et al. (2005) haben dazu ein Makrophyten-basiertes Bewertungssystem für Deutsche Seen und Fließgewässer entwickelt. Im vorgeschlagenen System für Stillgewässer wird *S. aloides* als Art der Taxa- Gruppe A gelistet, falls sie in Seen der nördlichen Tiefebene Deutschlands vorgefunden wird. Gruppe A beinhaltet Taxa, welche unter Referenzbedingungen abundant sind und unter „non-reference“ Bedingungen nicht, also zu der typspezifischen Biozönose gezählt werden können. Für Stillgewässer im voralpinen bis alpinen Raum Deutschlands hat *S. aloides* den Wert eines Gruppe B Taxons, was soviel bedeutet wie keine Vorliebe für Referenz- oder „non-reference“ Bedingungen im Gewässer. In der dazugehörigen Artenliste (Indikatorwert der Taxa für Stillgewässer) wird nur die Subform *Stratiotes aloides* L. f. *submersa* Glück angeführt.

Bezüglich des Indikatorwerts für Deutsche Fließgewässer ist die Krebschere in Taxa Gruppe A für mittelgroße Flüsse im nördlichen Tiefland gelistet.

1.3.2 Verbreitung und Gefährdung von *S.aloides* in Österreich

Stratiotes aloides kommt in Österreich heimisch nur an Donau und March vor (FISCHER et al. 2008, COOK & URMI-KÖNIG 1983).

Es sind zudem mehrere, teils künstlich angelegte Gewässer fernab der Donau bekannt, in die *S.aloides* eingebracht wurde. Im Rahmen dieser Arbeit werden nachfolgend nur autochthone bzw. vermutet autochthone Populationen der Krebschere innerhalb des Untersuchungsgebietes am natürlichen Standort bzw. an sekundären Standorten im Bereich ehemaliger natürlicher Standorte behandelt.

Historisch wird das natürliche Vorkommen von *S.aloides* im Untersuchungsgebiet Mitte des 19.Jhdt. von NEILREICH (1846) und REISSECK (1860) wie folgt beschrieben:

„In stehenden oder langsam fließenden Wassern. In den Sümpfen der Donau, stellenweise häufig“ und: „sehr häufig, meist herdenweise das Wasser einnehmend, so (...) in der Lobau“

Es kann aufgrund dieser Quellen davon ausgegangen werden, dass *Stratiotes aloides* bis 1860 zumindest im Raum zwischen Krems und Tulln sowie im Raum des heutigen Wiener Siedlungsgebietes (20. und 2. Wiener Gemeindebezirk) und der Lobau in großer Zahl anzutreffen war.

Diesen Schilderungen über die Verbreitung der Art aus der Zeit vor der großen Donauregulierung stehen einige rezente Angaben zur Verbreitung gegenüber. Nach MAYERHOFER Veronika (persönliche Auskunft 2013), BERNHARDT & OSCHATZ (2012), BAUMGARTNER Christian (persönliche Auskunft 2012), HAMEISTER (2012), NIKLFELD Harald (persönliche Auskunft 2013) und SCHRATT-EHRENDORFER (1999) handelt es sich rezent um folgende Standorte im Untersuchungsgebiet (Jahreszahlen der Nachweise in Klammer):

- Population in den „Oberen Placken“ im Natura 2000 Gebiet Tullnerfelder Donau- Auen (1997, 2012)
- ein instabiler Bestand in der Oberen Alten Donau (?)
- Obere Lobau: Tischwasser, großer Bestand, aktuell nachgewiesen (2012),
- Obere Lobau, Großenzersdorfer Arm an der Saltenstraße, aktueller Zustand nicht bekannt (?)
- Obere Lobau, Panozzalacke, aktuelles Vorkommen äußerst fraglich (1979-80, 1985)
- Obere Lobau, Öllager-Tümpel (Weiher am OMV Zentraltanklager), großer, konstanter Bestand (1999, 2012)
- Untere Lobau, Eberschüttwasser, keine aktuellen Daten vorhanden, eventuell kleiner Bestand (?)

-
- Nationalpark Donau- Auen, bei Eckartsau, einzelne Individuen vorhanden (1981, 1984, 2012)
 - Nationalpark Donau- Auen, bei Stopfenreuth, zuletzt nicht aufgefunden, nach älteren Angaben ein konstanter Bestand (1975-1980, 1985).

Weiter gab es 2013 einen Hinweis auf ein Vorkommen von *S. aloides* im Marchfeldkanal. Obwohl dieser Standort nicht innerhalb des Untersuchungsgebietes liegt, wird der Marchfeldkanal durch Donauwasser gespeist, wodurch eine natürliche Ansiedelung der Art an diesem Sekundärstandort nicht komplett unmöglich wäre.

Außerhalb des Untersuchungsgebietes sind noch zwei weitere Verbreitungsschwerpunkte zu nennen. Zum einen an der March bei Baumgarten an der March (WOLFERT 1915), wobei auch hier die Art rezent offensichtlich verschwunden ist (SCHRATT-EHRENDORFER 1999a). Zum anderen ist ein vermutlich autochthoner Standort rezent in den Traun-Donau-Auen südöstlich von Linz in Oberösterreich bekannt (LEGLACHER Ferdinand 2013, persönliche Auskunft).

Die obenstehenden Angaben, welche alle aus dem Zeitraum nach den letzten großen Regulierungsmaßnahmen an der Donau im Untersuchungsgebiet stammen, drücken im Vergleich zu den historischen Quellen einen drastischen Rückgang der Art im Gebiet aus.

Stratiotes aloides ist in Österreich vom Aussterben bedroht (vgl. FISCHER et al. 2008). Als Gründe werden „die Seltenheit ihrer Standorte“ (www.donauauen.at, Zugriff 21.01.2014), allgemeine Gewässereutrophierung „mit abnehmenden CO₂- und zunehmenden Hydrogenkarbonat- und Nährstoffgehalten“ (SCHRATT-EHRENDORFER 1999) sowie direkte Zerstörung von Krebscherenbeständen durch beispielsweise Angler (SCHRATT-EHRENDORFER 1999, www.donauauen.at, Zugriff 21.01.2014) angeführt. Durch Flussregulierungen würde zudem die Neuentstehung von Alt- und Totarmen unterbunden werden, in denen *S. aloides* natürlich vorkommt.

Die Krebschere ist in beiden Österreichischen Bundesländern, in denen das Untersuchungsgebiet liegt, gesetzlich unter Schutz gestellt. Laut Wiener Naturschutzverordnung ist *S. aloides* auf Wiener Stadtgebiet eine streng geschützte Art, wodurch automatisch auch ihr Lebensraum im gesamten Stadtgebiet unter Schutz gestellt ist. Weiter handelt es sich nach Wiener Naturschutzverordnung bei *S. aloides* um eine prioritäre Art, für die laut Wiener Naturschutzgesetz ein Artenschutzprogramm zu entwickeln ist.

In Niederösterreich wird *S. aloides* in der NÖ- Artenschutzverordnung als gänzlich geschützte Pflanzenart angeführt. Sie ist außerdem gemäß der Roten Liste für Niederösterreich als vom Aussterben bedroht eingestuft.

In der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie der Europäischen Union ist *S. aloides* direkt in keinem Anhang angeführt. Indirekt findet theoretisch eine Unterschutzstellung auch durch die FFH Richtli-

nie statt, da *Aeshna viridis* in Anhang IV gelistet ist. Für alle Arten aus FFH-RL Anhang IV gilt, dass innerhalb der gesamten EU auch ihre Lebensstätten nicht zerstört werden dürfen.

1.3.3 Untersuchungsgebiet

Die möglichen Krebscherenstandorte verteilen sich innerhalb des Untersuchungsgebietes auf zwei große Au- Gebiete entlang der Donau, welche stromauf und stromab von Wien liegen.

1.3.3.1 Tullnerfelder Donau- Auen

Stromauf der Wiener Pforte liegt das Tullner Becken. Dieses ehemalige Überschwemmungsgebiet der Donau, welches im Norden durch den Wagram und im Süden durch den Wienerwald begrenzt ist, wird heute in großem Maße landwirtschaftlich genutzt. Die Donau ist heute durch die Laufkraftwerke Altenwörth, errichtet 1976, und Greifenstein, errichtet 1985, im Tullner Becken vollständig reguliert und besitzt keine freie Fließstrecke. Entlang der Donau, vorwiegend am nördlichen Ufer, existieren heute noch relativ große Auwälder. Sie wurden im Jahr 2011 entlang einer Fließstrecke der Donau von ca. 50 km als Natura 2000 Gebiet nach der FFH-Richtlinie ausgewiesen. Dieses Gebiet umfasst 17.533 ha wodurch es sich um den größten zusammenhängenden Auwald Österreichs handelt (www.noegv.at, Zugriff 22.1.2014).

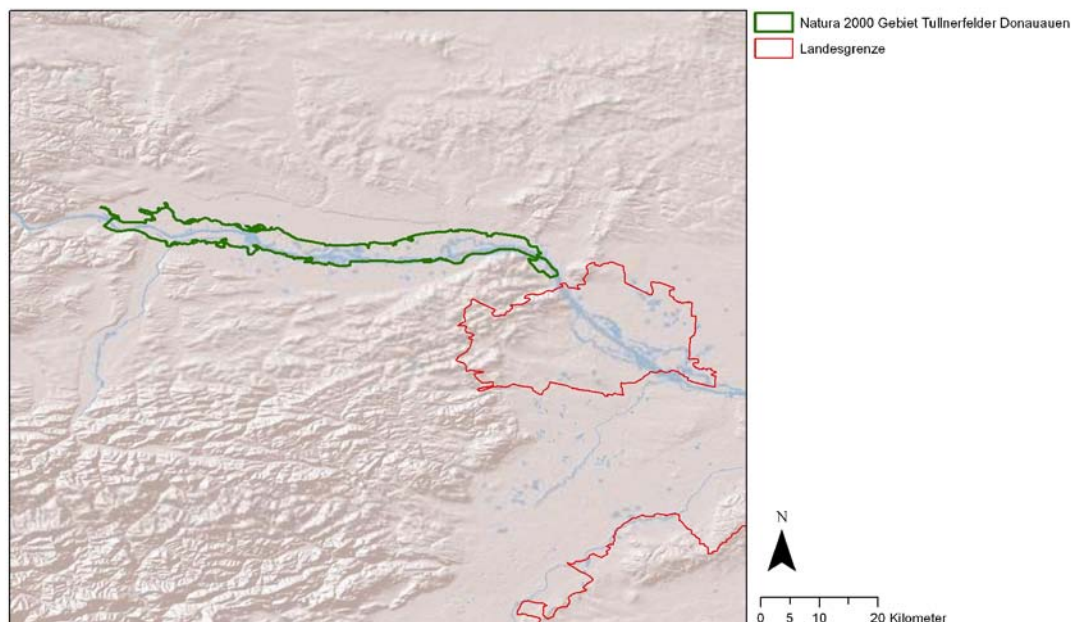


Abbildung 5: Lage des Natura 2000 Gebiet Tullnerfelder Donau- Auen
(Datengrundlage: Noe-Open Government Data)

Durch die beidseitige Eindämmung und Anhebung des Wasserspiegels aufgrund der Stauhaltung der Donau mussten beim Bau des Kraftwerks Altenwörth die Mündungen der beiden Zu-bringerflüsse Krems und Kamp (nordseitig) sowie der Traisen (südseitig) ins Unterwasser des Kraftwerks verlegt werden (www.verbund.com, Zugriff 21.01.2014). Im Fall der Traisen wurde

dazu ein 7,5 km langer geradliniger Kanal mit mehreren Sohlstufen angelegt (www.donauconsult.at, Zugriff 22.01.2014).

Im Bereich des Traisen-Mündungskanals wird derzeit das LIFE-geförderte Projekt Traisen umgesetzt. Ziel des Projekts ist die Herstellung eines 12 km langen mäandrierenden Flusslaufs, der sich innerhalb des HQ1 Bettes dynamisch verändern kann (www.life-traisen.at; www.donauconsult.at, Zugriff 22.01.2014) sowie die Anlage von Stillgewässern. Dadurch soll „eine Erhöhung des Anteils der Au- und flusstypischen Lebensräume, die Schaffung eines Überschwemmungsvorlandes, die Schaffung von Übergangsstrukturen Wasser-Land sowie die vollständige Fischpassierbarkeit des neuen Traisenflusses und dessen Vernetzung mit Au-Gewässern“ entstehen.

Im unmittelbaren Nahbereich dieses Projektes liegt der angegebene *S. aloides* Standort in den „Oberen Placken“. Es handelt sich dabei rezent um eine grundwassergespeiste Senke im Bereich eines ursprünglich von der Donau gebildeten Altarms, welcher nun völlig verlandet ist. Dadurch ist das Gewässer mit der *S. aloides* Population rezent der einzige wasserführende Teil dieses Grabens.

1.3.3.2 Nationalpark Donau- Auen

Im Nationalpark Donau-Auen, der neben der Wachau letzten verbliebenen Fließstrecke der Donau in Österreich, liegen nach den Angaben aus Kapitel 1.3.2. folgende *S. aloides* Standorte:

- Fadenbach im Raum Eckartsau, NÖ

Beim Fadenbach handelt es sich um einen durch den Marchfeldschutzdamm mehrfach zerteilten und vom oberflächlichen Donauabfluss abgetrennten Altarm, der ganz am Nordrand des Nationalparks verläuft. Der Fadenbach wurde durch unterschiedliche Initiativen stellenweise nachgetieft, um seiner Verlandung entgegenzuwirken (www.fadenbach.at, Zugriff 23.1.2014). Im Fadenbach bei Eckartsau liegt der erwähnte Standort von *S. aloides*.

- Seitengerinne des Roßkopfarmes bei Stopfenreuth, NÖ

Ein weiterer angegebener Standort der Krebschere befindet sich in einem Seitenarm des Roskopfarmes südlich von Stopfenreuth. Dieser Standort befindet sich im Gegensatz zu dem bei Eckartsau donauseitig des Hochwasserdamms.

-
- Eberschüttwasser, Wien

Der Standort Eberschüttwasser (Hanslgrund) liegt ebenfalls im Nationalpark Donau- Auen, allerdings schon im Wiener Stadtgebiet im Bereich der Unteren Lobau. Auch dieses Gewässer liegt hinter dem Hochwasserschutzdamm, allerdings im Einflussbereich des Schönauer Schlitz, durch den bei Hochwasser ein Rückstau aus der Donau das Gebiet beeinflusst.

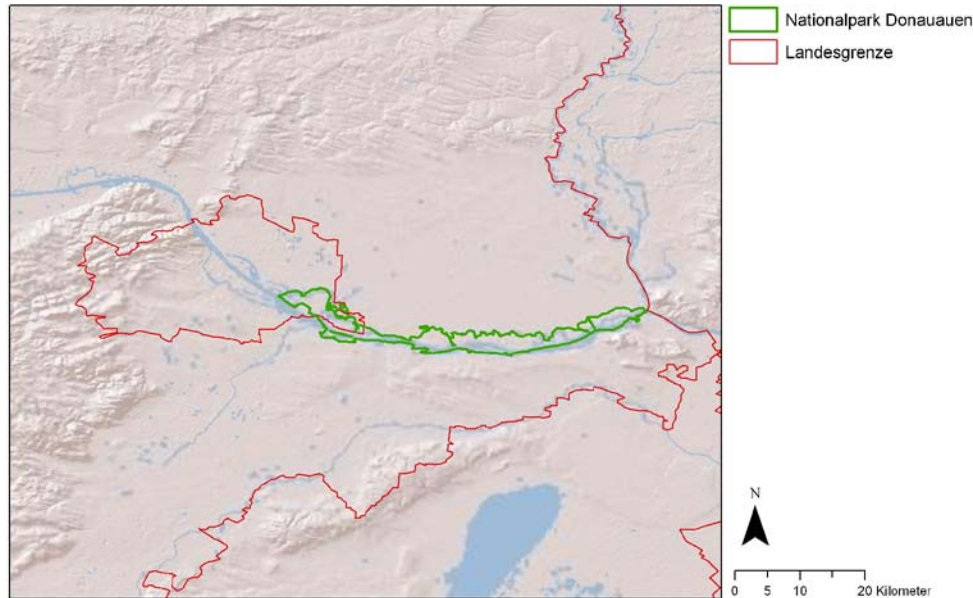


Abbildung 6: Lage des Nationalpark Donau- Auen
(Datengrundlage: Noe-Open Government Data)

1.3.3.3 Obere Lobau

Die Obere Lobau ist ebenfalls Teil des Nationalpark Donau- Auen auf Wiener Stadtgebiet. Die Grenze zur Unteren Lobau bildet nach SCHRATT-EHRENDORFER & ROTTER (1999) der Donau-Oder Kanal.

Im Zuge der großen Donauregulierung um 1870 wurde der Hubertusdamm am linken Donauufer errichtet, welcher die Donau von allen nördlich liegenden Armen abschneidet. Durch diese Regulierungsmaßnahme kam die Dynamik in der Lobau größtenteils zum Erliegen (SCHRATT-EHRENDORFER & ROTTER 1999, HOHENSINNER et al.2013). Seit der Errichtung des Donaukraftwerks Wien-Freudenau in den 1990er Jahren unterliegt die Donau im Raum Wien zusätzlich einer Stauhaltung.

Die Gewässer, in denen laut Angaben rezent Krebscherenbestände vorhanden sind, haben sich folgendermaßen entwickelt:

-
- Alte Donau (Wasserpark), Wien

Die heutige Alte Donau ist zwar außerhalb der Lobau gelegen, wird aufgrund der räumlichen Zuordnung aber ebenfalls in diesem Kapitel angeführt. Sie war im 19. Jhd. der Donauhauptarm, welcher durch den Hubertusdamm vom jetzigen Gerinne abgetrennt wurde und nun ein Stillgewässer darstellt.

- Panozzalacke, Wien

Die Panozzalacke ist der nördliche Rest eines Donauarmes, durch den mittig der Hubertusdamm angelegt wurde.

- Tischwasser, Wien

Das Tischwasser war ein durchflossener Seitenarm der Donau, der ca. südlich von Stadlau durch den Hubertusdamm vom Hauptgerinne abgetrennt wurde.

- Gerinne an der Saltenstraße (Großenzersdorfer Arm), Wien

Der Großenzersdorfer Arm litt in Folge der Donauregulierung hauptsächlich durch eine deutlich verminderte Wasserführung aufgrund des Abtrennens der oberflächlichen Zuflüsse stromauf, seine Lage ist seit ca. 1800 nahezu unverändert.

- Weiher am OMV Zentraltanklager, Wien

Der Weiher am heutigen OMV Öllager wurde im 21. Jhd. künstlich ausgebaggert (SCHRATTEHRENDORFER 1999).

2 Methoden

2.1 Nachsuche

Als Grundlage der darauf folgenden Arbeiten im Gelände wurde versucht zu überprüfen, inwieweit sich die aktuelle Verbreitung von *S. aloides* im Untersuchungsgebiet mit den bekannten Angaben dazu deckt. Diese Angaben stammen einerseits aus der Literatur, andererseits handelt es sich um persönliche Auskünfte und Ergebnissen, die im Lauf der Jahre 2012 und 2013 am Institut für Botanik der Universität für Bodenkultur Wien gesammelt wurden (siehe Kapitel 1.3.2).

Hierzu wurden Begehungen an allen in Frage kommenden Standorten durchgeführt.

Der Standort im Gewässer in den Oberen Placken in Niederösterreich galt aufgrund des Bestandsmonitorings im Jahr 2012 als besiedelt nachgewiesen. Ebenso wurde im Herbst 2012 eine Sammlung von Blattmaterial aus einigen der bekannten Populationen in Wien und Niederösterreich durchgeführt. So wurde auch das Vorkommen von *S. aloides* im Weiher am Öllager sowie im Tischwasser in der Lobau und in Eckartsau bereits Ende 2012 nachgewiesen (HAMMEISTER, 2012).

Zum Auffinden der möglichen Standorte im Gelände wurden, falls vorhanden, die Angaben von GPS Koordinaten verwendet und im Gelände mittels Handnavigationsgerät (GARMIN GPSmap 62s) aufgesucht. Falls keine Koordinaten zur Verfügung standen, wurde die genaue Position des möglichen Standortes anhand der vorhandenen Angaben mittels georeferenziertem, öffentlich zugänglichem Luftbild (google earth) versucht zu verorten und die so gefundenen Koordinaten als GPS Punkt übernommen.

Die erste Nachsuche erfolgte Ende März 2013 (siehe Tabelle „Zeitlicher Ablauf“, Anhang 11.1.1). Dabei wurden an besiedelten Standorten auch Daten erhoben, weshalb hier die Nachsuche gleichzeitig die erste Begehung im Rahmen des Bestandsmonitoring darstellte.

Um eine möglicherweise erfolgte Verdrift der Pflanzen seit der letzten Sichtung einerseits und ungenaue Angaben andererseits zu berücksichtigen, wurde auch die nahe Umgebung des Standortes, also die übrige Gewässerfläche bzw. ein Stück stromauf- und stromabwärts begangen.

An den Standorten, an denen bei der ersten Nachsuche keine *S. aloides* Vorkommen nachgewiesen werden konnten, wurde Anfang Mai 2013 ein zweites Mal nach Krebscheren- Individuen gesucht. Die Überlegung dahinter war, dass zu diesem Zeitpunkt die Pflanzen schon an der Wasseroberfläche schwimmen müssten und so leichter auffindbar wären als am ersten Termin, an dem die Pflanzen allesamt noch untergetaucht lagen und so die Wassertiefe, die Sichttiefe sowie die Lichtverhältnisse eine nicht zu unterschätzende Rolle beim Auffinden der Pflanzen spielte.

Eine Ausnahme bei der Nachsuche stellte der Standort Eberschüttwasser dar. Da mit der Angabe des Standortes auch der Hinweis, der Standort sei nur per Boot zu finden, vorlag, wurde dieser Standort terminlich bedingt erst Ende Juni das erste Mal aufgesucht. Dies erfolgte in Kooperation mit der Abteilung „Natur und Wissenschaft“ des Nationalpark Donau- Auen, welche ein Boot zur Verfügung stellte.

Die gewonnenen Daten betreffend nachgewiesenem Vorkommen oder Fehlen der Krebschere an den entsprechenden Standorten wurden anschließend mittels GIS visualisiert.

2.2 Monitoring der *Stratiotes aloides* Bestände

2.2.1 Datenerhebung

Nachdem im Zuge der Nachsuche ein Überblick über vorhandene Bestände im Untersuchungsgebiet geschaffen wurde, wurde an diesen Standorten ein Bestandsmonitoring über die Vegetationsperiode 2013 durchgeführt, um den Ist- Zustand bezüglich Vitalität und Entwicklung aller rezenten Populationen zu erheben.

Dazu wurden die im Rahmen der Nachsuche im Frühjahr vorgefundenen rezenten *S. aloides* Bestände von Anfang April bis Ende November 2013 regelmäßig begangen.

Am Standort Obere Placken erfolgte bereits über das Jahr 2012 ein Bestandsmonitoring des *S. aloides* Bestands. Die Methodik dieses Monitoringprogramms wurde in großen Teilen für die vorliegende Arbeit übernommen und erweitert. So blieben die Ergebnisse aus den zwei Jahren vergleichbar, wurden aber um zusätzliche Information ergänzt.

Die Begehungen an diesen Standorten fanden durchschnittlich alle 14 Tage mit geringen Abweichungen statt (siehe Tabelle „Zeitlicher Ablauf“, Anhang 11.1.1). Zur Zeit der Blüte von *S. aloides* wurden die Intervalle der Begehungen an blühenden Beständen auf 7 Tage reduziert.

Zur Gewinnung der Daten wurde bei jeder Begehung das Gewässer mittels brusthoher Wathose bewatet. So konnten die Pflanzen aus nächster Nähe untersucht werden. Vom Ufer aus war eine Gewinnung der angeführten Daten nicht bis nur größenordnungsmäßig möglich.

2.2.1.1 Erhebung Bestandsentwicklung

Um die Bestandsentwicklung zu dokumentieren, wurden die Entwicklung von Bestandsfläche und Bestandsgröße über die gesamte Vegetationsperiode als Kriterien herangezogen. Die *S. aloides* Bestände wurden zur ersten Begehung in mehrere in sich homogene Teilflächen unterteilt, da die Bestände räumlich betrachtet einige Unterschiede bezüglich Begleitvegetation und Individuendichte aufwiesen. Die Teilflächen wurden am Ufer mittels Markern oder der dokumentierten Zuordnung vorhandener Geländemerkmale markiert. Die Festlegung von Dauer-

flächen ist auch laut DIERSCHKE (1989) für genauere symphänologische Untersuchungen als sinnvoll einzustufen. Dann wurde bei jeder Bestands-Begehung die Anzahl der Individuen *S. aloides* / m² in jeder Teilfläche erhoben. In Kombination mit der jeweiligen Bestandsfläche lässt sich so die Bestandsgröße und ihre eventuellen Veränderungen berechnen.

Als eigenes Individuum wurde jede Rosetten größer 15 cm Durchmesser gewertet. Alle kleineren Rosetten waren meist Ableger, die noch über Stolone mit den Elternpflanzen verbunden waren und daher als Ableger des großen Individuums gewertet wurden.

Zur Erhebung der auf m² standardisierten Daten wurde mit einem schwimmfähigem 1x1 m Raster an immer denselben Probenpunkt jeder Teilfläche gewartet und dort die jeweiligen Werte innerhalb des waagrecht auf die Wasseroberfläche gelegten Rasters gezählt.

An vier Terminen wurde die ungefähre flächige Ausdehnung der Teilflächen mittels Rollmaßband vermessen. So konnte die gesamte Bestandsgröße über die Hochrechnung der Individuen/m² ermittelt, aber auch die Unterschiede der erhobenen Bestandsdaten zwischen den Teilflächen sichtbar gemacht werden.

2.2.1.2 Erhebung Phänologie

Zur Bewertung der Vitalität der Bestände wurden außerdem die phänologische Entwicklung sowie der arttypische Zyklus von Auftauchen und Absinken der Pflanzen zeitlich aufgelöst über denselben Zeitraum wie die Bestandsentwicklung erhoben.

Die Phänologie eignet sich in diesem Sinne „zur Bestimmung der für jeden Standort maßgeblichen Gesamtökologie“ (GAMS 1918 in DIERSCHKE 1989). Auf die zugrundeliegende Forschungsfrage nach den Einflüssen auf die *S. aloides* Bestände im Untersuchungsgebiet bietet so die Abbildung der Gesamtökologie über die Vitalität der Bestände den notwendigen Rückschluss auf die Auswirkung von ebenfalls erhobenen Einflussgrößen (siehe Pkt. 2.3-2.6.).

Es wurden folgende Größen bei jeder Bestands-Begehung erhoben:

- Anteil der aufgetauchten Individuen / m²
- Anzahl Blüten, unterschieden nach Geschlecht
- Anzahl Früchte

Als Beginn der Blütezeit und damit als Beginn der Verkürzung des Begehungsintervalls auf 7 Tage wurde das gesichtete erste Aufblühen einer Krebscherenpflanze im Rahmen einer regulären 14 täglichen Begehung gewertet. Die Verkürzung der Intervalle war aufgrund der kurzen Blühdauer der Art von ca. eineinhalb Tagen (HEGI 1981) notwendig. So konnte das Risiko, große Schübe von aufblühenden Individuen zu verpassen, reduziert werden.

Im Herbst, also zu einem Zeitpunkt im Jahr, zu dem kein Zuwachs mehr zu erwarten war, wurde der Durchmesser der bestandsbildenden Individuen an stichprobenartig ausgewählten Pflanzen gemessen.

Ebenfalls im Herbst wurde die vegetative Vermehrungsfähigkeit des Bestands ermittelt. Hierzu wurden an stichprobenartig ausgewählten Individuen die Anzahl der Ableger und Turionen / Individuum gezählt.

2.2.2 Auswertung

Als Plangrundlage für die Darstellung in GIS wurden einerseits die Gewässergrenzen mittels GPS verortet, andererseits öffentlich zugängliche Geodaten verwendet oder die Grundlage aus öffentlich zugänglichen Satellitenbildern digitalisiert.

Auch die Teilflächen der Bestände, welche an den vier Terminen vermessen wurden, wurden in GIS dargestellt. So wurde die flächige Entwicklung sichtbar.

Die Entwicklung der einzelnen im Rahmen der Begehungen erhobenen Größen wurde mittels Tabellenverarbeitungsprogramm graphisch dargestellt.

Um die Ergebnisse der unterschiedlichen Standorte vergleichen zu können, wurden die gewonnenen Daten mittels Anwendung von Phänostufen dargestellt. In der vorliegenden Arbeit wurden die Krebscherenbestände primär mittels dieser symphänologischen Teilmethodik nach DIERSCHKE (1989) beschrieben und anschließend versucht, kausale Zusammenhänge zur Ökologie der Standorte herzustellen.

Dazu wurde der symphänologische Aufnahmeschlüssel für Blütenpflanzen nach DIERSCHKE (1989), welcher 12 generativ und 12 vegetativ unterscheidbare Phänostufen beinhaltet, für die speziellen Anforderungen der Datendarstellung angepasst. Aufgrund der einzigartigen Lebensweise von *S. aloides* musste der am ehesten passende ursprüngliche Schlüssel (krautige Pflanzen) im vegetativen Teil stark sowie im generativen Teil schwach geändert werden. Es entstan-

den die folgenden 10 vegetativen und 12 generativen Phänostufen für *S.aloides* Bestände (nach DIERSCHKE 1989, verändert):

vegetativ

0	ohne aufgetauchte Rosetten
1	junge Blätter ragen über Oberfläche
2	Pflanzen zu 50% über der Oberfläche
3	junge Rosetten über 15cm Durchmesser
4	fast alle Pflanzen zur Gänze aufgetaucht
5	Bestand voll entwickelt
6	beginnende Eintrocknung von Blattspitzen
7	Blattspitzenvergilbung bis 50%
8	beginnendes Absinken
9	Rosetten zu 50% abgesunken
10	alle Rosetten abgesunken

generativ

0	ohne Blütenknospen
1	Knospen erkennbar
2	Blütenknospen stark geschwollen
3	kurz vor der Blüte
4	bis 25% erblüht
5	bis 50% erblüht
6	Vollblüte
7	25% verblüht
8	50% verblüht
9	völlig verblüht
10	Fruchtansätze bildend
11	Samenreife
12	Ausstreuen der Samen bzw. Abwerfen der Früchte

Durch die graphische Darstellung der Stufen (qualitativ-unvollständiges Phänospektrum nach DIERSCHKE 1989), aufgelöst nach Beständen, sollen etwaige zeitliche Unterschiede (wann ein Bestand eine bestimmte Stufe erreicht), sowie die jeweils absolut höchste erreichte Stufe pro Bestand sichtbar werden.

Die in den Phänospektren nicht enthaltene vegetative Vermehrung sowie das Geschlecht der blühenden Pflanzen wurden ergänzend tabellarisch dargestellt.

2.3 Monitoring der Wasserstände

Die Entwicklung der Wasserstände in den von *Stratiotes aloides* besiedelten Gewässern wurde aus zwei Gründen erhoben:

Zum ersten aufgrund der Tatsache, dass *S.aloides* als abwechselnd submers bzw. teilweise emers schwimmender Makrophyt das Freiwasser als Lebensraum hat. Da sich *S.aloides* im idealtypischen Jahreszyklus zumindest einmal in jeder Wassertiefe des Gewässers befindet,

spielt die zur Verfügung stehende Freiwassersäule eine große Rolle für die Entwicklungsmöglichkeit der Pflanzen.

Zweitens ist in Auengewässern die hydrologische Beeinflussung durch das Hauptgerinne ein großer Faktor. Durch eine Erhebung der Wasserstände in den Krebscherengewässern und die Auswertung der Wasserstände der dazugehörigen Hauptgerinne lässt sich aus dem Vergleich des zeitlichen Verlaufs der beiden Wasserstände ablesen, ob und wie direkt der Wasserstand im Auengewässer vom Abfluss im Hauptgerinne abhängig ist. Diese Abhängigkeit hat auf *S. aloides* bezüglich der Ausbreitung, aber auch durch den Minimumfaktor Wasserstand große Auswirkungen.

So wurde im Gewässer in den Oberen Placken ein behelfsmäßiger Pegel eingerichtet, an dem bei jeder Begehung der Stand abgelesen werden konnte.

Im Weiher am Öllager war ein behelfsmäßiger Pegel bereits vorhanden, der für diesen Zweck benützt werden konnte.

Am Tischwasser wurde der Wasserstand nur anhand von Geländemerkmale geschätzt, was sich als ausreichend herausstellte.

Als Pegelstände in den Hauptgerinnen wurden die online Daten des hydrographischen Dienstes des Lebensministeriums (eHYD) herangezogen. Als relevant wurden die Messstellen Herzogenburg (Traisen), Korneuburg (Donau) und Wildungsmauer (Donau) betrachtet.

2.4 Vergleich der Monitoring- Ergebnisse 2012 mit 2013

Aus dem Vergleich der Monitoringergebnisse 2012 und 2013 am Standort Obere Placken können Entwicklungstendenzen des Bestandes unter den dokumentierten Einflüssen abgelesen werden. Dies bietet neben der Dokumentation der Veränderungen am Standort Obere Placken eine Basis für die Abschätzung der Entwicklung an den 2013 zusätzlich beobachteten Standorten unter den dortigen Einflüssen, für die 2012 noch keine Daten erhoben wurden.

2.5 Wasserchemische Analysen und Vergleich mit Referenzen aus Literatur

Um mögliche Ursachen für Unterschiede der Vitalität bzw. das Auftreten oder Fehlen der Art seitens der Gewässerchemie sichtbar zu machen, wurde ergänzend eine wasserchemische Untersuchung angestellt. Dabei wurden die drei rezent von *S. aloides* besiedelten Gewässer im Untersuchungsgebiet, an denen ein Bestandsmonitoring durchgeführt wurde, sowie einzelne potentiell mögliche Ersatzstandorte beprobt. Zusätzlich wurde die Panozzalacke als Standort, an dem *S. aloides* dokumentiert seit den späten 1980er Jahren fehlt (SCHRATTEHRENDORFER 1999), in die Untersuchung einbezogen. Die betroffenen Gewässer wurden hinsichtlich folgender Parameter analysiert: Temperatur (°C), O₂ (mg/l), pH Wert, Leitfähigkeit (µS/cm), Gesamthärte, Carbonathärte, Mineralsäurehärte (°dH), Oxidierbarkeit, Gesamteisen, Ammonium, Calcium, Magnesium, Chlorid, Nitrat, Nitrit, Bicarbonat, Sulfat, CO₂- Gleichgewicht, freies CO₂, CO₂ überschüssig, CO₂ kalkaggressiv (mg/l), pH-Gleichgewicht, Strohecker-Langlier Index, Gesamt Phosphor (mg/l) sowie Summe Anionen und Kationen.

Die Probengefäße wurden von der Biologischen Station Neusiedlersee, welche die Analyse durchführte, bereitgestellt. Dabei handelte es sich pro zu beprobendem Gewässer um 4 Gefäße: 1 Glasflasche mit Glasschliff-Verschluss zur Analyse von O₂ und CO₂, eine Glasflasche mit Puffer zur Untersuchung von KMnO₄, sowie zwei Plastikflaschen, eine mit Pufferflüssigkeit zur Untersuchung von Fe- Gehalt und eine 400ml Flasche zur Untersuchung der übrigen Parameter.

Die Probenahme in den Gewässern fand im Herbst, ca. Ende September, statt (siehe Tabelle Zeitlicher Ablauf, Anhang 11.1.1). Sie wurde mittels Wathose einige Meter vom Ufer entfernt durchgeführt. In Gewässern mit *S. aloides*- Bestand wurde die Probe nicht direkt im Bestand sondern im Freiwasser ausserhalb der Fläche mit *S. aloides* genommen. Die Probengefäße wurden mit Wasser aus ca. 20-30 cm Tiefe befüllt, was der Tiefe entspricht, in der sich die Rosette von *S. aloides* über die Vegetationsperiode befindet.

Die Glasschliffflasche wurde komplett untergetaucht und noch unter Wasser verschlossen, um Luftblasen in der Probe zu vermeiden. Mittels der 400ml Plastikflasche wurde in derselben Tiefe Wasser entnommen und in die anderen zwei Gefäße gegossen, um keinen unbeabsichtigten Verlust von Pufferflüssigkeit im Gewässer zu verursachen. Abschließend wurde die 400ml Flasche ein zweites Mal komplett befüllt.

Direkt anschließend an die Entnahme wurden die Probengefäße in eine Kühlbox mit Eispacks sowie 12 Volt- Kühlaggregat im Pkw gestellt. Die Proben gelangten so gekühlt jeweils am selben Tag vor 14:00 ins Labor der Biologischen Station Neusiedlersee.

Eine Woche darauf wurde mittels Digitalem Multimeter (Hach Lange HQ30d flexi) in den Gewässern die Standardparameter Temperatur, O₂ Gehalt, pH Wert sowie Leitfähigkeit gemessen. Der zeitliche Unterschied zwischen Probenahme und Standardparametermessung resultierte aus der eingeschränkten Verfügbarkeit des Messgeräts.

Dabei wurde an denselben Stellen, wo zuvor die Probenahme erfolgte, gemessen, ausgenommen an der Panozzalacke, um Konflikte mit Fischern zu vermeiden. So wurde dort ca. 100 m weiter südöstlich gemessen. Bei der Messung wurde die Messelektrode in möglichst dieselbe Tiefe gehalten, in der zuvor die Probeentnahme erfolgt. Am Tischwasser wurde zusätzlich am Gewässergrund in ca. 75 cm Wassertiefe gemessen, wo sich über fast die ganze Saison die Pflanzen befanden.

2.6 Beobachtung der Gewässerentwicklung & Begleitvegetation

An den rezent von *S.aloides* besiedelten Standorten wurde im Rahmen der Begehungen zur Erhebung der phänologischen Daten die übrige Gewässervegetation hinsichtlich Artenzusammensetzung, räumliche Verteilung sowie Häufigkeit aufgenommen. Dabei wurde für jedes Gewässer mit Krebschere eine Artenliste der aquatischen und semiaquatischen Begleitvegetation erstellt sowie eine Häufigkeitsschätzung der Arten gemäß KOHLER (1995) durchgeführt.

Tabelle 1: Fünfstufige Schätzskala nach KOHLER 1995

Stufe	Beschreibung
1	selten
2	zerstreut
3	verbreitet
4	häufig
5	sehr häufig bis massenhaft

(Quelle: eigene Darstellung)

Mittels der ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG (2010) der einzelnen Arten können Rückschlüsse auf den Sukzessionsgrad, speziell den Verlandungsgrad, die Lichtverhältnisse sowie der Trophie des Gewässers gezogen werden. In diesem Fall handelte es sich durchwegs um Auengewässer, die in natürlichen Flusssystemen einem steten Wandel von Neubildung und Verlandung unterliegen.

Weiter wurde das Substrat am Gewässergrund hinsichtlich abiotischer Choriotope (MOOG et al. 1999) stichprobenartig eingeschätzt und eingeteilt. Auch so lässt sich bis zu einem gewissen

Grad durch die vorhandenen Substratdicken und Korngrößen die Anlagerungs- bzw. Erosionssituation abschätzen.

Die Lichtsituation an der Wasseroberfläche, an der *S. aloides* zu finden war, wurde zu mehreren Zeitpunkten ebenfalls geschätzt. So konnte der Einfluss der übrigen umgebenden Vegetation bezüglich Lichtverfügbarkeit erhoben werden.

Störereignisse wie Hochwässer oder andere Beeinflussung wie etwa Biberaktivität wurden, falls vorhanden, ebenfalls dokumentiert.

Die direkte menschliche Nutzung bzw. Störung der Gewässer, wie etwa Fischerei oder Badebetrieb, wurde ebenfalls im Rahmen der Begehungen qualitativ beobachtet und abgeschätzt.

Diese Einflüsse wurden dann in Relation zur erhobenen Vitalität der *S. aloides* Bestände gesetzt.

3 Ergebnisse

3.1 Ergebnis Nachsuche

Durch die gute Datenlage an den Standorten Obere Placken und am Tischwasser sowie Weiher am Öllager in der Lobau musste an diesen Standorten 2013 keine explizite Nachsuche unternommen werden, da alle drei Bestände Ende 2012 nachgewiesen waren (BERNHARDT & OSCHATZ 2012, HAMEISTER 2012). Im Gegensatz dazu wurden an allen neu bekannt gewordenen Standorten und an jenen, an denen ein Vorkommen 2012 nur zweifelhaft oder nicht nachgewiesen wurde, Anstrengungen unternommen, die Situation zu verifizieren.

Im Jahr 2013 wurden zusammenfassend an folgenden Standorten *Stratiotes aloides* Pflanzen nachgewiesen (siehe Tabelle 2):

Tabelle 2: Nachweise an den begangenen Standorten 2013 im Vergleich zu 2012

	2012 begangen	<i>S. aloides</i> 2012 nachgewiesen	2013 begangen	<i>S. aloides</i> 2013 nachgewiesen
Obere Placken	+	+	+	+
Alte Donau	-	-	+	-
Tischwasser	+	+	+	+
Panozzalacke	+	-	+	-
Öllagertümpel	+	+	+	+
Saltenstraße	+	-	+	-
Eberschüttwasser	-	-	+	-
Eckartsau	+	+	+	+
Stopfenreuth	+	-	+	-

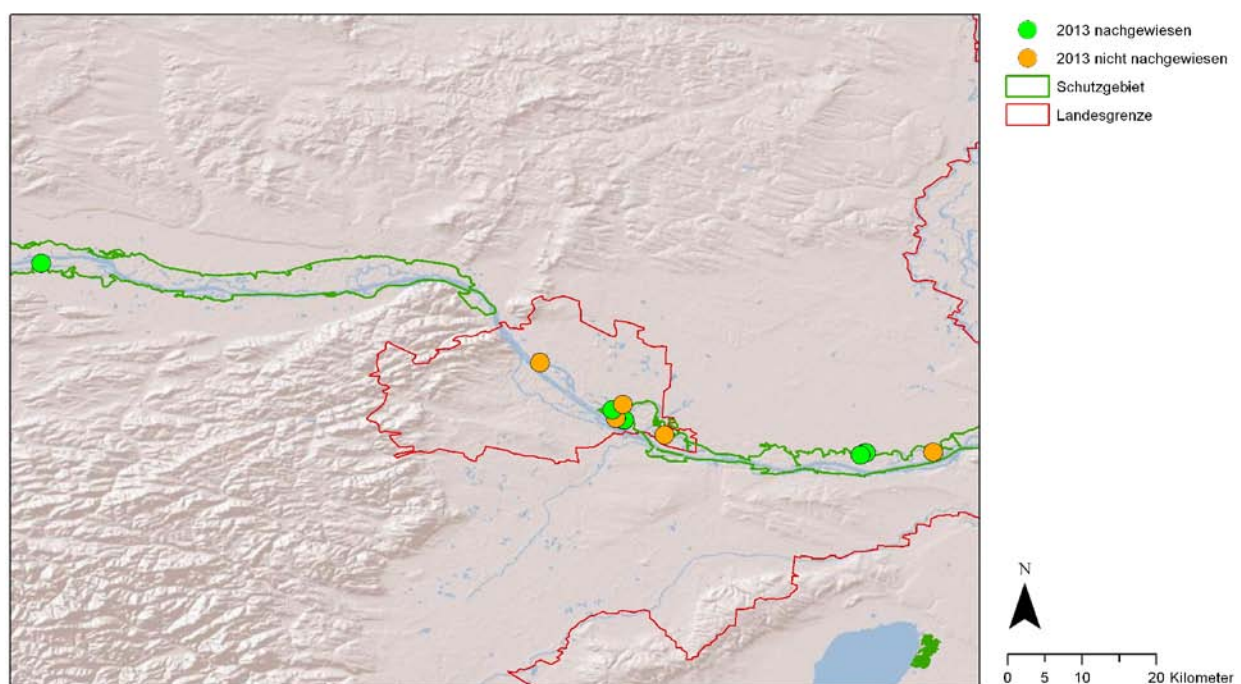


Abbildung 7: Ergebnis der Nachsuche 2013 und Lage der begangenen Standorte
(Datengrundlage: Noe-Open Government Data)

3.1.1 Obere Lobau

Die Bestände im Weiher am Öllager sowie im Tischwasser konnten wie eingangs erwähnt bei der ersten Begehung 2013 wieder nachgewiesen werden. Aufgrund der geringen Wassertrübe in beiden Gewässern zu dieser Jahreszeit konnten die Pflanzen am Gewässergrund sogar vom Ufer aus leicht identifiziert werden.

An der Saltenstraße wurden bei der ersten Nachsuche keine Krebscheren gefunden. Bei der zweiten Nachsuche am Standort Mitte April wurde das gesamte Gewässer von der Verlandungszone stromab der Brücke an der Saltenstraße bis zur stromauf liegenden Einmündung aus dem Mühlwasser in Gewässermitte bewatet, auch dabei konnten keine Krebscheren nachgewiesen werden. Anfang Juni, wo die Pflanzen an sich aufgetaucht sein müssten, wurden am angegebenen Standort stromauf der Brücke an der Saltenstraße ebenfalls keine Individuen vorgefunden. Der Standort gilt somit 2013 wie schon 2012 als nicht nachgewiesen.

Im Fall der Panozzalacke wurde bei der Nachsuche das gesamte Gewässer am Rand rundum bewatet. Dabei wurden keine Krebscheren vorgefunden. Im Rahmen des Bestandsmonitoring wurde zur Ergänzung regelmäßig an der Panozzalacke der Pegelstand abgelesen. Auch dabei konnten über den gesamten Beobachtungszeitraum keine *S. aloides* Individuen gesehen werden. Der Standort gilt somit 2013 wie schon 2012 ebenfalls als nicht nachgewiesen.

In der Oberen Alten Donau wurde Ende Mai nach Krebscheren gesucht. Dabei wurde der angegebene Bereich am Ufer abgegangen. Es konnten dabei weder am Gewässergrund noch an der Oberfläche schwimmend Individuen nachgewiesen werden.

3.1.2 Untere Lobau

Der angegebene Standort am Eberschüttwasser wurde erstmals und ausschließlich Ende Juni begangen. Problematisch ist in diesem Gebiet die Zugänglichkeit der Gewässer durch relativ große, schilfbewachsene Wasserflächen und ausgedehnte, nicht bewatbare Wasserkörper. Dabei wurden mehrere aufgrund der vorliegenden Standortangaben in Frage kommende Gewässerteile bewatet und keine *S. aloides* Pflanzen vorgefunden.

3.1.3 Nationalpark Donau- Auen

Im Raum Eckartsau wurde die erste Nachsuche Ende März durchgeführt. Dabei wurden die Ufer des Fadenbachs sowohl im gesamten Schlosspark des Schlosses Eckartsau als auch außerhalb entlang des abzweigenden Altarms bis zum Marchfeldschutzdamm in südöstliche Richtung und einige hundert Meter entlang des Fadenbachs nach Westen bis zum angegebenen Standort abgegangen. Dabei konnten keine Krebscheren gesehen werden.

Bei der zweiten Nachsuche Anfang Mai wurde wiederholt ein Stück stromauf der Brücke über den Fadenbach, westlich der Umgrenzung des Schlossparks, nach Krebscherenpflanzen gesucht. Auch dabei wurden keine Individuen gesehen. Damit wurde beschlossen, an diesem Standort nicht weiter zu suchen, da für eine Einrichtung eines Bestandsmonitorings das Jahr schon weit fortgeschritten war.

Schließlich wurde Ende November der Raum Eckartsau nochmals begangen. Dabei wurden an drei Stellen über eine größere Strecke im Fadenbach mehrere Individuen *S. aloides* vorgefunden. Der Standort Fadenbach/ Eckartsau gilt somit als 2013 nachgewiesen.

Bei Stopfenreuth wurde bei drei Begehungen im Rahmen der Nachsuche das Ufer des angegebenen Altarms vom Marchfeldschutzdamm nach Süden bis zum stark verlandenden Übergang zum Rosskopfarm abgegangen. Aufgrund der Wassertrübe in weiten Teilen des Gewässers hätte auch eine direkte Bewattung die Chancen auf ein Auffinden der Krebschere unter Wasser nicht wesentlich erhöht. Aufgrund der geringen Gewässerbreite wären an der Oberfläche schwimmende Exemplare jedenfalls auch vom Ufer aus gesehen worden. Es konnten entlang der begangenen Strecke des Altarms und auch direkt am angegebenen Standort keine *S. aloides* Pflanzen vorgefunden werden. Der Standort gilt somit 2013 wie schon 2012 als nicht nachgewiesen.

3.1.4 Marchfeldkanal

Aufgrund einer Angabe zu einem potentiellen Vorkommen der Krebschere im Marchfeldkanal wurde die in Frage kommende Stelle Anfang September begangen. Dabei konnte *S. aloides* nicht gefunden werden. Es kann sich in diesem Fall bei der Vorkommens- Angabe um eine generelle Verwechslung mit einer anderen Makrophytenart gehandelt haben. Der Standort am Marchfeldkanal wird daher bei der Auswertung der Nachweise an den Standorten nicht weiter angeführt.

3.2 Ergebnisse Bestandsmonitoring

3.2.1 Obere Placken, Tullnerfelder Donau- Auen

3.2.1.1 Teilflächen

Aufgrund der räumlichen Struktur des *S.aloides* Bestandes wurde der Bestand in fünf Teilflächen unterteilt (siehe Abb.8). Die räumliche Inhomogenität äußerte sich durch stark unterschiedliche Dichten von *Phragmites australis* im Gewässer.

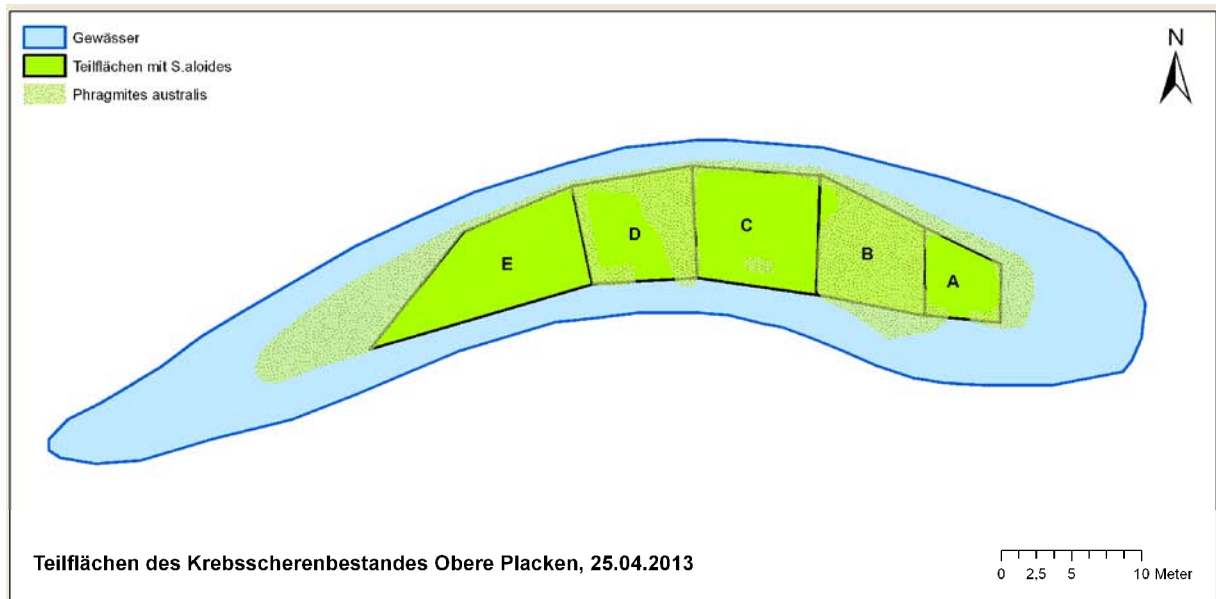


Abbildung 8: Teilflächen des Krebscherenbestands „Obere Placken“

Um mögliche Unterschiede in der Entwicklung von *S.aloides* in Bezug zur Dichte des Schilfes setzen zu können, wurden die Teilflächen über die räumliche Ausdehnung des Schilfbestandes definiert. Es ergaben sich auf diese Art drei Teilflächen, welche mit sehr wenig oder keinem Schilf und zwei Teilflächen, welche mit viel Schilf im Bestand von *S.aloides* bewachsen waren.

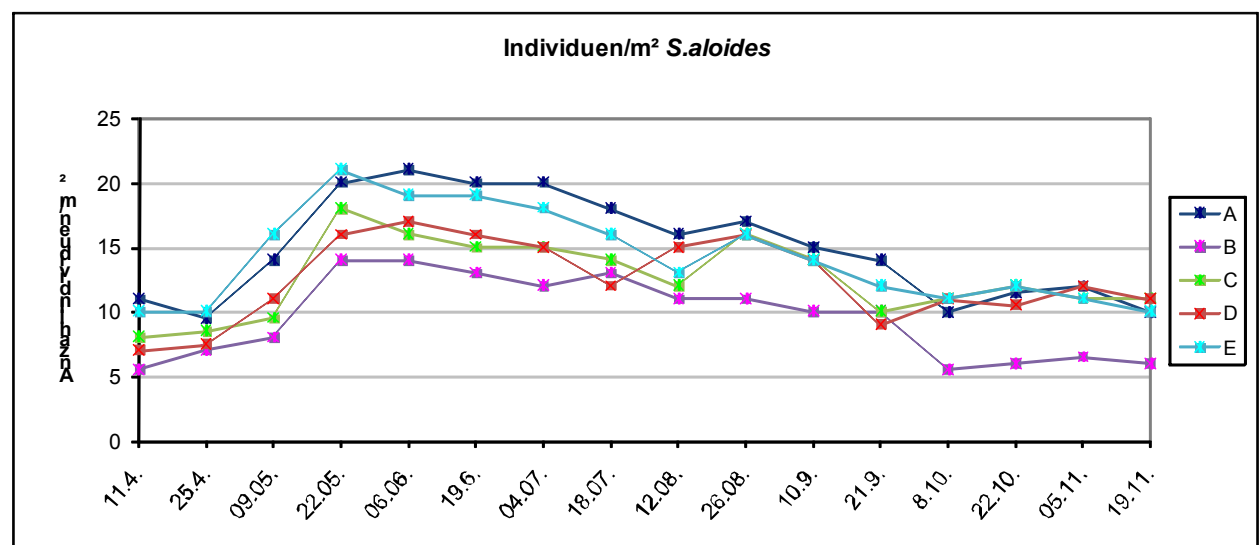
3.2.1.2 Bestandsentwicklung

Generell gab es innerhalb des Gewässers flächige Unterschiede in der Bestandsdichte von *S.aloides* über die gesamte Vegetationsperiode. Durch die Einteilung des Krebscherenbestands in die fünf Teilareale (A,B,C,D und E; siehe Abb.9) konnten diese Unterschiede berücksichtigt werden. Die Teilflächen A, C, teilweise D sowie E, welche kein oder nur vereinzelt Schilf aufwiesen, hatten mit maximal 19-21 eine höhere Dichte von Krebscheren/m² als B und D bzw. die Randbereiche der Flächen mit 12-14 (siehe Tab.3).

Tabelle 3: Bestandsentwicklung „Obere Placken“ 2013

Datum	Teilflächen	A	A_Rand	B	C	C_Rand	D	D_Rand	E	gesamt
25.04.	Größe (m ²)	28,4	-	56,6	72,7	-	60,9	-	80,2	298,8
	Ind./m ²	9,5	-	7	8,5	-	7,5	-	10	8,5
	Pop.größe	270	-	396	618	-	457	-	802	2543
06.06.	Größe (m ²)	15	13,3	55,9	45,4	27,8	29,3	31,7	80,5	298,9
	Ind./m ²	21	12	14	20	12	17	12	19	16,4
	Pop.größe	315	160	783	908	334	498	380	1530	4907
10.09.	Größe (m ²)	21,3	7	36,1	73	-	40,1	22,9	77,8	278,2
	Ind./m ²	15	10	10	14	-	14	10	14	13,1
	Pop.größe	320	70	361	1022	-	561	229	1089	3652
19.11.	Größe (m ²)	26,4	-	38,1	75,9	-	39,8	15,3	81,63	277,13
	Ind./m ²	10	-	6	11	-	11	6	10	9,6
	Pop.größe	264	-	229	835	-	438	92	816	2673

Abbildung 9: Verlauf der Dichte von *Stratiotes aloides* Pflanzen / m² auf den fünf Teilflächen am Standort „Obere Placken“



Die Anzahl der Krebscheren/m² nahm im Lauf des Frühjahrs deutlich zu, sie hat sich in allen Teilflächen zwischen Anfang April und Ende Mai ca. verdoppelt. Der starke Zuwachs ist auf das Wachstum der Ableger zurückzuführen, die nun so groß wurden dass sie sich vom Stolon lösten und als eigene Individuen gewertet wurden (Durchmesser >15 cm). Der gesamte Krebscheren-Bestand zählte Anfang April ca. 2543 Individuen, Anfang Juni knapp unter 5000 (siehe Tab.3).

Über den Sommer nahm der Zuwachs der jungen Krebscheren-Individuen wieder langsam ab (siehe Abb.9). Im Herbst lag die Dichte immer noch über jener von Anfang April.

Die Dichteentwicklung von *S.aloides* verlief auch innerhalb der einzelnen von der Art besiedelten Teilflächen nicht komplett gleichmäßig. So hatten die Krebscheren in Bestandsmitte der schilffreien Flächen am meisten Zuwachs, es bildete sich ein richtiger „Teppich“ an der Wasseroberfläche. In den Randbereichen war der Zuwachs generell geringer. Die dortigen Krebscheren-Individuen bedeckten im Verhältnis weniger Wasserfläche und die Dichte blieb geringer. Dies machte zur Berechnung des gesamten Bestandes eine weitere Differenzierung der Flächen in dichte Bestandsflächen und Randbereiche notwendig (siehe Tab.3).

Die mit Krebschere bewachsene Fläche änderte sich über den Frühling nur wenig. Mit steigendem Pegel im Juni bot sich den Pflanzen in einigen Bereich der Teilflächen C und E die Möglichkeit, mehr Fläche zu besiedeln, da bei den flachen Ufern des Gewässers selbst ein geringer Anstieg des Pegels einen relativ großen Zuwachs der Wasserfläche bedeutet. So fanden sich am Südufer vitale *Stratiotes* Individuen an Stellen, wo über den Winter gar kein Wasser stand. Dies hatte mit fallendem Pegel ab Ende Juli zur Folge, dass einige Pflanzen dort trocken fielen.

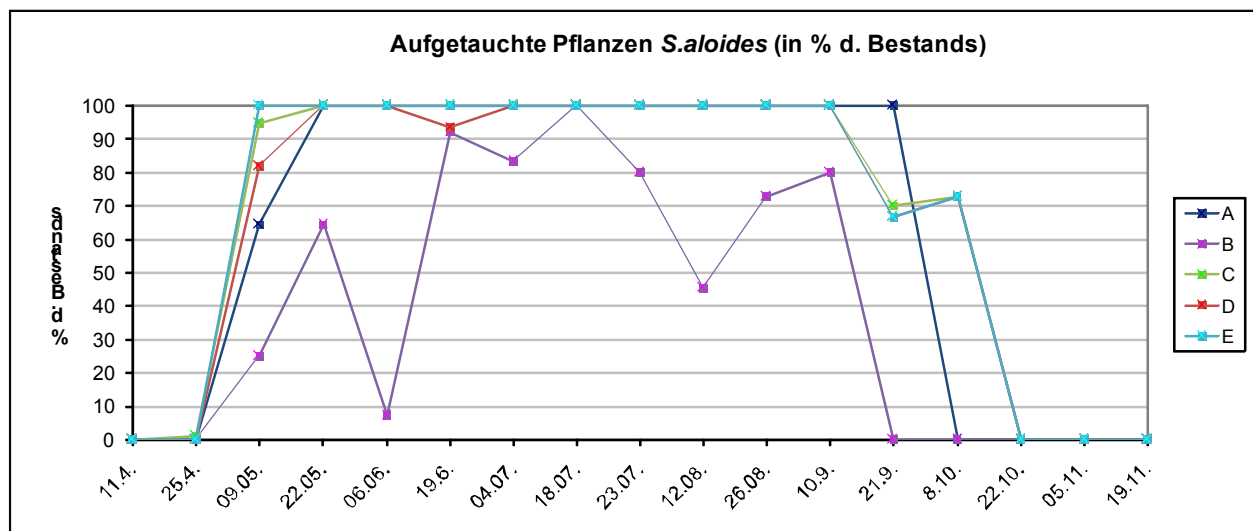
Ab Anfang September nahm die mit Krebschere bewachsene Fläche leicht ab. Die Gründe dafür liegen in der Zunahme der Schilfdichte in Teilen der Fläche B, aber auch im Rückgang der Wasserfläche durch den sinkenden Pegelstand, womit weniger besiedelbare Fläche zur Verfügung stand.

3.2.1.3 Auftauchen und Absinken

Bei der ersten Begehung war das Gewässer völlig zugefroren. Die Krebssscheren lagen unter einer Eisschicht, lediglich einige erfrorene Blattspitzen ragten aus dem Eis heraus. Dadurch blieben die Blätter, welche unter der Wasseroberfläche überwintern konnten, grün, während jene, die aus dem Wasser ragten, abstarben.

Im Laufe des Aprils begannen die unter der Wasseroberfläche liegenden *S.aloides* Rosetten neue, junge Blätter mit rötlicher Färbung zu treiben. Auch die Ableger, welche mit den Mutterpflanzen verbunden überwinterten, begannen zu wachsen. Gegen Ende April ragten vereinzelt die ersten 2-3 cm der jungen Blattspitzen aus dem Wasser. Anfang/Mitte Mai hatte die Hälfte bis 2/3 der größeren Rosetten (Durchmesser >15 cm) alle jungen Blätter über der Wasseroberfläche. Ende Mai war der Bestand größtenteils aufgetaucht. Mit dem gestiegenen Wasserstand schwammen die Pflanzen nun auch frei und saßen nicht mehr am Grund auf.

Abbildung 10: Verlauf des Auftauchen und Absinken von *S.aloides* am Standort „Obere Placken“



Das Auftauchen verlief nicht in allen Teilflächen gleichzeitig (siehe Abb.10). In A, C, E und großen Teilen von D tauchten die Pflanzen in Bestandsmitte gleichzeitig und früher auf, während in den Randbereichen und in der Fläche B die Pflanzen später bzw. in überhaupt geringerer Zahl auftauchten.

Anfang Juni waren einige Pflanzen wieder weiter unter Wasser, was in der Fläche B generell zu einem starken Rückgang der aufgetauchten Individuen führte.

In der Teilfläche B bzw. auch in den schilfnahen Randbereichen der Flächen A, C, D und E gab es über die gesamte Beobachtungszeit einzelne Individuen, die nie wirklich auftauchten bzw. nur für sehr kurze Zeit, wenn die Bedingungen ideal waren. In der Teilfläche B begann das herbstliche Absinken auch gut drei Wochen früher als in den übrigen Teilarealen.

Mitte September begannen auch in den vitalsten, schilffreien Flächen die Pflanzen geringfügig abzusinken. An der Südseite der Bestände in den Flächen C, D und E waren die Pflanzen wei-

ter abgesunken als in der restlichen Fläche. Hier lagen vereinzelte Individuen auch schon komplett unter der Oberfläche. Die meisten abgesunkenen Individuen ragten noch mit ca. 10 cm der Blattspitzen aus dem Wasser, während die jüngsten Blätter in Rosettenmitte schon komplett unter Wasser lagen.

In der ersten Oktoberwoche lagen alle Rosettenmittelpunkte inkl. jüngster Blätter unter der Oberfläche, wobei noch ca. 1/3 der Blattlängen aus dem Wasser ragten. In der Teilfläche A hatten die Pflanzen noch ca. 3 cm Freiwasser unter sich, um weiter abzusinken; in B-E ca. 10 cm. Am Südrand der Teilflächen C-E saßen die Individuen mehr oder weniger am Gewässergrund auf. Zudem begannen die Pflanzen, ihre Blätter immer waagrecht hängen zu lassen, was ihnen auch bei geringer Wassertiefe ermöglichte, komplett unter der Oberfläche zu liegen. Dies ist allerdings nur in den weniger dicht besiedelten Bereichen am Bestandsrand möglich, wo ausreichend Pflanzenzwischenräume zur Verfügung stehen, während im dichten Bestand die Pflanzen sich gegenseitig daran hindern.

Ende Oktober saßen die Pflanzen nun weitgehend auf dem Gewässergrund bzw. in der Laubstreuschicht auf. Je nach Freiwassertiefe und der Möglichkeit, die Blätter waagrecht zu legen, waren die Individuen nun komplett unter der Oberfläche (Teile von Fläche E) oder sie ragten zu 1/3 bis 1/2 der Pflanzenhöhe aus dem Wasser.

Durch die regelmäßigen Bewatungen im Rahmen des Monitoring bildeten sich an wenigen Stellen im Gewässer Bereiche mit weniger Schlamm und mehr Freiwasser. An diesen Stellen war zu dieser Zeit des Jahres nun sichtbar, dass die dortigen Pflanzen komplett unter der Wasseroberfläche schwammen. Ihr spezifisches Gewicht ließ sie vollständig abtauchen. Lediglich die Streu- bzw. Schlammschicht im Gewässer verhinderte ein komplettes Absinken der gesamten Population.

Ende November, zur letzten Begehung, saßen alle Krebsscheren am Gewässergrund auf und nur vereinzelte Individuen, vor allem in den weniger dicht besiedelten Bereichen am Südufer, waren bis zu den Blattspitzen mit Wasser bedeckt. Der Großteil des Bestandes war aufgrund der geringen Freiwassertiefe nicht vollständig abgetaucht, obwohl die Pflanzen keinerlei Schwimmvermögen mehr aufwiesen, wie sich in den eingetieften Stellen durch die Bewatungen feststellen ließ. Das Ende des Absinkens laut Abbildung 10 wurde über den völligen Verlust des Schwimmvermögens definiert, nicht über die komplette Bedeckung der Krebsscheren mit Wasser.

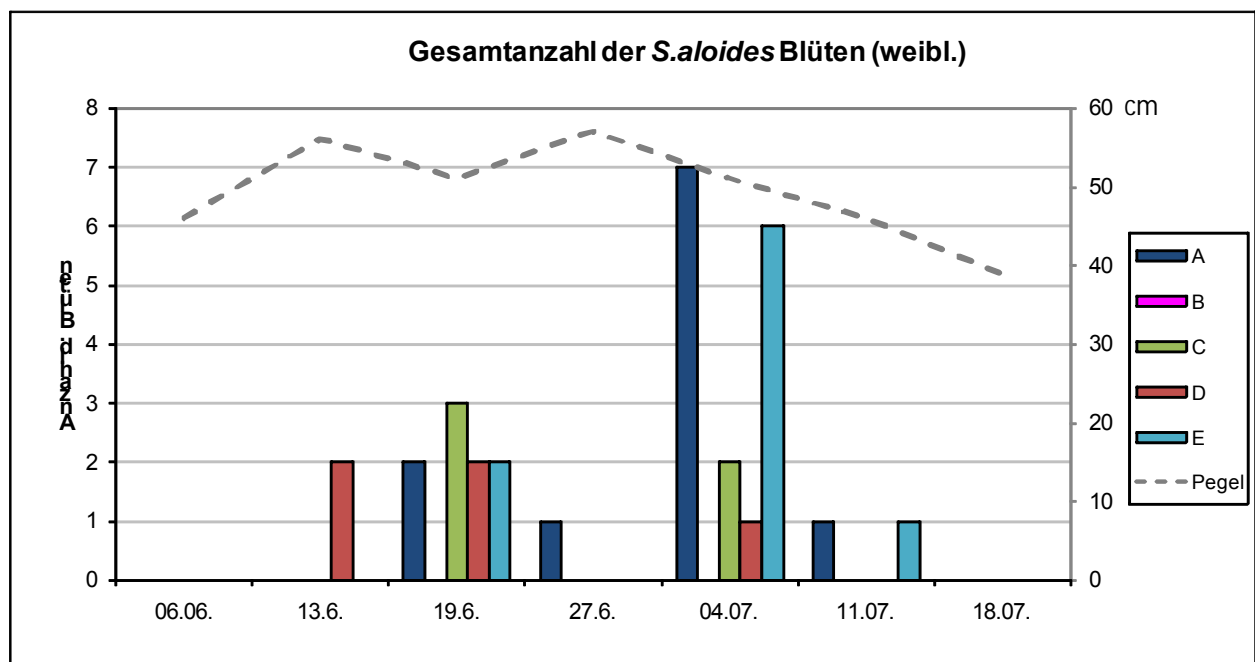
Durch den Rückgang des Wasserstandes zur Zeit des Absinkens kamen auch einige Individuen außerhalb der Wasserfläche auf der Schlammschicht zu liegen.

3.2.1.4 Generative Phase

Generell bildeten nur die größten, adulten *S. aloides* Individuen, die meist älter als 1 Jahr waren, Organe zur generativen Vermehrung aus.

Ab Mitte/Ende Mai begannen vereinzelte Individuen Blütenknospen zu bilden. Diese zunächst noch ungestielten, vorne zugespitzten Knospen hatten anfangs Längen zwischen 5 und 15 mm. Nach dem Erreichen von ca. 25-30 mm begann auch der Stiel zu wachsen, wodurch die Knospen über die Wasserlinie gehoben wurden. Auch hatten die Hochblätter ab diesem Moment die namensgebende Form einer Krebssschere.

Abbildung 11: Blüte von *S. aloides* am Standort „Obere Placken“



Die erste aufgeblühte Blüte konnte am 13.06. gesehen werden. Das Maximum der gleichzeitig geöffneten Blüten war am 04.07., die letzte Blüte 2013 blühte bei der Begehung am 11.07. Bei der Blütenzählung blieben die ungeöffneten sowie komplett abgeblühten Blütenknospen unberücksichtigt, um eine Mehrfachzählung derselben Blüte bei zwei aufeinanderfolgenden Begehungen auszuschließen.

Auffällig war der Einbruch der Anzahl geöffneter Blüten zur Begehung am 27.06.

Alle gezählten Blüten, insgesamt 30, waren weiblich. Bei einer Bestandsgröße von ca. 5000 Individuen kamen unter 1% (0,6%) des Bestandes zur Blüte. Dabei wurde keine Blüte in Teilfläche B gefunden. In den Flächen A und E lagen die meisten Blüten, in C und D um ca. die Hälfte weniger. An vereinzelt abgeblühten Blüten konnte eine Verdickung des Fruchtknotens beobachtet werden. Es kam allerdings zu keiner weiteren Fruchtbildung oder gar –reife, da bei den folgenden Begehungen keine Früchte gefunden wurden, lediglich die Fruchtsiele mit abgefaulten Blüten bzw. Fruchtresten daran.

3.2.1.5 Vegetative Vermehrung

Zu Frühlingsbeginn hatten die Krebscheren zwischen 0 und 3 Ableger pro Individuum. Diese Ableger erreichten Mitte bis Ende Mai eine Größe, dass sie bei der Dichtezählung von *S.aloides*/m² als eigene Individuen gezählt wurden (Durchmesser >15 cm) und sich von den Elternpflanzen lösten. Nach dem Loslösen der aus dem Herbst 2012 stammenden Ableger bildeten die Pflanzen neue, kleine Ableger nach. Es konnte über den Sommer allerdings keine neuerliche Zunahme in der Bestandsdichte durch Zuwachs dieser Ableger nachgewiesen werden. Die Krebscheren bildeten über den Sommer zwar vereinzelt Ableger (1-2/Individuum), es konnte aber erst Ende August wieder ein nennenswerter Zuwachs in der vegetativen Vermehrung beobachtet werden.

Tabelle 4: Vegetative Vermehrung von *S.aloides* am Standort „Obere Placken“

		Obere Placken (gesamt)	seicht	mittel	tief
		n=49	n=16	n=19	n=14
Ableger	min	1	2	1	2
	max	6	6	4	4
	Durchschnitt	3,2	3,19	3,05	3,43
Turionen	min	0	0	0	0
	max	7	7	4	4
	Durchschnitt	2,42	2,94	2,26	2,07
gesamt	min	3	3	3	3
	max	11	11	8	8
	Durchschnitt	5,63	6,13	5,32	5,5

Im Herbst, wenn der Wechsel in die Überwinterungsphase einsetzt, wurde an 49 Individuen die Anzahl der Ableger und Turionen gezählt.

Dabei ist zu sehen, dass im Schnitt pro Krebssschere insgesamt 5,63 vegetative Nachkommen vor Beginn des Winters gebildet wurden. Signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Wassertiefen sind generell nicht zu erkennen, wobei die Pflanzen scheinbar im seichten Wasser mehr Turionen als jene im tiefen bildeten, dafür die Pflanzen im tiefen Wasser mehr Ableger als jene im seichten. Ableger und Turionen zusammengenommen bildeten die Pflanzen im seichten Wasser um ca. 11% mehr vegetative Nachkommen als die Pflanzen im tiefen Wasser. Es wurden im Schnitt immer mehr Ableger als Turionen gebildet, wobei zum Zeitpunkt der Zählung vielleicht schon Turionen abgefallen waren und so eventuell insgesamt mehr als gezählt pro Pflanze gebildet wurden, während die Ableger ja großteils bis ins Frühjahr an der Elternpflanze verbleiben.

3.2.2 Weiher am Öllager, Lobau

3.2.2.1 Teilflächen

Der *S. aloides* Bestand im Weiher am Öllager ließ sich zu Beginn des Monitoring in drei Teilflächen unterteilen (siehe Abb.12). Als Grenze zwischen Teilfläche Süd und Mitte wurde eine durchgehende Lücke im Bestand definiert. Die Teilfläche Mitte bestand prinzipiell auch aus zwei Teilen, die zu Beginn der Vegetationsperiode nicht zusammenhingen. Sie wurde dennoch als nur eine Teilfläche definiert, da die beiden Flächen, soweit sichtbar, bezüglich Struktur und Begleitvegetation gleichartig waren. Im Gegensatz zur Fläche Süd konnte die Fläche Mitte über das gesamte Jahr nicht direkt bewatet werden. Gründe hierfür waren die zu große Wassertiefe in Gewässermitte sowie große Totholzmassen, die nicht sichtbar am Gewässergrund liegend eine Bewatung nur unter unverträglich hohem Risiko erlaubt hätte. Die angeführten Werte der Teilfläche Mitte wurden vom Ufer aus abschätzend in Relation zu den erhobenen Werten der Teilfläche Süd abgeleitet. Unterschiede zwischen den anfangs vorhandenen zwei Krebschen-Flächen in „Mitte“ ließen sich so nicht feststellen, was zur Zusammenfassung zu einer Teilfläche führte.

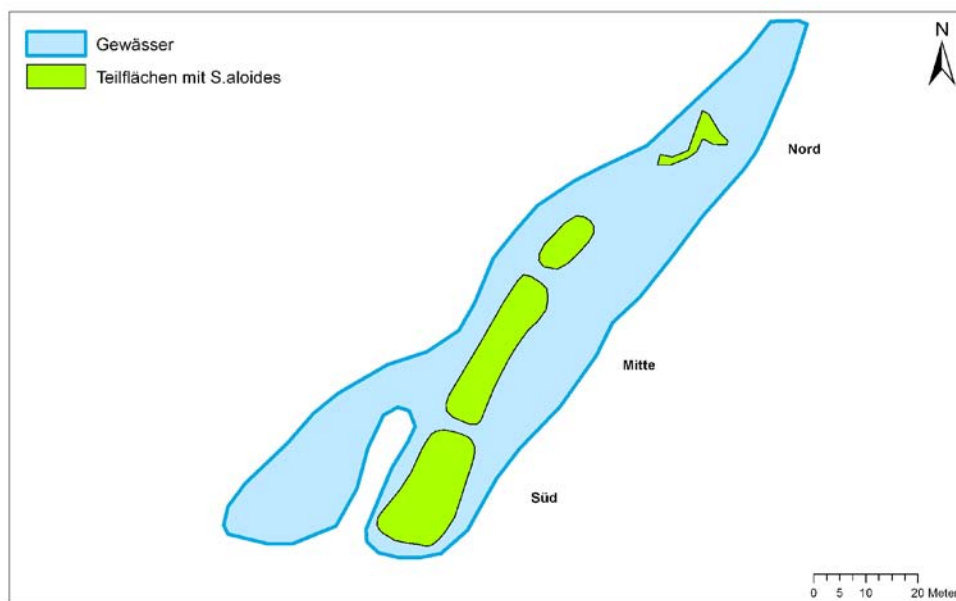


Abbildung 12: Teilflächen des *Stratiotes aloides* Bestandes im Weiher am Öllager

Die Teilfläche Nord ließ sich einfach von der Teilfläche Mitte abgrenzen. Hier kam *S. aloides* nur mit einzelnen Individuen auf der in Abb.12 gezeigten Fläche zerstreut vor und bildete keine durchgehende Bewuchsdecke im eigentlichen Sinn. Die Fläche Nord war eingeschränkt über einen dicken, im Wasser liegenden Pappelstamm zugänglich. Aufgrund der steilen Ufer im Bereich der Teilfläche konnte ebenfalls nicht bis zu jedem Individuum gewatet werden.

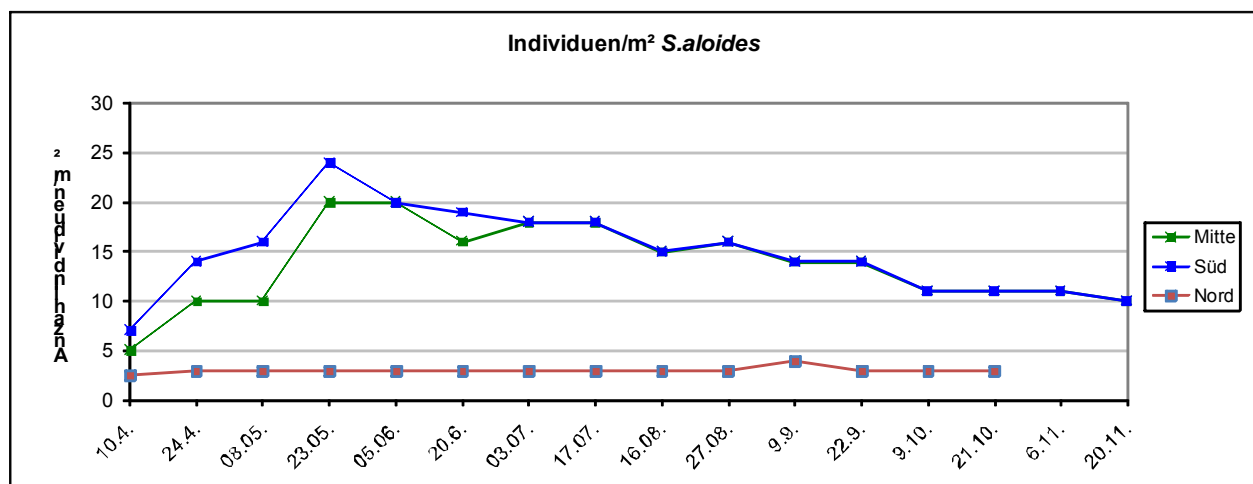
3.2.2.2 Bestandsentwicklung

Die Entwicklung der Bestandsdichte verlief generell innerhalb der Teilflächen Süd und Mitte sehr ähnlich. Die Fläche Nord zeigte allerdings große Unterschiede zum übrigen Bestand. Zum einen war sie wesentlich kleiner, zum anderen kam *S. aloides* dort wie erwähnt nur zerstreut in geringeren Dichten als in Mitte und Süd vor.

Tabelle 5: Bestandsentwicklung „Öllagertümpel“ 2013

Bestandsentwicklung 2013					
Datum	Teilflächen	Süd	Mitte	Nord	gesamt
24.04.	Größe (m ²)	248,28	273,07	36,98	558,33
	Ind./m ²	14	5	2,7	8,8
	Pop.größe	3476	1365	100	4941
26.06.	Größe (m ²)	395,58	677,8	36	1109,38
	Ind./m ²	18	18	2,7	17,5
	Pop.größe	7120	12200	100	19421
09.09.	Größe (m ²)	436,04	896,3	38	1370,34
	Ind./m ²	14	14	4,3	13,7
	Pop.größe	6105	12548	165	18818
20.11.	Größe (m ²)	381,59	859,35	38	1278,94
	Ind./m ²	10	10	?	10
	Pop.größe	3816	8594	165	12559

Abbildung 13: Verlauf der Dichte von *Stratiotes aloides* Pflanzen / m² auf den Teilflächen am Standort „Öllagertümpel“



Zu Beginn des Beobachtungszeitraumes war die ermittelte Dichte von *S. aloides*/m² in Fläche Süd und Mitte mit ca. 7 relativ gering. Es handelte sich dabei aber um sehr große Individuen. Im gesamten Gewässer waren es im April ca. 5000 Pflanzen.

Mit Beginn des Frühlings begannen die Pflanzen und vor allem deren Ableger stark an Zuwachs zu gewinnen. So stieg die Dichte innerhalb von fünf Wochen auf maximal 24 Ind./m² an. Dies ist auf die hohe Anzahl Ableger zurückzuführen, die an den Rosette überwinterten. Sobald ein Ableger einen Durchmesser von >15 cm aufwies, wurde er auch hier als Individuum gezählt.

In der Fläche Nord war zu Beginn der Vegetationsperiode nicht ersichtlich, um wie viele Pflanzen es sich handelt; es waren auf der gesamten Teilfläche nur einzelne Pflanzen zerstreut sichtbar. Mittels Schätzung von deren Anzahl und Vermessung der Fläche konnte so eine Dichte/m² von ca. 3 ermittelt werden. Im Laufe des Frühlings zeigte sich, dass es sich in der Teilfläche Nord gesamt um ca. 100 - 150 Individuen handelte. Diese Teilfläche zeigte im weiteren Jahresverlauf nur geringe Änderungen in Ausdehnung und Individuenzahl.

Durch den starken Zuwachs in Fläche Süd und Mitte begann sich die mit Krebschere bewachsene Fläche im Frühsommer stark auszudehnen (siehe Anhang 11.2.2.). War zu Beginn der Beobachtung in der Teilfläche Süd durchgehend ein Abstand von 2- 3 m zwischen dem Bestand und dem Ufer, füllten die Krebscheren Ende Juni die Gewässerfläche schon fast vollständig aus. Auch in der Teilfläche Mitte dehnte sich der Bestand in diesem Zeitraum vor allem zum östlichen Ufer hin aus. Im Hochsommer wuchsen dann die beiden Teile der Teilfläche Mitte sowie die Teilfläche Süd mit der Teilfläche Mitte zusammen. Es handelte sich ab diesem Zeitpunkt um eine einzige homogene, mit *S. aloides* bewachsene Fläche an der Wasseroberfläche sowie den einzelnen Individuen in Teilfläche Nord. Weiter dehnte sich der Bestand in der Bucht am Südufer des Gewässers bis zu den Ufern hin aus. Zu diesem Zeitpunkt bedeckte *S. aloides* mit Deckung 100% ca. 40% der gesamten Gewässerfläche. Der Bestand erreichte hier eine hochgerechnete Anzahl von fast 20.000 Individuen.

Ab Ende Mai begann die Individuendichte/m² der Krebschere wieder langsam zurückzugehen. Wie am Standort Obere Placken auch nahm die Blattlänge und damit der Durchmesser der Rosetten gleichzeitig stark zu, wodurch die Deckung von *S. aloides* im Bestand gleich blieb bzw. die bewachsene Fläche durch das gegenseitige Auseinanderdrücken infolge des Pflanzenwachstums sogar zunahm.

Die Dichte/m² erreichte zum Ende des Beobachtungszeitraumes einen vorläufigen Tiefststand von 10 Ind./m². Die bewachsene Fläche nahm bis Ende November wieder geringfügig ab, was einerseits mit sinkendem Wasserstand auf das Trockenfallen von Krebscheren am Gewässerrand zurückzuführen ist, andererseits stürzten zwei größere Pappeln in den Bestand und hinterließen an diesen Stellen zwei größere Lücken im *S. aloides* Bestand (siehe Anhang 11.2.2).

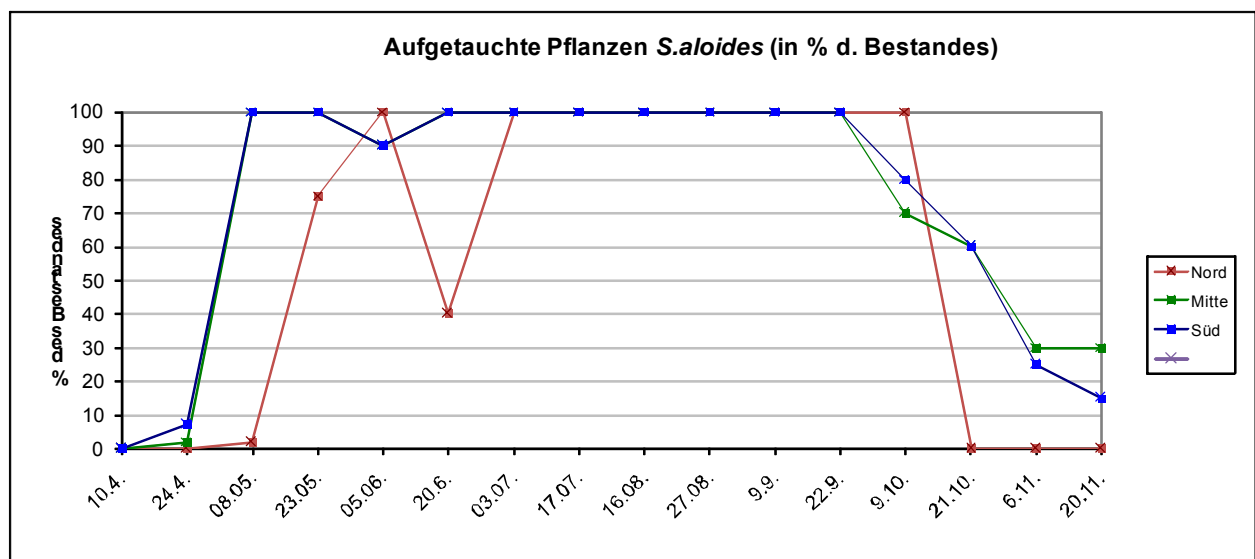
3.2.2.3 Auftauchen und Absinken

Zu Beginn des Monitorings Ende März/Anfang April lagen alle Rosetten gut mit Wasser bedeckt am Gewässergrund. Lediglich vereinzelte Blätter bzw. Blattspitzen waren infolge Herausragens vertrocknet.

Bereits Ende April begannen in Fläche Süd und Mitte einzelne junge Blätter und Ableger mit den Spitzen über die Wasseroberfläche zu ragen. Bei der nächsten Begehung Anfang Mai waren in diesen beiden Teilflächen alle Individuen mit teilweise mehr als 10 cm Blattlänge über der Wasseroberfläche. In der Teilfläche Nord begannen nun erst die ersten Individuen, die bereits knapp unter der Oberfläche trieben, vereinzelt mit jungen Blattspitzen aus dem Wasser zu ragen. Erst Ende Mai waren auch die Krebscheren in Fläche Nord aufgetaucht.

In den ufernahen Randbereichen des Bestandes, speziell am westlichen Ufer, gab es einzeln schwimmende Individuen, die erst Ende Juni wirklich aufgetaucht sind. Diese Pflanzen trieben davor knapp unter der Oberfläche, hatten aber auch ihre jüngsten Blätter nicht senkrecht nach oben gerichtet.

Abbildung 14: Verlauf des Auftauchen und Absinken von *S.aloides* am Standort „Öllagertümpel“



Im Juni ging der Anteil der aufgetauchten Pflanzen wieder leicht zurück, in Teilfläche Nord sogar stark. Hier waren der Großteil der Individuen wieder komplett mit Wasser bedeckt, während in Teilfläche Süd und Mitte die meisten Krebscheren mit weniger Blattmasse über der Wasseroberfläche lagen als bei den Begehungen zuvor. Stellenweise waren aber auch Pflanzen in den beiden großen Teilflächen wieder komplett unter der Oberfläche. Anfang Juli war der gesamte Bestand wieder vollständig aufgetaucht und blieb das auch bis Ende September.

Anfang Oktober waren vor allem in der Teilfläche Mitte aber auch Süd bereits einige kleine Patches mit Pflanzen unter die Wasseroberfläche abgesunken. Gegen Ende Oktober waren dann auch in der Fläche Süd große Flächen mit Krebscherenbewuchs komplett unter Wasser. Speziell am südlichen Ufer des Gewässers begannen nun Pflanzen auf den ersten Metern vom Ufer

weg auf dem Gewässergrund aufzusitzen. Auch nahm die Wasserfläche mit sinkendem Wasserstand wieder ab, wodurch die Krebscheren am Ufer dicht gedrängt entweder schon am Trockenen oder noch von wenigen cm Wasser bedeckt am Gewässergrund lagen.

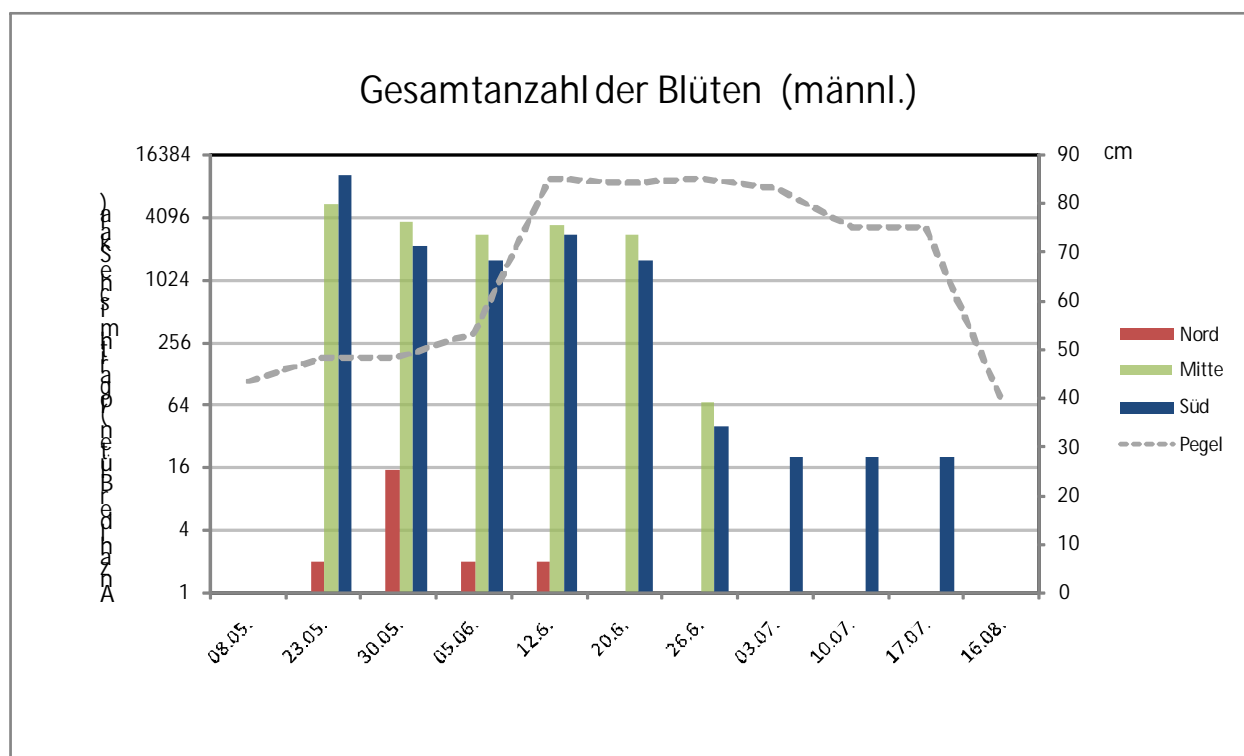
In der Teilfläche Nord ragten ausnahmslos alle Krebscheren ab Anfang Oktober nur mehr mit 2-5 cm der Blattspitzen über die Wasseroberfläche. Ab Ende Oktober/Anfang November waren dort dann alle Individuen komplett abgesunken.

Zum Ende des Beobachtungszeitraums bot sich folgendes Bild: Der Großteil von *S.aloides* lag komplett unter der Wasseroberfläche. Es gab jedoch mehrere Patches, wo das Absinken der Pflanzen durch Hindernisse im Wasser oder durch zu viele Individuen für die zur Verfügung stehende Wassertiefe verhindert wurde. Konkret handelte es sich in Gewässermitte, vor allem in Teilfläche Mitte, um größere Totholzansammlungen, auf denen die Krebscheren aufsaßen und daher nur teilweise oder gar nicht mit Wasser bedeckt waren. In der Teilfläche Süd, speziell im Uferbereich, verhinderte eine zu geringe Wassertiefe in Kombination mit sehr großen Mengen von *S.aloides* Blattmasse / Fläche das vollständige Absinken der Pflanzen.

3.2.2.4 Generative Phase

Bereits Anfang Mai waren in der Teilfläche Süd gestielte Blütenknospen mit ca. 5 cm Länge vorhanden, die deutlich die Form der Schere eines Krebses aufwiesen. Am 23. Mai blühte der gesamte Bestand der Teilflächen Süd und Mitte. Lediglich die vereinzelt außerhalb des zusammenhängenden Pflanzenteppichs schwimmenden Einzelindividuen blühten noch nicht.

Abbildung 15: Blüte von *S.aloides* am Standort „Öllagertümpel“



In der Teilfläche Süd konnten bei dieser Begehung je m² sogar geringfügig mehr Blüten als *S. aloides* Individuen gezählt werden, da einige Individuen mehr als eine Blüte gleichzeitig geöffnet hatten. Das Blühverhalten der Teilfläche Mitte wurde in Referenz zur Fläche Süd vom Ufer aus abgeschätzt. In Teilfläche Nord war lediglich eine vereinzelt Blüte aufgeblüht. Ab der nächsten Begehung Ende Mai bis zu jener am 20. Juni pendelte die Dichte der Blüten/m² in Fläche Mitte und Süd zwischen 4 und 7. Dabei blühten dieselben Individuen auch teilweise mit mehreren Blüten gleichzeitig und jedenfalls öfters hintereinander. Es kamen dabei pro gestieltem Blütenstand bis zu drei gleichzeitig geöffnete Blüten vor. Auffällig ist ein Einbruch der Blütenzahl in der ersten Juniwoche.

In der Teilfläche Nord blühten maximal 15 Blüten gleichzeitig. Die Blüte dort war am 20.06. bereits vollständig vorbei, während in den anderen beiden Teilflächen bis zum 17.07. noch Blüten zu finden waren. Ab 26.06. ging deren Zahl jedoch massiv zurück. Die Pflanzen im zusammenhängenden Kriebsscherenteppich waren im Wesentlichen verblüht. Zu dieser Zeit kamen allerdings jene einzeln schwimmenden Individuen am Gewässerrand, die auch verspätet aufgetaucht sind, zur Blüte. Es handelte sich dabei allerdings um weniger als 100 Blüten in der Teilfläche Süd.

Alle am gesamten Standort untersuchten Blüten waren männlich, folglich konnte keine Fruchtbildung im Bestand beobachtet werden.

Beim Vergleich der hochgerechneten Populationsgröße mit der hochgerechneten Gesamtanzahl der Blüten wird ersichtlich, dass 2013 am Standort Öllagertümpel nahezu 100% des Bestandes teilweise sogar mehrfach geblüht hat.

3.2.2.5 Vegetative Vermehrung

Zu Frühlingsbeginn hatten die Kriebsscheren bis zu 5 Ableger pro Individuum. Diese Ableger erreichten Mitte bis Ende Mai eine Größe, dass sie bei der Dichtezählung von *S. aloides*/m² als eigene Individuen gezählt wurden (Durchmesser >15 cm) und sich von den Elternpflanzen lösten. Die Pflanzen bildeten über den Frühling und Frühsommer in geringem Ausmaß neue kleine Ableger nach (bis maximal 4 kleine Ableger / Individuum). Es konnte über den Sommer dann allerdings keine neuerliche Zunahme in der Bestandsdichte durch Zuwachs dieser Ableger nachgewiesen werden. Die Pflanzen zeigten verstärkt Größenwachstum. Es konnte erst Ende August wieder ein nennenswerter Zuwachs in der vegetativen Vermehrung beobachtet werden.

Tabelle 6: Vegetative Vermehrung von *S.aloides* am Standort „Öllagertümpel“

		Öllagertümpel (gesamt)
		n=33
Ableger	min	2
	max	7
	Durchschnitt	4,67
Turionen	min	1
	max	9
	Durchschnitt	4,18
gesamt	min	3
	max	16
	Durchschnitt	8,85

Im Herbst, also zum Zeitpunkt, an dem die Krebscheren sich auf das Überwintern vorbereiten, wurde aufgrund der Zugänglichkeit nur in der Teilfläche Süd an 33 Individuen die Anzahl der Ableger und Turionen gezählt. Eine Unterscheidung nach Wassertiefe war hier nicht möglich, da die Individuen im tiefen Wasser nicht zugänglich waren. So stammten alle gezählten Pflanzen aus den ersten 3-4 m vom Ufer weg.

Dabei ist zu sehen, dass im Schnitt pro Krebschere 8,85 vegetative Nachkommen vor Beginn des Winters gebildet wurden. Die Pflanzen bildeten im Schnitt geringfügig mehr Ableger (mindestens 2, maximal 7, im Schnitt 4,67/ Ind.) als Turionen (mindestens 1, maximal 9, im Schnitt 4,18/ Ind.) aus. An den untersuchten Individuen konnten maximal 16 und mindestens 3 vegetative Vermehrungsorgane pro Individuum nachgewiesen werden. Es kam keine *S.aloides* Pflanze ohne vegetative Vermehrung vor. Die größten Ableger hatten im September bereits Durchmesser von knapp 10 cm.

3.2.3 Tischwasser, Lobau

3.2.3.1 Bestandsentwicklung

Beim Bestand im Tischwasser handelte es sich um den kleinsten der drei *S.aloides* Bestände, an denen im Jahr 2013 das Monitoring durchgeführt wurde. Zu Beginn des Beobachtungszeitraumes handelte es sich um gezählte 20 Individuen. Die Krebscheren verteilten sich auf einer Länge von ca. 40 m entlang des südwestlichen Ufers des Gewässerabschnitts. Dabei wurden Individuen maximal 2,5 m vom Ufer entfernt vorgefunden. Aufgrund der sehr geringen Individuenzahl auf einer verhältnismäßig großen Fläche wurde hier keine Dichtemessung vorgenommen, sondern die Individuen bei jeder Begehung abgezählt. Es kamen aufgrund der räumlichen Verteilung dabei an einzelnen Stellen geschätzt maximal 2-3 Individuen/m² vor.

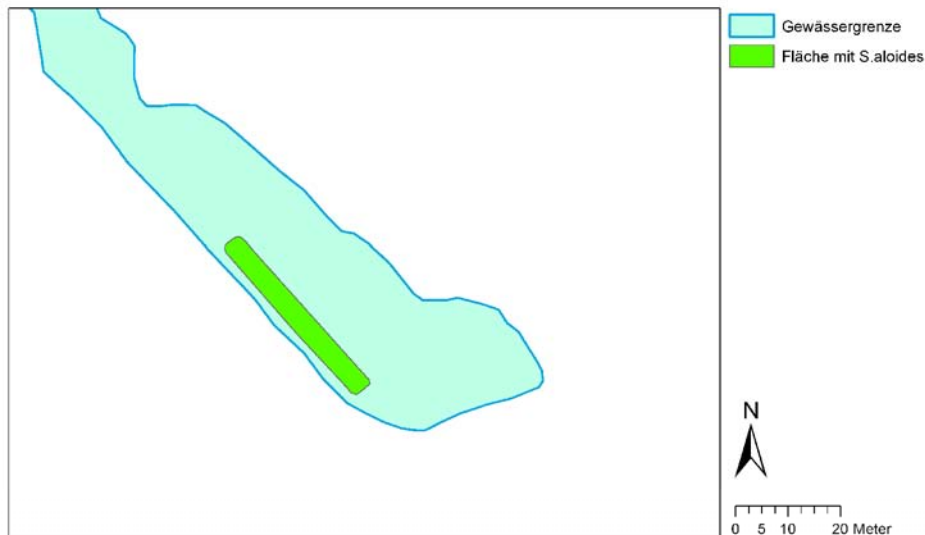


Abbildung 16: Flächige Ausdehnung des *Stratiotes aloides* Bestandes im Tischwasser 2013

Tabelle 7: Bestandsentwicklung im Tischwasser 2013

Bestandsentwicklung 2013		
Datum	Tischwasser	gesamt
24.04.	Größe (m ²)	107,65
	Pop.größe	20
26.06.	Größe (m ²)	107,65
	Pop.größe	4
27.08.	Größe (m ²)	80,86
	Pop.größe	11
21.10.	Größe (m ²)	80,86
	Pop.größe	3

Zusätzlich bereitete das Auftauchverhalten an diesem Standort (siehe Kapitel 3.2.3.2) Probleme bei der Erhebung der Bestandsgröße. Die Pflanzen waren am Gewässergrund aufgrund der Wassertiefe je nach Wassertrübe, Lichteinfall und vorliegender Dichte der Schwimmblattpflanzen an der Wasseroberfläche nicht immer gleich gut bzw. teilweise nicht sichtbar. Die angegebenen Populationsgrößen beziehen sich daher auf die zur jeweiligen Begehung sichtbar gewesenen Individuen.

3.2.3.2 Auftauchen und Absinken

Die *S.aloides* Pflanzen im Tischwasser lagen zu Beginn des Monitorings am Gewässergrund in ca. 75 cm Wassertiefe. Über den gesamten Beobachtungszeitraum tauchte kein einziges Individuum vollständig auf, d.h. die Krebschere kam hier ganzjährig ausschließlich submers vor.

Bis auf zwei Begehungen Mitte und Ende August lagen alle gezählten Individuen immer am Gewässergrund. In der zweiten Augushälfte konnten dann 3 bzw. 8 von gesamt 11 sichtbaren Individuen knapp unter der Wasseroberfläche treibend gesehen werden. Die Pflanzen hatten

auch da keinerlei emerse Blattmasse. Bei der nächsten Begehung waren die knapp unter der Oberfläche treibenden Individuen wieder verschwunden, es waren wieder nur Pflanzen am Gewässergrund liegend sichtbar.

3.2.3.3 Generative Phase

Da *Stratiotes aloides* nur über der Wasseroberfläche blühen kann und am Tischwasser keine Krebschere auftauchte, kam es hier 2013 zu keiner Blüte. Es wurden folglich auch an keinem Individuum Ansätze von Fruchtbildung gesehen. Dadurch blieb auch das Geschlecht der Pflanzen am Standort unbekannt.

3.2.3.4 Vegetative Vermehrung

Tabelle 8: Vegetative Vermehrung von *S.aloides* am Standort „Tischwasser“

		Tischwasser
		n=6
Ableger	min	0
	max	3
	Durchschnitt	0,83
Turionen	min	0
	max	0
	Durchschnitt	0
gesamt	min	0
	max	3
	Durchschnitt	0,83

Am Tischwasser wurde im Herbst an sechs Individuen das vegetative Vermehrungspotential untersucht. Leider konnten aufgrund der Verhältnisse, primär die größere Wassertiefe, in der die Pflanzen lagen, nicht mehr Individuen untersucht werden. Dabei wurden maximal 3 Ableger an einer Krebschere gezählt, wobei nur 1/3 der untersuchten Pflanzen überhaupt Ableger hatte. Turionen wurden an keinem Individuum gefunden. Auch waren die Ableger hier sehr klein, sie hatten maximal 3-5 cm Durchmesser und ebensoviel Länge. Im Schnitt hatte jede untersuchte Krebschere am Standort Tischwasser zur Zeit der Zählung 0,83 Ableger gebildet.

3.2.4 Eckartsau

3.2.4.1 Teilflächen

Am Standort Eckartsau erfolgte eine Begehung zur Erhebung von Bestands- und Phänologiedaten (siehe Tabelle Zeitlicher Ablauf, Anhang 11.1.1) erst zum Ende des Beobachtungszeitraums, da der Standort vorher nicht nachgewiesen werden konnte. Es stehen also keine Daten zur Verfügung, um die flächige Entwicklung über die Vegetationsperiode 2013 zu dokumentieren.

Das Vorkommen von *S.aloides*, welches 2013 bei Eckartsau vorgefunden wurde, verteilt sich im Fadenbach auf einer Strecke von ca. 1 km Länge in drei Teilflächen.

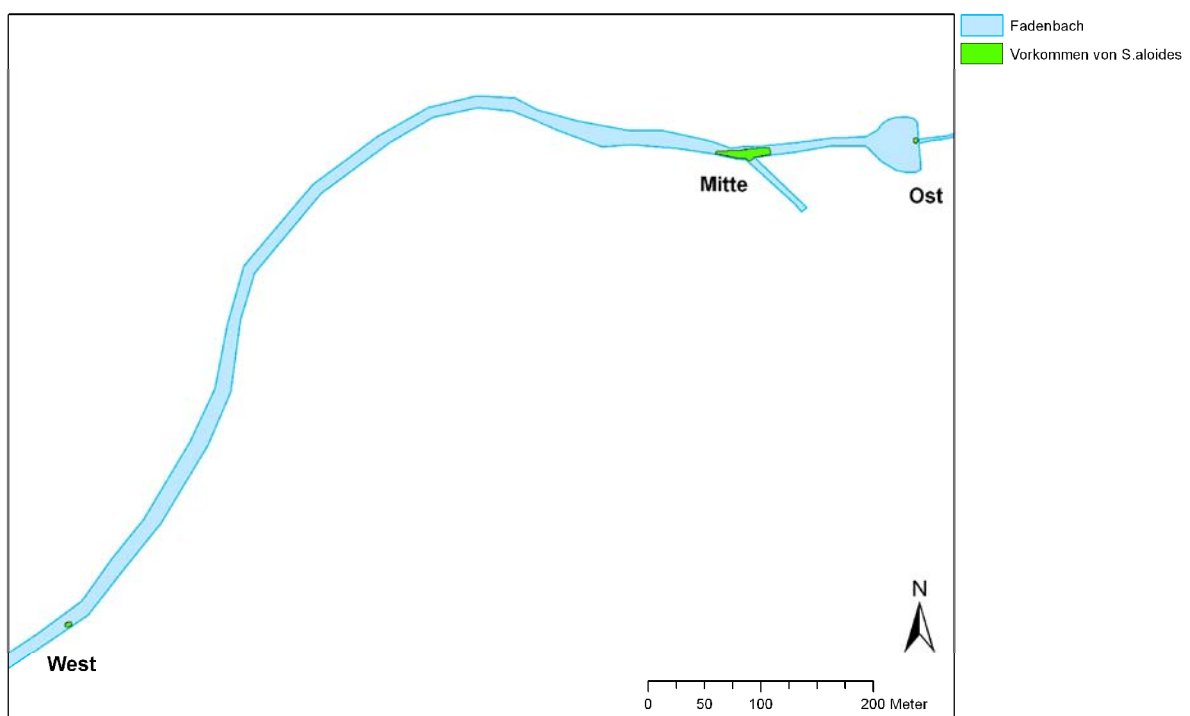


Abbildung 17: Lage der 2013 vorgefundenen *S.aloides* Vorkommen bei Eckartsau

3.2.4.2 Bestandsdaten

Die westlichste Teilfläche war mit ca. 100 Individuen auf einer Fläche von ca. 25 m² besiedelt. Die Krebscheren lagen dabei relativ locker zueinander, hauptsächlich am Südufer des Gewässers. Es fanden sich aber auch vereinzelt Pflanzen über mehr oder weniger die gesamte Gewässerbreite. Die Pflanzen dieser Teilfläche waren die größten, die im Raum Eckartsau vorgefunden wurden.

Tabelle 9: Bestandsdaten Eckartsau 2013

Bestandsentwicklung 2013					
Datum	Teilflächen	West	Mitte	Ost	gesamt
05.12.	Größe (m ²)	25	140	7,5	172,5
	Ind./m ²	4	0,37	0,67	0,91
	Pop.größe	ca. 100	52	5	ca. 157

Die östliche Teilfläche befindet sich in dem aufgestauten Becken des Fadenbachs an der Grenze zum Schlosspark Eckartsau. Hier konnten nur 5 Individuen nachgewiesen werden, die sich auf einer relativ kleinen Fläche direkt am östlicheren Stauwerk befanden.

Die größte Teilfläche liegt ca. 150 m stromauf der östlichen Fläche. Sie befindet sich etwa 70 m stromauf der Straßenbrücke über den Fadenbach. Hier konnten 52 Pflanzen auf ca. 140 m² Fläche gezählt werden. Bis auf einen dichteren Bereich lagen die Individuen hauptsächlich einzeln, sodass auch hier keine Dichte/m² gemessen wurde.

3.2.4.3 Auftauchen und Absinken

Zur Begehung am 05.12.2013 waren alle Pflanzen komplett abgetaucht, es befand sich an den meisten Stellen bereits eine Eisschicht an der Wasseroberfläche. Bei ca. 6 großen Pflanzen in der Teilfläche Mitte ragten noch wenige cm der Blattspitzen über die Oberfläche. Diese größeren Pflanzen hatten relativ hellgrüne, steife Blätter, was aus eigener Erfahrung eher bei aufgetauchten Individuen vorkommt. Allerdings wurde bei der Nachsuche Anfang Mai 2013 am Standort kein aufgetauchtes (und auch kein sonstiges) Individuum gesehen.

3.2.4.4 Generative Phase

Über das Blühverhalten können aufgrund der Datenlage, die von Anfang Dezember stammt, keine Angaben gemacht werden. Es wurde auch an keinem der untersuchten Individuen Fruchtsätze oder Früchte oder Fruchtreste gefunden. Somit ist auch am Standort Eckartsau das Geschlecht der Krebscheren weiterhin unbekannt.

3.2.4.5 Vegetative Vermehrung

Tabelle 10: Vegetative Vermehrung von *S.aloides* am Standort „Eckartsau Mitte“

		Eckartsau Mitte n=6
Ableger	min	1
	max	2
	Durchschnitt	1,33
Turionen	min	0
	max	2
	Durchschnitt	0,83
gesamt	min	2
	max	3
	Durchschnitt	2,16

An insgesamt 6 Individuen in der Teilfläche Mitte wurden an dieser Begehung Ableger und Turionen gezählt. Aufgrund der Eisdecke war eine Bewatung zu mehr Individuen, auch in den anderen Teilflächen, nicht möglich. Durchschnittlich hatte jede untersuchte Krebschere 2,16 vegetative Nachkommen ausgebildet. Dabei kam kein Individuum ohne Ableger vor, allerdings hatten nicht alle Krebscheren auch Turionen gebildet.

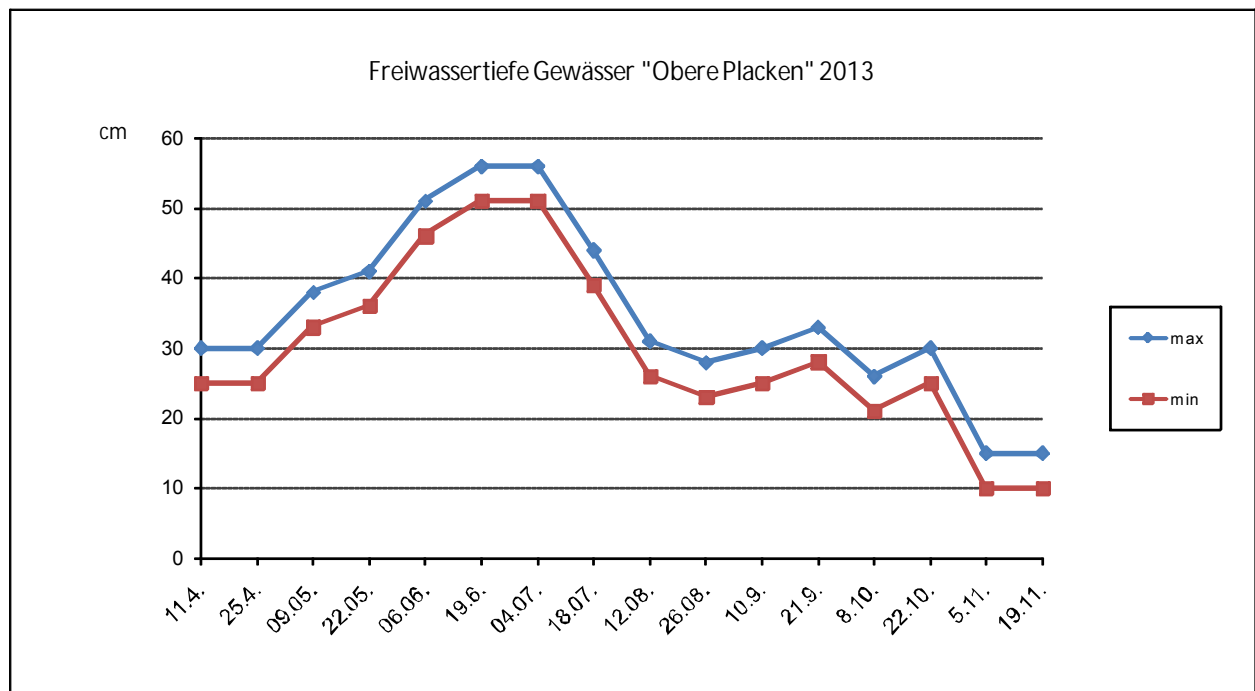
3.3 Entwicklung der Wasserstände

3.3.1 Obere Placken, Tullnerfelder Donau- Auen

Am *Stratiotes aloides* Standort Obere Placken wurde bei jeder Begehung die jeweilige minimale und maximale Freiwassertiefe gemessen. Der besiedelte Bereich wies aufgrund der Gewässergröße und des Profils unterschiedliche Tiefen auf. Es entspricht der Bereich zwischen Minimum und Maximum allen Freiwassertiefen an Stellen im Gewässer, die mit *S.aloides* besiedelt sind. Da sich die Fläche der besiedelten Fläche 2013 nicht stark veränderte (siehe Kapitel 3.2.1.2), änderte sich mit steigendem und sinkendem Pegel auch die Differenz zwischen Minimum und Maximum der Freiwassertiefe nicht.

Grundsätzlich führte das Gewässer über den gesamten Beobachtungszeitraum Wasser, es handelt sich aber um ein prinzipiell sehr seichtes Gewässer mit kaum mehr als 50 cm Wassertiefe. Ende März bzw. Anfang April war das Gewässer oberflächlich komplett zugefroren. Im Lauf des Frühlings stieg der Freiwasserstand von anfänglich ca. 25-30 cm auf maximal 55 cm Ende Juni an. Den größten Anstieg verzeichnete der Pegel Anfang Juni.

Abbildung 18: Verlauf der Freiwassertiefe im Gewässer „Obere Placken“ 2013



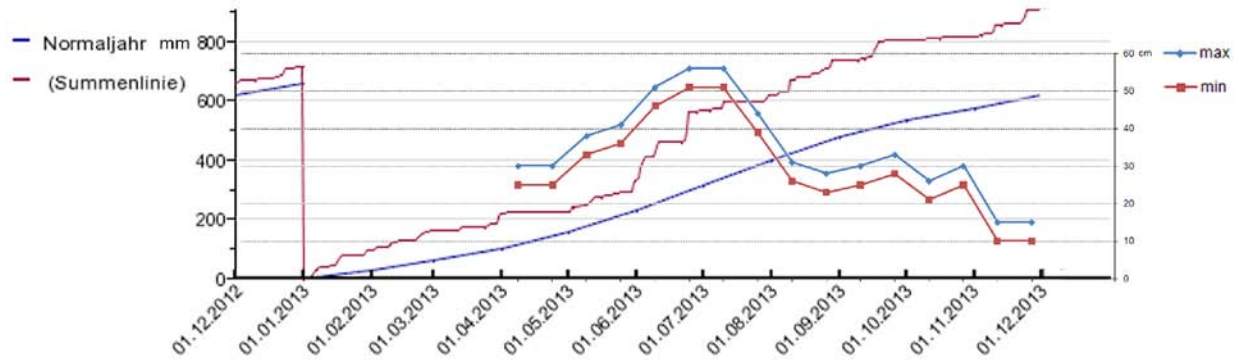
Mitte Juli bis Ende August nahm der Wasserstand wieder kontinuierlich auf ca. 30 cm ab. Bis Ende Oktober pendelte er dann um 25-30 cm, um im November auf minimal 10-15 cm Freiwassertiefe abzufallen.

Die Differenz zwischen höchstem und niedrigstem gemessenen Freiwasserstand 2013 liegt somit bei 45 cm. Die Pegeländerungen innerhalb von 14 Tagen lagen dabei nie über 10 cm.

Bis auf zwei leichte Anstiege Ende September und Ende Oktober nahm der Wasserstand über die Vegetationsperiode bis Ende Juni stetig zu und ab Anfang Juli wieder stetig ab.

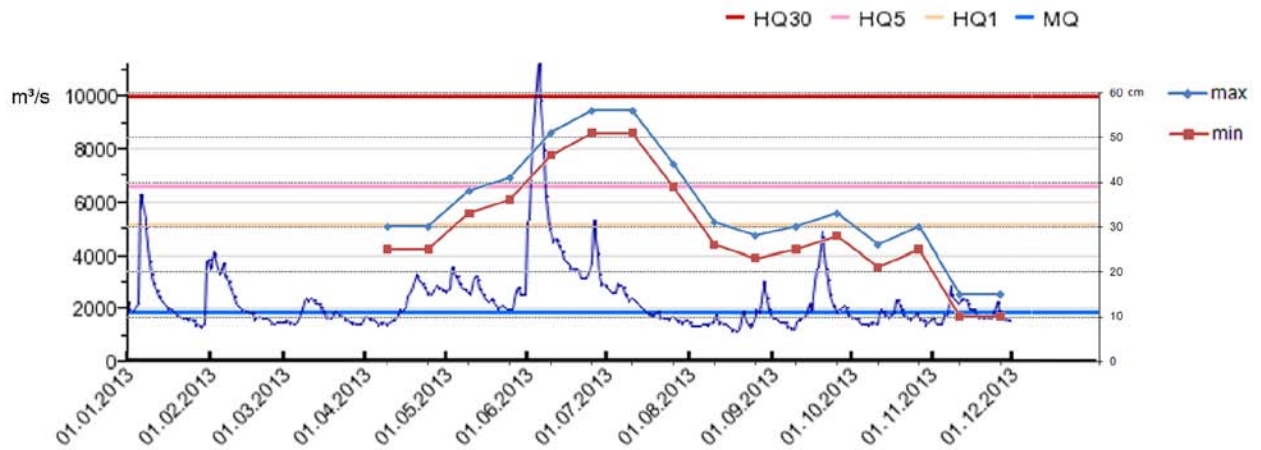
Die erhobenen Wasserstände im Gewässer Obere Placken wurden nun in Bezug zu Niederschlag an einer relevanten Messstelle und dem Abfluss in der Donau als ursprünglichem Hauptgerinne gesetzt.

Abbildung 19 Niederschlagssumme St.Pölten 2013 verglichen mit Wasserstand „Obere Placken“



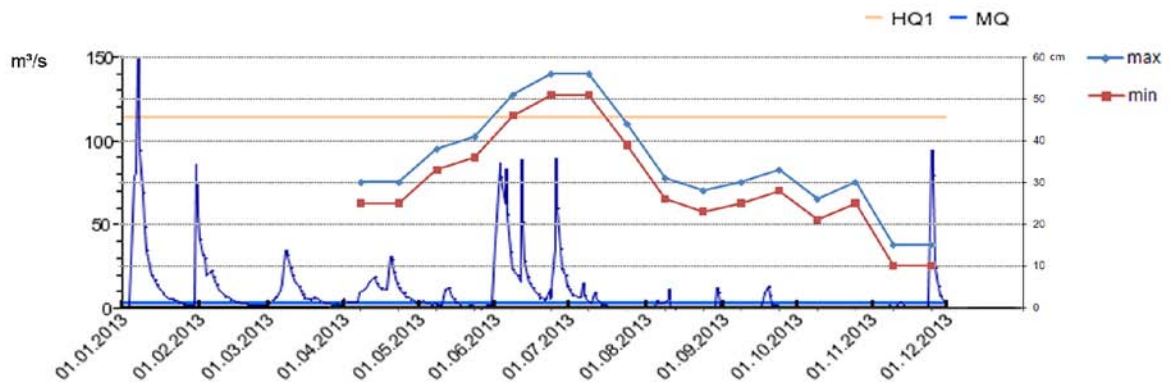
(Datengrundlage: Land Niederösterreich, Abteilung Hydrologie und Geoinformation, verändert)

Abbildung 20: Abfluss in der Donau bei Kienstock 2013 verglichen mit Wasserstand „Obere Placken“



(Datengrundlage: Land Niederösterreich, Abteilung Hydrologie und Geoinformation, verändert)

Abbildung 21: Abfluss in der Traisen bei Herzogenburg 2013 verglichen mit Wasserstand „Obere Placken“



(Datengrundlage: Land Niederösterreich, Abteilung Hydrologie und Geoinformation, verändert)

Bei der Betrachtung von Abbildung 19 und 20 fällt auf, dass der Anstieg des Wasserstands im Gewässer Obere Placken von Anfang Mai bis Ende Juni ähnlich verlief wie die Summenkurve des Niederschlags (Abb. 19), während der Abfluss in der Donau bis Anfang Juni mit kleinen Schwankungen gleichblieb und dann rapide anstieg (Abb.20). Auch nach dem Zurückgehen des Abflusses in der Donau gegen 05.06. stieg der Wasserstand im Krebscherengewässer entsprechend den Niederschlägen vor Ort weiter. Die starken Niederschläge Ende Juni erfolgten dann nochmals zeitgleich mit einer kurzen Erhöhung des Donauabflusses und führten zum Jahreshöchststand im Krebscherengewässer. Mit dem Beginn einer niederschlagsarmen Periode ab Anfang Juli bis Anfang August ging dann sowohl der Wasserstand in den Oberen Placken als auch der Donauabfluss zurück. Der leicht steigende Wasserstand im Krebscherengewässer von Anfang August bis Mitte September erfolgte wiederum zeitgleich mit drei größeren Niederschlagsereignissen. Der Donauabfluss stieg in diesem Zeitraum zweimal nur kurz an. Auch nach dessen Rückgängen verzeichnete der Wasserstand im Krebscherengewässer einen leichten Anstieg. Der letzte markante Anstieg des Freiwasserstandes im Gewässer korreliert weder mit den Niederschlägen noch mit dem Abfluss im Hauptgerinne.

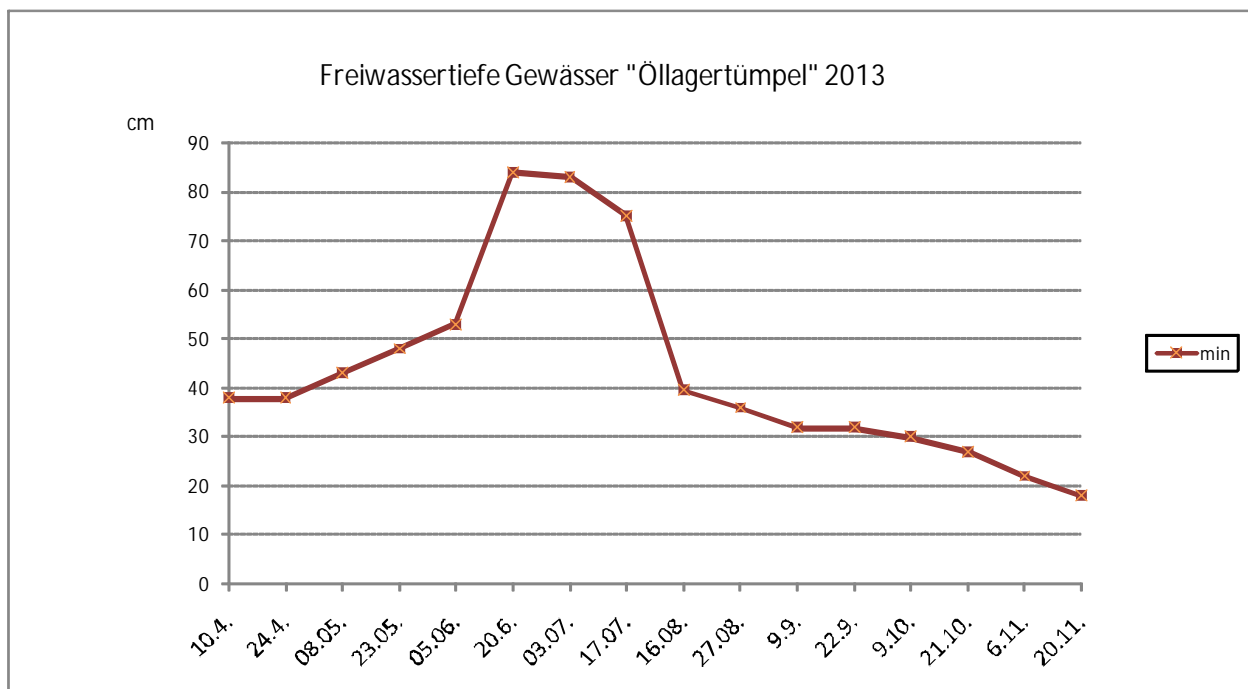
In Abbildung 21 wurde der Wasserstand im Krebscherengewässer zusätzlich zum Donauabfluss mit jenem der Traisen verglichen. Der künstliche Traisen- Mündungskanal im Gebiet liegt derzeit wasserbaulich schwächer vom Umland getrennt als die Donau als ursprüngliches Hauptgerinne der dortigen Au. So war eine Beeinflussung des von *S.aloides* besiedelten Gewässers durch den Abfluss der Traisen nicht auszuschließen. Bei den zur Verfügung stehenden Daten handelt es sich um jene der Messstelle Herzogenburg, welche allerdings den dortigen Basisabfluss in ausgeleiteten Werkskanälen nicht beinhaltet, sondern nur die Abflussspitzen bei erhöhter Wasserführung in der Traisen, weshalb der dargestellte Abfluss oftmals 0 beträgt.

Es ist zu sehen, dass alle Abflussspitzen mit den in Abbildung 19 dargestellten Niederschlagsperioden korrelieren, der Wasserstand im Krebscherengewässer vor allem im Juni trotz stark schwankendem Abfluss in der Traisen aber kontinuierlich weiterstieg und somit nicht direkt beeinflusst ist. Auch erreichte die Traisen trotz erhöhter Wasserführung und keiner seitlichen Eindämmung während des Untersuchungszeitraumes das Krebscherengewässer oberflächlich nicht.

3.3.2 Weiher am Öllager Lobau

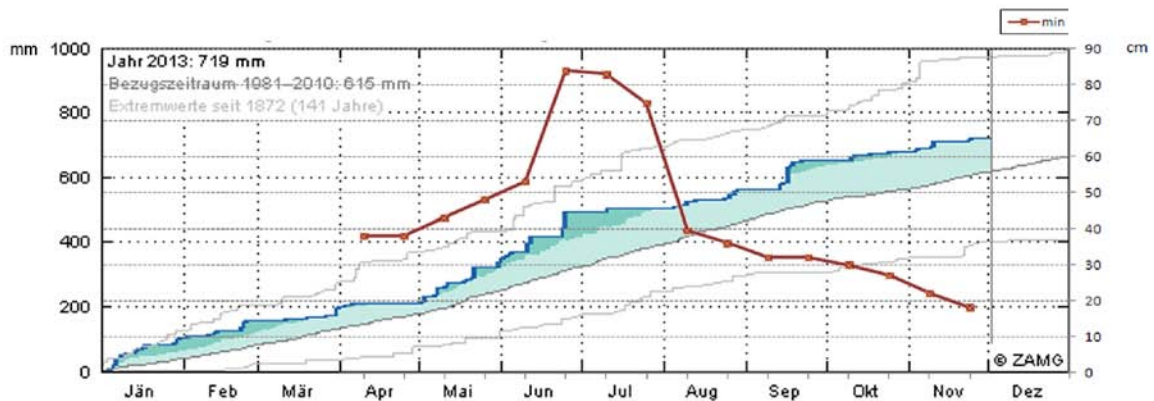
Im Weiher am OMV Zentraltanklager in der Oberen Lobau wurde bei jeder Begehung die minimale Freiwassertiefe, die *S. aloides* zur Verfügung stand, gemessen. Diese minimale Tiefe befand sich in der Teilfläche Süd, da im restlichen Gewässer die Krebschere durchwegs in tieferem Wasser vorkam. Die maximale Freiwassertiefe konnte mit der angewandten Methode aufgrund der allgemeinen Gewässertiefe nicht ermittelt werden. Sie lag auf der überwiegenden Gewässerfläche bei > 125 cm (maximal bewatbare Wassertiefe). Das Gewässer ist ausdauernd und aufgrund der relativ geringen Wassertiefe als Auweiher (SCHRATT- EHRENDORFER & ROTTER 1999) zu bezeichnen.

Abbildung 22: Verlauf der Freiwassertiefe im Gewässer „Öllagertümpel“ 2013



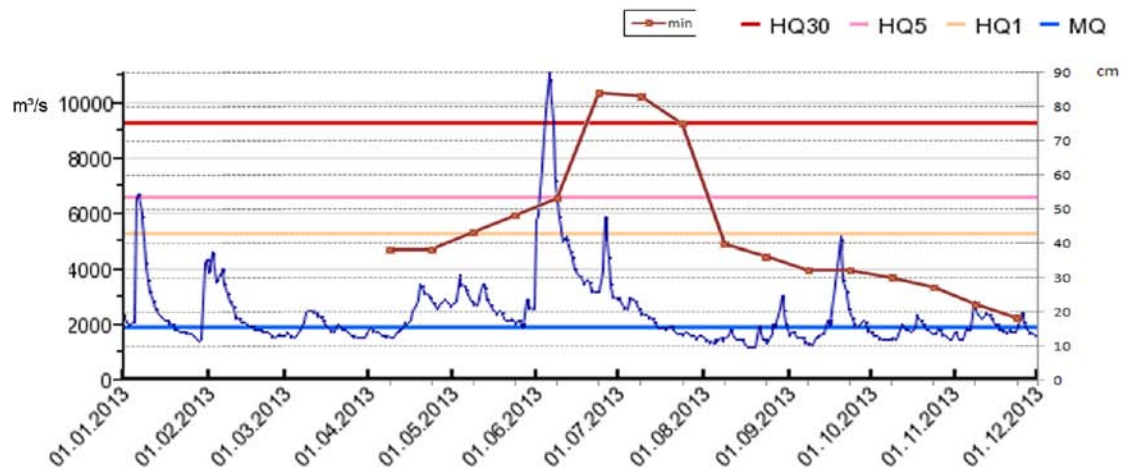
Der Wasserstand im Öllagertümpel stieg ab Ende April kontinuierlich an. Ab Anfang Juni vergrößerte sich der Anstieg drastisch (siehe Abb. 22). Ende Juni 2013 erreichte der minimale Freiwasserstand im Gewässer sein Maximum mit 85 cm. Ab da sank der Pegelstand bis zum Ende des Beobachtungszeitraums wieder mehr oder weniger kontinuierlich ab, wobei der größte Rückgang im August erfolgte. Ende November erreichte der minimale Freiwasserstand sein vorläufiges Minimum mit 18 cm. Die maximale Freiwassertiefe in Gewässermitte lag dabei immer noch bei >100 cm. Über die Vegetationsperiode 2013 wies das Gewässer Wasserstandschwankungen von ca. 60 cm auf. Die größte Änderung innerhalb von 14 Tagen lag bei 30 cm (Anstieg Mitte Juni).

Abbildung 23: Niederschlagssumme Wien 2013 verglichen mit Wasserstand „Öllagertümpel“



(Datengrundlage: ZAMG, verändert)

Abbildung 24: Abfluss in der Donau bei Korneuburg 2013 verglichen mit Wasserstand „Öllagertümpel“



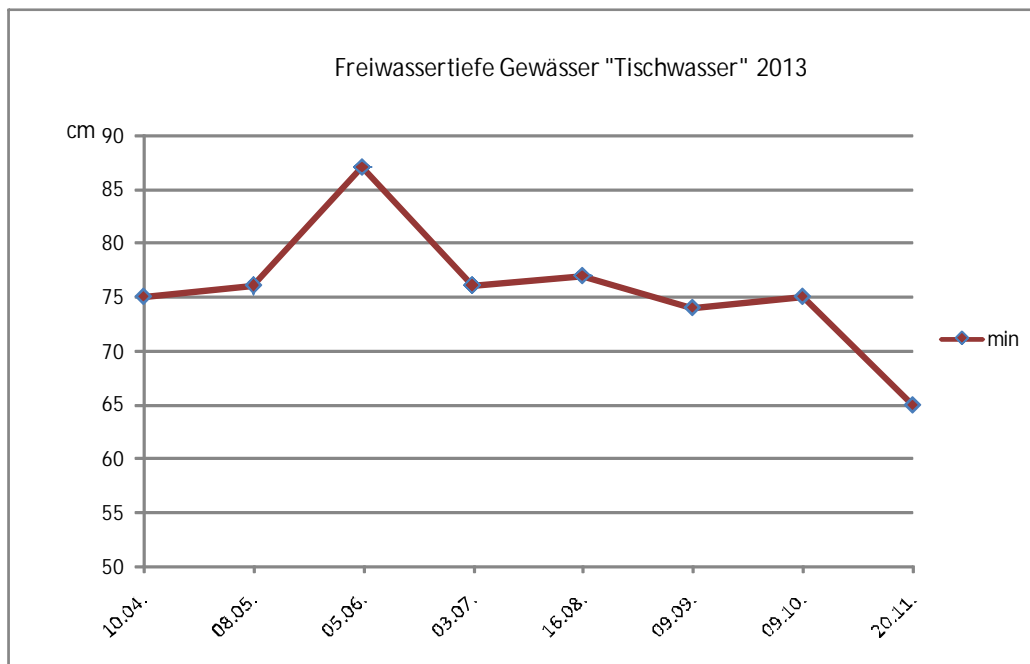
(Datengrundlage: Land Niederösterreich, Abteilung Hydrologie und Geoinformation, verändert)

Der frühjährliche Anstieg des Pegels im Gewässer von April bis Ende Mai erfolgte sehr ähnlich dem gefallenem Niederschlag in dieser Periode (siehe Abb. 23). Ab Mitte Juni jedoch stieg der Wasserstand stärker an als es rein der Niederschlag ermöglicht hätte. Dieser Anstieg erfolgte in den Tagen nach der Abflussspitze in der Donau Anfang Juni (siehe Abb. 24).

In der niederschlagsarmen Periode von Ende Juni bis Mitte September ging der Pegelstand im Gewässer dann wieder zurück. Mitte September stieg der Donauabfluss nochmals zeitgleich mit dem eintretenden Niederschlagsereignis, wobei die Pegelabnahme im Krebscherengewässer zeitgleich zurückging bzw. sich verzögerte.

3.3.3 Tischwasser, Lobau

Abbildung 25: Verlauf der Freiwassertiefe im Gewässer „Tischwasser“ 2013



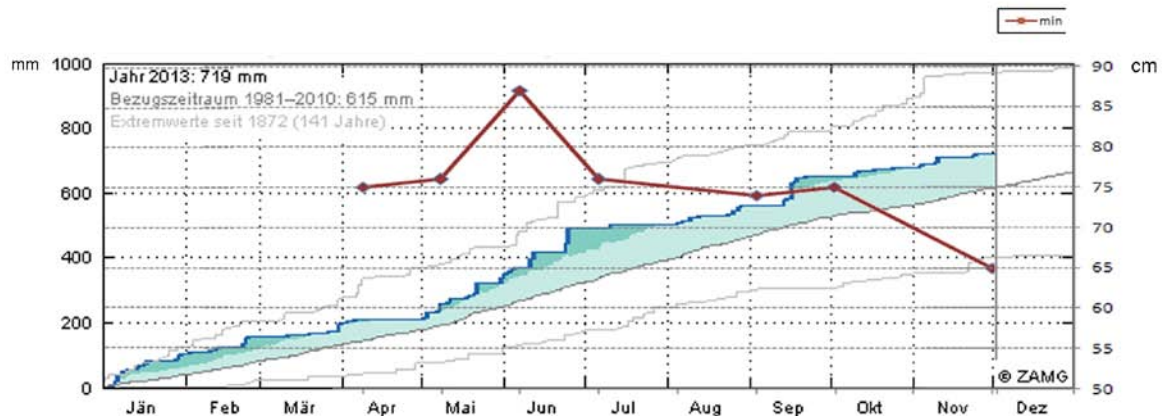
Am Tischwasser wurden bei den Begehungen die Wasserstandsänderungen anhand örtlich vorhandener, ins Gewässer führender Betonstufen abgeschätzt. Es war daher keine Installation eines Pegels notwendig.

In Abbildung 24 wird die jeweils kleinste Wassertiefe, in welcher *S. aloides* vorgefunden wurde, angegeben. Aufgrund der relativ starken Uferneigung grenzen direkt daran wesentlich größere Wassertiefen an, wobei aufgrund der angewandten Erhebungsmethoden keine Aussagen darüber getroffen werden können, ob dort *S. aloides* vorkommt. Die Wassertiefe in Gewässermitte lag über 160 cm.

Die Schwankungen betragen über das ganze Jahr ca. 25 cm. Die kleinste Wassertiefe, in der die *S. aloides* Pflanzen lagen, betrug zu Ende des Beobachtungszeitraums 65 cm.

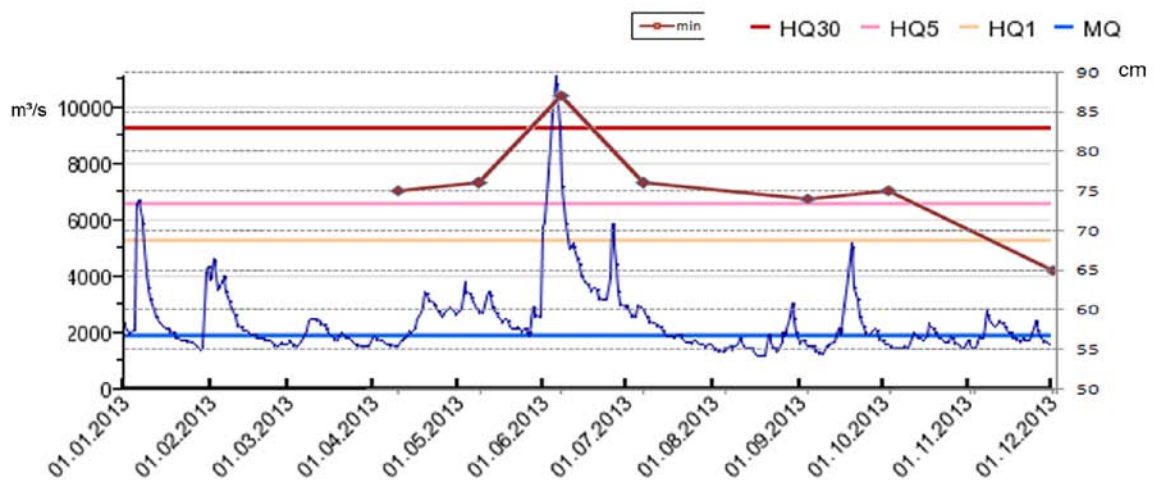
Einen merklichen Anstieg im Wasserstand gab es Anfang Juni auf über 80 cm, ansonsten blieb er immer ca. gleich bei 75 cm, um dann Ende November auf 65 cm abzusinken.

Abbildung 26: Niederschlagssumme Wien 2013 verglichen mit Wasserstand Tischwasser



(Datengrundlage: ZAMG, verändert)

Abbildung 27: Abfluss in der Donau bei Korneuburg 2013 verglichen mit Wasserstand Tischwasser



(Datengrundlage: Land Niederösterreich, Abteilung Hydrologie und Geoinformation, verändert)

Wie in Abbildung 26 ersichtlich, erfolgte der Anstieg des Wasserstandes im Tischwasser bis Mitte Mai eher entsprechend der Niederschlagsmenge, während der markante Anstieg Anfang Juni fast exakt mit der Abflussspitze in der Donau zusammenfiel (siehe Abbildung 27). Von Ende Juni bis Mitte September, in einer Periode mit wenig Niederschlag und wenig Abfluss im Hauptgerinne, ging der Wasserstand erst stark und dann leicht auf etwa den Stand von Anfang April zurück. Anfang Oktober, mehr als 10 Tage nach der zweiten Abflussspitze der Donau sowie einer weiteren Niederschlagsperiode am Standort, stieg der Pegel nochmals leicht an, bevor er trotz leichter Niederschläge bis Ende November kontinuierlich sank, wobei auch der Donauabfluss in dieser Periode kaum Änderungen zeigte.

3.3.4 Eckartsau

Aufgrund der Datenlage lässt sich für den Fadenbach bei Eckartsau nur wenig über den zeitlichen Verlauf der Freiwassertiefen in den von *S. aloides* besiedelten Teilen ableiten.

Bei der ersten Nachsuche Ende März sowie bei der zweiten Nachsuche Anfang April führte der Fadenbach relativ viel Wasser, er war in der Mitte tiefer als 125 cm (maximale bewatbare Wassertiefe).

Bei der Begehung des Bestandes Anfang Dezember betrug die Freiwassertiefe an den Stellen, an denen *S. aloides* vorkam, 30-60 cm. Der Pegel lag dabei um fast 1 m niedriger als im April, was sogar zum stellenweisen Trockenfallen des Gewässers geführt hat. Die Krebscheren befanden sich zu dem Zeitpunkt in jenen Bereichen, die im April als die tiefsten Stellen gewertet wurden, da sie da nicht bewatbar waren.

3.4 Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchung

Die detaillierten Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchung der beprobten Gewässer finden sich im Anhang 11.1.3 dieser Arbeit. Dort sind die Werte aller analysierten Parameter laut Kapitel 2.5 angeführt. Im folgenden Kapitel wird auf jene erhobenen Parameter eingegangen, die im Rahmen der Auswertung als geeignet erschienen, die unterschiedlichen Gewässer hinsichtlich ihrer hydrochemischen Eigenschaften mit Relevanz für *Stratiotes aloides* zu klassifizieren.

Tabelle 11: Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchung 2013 (Auswahl), Reihung der Gewässer nach Bestandsgröße von *S. aloides* (abnehmend von links nach rechts)

Probe Nr.		1	4	3	2
Gewässer		Öllager-Tümpel	Obere Placken	Tischwasser	Panozzalacke
<i>S. aloides</i> 2013 vorhanden		ja	ja	ja	nein
Std.Parameter- Messung vor Ort	Temp. (°C)	10,97	8,82	11,27	11,93
	O2 (mg/l)	3,33	2,18	9,92	10,5
	pH	7,46	7,41	7,96	8,18
	Leitfähigkeit (µS/cm)	631,33	327,33	685,33	424,67
Gesamthärte (°dH)	Wert	15,2	8,6	15,2	11,7
	Divisoren	2,8	2,8	2,8	2,8
	mval/l	5,43	3,07	5,43	4,18
Carbonathärte (°dH)	Wert	14,8	8,6	12,7	11,7
Mineralsäurehärte (°dH)	Wert	0,4	0	2,5	0
Gesamteisen (mg/l)	Wert	0,12	0,5	0,03	0,28
Ammonium (mg/l)	Wert	<0,02	0,09	0,03	0,03
Chlorid (mg/l)	Wert	46	11	66	19
	Divisoren	35,45	35,45	35,45	35,45
	mval/l	1,3	0,31	1,86	0,54
Nitrat (mg/l)	Wert	<1	<1	<1	<1
	Divisoren	62,01	62,01	62,01	62,01
	mval/l				
Bicarbonat (mg/l)	Wert	323	190	276	256
	Divisoren	61,02	61,02	61,02	61,02
	mval/l	5,3	3,11	4,52	4,2
Sulfat (mg/l)	Wert	5	1	36	6
	Divisoren	48	48	48	48
	mval/l	0,1	0,02	0,75	0,13
CO2- frei (mg/l)	Wert	24	20	113	8,5
Gesamt Phosphor (mg/l)	Wert	37	30	12	39
Sulfat-Eisen-Verhältnis		41,67	2	1200	21,43

Temperatur, pH und Leitfähigkeit

Die Wassertemperatur lag Ende September in allen Gewässern zwischen 9 und 12°C in der obersten Wasserschicht. Aufgrund der natürlichen diurnen und jahreszeitlichen Schwankungen der Wassertemperatur wird darauf nicht weiter eingegangen. Sie dient hier nur als Referenz für andere Messwerte, für deren Interpretation die Wassertemperatur notwendig ist (z.B. gelöste Gase).

Alle beprobten Gewässer sind leicht alkalisch, der pH Wert lag bei mindestens 7,41 im Gewässer der Oberen Placken bis maximal 7,96 im Tischwasser; der Öllagertümpel lag mit 7,46 dazwischen. Zum Vergleich, der pH Wert der freien Donauwelle betrug zum Zeitpunkt 8,2 (Messstelle Wolfsthal, Techn.Büro Dr.Schuster).

Die Leitfähigkeit lag bei minimal 327 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Gewässer der Oberen Placken und maximal 685 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Tischwasser. Der Öllagertümpel hatte eine Leitfähigkeit von 631 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Es lässt sich eine Abgrenzung der Werte der Lobau-Standorte zu jenen aus den Tullnerfelder Donau- Auen erkennen.

Sauerstoff

Die beiden dicht mit *S.aloides* bewachsenen Gewässer (Obere Placken und Öllagertümpel) wiesen zum Zeitpunkt der Messung relativ geringe Sauerstoffkonzentrationen auf (2,18 und 3,33 mg/l). Das Tischwasser hingegen hatte 9,92 mg/l O₂ Gehalt, auch die ebenfalls beprobte Panozzalacke lag bei 10,2 mg/l.

Freies CO₂

Das für die Photosynthese von *S.aloides* sehr wichtige frei im Wasser gelöste CO₂ betrug im Gewässer der Oberen Placken 20 mg/l und im Öllagertümpel 24 mg/l. In der Panozzalacke lag der Wert bei nur 8,5 mg/l. Im Tischwasser wurden 113mg/l gemessen, was eventuell auf einem Messfehler beruht (eventueller Lufteinschluss in der Probe o.Ä.).

Bicarbonat

Bicarbonat, auch Hydrogencarbonat, ist eine Verbindung, zu der Kohlensäure mit Calcium im Wasser dissoziiert werden kann und die je nach pH Wert und Wasserhärte unterschiedliche Anteile am gelösten Kohlenstoff im Wasser besitzt. Die Werte lagen zwischen 190 mg/l in den

Oberen Placken bis zu 323 im Öllagertümpel. Panozzalacke und Tischwasser lagen mit 256 und 276 mg/l dazwischen.

Im Vergleich mit dem pH Wert und der Karbonathärte ist sichtbar, dass das Bicarbonat wie erwartet mit steigendem pH Wert oder steigender Karbonathärte in den beprobten Gewässern zunimmt.

Karbonathärte

Die Karbonathärte als Messgröße für an Kohlensäure gebundenes Calcium und Magnesium im Wasser betrug im Öllagertümpel 14,8°dH, im Tischwasser 12,7°dH, in der Panozzalacke 11,7°dH und in den Oberen Placken nur 8,6°dH.

Mineralsäurehärte

Die Mineralsäure- oder Nichtkarbonathärte ist jener Anteil an Calcium und Magnesium, die an andere Säuren als Kohlensäure gebunden sind und auch nach Ausgasen der Kohlensäure noch in Lösung bleiben. Gemeinsam mit der Karbonathärte bildet sie die Gesamthärte.

Den höchsten Wert erreichte hier das Tischwasser mit 2,5°dH gefolgt vom Öllagertümpel mit 0,4°dH. In der Panozzalacke sowie im Gewässer der Oberen Placken war die Mineralsäurehärte 0°dH.

Gesamteisen

Eisen lag in den beprobten Gewässern nur in vergleichsweise geringen Mengen vor. So betrug der Eisengehalt im Gewässer der Oberen Placken 0,5 mg/l, in der Panozzalacke 0,28 mg/l, im Öllagertümpel 0,12 mg/l und im Tischwasser 0,03 mg/l.

Ammonium

Ammonium lag im Öllager unter der Messwertgrenze von 0,02 mg/l vor. Im Tischwasser sowie der Panozzalacke betrug der Gehalt 0,03 mg/l und im Gewässer der Oberen Placken 0,09 mg/l.

Nitrat

Der Nitratwert blieb für alle vier hier angeführten Gewässer unter der Messwertgrenze von 1 mg/l.

Chlorid

Der Chlorid Gehalt lag zwischen 11 (Obere Placken) und 66 mg/l (Tischwasser). Panozzalacke und (19) Öllagertümpel (46) lagen wiederum dazwischen.

Sulfat

Hohe Sulfatwerte im Wasser erhöhen die Werte von Sulphid im Wasser unter gewissen Umständen.

Im Tischwasser wurde der höchste Sulfatwert von 36 mg/l gemessen, während in Öllager (5), Obere Placken (1) sowie Panozzalacke (6) die Konzentration unter 6 mg/l blieb, also maximal 1/6 des Wertes im Tischwasser ausmachte.

Sulfat-Eisen-Verhältnis

Da es auch von der Eisenverfügbarkeit abhängig ist, ob Sulphid gelöst vorkommt und somit toxisch wirkt oder als Eisensulfid an Eisen gebunden ausfällt, spielt nicht nur der Sulfatwert sondern auch dessen Verhältnis zum im Wasser vorhandenen Eisen eine Rolle. Eine höhere verfügbare Menge an Eisen bedeutet eine geringere Menge an toxischem Sulphid.

In den beprobten Gewässern lag das Verhältnis mg/l Sulfat zu mg/l Eisen bei 2:1 im Gewässer der Oberen Placken, bei 21,43:1 in der Panozzalacke, bei 41,67:1 im Öllagertümpel sowie bei 1200:1 (!) im Tischwasser.

Phosphor

Neben dem Nitratwert mit im konkreten Fall eher geringer Aussagekraft über die Nährstoffsituation wird hierzu der Gesamt- Phosphor Gehalt herangezogen. Dabei war der Wert im Öllagertümpel und in der Panozzalacke in etwa gleich (37 und 39 mg/l), das Gewässer der Oberen Placken wies 30 mg/l Phosphor auf. Das Tischwasser hingegen kam nur auf 12 mg/l. Der Gesamtphosphor in der freien Donauwelle schwankte zum Zeitpunkt der Messung in den Krebscherengewässern zwischen ca. 40 und 70 mg/l (Messstelle Wolfsthal, Techn.Büro Dr.Schuster).

3.5 Ergebnisse Gewässerentwicklung & Begleitvegetation

3.5.1 Obere Placken

3.5.1.1 Gewässermorphologie

Das Gewässer in den Oberen Placken ist die letzte wasserführende Stelle in einem verlandeten, ursprünglich der Donau zugehörigen Altarm. Die Wasserfläche betrug 2013 ca. 833 m², die größte Wassertiefe wurde mit knapp unter 60 cm in Gewässermitte gemessen. Durchschnittlich betrug sie um die 30 cm. Die Wasserfläche ist langgestreckt, wobei die größte Ausdehnung ziemlich genau Ost-West ausgerichtet ist. Aufgrund der flachen Ufer nimmt die Wassertiefe zum Rand hin kontinuierlich ab, es bestehen daher größere Bereiche mit sehr geringen Wassertiefen, die sich je nach Wasserstand mit feuchten Schlammflächen abwechseln.

Der Gewässergrund ist gemäß abiotischer Choriotope nach MOOG et al. (1999) als Pelal mit einer Mächtigkeit von 70-75 cm zu bezeichnen, auf dem ca. 10 cm Laubstreu (CPOM) und stellenweise Totholzstrukturen aufliegen. Diese Substratform deutet auf einen bereits länger andauernden Eintrag von organischem Material in Verbindung mit keinerlei erodierenden Vorgängen hin.

Das Gewässer weist keinerlei Strömung auf, bezüglich hydrologischer Situation siehe Kapitel 3.3.1. Es bestand während des Beobachtungszeitraums zu keinem Zeitpunkt eine oberflächliche Anbindung an ein anderes Gewässer.

Die das Gewässer umgebende Vegetation besteht aus einem Pappelbestand mit einer Höhe von im Süden mehr als 20 m, im Norden etwas weniger. Sie umgibt das Gewässer vollständig und bewirkt eine starke Beschattung. Die Lichtsituation des Gewässers wurde so je nach Belaubung der Ufervegetation als halbschattig bis halblicht bezeichnet, wobei im Norden der Wasserfläche einige Stellen über die Sommermonate zumindest einmal täglich direkte Sonneneinstrahlung bekamen.

3.5.1.2 Aquatische Begleitvegetation

Die im Gewässer der Oberen Placken aufgenommene Vegetation (Tabelle 12) wurde für die Auswertung ihrer Indikatoreigenschaften in zwei Gruppen gegliedert, je nach ihrem Vorkommen innerhalb oder außerhalb des *S.aloides* Bestandes. So können die für die Krebschere relevanten Standorteigenschaften, aber auch die Beschaffenheit des übrigen Gewässers präzise definiert werden (siehe Tabelle 13).

Tabelle 12: Vegetationsaufnahme im Krebscheregewässer „Obere Placken“ 2013

im <i>S.aloides</i> Bestand	Häufigkeit	F	L	N	in übrigen Gewässerabschnitten	Häufigkeit	F	L	N
<i>Stratiotes aloides</i>	5	12	7	6	<i>Phragmites australis</i>	5	10	7	5
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7	5	<i>Chara globularis</i>	4	-	-	-
<i>Callitriche cophocarpa</i>	3	-	-		<i>Chara vulgaris</i>	4	-	-	-
<i>Lemna minor</i>	3	11	7	x	<i>Persicaria minor</i>	3	8	7	8
<i>Lemna trisulca</i>	2	12	8	6	<i>Ranunculus sceleratus</i>	3	9	9	9
<i>Typha latifolia</i>	2	10	8	8	<i>Tolypella prolifera</i>	3	-	-	-
<i>Bidens cernua</i>	1	9	8	9	<i>Bidens cernua</i>	2	9	8	9
<i>Carex vesicaria</i>	1	9	7	5	<i>Mentha aquatica</i>	2	9	7	4
					<i>Myosotis scorpioides</i>	2	8	7	5
					<i>Sagittaria sagittifolia</i>	2	10	7	6
					<i>Typha latifolia</i>	2	10	8	8
					<i>Potamogeton acutifolius</i>	2	12	7	7
					<i>Alisma plantago-aquatica</i>	1	10	7	8
					<i>Carex vesicaria</i>	1	9	7	5

Häufigkeitsschätzung nach KOHLER (1995)

Feuchtezahl (F) nach ELLENBERG

Lichtzahl (L) nach ELLENBERG

Stickstoffzahl (N) nach ELLENBERG

Tabelle 13: Zeigerwerte nach ELLENBERG (2010) (Mittelwert, gewichtet) Krebscheregewässer „Obere Placken“ 2013

Zeigerwerte Obere Placken			
im <i>S.aloides</i> Bestand	F	L	N
gewichtetes Mittel	10,79	7,43	6,06
in übrigen Gewässerabschnitten	F	L	N
gewichtetes Mittel	9,4	7,4	6,7

Es ist zu sehen, dass im Bereich mit *S.aloides* die über die Häufigkeit (KOHLER 1995) gemittelte Feuchtezahl bei 10,79 liegt, was zwischen „Wasserpflanze, die zeitweises Trockenfallen erträgt“ und „Wasserpflanze“ liegt. Dies ist auf das teilweise Vorkommen von Helophyten (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Bidens cernua* sowie *Carex vesicaria*) zurückzuführen. *S.aloides* selbst ist mit 12 eine Unterwasserpflanze. Im übrigen Gewässer liegt aufgrund der allgemein geringen Wassertiefe und der flachen Ufer die Feuchtezahl bei nur 9,6, da dort größere Bereiche bei niedrigen Wasserständen länger trocken fallen.

Die Lichtsituation am Standort mit *S.aloides* wie in den umliegenden Gewässerbereichen ist gemäß Zeigerwerten knapp über 7 halblüch.

Bezüglich Stickstoffsituation ist der von *S. aloides* bewachsene Bereich mäßig stickstoffreich bis stickstoffreich, die Arten im übrigen Gewässerbereich zeigen dort eine geringfügig höhere Stickstoffverfügbarkeit.

Aufgrund der ebenfalls hohen Häufigkeit von *Phragmites australis* in von Krebschere besiedelten Bereichen lag prinzipiell eine Konkurrenzsituation primär um Licht, als auch um Wuchsraum vor.

3.5.1.3 Direkte Störungseinflüsse

Das Gewässer selbst ist rezent menschlich ungenutzt, es wird weder darin gebadet, noch gefischt.

An manchen Stellen wurde die Benutzung des Gewässers und der Ufer als Suhle oder Tränke durch den Wildbestand (Schalenwild) des umliegenden Auwaldes beobachtet, was auf *S. aloides* allerdings keinen messbaren Einfluss hatte.

3.5.2 Weiher am Öllager

3.5.2.1 Gewässermorphologie

Nach SCHRATT-EHRENDORFER (1999) handelt es sich bei dem Weiher am OMV Zentraltanklager in der Oberen Lobau um einen künstlichen Weiher. Die Wasserfläche betrug 2013 ca. 3100 m², die größte Wassertiefe in Gewässermitte konnte nicht ermittelt werden, sie war über den gesamten Beobachtungszeitraum größer als die maximal bewatbare Wassertiefe (125 cm). Das Gewässer ist ca. dreimal so lang wie breit, die größte Erstreckung ist Nordost-Südwestlich ausgerichtet. Im südwestlichen Teil bildet das Gewässer zwei Buchten aus. Die Ufer sind relativ steil und ab der Wasserlinie bis zum Niveau des Umlands 3 m bis maximal 5 m im Nordwesten hoch, die maximal bewatbare Wassertiefe wird bereits bei maximal 3- 4 m Uferabstand erreicht, stellenweise wesentlich näher am Rand, vor allem entlang des nördlichen Ufers. Aufgrund dessen bedeuteten auch größere Änderungen des Wasserstandes nur verhältnismäßig geringe Änderungen der Wasserfläche. Am nordwestlichen Spitz der Wasserfläche jedoch verläuft das Ufer relativ flach in eine Art verlandeten Altarm.

Der Gewässergrund ist, soweit erhebbbar, als Akal (MOOG et al.1999) zu bezeichnen, wobei stellenweise CPOM und FPOM mit einer Mächtigkeit bis 25 cm darüber liegt, vor allem in Bereichen mit starkem Makrophytenwuchs. Große Bereiche, speziell entlang des Nordufers, sind von Totholz durchzogen, wobei teils ausgewachsene Pappeln ca. über die halbe Gewässerbreite im Wasser zu liegen kamen. Das Substrat am Gewässergrund besteht daher aus dem anstehenden Schotterkörper der Donau, verbunden mit der organischen Auflage, die seit der letzten Ausbaggerung anfiel.

Das Gewässer weist keinerlei Strömung auf, bezüglich hydrologischer Situation siehe Kapitel 3.3.2. Es bestand während des Beobachtungszeitraums zu keinem Zeitpunkt eine oberflächliche Anbindung an ein anderes Gewässer.

Die das Gewässer umgebende Vegetation besteht größtenteils aus einem Pappelbestand mit einer Höhe von 20 m (und teilweise darüber) im Norden und Nordwesten. Der Bestand hat gegen Westen eine Breite von nur ca. zwei Baumkronen. Angrenzend liegt ein geschotterter Rad- bzw. Forstweg und ein Acker.

Gegen Südosten, Süden, und Südwesten befinden sich einzeln stehende Pappeln und Robinien mit größeren Lücken dazwischen. An die südöstliche Langseite grenzt wenige Meter neben der Uferböschung das Areal des OMV Zentraltanklager an. Es handelt sich dabei um offene Wiesenflächen und ca. 100 m weit entfernte, große Tankbehälter. Direkt im Süden führt fast an der Böschungskante ein ebenfalls geschotterter Radweg entlang, gleich dahinter liegt die Lobgrundstraße. Das Gewässer ist aufgrund seiner Ausrichtung und der lückigen Ufergehölze im Süden und Westen größtenteils vollsonnig. Lediglich entlang einzelner Uferbereiche gibt es halblichte Stellen.

3.5.2.2 Aquatische Begleitvegetation

In Tabelle 14 ist die am Standort 2013 erhobene Begleitvegetation (unterschieden nach Vorkommen mit *S.aloides* und im übrigen Gewässer) dargestellt. Jene Arten, mit denen *S.aloides* gemeinsam auftrat, waren fast durchgehend Unterwasserpflanzen oder Wasserpflanzen mit Schwimmblättern, lediglich die beiden im Bestand gefundenen Moosarten tolerieren längeres Trockenfallen bzw. kommen auch an frischen Standorten vor. In den übrigen Gewässerabschnitten dominierte ein dichter *Ceratophyllum demersum* Bewuchs. An den Ufern fand sich eine sehr schwach ausgeprägte Zone mit Helophyten sowie auf steilen, trockenengefallenen Uferböschungstreifen im Spätsommer *A.stolonifera* und *F.rubra*.

Tabelle 14: Vegetationsaufnahme im Krebscherengewässer „Öllagertümpel“ 2013

im <i>S.aloides</i> Bestand	Häufigkeit	F	L	N	in übrigen Gewässerabschnitten	Häufigkeit	F	L	N
<i>Stratiotes aloides</i>	5	12	7	6	<i>Ceratophyllum demersum</i>	4	12	7	6
<i>Ceratophyllum demersum</i>	4	12≈	6	8	<i>Carex</i> sp.	2			
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3	12	5	7	<i>Persicaria lapathifolia</i>	2	7 ≈	8	5
<i>Cladophora</i> sp.	3				<i>Hydrochoris morsus-ranae</i>	2	11	7	5
<i>Spirogyra</i> sp.	3				<i>Schoenoplectus palustris</i>	1	11	8	5
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	2	11	7	5	<i>Iris pseudacorus</i>	1	10	7	7
<i>Utricularia australis</i>	2	12	9	4	<i>Typha latifolia</i>	1	10	8	8
<i>Riccia fluitans</i>	1	9	x	x	<i>Phragmites australis</i>	1	10	7	5
<i>Conocephalum conicum</i>	1	7	7	x	<i>Nymphaea alba</i>	1	11	8	7
<i>Nitellopsis obtusa</i>	1				<i>Agrostis stolonifera</i>	1	7≈	8	5
<i>Potamogeton x suecicus</i>	1				<i>Festuca rubra</i>	1	6≈	8	5

Häufigkeitsschätzung nach KOHLER (1995)
 Feuchtezahl (F) nach ELLENBERG
 Lichtzahl (L) nach ELLENBERG
 Stickstoffzahl (N) nach ELLENBERG

Tabelle 15: Zeigerwerte nach ELLENBERG (2010) (Mittelwert, gewichtet) Krebscherengewässer „Öllagertümpel“ 2013

Zeigerwerte Öllagertümpel			
im <i>S.aloides</i> Bestand	F	L	N
gewichtetes Mittel	11,44	6,65	6,31
in übrigen Gewässerabschnitten	F	L	N
gewichtetes Mittel	9,93	7,47	5,73

Die gemittelten Zeigerwerte nach ELLENBERG (2010) zeigen eine Feuchtezahl von 11,44 im Krebscherenbestand, was zwischen Unterwasserpflanze und Wasserpflanze mit Schwimmblättern als vorherrschende Wuchsform liegt. Außerhalb des *S.aloides* Bestandes liegt die F-Zahl weit niedriger, was auf die mit erhobenen Arten der Uferzone hinweist.

Die Lichtzahl zeigt im Krebscherenbestand halbschattige bis halblichte Verhältnisse, was mit der geschätzten Lichtsituation in Kapitel 3.5.2.1 vermutlich aufgrund der bestandsbildenden Unterwasserarten (naturgemäß an geringeren Lichteinfall unter Wasser angepasst) nicht übereinstimmt. In den Bereichen außerhalb des Krebscherenbestands und den Uferbereichen liegen gemäß Zeigerwert Verhältnisse zwischen halblicht und licht vor.

Die Nährstoffsituation ist zwischen mäßig stickstoffreich und stickstoffreich angesiedelt, wobei die Arten im Krebscherenbestand auf stickstoffreichere Verhältnisse hinweisen als außerhalb.

Es liegt am Standort keine nennenswerte direkte Konkurrenz für die Krebschere durch andere Makrophyten vor.

3.5.2.3 Direkte Störungseinflüsse

Im Gewässer wird rezent weder gebadet noch gefischt. Trotz der Lage direkt an den Radwegen ist das Gewässer aufgrund der Uferstruktur für Erholungssuchende nicht leicht zugänglich und aufgrund des Bewuchses unattraktiv.

Einige der im Wasser liegenden Totstämme sind wohl im Zuge von Pflege- und Strukturierungsmaßnahmen in das Gewässer gefällt worden (Schnittbild der Baumstrünke).

Speziell während des Herbstes 2013 konnte eine rege Aktivität des Bibers (*Castor fiber*) am Gewässer nachgewiesen werden. Dadurch wurden zwei größere Pappeln mitten in *den S.aloides* Bestand gefällt und begruben mehrere m² des Bestandes unter sich. Am Ufer wurden während des Beobachtungszeitraumes weitere große Pappeln im unteren Stammbereich rundum angefressen, wodurch es nur eine Frage der Zeit ist, bis sich die Menge an Totholz im Gewässer weiter erhöhen wird.

Zu einigen Begehungen im Sommer wurden auch Grau- und Silberreiher (*Ardea cinera* und *Ardea alba*) beobachtet, welche auf Totästen im *S.aloides* Bestand sitzend fischten. An diesen

Stellen konnte eine Störung der *S. aloides* Pflanzen in Form von braunen Blättern (Reaktion auf Kot) sowie teilweise umgeworfene oder zerrissene Krebscheren beobachtet werden. Die Einflüsse der Reiher im vorliegenden Umfang waren in Relation zur Bestandsgröße von *S. aloides* am Standort allerdings zu vernachlässigen.

3.5.3 Tischwasser

3.5.3.1 Gewässermorphologie

Das Tischwasser, ebenfalls in der Oberen Lobau gelegen, ist, abgesehen vom noch weiter östlich liegenden Groß-Enzersdorfer Arm der südöstlichste Teil des Mühlwassers. Die offene Wasserfläche des gesamten Tischwassers beträgt etwa 1,2 ha, wobei die untersuchte Fläche, auf der *S. aloides* nachgewiesen wurde, etwa 1500 m² misst und ganz am südöstlichen Ende der Offenwasserfläche liegt. Die größte Wassertiefe in Gewässermitte konnte nicht genau ermittelt werden, sie war über den gesamten Beobachtungszeitraum größer als die maximal bewatbare Wassertiefe (125 cm). Der untersuchte Gewässerabschnitt ist länglich und etwa 90 m lang, bei einer Breite von ca. 20 m. Die größte Ausdehnung ist Nordwest-Südost ausgerichtet.

Im Nordwesten ist das Gewässer an das Mühlwasser angebunden, im Südosten beginnt eine ausgedehnte Verlandungszone mit *Phragmites australis* hin zum Franz-Joseph-Steg und darüber hinaus. Das Südufer ist bewaldet, wobei die durchschnittliche Bewuchshöhe hier zwischen 10 und 15 m mit einzelnen älteren Pappeln größer 20 m beträgt. Der Baumbestand grenzt direkt an das Gewässer an.

Das südwestliche Ufer verläuft in einer Stufe von etwa 1 m, die über der Wasserlinie in eine nochmals 1 m hohe Böschung zum Umlandniveau übergeht. Im Wasser selbst ist das Ufer bis in ca. 80 cm Tiefe nahezu senkrecht, darauf folgt eine 2- 3 m breite, flachere Zone mit Wassertiefen bis 125 cm. Weiter zur Gewässermitte hin nimmt die Wassertiefe kontinuierlich zu. Sie betrug dort im Sommer jedenfalls über 160 cm. Zumindest im für *S. aloides* relevanten Bereich bedeuteten Pegelschwankungen quasi keine Veränderung der Wasserflächengröße.

Das Substrat in der flacheren Uferzone des Südwestufers ist ebenfalls als Akal (MOOG et al. 1999) einzustufen und hat in ungestörten Bereichen eine bis 5 cm mächtige Auflage aus FPOM. Totholz befand sich hier keines im Wasser.

Das Gewässer weist keine sichtbare Strömung auf, bezüglich hydrologischer Situation siehe Kapitel 3.3.3. Es bestand während des gesamten Beobachtungszeitraums eine oberflächliche Anbindung an das Mühlwasser im Nordwesten

Wenige Meter vom Südwestufer versetzt verläuft ein Wanderweg entlang des gesamten Tischwasser im vorher erwähnten Baumbestand.

Aufgrund dieses Baumbestandes erhalten die ufernahen Bereich entlang des Südwestufers nur am Vormittag direktes Licht und sind demnach maximal halblicht. Das restliche Gewässer ist aufgrund seiner Breite vollsonnig, speziell die nördlichen Bereiche ab der Gewässermittle.

3.5.3.2 Aquatische Begleitvegetation

Am Tischwasser wurden neben der Krebschere folgende Arten beobachtet (Tab.16):

Tabelle 16: Vegetationsaufnahme im Krebscheregewässer „Tischwasser“ 2013

im <i>S.aloides</i> Bestand	Häufigkeit	F	L	N	in übrigen Gewässerabschnitten	Häufigkeit	F	L	N
<i>Nymphaea alba</i>	4	11	8	7	<i>Phragmites australis</i>	3 (5)	10	7	5
<i>Potamogeton lucens</i>	4	12	6	8	<i>Nymphaea alba</i>	3	11	8	7
<i>Utricularia australis</i>	4	12	9	4	<i>Nuphar lutea</i>	3	11	8	x
<i>Nuphar lutea</i>	3	11	8	x	<i>Schoenoplectus palustris</i>	2	11	8	5
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	3	12	5	7	<i>Carex sp.</i>	2			
<i>Stratiotes aloides</i>	1	12	7	6	<i>Iris pseudacorus</i>	1	10	7	7
					<i>Typha latifolia</i>	1	10	8	8
					<i>Elymus repens</i>	1	5≈	7	8
					<i>Epilobium sp.</i>	1			
					<i>Lythrum salicaria</i>	1	8≈	7	x

Häufigkeitsschätzung nach KOHLER (1995)

Feuchtezahl (F) nach ELLENBERG

Lichtzahl (L) nach ELLENBERG

Stickstoffzahl (N) nach ELLENBERG

Tabelle 17: Zeigerwerte nach ELLENBERG (2010) (Mittelwert, gewichtet) Krebscheregewässer „Tischwasser“ 2013

Zeigerwerte Tischwasser			
im <i>S.aloides</i> Bestand	F	L	N
gewichtetes Mittel	11,63	7,26	6,44
in übrigen Gewässerabschnitten	F	L	N
gewichtetes Mittel	10,88	7,27	6,27

Die Krebschere kommt am Standort ausschließlich mit Unterwasserpflanzen und Schwimmblattpflanzen vor, daher liegt die gemittelte Feuchtezahl bei 11,63. Auch in der übrigen Gewässerfläche ist die gemittelte Feuchtezahl aufgrund großer Bereiche mit hoher Wassertiefe und einer sehr schwach ausgeprägten Ufervegetation am für die Krebschere relevanten Südufer bei fast 11. Das gemeinsame Vorkommen von Krebschere, See- und Teichrose, Tausendblatt, Laichkraut sowie Wasserschlauch deutet darauf hin, dass *S.aloides* hier einer Konkurrenz um Licht durch an der Wasseroberfläche schwimmende Blätter sowie um Raum durch Blattstiele und ganze Pflanzen ausgesetzt ist.

Die Lichtverhältnisse sind in beiden Bereichen nahezu ident mit 7,26 bzw. 7,27 und somit eher halblicht.

Die Nährstoffsituation ist gemäß Zeigerwerten im ganzen Gewässer sehr ähnlich und zwar zwischen mäßig stickstoffreich und stickstoffreich.

3.5.3.3 Direkte Störungseinflüsse

Im Tischwasser wurden während des Untersuchungszeitraumes mehrmals Badende angetroffen, oftmals waren auch Hunde im Wasser. Aufgrund der vorhandenen Betonstufen ins Wasser, der geringen Wassertrübe und der guten Zugänglichkeit besitzt das Gewässer eine gewisse Attraktivität zur Naherholung.

Besonders in Bereichen mit guter Zugänglichkeit zum Gewässer (Betontreppe) ist das Fehlen der FPOM Auflage am Gewässergrund auffällig. Weiter kamen in diesen Bereichen keine submers wurzelnden oder frei treibenden Makrophyten vor.

Fischerei am Gewässer konnte nicht festgestellt werden, obwohl das gesamte Mühlwasser als Fischereirevier II/34 in der Wiener Verordnung zum fischereilichen Managementplan ausgewiesen ist.

3.5.4 Eckartsau

3.5.4.1 Gewässermorphologie

Der Fadenbach, das von *S. aloides* besiedelte Gewässer am Standort Eckartsau, ist ein Donaualtarm mit über 30 km Länge. Er verläuft nördlich der Donau und heute auch nördlich, also landseitig, des Marchfeldschuttdammes. Im Raum Orth a.d. Donau wird der ursprüngliche Verlauf des Fadenbachs mehrmals vom Damm unterbrochen, wodurch der Fadenbach an diesen Stellen in einem künstlichen Gerinne geradlinig parallel zum Schutzdamm verläuft.

Der Fadenbach ist aufgrund Wassermangel über weite Strecken trocken gefallen; im Bereich Orth a.d. Donau bis Eckartsau führt er gespeist von Grundwasser und Dammsickerungen jedoch teilweise Wasser, wodurch hier der ökologisch intakteste Abschnitt liegt (www.fadenbach.at, Zugriff 23.01.2014).

In den von *S. aloides* besiedelten Abschnitten hat der Fadenbach eine Breite von durchschnittlich 10 m, wobei die wasserbenetzte Fläche teils deutlich schmaler ist. Beide Ufer sind weder steil noch sonderlich hoch. Weiter sind sie von Auwald bewachsen, wobei die Baumhöhen fast durchgehend 20 m überschreiten. Die Teilfläche West ist ca. nordöstlich-südwestlich ausgerichtet, während das Gewässerbett in den Teilflächen Mitte und Ost genau von Osten nach Westen verläuft. Somit ist in den Teilflächen Mitte und Ost eine starke Beschattung durch die Bäume am Südufer anzunehmen, während Teilfläche West nachmittags direktes Licht erhalten könnte. Problematisch ist hier diesbezüglich allerdings, dass über dem Gewässer stellenweise fast ein Kronenschluss der Ufergehölze vorliegt.

Generell besitzt der Fadenbach ein Gefälle, was in Kombination mit ausreichenden Wassermengen zu einer Strömung im Gewässer führt (www.fadenbach.at, Zugriff 23.01.2014). Zum Zeitpunkt der Begehungen wies das Gewässer zwar keinerlei Strömung auf, es gab im Bereich

von geringeren Gewässerbreiten jedoch Hinweise auf das zeitweise Vorliegen einer Strömung (pendelnde Rinne in Bettmitte). Möglicherweise lagen zum Zeitpunkt des Donauhochwassers im Juni 2013 auch im Fadenbach Hochwasser-ähnliche Verhältnisse wie schon 2002 (www.fadenbach.at, Zugriff 23.01.2014) vor, wozu allerdings keine Daten vorhanden sind.

Das Substrat am Gewässergrund konnte zur Begehung nicht untersucht werden. Die im Herbst trockengefallenen Bereiche, welche im Frühling unter Wasser lagen, sind als Pelal (MOOG et al. 1999) zu bezeichnen, wobei stellenweise CPOM (Falllaub) und FPOM mit einer Mächtigkeit von 5 cm aufliegt. Weiter existierten vereinzelte Totholzstrukturen, welche zumindest im Frühling zu großen Teilen unter Wasser liegen. An Teilen dieser Totholzansammlung befand sich noch im Dezember ausgekämmtes organisches Material, was ebenfalls als Hinweis auf punktuelle strömende Verhältnisse im Sommer gewertet wird (siehe oben).

3.5.4.2 Aquatische Begleitvegetation

Aufgrund der jahreszeitlichen Umstände der Begehung konnten dazu keine Daten erhoben werden (siehe Anhang 11.1.1, Tabelle Zeitlicher Ablauf).

3.5.4.3 Direkte Störungseinflüsse

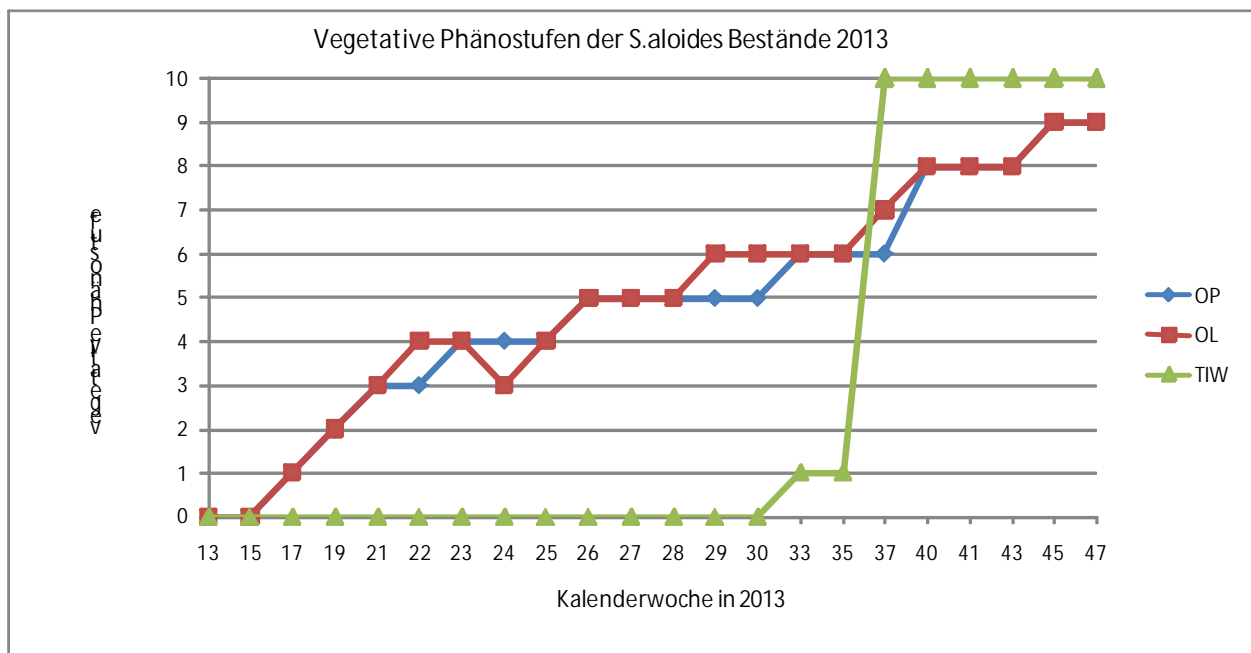
Auch hierzu liegen am Standort Eckartsau keine Daten aus 2013 vor. Laut aktuellem Managementplan des Nationalpark Donau- Auen ist das Gewässer in den konkreten Abschnitten kein befischter Bereich. Bezüglich Badebetrieb finden sich dort keine konkreten Angaben, es ist aufgrund der Lage und Zugänglichkeit zumindest in Teilfläche West und Mitte unwahrscheinlich. Teilfläche Ost liegt an sich in dem zeitgleich mit Schloss Eckartsau durch ein kleines Wehr errichteten Schwimmbecken (www.fadenbach.at, Zugriff 23.01.2014). Eine rezente Badenutzung ist allerdings ebenfalls unwahrscheinlich.

4 Vergleichende Bewertung - Diskussion

4.1 Vergleich der phänologischen Entwicklung an den Standorten

In Abbildung 28 ist die vegetative Entwicklung der drei Bestände Obere Placken (OP), Öllagertümpel (OL) sowie Tischwasser (TIW) dargestellt. Der Standort Eckartsau konnte aufgrund der Datenlage hier nicht verglichen werden. Da die Begehungen der unterschiedlichen Gewässer nie am gleichen Tag, wohl aber in derselben Woche stattfanden, ist die auf der Zeitachse verwendete Einheit Kalenderwochen.

Abbildung 28: Vegetative Phänostufen der *S.aloides* Bestände 2013, nach DIERSCHKE 1989, verändert



- | | |
|----|--|
| 0 | ohne aufgetauchte Rosetten |
| 1 | junge Blätter ragen über Oberfläche |
| 2 | Pflanzen zu 50% über der Oberfläche |
| 3 | junge Rosetten über 15cm Durchmesser |
| 4 | fast alle Pflanzen zur Gänze aufgetaucht |
| 5 | Bestand voll entwickelt |
| 6 | beginnende Eintrocknung von Blattspitzen |
| 7 | Blattspitzenvergilbung bis 50% |
| 8 | beginnendes Absinken |
| 9 | Rosetten zu 50% abgesunken |
| 10 | alle Rosetten abgesunken |

Bis Kalenderwoche 21 (3.Maiwoche) zeigt sich, dass sich Obere Placken und Öllagertümpel gleich schnell entwickelten, lediglich das Tischwasser blieb ohne aufgetauchte Rosetten. Anschließend erreichte der Öllagertümpel eine Woche früher Stufe 4 als die Oberen Placken, um dann in Kalenderwoche 24 (2.Juniwoche) wiederum auf Stufe 3 zurückzufallen. Der Grund dafür lag bei der großflächigen Überstauung von Teilen des Bestandes. Ab Kalenderwoche 28 (2.Juliwoche) trat am Öllagertümpel vermehrt das Eintrocknen von Blattspitzen auf, was an den Oberen Placken erst in der 2. Augustwoche (KW33) zu beobachten war. Zu dieser Zeit schwammen auch im Tischwasser einzelne Individuen knapp unter der Wasseroberfläche, wo-

durch hier Stufe 1 erreicht wurde. Ab Kalenderwoche 37 (2. Septemberwoche) waren die Rosetten hier wieder komplett abgesunken (Stufe 10). Gleichzeitig nahm die Eintrocknung von emerger Blattmasse am Öllagertümpel weiter zu (Stufe 7).

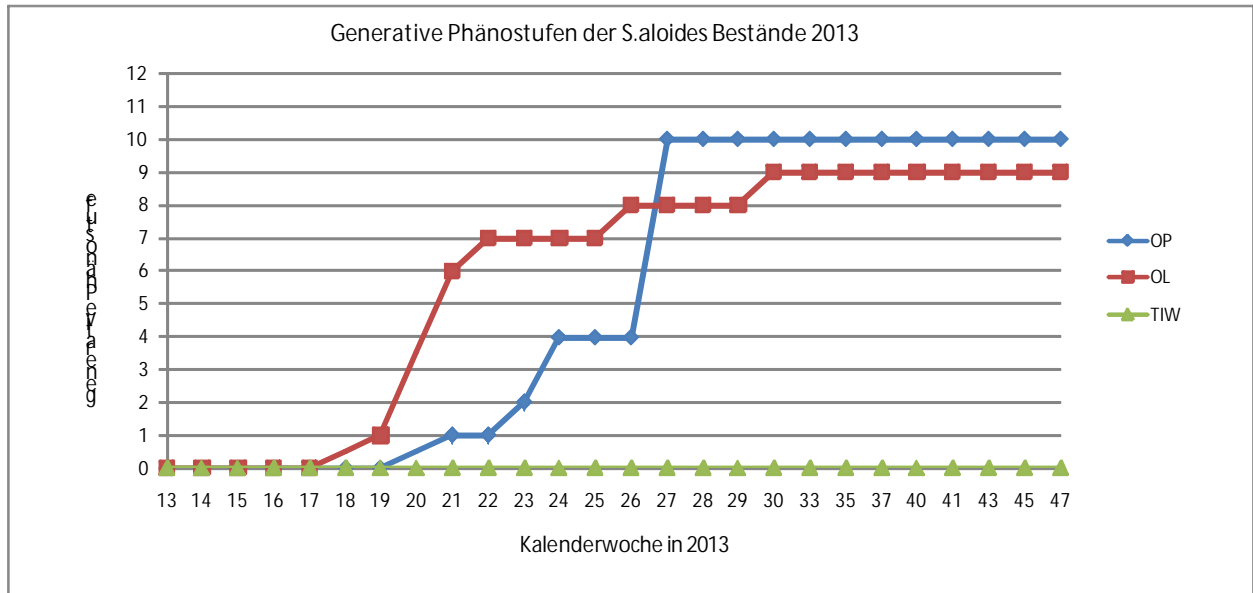
Das Absinken der Krebschere begann in den Oberen Placken wie im Öllager mit der 1. Oktoberwoche, zum Ende des Beobachtungszeitraum erreichten beide Bestände Stufe 9, da in beiden Gewässern aufgrund der Wassertiefe oder Hindernissen unter Wasser größere Teile der Bestände (OL) bzw. der gesamte Bestand (OP) nicht komplett untertauchen konnte.

Tabelle 18: Durchmesser der *S.aloides* Rosetten

Pflanzendurchmesser (cm) der bestandsbildenden Individuen				
	Obere Placken	Öllagertümpel	Tischwasser	Eckartsau
	n=28	n=20	n=8	n=10
Min	30	44	10	20
Max	65	79	30	50
Durchschnitt	51,9	63,2	17,9	35

Die 2013 erreichten Rosettendurchmesser sind in Tabelle 18 dargestellt, wobei die Individuen im Öllagertümpel die maximale, aus der Literatur bekannte Größe erreichten, gefolgt von den ein wenig kleineren in den Oberen Placken. Die Pflanzendurchmesser der Bestände in Eckartsau und vor allem im Tischwasser blieben deutlich darunter.

Abbildung 29: Generative Phänostufen der *S.aloides* Bestände 2013, nach DIERSCHKE 1989, verändert



- 0 ohne Blütenknospen
- 1 Knospen erkennbar
- 2 Blütenknospen stark geschwollen
- 3 kurz vor der Blüte
- 4 bis 25% erblüht
- 5 bis 50% erblüht
- 6 Vollblüte
- 7 25% verblüht
- 8 50% verblüht
- 9 völlig verblüht
- 10 Fruchtsätze bildend
- 11 Samenreife
- 12 Ausstreuen der Samen bzw. Abwerfen der Früchte

Die generative Entwicklung der beobachteten Krebscherenbestände zeigt laut Abbildung 29, dass hier der Bestand im Öllagertümpel zwei Wochen früher Knospen zeigte und sogar drei Wochen früher zu blühen begann als der Bestand Obere Placken. Der Öllagertümpel hatte eine längere totale Blühdauer (acht Wochen) und lag auch mit dem zur Blüte gekommenen Anteil (Vollblüte, nahezu 100%) deutlich über dem Bestand in den Oberen Placken. Hier blühte die Krebschere nicht nur später, sondern auch kürzer (vier Wochen) und bei weitem weniger zahlreich. Allerdings erreichten einzelne Pflanzen hier bereits in Kalenderwoche 27 (1.Juliwoche) Stufe 10, bildeten also Fruchtansätze. Das wurde aufgrund des rein männlichen Bestandes im Öllagertümpel 2013 nie beobachtet, wodurch hier maximal Stufe 9 erreicht wurde. In den Oberen Placken ging die generative Entwicklung aufgrund des rein weiblichen Bestandes auch nicht über Stufe 10 hinaus, es gab hier keine generative Reproduktion (siehe Tabelle 19).

Im Tischwasser zeigten die Krebscheren 2013 überhaupt keine Ansätze generativer Reproduktion.

In Eckartsau konnten zumindest im Spätherbst keine Früchte gefunden werden, über das Blühverhalten liegen wie über die vegetativen Phänostufen keine Daten vor.

Tabelle 19: Generative Vermehrung der beobachteten Bestände 2013

Generatives Vermehrungspotential				
	Obere Placken	Öllagertümpel	Tischwasser	Eckartsau
Fruchtansätze (gesamt)	4	0	0	0
Reife Früchte (gesamt)	0	0	0	0

Der Vergleich der vegetativen Vermehrung zwischen den Standorten (Tabelle 20) zeigt, dass im Herbst 2013 in den Oberen Placken und dem Öllagertümpel pro Individuum *S.aloides* 5,63 bzw. 8,85 vegetative Nachkommen gebildet wurden. Auch die untersuchten Pflanzen in Eckartsau blieben im Schnitt über 2 Nachkommen pro Individuum, lediglich im Tischwasser wurde durchschnittlich 1 vegetativer Nachkomme/ Krebschere nicht erreicht. Der Schwerpunkt in der vegetativen Vermehrung lag an allen Standorten bei der Bildung von Ablegern vor der Bildung von Turionen.

Tabelle 20: Vegetative Vermehrung der beobachteten Bestände 2013

Vegetatives Vermehrungspotential(Herbst)					
		Obere Placken	Öllagertümpel	Tischwasser	Eckartsau
		n=49	n=33	n=6	n=6
Ableger	Durchschnitt/Ind.	3,2	4,67	0,83	1,33
Turionen	Durchschnitt/Ind.	2,42	4,18	0	0,83
gesamt	Durchschnitt/Ind.	5,63	8,85	0,83	2,16

4.2 Bewertung der Vitalität der unterschiedlichen Bestände

Aufgrund der erhobenen Bestandsgrößen von *S. aloides* und der phänologischen Entwicklung über den Beobachtungszeitraum wurde die Vitalität in Form der folgenden Vitalitätsparameter bewertet. Dabei wurde der Parameter negativ, also im Fall eines Zutreffens als Beeinträchtigung formuliert:

- Die Bestandsgröße (maximale Gesamtanzahl der Pflanzen) ist nicht groß genug, um das Überstehen der Art am Standort von einzelnen größeren Störereignissen (z.B. mittleres Hochwasser, mechanische Zerstörung von Bestandesteilen durch Mensch oder Tiere), zu gewährleisten (< 1000 Ind.).
- Der Auf-Abtauchzyklus ist aufgrund der Freiwassersituation nicht oder sehr schwer möglich.
- Der Auf-Abtauchzyklus ist aufgrund der Produktionsleistung der Krebschere nicht oder sehr schwer möglich. Diese Beeinträchtigung wurde dort angenommen, wo der Bewegung der Pflanzen mechanisch nichts im Weg stand und dennoch kein Auftauchen erfolgte.
- Die Pflanzengröße (Rosettendurchmesser) liegt bei der Hälfte des im Untersuchungsgebiet möglichen Durchmessers oder darunter.
- Die vegetative Vermehrung produziert weniger als 1 Nachkommen/ Individuum und Herbst.
- Die generative Vermehrung produziert weniger als 1 Nachkommen/ Individuum und Jahr.
- Die Ausbreitung der Art durch Hydrochorie oder Verdrift von Pflanzen bzw. Pflanzenteilen oder durch Verschleppung von Samen (Zoochorie) ist nicht gewährleistet.

Die an manchen Standorten aufgetretene Blattspitzentrocknis, wie in Abbildung 28 dargestellt, wurde bei dieser Bewertung nicht als Parameter hinzugenommen, da sie keine Einbußen der anderen Parameter wie z.B. verminderte vegetative Vermehrung in den betroffenen Flächen mit sich brachte. Zudem trat sie erst vergleichsweise spät im Jahr (Hoch- Spätsommer) auf.

In Tabelle 21 ist dargestellt, inwiefern obige Parameter auf die untersuchten Standorte zutreffen. Dabei wurde bei Standorten mit nennenswerten internen Schwankungen der Vitalität nach Teilflächen bzw. Teilflächengruppen unterschieden. Die Reihung der Standorte von links nach rechts entspricht der Anzahl der dort angetroffenen Beeinträchtigungen, die Reihung der Beeinträchtigung von oben nach unten entspricht der Anzahl der Standorten, an denen die Beeinträchtigung zutraf. Somit steht die Teilfläche bzw. der Standort mit der geringsten Vitalität ganz links und die am häufigsten angetroffene Beeinträchtigung ganz oben.

Tabelle 21: Beeinträchtigte Vitalitätsparameter der Krebsscherenbestände bzw. Teilflächen 2013

(+ ...Beeinträchtigung vorhanden, - ... nicht vorhanden, ?...keine Daten)

	TIW	OP (B)	OP (ACDE)	OP ges.	EA	OL (N)	OL (S,M)	OL ges.	Summe
generative Vermehrung	+	+	+	+	+	+	+	+	8
Ausbreitungsfähigkeit	+	+	+	+	-	+	+	+	7
Auf-Abtauchzyklus (Freiwasser)	+	+	+	+	?	-	-	-	4
Auf-Abtauchzyklus (Auftrieb Pflanzen)	+	+	-	-	?	+	-	-	3
Pflanzengröße (DM)	+	+	-	-	+	-	-	-	3
Bestandsgröße (AnzahlPflanzen)	+	-	-	-	+	-	-	-	2
vegetative Vermehrung	+	-	-	-	-	-	-	-	1
Summe beeinträchtigte Parameter	7	5	3	3	3	3	2	2	

4.3 Vergleich Monitoringergebnisse Obere Placken 2012 mit 2013

Im Vergleich mit der Vegetationsperiode 2012 entwickelte sich der Krebsscherenbestand 2013 sehr ähnlich weiter. Die Dichten von Krebsscheren pro m² lagen zu Beginn (8,3) um 0,3 über dem Wert von 2012 (8), dafür im Sommer (16,6) um 0,4 unter dem Wert von 2012 (17). Auch die Unterschiede innerhalb des Bestandes (fünf Teilflächen) waren 2013 mit denen von 2012 vergleichbar, wobei die maximale Krebsscherendichte 2013 mit 22/m² unter dem maximalen Wert von 2012 (25/m²) blieb. In den Flächen B und D kamen die Krebsscheren 2013 auf eine maximale Dichte von 16/m² im Vergleich zu 10/m² in 2012.

Die maximale Bestandsgröße lag 2013 bei 4983 Individuen *S. aloides* auf knapp unter 300 m² Fläche. Dagegen zählte der Bestand 2012 maximal 4050 Individuen auf 200 m², wobei die Fläche von 2012 ganz im Frühjahr vermessen wurde und sich über das Jahr 2012 schon vergrößerte.

Die Zeitpunkte des Auf- und Abtauchens lagen zur selben Jahreszeit wie 2012. Im Frühjahr 2012 war der Wasserstand allerdings geringer als 2013, sodass 2012 kein eindeutiger Beginn des Auftauchens definiert werden konnte, was im April 2013 hingegen möglich war. Das Ende des Absinkens konnte 2013 ebenso wie 2012 nicht exakt definiert werden, da die Pflanzen wie im Vorjahr zum Ende des Beobachtungszeitraumes mangels Freiwassertiefe am Gewässergrund aufsaßen und dennoch mit den Blattspitzen aus dem Wasser ragten.

Bis November 2013 lag der Wasserstand immer um ca. 5-20 cm über dem von 2012. Mit Ende des Absinkens der Krebsscheren lag der Pegel gleich wie 2012 oder knapp darunter. Laut Abschlussbericht 2012 (BERNHARDT & OSCHATZ 2012) waren die Krebsscheren Anfang 2012 in einem sehr schlechten, jedenfalls schlechteren Zustand bezüglich Frostschäden als zu Beginn des Beobachtungszeitraums 2013. Der Bestand dürfte sich 2012 erholt und über den Winter 2012/2013 keine starken Verluste erfahren haben. Der bessere Zustand zu Beginn 2013 im Vergleich zu März 2012 mag am durch den höheren Niederschlag in diesem Winter hervorgeru-

fenen geringfügig höheren Wasserstand im Gewässer gelegen haben (siehe Kapitel 3.3.1, Abbildung 19, Summenlinie und Linie Normaljahr).

Tabelle 22 : Vergleich der Stratiotes- Monitoringergebnisse Obere Placken 2012 mit 2013

	2012	2013
Beginn Aufstieg Rosetten	?	Ende April
Ende Aufstieg Rosetten	Anfang Juni	Anfang Juni
Anzahl Individuen pro m ² i.D.: Mitte April	8	8,5
Gesamtzahl Mitte April	1730	2543
Anzahl Turione von 50 Individuen	-**	119
Anzahl Turione i.D.	-**	2,4
Anzahl Ableger von 50 Individuen	156	157
Anzahl Ableger i.D.	3,12	3,2
Anzahl Individuen pro m ² i.D.: Blütezeit	17	16,6
Gesamtzahl zur Blütezeit	4050	4983
Anzahl blühende Pflanzen	403	30
Beginn der Blüte	11.6.	13.6.
Ende der Blüte	26.6.	11.7.
Anzahl weibliche Blüten	403	30
Anzahl männliche Blüten	0	0
Anzahl reife Früchte	0	0
Zeitpunkt Fruchtreife	--	--
Beginn Absinken der Rosetten	Mitte Sep.	Mitte Sep.
Ende Absinken der Rosetten	?*	?* (Ende Okt.)
Wasserstand: April	10-25 cm	25-30 cm
Wasserstand: Juni	20-35 cm	50-55 cm
Wasserstand: November	15 cm	10-15 cm

* Das ? bezieht sich auf die zu geringe Wassertiefe: da die Pflanzen auf der Schlammschicht aufsaßen, war ein Aufsteigen resp. vollständiges Absinken nicht möglich.

** Die Anzahl der Turione wurde 2012 nicht erfasst.

Die vegetative Vermehrung war zur Zählung 2013 mit der von 2012 fast identisch hinsichtlich der Ableger (3,2 zu 3,12/Individuum); die Anzahl der Turione wurde 2012 nicht erfasst. 2013 konnten zusätzlich zu den Ablegern 2,42 Turionen/Individuum gezählt werden.

Der größte Unterschied von 2012 zu 2013 lag im Blühverhalten. Hatten 2012 10% des Bestandes geblüht, waren es 2013 nur 0,6%, was einem Rückgang ca. um den Faktor 10 entspricht. Dieser starke Rückgang erfolgte trotz dem im Vergleich zu 2012 stark erhöhten Aufwand bei der Blütenzählung. Zur Samenbildung kam es 2013 wie schon 2012 nicht.

Lag das Verhältnis zwischen *S. aloides* Teilflächen mit Schilf (B, D) zu *S. aloides* Teilflächen ohne Schilf (A, C, E) 2012 bei 28% zu 72%, lag es 2013 bei 40% zu 60% (jeweils am Anfang der Vegetationsperiode definiert). Die von *S. aloides* besiedelte Fläche, die auch schilfdurchwachsen ist, nahm also von 2012 auf 2013 um ca. 10% der Gesamtfläche zu.

4.4 Bewertung der Einflüsse auf *S.aloides* an den Standorten

Nachfolgend werden für jeden untersuchten Standort die erhobenen und in Kapitel 3.3 bis 3.5 beschriebenen Einflüsse dargestellt. Die Formulierung der Einflussparameter erfolgte hinsichtlich der möglichen Relevanz der erhobenen Umweltfaktoren für *S.aloides*, wobei ein Zutreffen der Parameter negative Konsequenzen für die Krebschere bedeuten soll.

4.4.1 Wasserstände

Um das Vorhandensein der minimalen notwendigen Freiwassertiefe zu bewerten, wurde als Parameter gesetzt, ob am betroffenen Standort an den besiedelten Stellen mit der kleinsten Wassertiefe die ganzjährige vollständige Bedeckung einer abgesunkenen adulten Krebschere gewährleistet wäre. Nicht berücksichtigt wurden dabei veränderliche lokale Hindernisse im Wasser wie z.B. Totholz.

Zur Bewertung der hydrologischen Beeinflussung durch das Hauptgerinne wurde eine Einteilung in zwei Klassen (hydrologisch eher hauptgerinnenah oder –fern) durchgeführt. Ausschlaggebend war hier ein sichtbares Folgen der Abflussentwicklung im Hauptgerinne durch den Wasserstandsverlauf im Krebscherengewässer, welcher nicht allein über den Niederschlag in unmittelbarer räumlicher Nähe erklärbar war. Ein hydrologisch eher hauptgerinnefernes Gewässer bietet für *S.aloides* aufgrund der Angaben in der Literatur (NEILREICH 1846, 1859, COOK & URMI KÖNIG 1983) gute Wachstumsbedingungen, da die Strömungsverhältnisse im Gewässer sowie eine Beeinträchtigung durch Stoffeinträge aus dem Abfluss minimiert sind. Deshalb wird hier Hauptgerinne-Ferne als positiver Parameter gewertet.

Gleichzeitig haben hauptgerinneferne Gewässer die Tendenz, zu verlanden und bieten *S.aloides* sehr eingeschränkte Möglichkeiten der Ausbreitung durch Verdrift aufgrund der fehlenden Durchströmung, besonders wenn die oberflächliche Anbindung selbst im Hochwasserfall nicht erfolgt. Dieser negative Parameter floss gesondert in die Bewertung der Verlandungstendenz der Gewässer ein. Das Zutreffen der Parameter auf die untersuchten Gewässer ist in Tabelle 24 dargestellt.

4.4.2 Wasserchemie

Unter den gemessenen Parametern wurden nun jene als entscheidend ausgewählt, die aus der Literatur (SCHRATT-EHRENDORFER 1999, SMOLDERS et al. 2003, NIELSEN & BORUM 2008, JORDAN et al. 2010) als bekanntermaßen limitierend auf *S.aloides* wirken. Ihnen wurde hier die Bedeutung einer möglichen Beeinträchtigung im Untersuchungsgebiet beigemessen, wenn die Vitalitätsunterschiede der Standorte oder das Fehlen der Art mit großen Abweichungen der Messwerte einhergingen, um mögliche Unterschiede der Anwendbarkeit zwischen den

Literaturangaben und dem Untersuchungsgebiet nicht zu vernachlässigen. Auf diese Weise wurden folgende Parameter ermittelt, die im nächsten Arbeitsschritt im Fall des Zutreffens als Beeinträchtigung der hydrochemischen Verhältnisse im Gewässer zusammengefasst wurden:

- Geringer Gehalt freies CO₂ (<20mg/l), wobei der Messwert im Tischwasser als fehlerhaft angesehen wird.
- Hoher pH- Wert (>7,5) als Mitgrund für geringe frei CO₂ Mengen und mögliche Sulphidbildung
- Hoher Sulfatgehalt (>10mg/l)
- Hoher Mineralsäurehärteanteil an der Gesamthärte (>10%)
- Geringer Eisengehalt (< 0,1mg/l)
- Großes Sulfat-Eisenverhältnis
- Äußerst geringer Phosphorgehalt im Wasser (<20mg/l)

Die in von SCHRATT-EHRENDORFER (1999) und SMOLDERS et al. (2003) angeführten hohen Bicarbonatwerte zum Nachteil des freien CO₂ und eine mögliche Ammoniumtoxizität konnten aufgrund der Vitalität im konkreten Fall nicht als ausschlaggebend bestätigt werden, wohl aber geringeres freies CO₂ im Fall hoher pH Werte. Im Bereich der gemessenen pH Werte liegt nach SCHWÖRBEL (1993) der überwiegende Teil der Kohlensäure im Wasser als Bicarbonat vor.

SMOLDERS et al. (2003) nannten Sulphid-Toxizität mit als Grund für den Rückgang von *S. aloides* in deren Untersuchungsraum in den Niederlanden. Im konkreten Fall konnte eine Korrelation von hohem Sulfatwert und hoher Vitalitätseinbußen beobachtet werden.

Eutrophierung konnte als Grund für geringe Vitalität hier nicht direkt nachvollzogen werden, da die Nitratwerte keine Aussagekraft hatten sowie ein verhältnismäßig niedriger Phosphorgehalt genau entgegengesetzt korrelierte. Die über die erhobene Gewässervegetation ermittelten Zeigerwerte nach ELLENBERG (2010) korrelierten zwar in zwei Fällen mit den erhobenen Phosphorwerten, im dritten Gewässer, welches den niedrigsten Phosphorgehalt im Wasser aufwies, lag die N-Zahl allerdings am allerhöchsten.

So lag eine Beeinträchtigung in Form der gewässerchemischen Verhältnisse an Standorten laut Tabelle 24 vor.

4.4.3 Gewässerentwicklung

4.4.3.1 Verlandung

Um die Verlandungstendenz des Gewässers zu bewerten, wurden als Einflussparameter Verlandung akut (ca. 5-10 Jahre), Verlandung mittelfristig (ca. 10-30 Jahre) sowie Verlandung langfristig (>30 Jahre) definiert, wobei die größere Bedrohung für *S.aloides* in einem akut verlandungsgefährdeten Gewässer dadurch dargestellt wird, dass die jeweils längerfristig wirkenden Verlandungstendenzen in jedem Fall als ebenfalls zutreffend gewertet wurden. Zur Ermittlung der jeweiligen Verlandungstendenz wurden für jedes untersuchte Gewässer die Messgrößen laut Tabelle 23 bezüglich ihres Zutreffens am Standort betrachtet, wobei für die Zuteilung des Gewässers in eine Klasse des Verlandungsrisikos alle Messgrößen zutreffen oder bereits die Einteilung in eine Klasse mit akuterem Risiko erfolgt sein muss.

Tabelle 23: Verlandungsrisiko der Krebscherenstandorte

(+ ...trifft zu, - ... trifft nicht zu, ?...keine Daten)

		OP	OL	TIW	EA
Verlandung akut	max. Wassertiefe <1m	+	-	-	-
	F-Zahl aquatische Vegetation <11	+	-	-	?
	Eintrag organ. Material vorhanden	+	+	+	+
	HQ≤100 _(Hauptgerinne) reichen nicht bis ins Gewässer	+	+	+	-
	Substrat-Choriotop Pelal	+	-	-	+
	Strömung bei MQ _(Hauptgerinne) ist 0	+	+	+	+
	Zuteilung in "Verlandung akut"	+	-	-	-
Verlandung mittelfristig	max. Wassertiefe 1-1,8m	-	+	-	+
	F-Zahl Vegetation >11	-	+	+	?
	Eintrag organ. Material vorhanden	+	+	+	+
	HQ≤100 _(Hauptgerinne) reichen nicht bis ins Gewässer	+	+	+	-
	Substrat-Choriotop Pelal/Akal	-	+	-	-
	Strömung bei MQ _(Hauptgerinne) ist 0	+	+	+	+
	Zuteilung in "Verlandung mittelfristig"	+	+	-	-
Verlandung langfristig	max. Wassertiefe >1,8m	-	-	+	-
	F-Zahl Vegetation >11	-	+	+	?
	Eintrag organ. Material vorhanden	+	+	+	+
	HQ≤100 _(Hauptgerinne) reichen nicht bis ins Gewässer	+	+	+	-
	Substrat-Choriotop Akal	-	-	+	-
	Strömung bei MQ _(Hauptgerinne) ist 0	+	+	+	+
	Zuteilung in "Verlandung langfristig"	+	+	+	-

HQ≤ 100_(Hauptgerinne) ...alle kleineren oder gleich einem 100 jährlichen Hochwasserereignis im zugehörigen Hauptgerinne

4.4.3.2 Lichtverhältnisse am Gewässer

Eine Beeinträchtigung der Krebschere durch Beschattung des Gewässers wurde in jenen Fällen angenommen, wo durch Gehölzstrukturen am Ufer und eine ungünstige Orientierung der Wasserfläche sowie eine geringe Gewässerbite größere Bereiche vorlagen, die im Laufe des Tages keine direkte Sonne erhielten und im Rahmen der Datenerhebung als maximal halblit bezeichnet wurden. Die Lichtzahl nach ELLENBERG (2010), die für jeden Bestand ermittelt wurde, spiegelt diesen Einfluss nicht direkt wieder, da die Begleitvegetation, sofern sie keine Konkurrenz für die Krebschere darstellte, nicht einzeln für betroffene Teilflächen des *S. aloides* Bestandes erhoben wurde und die Verteilung der Arten unregelmäßig über die Gewässerflächen vorlag.

4.4.3.3 Konkurrenzsituation aquatische Begleitvegetation

Eine Konkurrenzsituation mit negativen Auswirkungen für *S. aloides* durch die Begleitvegetation wurde an jenen Standorten bzw. Teilflächen als zutreffend angenommen, wo durch Dichte und Häufigkeit der übrigen Vegetation im Gewässer entweder erhöhter Lichtmangel oder eine Behinderung des Auf- und Abtauchens der Krebschere möglich ist. Dazu zählte eine Überwucherung der Krebscheren durch höherwüchsige helophytische Arten im Bestand oder eine Überwucherung durch andere submerse Arten, welche durch ihr Gewicht ein Auftauchen von *S. aloides* erschweren, die Krebschere beschatten bzw. durch ihre Wuchsform den Freiwasserkörper blockieren.

4.4.3.4 Direkte Störeinflüsse

Direkte Störeinflüsse menschlichen oder natürlichen Ursprungs wurden als Einflussparameter auf *S. aloides* gewertet, wenn am Standort eine der folgenden Situationen vorlag, die die Pflanzen direkt mechanische beeinträchtigt:

- Badebetrieb
- Fischereibetrieb
- Hohe Biberaktivität in Form von hohem Totbaumeintrag
- Verbiss
- Vertritt

Tabelle 24: Einflüsse an den Gewässerflächen mit S.aloides 2013

(+ ...Beeinträchtigung vorhanden, - ... nicht vorhanden, ?...keine Daten)

	OP (B)	OP ges.	TIW	OL (N)	OP (ACDE)	OL (S, M)	OL ges.	EA	Summe
Verlandung langfristig	+	+	+	+	+	+	+	-	7
Verlandung mittelfristig	+	+	-	+	+	+	+	-	6
Beschattung Uferveg.	+	+	+	+	+	-	-	+	6
makrophyt.Konkurrenz	+	+	+	+	-	-	-	?	4
Verlandung akut	+	+	-	-	+	-	-	-	3
Mindesttiefe Winter	+	+	-	-	+	-	-	-	3
direkte Störung natürl.	-	-	-	+	-	+	+	-	3
direkte Störung Mensch	-	-	+	-	-	-	-	-	1
Hydrochemie	-	-	+	-	-	-	-	?	1
hydr.hauptgerinne-nah	-	-	+	-	-	-	-	?	1
Summe	6	6	6	5	5	3	3	1	

4.5 Gefährdung der Populationen im Untersuchungsgebiet

4.5.1 Obere Placken

In Tabelle 25 sind alle beeinträchtigten Vitalitätsparameter sowie die Umwelt- Einflüsse am Standort, welche auf Basis der erhobenen Daten von 2013 gemäß Kapitel 4.2 und 4.4 als zutreffend bewertet wurden, dargestellt.

Tabelle 25: Beeinträchtigungen und Einflüsse Standort „Obere Placken“ 2013

(+ ...trifft zu, - ... trifft nicht zu, ?...keine Daten)

Beeinträchtigung	Obere Placken (ACDE)	Obere Placken (B)	Obere Placken gesamt
generative Vermehrung	+	+	+
Ausbreitungsfähigkeit	+	+	+
Auf-Abtauchzyklus (Freiwasser)	+	+	+
Auf-Abtauchzyklus (Auftrieb Pflanzen)	-	+	-
Pflanzengröße (DM)	-	+	-
Bestandsgröße (AnzahlPflanzen)	-	-	-
vegetative Vermehrung	-	-	-
Summe	3	5	3
Einfluss			
Verlandung langfristig	+	+	+
Verlandung mittelfristig	+	+	+
Beschattung Uferveg.	+	+	+
makrophyt.Konkurrenz	-	+	+
Verlandung akut	+	+	+
Mindesttiefe Winter	+	+	+
direkte Störung natürl.	-	-	-
direkte Störung Mensch	-	-	-
Hydrochemie	-	-	-
hyd.hauptgerinne-nah	-	-	-
Summe	5	6	6

Dabei fällt auf, dass Teilfläche B zwei Beeinträchtigungen mehr aufweist als die übrigen Teilflächen sowie eine Einflussgröße mehr. Aufgrund der Entwicklung der Situation im ganzen Ge-

wässer (siehe Kapitel 4.3) wurde für den gesamten Standort diese Einflussgröße (makrophytische Konkurrenz, im konkreten Fall durch *Phragmites australis*) als ebenfalls zutreffend gewertet. Dieser zusätzliche Einflussfaktor bedingt eindeutig zuordenbar eine Beeinträchtigung des Pflanzenauftriebs sowie der Pflanzengröße durch zusätzliche Beschattung in Fläche B. Es ist davon auszugehen, dass *S.aloides* in diesem Verlandungsstadium *Phragmites australis* und anderen Helophyten unterlegen ist.

Dieses Verlandungsstadium ist über den Einfluss „Verlandung akut“ ausgedrückt. Von diesem Einfluss ist in weiterer Folge auch jener der geringen Mindestdtiefe im Winter abhängig, welcher in allen Teilflächen vorliegt und als Grund für die Beeinträchtigung „Auf-Abtauchen (Freiwas-ser)“ angesehen wird. Trotzdem wies der Bestand gesamt keine Beeinträchtigung des Auftriebs, der Pflanzen- und Bestandsgröße sowie der vegetativen Vermehrung auf, Schäden durch Frosttrocknis im Beobachtungszeitraum und auch im Vorjahr (siehe Kapitel 4.3) wurden offenbar kompensiert. Der Dichterückgang *Stratiotes/m²* über den Sommer (Abb. 9) lässt sich folgendermaßen erklären: die vitaleren und somit konkurrenzstärkeren Pflanzen setzten sich durch und verdeckten die kleineren, wodurch die Dichte wieder langsam zurückging, da die schwachen Pflanzen aufgrund der Konkurrenz verschwanden bzw. nicht erfassbar wurden. Es waren nun weniger, dafür größere *S.aloides* Individuen vorhanden. Dieses Phänomen trat auch am Bestand im Öllagertümpel auf.

Die Beeinträchtigung der generativen Vermehrung hat zwei Gründe. Zum einen ist der nächste bekannte männliche Standort für eine erfolgreiche Bestäubung zu weit entfernt, zum anderen hat die Beschattung des Gewässers einen Einfluss auf die generelle sowie zahlmäßige Entwicklung der Blüte. Die im Jahr 2013 gezählte extrem niedrige Blütenzahl mag aber auch an zwei anderen Gründen gelegen haben: Da eine Blüte durchschnittlich 1,5 Tage blüht, kann nicht ausgeschlossen werden, dass in den 7 Tagen zwischen den Begehungen noch zusätzliche Blüten auf- und bis zur nächsten Zählung wieder verblühten, was ein methodisches Problem zeigen würde. Zum anderen war der Tag mit dem Einbruch der Blütenzahl zur Blütehauptzeit stark bewölkt und der Wasserstand war seit der Vorwoche um 7 cm gestiegen. Eventuell sind dadurch einige Blüten unter Wasser aufgeblüht (und somit sofort abgefault), da die Krepsscheren kurzzeitig überstaut wurden und der Blütenstiel zu kurz war. Zudem ist durch die Zunahme des Schilfs (Kapitel 4.3) generell von einer Abnahme der Blühleistung der Krepsschere auszugehen. Die Beeinträchtigung der Ausbreitung wird ebenfalls mit der Verlandungssituation erklärt. Da das Gewässer auch bei HQ100 in der Donau oberflächlich nicht an den Abfluss angebunden war, bestand keine Möglichkeit der Verdrift. Daneben hatte auch die Hydrochorie oder die Verschleppung von Samen durch Wasservögel keine Relevanz, da es zu keiner beobachteten Samenbildung kam.

Zusammengefasst lassen sich zwei Beeinträchtigungen der Bestandsvitalität direkt und zwei weitere indirekt auf die Verlandungssituation zurückführen, welche Folge des Dynamikverlustes

der Au am Standort ist. Dieses Problem tritt im gesamten Natura 2000 Gebiet Tullnerfelder Donau-Auen auf. Durch die großen hydromorphologischen Veränderungen als Folge der beiden Kraftwerke im Gebiet beträgt die Fläche von au- und flusstypischen Lebensräumen derzeit nur 6% der Gesamtfläche (www.life-traisen.at, Zugriff 13.01.2014).

Es kann also davon ausgegangen werden, dass sich das Gewässer in den Oberen Placken aktuell gut für den Wuchs von *S. aloides* eignet, sofern man dessen Entwicklungstendenz beiseite lässt, wodurch ein Fortbestand am Standort wiederum akut gefährdet wäre.

4.5.2 Weiher am Öllager

Wie in Tabelle 26 zu sehen ist, besteht am Öllagertümpel ein Unterschied zwischen den Teilflächen Nord und Mitte bzw. Süd, sowohl hinsichtlich der Beeinträchtigungen als auch hinsichtlich der Einflüsse.

Tabelle 26: Beeinträchtigungen und Einflüsse Standort „Öllagertümpel“ 2013

(+ ...trifft zu, - ... trifft nicht zu, ?...keine Daten)

Beeinträchtigung	Öllagertümpel (N)	Öllagertümpel (S,M)	Öllagertümpel gesamt
generative Vermehrung	+	+	+
Ausbreitungsfähigkeit	+	+	+
Auf-Abtauchzyklus (Freiwasser)	-	-	-
Auf-Abtauchzyklus (Auftrieb Pflanzen)	+	-	-
Pflanzengröße (DM)	-	-	-
Bestandsgröße (AnzahlPflanzen)	-	-	-
vegetative Vermehrung	-	-	-
Summe	3	2	2
Einfluss			
Verlandung langfristig	+	+	+
Verlandung mittelfristig	+	+	+
Beschattung Uferveg.	+	-	-
makrophyt. Konkurrenz	+	-	-
Verlandung akut	-	-	-
Mindesttiefe Winter	-	-	-
direkte Störung natürl.	+	+	+
direkte Störung Mensch	-	-	-
Hydrochemie	-	-	-
hyd.hauptgerinne-nah	-	-	-
Summe	5	3	3

So liegt in Teilfläche Nord zusätzlich eine Beeinträchtigung des Pflanzenauftriebs vor, die durch das jahreszeitlich spätere Auftauchen und frühere Absinken der Rosetten als im Rest des Gewässers definiert wurde (siehe Kapitel 3.2.2.3). Aufgrund der nur in Teilfläche Nord vorgefundenen Einflüsse „Beschattung Ufervegetation“ sowie „makrophytische Konkurrenz“ lässt sich das Auftauchverhalten direkt darüber erklären, dass die Krebschere in Teilfläche Nord durch weniger Licht (Ufergehölze sowie stellenweise auch *Ceratophyllum*- Bewuchs) erst später im Jahr produktiv genug wurde, um aufzuschwimmen. Die Korrelation zwischen Auftauchverhalten und makrophytischer Konkurrenz sowie Beschattung ist auch am Standort Obere Placken zu sehen.

Die generative Vermehrung wurde trotz hoher Blütenzahl als beeinträchtigt bewertet, da der rein männliche Bestand naturgemäß keine Samen bildete. Die Bestäubung eines weiblichen Bestandes ist aufgrund großer Distanzen unmöglich, der nahe gelegene Bestand im Tischwasser blühte 2013 nicht. Die Ausbreitung durch Verdrift sowie der potentielle Neueintrag von Pflanzen aus anderen Populationen, welcher möglicherweise eine Durchmischung der Geschlechterverteilung und damit generative Reproduktionsmöglichkeit bedeuten kann, ist auch am Öllagertümpel nicht gewährleistet, da auch hier das 100-jährliche Hochwasser der Donau oberflächlich

nicht ins Gewässer reichte. Zwar konnten Wasservögel beobachtet werden, doch lagen keine Samen zur Verschleppung vor.

Die am Öllagertümpel vorliegende direkte natürliche Störung der Krebssschere durch vom Biber in den Bestand gefällte Bäume hatte während des Beobachtungszeitraums keine merkliche Auswirkungen auf die Vitalität oder Bestandsgröße der Krebssschere, da diese zu dieser Jahreszeit bereits im Absinken war. Längerfristig bedeuten sehr große Totbaum- bzw. Totholz mengen im Wasser eventuell eine Beeinträchtigung durch schnellere Verlandung und Verringerung der Mindesttiefe im Winter, was bereits zum Ende des Beobachtungszeitraums in Teilfläche Mitte am Nordwestufer ansatzweise zu sehen war.

Die zwei Vitalitätsbeeinträchtigungen am gesamten Standort nach Tabelle 26 sind folglich bedingt durch die Verlandungssituation. Zum Zeitpunkt der Untersuchung kam *S. aloides* am Öllagertümpel somit in der idealtypischen Ausprägung bezüglich Wuchsleistung und Blühverhalten vor, akut beeinträchtigt ist hier lediglich die generative Reproduktion sowie die Ausbreitungsfähigkeit.

4.5.3 Tischwasser

Das Tischwasser ist das einzige der untersuchten Gewässer, an dem alle im Rahmen der Bewertung möglichen Beeinträchtigungen der Vitalität von *S. aloides* vorlagen. Dies resultierte aus der äußerst kleinen Populationsgröße, der ganzjährig submersen Lebensweise mit dem vollständigen Fehlen der generativen Phase, aus den geringen Pflanzendurchmesser sowie der eingeschränkten vegetativen Vermehrung. Daneben lagen auch am Tischwasser die Beeinträchtigung von Ausbreitung sowie generativer Reproduktion vor.

Bezüglich der erhobenen Einflüsse ist das Tischwasser das einzige Gewässer, an welchem eine Problematik in der Hydrochemie, direkte menschliche Störung sowie eine hydrologische Hauptgerinnenähe erhoben wurde. Die anderen Störeinflüsse wie langfristiges Verlandungsrisiko, Beschattung des Ufers sowie makrophytische Konkurrenz lagen auch an anderen Standorten vor, wobei an Öllagertümpel und Oberen Placken die beiden letztgenannten ihnen eindeutig zuordenbare Vitalitätseinbußen verursachten.

In Kombination mit vermutlich der Hydrochemie und der menschlichen Störung findet *S. aloides* am Standort Tischwasser daher nur stark beeinträchtigte Wuchsbedingungen vor. Es liegt hier aufgrund der Wassertiefe, dem Lichteinfall und unter Umständen der eher geringen Trophie des Wassers die von COOK & URMI-KÖNIG (1983) beschriebene submerse Subform von *S. aloides* vor. Die aufgrund von Sulfat- und Eisenwerten mögliche toxische Sulphidbildung ist besonders bei ganzjährig am Gewässergrund liegenden Pflanzen ein Problem (SMOLDERS et al. 2003), da das Sulphid gehäuft im Porenwasser des Substrates vorkommt. Der Messwert des freien CO₂, welcher sehr stark über denen der anderen Gewässer liegt, erscheint besonders in Kom-

ination mit dem vergleichsweise hohen pH Wert als fragwürdig und vermutlich fehlerbehaftet, sodass unter Umständen auch die Verfügbarkeit von freiem CO₂ für *S.aloides* hier zu gering ist.

Tabelle 27: Beeinträchtigungen und Einflüsse Standort „Tischwasser“ 2013

(+ ...trifft zu, - ... trifft nicht zu, ?...keine Daten)

Beeinträchtigung	Tischwasser
generative Vermehrung	+
Ausbreitungsfähigkeit	+
Auf-Abtauchzyklus (Freiwasser)	+
Auf-Abtauchzyklus (Auftrieb Pflanzen)	+
Pflanzengröße (DM)	+
Bestandsgröße (AnzahlPflanzen)	+
vegetative Vermehrung	+
Summe	7
Einfluss	
Verlandung langfristig	+
Verlandung mittelfristig	-
Beschattung Uferveg.	+
makrophyt.Konkurrenz	+
Verlandung akut	-
Mindesttiefe Winter	-
direkte Störung natürl.	-
direkte Störung Mensch	+
Hydrochemie	+
hyd.hauptgerinne-nah	+
Summe	6

Die menschliche direkte Störung betraf *S.aloides* indem im Bereich der Badezonen am Gewässergrund durch das regelmäßige Betreten weder eine Schlammauflage noch wurzelnde Wasserpflanzen aller Arten vorkamen. Auch im Wasserkörper schwimmende Krebscheren würden durch schwimmende Hunde und Menschen neben mechanischer Zerstörung leicht „zum kentern“ gebracht, wodurch ihre Wuchsleistung durch Verlust der Orientierung zum Licht stark zurückgeht und der Strunk der Pflanze an der Oberfläche einzutrocknen beginnt. So wiesen die zu zwei Begehungen (siehe Abbildung 28) knapp unter der Oberfläche treibenden Rosetten teilweise abgebrochene Blätter und Wurzel auf und schwammen nahezu alle seitlich liegend im Wasser.

Die hydrologische Hauptgerinne- Nähe kann als mögliche Ursache für die nicht idealen wasserchemischen Verhältnisse gesehen werden, da das Tischwasser stromauf zwar über Umwege aber dennoch durch die Dotation der Lobau am ehesten unter den untersuchten Gewässern mit Donauwasser direkt in Kontakt treten kann (www.wien.gv.at, Zugriff 20.01.2014). SMOLDERS et al. (2003) nennt ebenfalls den Eintrag von Flusswasser in ein stark grundwasserbeeinflusstes Grabensystem als Grund für den dortigen Rückgang von *S.aloides*, obwohl die Situation in den

Niederlanden nicht ganz mit den Verhältnissen in einer Fluss-Au eines alpinen Mittellaufs vergleichbar ist. Die Hauptgerinnenähe hatte jedenfalls über die Wasserstandsentwicklung selbst keinen Einfluss auf die Krebschere.

Im aktuell relativ wenig von Verlandung bedrohten Tischwasser spielt die Konkurrenz durch andere Arten nur insofern eine Rolle, als *S. aloides* hier in relativ großer Wassertiefe submers vorkam, in welcher Schwimmblattpflanzen oder frei treibende Arten (*Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*, *Utricularia* sp.) das Lichtangebot besser nutzen können und so direkt über den untergetauchten Krebscheren vorkamen, was eine intensivierete Beschattung und Behinderung des Auftauchens der Krebschere durch Blattstiele zur Folge hatte (Beeinträchtigung Auf-Abtauchen „Freiwasser“ und „Auftrieb“). Die Modifikation der Art, welche in tieferen Gewässern ganzjährig submers lebt (HEGI 1981, COOK & URMI-KÖNIG 1983), wird im Gegensatz zu den Pflanzen im Tischwasser mit 1 m langen Blättern (also längere als die der auftauchenden Variante) beschrieben, weiter weist auch jene Modifikation vegetative Vermehrung auf. Die Verhältnisse bedingt durch Wassertiefe und Lichteinfall im Tischwasser tragen möglicherweise zur Ausbildung dieses submersen Habitus von *S. aloides* bei, jedoch sind die Pflanzen auch im Verhältnis zu dieser beschriebenen Subform als beeinträchtigt zu bewerten (Rosettendurchmesser und vegetative Vermehrung).

Die fehlende Durchströmung im Hochwasserfall hat hier nur Einfluss auf die fehlende Ausbreitungsmöglichkeit.

Die Population im Tischwasser weist zusammenfassend alle möglichen Defizite (auch im Pflanzenwuchs) auf, die zur Einstufung der Vitalität herangezogen wurden. Ihr Fortbestehen ist unter unveränderten Bedingungen als fraglich anzusehen. Die vorliegenden Probleme resultieren aus den auch an anderen Standorten nachgewiesenen störenden Einflüssen „Beschattung des Gewässers“ und „makrophytische Konkurrenz“, ergänzt um die Einflüsse „Hydrochemische Verhältnisse“ und direkte menschliche Störungen.

4.5.4 Eckartsau

Am Standort Eckartsau konnte die Bewertung aufgrund fehlender Daten nicht vollständig durchgeführt werden. So müssen die in Tabelle 28 mit „?“ bewerteten Parameter unberücksichtigt bleiben.

Definitiv kann eine Beschattung des Gewässers belegt werden, was eventuell der Grund für die Beeinträchtigung „Pflanzengröße“ ist.

Die Bestandsgröße ist ebenfalls als kritisch klein zu bewerten, wobei aufgrund der Gewässermorphologie und –hydrologie eine Verdrift aus und in andere Standorte nicht ausgeschlossen ist. Somit könnten im Raum Eckartsau noch weitere Vorkommen im Fadenbach existieren, welche die Bestandsgröße erhöhen würden.

Generative Vermehrung konnte zum Zeitpunkt der Begehung durch das Fehlen von Früchten keine nachgewiesen werden.

Ein interessanter Aspekt am Standort Eckartsau ist jener, dass mittels der durchgeführten Bewertungsmethode zum Verlandungsrisiko das Gewässer als nicht verlandungsgefährdet bezeichnet wurde. Dabei spielt die offensichtlich zeitweise vorhandene Strömung im Gewässer eine Rolle, die einen Abtransport von organischem Material bedingen kann. Im Falle großer Donauhochwässer dürfte das Gewässer durch Grund- und Dammsickerwasser relativ viel Wasser führen (www.fadenbach.at, Zugriff 23.01.2014), sodass aufgrund der Gewässerform ein Abfluss entsteht. Somit wurde das Gewässer als einziges ohne Beeinträchtigung „Ausbreitung“ für die Krebschere gewertet.

Tabelle 28: Beeinträchtigungen und Einflüsse Standort „Eckartsau“ 2013

(+ ...trifft zu, - ... trifft nicht zu, ?...keine Daten)

Beeinträchtigung	Eckartsau
generative Vermehrung	+
Ausbreitungsfähigkeit	-
Auf-Abtauchzyklus (Freiwasser)	?
Auf-Abtauchzyklus (Auftrieb Pflanzen)	?
Pflanzengröße (DM)	+
Bestandsgröße (AnzahlPflanzen)	+
vegetative Vermehrung	-
Summe	3
Einfluss	
Verlandung langfristig	-
Verlandung mittelfristig	-
Beschattung Uferveg.	+
makrophyt.Konkurrenz	?
Verlandung akut	-
Mindesttiefe Winter	-
direkte Störung natürl.	-
direkte Störung Mensch	-
Hydrochemie	?
hyd.hauptgerinne-nah	?
Summe	1

Nichtsdestotrotz könnten gewisse Ursachen zur Verlandung des Fadenbachs führen. Die Donau unterliegt im Bereich des Nationalparks zwar keiner Stauhaltung, dennoch wurden wasserbauliche Maßnahmen zum Schutz vor Hochwasser und zur Ermöglichung der Schiffbarkeit durchgeführt. Blockwurf und Bühnenbauwerke bieten einen Schutz vor Ufererosion im Hauptgerinne und sorgen für ausreichende Fahrwassertiefen in der Schifffahrtsrinne durch eine gezielte Beeinflussung des Abflusses. Durch die dadurch erhöhte Schleppkraft in Verbindung mit Geschiebemangel aufgrund der stromauf liegenden Stauwerke hat sich die Donausohle über die

letzten Jahrzehnte deutlich eingetieft (www.donauauen.at Zugriff 22.01.2014). Das hat Konsequenzen für das umgebende Au- Gebiet, speziell durch das Absinken des Grundwasserspiegels, was direkt zur Verlandung seichter, vom oberflächlichen Abfluss selten berührter Auwässer, besonders, wenn diese wie der Fadenbach nördlich des Marchfeldschutzdamms liegen, führen würde.

Die Population im Fadenbach bei Eckartsau findet im Vergleich zu den anderen drei Standorten insofern besondere Bedingungen vor, als dass das Gewässer noch am ehesten einer gewissen Dynamik unterworfen ist, zumindest den eigenen Abfluss betreffend. Die Bestandsgröße und der Pflanzenwuchs sind im Verhältnis zum Idealtypus vermutlich aufgrund der Beschattung, vielleicht auch aufgrund der Strömung selbst defizitär. Unter Umständen könnte der Bestand im Fadenbach allerdings von der Chance auf Verdrift und der damit verbundenen Neubesiedelung von potentiellen Standorten sowie von der durch die zeitweise Strömung reduzierten Verlandungsgefahr des Gewässers selbst profitieren (die drohende Absenkung des Grundwasserspiegels außer Acht lassend).

4.6 Zusammenfassung und Reihung der Gefährdungsursachen

Wie in Tabelle 29 ersichtlich, ist der Bestand im Tischwasser derjenige mit den meisten Beeinträchtigungen, gefolgt von jenem in den Oberen Placken und jenem bei Eckartsau. Im Öllager-tümpel liegt der vergleichsweise vitalste Bestand. Hinsichtlich der vorherrschenden Einflussgrößen liegt das Tischwasser gleichauf mit den Oberen Placken an erster Stelle. Eckartsau nimmt mit nur einem definierten Einfluss aufgrund der Datenlage eine Sonderstellung ein. Der Öllager-tümpel liegt unter jenen Standorten, an denen alle Einflüsse definiert werden konnten, an letzter und Stelle und ist somit am wenigsten negativ beeinflusst.

Tabelle 29: Vergleich der Einflüsse und Beeinträchtigungen an allen untersuchten Standorten

Einfluss	TIW	OP	EA	OL	Summe
Verlandung langfristig	+	+	-	+	3
Beschattung Ufergveg.	+	+	+	-	3
Verlandung mittelfristig	-	+	-	+	2
makrophyt.Konkurrenz	+	+	?	-	2
Verlandung akut	-	+	-	-	1
Mindesttiefe Winter	-	+	-	-	1
direkte Störung natürl.	-	-	-	+	1
direkte Störung Mensch	+	-	-	-	1
Hydrochemie	+	-	?	-	1
hydr.hauptgerinne-nah	+	-	?	-	1
Summe Einflüsse am Standort	6	6	1	3	

Beeinträchtigung	TIW	OP	EA	OL	Summe
generative Vermehrung	+	+	+	+	4
Ausbreitungsfähigkeit	+	+	-	+	3
Auf-Abtauchzyklus (Freiwasser)	+	+	?	-	2
Auf-Abtauchzyklus (Auftrieb Pflanzen)	+	-	?	-	1
Pflanzengröße (DM)	+	-	+	-	2
Bestandsgröße (AnzahlPflanzen)	+	-	+	-	2
vegetative Vermehrung	+	-	-	-	1
Summe beeinträchtigte Parameter	7	3	3	2	

4.6.1 Verlandung

Drei von vier Gewässern sind in gewissem Ausmaß von Verlandung bedroht. Im vierten Gewässer liegt außerhalb des Bewertungssystems ebenfalls eine übergeordnete Verlandungsbedrohung (Eintiefung Donau) vor.

Das erhobene langfristige Verlandungsrisiko korreliert dabei eng mit der Beeinträchtigung der Ausbreitungsfähigkeit der Bestände, wobei hier der Grund für beides primär die nicht vorhandenen Hochwässer (\leq HQ 100) an den Beständen sind. An jenem Standort ohne langfristiges Verlandungsrisiko, Eckartsau, liegt auch keine Beeinträchtigung der Ausbreitung vor.

Der mittel- und langfristig verlandungsgefährdete Öllagertümpel sowie das langfristig verlandungsgefährdete Tischwasser weisen dabei noch nicht den davon in gewissem Maße abhängigen Einfluss „Mindesttiefe im Winter“ auf, was erst beim akut verlandungsgefährdeten Gewässer in den Oberen Placken sichtbar wird. Dieser Einfluss hat die Beeinträchtigung „Auf-Abtauchen Freiwasser“ der Krebschere zur Folge, welcher am Tischwasser ebenfalls, allerdings nicht aufgrund der Wassertiefe sondern wegen der dort vorhandenen Begleitvegetation vorliegt. Ein weiterer Effekt, der mit der akuten Verlandungsgefahr einhergeht ist die Konkurrenz durch Helophyten bzw. Röhricharten, wie sie in den Oberen Placken nachgewiesen werden konnte.

Bei der vorliegenden Problematik der verlandenden Gewässer darf nicht außer Acht gelassen werden, dass *S. aloides* grundsätzlich in älteren Au-Gewässern im mittleren Verlandungsstadium vorkommt (SCHRATT-EHRENDORFER 1999). Dazu kommt, dass die Krebschere selbst stark zur Verlandung ihrer Gewässer beiträgt (DE GEUS-KRUYT & SEGAL 1973, www.donauauen.at, Zugriff 21.01.2014). Somit ist die Gefährdung der Art durch Verlandung insofern zu betrachten, als dass lediglich ohne die Möglichkeit der Art, neu entstandene geeignete Gewässer zu besiedeln, eine Beeinträchtigung durch einen eigentlich natürlichen Vorgang in einer veränderten Umgebung vorliegt. In Abb. 30 ist das Verhältnis der Gewässerverlandung zu der Gewässererneuentstehung in der von der Donau beeinflussten Fläche, beispielhaft für das Untersuchungsgebiet bei Wien über die letzten knapp 400 Jahre dargestellt. Dabei ist ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Verlandung und Gewässerneubildung bis 1875 sichtbar, welches Voraussetzung für die natürliche Lebensweise von *S. aloides* in einer Fluss- Au bedeutet: schneller Aufwuchs der Art in geeigneten Gewässern (NEILREICH 1846), verbunden mit Verdrift der Art in neue Gewässer, bevor das besiedelte Gewässer so weit verlandet ist, dass sich die Verhältnisse zu Ungunsten der Art entwickeln. Im Untersuchungsgebiet wäre die Situation am Öllagertümpel ein Beispiel für den Optimumzustand der Art, während der Standort Obere Placken sich schon darüber hinaus entwickelt hat, sodass die Art dort auf Ausbreitung in besser geeignete Gewässer angewiesen wäre.

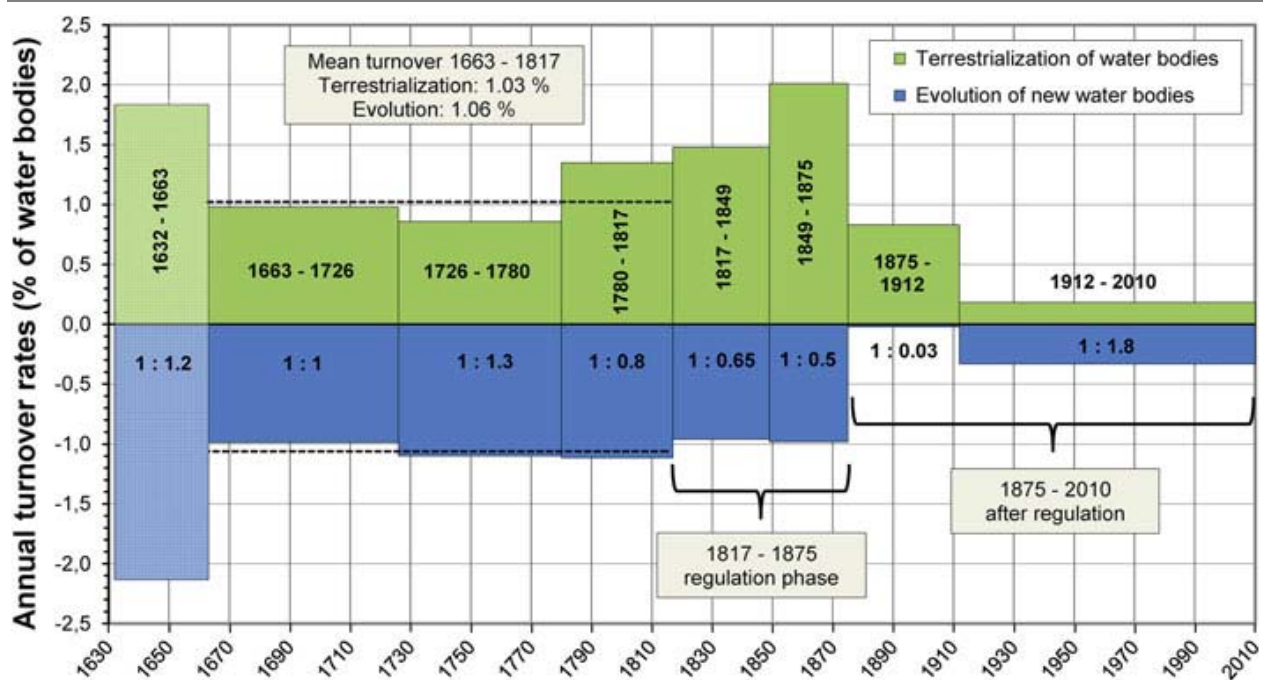


Abbildung 30: Dynamik der Flusslandschaft der Donau bei Wien 1632–2010: Neubildung und Verlandung von Wasserkörpern (in % der totalen Wasserfläche)

(Quelle: HOHENSINNER et al. 2013)

Ab 1875 ist in Abb. 30 eine deutliche Phase erkennbar, in welcher bei gleichzeitiger Verlandung vieler Gewässer durch die Regulierungsmaßnahmen (siehe Abbildung 31 und 32) nahezu keine Gewässerneubildung erfolgte, wodurch der Krebschere vermutlich kein Ausweg aus den verlandenden Standorten blieb. Die Art konnte sich seit damals nur an immer weniger werdenden, reliktierten Standorten halten, die zusätzlich noch anderen störenden Einflüssen ausgesetzt sind (siehe Kapitel 4.6.2.- 4.6.5).

Im Bereich der Tullnerfelder Donau-Auen hatte spätestens der Bau der beiden Kraftwerke Altenwörth und Greifenstein endgültig vergleichbare Auswirkungen wie in Abb. 30 dargestellt. Im Gemeindegebiet stromauf von Zwentendorf im direkten Staubereich des Kraftwerks Altenwörth ist der Rückgang von wichtigen Arten der Weichholzau, Überflutungswiesen und Altwässern belegt (BERNHARDT et al. 2013).

Im Bereich des heutigen Nationalpark Donau- Auen bilden die Abflussbeeinflussung durch Blockwurf und Bühnenbauwerke im Hauptgerinne sowie der Marchfeldschutzdamm, der seit ca. 100 Jahren das im Norden liegende Marchfeld vor Überschwemmung schützt, eine vergleichbare, allerdings abgeschwächte Rolle in der Beeinträchtigung der Au-Dynamik.

Aufgrund der aktuell vorherrschenden statischen Umlagerungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet entstehen daher zum einen nahezu keine neuen Augewässer (ausgenommen durch menschliche Bautätigkeiten), zum anderen hat *S. aloides* an 75% der untersuchten Standorte keine oder nur äußerst unwahrscheinlich eintreffende Möglichkeiten, bis dato unbesiedelte geeignete Gewässer zu besiedeln und so einen Ausgleich auf lokaler Bestandesebene zu den verlandenden, rezent besiedelten Gewässern zu finden.

Somit steht der Verlust geeigneter Gewässer durch Verlandung und das gleichzeitige Unvermögen der Art, möglicherweise vorhandene, geeignete Gewässer zu besiedeln, als Grund für den Rückgang von *S. aloides* im Untersuchungsgebiet an erster Stelle. Nicht zu vernachlässigen ist auch die rezente Beeinträchtigung der generativen Vermehrung durch die reingeschlechtlichen Bestände mit großer räumlichen Trennung, ohne dass unter den derzeit herrschenden Verhältnissen eine Verdrift von andersgeschlechtlichen Pflanzen in die Nähe des jeweils anderen Bestandes wahrscheinlich ist .

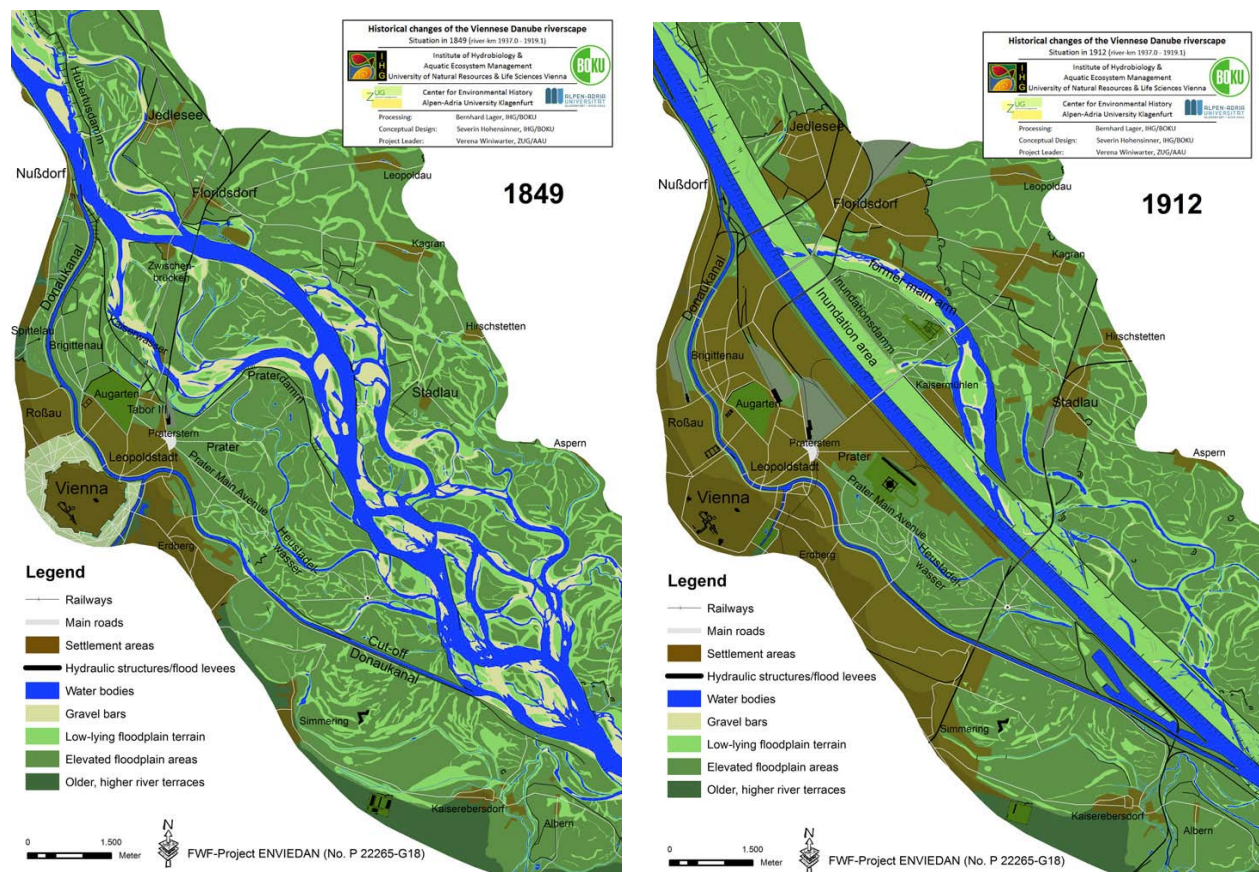


Abbildung 31 (links): Rekonstruierte Flusslandschaft der Donau bei Wien um 1846, vor den großen Regulierungsmaßnahmen

Abbildung 32 (rechts): Rekonstruierte Flusslandschaft der Donau bei Wien um 1912, 37 Jahre nach den großen Regulierungsmaßnahmen

(Quelle Abb.31 und Abb.32: HOHENSINNER et al. 2013)

4.6.2 Lichtverhältnisse am Gewässer

Die Beschattung der Krebscherengewässer durch Gehölze an den Ufern spielt für die Vitalität der Pflanzen eine große Rolle. An drei von vier Standorten lag eine Beschattung vor, die an zwei Standorten (Tischwasser und Eckartsau) zur Beeinträchtigung „Pflanzengröße“ zumindest beitrug, wobei auch am dritten beeinflussten Gewässer (Obere Placken) die Pflanzengrößen nicht an jene des einzigen, großteils unbeschatteten Gewässers (Öllagertümpel) herankamen, obwohl sie nicht als beeinträchtigt gewertet werden mussten.

Zieht man zusätzlich die Unterschiede innerhalb der Teilflächen im Öllagertümpel heran, zeigt sich zudem eine Auswirkung der Beschattung auf das Auf-Absinkverhalten durch den Pflanzenauftrieb (auch am Tischwasser ein beeinträchtigender Faktor) sowie auf das Blühverhalten, wobei die beschatteten Pflanzen später auftauchten, früher absanken sowie später und weniger zahlreich blühten.

S. aloides ist nach ELLENBERG (2010) zwar eine Halblichtpflanze, doch im Untersuchungsgebiet lagen die vitalsten Pflanzen im direkten Licht. Am Öllagertümpel als sonnigstem Standort kam es allerdings früher als an den Oberen Placken zur Eintrocknung von Blattspitzen der Krebschere.

In zwei der drei Fälle (Obere Placken, Eckartsau) mit starker Beschattung lag das Gewässer mit einer Breite von unter 20 m mitten in geschätzt mehr als 20 m hohen Auwaldbeständen. Am Tischwasser war *S. aloides* aufgrund der Lage des Vorkommens im Gewässer nahe dem südlichen Ufer stark beschattet, obwohl große Teile des übrigen Gewässers vollsonnig waren. Der Öllagertümpel ist zwar ebenfalls von hohen Bäumen umgeben, diese stehen allerdings lückig, zudem ist das Gewässer hier mehr als 20 m breit und mit der größten Länge eher nord-süd ausgerichtet, wodurch von Süden trotz einiger Bäume am Ufer große Teile des mit *S. aloides* bewachsenen Areals vollsonnig sind. Die ost-west Ausrichtung von Tischwasser, Obere Placken und Eckartsau Mitte und Ost bedingt aus demselben Grund die dortige hohe Beschattung.

Möglicherweise ist der eigentlich durchgängig starke und hohe Uferbewuchs der Krebscherengewässer auch auf die fehlende Auedynamik zurückzuführen, da so ohne Störungen einerseits über weite Flächen hohe Habitatalter erreicht werden, was zur großflächigen Ausprägung der Klimaxgesellschaft Wald führt und andererseits erst durch die seltenen Überschwemmungen im Untersuchungsgebiet großflächig aufgeforstet werden konnte, was zu hohen gleichaltrigen Waldbeständen führte.

Die Beschattung der Krebscherengewässer hat zwar messbare Auswirkungen auf die Vitalität der Bestände, ist jedoch nicht wirklich als Gefährdungsursache einzustufen, da die Art im Untersuchungsgebiet auch im Halbschatten Zuwachs und Blüte aufweist.

4.6.3 Konkurrenzsituation aquatische Begleitvegetation

Konkurrenz mit der aquatischen Begleitvegetation zu Ungunsten der Krebschere trat an zwei von drei Standorten (Tischwasser und Obere Placken) auf. In Eckartsau konnten dazu keine Daten erhoben werden.

Diese Situation kam immer dann zu Stande, wenn *S. aloides* an Stellen der Gewässerzonierung vorkam, an denen entweder aufgrund sehr geringer oder sehr großer Wassertiefe Arten mit anderer Wuchsform im Vorteil waren.

Im Fall der Oberen Placken waren dies aufgrund der geringen Wassertiefe die helophytischen Arten *Phragmites australis*, *Typha latifolia* sowie *Carex vesicaria*, welche auch mitten in den von *S. aloides* besiedelten Flächen neu aufkamen und eine Konkurrenz um Licht, Wuchsraum und eine Behinderung des Auf- und Abtauchens bedeutete. Die Krebssschere zeigte in den stark vom Schilf durchzogenen Flächen geringere Pflanzendurchmesser, späteres Auftauchen, früheres Absinken sowie stark beeinträchtigt Blühverhalten. Das Auftreten dieser Arten kann wiederum auf die weit fortgeschrittene Verlandung am Standort zurückgeführt werden.

Im Fall des Tischwassers kam die Krebssschere wegen des Gewässerquerschnitts nur in jenem aufgrund der Tiefe passenden Bereich vor, in dem auch submers verankerte Arten (*Myriophyllum* sp., *Potamogeton lucens*) und Schwimmblattpflanzen (*Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*) auftraten. Das hatte eine weitere Beschattung sowie eine Behinderung des Auftauchens der hier primär submers wachsenden Krebssschere durch Blattstiele im Freiwasserkörper zur Folge. Die hier vorherrschende Konkurrenzsituation ist kein Effekt von Gewässerverlandung als viel mehr von der für eine hohe Produktivität der Krebssschere schon fast zu großen Wassertiefe, auch im Randbereich des Gewässers.

In der Teilfläche Nord des Öllagertümpels konnte zudem ein gemeinsames Auftreten von *S. aloides* und *Ceratophyllum demersum* beobachtet werden, wobei die Krebssscheren vereinzelt in den dichten Hornblattbeständen festzuhängen schienen.

Eine merkliche Überwucherung der Krebssschere durch emers flottierende Arten wie *Lemna* sp. oder Grünalgen, wie sie von SMOLDERS et al. (2003) als Folge von Eutrophierung angeführt werden, konnte im Untersuchungsgebiet nicht beobachtet werden.

Die Konkurrenz durch die Begleitvegetation ist somit in ihrer deutlichsten vorgefundenen Ausprägung (Obere Placken) auf die Verlandung als eigentliche Gefährdungsursache zurückzuführen. Die Konkurrenz durch Unterwasserarten oder Schwimmpflanzen tritt an aufgrund der Gewässermorphologie für die Krebssschere weniger geeigneten Stellen auf.

4.6.4 Wasserchemie

Einflüsse auf *S. aloides* durch die Wasserchemie konnten an den 2013 besiedelten Standorten nur im Tischwasser beobachtet werden. In Eckartsau erfolgte keine Analyse.

Im Tischwasser sind wohl die ermittelten hydrochemischen Einflüsse in Kombination mit den anderen ebenfalls vorgefundenen negativen Einflüssen für die hohe Beeinträchtigung der Krebssschere verantwortlich. Auffällig ist jedenfalls, dass die Einflüsse „Beschattung“ und „Konkurrenz“ auch an anderen Standorten vorkamen, dort jedoch keine derartigen Auswirkungen hatten. Daher muss die hydrochemische Situation im Tischwasser von größerer Relevanz für die hohe Bestandsbeeinträchtigung sein. Das Tischwasser war schließlich der einzige Bestand mit sogar einer Beeinträchtigung der vegetativen Vermehrung.

Im Vergleich mit der Panozzalacke zeigt sich, dass der dort höhere pH Wert (Tab. 11) und der dadurch nochmals niedrigere freie CO₂ Wert sicher wie von SCHRATT-EHRENDORFER (1999) beschrieben zum Verschwinden der Art im Gewässer beigetragen haben kann.

Prinzipiell waren die Krebscherenbestände in hydrologisch hauptgerinnefernen Gewässern vitaler. Bei stärker abflussbeeinflussten Gewässern liegt ein höherer pH Wert vor, wodurch ein schlechteres Hydrogencarbonat/ freies CO₂ Verhältnis vorliegt. Der höhere pH Wert ist ebenso förderlich für die toxische Sulfidbildung im Falle einer stärkeren Sulfatbelastung des Wassers.

Die Rolle der Eutrophierung als Rückgangsursache der Krebschere konnte dabei an allen rezent besiedelten Standorten nicht nachgewiesen werden, wohl aber wie erwähnt der anhaltende Einfluss von Flusswasser an *S. aloides* Standorten als negativ im Vergleich zu stärker grundwasserbeeinflussten Gewässern.

4.6.5 Direkte Störungen

Die nur am Öllagertümpel vorliegenden natürlichen Störungen hatten zumindest während des Beobachtungszeitraums keine messbaren Beeinträchtigungen zur Folge, wohl aber die menschlichen Störungen, welche ausschließlich am Tischwasser vorlagen. Sie bewirkten zumindest anteilmäßig, dass an einigen Stellen im Gewässer die *S. aloides* Pflanzen sich nicht halten konnten bzw. sich nicht dorthin ausbreiteten.

Vor dem Hintergrund der laut BAUMGARTNER (2012, persönliche Auskunft) sowie SCHRATT-EHRENDORFER (1999) in der Panozzalacke von Fischern erfolgten Zerstörung des Bestandes stellt menschliche Störung und Zerstörung im Untersuchungsgebiet, so sie an einem Standort auftritt, eine große Bedrohung für die Art dar.

Natürliche Störungen der Art durch im konkreten Fall Biberaktivität tragen eher zu der unter 4.6.1. genannten Verlandungsproblematik bei und sind aufgrund ihrer direkten Auswirkungen eher nicht als Bedrohung für *S. aloides* im Untersuchungsgebiet zu nennen.

5 Entwicklung möglicher Maßnahmen

Ziel der hier vorgeschlagenen Maßnahmen soll der langfristige Erhalt von *Stratiotes aloides* an ihren im natürlichen Verbreitungsgebiet liegenden Standorten im Untersuchungsgebiet sein. Dabei soll Maßnahmen mit möglichst geringem dauerhaftem Managementaufwand der Vorzug gegeben werden.

Dieses Ziel zu erreichen ist generell durch eine Minderung oder eine völlige Aufhebung der in Kapitel 4.6. angeführten Gefährdungsursachen für die Art möglich.

5.1 Visionäres Leitbild

Konkret führt das zu folgendem, vereinfachtem visionärem Leitbild:

Schaffung einer Situation, durch welche die Krebschere langfristig durch Neubildung und Verlandung von eher hauptgerinnefernen Au-Gewässern und die Verdriftmöglichkeit der Pflanzen in die- und aus denselben einen geeigneten Lebensraum vorfindet. Umgesetzt werden könnte dies aufgrund der vorhandenen Lebensraumsituation im Untersuchungsgebiet durch großflächig starke Wiederanbindung der Au- Gebiete an die Abflusssituation der Donau. Dadurch wären ausreichend Gewässer im richtigen Verlandungsstadium vorhanden, weiter würden sich wieder gemischtgeschlechtliche Bestände bilden können und so würde eine generative Vermehrung wieder möglich sein. Aufgrund der rezenter Seltenheit der Art wären initiierte menschliche Verbreitungsmaßnahmen vermutlich punktuell notwendig (Animpfung).

5.2 Operationelles Leitbild

Aufgrund der aktuellen Situation an der Donau mit starker anthropogener Veränderung und Nutzung im Untersuchungsgebiet würde die Herstellung der im visionären Leitbild angeführten Verhältnisse starke Konflikte mit der menschlichen Nutzung im öffentlichen Interesse (Wasserkraft, Hochwasserschutz, Schiffbarkeit) mit sich bringen und sind damit nicht umsetzbar. Daher sind Maßnahmen zu ergreifen, welche unter Berücksichtigung aller betroffenen Akteure trotzdem die bestmöglichen Verhältnisse für *S. aloides* im Untersuchungsgebiet mit sich bringen. Dazu zählt die Verminderung der Gefährdungsursachen, ohne dass die im visionären Leitbild dargestellten Verhältnisse in der gesamten Flusslandschaft herbeigeführt werden müssen. So müssen Wege gefunden werden, dass der Lebensraumverlust durch Verlandung gestoppt wird, die hydrochemischen Gewässerbelastungen minimiert werden, die Art wieder generativ reproduzieren kann sowie eine Ausbreitung im Untersuchungsgebiet gefördert wird.

Um den in Kapitel 4.6. angeführten Gefährdungsursachen auch im kleineren Maßstab ohne Veränderung der Abflusssituation der Donau zu begegnen, wären folgende, leichter umsetzbare Maßnahmen denkbar:

5.3 Ersatzbiotope

Vorhandene oder neu geschaffene geeignete Gewässer im natürlichen Verbreitungsgebiet der Art werden mit Pflanzenmaterial aus den vorhandenen Standorten beimpft. Dadurch können sich dort neue Bestände bilden, während die alten Standorte durch fortschreitende Verlandung ungeeignet werden. Diese Maßnahme würde quasi einer künstlichen Ausbreitung der Art durch Neubesiedelung von Gewässern entsprechen, da die natürliche Ausbreitung im Untersuchungsgebiet stark beeinträchtigt ist.

Ein Ersatzbiotop soll dabei möglichst gut als Lebensraum für die Krebschere geeignet sein, was durch die Beachtung folgender Gewässereigenschaften definiert wird, um die in dieser Arbeit analysierten negativen Einflüsse auf die Art dort ausschließen oder minimieren zu können.

- Verlandungsgrad

Ein Ersatzbiotop darf weder zu seicht noch zu tief sein. Ideal wäre eine Wassertiefe von 50-120 cm an den besiedelten Abschnitten, wobei über den Winter die Pflanzen vollständig bedeckt sein sollen und zum Zeitpunkt des Aufsteigens die Wassertiefe nicht viel über 100 cm liegen. Diese Verhältnisse finden sich an Gewässern mit mittlerem Verlandungsgrad. So ist einerseits die Konkurrenz durch helophytische Arten ausgeschlossen, andererseits eine ausreichende Produktivität zu Frühlingsbeginn am Gewässergrund gewährleistet, damit die Pflanzen aufsteigen können.

- Beschattung

Eine großflächige Beschattung des Gewässers soll möglichst nicht vorliegen. Förderlich wäre hier eine ausreichend große Gewässerfläche ab 1000 m² sowie eine günstige Orientierung der Wasserfläche (eher Nord-Süd als Ost-West).

- Hydrochemische Verhältnisse

Für die Krebschere sind eher grundwassernahe Verhältnisse förderlich. Dazu gehören pH Werte unter 7,5, wodurch die Verfügbarkeit von freiem CO₂ gewährleistet ist. Sulfat im Wasser, besonders mit zu wenig Eisen (Sulfat-Eisenverhältnis sehr groß) soll 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).

- Direkte Störungen

Es soll kein stärkerer Badebetrieb sowie kein Fischen vom Boot aus am Gewässer vorliegen, um Konflikte von vornherein vorzubeugen, wobei auch eine räumliche Trennung von Krebscherebestand und Fischereifläche oder Badeareal durch Ausweisung vorstellbar ist.

Durch den notwendigen mittleren Verlandungsgrad und die daraus folgende Nährstoffsituation sind frisch geschaffene Gewässer eher ungeeignet, wodurch als Ersatzbiotop eher vorhandene Au-Weiher in Frage kommen.

Dadurch ergibt sich allerdings unter Umständen ein Konflikt mit anderen an den Gewässern zutreffenden Naturschutzziele, wodurch in jedem einzelnen Fall die Maßnahme „Ersatzbiotop“ kritisch zu hinterfragen ist. Durch die hohe Produktivität beschleunigt *S. aloides* die Verlandung des Gewässers, so es für ihren Wuchs gut geeignet ist. In der idealtypischen Ausprägung bilden sich an der Wasseroberfläche nahezu Krebscherenreinbestände, welche ihrerseits andere unter Umständen schützenswerte Arten beeinträchtigen können. Um diesen durch die Krebschere möglicherweise hervorgerufenen Problem entgegenzuwirken, können langfristige und damit kostenaufwändige Managementmaßnahmen nötig werden. Zu diesen zählen eine Bestandsregulation der Krebschere selbst oder eine regelmäßige, künstliche Nachtiefung des Gewässers.

Eine weitere Möglichkeit wäre die Wahl von nicht-idealen Ersatzbiotopen, in welchen sich die Krebschere zwar in geringem Ausmaß halten, jedoch nicht ihren Idealtyp erreichen kann, z.B. durch starke Beschattung eines sonst gut geeigneten Gewässers.

Eine Chance bei der Beimpfung an Ersatzbiotopen wäre jedenfalls die dadurch mögliche künstliche Schaffung von gemischtgeschlechtliche Beständen und der Ermöglichung einer generativen Reproduktion, was neben der Bildung von Samen zur Zoochorie auch einer möglichen Verarmung des Genpools entgegenwirken würde. Weiter würde im Falle mehrerer besiedelter Gewässer, als es rezent der Fall ist, auch die Gefahr eines Totalausfalls einer Population durch punktuelle Großereignisse am Standort auf Gebietsebene nicht so ins Gewicht fallen, wie es derzeit der Fall ist. Schließlich deckt sich das Untersuchungsgebiet nahezu mit dem rezent aus der Literatur bekannten natürlichen Verbreitungsgebiet in ganz Österreich, da außerhalb nur zwei weitere autochthone Standorte angenommen werden können.

Die Beimpfung selbst sollte mit ganzen adulten Pflanzen und Ablegern durchgeführt werden, was auch eine automatische Ausbreitung der typischen epiphytischen Lebensgemeinschaften in den Krebscherenbeständen (OBOLEWSKI & STRZELCZAK 2009) mit sich bringt. Dadurch würde auch die Artenzusammensetzung der Ersatzbiotop aufgewertet.

Ein erfolgreiches Beispiel für die Verwendung eines Ersatzbiotops stellt der rezent vitalste Bestand des Untersuchungsgebiet im Öllagertümpel dar, welcher auf eine Ansalbung der Art im Zuge der Bestandszerstörung in der Panozzalacke zurückgeht (SCHRATT-EHRENDORFER 1999, BAUMGARTNER 2012).

5.4 Verlangsamung der Verlandung an den rezenten Standorten

Neben der Schaffung von Ersatzbiotopen ist auch der Erhalt der Eignung an den rezenten Standorten eine Möglichkeit zur Minderung der Gefährdung von *S. aloides*.

Um der Verlandung entgegenzuwirken würden zwei mögliche Maßnahmen in Frage kommen.

- Technische Nachtiefung des Gewässers

Dazu zählen im Wesentlichen Ausbaggern oder Schlammabsaugen. Beide Maßnahmen stellen große Eingriffe in das Ökosystem des Gewässers da und müssen wohlüberlegt durchgeführt werden. Vom Standpunkt des primären Erhalts von *S. aloides* aus sollte beides nicht während der Überwinterung der Pflanzen erfolgen, um massive Beschädigungen der am Gewässergrund liegenden Bestände zu vermeiden. Weiter wäre eine zeitlich gestaffelte schrittweise Nachtiefung in unterschiedlichen Gewässerabschnitten eine Möglichkeit zur Minderung der Eingriffsauswirkungen.

- Zeitweise Anbindung an den Abfluss (kleinräumige, naturnahe Abflussverhältnisse)

Auch eine zeitweise Durchströmung des Gewässers würde unter Umständen die Verlandungstendenz verlangsamen. Daneben wäre eine Verdrift der Krebschere wieder möglich.

Jedenfalls ist auch diese Maßnahme kritisch zu betrachten, da ohne entsprechende Gewässerneubildung im Abflussgebiet auch mit verdrifteten Pflanzen keine neuen Standorte bilden können. Zum zweiten würde eine solche Anbindung sich unter Umständen negativ auf die Hydrochemischen Verhältnisse auswirken, da unter natürlichen hydro-morphologischen Umständen die Art sich die meiste Zeit in grundwassernahen Gewässern befindet und eine Durchströmung desselben vermutlich selten und wenn mit einer zumindest teilweisen Umsiedelung der Art vonstatten geht.

Aufgrund der flächigen Größe des ursprünglichen Lebensraums sind die besonderen Verhältnisse einer dynamischen Fluss- Au, auf die *S. aloides* angewiesen ist, im Kleinen sehr schwierig herzustellen. Umgekehrt würde eine größerflächige Herstellung von für *S. aloides* geeigneten Verhältnissen auch für viele andere Auen-typische Arten positive Effekte mit sich bringen.

5.5 Aktuelle Ansätze der Maßnahmenumsetzung

Im Gebiet der Traisenmündung in Niederösterreich, nahe dem Standort Obere Placken, sollen im Rahmen des aktuell in der Umsetzung befindlichen LIFE Projekts auch Stillgewässer angelegt werden (www.life-traisen.at, Zugriff 13.01.2014). Hier würde sich mittelfristig eine Verwendung als Ersatzbiotop durch Animpfung anbieten, sofern sich die Gewässer als geeignet erweisen. Aktuell wurden bereits im Rahmen des Monitorings des Standorts Obere Placken durch die Universität für Bodenkultur mögliche, rezent vorhandene Ersatzbiotope im Planungsgebiet des Projektes auf ihre Eignung bezüglich der hydrochemischen Verhältnisse untersucht (siehe Anhang 11.1.3). Dabei lagen an zwei von fünf Gewässern (Nr.004 und 005) für *S.aloides* als geeignet eingestufte Bedingungen vor.

Besonders vor dem Hintergrund der Revitalisierungsmaßnahmen an der Traisen ist die Einrichtung von Ersatzbiotopen eine mögliche Lösung, um die Zeitspanne zu überbrücken, bis sich eventuell geeignete naturnah revitalisierte Lebensräume für *S.aloides* ausbilden, während die Verhältnisse im rezent besiedelten Gewässer sich stetig verschlechtern.

Neben auf relativ kleinräumige Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit abzielende Maßnahmen ist im Nationalpark Donau- Auen eine Maßnahme zur Sohlstabilisierung der Donau in Erprobung (www.donauauen.at, Zugriff 21.01.2014), welche auf die aquatischen Lebensräume im gesamten Nationalpark positive Auswirkungen mit sich bringen könnte. Dadurch wäre die Verlandungsgefahr vieler Stillgewässer im Gebiet reduziert.

6 Schlussfolgerungen

Schlussfolgernd sind die Arbeitshypothesen dieser Arbeit wie folgt zu beantworten:

1) *Stratiotes aloides* befindet sich innerhalb des Untersuchungsgebiets weiterhin im Rückgang.

Von neun möglichen Standorten aus rezenten Quellen nach der großen Donauregulierung wurde 2013 nur an vier ein aktuelles Vorkommen nachgewiesen. An allen Standorten lag zumindest ein Beeinträchtigungsparameter der Vitalität vor. An allen Standorten wurden zumindest langfristig wirksame, negative Einflüsse auf die Art vorgefunden. Die Hauptursache, auf die alle Beeinträchtigungen zurückzuführen ist, dürfte die großmaßstäblich fehlende Auendynamik im gesamten Untersuchungsgebiet sein. Daraus resultiert die Konkurrenz mit Arten aus späteren Verlandungsstadien in Kombination mit Defiziten in der Ausbreitung sowie ein Mangel an Neubildung von Gewässern, welche in weiterer Folge von *S. aloides* besiedelt werden könnten, um die Verlandung des besiedelten Gewässers zu kompensieren.

Am Standort Tischwasser könnte aufgrund der geringen Populationsgröße und der stark beeinträchtigten Vitalität das Verschwinden der Art unmittelbar bevorstehen.

Am Standort Obere Placken ist aufgrund der fortgeschrittenen Verlandungssituation ebenfalls akut mit einem Verschwinden des Standorts zu rechnen.

Der rezent äußerst vitale Standort Öllagertümpel ist mittelfristig ebenfalls von Verlandung bedroht. Er stellt aktuell den Idealtypus eines Krebscherenbestands im Untersuchungsgebiet dar, wie er in historischen Quellen für größere Bereiche beschrieben wurde.

Über den Standort im Fadenbach bei Eckartsau konnten aufgrund von jahreszeitlichen Problemen beim Nachweis der Art nur wenige Daten gesammelt werden. Er scheint jedoch noch am ehesten einer gewissen Dynamik zu unterliegen, die Krebschere kommt dort rezent über eine relativ große Strecke vor.

2) Maßnahmen zur Verbesserung der Situation sind prinzipiell denkbar und wohl auch umsetzbar, wobei langfristig den Ansprüchen der Art entsprechende Verhältnisse aufgrund der dazu nötigen Größenordnung nicht oder nur schwer umzusetzen sind. So bleibt die Beimpfung von Ersatzbiotopen eine Möglichkeit zum Erhalt der Art, wobei hier behutsam vorgegangen werden muss und langfristige Managementmaßnahmen wie Nachtiefungen oder Bestandskontrolle notwendig sein können.

Die bestehenden Naturschutzflächen, in denen die Art vorkommt, sind jedenfalls zum Erhalt der Art nach Möglichkeit in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit auch in Hinsicht auf die Ansprüche von *Stratiotes aloides* so gut wie möglich zu erhalten und zu verbessern.

7 Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen

LIFE...	L'Instrument Financier pour l'Environnement (EU- Förderprogramm für Umweltprojekte)
Ind.....	Individuum
HQ x	x jährlicher Hochwasserabfluss
MQ	mittlerer Abfluss (langjähriger Durchschnitt)
CPOM	Coarse Particulate Organic Matter
FPOM	Fine Particulate Organic Matter

8 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Fünfstufige Schätzskala nach KOHLER 1995	23
Tabelle 2: Nachweise an den begangenen Standorten 2013 im Vergleich zu 2012.....	25
Tabelle 3: Bestandsentwicklung „Obere Placken“ 2013.....	29
Tabelle 4: Vegetative Vermehrung von <i>S. aloides</i> am Standort „Obere Placken“	34
Tabelle 5: Bestandsentwicklung „Öllagertümpel“ 2013	36
Tabelle 6: Vegetative Vermehrung von <i>S. aloides</i> am Standort „Öllagertümpel“	41
Tabelle 7: Bestandsentwicklung im Tischwasser 2013	42
Tabelle 8: Vegetative Vermehrung von <i>S. aloides</i> am Standort „Tischwasser“	43
Tabelle 9: Bestandsdaten Eckartsau 2013	45
Tabelle 10: Vegetative Vermehrung von <i>S. aloides</i> am Standort „Eckartsau Mitte“	46
Tabelle 11: Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchung 2013 (Auswahl), Reihung der Gewässer nach Bestandsgröße von <i>S. aloides</i>	55
Tabelle 12: Vegetationsaufnahme im Krebscherengewässer „Obere Placken“ 2013	60
Tabelle 13: Zeigerwerte nach ELLENBERG (2010) (Mittelwert, gewichtet) Krebscherengewässer „Obere Placken“ 2013.....	60
Tabelle 14: Vegetationsaufnahme im Krebscherengewässer „Öllagertümpel“ 2013	62
Tabelle 15: Zeigerwerte nach ELLENBERG (2010) (Mittelwert, gewichtet) Krebscherengewässer „Öllagertümpel“ 2013	63
Tabelle 16: Vegetationsaufnahme im Krebscherengewässer „Tischwasser“ 2013.....	65
Tabelle 17: Zeigerwerte nach ELLENBERG (2010) (Mittelwert, gewichtet) Krebscherengewässer „Tischwasser“ 2013.....	65
Tabelle 18: Durchmesser der <i>S. aloides</i> Rosetten.....	69
Tabelle 19: Generative Vermehrung der beobachteten Bestände 2013.....	70
Tabelle 20: Vegetative Vermehrung der beobachteten Bestände 2013	70
Tabelle 21: Beeinträchtigte Vitalitätsparameter der Krebscherenbestände bzw. Teilflächen 2013	72
Tabelle 22 : Vergleich der <i>Stratiotes</i> - Monitoringergebnisse Obere Placken 2012 mit 2013	73
Tabelle 23: Verlandungsrisiko der Krebscherenstandorte.....	76
Tabelle 24: Einflüsse an den Gewässerflächen mit <i>S. aloides</i> 2013	78
Tabelle 25: Beeinträchtigungen und Einflüsse Standort „Obere Placken“ 2013	78
Tabelle 26: Beeinträchtigungen und Einflüsse Standort „Öllagertümpel“ 2013	81
Tabelle 27: Beeinträchtigungen und Einflüsse Standort „Tischwasser“ 2013.....	83
Tabelle 28: Beeinträchtigungen und Einflüsse Standort „Eckartsau“ 2013.....	85
Tabelle 29: Vergleich der Einflüsse und Beeinträchtigungen an allen untersuchten Standorten	87

9 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: <i>Stratiotes aloides</i>	4
Abbildung 2: Ableger und Turion von <i>S. aloides</i>	5
Abbildung 3: Jahreszyklus der Krebschere	6
Abbildung 4: Verbreitungskarte von <i>Stratiotes aloides</i>	8
Abbildung 5: Lage des Natura 2000 Gebiet Tullnerfelder Donau- Auen.....	12
Abbildung 6: Lage des Nationalpark Donau- Auen	14
Abbildung 7: Ergebnis der Nachsuche 2013 und Lage der begangenen Standorte	25
Abbildung 8: Teilflächen des Krebscherebestands „Obere Placken“	28
Abbildung 9: Verlauf der Dichte von <i>Stratiotes aloides</i> Pflanzen / m ² auf den fünf Teilflächen am Standort „Obere Placken“	29
Abbildung 10: Verlauf des Auftauchen und Absinken von <i>S. aloides</i> am Standort „Obere Placken“	31
Abbildung 11: Blüte von <i>S. aloides</i> am Standort „Obere Placken“	33
Abbildung 12: Teilflächen des <i>Stratiotes aloides</i> Bestandes im Weiher am Öllager	35
Abbildung 13: Verlauf der Dichte von <i>Stratiotes aloides</i> Pflanzen / m ² auf den Teilflächen am Standort „Öllagertümpel“	36
Abbildung 14: Verlauf des Auftauchen und Absinken von <i>S. aloides</i> am Standort „Öllagertümpel“	38
Abbildung 15: Blüte von <i>S. aloides</i> am Standort „Öllagertümpel“	39
Abbildung 16: Flächige Ausdehnung des <i>Stratiotes aloides</i> Bestandes im Tischwasser 203....	42
Abbildung 17: Lage der 2013 vorgefundenen <i>S. aloides</i> Vorkommen bei Eckartsau	44
Abbildung 18: Verlauf der Freiwassertiefe im Gewässer „Obere Placken“ 2013	47
Abbildung 19 Niederschlagssumme St.Pölten 2013 verglichen mit Wasserstand „Obere Placken“	48
Abbildung 20: Abfluss in der Donau bei Kienstock 2013 verglichen mit Wasserstand „Obere Placken“	48
Abbildung 21: Abfluss in der Traisen bei Herzogenburg 2013 verglichen mit Wasserstand „Obere Placken“	48
Abbildung 22: Verlauf der Freiwassertiefe im Gewässer „Öllagertümpel“ 2013	50
Abbildung 23: Niederschlagssumme Wien 2013 verglichen mit Wasserstand „Öllagertümpel“ .	51
Abbildung 24: Abfluss in der Donau bei Korneuburg 2013 verglichen mit Wasserstand „Öllagertümpel“	51
Abbildung 25: Verlauf der Freiwassertiefe im Gewässer „Tischwasser“ 2013	52
Abbildung 26: Niederschlagssumme Wien 2013 verglichen mit Wasserstand Tischwasser.....	53
Abbildung 27: Abfluss in der Donau bei Korneuburg 2013 verglichen mit Wasserstand Tischwasser.....	53
Abbildung 28: Vegetative Phänostufen der <i>S. aloides</i> Bestände 2013, nach DIERSCHKE 1989, verändert	68
Abbildung 29: Generative Phänostufen der <i>S. aloides</i> Bestände 2013, nach DIERSCHKE 1989, verändert	69
Abbildung 30: Dynamik der Flusslandschaft der Donau bei Wien 1632–2010: Neubildung und Verlandung von Wasserkörpern (in % der totalen Wasserfläche)	89
Abbildung 31: Rekonstruierte Flusslandschaft der Donau bei Wien um 1846, vor den großen Regulierungsmaßnahmen.....	90
Abbildung 32: Rekonstruierte Flusslandschaft der Donau bei Wien um 1912, 37 Jahre nach den großen Regulierungsmaßnahmen	90

10 Quellenverzeichnis

10.1 Literaturverzeichnis

- BERNHARDT K.G., 2012: Ecology of Aquatic Plants, Vorlesungsskriptum, Universität für Bodenkultur Wien.
- BERNHARDT K.G., MARKART B., 1988: Untersuchungen zum floristischen und pflanzensoziologischen Potential emsländischer Gewässer am Beispiel der TK 50:33308; in *Landschaft + Stadt* 2, 1988, S.72-77, Stuttgart
- BERNHARDT K.G., NAUMER-BERNHARDT E., OSCHATZ M.L., STOECKL N., WERNISCH M.M., 2013: Floristische Inventarisierung als Beitrag zur Erfassung regionaler Phytodiversität am Beispiel der Gemeinde Zwentendorf an der Donau (Bezirk Tulln, Niederösterreich); in: *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum*, Band 24, S.127-172; St.Pölten
- BERNHARDT K.G., OSCHATZ M.L., 2012: Abschlussbericht des Krebscheren Monitorings für das Jahr 2012 im LIFE+ Lebensraum im Mündungsabschnitt des Flusses Traisen; Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, Institut für Botanik, Universität für Bodenkultur Wien
- BILZ M., KELL S.P., MAXTED N. & LANSDOWN, R.V., 2011: European Red List of Vascular Plants, Publications Office of the European Union, Luxembourg
- COOK C., & URMI-KÖNIG K., 1983: A Revision of the Genus *Stratiotes*; Institut für systematische Botanik der Universität Zürich, in *Aquatic Botany*, 16 (1983) 213-249, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam
- DE GEUS-KRYUT M., & SEGAL S., 1973: Notes on the productivity of *Stratiotes aloides* in two lakes in The Netherlands; *Pol.Arch.Hydrobiol.*, 20: 195-205 in: COOK C., & URMI-KÖNIG K., 1983: A Revision of the Genus *Stratiotes*; Institut für systematische Botanik der Universität Zürich, in *Aquatic Botany*, 16 (1983) 213-249
- DIERSCHKE H., 1989: Symphänologische Aufnahme- und Bestimmungsschlüssel für Blütenpflanzen und ihre Gesellschaften in Mitteleuropa, in *Tuexenia* 9 (1989) 477-484, Göttingen
- ELLENBERG H., LEUSCHER C., 2010: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, 6.Auflage, UTB Verlag Stuttgart
- ESSL F., EGGER G., 2010: Lebensraumvielfalt in Österreich- Gefährdung und Handlungsbedarf. Zusammenschau der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten und Umweltbundesamt Wien
- FISCHER M. A., OSWALD K. & ADLER W., 2008: *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. - 3.Aufl.- Linz: Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oberösterr.Landesmuseen
- GAMS H., 1918: *Prinzipienfragen der Vegetationsforschung*; Vierteljahresschr. Naturforsch. Ges. Zürich 63
- HAMEISTER S., 2012: Tätigkeitsbericht zur Bestandsaufnahme und Probennahmen in *Stratiotes*-Populationen in Wien, NÖ, Institut für Botanik, DIB, Boku Wien
- HEGI G., 1981: *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, Band 1(Pteridophyta, Spermatophyta), Teil 2 (Gymnospermae, Angiospermae, Monocotyledoneae 1); hrsg. von Friedrich Markgraf. Bearb. von Friedrich Markgraf u. Heinrich Zoller, Weissdom Verlag, Jena
- HOHENSINNER S., LAGER B., SONNLECHNER C., HAIDVOGEL G., GIERLINGER S., SCHMID M., KRAUSMANN F. & WINIWARTER V., 2013: Changes in water and land: the reconstructed Viennese riverscape from 1500 to the present; in *Water History* 5: S.145-172
- JANAUER G.A., SCHMIDT B., & GREITER A., 2008: Teil E: Makrophyten; in: *Das Leben im Donaustrom- Joint Danube Survey 2 (JDS 2)-Zweite gemeinsame Donaumessfahrt der Internationalen Kommission zum Schutz der Donau*

(IKSD) im Jahre 2007; Bundesamt für Wasserwirtschaft, Dampfschiffhafen 54, A-1220 Wien; Institut für Wassergüte, Marxergasse 2, A-1030 Wien (Hrsg.)

JORDAN R., KESEL R., KUNDEL W., 2010: Forschungs- und Kooperationsvorhaben „Erprobung von Managementmaßnahmen in Bremen zum Erhalt der Krebssschere als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben-Grünland-Gebiete der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands“ Endbericht 2010; unter Mitarbeit von: Heiko Brunken, Gerd Weber, Sebastian Werner, Dietmar Zacharias, Michael Schirmer, Kerstin Kunze, Henrich Klugkist, Andreas Nagler; Hanseatische Naturraum Entwicklung GmbH (Hrsg.)

KÁRPÁTI V., 1963: Die zöologischen und ökologischen Verhältnisse der Wasservegetationen des Donau-Überschwemmungsraumes in Ungarn. — Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 9: 323-385.

KOHLER A. & JANAUER G.A., 1995: Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. in: Steinberg C., Bernhard H. & Klapper H. [eds.], Handbuch der angewandten Limnologie VIII-1.1.3, Ecomed, Landsberg/Lech: 1-22

KORNECK D. & SUKOPP H., 1988: Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 19.

MEILINGER P., SCHNEIDER S., MELZER A., 2005: The Reference Index method for the macrophyte-based assessment of rivers – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany; in International Review of Hydrobiology 90 (3), S.322-342

MOOG O., CHOVANEC A., HINTEREGGER J., RÖMER A., 1999: Richtlinie zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern; Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien

MULDERIJ G., MAU B., DE SENERPONT DOMIS L.N., SMOLDERS A.J.P. & VAN DONK E., 2009: Interaction between the macrophyte *Stratiotes aloides* and filamentous algae: does it indicate allelopathy?; in Aquatic Ecology 43, S.305-312, Springer

NATIONALPARK DONAU- AUEN GmbH (Hrsg.), 2009: Managementplan Nationalpark Donau- Auen 2009-2018 für den NÖ Teil des Nationalpark Donau- Auen, Orth a.d. Donau

NEILREICH A., 1846: Flora von Wien- Eine Aufzählung der in der Umgebungen Wiens wild wachsenden oder im Grossen gebauten Gefässpflanzen, nebst einer pflanzengeographischen Uebersicht; Wien

NEILREICH A., 1859: Flora von Niederösterreich- Eine Aufzählung und Beschreibung der im Erzherzogthume Oesterreich unter der Enns wild wachsenden oder in Grosseem gebauten Gefässpflanzen, nebst einer pflanzengeographischen Schilderung dieses Landes; Carl Gerold's Sohn, Wien

NIELSEN L.T., BORUM J., 2008: Why the freely floating macrophyte *Stratiotes aloides* mainly grows in highly CO₂ – supersaturated waters; in Aquatic Botany 89, S.379-384

OBOLEWSKI K., STRZELCZAK A., 2009: Epiphytic fauna inhabiting *Stratiotes aloides* in a new lake of the Słowiński National Park (Smoldzińskie lake, Poland); in Ecohydrology & Hydrobiologie Vol. 9, No 2-4, S.257-267, 2009

OTAHELOVA H., 1980: Makrofytné spoločnosti v otvorených vod Podunajskej roviny (Trieda Lemnetaea, Potamogetonetea). (Die Makrophyten-Gesellschaften der offenen Gewässer des Donauniederlandes [Klasse Lemnetaea, Potamogetonetea].) — Biol. Práce 26.

PHILIPPI G., 1978: Veränderungen der Wasser- und Uferflora im badischen Oberrheingebiet. — Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Baden-Württemberg 11: 99-134.

POPPE M., MUHAR S., EGGER G., SCHMUTZ S., 2003: Status quo der österreichischen Flusslandschaften: Erfassung und Bilanzierung der Eingriffe und Nutzungen, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 7-8, 122-128

-
- POTT R., & REMY D., 2000: Gewässer des Binnenlandes: Gewässer des Binnenlandes: Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer Verlag, Stuttgart
- REISSEK S., ca. 1860: Verzeichnis der Gefäßpflanzen, welche auf der Strecke zwischen Klosterneuburg und der Lobau auf den Inseln wachsen. — Manuskript; in: SCHRATT-EHRENDORFER L., 1999: Geobotanisch-ökologische Untersuchungen zum Indikatorwert von Wasserpflanzen und ihren Gesellschaften in Donaualtwässern bei Wien; in Stapfia 0064
- ROELOFS J.G.M., 1991: Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands; in Aquatic Botany, 39 (1991) 267-293, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam
- SCHRATT-EHRENDORFER L., 2000: Entwicklungstendenzen von Vegetationseinheiten an Sonderstandorten der Donauauen bei Wien (Untere Lobau); Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich Nr. 137 S.137-145
- SCHRATT-EHRENDORFER L., ROTTER D., 1999: Geobotanik und Ökologie der Donauwässer bei Wien (Wasser- und Verlandungsvegetation)., in Stapfia 0064
- SCHRATT-EHRENDORFER L., 1999: Geobotanisch-ökologische Untersuchungen zum Indikatorwert von Wasserpflanzen und ihren Gesellschaften in Donaualtwässern bei Wien; in Stapfia 0064
- SCHRATT-EHRENDORFER L., 1999a: Zur Flora und Vegetation des österreichischen March- und Thaya- Tales; in: Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: S. 181-202
- SMOLDERS A.J.P., DEN HARTOG C. & ROELOFS J.G.M., 1995: Germination and seedling development in *Stratiotes aloides* L.; in Aquatic Botany 51, S.269-279, Elsevier Science B.V.
- SMOLDERS A.J.P., LAMERS P.M., DEN HARTOG C. & ROELOFS J.G.M., 2003: Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable; in Hydrobiologia 506-509, S.603-610, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands
- SMOLDERS A.J.P., ROELOFS J.G.M & DEN HARTOG C., 1996: Possible causes for the decline of the water soldier (*Stratiotes aloides* L.) in the Netherlands; in Archiv für Hydrobiologie 136, Stuttgart 1996
- SCHOLZ M., MEHL D., SCHULZ-ZUNKEL C., KASPERIDUS H.D., BORN W., HENLE K., 2012: Oekosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktionen; in: Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 124, Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.), Bonn- Bad Godesberg
- SCHWÖRBEL J., 1993: Einführung in die Limnologie; UTB G.Fischer, Stuttgart
- STELZER D., SCHNEIDER S., MELZER A., 2005: Macrophyte-based assessment of lakes – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany; in International Review of Hydrobiology 90 (2), S.223- 237
- WOLFERT A., 1915: Zur Vegetationsform der Ufer, Sümpfe und Wässer der niederösterreichisch-ungarischen March. Verh.Zool.-Bot.Ges. Wien 65: S. 47-69

10.2 Internetquellen

<http://www.naturschutz.at/eu-richtlinien/ffh-richtlinie/>, Zugriff 10.01.2014

<http://ehyd.gv.at/#>, Zugriff 30.11.2013

http://www.noel.gv.at/Externeseiten/wasserstand/wiskiwebpublic/stat_5980185.htm, Zugriff 30.11.2013

<http://www.life-traisen.at/lt/de/ziele>, Zugriff 13.01.2014

<http://www.nz-kleve.de/Name-und-Lebensweise.104.0.html>, Zugriff 20.01.2014

http://www.donauauen.at/?story_id=241, Zugriff 21.01.2014

<http://www.donauauen.at/?area=nature&subarea=riverregulation>, Zugriff 21.01.2014

<http://www.verbund.com/pp/de/laufkraftwerk/altenwoerth>, Zugriff 21.01.2014

http://www.noe.gv.at/Umwelt/Naturschutz/Natura-2000/Natura_2000_FFH_Gebiet_Tullnerfelder_Donau_Auen.html ,
Zugriff 22.01.2014

<http://www.donauconsult.at/referenzen/detail/id/traisen/>, Zugriff 22.01.2014

<http://www.fadenbach.at/index.php>, Zugriff 23.01.2014

<http://www.onlinemonitoring.at/Projekte/Wolfsthal/Detail.htm/>, (Messstelle techn. Büro Dr. Schuster), Zugriff
17.01.2014

<http://www.wien.gv.at/umwelt/wasserbau/hydrologie/dotationlobau.html>, Zugriff 20.1.2014

11 Anhang

11.1 Tabellen

11.1.1 Zeitlicher Ablauf der Feldarbeiten 2013

	Obere Placken	Alte Donau	Tischwasser	Panozzalacke	Öllagertümpel	Saltenstraße	Eberschüttwasser	Eckhartsau	Stopfenreuth
28.03.	Begehung								
29.03.			Begehung	Nachsuche	Begehung	Nachsuche			
30.03.								Nachsuche	Nachsuche
09.04.								Nachsuche	
10.04.			Begehung		Begehung	Nachsuche			
11.04.	Begehung								
24.04.			Begehung		Begehung				
25.04.	Begehung								
07.05.								Nachsuche	
08.05.			Begehung		Begehung				Nachsuche
09.05.	Begehung								
22.05.	Begehung								
23.05.			Begehung		Begehung				
30.05.		Nachsuche			Begehung Blüte				
05.06.			Begehung		Begehung	Nachsuche			
06.06.	Begehung								
12.06.			Begehung		Begehung Blüte				
13.06.	Begehung Blüte								
19.06.	Begehung								
20.06.			Begehung		Begehung				
25.06.							Nachsuche		
26.06.			Begehung		Begehung Blüte				
27.06.	Begehung Blüte								
03.07.			Begehung		Begehung				
04.07.	Begehung								
10.07.			Begehung		Begehung Blüte				
11.07.	Begehung Blüte								
17.07.			Begehung		Begehung Blüte				
18.07.	Begehung								
23.07.	Begehung								
12.08.	Begehung								
16.08.			Begehung		Begehung				
26.08.	Begehung								
27.08.			Begehung		Begehung				
09.09.			Begehung		Begehung				
10.09.	Begehung								
21.09.	Begehung								
22.09.			Begehung		Begehung				
30.09.			Hydrochem.Prob.	Hydrochem.Prob.	Hydrochem.Prob.				
01.10.	Hydrochem.Prob.								
08.10.	Begehung								
09.10.			Begehung		Begehung				
21.10.			Begehung		Begehung				
22.10.	Begehung								
05.11.	Begehung								
06.11.			Begehung		Begehung				
19.11.	Begehung								
20.11.			Begehung		Begehung			Nachsuche	
05.12.								Begehung	Nachsuche

11.1.2 Geländeaufnahmebogen Begehungen 2013

Standort	Datum	
Teilfläche	Standort Nr.	Bearbeiter

Wassertiefe	Schlammmächtigkeit
Lichtsituation	

Anzahl Individuen/m ²
Deckung Krebsschere
Dominante Art(en)
Vitalität Krebsschere

Anzahl aufgetauchte Ind./m ²
Anzahl blühende Ind./m ² (männl/weibl.)
Anzahl Turionen/Ind.
Anzahl Ind. mit Früchten

Probenahme für genetische Untersuchung
--

Ergänzungen

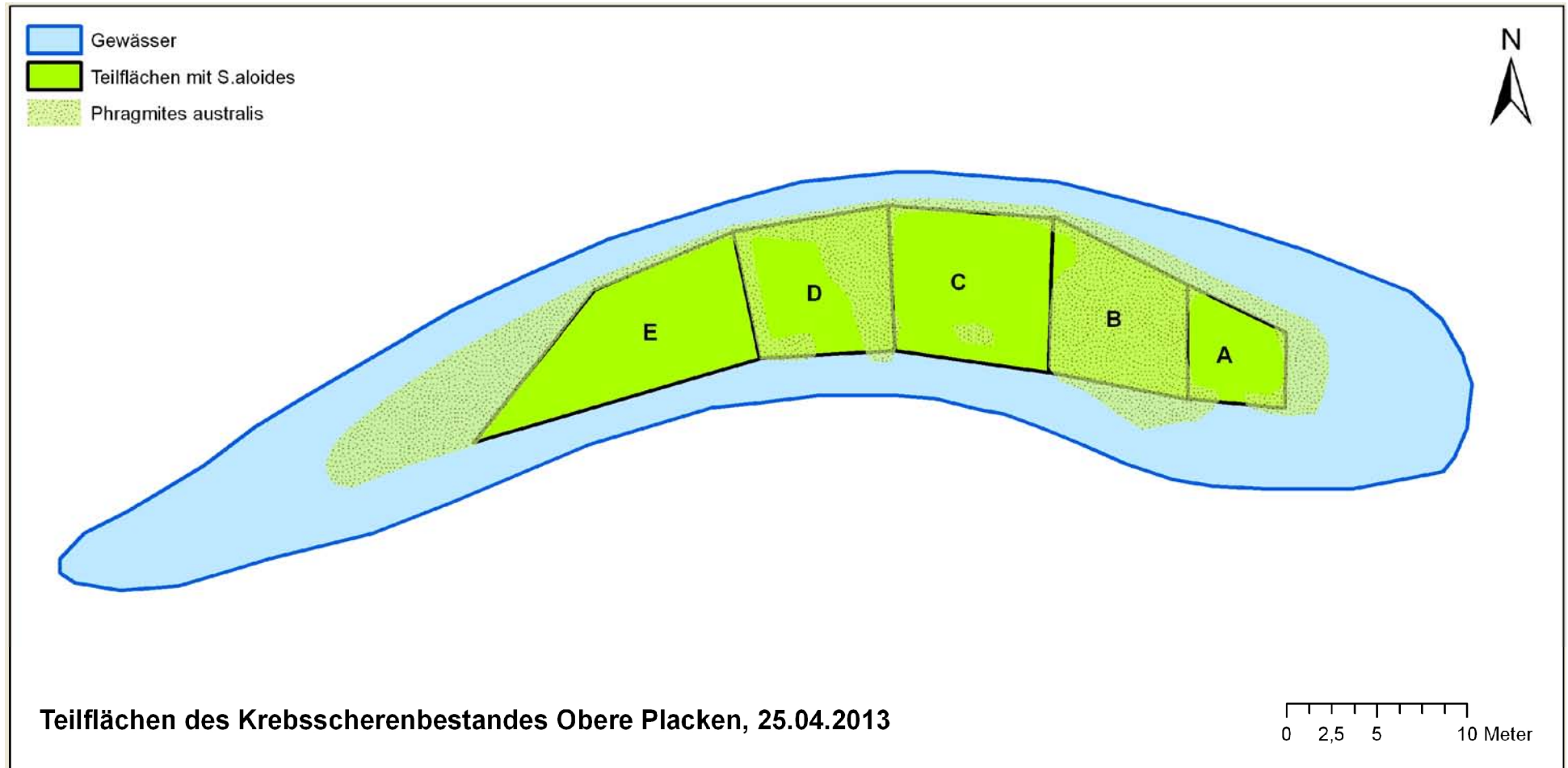
11.1.3 Ergebnisse der hydrochemischen Analyse

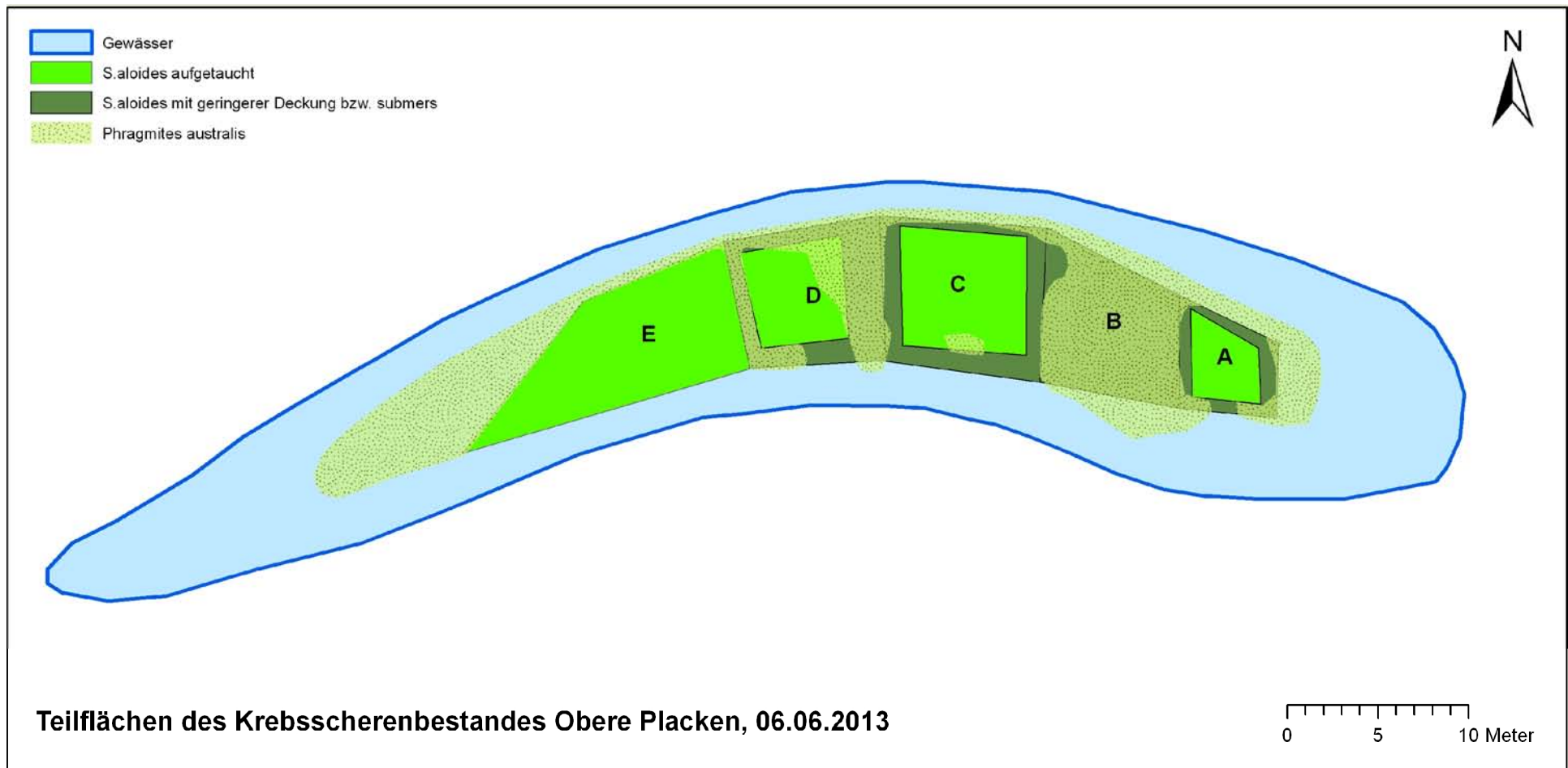
Probe Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8
Gewässer		Öllager-Tümpel	Panozzalacke	Tischwasser	Obere Placken	Ersatzbiotop 001	Ersatzbiotop 003	Ersatzbiotop 004	Ersatzbiotop 005
S.aloides 2013 vorhanden		ja	nein	ja	ja	nein	nein	nein	nein
Std.Parameter- Messung vor Ort	Temp. (°C)	10,97	11,93	11,27	8,82	11,75	13,3	13,93	11,6
	O2 (mg/l)	3,33	10,5	9,92	2,18	9,48	8,76	7,49	4,61
	pH	7,46	8,18	7,96	7,41	8,11	8,2	7,93	7,38
	Leitfähigkeit (µS/cm)	631,33	424,67	685,33	327,33	372,67	337,67	343	511,67
Gesamthärte (°dH)	Wert	15,2	11,7	15,2	8,6	9,8	8,4	9,2	15
	Divisoren	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
	mval/l	5,43	4,18	5,43	3,07	3,5	3	3,29	5,36
Carbonathärte (°dH)	Wert	14,8	11,7	12,7	8,6	8,5	6,9	9,2	13,9
Mineralsäurehärte (°dH)	Wert	0,4	0	2,5	0	1,3	1,5	0	1,1
Oxidierbarkeit (mg/l)	Wert	8,9	5,2	4,7	9,7	3,5	10,3	13,5	6,5
Gesamteisen (mg/l)	Wert	0,12	0,28	0,03	0,5	0,04	0,17	0,95	0,09
Ammonium (mg/l)	Wert	<0,02	0,03	0,03	0,09	0,02	0,02	0,03	0,1
Calcium (mg/l)	Wert	61	59	66	50	50	42	43	81
Magnesium (mg/l)	Wert	29	15	26	7	12	11	14	16
Chlorid (mg/l)	Wert	46	19	66	11	12	15	14	16
	Divisoren	35,45	35,45	35,45	35,45	35,45	35,45	35,45	35,45
	mval/l	1,3	0,54	1,86	0,31	0,34	0,42	0,39	0,45

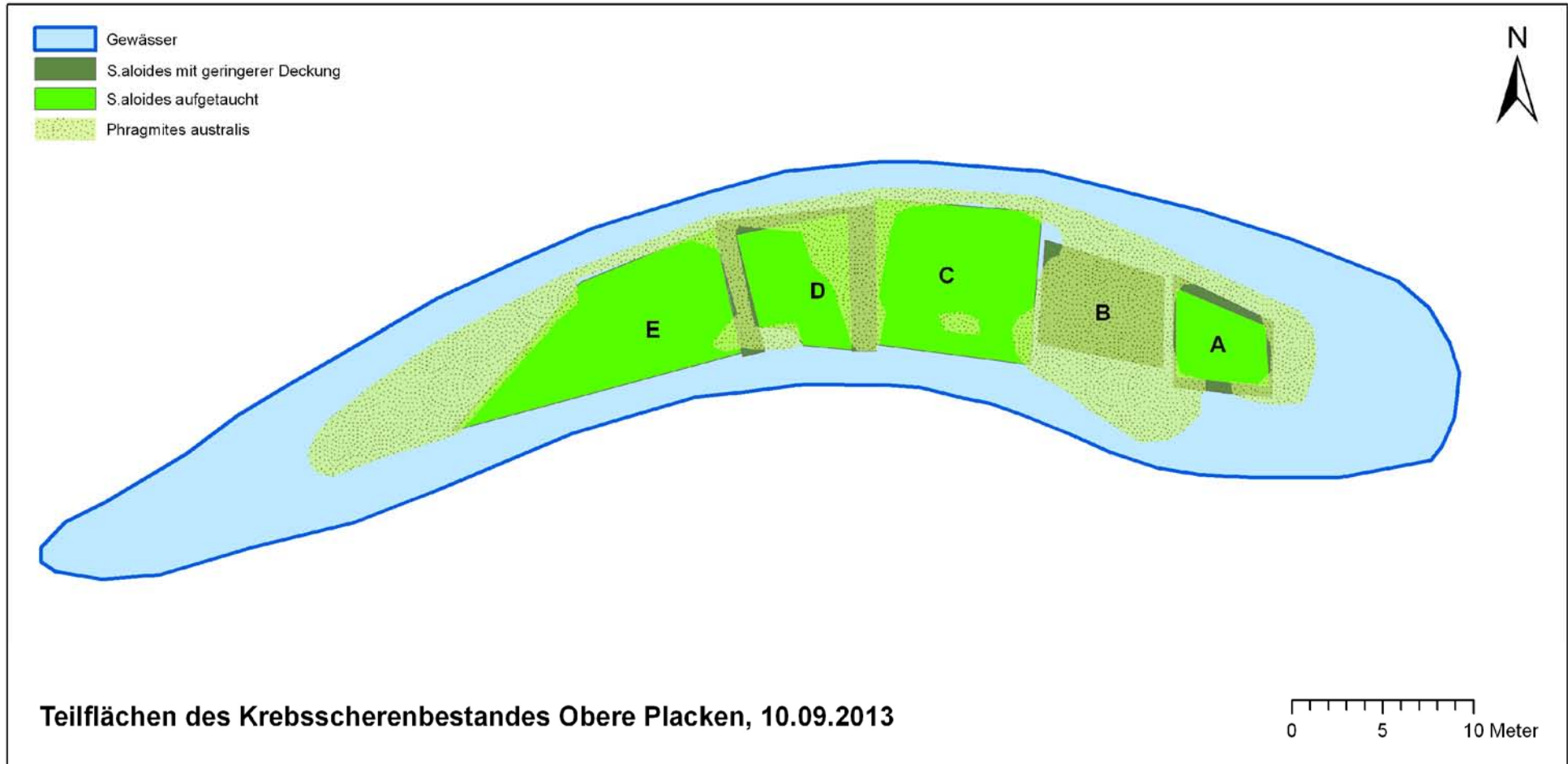
Nitrat (mg/l)	Wert	<1	<1	<1	<1	4	<1	<1	<1
	Divisoren	62,01	62,01	62,01	62,01	62,01	62,01	62,01	62,01
	mval/l					0,06			
Nitrit (mg/l)	Wert	<0,01	0	<0,01	0	0	0	0	0
Bicarbonat (mg/l)	Wert	323	256	276	190	186	150	201	303
	Divisoren	61,02	61,02	61,02	61,02	61,02	61,02	61,02	61,02
	mval/l	5,3	4,2	4,52	3,11	3,05	2,46	3,29	4,97
Sulfat (mg/l)	Wert	5	6	36	1	21	34	1	23
	Divisoren	48	48	48	48	48	48	48	48
	mval/l	0,1	0,13	0,75	0,02	0,44	0,71	0,02	0,48
CO2- frei (mg/l)	Wert	24	8,5	113	20	6,8	8,1	13,9	40,4
CO2- überschüssig (mg/l)	Wert	24	8,5	113	20	6,8	8,1	13,9	40,4
pH- Gleichgewicht	Wert	-1,1	-1	-1	-0,8	-0,8	-0,6	-0,7	-1,2
Strohecker-Langlier-Index	Wert	8,3	8,6	8,5	7,9	8,7	8,2	7,9	8,3
Gesamt Phosphor (mg/l)	Wert	37	39	12	30	10	24	100	21
Summe Kationen		5,43	4,18	5,43	3,07	3,5	3	3,29	5,36
Summe Anionen		6,7	4,87	7,13	3,44	3,89	3,59	3,7	5,9

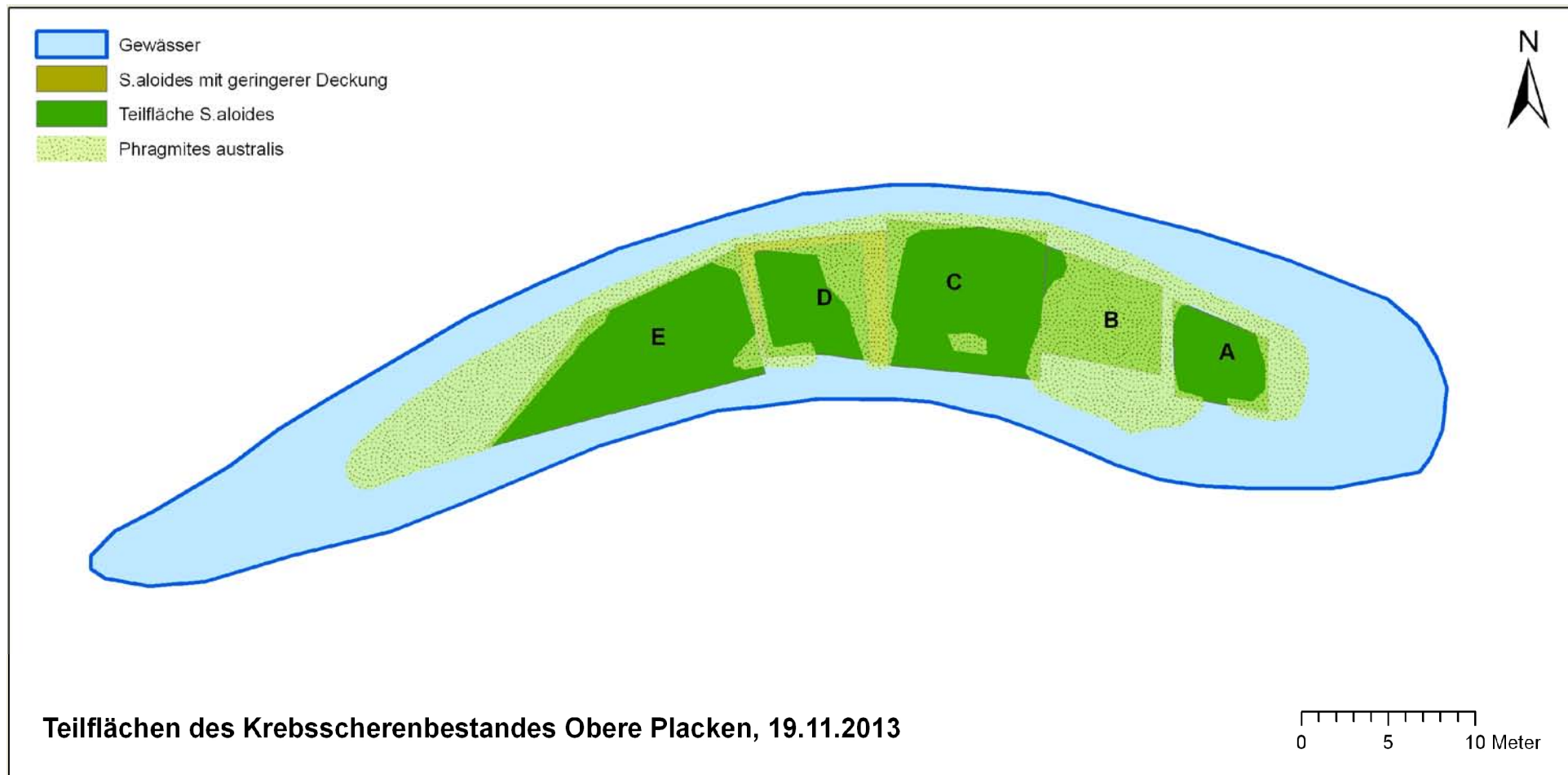
11.2 Kartendarstellungen

11.2.1 Flächige Entwicklung des *Stratiotes aloides* Bestandes „Obere Placken“ 2013

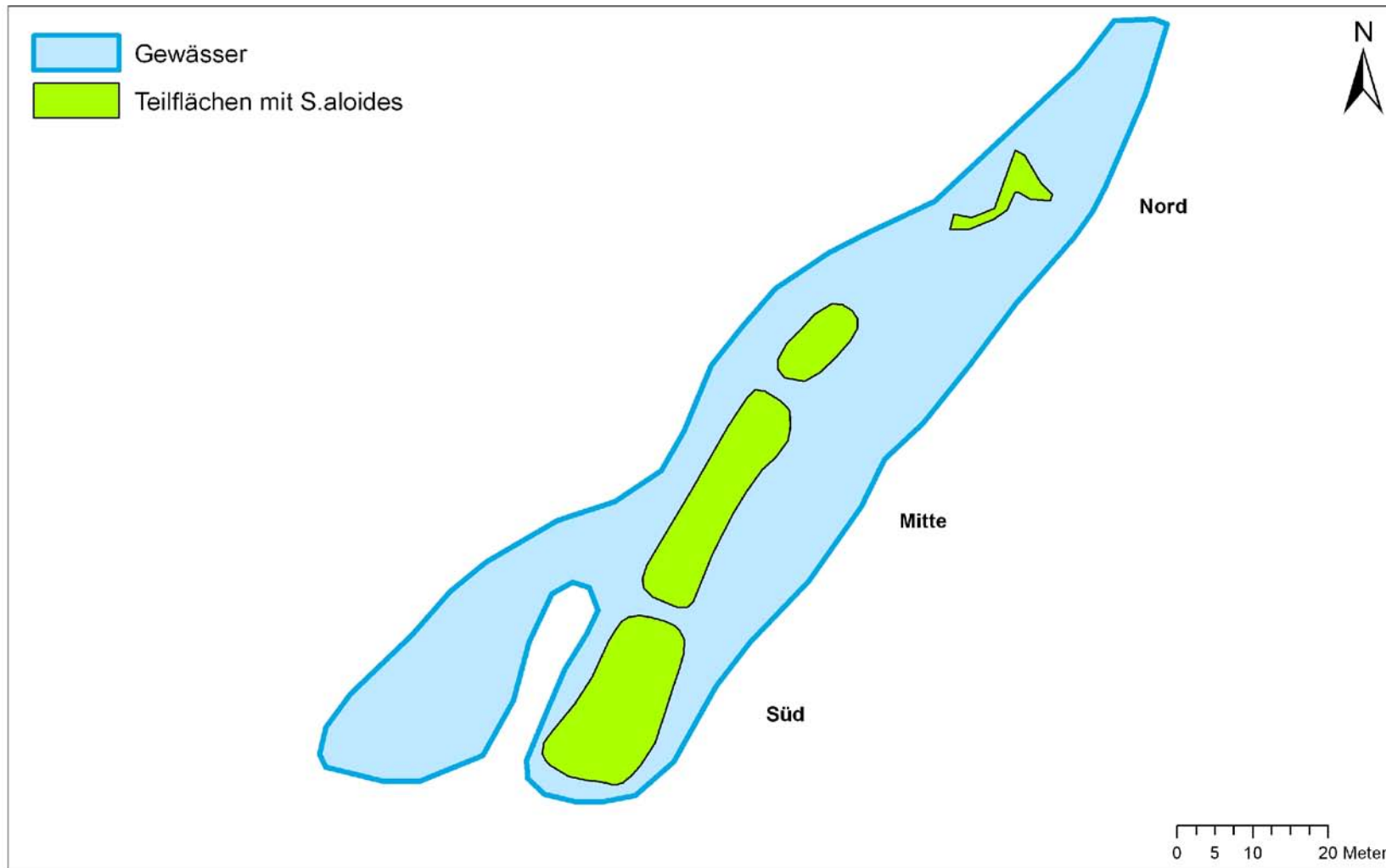




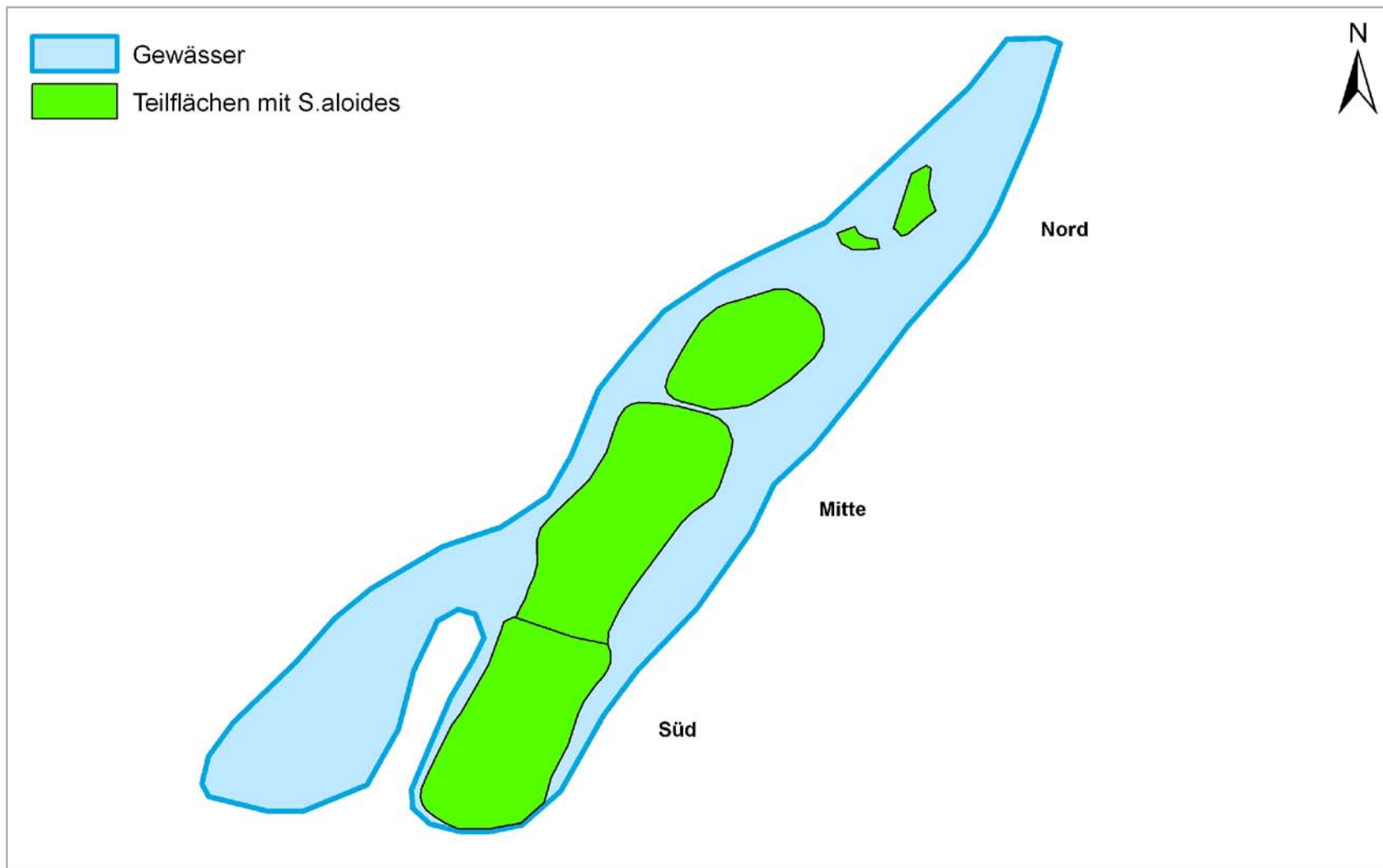




11.2.2 Flächige Entwicklung des *Stratiotes aloides* Bestandes „Öllagertümpel“ 2013

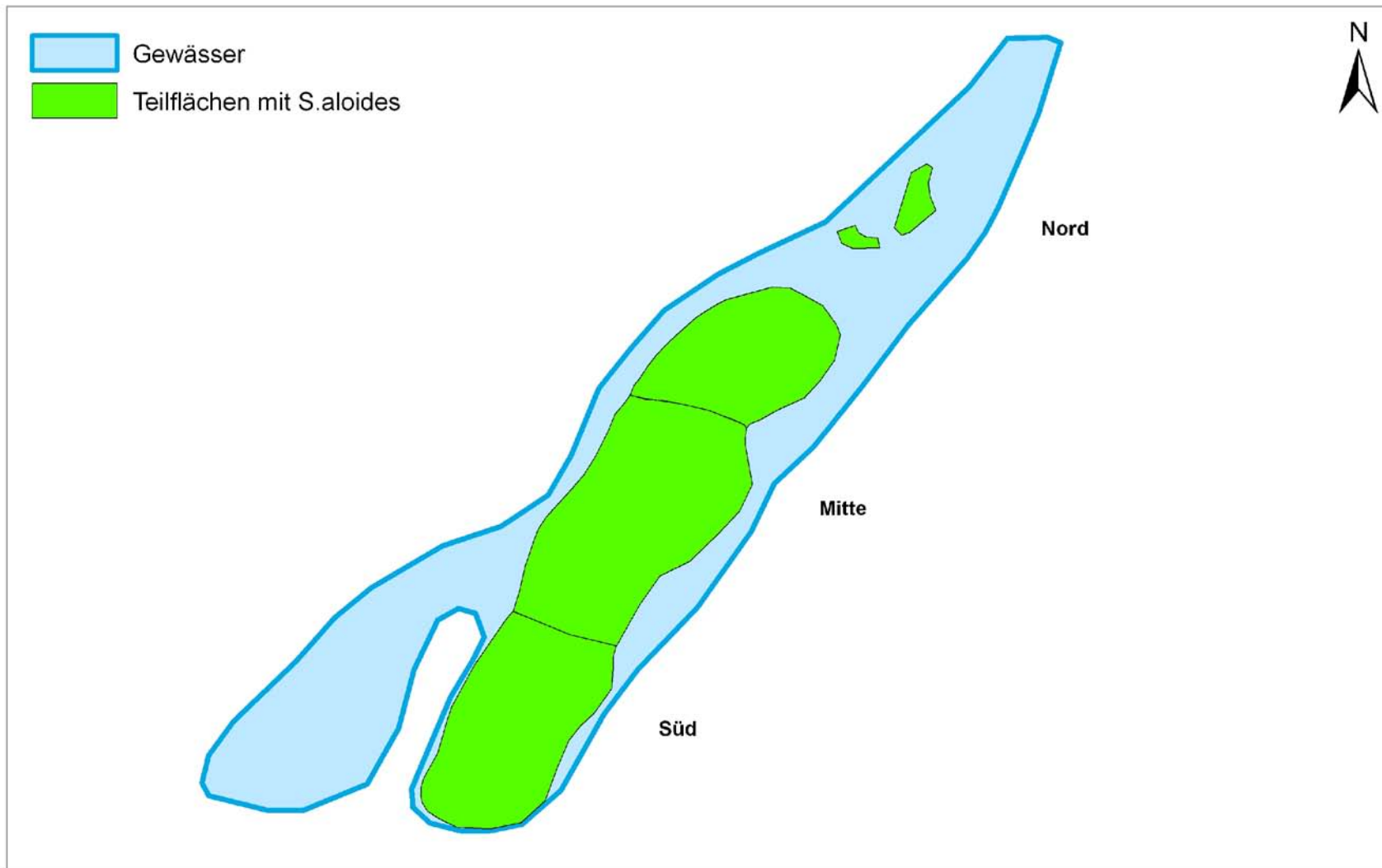


Teilflächen des Krebscherenbestandes im Öllagertümpel, Lobau, 24.04.2013



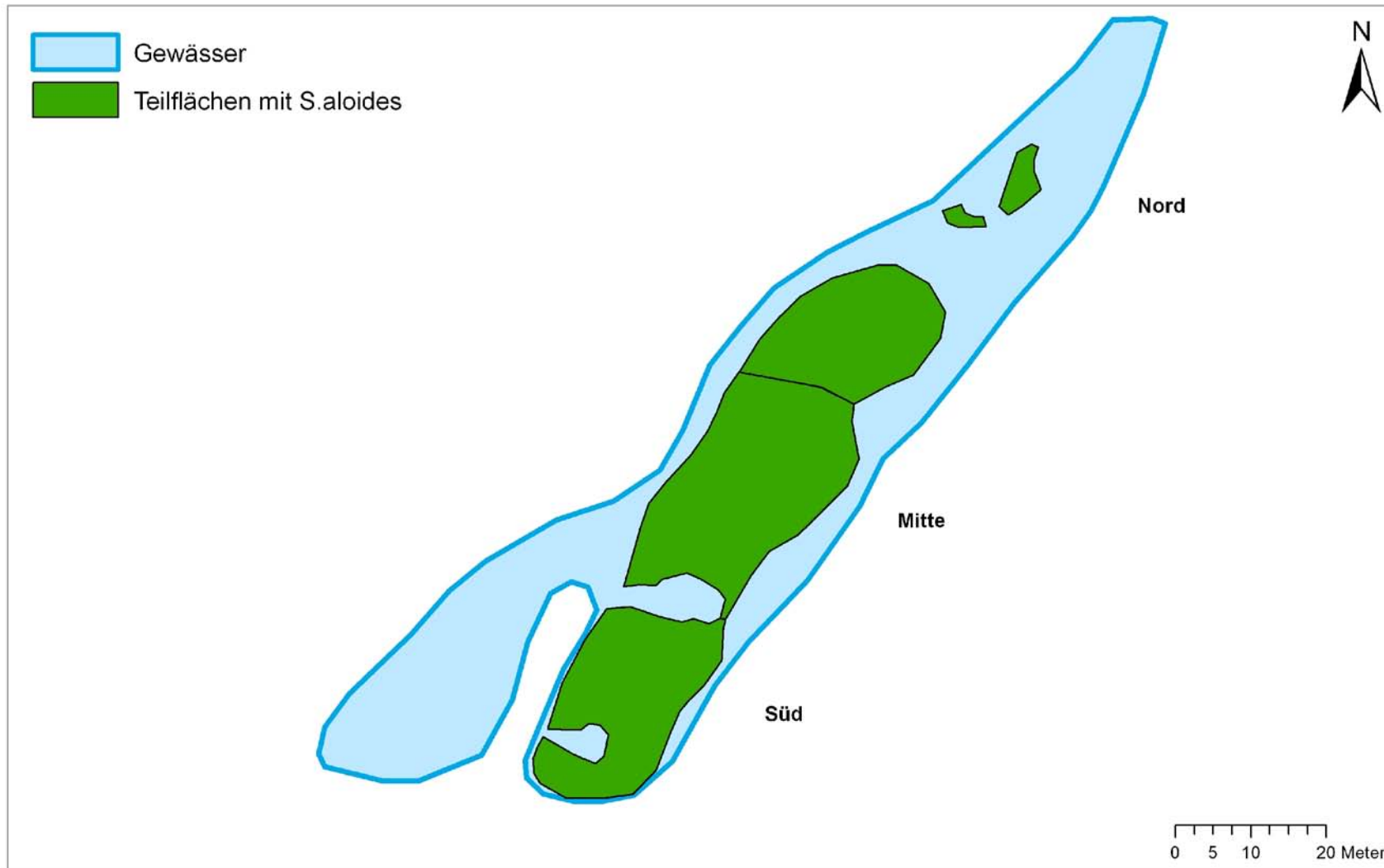
Teilflächen des Krebscherenbestandes im Öllagertümpel, Lobau, 26.06.2013

0 5 10 20 Meter



Teilflächen des Krebscherenbestandes im Öllagertümpel, Lobau, 09.09.2013

0 5 10 20 Meter



Teilflächen des Krebscherenbestandes im Öllagertümpel, Lobau, 20.11.2013