

LEBENDE INSELN – ERPROBUNG UND EVALUATION NATUR-  
NAHER SCHWIMMENDER VEGETATIONSSTRUKTUREN

Endbericht März 2018





# Lebende Inseln - Erprobung und Evaluation naturnaher schwimmender Vegetationsstrukturen

Förderkennzeichen: AZ.32066-01

Projektlaufzeit 01.05.2015 - 30.05.2017

## Projektleitung

Leibniz Universität Hannover

Institut für Umweltplanung

Herrenhäuser Straße 2, 30419 Hannover

**Lehr- und Forschungsgebiet Ingenieurbiologie**

**Prof. Dr. Eva Hacker, Dr. Henning Günther**

Telefon 0511.7622697

eMail: hacker@umwelt.uni-hannover.de

## Unterauftragnehmer

**Plan T Planungsgruppe Landschaft und Umwelt**

**Dipl.-Geographin Gabriele Hintemann**

Wichernstraße 1b, 01445 Radebeul

Telefon 0351.892007-0

eMail: info@plan-t.de

## assoziierte Projektpartner

**Biosphärenreservat Mittelelbe - Außenstelle „Untere Havel“**

**Herr Armin Wernicke**

Ortsteil Ferchels Nr. 23, 14715 Schollene

Telefon 039389.96780

eMail: armin.wernicke@bioresme.mlu.sachsen-anhalt.de

Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt.





**Projektkennblatt**  
der  
**Deutschen Bundesstiftung Umwelt**



Az	<b>32066/01</b>	Referat	<b>33</b>	Fördersumme	<b>124.928 EUR</b>
----	-----------------	---------	-----------	-------------	--------------------

<b>Antragstitel</b>	<b>Lebende Inseln - Erprobung und Evaluation naturnaher schwimmender Vegetationsstrukturen</b>
---------------------	--

<b>Stichworte</b>	Röhrichtschutz und -entwicklung, Umsetzung EU-Wasserrahmenrichtlinie
-------------------	--

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
<b>24 Monate</b>	<b>01.04.2015</b>	<b>30.05.2017</b>	<b>1</b>

Zwischenberichte	31.03.2016
------------------	------------

<b>Bewilligungsempfänger</b>	<b>Leibniz Universität Hannover</b> <b>Institut für Umweltplanung</b> Lehr- und Forschungsgebiet Ingenieurbiologie Herrenhäuser Straße 2  30419 Hannover	Tel	0511 - 762 3796
		Fax	
		Projektleitung	Henning Günther, Eva Hacker
		Bearbeiter	Henning Günther, Svenja Lorenz

<b>Kooperationspartner</b>	<b>Plan T - Planungsgruppe Landschaft und Umwelt</b> Wichernstraße 1b 01445 Radebeul  <b>Biosphärenreservat Mittelelbe</b> , Außenstelle Ferchels Außenstelle „Untere Havel“ Ortsteil Ferchels, Nr. 23 14175 Schollene
----------------------------	--

Im Rahmen des Projektes sollte eine Technik erprobt werden, um selbstschwimmende Pflanzenbestände nach natürlichem Vorbild zu entwickeln. In der Natur treten während der Seenverlandung sogenannte Schwingröhrichte oder Schwinggrasen auf. Sie schwimmen oft über lange Zeit am Gewässerrand bzw. wachsen vom Ufer ausgehend auf die freie Wasserfläche vor. Diese Gesellschaften sowie die Entwicklungsprozesse haben in vorangegangenen Untersuchungen als Vorbild für die Entwicklung der Technik gedient. Mit Hilfe der Technik sollen zukünftig naturnahe Uferröhrichte auf künstlichen Gewässern eingesetzt und entwickelt werden, deren bestehende Nutzungen oder Ufergestaltungen keine Entwicklung einer naturnahen Ufervegetation zulassen. Künstlich initiierte selbstschwimmende Pflanzenbestände sollen unter Beibehalt dieser Nutzungen und der Morphologie eine ökologisch orientierte Gewässerentwicklung ermöglichen. Neben den örtlichen Habitatstrukturen kann auch eine Durchgängigkeit von Gewässern in Längs- und Querrichtung unterstützt werden.

Der Erprobungsversuch hat auf dem Schollener See stattgefunden. In der ausgedehnten Röhrichtzone des Sees treten umfangreiche Schwingröhrichte auf, welche auch als einzelne Inseln über den See treiben. Der Erprobungsversuch fand an drei unterschiedlichen Standorten auf dem Schollener See statt, welche sich durch unterschiedliche Exposition zur Hauptwind- und Wellenrichtung unterschieden. Die Exposition zu Wind und Wellen ist als ein Entstehungs- und Erhaltungskriterium schwimmender Röhrichtbestände bekannt.

Den natürlichen Vorbildern von Schwinggrasen und Schwingröhrichten folgend besteht die Technik aus einem organischen Körper (Schilfrohrgabione), welcher mit Röhrichtarten bepflanzt ist.

Die Material- und Pflanzenwahl unterstützt die natürlichen Entwicklungs- und Erhaltungsprozesse der Schwingrasen und Schwingröhrichte. Auf diese Weise soll sich aus der künstlichen Technik ein naturnaher schwimmender Vegetationsbestand entwickeln. Vier Varianten der Technik, d.h. der Aufbauhöhe der organischen Körper spiegeln das Alter der natürlichen Vorbilder wider. An den drei Standorten wurden die Wellen durch Drucksonden erfasst und zeitgleich im Inneren der Gabionen der Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Wasser innerhalb der Gabionen erfasst. Auf diese Weise sollte der Einfluss von sauerstoffreichem Seewasser auf die bepflanzten Gabionen ermittelt werden. Die Untersuchungen werden durch die Dokumentation des Vegetationszuwachses sowie durch Bestimmung der Abbaurate der organischen Substanz ergänzt.

Die Schilfrohgabionen schwammen aufgrund der geringen Dichte der trockenen und luftgefüllten Schilfhalme zu Beginn mit dem überwiegenden Teil ihres Volumens über dem Wasser. Je nach Aufbauhöhe dauerte es bis zu 15 Monate bzw. bis zur zweiten Vegetationsperiode, bis sie mit ihrem gesamten Volumen in das Wasser eingetaucht waren. Während sich in der ersten Vegetationsperiode noch der Einfluss des sauerstoffreichen Seewassers in den Messungen im Gabioneninneren zeigte, trat dieser Einfluss in der zweiten Vegetationsperiode nur noch unregelmäßig während Wellenergebnissen auf. Außerhalb dieser Ereignisse wurde der im Inneren der Gabionenkörper gelöste Sauerstoff durch den mikrobiellen Abbau der organischen Bestandteile der Gabionen vollständig aufgezehrt. Ein vollständiger Verbrauch des gelösten Sauerstoffes und dauerhafte anaerobe Standortbedingungen sind die Voraussetzung für den natürlichen Eigenauftrieb und einen langfristigen Erhalt der schwimmenden Vegetationsstrukturen.

Die eingesetzten Pflanzen wurden durch Wasservögel während der gesamten Versuchsdauer verbissen. Aus diesem Grund konnte sich *Phragmites australis* erst nach einer Nachpflanzung in der zweiten Vegetationsperiode vollständig etablieren. Durch diese verzögerte Vegetationsentwicklung konnten die Pflanzen nicht rechtzeitig die Stabilität der Gabionenkörper durch ein Durchwachsen mit ihren Wurzeln und Rhizomen übernehmen. Die nicht durchwachsenen Halmschichten haben sich daher nach der zweiten Vegetationsperiode gelöst. In der dritten Vegetationsperiode schwammen daher nur noch die durchwachsenen Teile als zusammenhängende Schicht auf dem Wasser während die übrigen Teile einzeln und ohne Bewuchs auf dem Wasser geschwommen sind. Eine differenzierte Fortsetzung der Sauerstoffmessung war daher nicht mehr möglich.

Neben dem bereits erwähnten Verbiss wurden die schwimmenden Strukturen durch weitere Tierarten genutzt, z.B. wurden die unbewachsenen Schichten in der dritten Vegetationsperiode als Brutplatz von Lachmöwen angenommen. Beprobungen des Makrozoobenthos deuten auf ein hohes Besiedlungspotenzial hin, sobald sich die Vegetation, insbesondere deren Wurzeln weiter entwickeln können.

Grundsätzlich scheinen die Gabionen daher zur Initiierung naturnaher selbstschwimmender Vegetationsbestände sowie zur Schaffung von Habitatstrukturen auf Gewässern geeignet zu sein. Weiterer Entwicklungs- und Untersuchungsbedarf besteht hinsichtlich der Herstellung, Bepflanzung und Anordnung der Schilfrohgabionen auf Gewässern, um eine erfolgreiche Etablierung der Vegetation bereits in der ersten Vegetationsperiode zu ermöglichen.

# Inhalt

<b>Zusammenfassung</b> .....	ix
<b>1. Einleitung</b> .....	1
1.1 Künstliche schwimmende Inseln	1
1.2 Natürliche schwimmende Vegetationsbestände	2
1.2.1 Entstehung und Entwicklung	2
1.2.2 Auftriebsursachen	4
1.3 Ökologische Stabilität natürlicher schwimmender Vegetationsbestände	6
1.4 Schwimmende Inseln zur Gewässerentwicklung	8
<b>2. Die Untere Havel und der Schollener See</b> .....	13
2.1 Die Untere Havel	13
2.2 Der Schollener See	15
<b>3. Erprobungsversuch</b> .....	19
3.1 Ergebnisse vorheriger Untersuchungen	19
3.2 Untersuchungsbedarf	20
3.2.1 Untersuchungsgegenstand	21
3.3 Bestandteile und Herstellung der Schilfrohrgabionen	23
3.3.1 Herstellung und Varianten	23
3.4 Vegetationsauswahl und Bepflanzung	27
3.5 Standorte auf dem Schollener See	30
3.5.1 Anordnung und Verankerung	31
3.6 Untersuchungen und Messungen	33
3.6.1 Sauerstoff in den Gabionen	33
3.6.2 Abbaurate der Schilfrohrhalme	33
3.6.3 Wellen	33
3.7 Wetter	34
3.8 Eintauchtiefe der Gabionen	34
3.9 Ergänzende Daten zum Schollener See	34
<b>4. Ergebnisse</b> .....	37
4.1 Die Wasserstände des Schollener Sees	37
4.2 Vegetationsentwicklung	38
4.3 Die Schwingdecken	39
4.4 Standortbedingungen	40
4.4.1 Wind	40
4.4.2 Wellenhöhe	41
4.5 Entwicklung der Schilfrohrgabionen	43
4.5.1 Eintauchtiefe	43
4.5.2 Gelöster Sauerstoff	44

4.5.3 Abbaurrate organischer Substanz	48
4.6 Vegetationsentwicklung	48
4.7 Drahtgitter	51
4.8 Faunistische Besiedlung	54
<b>5. Diskussion</b> .....	<b>57</b>
5.1 Der Schollener See und die schwimmenden Inseln	57
5.2 Schilfrohgabionen	60
5.3 Vegetationsentwicklung	63
<b>6. Fazit und Ausblick</b> .....	<b>69</b>
6.1 Einordnung in bestehende Richtlinien	70
6.1.1 EU WRRL	70
6.1.2 Blaues Band Deutschland	71
<b>7. Literatur</b> .....	<b>73</b>
<b>8. Verzeichnisse</b> .....	<b>79</b>
8.1 Abbildungsverzeichnis	79
8.2 Tabellenverzeichnis	84
 <b>ANHANG</b>	
<b>I. Öffentlichkeitsarbeit</b> .....	<b>1</b>
<b>II. Fotodokumentation</b> .....	<b>3</b>
<b>III. Karten Schollener See</b> .....	<b>7</b>

## Zusammenfassung

Im Rahmen des Projektes sollte eine Technik erprobt werden, um selbstschwimmende Pflanzenbestände nach natürlichem Vorbild zu entwickeln. In der Natur treten während der Seenverlandung sogenannte Schwingröhrichte oder Schwinggrasen auf. Sie schwimmen oft über lange Zeit am Gewässerrand bzw. wachsen vom Ufer ausgehend auf die freie Wasseroberfläche vor. Diese Gesellschaften sowie die Entwicklungsprozesse haben in vorangegangenen Untersuchungen als Vorbild für die Entwicklung der Technik gedient. Mit Hilfe der Technik sollen zukünftig naturnahe Ufer-Röhrichte auf künstlichen Gewässern eingesetzt und entwickelt werden, deren bestehende Nutzungen oder Ufergestaltungen keine Entwicklung einer naturnahen Ufervegetation zulassen. Künstlich initiierte selbstschwimmende Pflanzenbestände sollen unter Beibehaltung dieser Nutzungen und der Morphologie eine ökologisch orientierte Gewässerentwicklung ermöglichen. Neben den örtlichen Habitatstrukturen kann auch eine Durchgängigkeit von Gewässern in Längs- und Querrichtung unterstützt werden.

Der Erprobungsversuch hat auf dem Schollener See stattgefunden. In der ausgedehnten Röhrichtzone des Sees treten umfangreiche Schwingröhrichte auf, welche auch als einzelne Inseln über den See treiben. Der Erprobungsversuch fand an drei unterschiedlichen Standorten auf dem Schollener See statt, welche sich durch unterschiedliche Exposition zur Hauptwind- und Wellenrichtung unterscheiden. Die Exposition zu Wind und Wellen ist als ein Entstehungs- und Erhaltungskriterium schwimmender Röhrichtbestände bekannt.

Den natürlichen Vorbildern von Schwinggrasen und Schwingröhrichten folgend besteht die Technik aus einem organischen Körper (Schilfrohgabione), welcher mit Röhrichtarten bepflanzt ist. Die Material- und Pflanzenwahl unterstützt die natürlichen Entwicklungs- und Erhaltungsprozesse der Schwinggrasen und Schwingröhrichte. Auf diese Weise soll sich aus der künstlichen Technik ein naturnaher schwimmender Vegetationsbestand entwickeln. Vier Varianten der Technik, d.h. der Aufbauhöhe der organischen Körper spiegeln das Alter der natürlichen Vorbilder wider. An den drei Standorten wurden die Wellen durch Drucksonden erfasst und zeitgleich im Inneren der Gabionen der Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Wasser innerhalb der Gabionen erfasst. Auf diese Weise sollte der Einfluss von sauerstoffreichem Seewasser auf die bepflanzten Gabionen ermittelt werden. Die Untersuchungen werden durch die Dokumentation des Vegetationszuwachses sowie durch Bestimmung der Abbaurate der organischen Substanz ergänzt.

Die Schilfrohgabionen schwammen aufgrund der geringen Dichte der trockenen und luffüllten Schilfhalme zu Beginn mit dem überwiegenden Teil ihres Volumens über dem Wasser. Je nach Aufbauhöhe dauerte es bis zu 15 Monate bzw. bis zur zweiten Vegetationsperiode, bis sie mit ihrem gesamten Volumen in das Wasser eingetaucht waren. Während sich in der ersten Vegetationsperiode noch der Einfluss des sauerstoffreichen Seewassers in den Messungen im Gabioneninneren zeigte, trat dieser Einfluss in der zweiten Vegetationsperiode nur noch unregelmäßig während Wellenereignissen auf. Außerhalb dieser Ereignisse wurde der im Inneren der Gabionenkörper gelöste Sauerstoff durch den mikrobiellen Abbau der organischen Bestandteile der Gabionen vollständig aufgezehrt. Ein vollständiger Verbrauch des gelösten Sauerstoffes und dauerhafte anaerobe Standortbedingungen sind die Voraussetzung für den natürlichen Eigenauftrieb und einen langfristigen Erhalt der schwimmenden Vegetationsstrukturen.

Die eingesetzten Pflanzen wurden durch Wasservögel während der gesamten Versuchsdauer verbissen. Aus diesem Grund konnte sich *Phragmites australis* erst nach einer Nachpflanzung in der zweiten Vegetationsperiode vollständig etablieren. Durch diese verzögerte Vegetationsentwicklung konnten die Pflanzen nicht rechtzeitig die Stabilität der Gabionenkörper durch ein Durchwachsen mit ihren Wurzeln und Rhizomen übernehmen. Die nicht durchwachsenen Halmschichten haben sich daher nach der zweiten

Vegetationsperiode gelöst. In der dritten Vegetationsperiode schwammen daher nur noch die durchwachsenen Teile als zusammenhängende Schicht auf dem Wasser während die übrigen Teile einzeln und ohne Bewuchs auf dem Wasser geschwommen sind. Eine differenzierte Fortsetzung der Sauerstoffmessung war daher nicht mehr möglich.

Neben dem bereits erwähnten Verbiss wurden die schwimmenden Strukturen durch weitere Tierarten genutzt, z.B. wurden die unbewachsenen Schichten in der dritten Vegetationsperiode als Brutplatz von Lachmöwen angenommen. Beprobungen des Makrozoobenthos deuten auf ein hohes Besiedlungspotenzial hin, sobald sich die Vegetation, insbesondere deren Wurzeln weiter entwickeln können.

Grundsätzlich scheinen die Gabionen daher zur Initiierung naturnaher selbstschwimmender Vegetationsbestände sowie zur Schaffung von Habitatstrukturen auf Gewässern geeignet zu sein. Weiterer Entwicklungs- und Untersuchungsbedarf besteht hinsichtlich der Herstellung, Bepflanzung und Anordnung der Schilfrohrgabionen auf Gewässern, um eine erfolgreiche Etablierung der Vegetation bereits in der ersten Vegetationsperiode zu ermöglichen.

# 1. Einleitung

## 1.1 Künstliche schwimmende Inseln

Als „schwimmende Inseln“ werden auf dem Wasser schwimmende und bepflanzte technische Konstruktionen bezeichnet. Die Pflanzen besitzen dabei keinen Kontakt zum Gewässergrund sondern schwimmen mit der Konstruktion frei auf dem Wasser. Vom Ufer aus wirken sie dabei aber wie eine Insel und haben daher den Namen „schwimmende Insel“ oder „Schwimminsel“ erhalten. Die Konstruktionen aus Kunststoffen, Metallen oder Hartschaum bilden einen Rahmen, in den eine Pflanzenträgerstruktur zur Aufnahme der Vegetation eingehängt ist. Der Rahmen gewährleistet neben der Stabilität auch den Auftrieb. Die Pflanzenträgerstruktur bietet den Pflanzen den erforderlichen Halt zum Wachstum, sie hängen bzw. schweben mit einem Teil Ihrer Wurzeln frei im Wasser und nehmen ihre Nährstoffe direkt aus diesem auf. Für die Bepflanzung werden verschiedene Röhrichtarten sowie Seggen verwendet. Die Arten werden über eine oder mehrere Vegetationsperioden meist auf einem Naturfasergewebe vorkultiviert. In dieser Zeit entsteht ein aus dem Gewebe und den lebenden Wurzeln und Rhizomen der Pflanzen verwachsener Pflanzenteppich. Nach dem Vorbild hydroponischer Systeme wird dieser anschließend auf die Konstruktion und dem Vegetationsträger ausgelegt und anschließend auf der Wasseroberfläche ausgebracht (HEADLEY & TANNER 2006; HOEGER 1988). Schwimmende Inseln werden zur Wasserreinigung auf künstlichen Reinigungs- und Regenwasserretentionsteichen (BORNE 2014; HEADLEY & TANNER 2012; HUBBARD 2010; TANNER & HEADLEY 2011) sowie zur Gestaltung von Gewässern eingesetzt (HAMMOND ET AL. 2008; KELLY & SOUTHWOOD 2006). Die schwimmende Installation ermöglicht eine nachträgliche Installation auf bestehenden Gewässern bzw. Teichen (KERR-UPAL ET AL. 2000) und bietet eine Flexibilität gegenüber Wasserstandschwankungen (BUELL & BUELL 1975; KADLEC 2012). Die Entwicklung der naturnahen Vegetationsbestände auf den schwimmenden Strukturen und die damit verbundene Verlängerung der Uferlinie bieten zudem ein hohes Potenzial als Habitatelement (BURGESS & HIRONS 1992; LESCHISIN ET AL. 1992; RAMSEIER ET AL. 2009) [Abbildung 1].

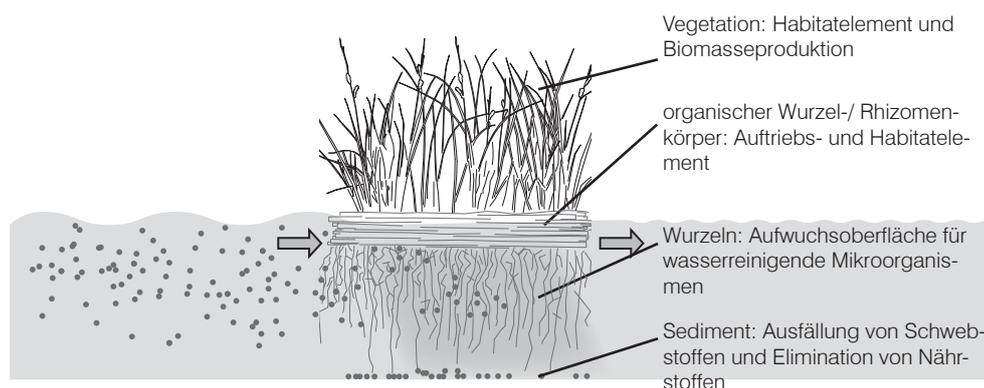


Abbildung 1. Funktions- und Wirkungsschema schwimmend bepflanzter Inseln

Zentrales Problem dieser bisherigen Anwendungen sind die genauen Kenntnisse über die Belastungsgrenzen der eingesetzten Konstruktionen sowie der Vegetation unter den verschiedenen Standortbedingungen auf den Stillgewässern. Vegetationsausfälle sind oft die Folge von starken hydraulischen Belastungen oder werden auch durch Verbiss von Wasservögeln hervorgerufen (KELLY & SOUTHWOOD 2006). Die Röhrichtarten können zwar aufgrund ihres hohen Regenerationsvermögens einige Zeit überdauern

und erneut austreiben, solange in ihren unterirdischen Organen ausreichend Reservestoffe vorhanden sind. Allerdings sind eine regelmäßige Kontrolle und ein Nachsetzen von ausgefallenen Pflanzen erforderlich (KELLY & SOUTHWOOD 2006). Eine hierfür notwendige Wartung der schwimmenden Strukturen wird durch die Zugänglichkeit per Boot, mit zunehmender Entfernung vom Ufer oder durch fehlende regelmäßige Zugangsmöglichkeiten zum Gewässer erschwert. Kontinuierliche und objektive Dokumentationen über längere Zeiträume liegen daher für die bisher eingesetzten Anlagen nicht vor. Vegetationsausfälle und Konstruktionsschäden werden nicht behoben oder zu spät erkannt. Sicherlich aus diesen Gründen, d.h. wenn beschädigte Anlagen nicht mehr dem Bild einer bepflanzten Insel entsprachen, wurden diese in der Vergangenheit wieder von den Gewässern entfernt [Abbildung 2] [Abbildung 3].



Abbildung 2. Schwimmende Inseln auf der Spree in Berlin. Die Inseln wurden als naturschutzfachliche Ausgleichsmaßnahme zur Entwicklung von naturnahen Ufervegetationsstrukturen vor der Ufermauer eingesetzt.



Abbildung 3. Schwimmende Inseln auf der Spree in Berlin. Wasservögel nutzen die schwimmenden Strukturen als Rückzugsraum. Durch den Verbiss wird die Vitalität der Pflanzen stark eingeschränkt bzw. die Pflanzen gehen vollständig verloren. Zum Schluss bleibt nur noch der künstliche Vegetationsträger auf dem Wasser erhalten.

## 1.2 Natürliche schwimmende Vegetationsbestände

### 1.2.1 Entstehung und Entwicklung

Schwimmende Vegetationsbestände treten in der Natur während der progressiven Verlandung von Stillgewässern auf (DIERSEN & DIERSEN 2001; SUCCOW 2001). Wenn sich Teile der schwimmenden Verlandungsgesellschaften vom Ufer lösen, können diese Teilstücke über den See treiben und den Eindruck einer bewachsenen Insel erwecken. Eine Zusammenstellung und Analyse der unterschiedlichen Entstehungsursachen natürlicher schwimmender Pflanzenbestände ist bei GÜNTHER (2013) zu finden und wird im nachfolgenden Teil kurz zusammengefasst.

Bei der progressiven Gewässerverlandung können sich schwimmende Verlandungsgesellschaften an windgeschützten Westuferrändern der Gewässer, d.h. an Flachwasserstandorten mit wenig Wellenentwicklung entwickeln (UHLMANN & HORN 2001). Sie entstehen in diesen Bereichen zwischen den Schwimmblattgesellschaften oder auf abgestorbenen und am Gewässerufer schwimmend akkumulierten oberirdischen

Pflanzenteilen und können auf die freie Wasserfläche des Sees hinauswachsen [Abbildung 4] [Abbildung 5] (DONSELAAR-TEN BOKKEL HUINIK 1961; FREITAG ET AL. 1958; FRÜH & SCHRÖTER 1904; HORST ET AL. 1966; JESCHKE 1963; KRAUSCH 1965; TALLIS 1983).

Die überwiegende Anzahl der auf den schwimmenden Strukturen auftretenden Pflanzenarten besitzt gemeinsame morphologische Adaptionen und Ausbreitungsstrategien. Sie verfügen alle über ein ausgeprägtes Luftleitgewebe in ihren unterirdischen Organen, um die im Boden und Wasser befindlichen Teile der Pflanzen mit Luftsauerstoff zu versorgen. Die Organe enthalten je nach Anpassungsstrategie der Pflanzenart einen Luftanteil von bis zu 60 %, um die Sauerstoffversorgung für die Zellatmung und die Oxidation der Rhizosphäre zu ermöglichen (COULT & VALLANCE 1958; CRAWFORD 1983; DIERSSEN & DIERSSEN 2001; LAAN ET AL. 1990). Die in den unterirdischen Organen enthaltene Luft verleiht den Pflanzen Auftrieb, so dass sie in der Lage sind, auf dem Wasser zu schwimmen (IVERSEN 1949). Weiterhin erschließen sich diese Arten neue Standorte meist vegetativ über Polycormone, d.h. unterirdische Ausläufer. Diese Art der Ausbreitung sowie der hohe Luftanteil innerhalb der Organe ermöglicht es den Arten, vom Ufer ausgehend schwimmend auf die freie Wasserfläche vorzuwachsen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010; HOGG & WEIN 1988B). Aufgrund dieser Eigenschaften werden Pflanzenarten wie z.B. *Typha angustifolia* (Schmalblättriger Rohrkolben), *Eriophorum angustifolium* (Schmalblättriges Wollgras), *Menyanthes trifoliata* (Fieberklee) oder *Comarum palustre* (Sumpflblutaue) als Initial für schwimmende Verlandungsgesellschaften angesehen. Aus einzelnen Ausläufern entsteht mit der Zeit ein schwimmendes Wurzel- und Rhizomengeflecht aus dem sich aufgrund der hohen unterirdischen Produktivität der beteiligten Pflanzenarten ein immer dicker werdender und miteinander verwachsener Wurzel-/ Rhizomenkörper entwickelt (FREITAG ET AL. 1958; RODEWALD-RUDESCU 1974). Innerhalb dieses Körpers werden abgestorbene Pflanzenteile nur unvollständig abgebaut und als Torf angelegt (EGGELSMANN 1990; SCHWEIKLE 1990; SUCCOW & JOSTEN 2001) [Abbildung 4].

Neben der progressiven Verlandung wird als weitere Entstehungsursache das Aufschwimmen von bewachsenen Torfkörpern beschrieben, wenn diese z.B. durch Hochwasserereignisse überstaut werden. Die Torfschichten lösen sich vom Untergrund, weil sich innerhalb des Porenraumes des Torfes Sumpfgas verfängt und den Schichten den notwendigen Auftrieb zum Aufschwimmen verleiht. Sie schwimmen dann ähnlich der schwimmenden Verlandungsgesellschaften auf dem Wasser (FECHNER-LEVY & HEMOND 1996; GENVIAR 2007; KAROFELD 1999; OUZILLEAU 1977; SCOTT ET AL. 1999). Eine Unterscheidung oder Rückverfolgung der Entstehungsursache dieser aufgeschwommenen Torfkörper ist nicht mehr möglich, besonders weil die progressive Verlandung nur langsam über Jahrzehnte voranschreitet oder aber das auslösende Überflutungsereignis ebenfalls lange Zeit zurück liegt, für die keine Beobachtungen oder Dokumentationen vorliegen.

Unabhängig der Entstehung zeichnen sich die schwimmenden organischen Körper durch zwei charakteristische Horizonte aus. Der obere Horizont besteht aus wenig zersetzter organischer Substanz mit einer intensiven Durchwurzelung durch die lebenden Pflanzen. Der darunter liegende Horizont besteht aus stärker zersetzter, organischer Substanz und weist eine geringere Durchwurzelung auf. Aus dem unteren Horizont sinkt Material auf den Gewässergrund ab, welches aus dem oberen Horizont und durch die Produktivität der lebenden Pflanzen fortlaufend ersetzt wird. Wenn sich ein Gleichgewichtszustand zwischen der Neuproduktion durch die Pflanzen und dem Absinken auf den Gewässergrund einstellt, nehmen die Körper nicht weiter an Dicke zu. Die Dicke hängt somit von den physiologischen Eigenschaften der Pflanzen ab, wassergesättigte Böden zu durchwachsen (SWARZENSKI ET AL. 1991). In Mooren reichen die Pflanzenwurzeln je nach Art maximal 20 bis 30 cm tief in den wassergesättigten und anaeroben Bereich (METSÄVAINIO 1931; SJÖRS 1991). Viele Inseln besitzen einen ähnlich starken oberen Horizont, der zusammen

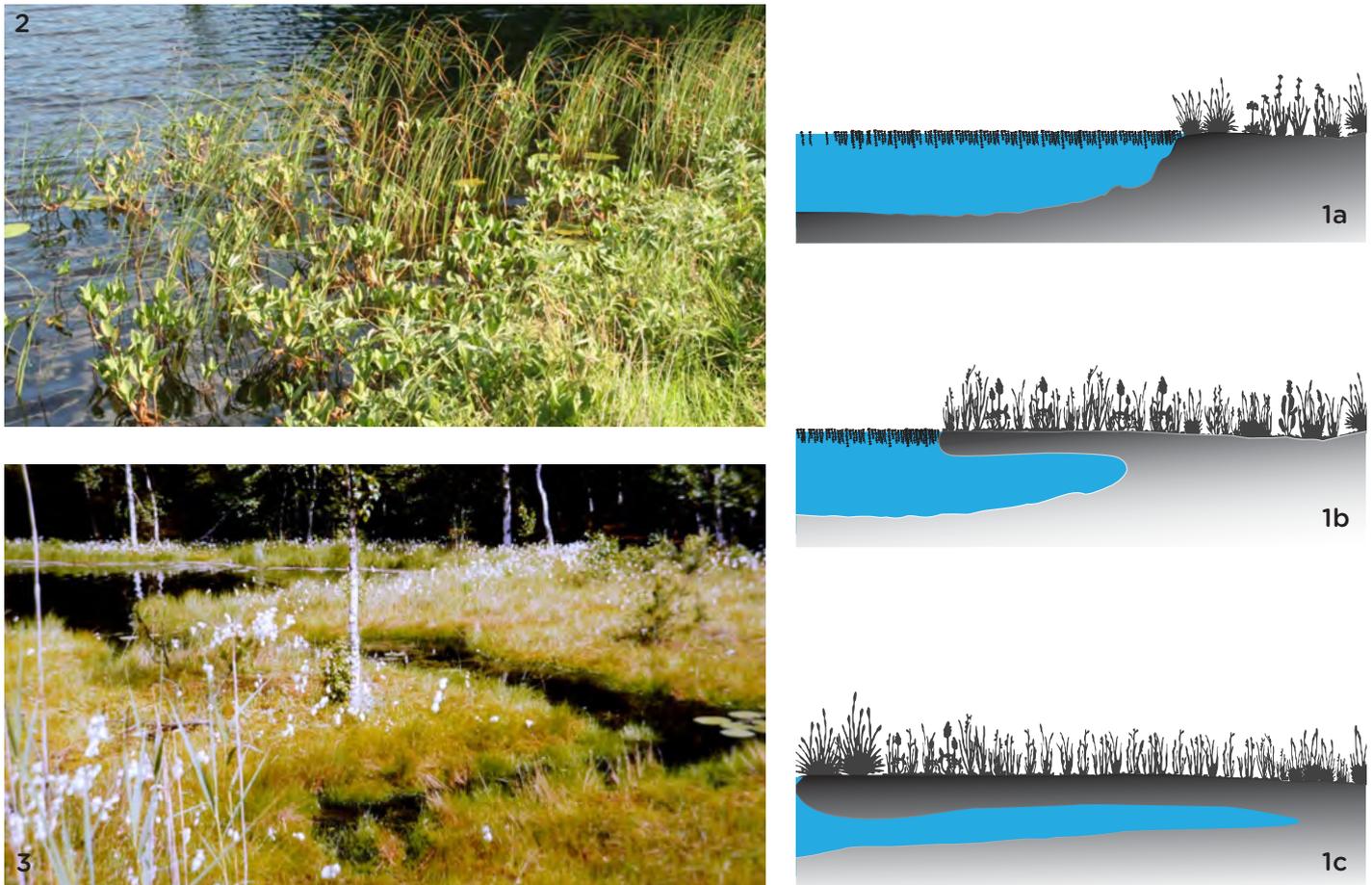


Abbildung 4. Schwimmende Verlandungsabfolge mesotropher und oligotropher Gewässer von einer initialen schwimmenden Torfmoosgesellschaft (1a) über einen Schwinggras (1b) zu einem Schwingmoor mit Randzone (1c). *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre* und *Carex rostrata* bilden die vordere Verlandungszone eines Stillgewässers in der Kaschubischen Schweiz (Polen) (2). NSG Himmelreichsee bei Rheinsberg, oligotrophes Kesselmoor mit Übergangs- und Schwinggrasmooren (Foto: Rüdiger Knösche) (3) (Darstellungen aus: Günther 2013).

mit dem unteren Horizont eine Gesamtdicke von 50 - 60 cm erreicht (SASSER ET AL. 1996). Inseln aus *Phragmites australis* werden auch mit einer Mächtigkeit von bis zu 2 m erwähnt, weil die Art in Wassertiefen von bis zu 2 m vordringen kann (RODEWALD-RUDESCU 1974). Die Körper schwimmen so lange auf dem Wasser, bis das darunter liegende Seevolumen vollständig mit der abgesunkenen organischen Substanz aufgefüllt ist oder der Seewasserspiegel sinkt. Entweder verwachsen sich die Pflanzen mit dem darunter liegenden Gewässergrund oder aber der Torfkörper wird durch Auflast von oben und Gegendruck von unten soweit verdichtet, dass er seine Schwimmfähigkeit verliert (KRATZ & DEWITT 1986). Die schwimmenden Matten, welche nach diesen Entwicklungsprozessen eine Mächtigkeit von bis zu 60 cm erreicht haben, werden mit einem Alter von bis zu 100 Jahren angegeben (HOGG & WEIN 1987). Somit sind die natürlichen schwimmenden Vegetationsstrukturen in der Lage, über einen langen Zeitraum auf dem Wasser zu schwimmen.

### 1.2.2 Auftriebsursachen

In den ersten Entwicklungsjahren erhalten die Wurzel-/ Rhizomensichten ihren Auftrieb durch die im Luftleitgewebe ihrer unterirdischen Pflanzenorgane eingeschlossene Luft (IVERSEN 1949). Wenn sich im Laufe der Zeit dickere Schichten gebildet haben, in denen sich vermehrt abgestorbene Pflanzenteile als Torf anreichern, dann ist der Auftrieb des Luftleitgewebes nicht mehr ausreichend. Die Dichte von Torf beträgt 1,4 g/ cm<sup>3</sup> (SCHWEIKLE 1990) und erfordert damit einen höheren Auftrieb, als das Aerenchym der Pflanzen

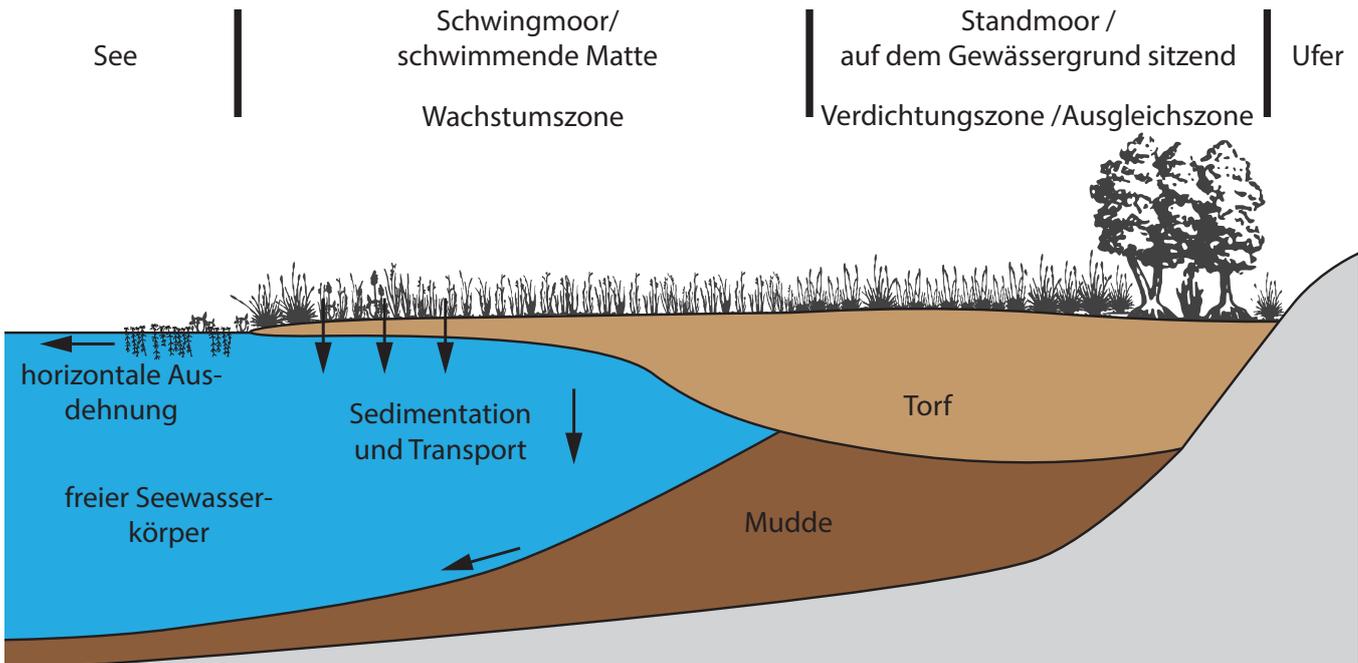


Abbildung 5. Progressive Sukzession an einem Stillgewässer mit einem Schwingmoor. Frei im Wasser schwimmende Gesellschaften ermöglichen eine horizontale Ausdehnung auf den See. Mit dem Schwingmoor wächst ein schwimmender Torfkörper heran. Der Torfkörper erhält eine Dichte von  $<75 \text{ g cm}^{-3}$ . Aus der schwimmenden Matte sedimentiert organische Substanz, aus der sich auf dem Gewässergrund eine Muddeschicht entwickelt. Wenn die schwimmende Matte mit dieser in Kontakt tritt, nimmt die Dichte des Torfs auf  $>75 \text{ g cm}^{-3}$  zu. (Günther 2013 nach Kratz et al. 1986, verändert).

zu leisten vermag. Der Auftrieb dieser späteren Entwicklungsstadien wird wie bei aufgeschwommenen Torfkörpern durch das beim anaeroben Abbau der organischen Substanz entstehende Sumpfgas erbracht. Das Gas besteht zu wechselnden Anteilen aus Methan und Kohlenstoffdioxid. Die Torfkörper besitzen eine faserige elastische Struktur mit einer hohen inneren Oberfläche und einem hohen Porenvolumen in dem sich das Gas in kleinen Bläschen verfängt (COULTHARD ET AL. 2009). Das Gasvolumen wird mit bis zu 10 % des Körpervolumens angegeben (HOGG & WEIN 1988a; KIENE 1991). Andere Untersuchungen haben festgestellt, dass ein ca. 60 cm dicker Körper durch das Gasvolumen einen Auftrieb von bis zu  $40,2 \text{ kg/m}^2$  erreichte (HOGG & WEIN 1988b). Das entstehende Sumpfgas trägt daher zum überwiegenden Teil zum Auftrieb dickerer bzw. älterer schwimmender organischer Matten bei [Abbildung 6].

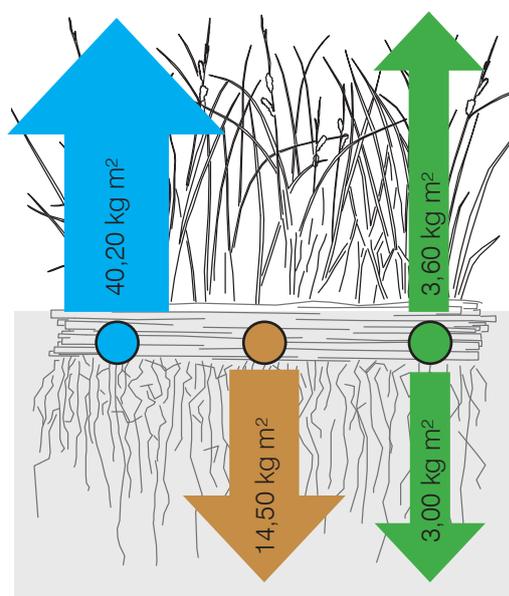


Abbildung 6. Faktoren die zum Auftrieb einer ca. 60 dicken und ca. 100 Jahre alten Typha Matte beitragen (Günther (2013) verändert nach Hogg und Wein 1987)

### 1.3 Ökologische Stabilität natürlicher schwimmender Vegetationsbestände

Für die Entwicklung und den langfristigen Erhalt künstlicher schwimmender Vegetationsstrukturen nach natürlichem Vorbild ist die ökologische Stabilität der natürlichen Schwingrasen- und Schwingröhrichtgesellschaften, d.h. die für diese Eigenschaft relevanten Kenngrößen sowie die relevanten Einflussfaktoren von Bedeutung.

„Ökologische Stabilität ist das Bestehenbleiben eines ökologischen Systems und die Fähigkeit nach Veränderung in die Ausgangslage zurück zu kehren. ... Ökologische Instabilität ist das Nicht-Bestehenbleiben eines ökologischen („Systems“ sic.!) und das Fehlen der Fähigkeit nach Veränderung in die Ausgangslage zurück zu kehren.“ (GIGON 1983). Die schwimmenden Pflanzengesellschaften sind hier als das zu betrachtende ökologische System zu verstehen. Die ökologischen Kenngrößen sind die Eigenschaften der Pflanzengesellschaften, welche den Eigenauftrieb auf dem Wasser ermöglichen. Faktoren die zu Veränderungen führen, sind Wind- und Wellenbewegung, Eisdrift oder Strömung, weil sie das Auftreten der Gesellschaften beeinflussen können.

Die beschriebenen Entwicklungsstadien sowie der Entstehungs- und Erhaltungsfaktoren reagieren gegenüber Veränderungen ökologisch instabil oder auch ökologisch stabil. Die Schwimmblattgesellschaften bzw. submers flutende Torfmoosgesellschaften und die nachfolgenden Stadien, in denen sich die ausläuferbildenden Arten schwimmend etablieren, sind gegenüber der Wind- und Wellenbelastung demnach ein ökologisch instabiles Stadium. Diese Gesellschaften können z.B. unter dem Einwirken von Wind und Wellen von ihrem Standort verdrängt werden, bzw. sich an Standorten mit diesen Umweltbedingungen erst gar nicht entwickeln.

Wenn diese Faktoren ausbleiben, entwickeln sich aus anfänglich einzelnen in die Bestände vorgewachsenen Rhizomen zunehmend dickere Wurzel-/ Rhizomenkörper und die schwimmende Pflanzengesellschaft geht in einen ökologisch stabilen Zustand über. Die Körper weisen wie in wachsenden Mooren wassergesättigte und anaerobe Bedingungen kurz unterhalb ihrer Oberfläche auf, so dass abgestorbene Pflanzenteile aufgrund einer fehlenden Auflast und aufgrund der unvollständigen Zersetzung mit einem lockeren, elastischen Fasernetz angelegt werden. Innerhalb des schwimmenden Körpers sind die Bedingungen dafür ideal, weil der gesamte Körper mit dem größten Teil seines Volumens eingetaucht im Wasser schwimmt und das Wasser im Porenraum des Torfes aufgrund des hohen Haltevermögens nicht in Verbindung mit dem Seewasserkörper steht. Torf besteht aus bis zu 95 % fest im Porenraum gebundenem Wasser („immobiles Wasser“ (SCHWEIKLE 1990; ZIMMERLI 1989). Dieser Wasserkörper innerhalb des schwimmenden Torfes steht daher nicht in Verbindung bzw. im Austausch mit dem ihn umgebenden Seewasserkörper. Nährstoffe und insbesondere im Seewasser gelöster Sauerstoff können daher nicht in das Innere der schwimmenden organischen Körper gelangen. In diesem ökologisch stabilen Zustand bleiben die anaeroben Bedingungen als Voraussetzung für die Torfbildung sowie für die Methanogenese und Sumpfgasentwicklung innerhalb des Körpers dauerhaft erhalten.

Die Methanogenese ist temperaturabhängig, d.h. bei höheren Wassertemperaturen während der Sommermonate wird mehr Gas produziert als während der kalten Wintermonate. Ähnlich wie sich dadurch Moorkörper im Verlauf der Jahreszeiten heben und senken (EGGELSMANN 1990; FECHNER-LEVY & HEMOND 1996; TOKIDA 2005), schwimmen die Vegetationsbestände im Sommer mit einem größeren Teil ihres Volumens oder im Winter mit einem kleineren Teil über dem Wasser. Diese Teile der Matten zeichnen sich durch eine höhere Zersetzung und Verfärbung aus. Der schwimmende Zustand ist somit sowohl Bedingung für den Auftrieb als auch die Voraussetzung für den langfristigen Erhalt dieses ökologisch stabilen Zustandes. Die nach diesen Kenngrößen schwimmenden Vegetationsbestände sind daher konstant stabil.

Kurzfristige Einflüsse können diesen schwimmenden Zustand nicht dauerhaft verändern und die Mattenkörper kehren nach dem Ende der Einflüsse wieder in ihren Ausgangszustand zurück. Das haben Untersuchungen an bewachsenen Torfkörpern gezeigt, deren oberirdischer Pflanzenbestand verbrannt und welche anschließend unter Wasser gedrückt wurden. Die Körper sind anschließend durch das innerhalb des Torfkörpers entstandene Methan wieder aufgeschwommen. Die im Körper nicht verbrannten unterirdischen Rhizome sind mit der nächsten Vegetationsperiode wieder ausgetrieben und es konnte sich ein neuer oberirdischer Pflanzenbestand entwickeln (KRÜSI 1989; KRÜSI & WEIN 1988). Die Regenerationsfähigkeit sowie die vegetative Ausbreitung der Pflanzen und die Eigenschaften des sich entwickelnden organischen Torfkörpers werden daher als Grundvoraussetzung für die dauerhafte Schwimmfähigkeit von Schwingdecken angesehen. Gegenüber dem Verlust der oberirdischen Pflanzenteile und dem künstlichen „unter Wasser drücken“ reagieren die Mattenkörper resilient [Abbildung 7].

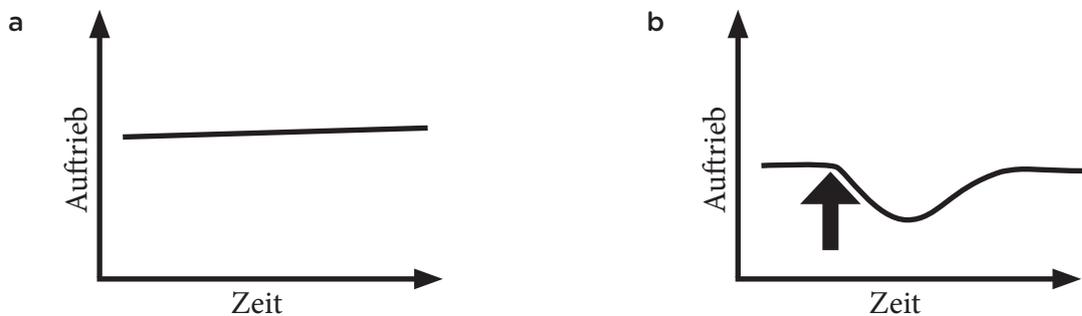


Abbildung 7. Typen ökologischer Stabilität: konstante Stabilität, ohne Störfaktor (a) und Resilienz, mit Störfaktor (b) (GIGON 1983)

Kontinuierliche Einflüsse über einen längeren Zeitraum können den Zustand in den Randzonen der schwimmenden Matten zwar verändern, jedoch führen sie nicht zu einem Verlust des Auftriebes bzw. zu einem Untergehen der Schwingmatten. Wenn durch Wellenbewegung sauerstoffreiches Wasser in die Randzonen der Schwingrasen eingetragen wird, so verändern sich in diesen Bereichen die Eigenschaften des Torfkörpers aufgrund des vollständigen Abbaus der organischen Bestandteile irreversibel (vgl. moorhydrologische Hauptsätze, (SUCCOW & JOSTEN 2001)). In den Randzonen von Schwingrasen oligotropher Gewässer kann sich aufgrund der beim vollständigen Abbau frei werdenden Nährstoffe ein auf mesotrophe Bedingungen hindeutender Pflanzengürtel entwickeln (KAULE 1974). Die Arten dieses Pflanzengürtels erfüllen ebenfalls die physiologischen Voraussetzung für ein dauerhaftes Schwimmen und verhindern aufgrund ihrer größeren Wuchshöhe den Eintrag von sauerstoffreichem Wasser durch Wellen über den Randbereich hinein auf den Schwingrasen. Im Zentrum der Schwingrasen, d.h. außerhalb des Einflussbereiches des Seewassers können sich daher oligo- bzw. ombrotrophente Gesellschaften mit Hochmoorcharakter entwickeln (ZIMMERLI 1989). Ähnliche Randzoneneffekte werden in den Kolken von Hochmooren durch das Auftreten von z.B. *Eriophorum angustifolium*, *Juncus effusus*, *Carex rostrata*, *C. canescens*, *Elocharis palustris* oder *Schoenoplectus lacustris* beschrieben (MÜLLER 1965; ZIMMERLI 1988). Diese Arten „bilden ... ein Bollwerk gegen den Wellenschlag und die Sphagnen können nachrücken.“ (MÜLLER 1965). Die Schwingrasengesellschaften befinden sich daher in einem ökologisch stabilen Zustand. Dieser Zustand endet erst dann, wenn die Gesellschaften im Verlauf der Verlandung in Kontakt mit dem

Gewässergrund treten (KRATZ & DEWITT 1986; SUCCOW & JOSTEN 2001). In diesem Fall wird der Torfkörper durch die Auflast mit einer höheren und nicht mehr schwimmfähigen Dichte angelegt, welche durch das Sumpfgas nicht mehr ausgeglichen werden kann.

Wenn sich Moorkörper durch Wasserüberstau vom Untergrund lösen und aufschwimmen, dann treiben diese ohne Kontakt zum Seegrund auf der freien Wasserfläche des Sees. Sie sind dann im Gegensatz zu ihrem Ursprungsort der Belastung durch Wind und Wellen, Strömung, Eisgang sowie schwankenden Wasserständen ausgesetzt (OUZILLEAU & LABERGE 1977). Nach diesem abrupten Standortwechsel d.h. plötzlich auftretenden neuen Standortfaktoren haben Ouzilleau & Laberge drei unterschiedliche Degradationsstufen dieser aufgeschwommenen Moorkörper festgestellt werden. Je nach Beschaffenheit der organischen Körper sind diese entweder kurz nach dem Aufschwimmen wieder von der Wasseroberfläche verschwunden („court (moins de 5 ans)“), während die Ausdehnung und Form anderer mittelfristig rückläufig war („moyen (entre 5 et 10 ans)“). Als dritte Kategorie wurden solche identifiziert, die sich nach dem Aufschwimmen in ihrer Form und Ausdehnung nur geringfügig verändert haben („long (plus long de 10 ans)“). Da Ouzilleaus & Laberges Untersuchungen 1977 stattgefunden haben und die Inseln wie sie vermuteten mit der Anlage der Wasserspeicherbecken 1930 entstanden sind, schwimmen die Inseln zum Zeitpunkt der Studie seit 37 Jahren auf den Gewässern. Die Klassifikation erfolgt sowohl nach der Vegetationszusammensetzung als auch nach der Struktur und Dicke der organischen Matten. Grundsätzlich kommen Ouzilleau & Laberge zu dem Schluss, dass je dicker und kompakter die organischen Körper sind, sie umso länger auf dem Wasser schwimmen („long“), während solche, die bereits nach dem Aufschwimmen Lücken (marrées) innerhalb der Inseln und eine geringere Aufbaumächtigkeit besaßen, eher der Kategorie „court“ zuzuordnen sind. Diese Feststellung ist identisch mit den Beobachtungen der schwimmenden Vegetationszonen der progressiven Verlandung. Während die jungen, d.h. dünnen Wurzel-/ Rhizomenkörper noch als labile Entwicklungsstadien einzustufen sind, sind solche, welche mit Hilfe von elastischen, organischen Torfkörpern mit größerer Aufbaumächtigkeit auf dem Wasser schwimmen eher als stabile Stadien einzustufen.

#### 1.4 Schwimmende Inseln zur Gewässerentwicklung

Künstliche schwimmende Inseln zur ökologischen Gewässerentwicklung wurden in der Vergangenheit besonders auf Retentions- und Reinigungsteichen zur Wasserreinigung eingesetzt. Die beschriebenen Faktoren und Prozesse, die zur Entstehung und zur Erhaltung natürlicher Inseln beitragen, wurden dabei wenig berücksichtigt, weil diese Prozesse als zu langsam und daher als nicht um- und einsetzbar für die Einsatzzwecke eingeschätzt worden sind (HEADLEY & TANNER 2012). Eine ökologisch orientierte Entwicklung von natürlichen Gewässern, z.B. mit dem Ziel, einen guten ökologischen Zustand zu erreichen, zieht im Rahmen einer prozessorientierten Umsetzung dagegen diese Entwicklungsprozesse in die Planungen mit ein (GÜNTHER & KÖNIGSTEIN 2017).

Derzeit werden rund 90 % aller Oberflächenwasserkörper in Deutschland als ökologisch nicht intakt eingestuft (UBA/ BMUB 2016). Als Hauptursache dafür werden die strukturelle Veränderung in Kombination mit der stofflichen Belastung der Gewässer aufgeführt, welche sowohl zu einer nachhaltigen Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit (z.B. der Selbstreinigungskraft) als auch zu einem massiven Biodiversitätsverlust führen (GEIST 2011). Die Entwicklung einer naturnahen Ufervegetation spielt eine wichtige Rolle bei der Umsetzung dieser Verbesserungsmaßnahmen, weil die Ufervegetation großen Einfluss sowohl auf die Struktur- und Habitatausstattung als auch auf das Selbstreinigungsvermögen eines Gewässers besitzt (KRUMSCHEID-PLANKERT & OSTENDORP 1993; LUBW 2007).

Viele der bisher umgesetzten Renaturierungsprojekte zielten in erster Linie auf die Rekonstruktion eines natürlichen Gewässerverlaufs mit einer einhergehenden Verbesserung der Morphologie ab, weil diese aufgrund von Ausbau- und Begradigungsmaßnahmen der am stärksten veränderte Parameter der Gewässer ist (SUNDERMANN & OETKEN 2017). Gleichzeitig bietet eine naturnahe Morphologie auch zahlreiche Habitatstrukturen als ökologische Nischen und Nahrungsketten, die bei ihrer Wiederherstellung von den Biozönosen wiederbesiedelt werden können (BRAUNS ET AL. 2011; LORENZ ET AL. 2015). Auf diese Weise, d.h. durch die Wiederbesiedlung eines naturnah gestalteten Gewässers mit den Zielarten entsprechend der Bewertungsmethoden nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU WRRL), sollen die Gewässer wieder einen guten ökologischen Zustand erreichen.

Bisher umgesetzte Renaturierungen führen aber häufig nicht oder nur ansatzweise zu einer Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse. Der Grund dafür ist in unterschiedlichen Planungsebenen zu finden, wenn z.B. großräumig wirkende Prozesse auf der Ebene des Einzugsgebietes direkt auf das Maßnahmengebiet einwirken und eine Verbesserung trotz optimaler morphologischer Strukturen verhindern. Weiterhin stellen sich die gewünschten positiven Veränderungen erst in Zeitfenstern ein, welche sich bisher (noch) nicht in den Bewertungsverfahren widerspiegeln (SUNDERMANN & OETKEN 2017). Zukünftige Planungen zur Entwicklung müssen daher prozessorientierte Ansätze auf unterschiedlichen Planungsebenen verfolgen, um eine erfolgreiche Entwicklung zu ermöglichen (GÜNTHER & KÖNIGSTEIN 2017).

### Strahlwirkungsprinzip

Neben den Untersuchungen über die Ursachen für den ausbleibenden Erfolg von Gewässerentwicklungsmaßnahmen wurde auch die Wissensbasis bezüglich der Zielarten, d.h. der Arten, die für die Bewertung der Zustandsklasse herangezogen werden, erweitert. Auf Grundlage der Dispersionseigenschaften dieser Zielarten wurde das Migrationspotenzial sowie die dafür notwendigen Voraussetzungen analysiert und das Wiederbesiedlungspotenzial von Abschnitten ermittelt. Damit können solche Abschnitte identifiziert werden, deren prioritäre Entwicklung erfolversprechend ist. Mit der Wiederherstellung dieser Abschnitte können dann Verbesserungen für das übrige Gewässer erreicht werden, wenn sich durch die Maßnahmen das Netz von Abschnitten mit gutem ökologischen Zustand weiter verdichtet. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wurde das sogenannte Strahlwirkungsprinzip entwickelt [Abbildung 8]. Durch das Prinzip soll die Wiederbesiedlung aus Abschnitten mit einem guten ökologischen Potenzial ermöglicht werden. Weiterhin soll die Durchwanderbarkeit des Gewässers in seinem Längsverlauf durch eine Abfolge von Strahlursprungsgebieten ermöglicht werden. Längere Abschnitte zwischen den Ursprungsgebieten sollen durch Trittsteinelemente passierbar gestaltet werden (DRL 2008; KAIL 2009; LANUV 2011).

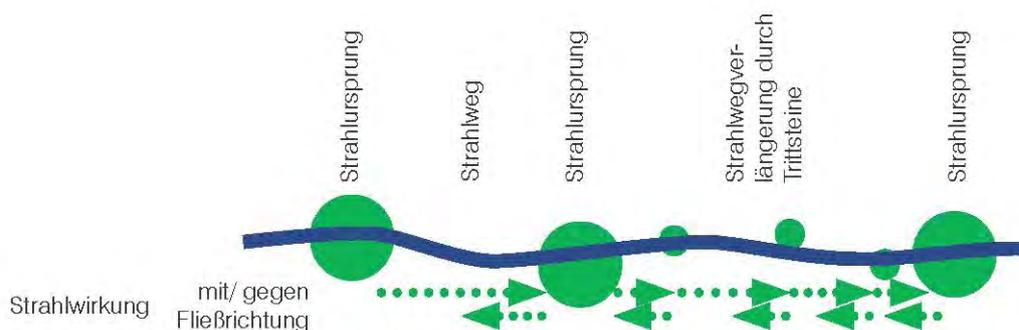


Abbildung 8. Die Bausteine des Strahlwirkungsprinzips zur Entwicklung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern (verändert nach DLR 2008)

Mit Hilfe schwimmender Vegetationsgesellschaften könnten auf künstlichen und erheblich veränderten Gewässern Standorte erschlossen werden, die aufgrund von Uferverbau einer im Boden wachsenden Vegetation nicht zugänglich sind. Die bestehenden Nutzungen und die Ufergestaltungen können dabei beibehalten werden. Dazu sind umfassende Kenntnisse über die den Einsatz begrenzenden Standortbedingungen erforderlich. Denkbar wäre auch der Einsatz von mobilen schwimmenden Strukturen, die bei wechselnden lokalen Flächenansprüchen flexibel umgesetzt werden können. Somit sind die limitierenden Standortfaktoren und die unter diesen zu erreichenden Verbesserungspotenziale auf die Gewässerbiologie und die Wasserqualität zu ermitteln. Der Einsatz von auf dem Wasser schwimmenden Vegetationsstrukturen könnte daher eine ökologische Verbesserungsmaßnahme darstellen, die an geeigneten Stellen unter Beibehalt der bestehenden Nutzungen eingesetzt werden könnte [Abbildung 9].

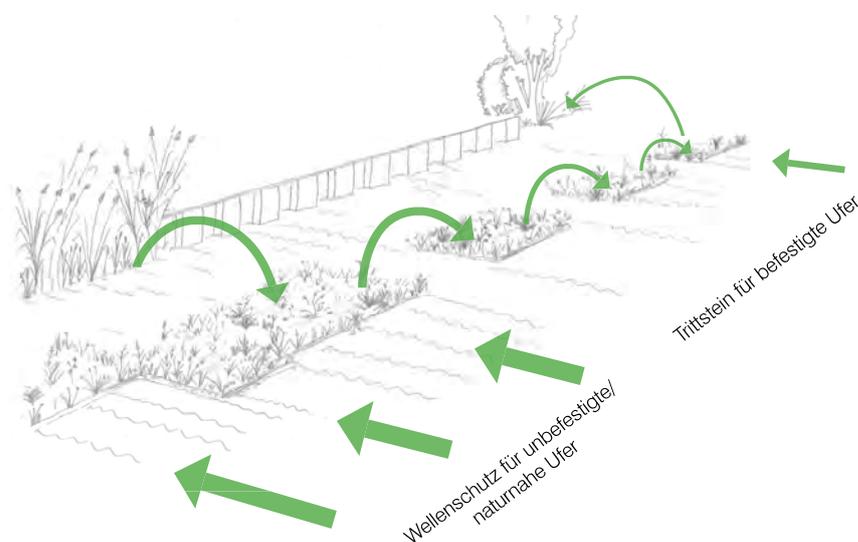


Abbildung 9. Trittssteine aus naturnahen schwimmenden Vegetationsstrukturen ermöglichen die ökologische Durchgängigkeit im Bereich von verbauten Uferabschnitten.

## Anforderungen

Bereits heute ist davon auszugehen, dass die Ziele der EU WRRL nach dem Strahlwirkungsprinzip nur durch den Einsatz von größeren Flächeneinheiten zu erreichen sind. Natürliche Gewässer sind grundsätzlich von einem die gesamte Uferlinie umlaufenden Röhrichtbestand gekennzeichnet. Um künstliche Strukturen anzulegen, muss sichergestellt werden, dass sich diese Bestände langfristig und mit äußerst geringem oder keinem Unterhaltungsaufwand auf dem Wasser entwickeln und erhalten. Diese sollten daher ähnlich der natürlichen Schwingröhrichte und Schwinggrasen ebenfalls einen ökologisch stabilen Zustand erreichen. Diese Prozesse müssen durch eine gezielte Material- und Vegetationsauswahl unterstützt werden, d.h. sowohl durch die physiologischen Eigenschaften der Pflanzen als auch durch die übrigen eingesetzten Materialien. Das Grundprinzip zur Entwicklung naturnaher schwimmender Vegetationsbestände wurde in einem mesokosmischen Versuch entwickelt (GÜNTHER 2013).

Großflächig eingesetzte schwimmende Vegetationsbestände erfordern einen geringstmöglichen Einsatz von unverrottbaren Materialien wie Kunststoffen oder Stahl, wenn damit Ziel einer Zustandsverbesserung natürlicher Gewässer erreicht werden soll. Von bisherigen Konstruktionen sind, nachdem die Vegetation ausgefallen war, meist nur unverrottbaren Bauteile auf dem Wasser verblieben. Diese Materialien sind daher, wenn sie großflächig auf Gewässern ausgebracht werden, mit den Umweltqualitätszielen der EU WRRL zur

ökologischen Entwicklung von Gewässern nicht zu vereinen. Weiterhin haben die hohen Materialkosten den Einsatz von künstlichen schwimmenden Inseln in der Vergangenheit verhindert (HAMMOND ET AL. 2008) oder nur auf lokale Einzelmaßnahmen reduziert.



## 2. Die Untere Havel und der Schollener See

### 2.1 Die Untere Havel

Die Havel ist der größte rechtselbische Zufluss mit einem Gesamteinzugsgebiet von 24.000 km<sup>2</sup>. Der Gewässerabschnitt im Bereich des Schollener Sees gehört zur Unteren Havel und befindet sich zwischen den Ortslagen von Rathenow und Havelberg [Abbildung 9]. Die Untere Havel ist als „sandgeprägter Strom des norddeutschen Tieflandes“ (Typ 20) ausgewiesen. Der Abschnitt in der „unteren Havelniederung“ besitzt ein durchschnittliches Gefälle von 0,06 ‰. Charakteristische morphologische Elemente sind gewundene bis mäandrierende Einbettgerinne bzw. unverzweigte Mehrbettgerinne in breiten, flachen Niederungen. Die zumeist breiten Auen lassen zahlreiche talwärts gerichtete Laufverlagerungen erkennen. Als Relikte der ehemaligen Hauptläufe finden sich viele Altwässer und -arme, Tümpel, Rinnen und ineinander verschachtelte (Alt-) Mäandergürtel. Hinzu kommen weitere Hohl- und Vollformen wie Dünen, Rehen und Blänken sowie ein insgesamt ausgeprägtes Kleinrelief. Lokal gibt es große Niedermoore. Größere Hochwasser ereignen sich vor allem im Winter und im Frühjahr. In seinem Verlauf durchfließt die Havel mehrere Flusseen eiszeitlichen Ursprungs, die sich ausgleichend auf die Hochwasserabflüsse auswirken. Die Weichholzaue wird an durchschnittlich 140 Tagen im Jahr langanhaltend überflutet, wohingegen die Hartholzaue teilweise weniger als einmal pro Jahr überflutet wird [Abbildung 10].

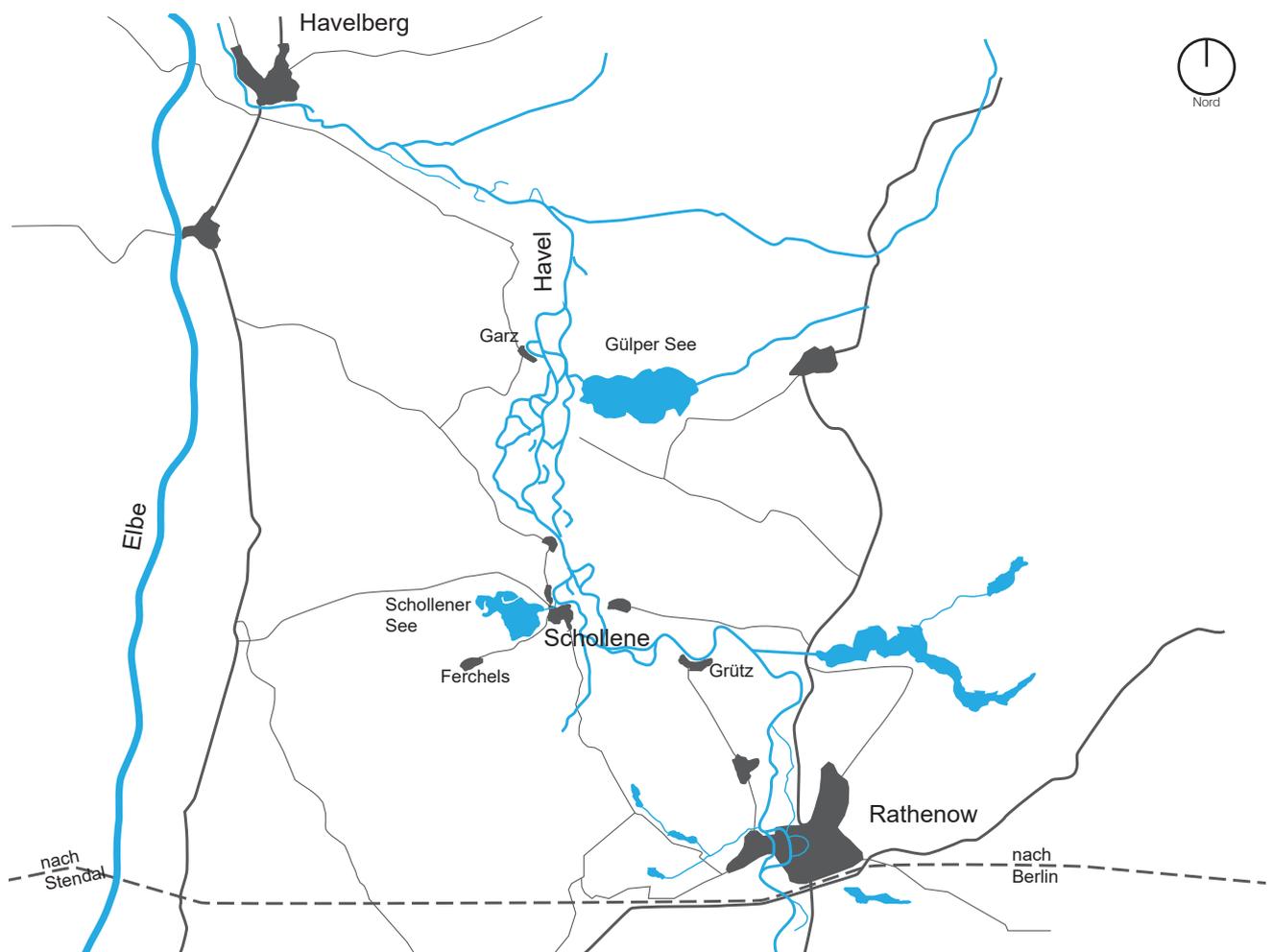


Abbildung 10. Der Schollener See an der Unteren Havel.



Abbildung 11. Überflutete Aue der Havel im Frühjahr 2017 zwischen Pritzerbe und Premnitz.

In Folge des Ausbaus der Havel zu Beginn des 20. Jahrhunderts sind die von den Überflutungen betroffenen Flächen auf ca. 10.000 ha zurück gegangen (Korn et al. 2005; UBA 2014). Durch den Ausbau wurde die hydraulische Leistungsfähigkeit der Havel verbessert und auf diese Weise die Höhe und die Häufigkeit von Ausuferungen um ca. 40 % reduziert. Die Anzahl der Überflutungstage wurde im Abschnitt bei Rathenow von 211 Tagen pro Jahr zu Beginn des 20. Jh. auf ca. 130 Tage pro Jahr reduziert. Die größten Veränderungen der Überflutungshäufigkeiten von 80-90 % treten in den Monaten Juni bis Juli auf. Die Schwankung zwischen dem jährlichen Höchst- und Niedrigwasserstand nahm nach der Fertigstellung der Stauhaltung ab 1956 signifikant von 1,92 m auf 1,26 m ab. Besonders bei den Wasserständen im März/ April ist diese Abnahme am ausgeprägtesten (Korn et al. 2005) [Abbildung 11].

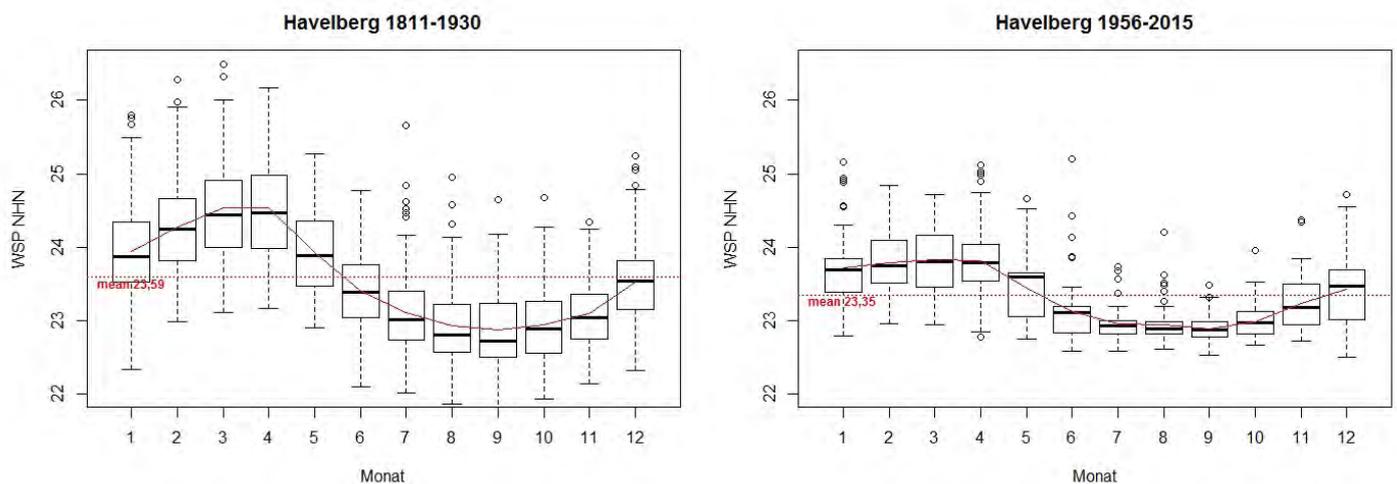


Abbildung 12. Wasserstände (Monatsmittelwerte) im Jahresverlauf am Pegel Havelberg vor Beginn der Ausbaumaßnahmen (1811-1930) und nach Fertigstellung der Ausbaumaßnahmen (1956-2015) (Datengrundlage: Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) / Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)).

Neben einem verbesserten Hochwasserschutz durch verringerte Überflutungshöhen und -häufigkeiten wurden auch zur Gewährleistung der Schifffahrt konstante Niedrigwasserstände während der Sommermonate eingestellt. Dazu wurden die Sommerstufen Bahnitz, Grütz und Garz errichtet. Ab 1942 sinkt der Wasserspiegel daher während Niedrigwasserphasen nur noch bis ca. 22,75 m NHN [Abbildung 12].

### Pegel Havelberg (Monatsmittelwerte) 1811-2016

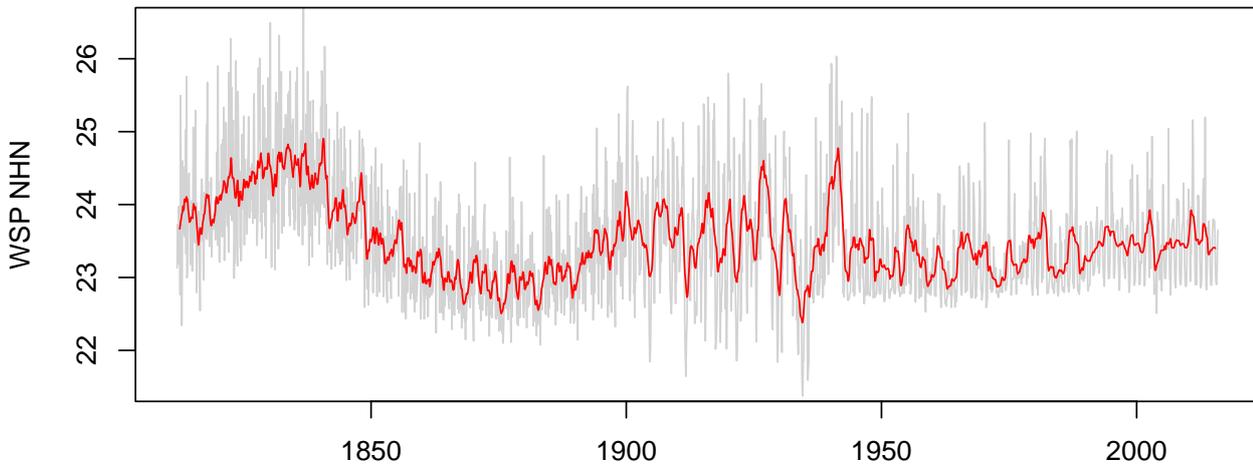


Abbildung 13. Wasserstände (Monatsmittelwerte/ Trend) der Havel am Pegel Havelberg von 1811 - 2016 (Datengrundlage: Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) / Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)).

## 2.2 Der Schollener See

Der Schollener See befindet sich in der unteren Havelniederung im Landkreis Stendal westlich des Ortes Schollene. Der See und die angrenzenden Acker- und Niedermoorwiesen wurden 1967 auf einer Fläche von 426,5 ha als Naturschutzgebiet (NSG) „Schollener See“ ausgewiesen (HILBIG UND REICHHOFF 1974) und liegen im FFH Gebiet „Untere Havel und Schollener See“ sowie dem EU-Vogelschutzgebiet „Untere Havel/ Sachsen-Anhalt und Schollener See“.

Der Schollener See hat ein ca. 4,8 km<sup>2</sup> großes Einzugsgebiet, das zu 12,6 % aus Niedermoores, 32,8 % aus waldfreiem Mineralboden und 54,6 % aus Waldflächen besteht (RUTTER ET AL. 1994). Das Einzugsgebiet des Schollener Sees entwässert über den Seestrang in die Lanke, einem Nebengewässer der ca. 1,5 km entfernten Havel. Der Schollener See ist mit seiner rundlichen Form, den flachen Ufern sowie seiner geringen Tiefe glazialen Ursprungs und geht wahrscheinlich auf Endmoränenstau- oder Grundmoränenseen zurück (HORST ET AL. 1966, MEYER 1989). Der See unterliegt seit dieser Zeit intensiven Moorbildungs- und Verlandungsprozessen und befindet sich heute in seiner geologischen Endphase (KNÖSCHE 2008).

Heute nimmt der Schollener See mit seinen ausgedehnten Verlandungszonen eine Fläche von 240 ha ein, wobei die offene Wasserfläche lediglich 91,4 ha beträgt [Abbildung 13]. Die ursprüngliche Wassertiefe des Sees betrug 12 m (POTONIÉ 1937). Während der Verlandung hat sich auf dem gesamten Seegrund eine Muddeschicht aus Faulschlamm abgelagert, so dass die heutige Wassertiefe nur noch durchschnittlich 0,73 m beträgt. Die Uferlänge ist buchtenreich und beträgt 12,19 km, die maximale effektive Länge beträgt 1,6 km. Der See ist als polytropher ungeschichteter See des norddeutschen Tieflandes ausgewiesen (Typ 11 - Polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet).

### Wasserstand

Aufgrund der räumlichen Nähe und der offenen Verbindung über den Seegraben zur Havel ist der See hydrologisch eng mit dem Fluss verknüpft, d.h. bei Normal- oder Niedrigwasser der Havel entwässert der See in die Havel, bei Hochwasser dagegen ist ein Rückstau bis in den See möglich (Hilbig und Reichhoff 1974; Rutter et al. 1994). Mit dem Ausbau der Havel wurde ein Stauwehr im Auslauf des Schollener Sees errichtet. Das Wehr wurde wahrscheinlich kurz nach dem Havelausbau, d.h. im Rahmen der Errichtung

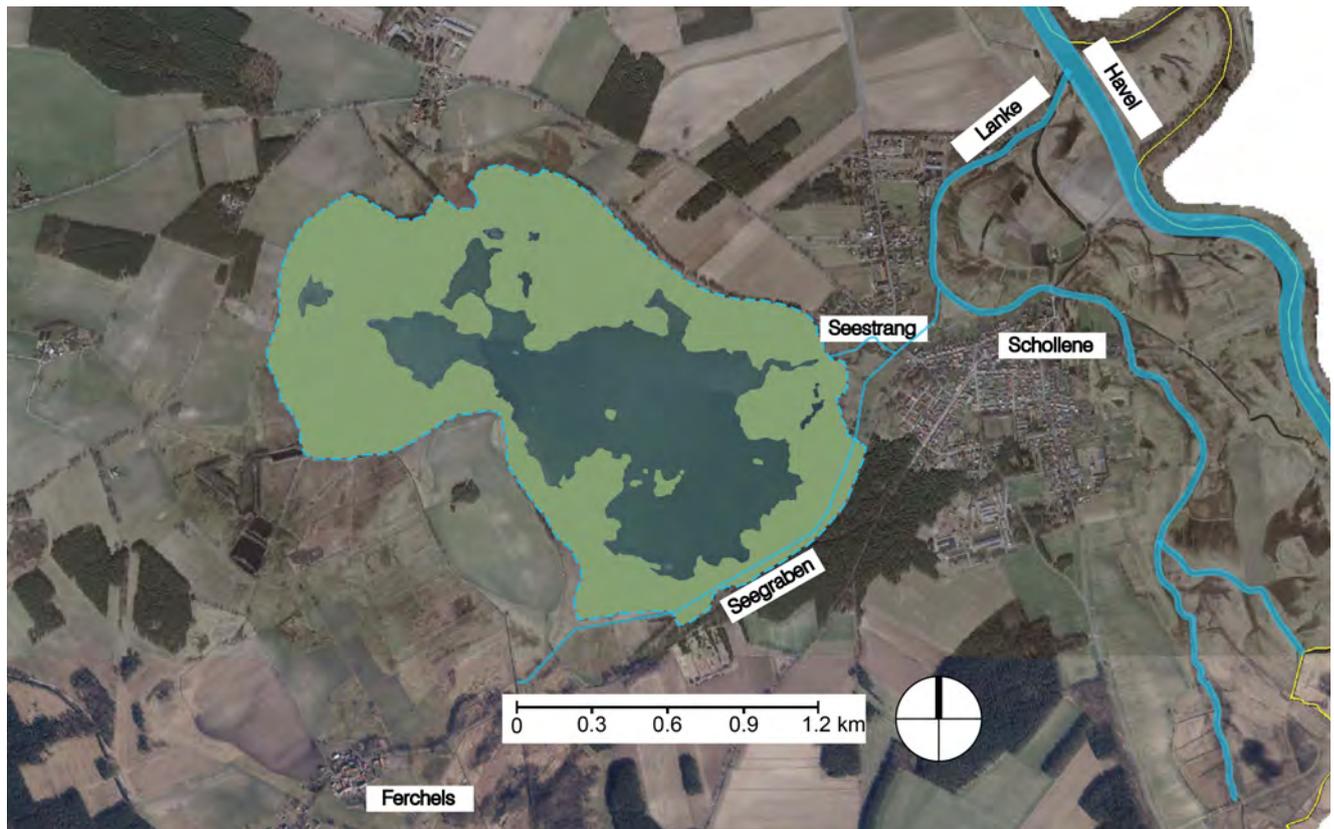


Abbildung 14. Lageplan des Schollener Sees.

der Staustufe Garz (Havel- km 129,02) im Jahr 1912 errichtet, um bei Niedrigwasser der Havel einen Mindestwasserstand im See zu gewährleisten und ein großflächiges Trockenfallen von Teilen des Sees zu verhindern (Kummer et al. 1973; Rutter et al. 1994). Durch den Ausbau hat der Wasserstand der Havel um ca. 50 cm abgenommen. Die Stauhaltung des Sees wird seitdem an wechselnden Standorten und Stauanlagen bis heute praktiziert. In einem Vertrag über die Pflege des Naturschutzgebietes „Schollener See“ vom 25. Juli 1968, der u.a. auch von der Fischereiproduktionsgenossenschaft „Havel“ mitgezeichnet wurde, ist unter VII. Regelungen der wasserwirtschaftlichen Belange nachzulesen: „b) Es ist zu sichern, dass der notwendige Wasserstand im See gehalten wird, um einer weiteren Verlandung vorzubeugen.“ (A. Wernicke per e-mail am 31.01.2017).

Die durch die Stauhaltung des Sees hervorgerufene Unterbrechung der ökologischen Durchgängigkeit hatte gravierende Auswirkungen auf den Fischbestand des Sees. Der Schollener See war in der Vergangenheit als typischer „Hechtschleisee“ bekannt. Der Fischereiertrag bewegte sich früher bei Werten um 15 bis 18 Kilogramm pro Hektar und bestand zu 55 Prozent aus Hechten, 22 Prozent aus Bleien, 8 Prozent aus Schleien, 0,2 Prozent aus Aalen und 21 Prozent aus anderen Fischarten (Plötze, Rotfeder, Güster, Barsch, Karausche) (MLU 2014). Der damalige gute Hechtertrag erklärt sich aus günstigen Laichbedingungen aufgrund von ausgeprägten submersen Vegetationsbeständen sowie des ehemals barrierefreien Zugangs von der Havel über den Seegraben für laichwillige Hechte (MLU 2014). Der See neigt im Winter aufgrund der hohen Schlammlage auf dem Gewässergrund unter Eisdeckung zum „Aussticken“. Nach solchen Ereignissen erfolgte vor Errichtung des Wehres eine rasche Wiederbesiedlung, während heute die Besiedlung und Reproduktion durch das Wehr unterbrochen ist und als Erklärung für den starken Rückgang der Fischereierträge beim Hecht sowie des gesamten Fischartenbestandes zu sehen ist. 1993 waren noch 15 Fischarten im See vertreten, darunter sämtliche Leit- und Begleitfischarten des Hechtschleisees.

Heute werden vornehmlich Bleie, Plötzen, Aale, Hechte und Barsche gefangen. Bei einer Befischung durch das Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow wurden folgende Arten ermittelt: Plötze, Rotfeder, Giebel, Barsch, Kaulbarsch (häufig), Karausche (verbreitet), Hecht, Moderlieschen, Schleie, Blei, Karpfen, Dreistachliger Stichling (selten) (MLU 2014).

### Vegetationsgesellschaften

Der Schollener See ist von einem breiten Verlandungsgürtel geprägt, welcher ca. die Hälfte der gesamten Seefläche umfasst. Die Verlandung des Gewässers wird durch das *Potametum lucentis* eingeleitet, welche über das *Myriophyllo-Nupharetum*, das *Scirpo-Phragmitetum* und das *Caricetum gracilis* schließlich zum nährstoffreichen Erlenbruchwald als edaphisch bedingte Schlussgesellschaft führt (HORST ET AL. 1966). Im Übergangsbereich zum Freiwasser besteht diese Zone zu großen Teilen aus Schwingröhrichtdecken. Typisch dafür ist *Thelypteris palustris*, die als ausgesprochene Pionierart am wasserseitigen Röhrichttrand breite saumartige Massenbestände ausbildet. Ebenfalls kommt in diesen Bereichen *Carex pseudocyperus* vor, die zwar nicht so starke Artmächtigkeiten aufweist wie *Thelypteris palustris*, jedoch innerhalb dieser Gesellschaften ihren Verbreitungsschwerpunkt hat. Sobald sich die *Thelypteris-Schwingmatten* als organogene Decken gefestigt haben, tritt unter anderem *Phragmites australis* auf (HILBIG UND REICHHOFF 1974) [Abbildung 14].



Abbildung 15. Röhricht- und Bruchwaldinseln auf dem Schollener See, welche nach dem letzten Hochwasser 2013 auf dem See verdriftet worden sind (a). Kante eines Schwingröhrichts mit *Thelypteris palustris* und *Carex pseudocyperus* (b). Schwingkante eines Erlenbruchbestandes mit Wasserdost (c).

Die Schwingröhrichtdecken entwickeln sich aus lebenden und abgestorbenen Pflanzenteilen der Röhrichte zu einem bewachsenen organischen Körper, der an der Wasseroberfläche schwimmt. Durch Wasserstandsveränderungen, Eis, Wind und Wellengang können sich Teile der Schwingröhrichtdecken vom Ufer lösen und bei hohem Wasserstand je nach Windrichtung über den See treiben. Bei niedrigem Wasserstand setzen die Inseln sich auf dem Faulschlammuntergrund ab, gehen jedoch keine direkte Verbindung über Wurzeln oder Rhizome mit dem Untergrund ein und können so mit dem nächsten Hochwasser erneut aufschwimmen (Krausch 1965; Rodewald-Rudescu 1974).

Die Vegetationsgesellschaften Anfang und Mitte des letzten Jahrhunderts zeigen den eutrophen Charakter des Sees, welche durch den Einfluss der Überflutungen sowie dem Rückstau aus der Havel geprägt sind. Abgelegene Standorte sind aufgrund des Einflusses von nährstoffärmeren Zuflüssen eher mesotroph geprägt. Charakteristische Arten sind *Comarum palustre* als Subass. des *Caricetum gracilis* und die Subass. von *Betula pubescens* des *Carici elongatae*-Alnetum. An Sonderstandorten kommen in den Verlandungsgürteln das *Glycerietum maximae* und das *Cicuto-Caricetum pseudocyperi* vor (Horst et al. 1966).

Zahlreiche dieser Verlandungsgesellschaften schwimmen ohne Kontakt zum Gewässergrund auf dem See. Zuletzt hat sich im Jahr 2013 ein ca. 7 ha großes Teilstück gelöst und ist während eines Hochwasserereignisses vom West- an das Ostufer verdriftet worden. Nachdem das Hochwasser zurückgegangen war, setzte sich die Insel auf dem Seegrund ab und versperrte den Seeauslauf zur Havel [Abbildung 15].

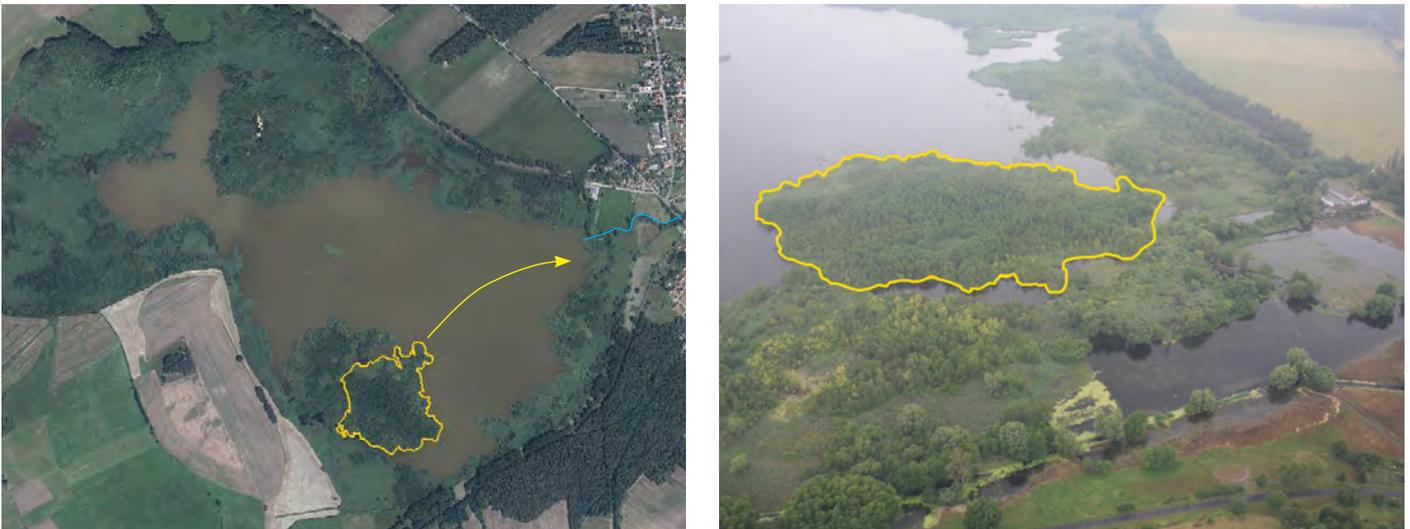


Abbildung 16. Schollener See vor (a) und nach dem Hochwasser 2013 (b). Die während des Hochwassers verdriftete Insel ist gelb umrandet. (Darstellung und Luftbild A. Wernicke).

### 3. Erprobungsversuch

Dem Erprobungsversuch sind eine Analyse der Entstehungsursachen schwimmender Vegetationsbestände sowie Untersuchungen zur Initiierung von naturnahen schwimmenden Vegetationsbeständen vorausgegangen, welche mit der Entwicklung einer grundsätzlichen Technik (Schilfrohrgabione) abgeschlossen werden konnten (Günther 2013). Im Rahmen dieses Erprobungsversuches sollte diese Schilfrohrgabione auf einem natürlichen Stillgewässer eingesetzt werden, um zu überprüfen, ob sich mit Hilfe der Bauweise die Standortbedingungen auch unter realistischen Bedingungen einstellen, welche für die Initiierung und Entwicklung naturnah schwimmender Vegetationsbestände erforderlich sind. Auf dem Schollener See treten großflächig natürliche schwimmende Vegetationsbestände auf, welche als Vorbild für die Entwicklung der Bauweise gedient haben.

#### 3.1 Ergebnisse vorheriger Untersuchungen

Die Ergebnisse des vorangegangenen Versuches sowie das Funktionsprinzip der Schilfrohrgabione werden im nachfolgenden Teil kurz vorgestellt. Die grundlegenden Überlegungen bei der Entwicklung der Schilfrohrgabione zur Initiierung selbstschwimmender Vegetationsbestände erfolgte nach ingenieurbioologischen Grundprinzipien. Dabei sollen natürliche Entwicklungsprozesse und Sukzessionsabfolgen mit Hilfe der biologischen und technischen Eigenschaften von Vegetation eingeleitet und gesteuert werden. Durch diese ausgewählten und aufeinander aufbauende Prozesse sollen sichernde, landschaftsästhetische und ökologische Ziele wie z.B. ein dauerhafter Ufer- und Erosionsschutz erreicht werden. Wichtig für diese Initiierung sind die Verwendung von lebendem und totem Pflanzenmaterial in Kombination mit natürlichen, unbelebten Baustoffen wie Holz, Boden, Gestein oder Naturfasergewebe. Zusätzlich sind die genauen Kenntnisse von Wechselbeziehungen zwischen den Standorten und der Vegetation sowie der aufeinander folgenden Sukzessionsschritte von Bedeutung. Durch die Techniken d.h. die Kombination von belebten und unbelebten Materialien werden insbesondere frühe, d.h. meist instabile Sukzessionsstadien schneller durchlaufen oder sogar vollständig übersprungen und spätere, d.h. meist stabile und sich erhaltende Zustände schneller erreicht (HACKER & JOHANNSEN 2012).

Die Schilfrohrgabione besteht aus trockenen Schilfrohrhalmen, die durch ein Drahtgeflecht zu einem organischen Körper zusammengebunden sind. Aufgrund der innerhalb des trockenen Materials und der Internodien eingeschlossenen Luft, besitzt der Körper einen hohen Eigenauftrieb, so dass er auf dem Wasser schwimmt und nur mit einem kleinen Teil seines Volumens in das Wasser eintaucht. Wenn die eingetauchten Schilfrohrhalme Wasser aufnehmen, verlieren sie ihren Auftrieb, so dass nach und nach ein immer größeres Volumen des Gabionenkörpers in das Wasser eintaucht. Dieser Prozess verläuft über die Dauer von bis zu einer Vegetationsperiode nachdem die Gabionen auf das Wasser gesetzt worden sind. Am Ende taucht nahezu das gesamte Gabionenvolumen in das Wasser ein. Die Gabione sinkt dabei allerdings nicht auf den Gewässergrund, weil gleichzeitig die Pflanzen den Schilfrohrkörper mit ihren Rhizomen und Wurzeln durchwachsen. Sobald diese Arten ein ausreichend großes Luftleitgewebe in ihren unterirdischen Organen besitzen und diese auch in ausreichender Menge entwickeln konnten, sind sie in der Lage, die gesamte wassergesättigte Schilfrohrgabione mit ausreichend Auftrieb zu versorgen (GÜNTHER 2013).

Aufgrund der organischen Bestandteile setzt innerhalb der Schilfrohrgabione eine starke Zehrung des im Wasser gelösten Sauerstoffes ein. Unter diesen reduzierenden Bedingungen entsteht während des Abbaus der organischen Bestandteile Sumpfgas, z.B. Schwefelwasserstoff, Kohlenstoffdioxid oder Methan. Das Gas, insbesondere Methan, ist schwer wasserlöslich und verfängt sich in Form kleiner

Bläschen im Wurzelgeflecht innerhalb der Schilfrohrgabionen. Das Gasvolumen leistet schon in der zweiten Vegetationsperiode einen ähnlich hohen Beitrag zum Auftrieb, wie das Aerenchymvolumen der lebenden Pflanzen selber. Auf diese Weise stellen sich in der bewachsenen Schilfrohrgabione während der ersten Vegetationsperiode die notwendigen Standortbedingungen ein, sodass die künstliche Konstruktion wie die natürlichen Vorbilder auf dem Wasser schwimmen kann (GÜNTHER 2013) [Abbildung 16].

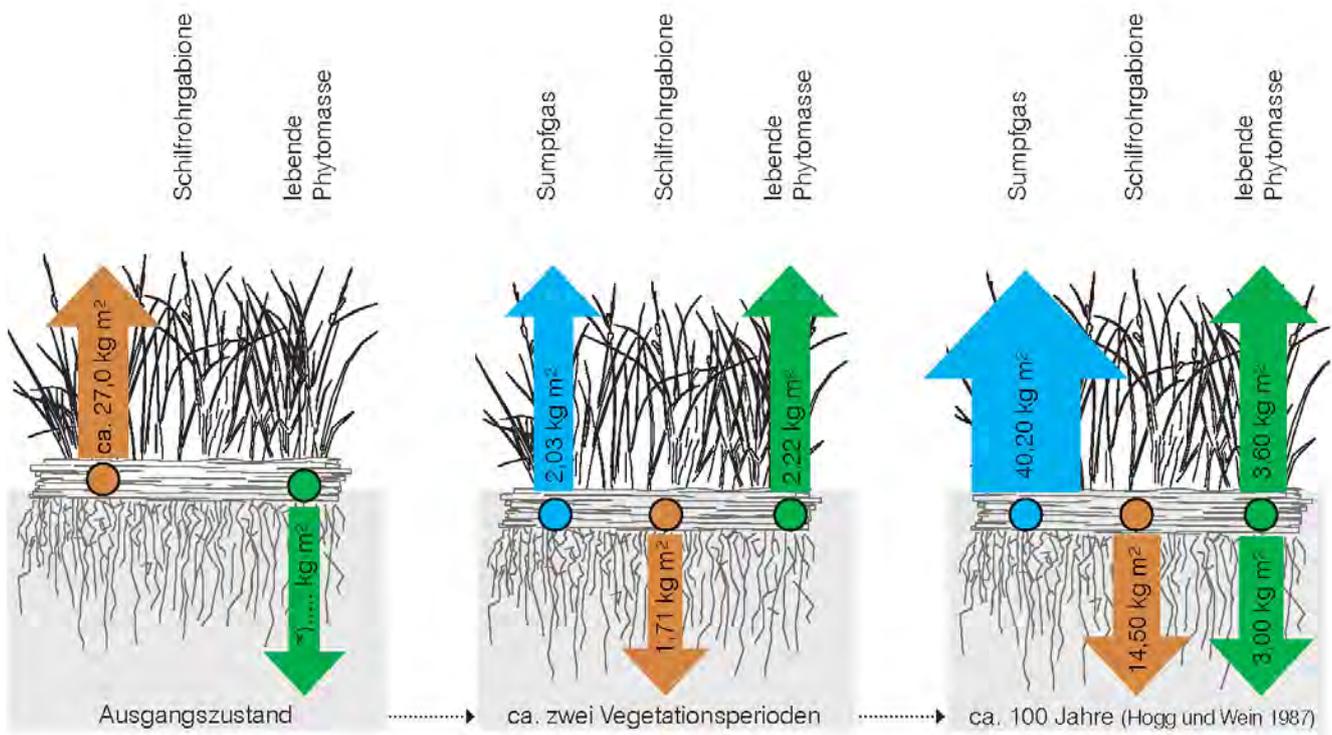


Abbildung 17. Entwicklung des Auftriebs der bepflanzen Schilfrohrgabione. Im Ausgangszustand besitzen die Halme der Gabione einen hohen Auftrieb und der Körper taucht nur zu einem geringen Teil in das Wasser ein (links). Wenn die Halme Wasser aufnehmen, verlieren sie ihren Auftrieb und das gesamte Gabionenvolumen sinkt nach ca. 2 Vegetationsperioden in das Wasser. Der Auftrieb wird dann sowohl von den lebenden Pflanzenteilen als auch durch das sich entwickelnde Sumpfgas geleistet (Mitte). Natürliche Schwinggrasen erhalten ihren Auftrieb ausschließlich durch das Sumpfgas, während die lebenden Pflanzenteile nur noch eine untergeordnete Rolle spielen (rechts) (GÜNTHER 2013).

### 3.2 Untersuchungsbedarf

Die Bauweise soll die erforderlichen Standortbedingungen einleiten und gewährleisten, damit sich eine selbstschwimmende Pflanzengesellschaft nach natürlichem Vorbild entwickeln kann. Die Schilfrohrgabione übernimmt dabei die Rolle des organischen Körpers, welcher von den Pflanzen mit ihren unterirdischen Organen durchwachsen wird. Vergleichbare Böden finden sich in Mooren, in denen wassergesättigte Horizonte von lebenden Pflanzenwurzeln stetig durchwachsen werden und in welchen durch abgestorbene Pflanzenteile gleichzeitig neue organische Substanz als Torf angelegt wird (Durchdringungstorf (SAARNISTO 1988; SUCCOW & JOSTEN 2001)). Auf gleiche Weise kann aus der Schilfrohrgabione und den lebenden Pflanzenteilen ein mit natürlichen Schwingröhricht- und -rasen vergleichbarer organischer Körper entstehen [Abbildung 17]. Voraussetzung sind anaerobe Bedingungen innerhalb des Körpers im wassergesättigten Bereich, welche die Entstehung von Torf sowie eine Methanogenese ermöglichen. Unter diesen Umständen kann sich die Bauweise wie ihre natürlichen Vorbilder langfristig auf dem Wasser schwimmend mit den typischen physikalischen Eigenschaften eines Schwingröhricht/-rasenkörpers entwickeln.

Nachdem das Volumen der Schilfrohrgabione im mesokosmischen Versuch vollständig in das Wasser eingetaucht war, haben sich innerhalb des durchwachsenen Gabionenkörpers anaerobe Standortbedingungen eingestellt. Die Bedingungen haben sich aufgrund der stark sauerstoffzehrenden Abbauprozesse der Schilfrohrhalme eingestellt und sind Voraussetzung für die langfristige Entwicklung. Allerdings unterscheidet sich die anfängliche Struktur der von lebenden Pflanzenwurzeln und Rhizomen durchwachsenen Schilfrohrgabione des mesokosmischen Versuches von den physikalischen Eigenschaften von Torf als Hauptbestandteil natürlicher Schwingrasen. Der Wassergehalt der Halme der Schilfrohrgabione lag bei 60 % gegenüber von bis zu 95 % bei Torf. Die locker gelagerten Halme weisen weiterhin einen hohen Anteil von großen Poren bzw. den Zwischenräumen der Halme auf, welche nicht mit dem Porenraum von Torf mit seiner hohen inneren Oberfläche vergleichbar sind (GÜNTHER 2013). Daher sind die durchwachsenen Halmzwischenräume hinsichtlich des Wasserhaltevermögens und ihrer inneren Oberfläche nicht mit dem Torf der natürlichen Vorbilder vergleichbar. Somit ist nicht klar, ob sich die erforderlichen anaeroben Standortbedingungen innerhalb des bewachsenen Gabionenkörpers unter externen Einflüssen an natürlichen Standorten auch einstellen können.



Abbildung 18. Durchwachsener Schilfrohrgabionenkörper im dritten Entwicklungsjahr in der Ansicht (a) und im Schnitt (b). Die Halme der Schilfrohrgabione sind zu erkennen. Die Durchwurzelung findet sowohl in den Halmzwischenräumen als auch im Inneren der Halme statt. Sowohl dadurch als auch durch die Feinwurzeln ließen sich zahlreiche Halme nicht mehr aus der Schilfrohrgabione herausziehen und waren daher zu einem Körper zusammen gewachsen.

### 3.2.1 Untersuchungsgegenstand

Wind und Wellen sind als Einflussfaktor auf Röhrichtbestände am Ufer von Stillgewässern als auch auf die Vegetationsgesellschaften in Moorkolken bekannt. Seeufer von staugeregelten Stillgewässern weisen sogenannte „Kliffs“ auf. Das sind die Bereiche des Ufers, auf welche die Wellen aufgrund der Stauhaltung bzw. der dadurch unterbleibenden jährlichen Wasserstandschwankung ganzjährig einwirken. Durch den

Welleneinfluss gehen die Röhrichtbestände zurück und die organische Auflage auf dem Gewässergrund wird vollständig bis auf den mineralischen Untergrund erodiert (GRÜNEBERG ET AL. 2009; OSTENDORP & KRUMSCHEID-PLANKERT 1993) [Abbildung 18].



Abbildung 19. Ausbildung eines „Kliffs“ im Wurzelbereich der Weide durch Wellenexposition und stabile Wasserstände im Jahresverlauf an der Havel, Berlin.



Abbildung 20. Einfluss von Wellen auf das Uferrohricht an der Havel, Berlin. Der ehemals geschlossene Bestand löst sich in kleinere Gruppen auf (Horstbildung).

In Moorkolken wird in wind- und wellenexponierten Uferbereichen der im Wasser gelöste Sauerstoff in den direkten Uferbereich eingetragen und der Torf dadurch mineralisiert. Um den Kolk entwickelt sich dadurch ein Gürtel mit minerotrophen Arten (MÜLLER 1965; ZIMMERLI 1988) und die Kolke besitzen aus diesem Grund eine typische meist Ost-West Ausprägung in der Hauptwindrichtung („Klingesches Gesetz“). Diesem Abtrag von Torf auf dem exponierten Ufer steht die Verlandung durch Schwinggrasen auf der windgeschützten Seite gegenüber (HUECK 1932; KAROFELD 1999) [Abbildung 20].



Abbildung 21. Verlandung von Hochmoorblänken durch Schwinggrasen (links) und abbrechendes Ufer durch Wind- und Wellen (rechts). Pfeil: vorherrschende Windrichtung (HUECK 1932 nach v. BÜLOW).

Insbesondere die Wellenbewegung könnte auch den Eintrag von sauerstoffreichem Seewasser in den Gabionenkörper fördern, wenn Wellen auf die Gabione treffen oder diese sich durch die Bewegung im Wasser auf- und ab bewegt. Auf diese Weise kann der im Wasser gelöste Sauerstoff in den Gabionenkörper

eingetragen werden und die erforderlichen anaeroben Standortbedingungen würden auf diese Weise verhindert werden. Eine langfristige Entwicklung einer naturnahen schwimmenden Insel wäre unter diesen Umständen nicht möglich. Der mögliche Eintrag von Seewasser sowie des darin gelösten Sauerstoffes in die jungen Gabionenkörper ist daher zu untersuchen, um Aussagen zur zukünftigen Entwicklung treffen zu können.

Die organischen Matten wachsen mit zunehmendem Alter von dünnen Wurzel-/ Rhizomensichten bis zu 60 cm mächtigen, durchwachsenen Torfkörpern heran. Inseln mit *Phragmites australis* erreichen sogar eine Mächtigkeit von bis zu 2 m. Je dicker die organischen Schichten sind, desto älter sind sie und um so mehr Gas kann innerhalb der Körper gespeichert werden. Die Ausgangsdicke der Körper könnte daher ein Faktor sein, um Aufbaustärken zu identifizieren, welche die Entwicklung von Beginn an optimal unterstützen.

In dem Erprobungsversuch werden daher auf drei Standorten des Schollener Sees mit unterschiedlicher Exposition vier Aufbauvarianten der Schilfrohrgabione ausgebracht. An allen drei Standorten werden die Wellen durch Drucksonden und im Inneren der Schilfrohrgabionen der Sauerstoffgehalt mit Hilfe von Sauerstoffloggern erfasst. Die Veränderungen des gelösten Sauerstoffes im Wasser innerhalb der Gabionen sowie ein Vergleich mit dem die Gabionen umgebenden Seewassers können auf Korrelationen mit der Wellenbewegung an den drei Standorten überprüft werden. Im Ergebnis soll die Eignung der Bauweise überprüft und die jeweils günstigste Bauweise für die unterschiedlichen Standortbedingungen identifiziert werden.

### 3.3 Bestandteile und Herstellung der Schilfrohrgabionen

#### 3.3.1 Herstellung und Varianten

Trockene Schilfrohrhalme wurden mit dem Draht zu einem festen Körper („Schilfrohrgabione“) zusammen gebunden. Die Schilfrohrhalme wurden lagenweise zu 15, 25, 35 und 45 cm dicken Gabionenkörpern mit einer Kantenlänge von 1 x 1 m aufgeschichtet. Die Herstellung erfolgte mit Hilfe eines Rahmens, in den vor Einbau der Halme das Drahtgeflecht und ein Jutegewebe eingelegt worden sind. Die Halme wurden kreuzweise zueinander eingelegt, um die Stabilität des Gabionenkörpers zu erhöhen. Die Gabionen wurden geschlossen, indem der seitlich überstehende Draht nach oben übergeschlagen und miteinander verdreht wurde [Tabelle 1; Abbildungen 22 bis 28].

#### Schilfrohrhalme

Die Schilfrohrhalme für die Herstellung der Gabionen wurden Schilfplatten der Fa. Hiss Reet entnommen (1 x 2 x 0,5 m, 15,73 kg). Die Platten werden eigentlich als Wandelement für den Trocken- und Lehm- bau hergestellt und verwendet. Sie bestehen aus parallel nebeneinander gelagerten, unbeschädigten Schilfrohrhalmen und sind mit einer Drahtbindung zu gleichmäßig starken Platten verbunden. Die Halme besitzen eine Feuchte von ca. 11 %. Die Enden der Halme sind angeschnitten, d.h. das angeschnittene Internodium ist offen, während die übrigen geschlossen und luftgefüllt sind. Die Dichte der Halme liegt zwischen 0.28 und 0.34 g cm<sup>-3</sup>. Für den Bau wurden Halme mit einer Länge von 1 m verwendet. Als unterste Lage wurde in jeder Gabione eine dieser Platten eingelegt, um einen festen Boden für die Gabione zu erhalten.

## Draht und Jutegewebe

Die Halme werden mit unverzinktem Ballierdraht (Sechseckgeflecht roh 50 x 1,2 x 1200) zu Schilfrohrgabionen zusammen gebunden. Der Draht soll den Gabionen anfangs die notwendige Festigkeit verleihen, aber im Laufe der Zeit, wenn die Rhizome und Wurzeln der Pflanzen die Festigkeit und Elastizität gewährleisten, rückstandslos verrotten. Ein Tuch aus Jutegewebe wird zwischen Draht und Schilfrohrhalme eingelegt, um zu verhindern, dass die Schilfrohrhalme während des Transportes durch die Drahtmaschen herausrutschen. Das Gewebe verrottet im Wasser innerhalb der ersten Vegetationsperiode.

## Kammerung

Bestandteil einer Variante ist eine Kammerung im unteren Bereich der Gabione. Sie besteht aus 10 cm breiten, 1 m langen und 4 mm dicken Pappelholzbrettern, die zu einzelnen Kammern mit einer Kantenlänge von 20 x 20 cm zusammengesteckt sind. Die Kammern werden bei der Herstellung mit Schilftorf gefüllt. Durch die Wände der Kammern soll ein seitliches Durchströmen des Gabionenkörpers vermieden werden. Der Schilftorf dient als „Impfung“, um sowohl das Wachstum der Pflanzen aber auch die Entwicklung von anaeroben Bedingungen innerhalb der Schilfrohrgabione zu fördern.

Tabelle 1. Berechnete Gewichtsangaben (Durchschnittswerte) der bepflanzt Schilfrohrgabionen.

Variante (Höhe)	Halme (kg)	Rhizome (kg)	Torf (kg)	Draht (kg)	Kammerung (kg)	Gewicht (berechnet) (kg)	Gewicht (gewogen) (kg)
15 cm	15,73	2,00	10,20	1,63		29,56	28,81
25 cm	23,60	2,00	10,20	1,60		37,40	36,33
35 cm	31,47	3,00	10,20	1,77		46,44	na
45 cm	31,47	3,00	30,60	1,90	1,51	68,48	na

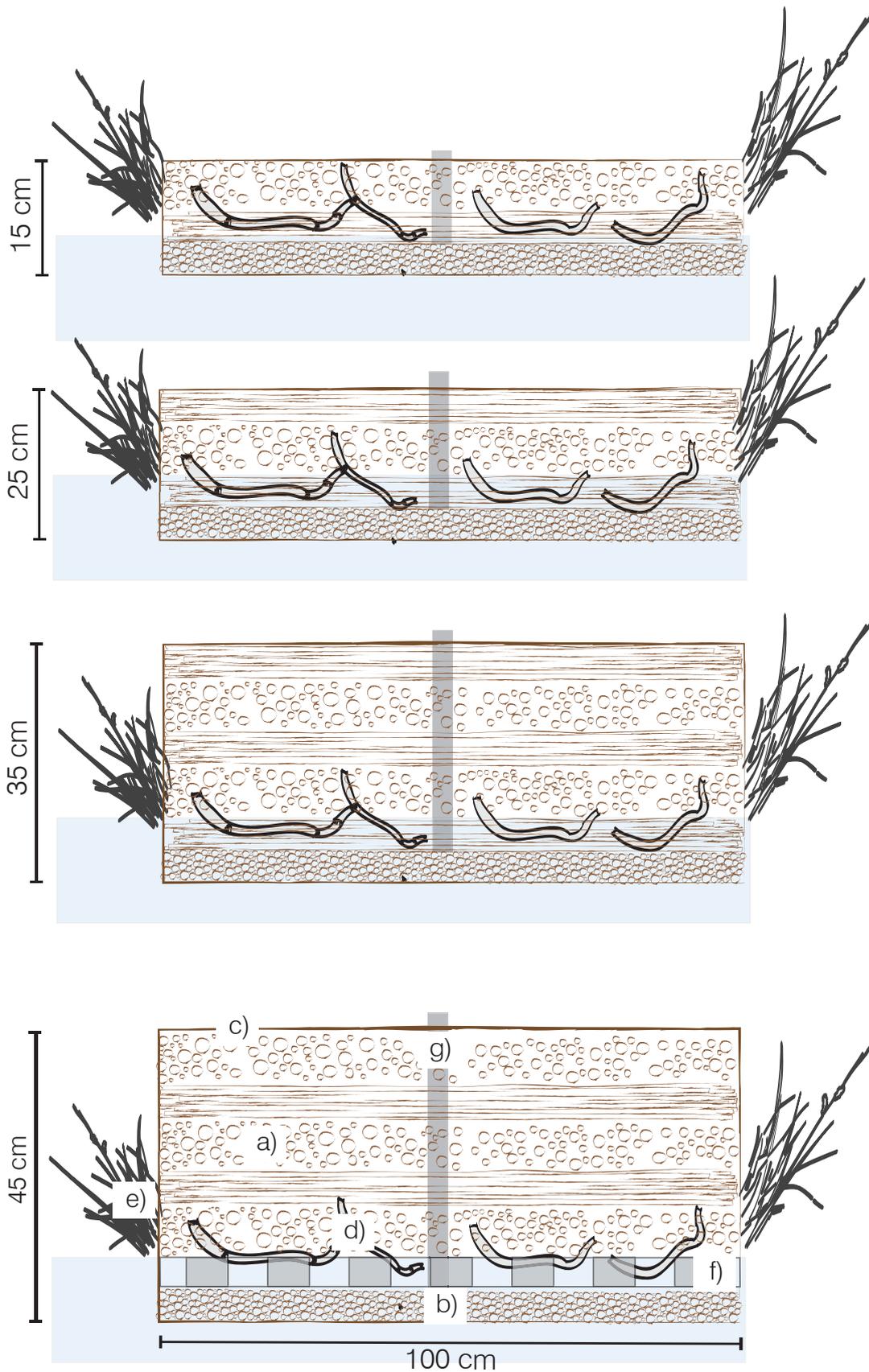


Abbildung 22. Schematische Schnitte der vier Aufbauvarianten der Schilfrohgabi (a. Schilfhalmlagen, b. Schilfplatte, c. Drahtgitter und Jutegewebe, d. Rhizome, e. Ganzpflanzen, f. Kammerung, g. Messrohr).



Abbildung 23. Schilfrohrplatte mit einer Kantenlänge von 1 x 1 m. Aus der Platte konnten die Halme mit einer Länge von 1 m entnommen werden.



Abbildung 24. Einlegen des Drahtgewebes und des Jutegewebes in den Rahmen.



Abbildung 25. Entnahme der Halme aus den Schilfrohrplatten und Einlegen der Halme in die Rahmen zur Herstellung der Gabione.



Abbildung 26. Einsetzen der Kammerung aus 4 mm dicken Pappelholz Brettern auf die unterste Schilfhalm-lage und Einlegen der Rhizomstücke in die Kammern.



Abbildung 27. Auffüllen der Kammerung mit Schilftorf und Einbau der nächsten Lage Schilfrohrhalme. In die Mitte wird das Kunststoffrohr zur Sauerstoffmessung in der Kammerung eingesetzt.



Abbildung 28. Fertiggestellte Schilfrohrgabione (45 cm Aufbau). Das Drahtgitter wurde auf der Oberseite und an den Seiten ineinander verknüpft, um die Gabione fest zu verschließen.

### 3.4 Vegetationsauswahl und Bepflanzung

Auf den schwimmenden Röhrichten des Schollener Sees treten neben den Arten des Scirpo-Phragmitetum auch die des Cicuto-Caricetumpseudocyperi auf, wobei *Cicuta virosa* in den letzten Jahren nicht mehr festgestellt worden ist (HILBIG & REICHHOFF 1974). Um eine dem Standort entsprechende naturnahe Pflanzengesellschaft zu initiieren, wurde auf die Pflanzen dieser Gesellschaften aus Beständen des Schollener Sees zurückgegriffen. Folgende drei Arten wurden ausgewählt und vor Ort als Rhizom bzw. als Ganzpflanze gewonnen: *Phragmites australis* (Schilfrohr), *Carex pseudocyperus* (Scheinzypenegras-Segge) und *Thelypteris palustris* (Sumpffarn) [Abbildungen 29 bis 35].



Abbildung 29. Am wasserseitigen Rand des Schwingröhrichtgürtels stehen *Thelypteris palustris* (Sumpffarn) und *Carex pseudocyperus* (Scheinzypenegras-Segge) mit *Phragmites australis* (Schilfrohr).



Abbildung 30. Rhizomstücke von *Phragmites australis* werden für die Bestückung der Lebenden Inseln abgewogen (Lorenz).

#### *Phragmites australis* (Schilfrohr)

*Phragmites australis* (Schilfrohr) gehört zu den ausdauernden Süßgräsern und ist bestandsbildende Pflanze im Röhricht (HEGI 1998). Es wächst bevorzugt auf nassen, schlammigen, eutrophen bis mesotrophen Böden an stehenden Gewässern bei einer Gewässertiefe von 0,5 m bis zu 2,0 m (CHRISTIANSEN 1988, RODEWALD-RUDESCU 1974). Der dicke, schnell wachsende Halm der Pflanze kann bis zu 3 m hoch werden (HEGI 1998). Von besonderer ingenieurbio-logischer Bedeutung für den Bau der Lebenden Inseln ist das schnell wachsende und weit kriechende bzw. im Wasser flutende Rhizom- und Adventivwurzelgeflecht, das



Abbildung 33. Der Schollener See ist von einem breiten Röhrichtgürtel umgeben.

reichlich Erneuerungssprosse bilden kann. Diese unterirdischen Organe werden in Form eines etagen Wurzel systems aufgebaut und reichen bis in eine Tiefe von 2.0 m (HACKER & JOHANNSEN 2012). Aufgrund dieser Eigenschaften kann die Art die Schilfrohgabione in ihrer gesamten Aufbauhöhe durchziehen und eine festigende und verzahnende Funktion übernehmen.

Von *Phragmites australis* wurden während der Herstellung Rhizome in den Gabionenkörper eingebaut. Zu Beginn der zweiten Vegetationsperiode wurden junge, grüne Halme als Halmsteckling eingesetzt. Dazu werden die (noch nicht verholzten) Halme frisch geschnitten und mit dem überwiegenden Teil in das Wasser gesteckt. An den Knoten bildet die Pflanze dann sowohl Wurzeln als auch neue grüne Triebe. Die Halme wurden seitlich ohne abzuknicken in die bestehenden oberen Halmlagen der Schilfrohgabionen eingeführt. Zu Beginn der 2. Vegetationsperiode im Mai 2016 wurde *Phragmites australis* in Form von Halmstecklingen nachgesetzt, um Ausfälle (Anwuchsverluste durch die Konstruktion, Verbiss durch Wasservögel) zu kompensieren. Je Gabione wurden 40 Halmstecklinge eingesetzt. *Carex pseudocyperus* und *Thelypteris palustris* wurden nicht nachgepflanzt. Anschließend wurde auf den Holzrahmen ein 40 cm hohes Drahtgitter befestigt, um Wasservögel von den Inseln abzuhalten und um den Verbiss der austreibenden Pflanzen zu reduzieren.



Abbildung 31. Einstecken der Halmstecklinge von *Phragmites australis* im Mai 2016.



Abbildung 32. Seitlich in die Halmlagen der Gabionen gesteckte Halmstecklinge im Mai 2016.

### *Thelypteris palustris* (Sumpffarn)

*Thelypteris palustris* (Sumpffarn) gehört zu den ausdauernden Sumpffarngewächsen (HEGI 1984). Er wächst bevorzugt in Moorrändern und Gräben, auf staunassen und mehr oder weniger nährstoffreichen, mäßig sauren Ton- oder Bruchtorfböden. *Thelypteris palustris* tritt am Schollener See in den wasserseitigen Randbereichen der Verlandungsgürtel auf. Die Art wurde hier auch als Reinbestand auf schwimmenden organischen Decken beobachtet (HILBIG & REICHHOFF 1974). Die oberflächennah kriechenden und verzweigten Rhizome tragen in Kombination mit ihren Feinwurzeln zu einer guten Verzahnung mit anderen Wurzelsystemen bei (HACKER & JOHANNSEN 2012). Je Gabione wurde 4 Ganzpflanzen seitlich eingesetzt.

### *Carex pseudocyperus* (Scheinzyperngras-Segge)

*Carex pseudocyperus* (Scheinzyperngras-Segge) ist ein ausdauerndes Sauergrasgewächs (HEGI 1980) und tritt in Großseggenbeständen von Weihern und Tümpeln auf. Ebenfalls ist sie in Gräben und in Erlenbrüchen auf seicht überschwemmten Standorten vorzufinden. Am Schollener See tritt die Art in den wasserseitigen Randbereichen der Verlandungsgürtel auf (HILBIG & REICHHOFF 1974). *Carex pseudocyperus* bildet lockere Rasenhorste und besitzt ein ausgeprägtes Feinwurzelsystem (HEGI 1980). Die Art ist eine der namensgebenden Arten der Gesellschaft des Cicuto *Caricetum pseudocyperi*, der Initialgesellschaft schwimmender Röhrichte auf an der Wasseroberfläche schwimmenden Grobdetritus, welche in der Vergangenheit auch auf dem Schollener See kartiert wurde (HILBIG & REICHHOFF 1974, HORST ET AL. 1966). Je Gabione wurde 4 Ganzpflanzen seitlich eingesetzt.



Abbildung 34. *Thelypteris palustris* an einer Schwingkante auf dem Schollener See.



Abbildung 35. *Carex pseudocyperus* an einer Schwingkante auf dem Schollener See.

### 3.5 Standorte auf dem Schollener See

Für die Untersuchungen wurden 3 Standorte auf dem Schollener See ausgewählt [Abbildung 35]. Die Standorte unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Windstreichlänge und der Wassertiefe:

- Standort I besitzt eine Windstreichlänge von 1.600 m und eine Wassertiefe von 0.9 m. Er liegt am Nord-Ufer des Sees westlich der 2013 verdrifteten großen Insel. Da der Standort damit direkt am Ende der größten Windstreichrichtung liegt, sind an dieser Stelle die größten Wellenhöhen sowie die höchste Windbelastung anzunehmen. Die Rahmenkonstruktion wurde mit vier Seilen an Wurzelstubben und Stämmen von verdrifteten Erlen befestigt, die aus dem Wasser ragten.
- Standort II besitzt eine Windstreichlänge von 440 m und eine Wassertiefe von 1,2 m. Er befindet sich am Süd-Ost-Ufer. Die Wind- und Wellenbelastung auf die Lebenden Inseln fallen an dieser Stelle bereits etwas weniger stark aus, da sie hier im Windschatten der nord-westlich gelegenen Anhöhe, des „Gützschows“ liegen. An zwei Seiten wurde die Konstruktion zum Ufer hin befestigt. Ein drittes Seil wurde an einem im Seegrund verankerten Pfahl befestigt.
- Standort III besitzt eine Windstreichlänge von 5-10 m und eine Wassertiefe von 0,6 m. Der Standort befindet sich am Süd-Ost-Ufer im Windschatten einer größeren festliegenden Insel. Hier sollten die Wind- und Wellenbelastung entsprechend am niedrigsten ausfallen. Die Rahmenkonstruktion wurde mit 3 Seilen gegen ein Verdriften an zwei Bäumen am Ufer und einem im Seegrund verankerten Pfahl gesichert.

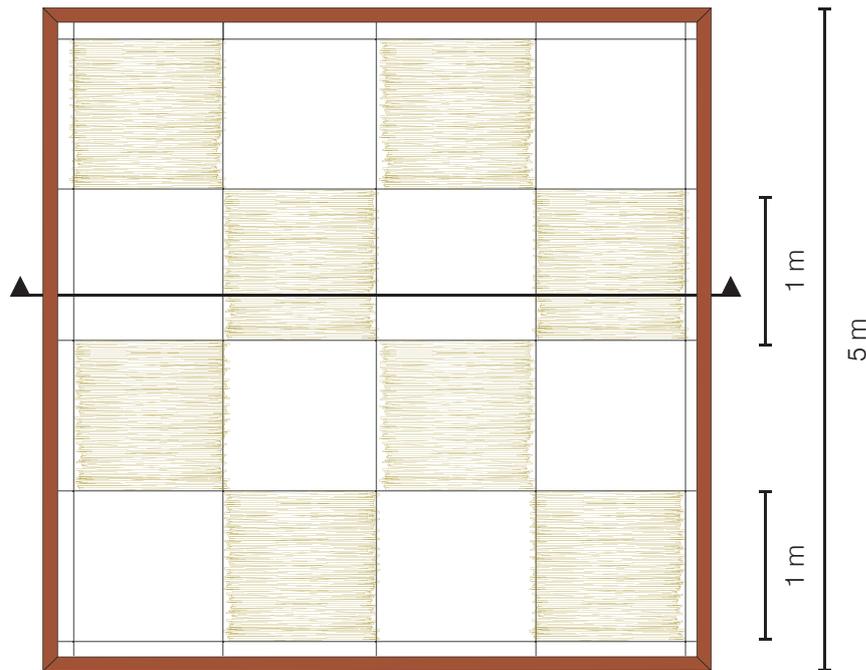


Abbildung 36. Standorte I, II, und III mit den Windstreichlängen auf dem Schollener See (Luftbild: Ivermgeo.sachsen-anhalt.de).

### 3.5.1 Anordnung und Verankerung

Die einzelnen Gabionen wurden in einem Raster von 1 x 1 m ausgebracht. Dazu wurde ein Rahmen aus unbehandelten Kanthölzern (Fichte 8 x 8 cm) mit einer Kantenlänge von 5 x 5 m angefertigt, in den durch Drahtschnüre ein Raster angelegt worden ist. Je zwei Gabionen jeder Aufbauvariante wurden in diesem Raster befestigt [Abbildung 36] [Abbildung 37].

Aufsicht



Schnitt

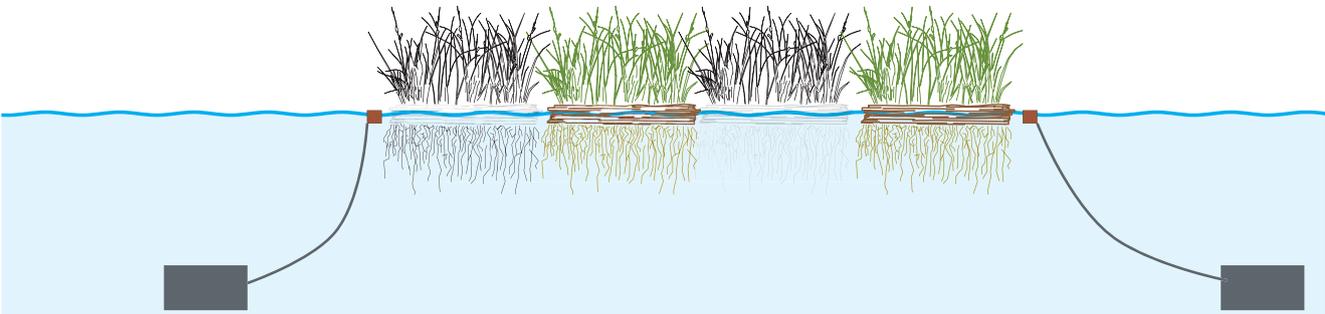


Abbildung 37. Ansicht und Schnitt der in einem Raster angeordneten Gabionen innerhalb des Rahmens sowie Verankerung auf dem Schollener See.



4.3		3.4	
	3.6		1.3
3.3		4.4	
	2.3		1.4

Standort I



2.5		4.6	
	3.6		1.5
1.6		2.6	
	4.5		3.5

Standort II



3.2		4.1	
	2.2		1.1
4.2		3.2	
	1.2		2.1

Standort III

Abbildung 38. Anordnungen der Varianten innerhalb der Rahmen (z.B. 1.1 = Aufbauvariante 10 + fortlaufende Nummer). Standort I mit Blick nach Westen über die längste Windstreichfläche des Sees; Standort II und III mit Blick nach Süden.

## 3.6 Untersuchungen und Messungen

### 3.6.1 Sauerstoff in den Gabionen

Die Sauerstoffmessung erfolgte innerhalb der in den Gabionen eingesetzten Rohre ca. 5 cm oberhalb der Gabionengrundfläche. Das Rohr wurde am unteren Ende verschlossen und seitlich perforiert um einen Austausch mit dem Wasser innerhalb des Gabionenkörpers zu ermöglichen und ein Eindringen von unten zu verhindern. Eingesetzt wurde ein Sauerstoff- und Temperaturlogger der Fa. Driessen + Kern, O2-LOG +/- 1 % [Abbildung 39].

Die Messungen wurden im 5 Minuten Intervall zur Bestimmung von Tagesgängen in den Aufbauvarianten und im Freiwasser durchgeführt. Zeitgleich wurden zwei Varianten und das Freiwassers des Sees gemessen. Die Geräte wurden in den Aufbauvarianten und an den Standorten umgesetzt. Ergänzend wurden in der Vegetationsperiode 2016 drei Messungen aller Varianten an allen drei Standorten innerhalb von wenigen Stunden durchgeführt, um eine gleichzeitige Betrachtung aller Varianten und Standorte zu ermöglichen.

### 3.6.2 Abbaurrate der Schilfrohrhalme

Das C:N-Verhältniss der Schilfrohrhalme wurde mit einem C:N-Analyser bestimmt.

### 3.6.3 Wellen

Die Wellen wurden an den drei Standorten mit Pegelsonden (Fa. Driessen + Kern, PLOG3021, Messbereich: 0-30 m H<sub>2</sub>O / 0...400 kPa, Auflösung: 1,5 mm / 15 Pa), Genauigkeit: +/- 15 mm / +/- 150 Pa) in einem Intervall von 16 Hz gemessen. Die Pegelsonden wurden in ca. 15 cm Wassertiefe mit Hilfe von im Seesediment fest verankerten Stangen installiert [Abbildung 40].

Zeitgleich wurde der barometrische Druck mit einem HumiBaroLog (Fa. Driessen + Kern, DK323, Messbereich: -40...+90°C, 0...100% rF, 10...1100 hPa, Auflösung: 0,01 K; 0,01 % rF, 0,1 hPa) in einem Intervall von 5 min erfasst.

### Wellenhöhe

Die Bestimmung der signifikanten Wellenhöhe ( $H_{1/3,u}$ ) und der signifikanten Periode ( $T_{1/3,u}$ ) erfolgte nach dem Nulldurchgangsverfahren (zero crossing-Wellen). [Abbildung 38].

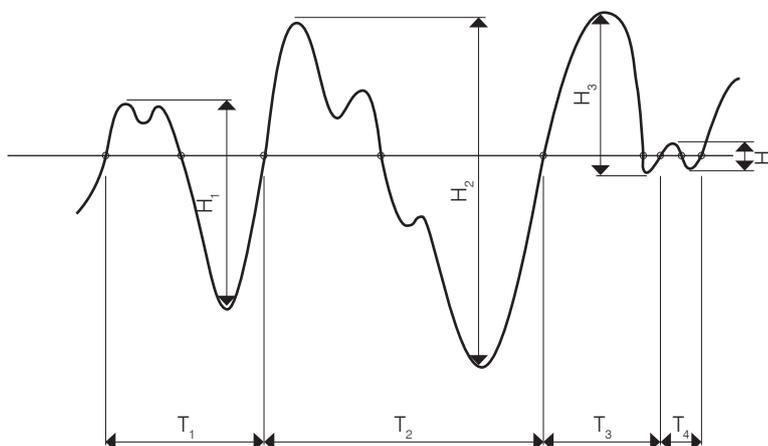


Abbildung 39. Zero Upcrossing Verfahren zur Ermittlung der signifikanten Wellenhöhe (EAK 2007)

### 3.7 Wetter

Am Süd-Ost Ufer des Sees wurde an der Vorderkante des Schwingröhrchtes eine Wetterstation aufgestellt. Es werden die

- Lufttemperatur (°C) und rel. Luftfeuchte (%) (Hygro-Thermogeber compact, Temperatur Messbereich - 30...+70 °C ± 0,15 K, Feuchte 0...100 ± 2 % rF.),
  - Windrichtung (Windrichtungssensor compact, Messbereich 0...360 ± 5 °),
  - Windgeschwindigkeit (Windsensor compact, Messbereich 0,5...50 ± 0,5 m/s),
  - Wassertemperatur (Pt100 Messbereich - 30...+70 °C ± 0,15 K)
- aufgezeichnet. Die Datenaufzeichnung erfolgt als Minutenwert mit einem solar betriebenen Datenlogger der Fa. Thies Clima (DLx-MET) [Abbildung 41].

### 3.8 Eintauchtiefe der Gabionen

Die Höhe der Gabionen über dem Wasserstand wurde durch Messung an den Eckpunkten bestimmt.

### 3.9 Ergänzende Daten zum Schollener See

#### Wasserstände

Seewasserstände des Schollener Sees wurden durch das Biosphärenreservat Mittelelbe, Außenstelle Ferchels am Bohlenwehr (1997 bis 2016) des Seegrabens (Auslauf des Schollener Sees) zur Verfügung gestellt (Wochenwerte). Weiterhin wurde eine Tiefenkarte des Sees (Stand 03/ 2016) vom Ingenieurbüro Ellmann / Schulze GbR für die Projektbearbeitung zur Verfügung gestellt.

Pegeldaten der Havel an den Wehren Grütz, Garz und Havelberg wurden von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) bereit gestellt (1852- 2015, mit Datenlücken).

#### Biotoptypen

GIS Daten des Sees wie die CIR-Biotoptypen (1992/ 93, 2005 und 2009), das Preußische Urmeßtischblatt von 1821 bis 1857 sowie CIR-Luftbilder (1992, 2000, 2004, 2005,2009, 2012) wurden durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt zur Verfügung gestellt.

#### Faunistische Erhebungen

Im Rahmen des Projektes waren keine Erhebungen faunistischer Daten vorgesehen. Weil die Strukturen im Verlauf des Projektes aber u.a von Wasservögeln intensiv genutzt wurden, erfolgt eine Beschreibung der Beobachtungen während des Versuchszeitraumes. Die Beobachtungen geben Hinweise auf einen zukünftigen Einsatz der Schilfrohrgabionen zur Strukturierung von Gewässern.

Weiterhin konnten im Mai 2017 Makrozoobenthosaufnahmen an den künstlichen Inseln im Schollener See durchgeführt werden. Die Untersuchungen wurden analog zu den Aufnahmen an anderen Standorten des Schollener Sees gemäß der Probenahmervorschrift zur Wasserrahmenrichtlinie bzw. nach Vorgabe des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) durchgeführt. Danach beträgt die Probenahme fläche ca. 1 m<sup>2</sup>. Die vorkommenden Substrate werden entsprechend der Anteile beprobt. Die Gesamtprobe wurde im Anschluss lebend vor Ort sortiert. Dabei wurden definierte Anzahlen der vorgefundenen Zoobenthosgruppen entnommen. Sofern die Anzahl höher war, wurde die

Gesamtzahl geschätzt, um später Angaben je Quadratmeter zu ermöglichen. Im Labor fand dann die Determination des aussortierten Materials, wenn möglich, auf Artniveau statt. Ein Bewertungsverfahren ist derzeit in der Erprobung, so dass es diesbezüglich noch keine Angabe gibt.



Abbildung 40. Eingesetzte Sauerstoffsonde im Zentrum der Schilfrohgabione.



Abbildung 41. Installierte Drucksonde an zwei ca. 4 m tief im Seegrund fest verankerten Stangen.



Abbildung 42. Wetterstation an der Kante des Schwingröhriches (v.l.n.r: Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und Feuchte, Windrichtung; Wassertemperatur nicht zu erkennen; Solarpanele in der Mitte mit Datenloggergehäuse darunter).

## Beprobung der natürlichen Schwingdecken

Auf der während des Hochwassers 2013 verdrifteten Insel wurde Proben des Torfkörpers in einem Transekt vom Rand zum Zentrum der Insel entnommen [Abbildung 42]. An 4 Probenahmestellen wurden die Proben durch Ausschneiden eines unverdichteten Zylinders (20x20 cm) gewonnen und bei 70 °C für eine Woche vollständig getrocknet. Im Bereich der Probenahmestellen erfolgte eine Vegetationsaufnahme nach Braun-Blaquet.



Abbildung 43. Standorte der Probenahme des Torfkörpers auf der verdrifteten Insel.

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Die Wasserstände des Schollener Sees

Der mittlere Wasserstand im Schollener See in den Jahren 1996 bis 2016 liegt bei 24,89 m NHN (Biosphärenreservat Mittelelbe). Die höchsten Wasserstände treten am Ende des Winters im Februar/ März (25,07 m NHN) und die niedrigsten im Spätsommer im September (24,75 m NHN) auf. Die durchschnittlichen Schwankungen im Jahresverlauf betragen ca. 30 cm. Hochwasserereignisse sind in der Abbildung 44 in Form der „oberen Ausreißer“ der Boxplots zu erkennen. Sie erreichen 60 cm bis zu 110 cm höhere Abweichungen zum Mittelwasserstand. Dagegen zeigen die „unteren Ausreißer“ lediglich geringe Abweichungen, welche auch nicht in dieser Häufigkeit vorkommen. Das höchste Hochwasser stand im Januar 2011 mit 26,30 m NHN um 1,41 m über dem mittleren Wasserstand während das tiefste Niedrigwasser im Juli 2004 mit 24,32 m NHN um 57 cm unter dem mittleren Wasserstand lag [Abbildung 45]. Die häufigeren Hochwasserereignisse und geringen Niedrigwasserphasen sind durch das Stauwehr im Seegraben zu erklären. Bei Hochwasserereignissen der Havel wird das Wehr überstaut und der Seewasserstand steigt mit dem Hochwasserstand der Havel an ( $R^2= 0.85$ ), während Niedrigwasserstände der Havel durch den Rückstau des Wehres keine direkten Auswirkungen auf den Seewasserstand besitzen ( $R^2= 0.58$ ) [Abbildung 46].

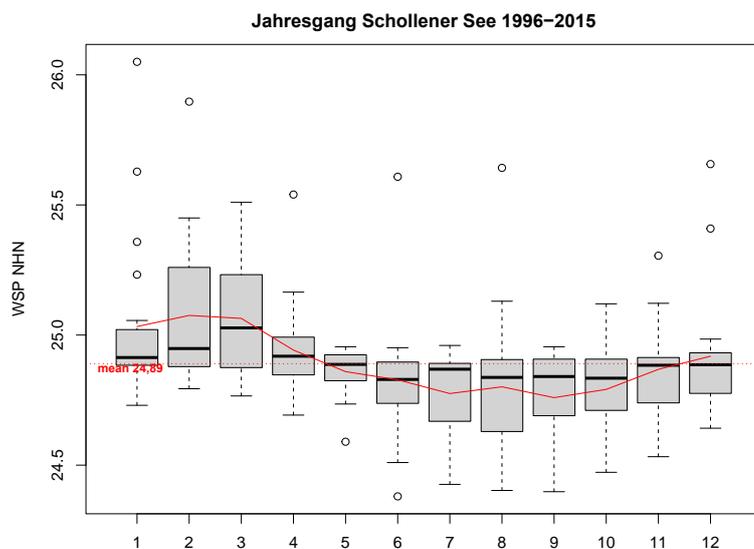


Abbildung 45. Seewasserstand des Schollener Sees (1996-2015) (Monatsmittelwerte). (Datengrundlage: Biosphärenreservat Mittelelbe Wochenwerte Schollener See).

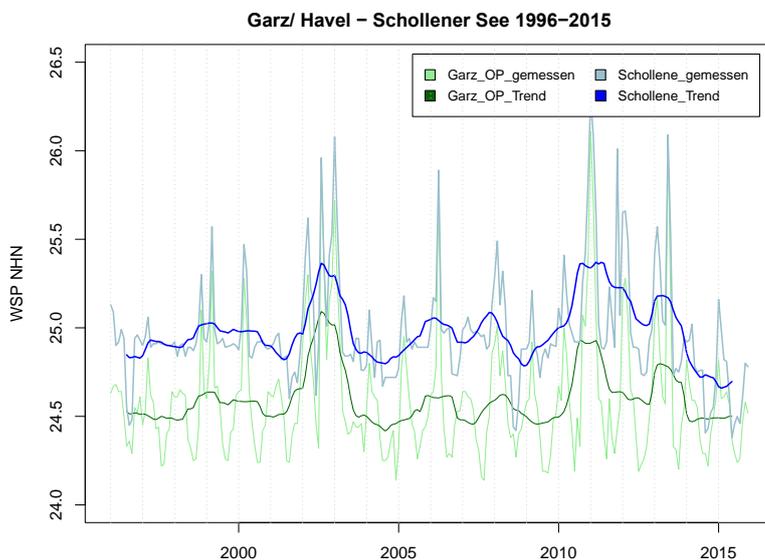


Abbildung 46. Wasserstand des Schollener Sees und der Havel am Pegel Garz (Monatsmittel). (Datengrundlage: Biosphärenreservat Mittelelbe Wochenwerte Schollener See; Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) / Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Tageswerte am Pegel Garz/ oberer Pegel (OP)).

### 4.2 Vegetationsentwicklung

Die Biotoptypenkartierungen zeigen auf den Großseggen- und Röhrichtflächen der Verlandungsbereiche eine zunehmende Gebüsch- und Gehölzentwicklung. Während von 1992 bis 2009 die Großseggenbestände im Verlandungsbereich um ca. 15 % von 61 ha auf 52 ha abgenommen haben, gingen die Röhrichtflächen im Verlandungsbereich um 34 % von 45 ha auf 30 ha zurück. Gleichzeitig haben die Bruchwaldbestände um 15 % von 22 ha auf 26 ha zugenommen. Besonders haben die Baumanteile, insbesondere die Erlenbestände, in den Weidengebüschen um 85 % von 4.6 ha auf 30 ha zugenommen. Die freie Wasserfläche blieb in diesem Zeitraum mit einer vergleichsweise geringfügigen Flächenabnahme von 92,5 ha auf 91.3 ha nahezu unverändert [Tabelle 2]. [Abbildung 47]. Die Röhricht-/ und Verlandungsgesellschaften haben sich somit seit 1992 nicht auf die Wasserfläche ausgedehnt bzw. die freie Wasserfläche ist unverändert geblieben. Auf den bestehenden Röhricht- und Großseggenflächen hat eine Weidengebüsch- und Gehölzentwicklung stattgefunden. Der Vegetationsbestand an den Ufern des Schollener Sees zeichnet sich daher heute überwiegend durch Weidengebüsche und Erlenbruchgesellschaften, d.h. fortgeschrittene Sukzessionsstadien der Gewässerverlandung aus.

			1992	2005	2009
Bruch-, Sumpfwald (Feuchtwald)			22.5	26.1	26.3
Gebüsch mit Bäumen	Erle		1.3	20.4	21.7
	Weide		2.2	5.7	5.7
	sonstige		1.2	2.8	2.8
Großseggen/ Binsen rasig/ bultig	im Wasser (Verlandungsbereich)	Einzelbüsche/ Einzelbäume	45.2	46.0	46.5
		Verbuschung 10-50%	8.1	2.7	1.1
		Verbuschung 50-75%	8.5	4.9	5.0
	feucht	Einzelbüsche/ Einzelbäume	5.4	3.4	2.0
Röhrichtfläche	im Wasser (Verlandungsbereich)	Einzelbüsche/ Einzelbäume	22.6	22.3	23.5
		Verbuschung 10-50%	11.3	4.7	4.8
		Verbuschung 50-75%	12.0	2.0	1.9
See / Wasserfläche			92.6	91.7	91.4

Tabelle 2. Flächenanteile (ha) der CIR-Biotoptypenkartierungen 1992, 2005 und 2009 (Quelle LAU)

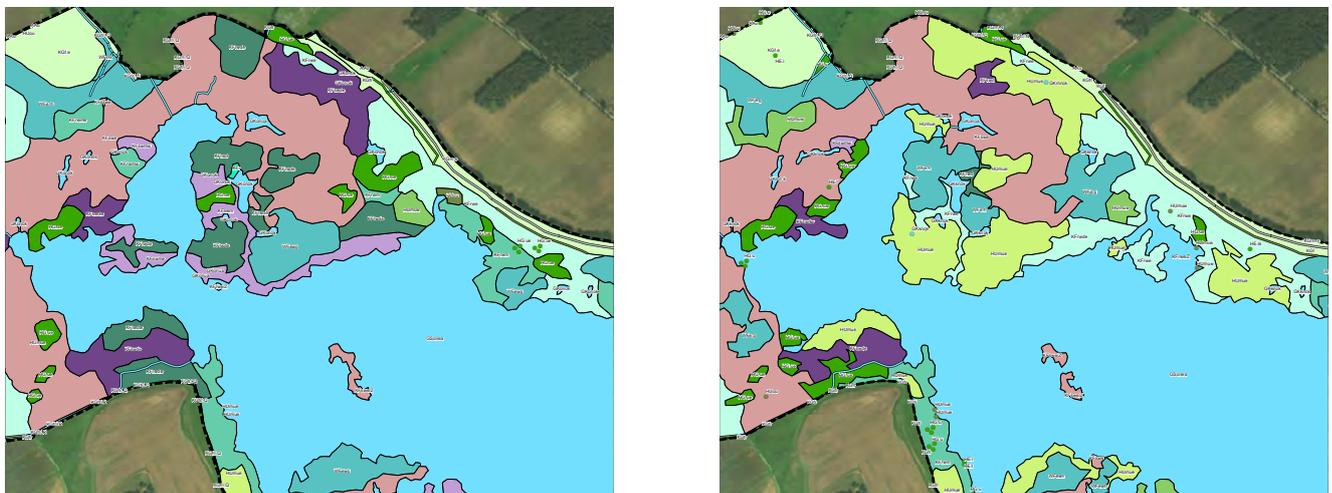


Abbildung 47. Der Ausschnitt der Biotoptypenkartierungen (links 1992 und rechts 2009, ohne Maßstab) zeigt die Sukzession der Röhricht- und Seggenflächen zu Gebüsch mit Erle (hellgrün) -vgl. Karten im Anhang (Quelle LAU).

### 4.3 Die Schwingdecken

Die beprobte Schwingdecke des Schollener Sees ist zwischen 66 cm und 76 cm mächtig und besteht aus einer bis zu 36 cm mächtigen Schicht Erlenbruchtorf und einer darunterliegenden bis zu 55 cm mächtigen Schicht Schilftorf. Die Schwingdecke liegt im Randbereich auf einem „Wasserkissen“ von 8 cm bzw. im Zentrum direkt auf der Grobdetritus-Gyttia des Seegrundes auf. Das Wasser steht zwischen 14 cm und 37 cm unter der Schwingdeckenoberfläche an [Abbildung 48].

Die Trockensubstanz des Erlenbruchtorfes liegt zwischen 101,06 und 125,75 g/ l Frischvolumen (FV) und nimmt vom Rand der Insel zu ihrem Zentrum hin zu. Der Schilftorf besitzt mit 71,66 ±8.51 g/ l FV eine gegenüber dem Erlenbruchtorf signifikant geringere Trockensubstanz. Die Schwingdecke war mit einem Erlenbruch bestockt. Dieser Anteil der Erlen nahm vom Rand zum Zentrum hin zu, wobei bis zu 50% der Erlen abgestorben waren [Tabelle 3].

Tabelle 3. Vegetationsaufnahmen (Deckungsgrad) einer schwimmenden Insel auf dem Schollener See (05/2016)

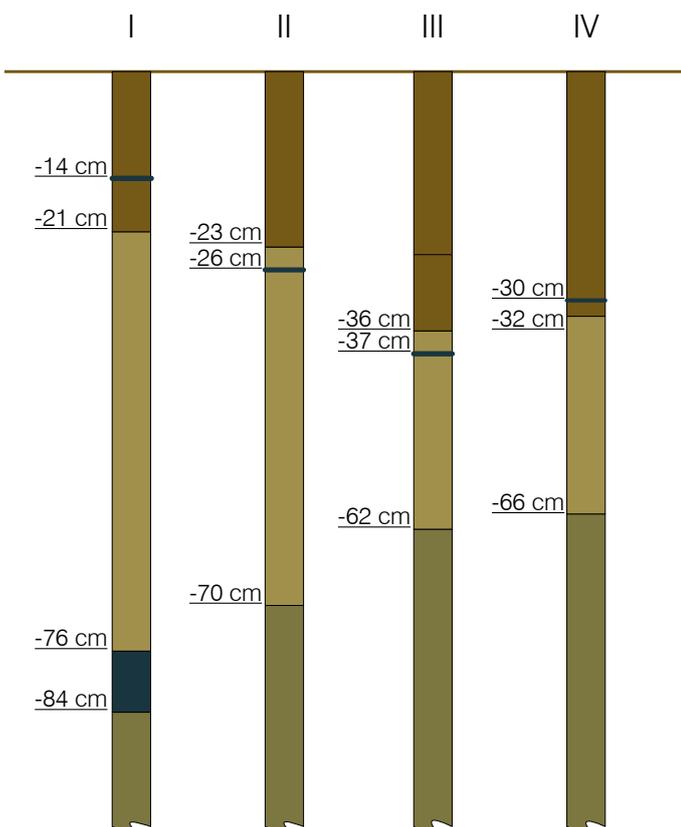


Abbildung 48. Bodenprofile einer schwimmenden Insel des Schollener Sees vom Rand bis in das Zentrum der Insel (I=5 m, II=15 m, III=25 m, IV=40 m Entfernung vom Rand der Insel; Aufnahme von 05/ 2015).

- Erlenbruchtorf (grobfaseriger, dunkelbrauner Torf)
- Schilftorf (Rhizomgeflecht mit Feinwurzeln, Rhizomdurchmesser 1 - 2 cm)
- Wasser
- hellbraune Detritus-Gyttja

	I	II	III	IV
<i>Alnus glutinosa</i> (Schwarz-Erle)	2	2	3	3
<i>Carex paniculata</i> (Rispen-Segge)	3	3	+	+
<i>Thelypteris palustris</i> (Sumpffarn)	2	2	1	1
<i>Calystegia sepium</i> (Echte Zaunwinde)	+	+	1	1
<i>Phragmites australis</i> (Schilfrohr)	+	+		
<i>Lythrum salicaria</i> (Gewöhnlicher Blutweiderich)	+	+		r
<i>Eupatorium cannabinum</i> (Gewöhnlicher Wasserdost)	1	1		
<i>Lysimachia vulgaris</i> (Gewöhnlicher Gilbweiderich)	r	r		
<i>Peucedanum palustris</i> (Sumpf-Haarstrang)	+	+		
<i>Symphytum officinalis</i> (Echter Beinwell)	+	+		
<i>Carex elongata</i> (Walzen-Segge)			+	+
<i>Frangula alnus</i> (Faulbaum)			+	+
<i>Iris pseudacorus</i> (Sumpf-Schwertlilie)				+
<i>Carex acutiformis</i> (Sumpf-Segge)				r

r= unter 1%; += bis 1% ; 1= bis 5%; 2= 5 bis 25%; 3= 26 bis 50%

### 4.4 Standortbedingungen

#### 4.4.1 Wind

Während der Vegetationsperioden 2015 und 2016 wehte der Wind auf dem Schollener See aus westlicher bis nord-westlicher Richtung mit durchschnittlichen Geschwindigkeiten zwischen 0,59 bis zu 3,33 m/s und maximalen Geschwindigkeiten von bis zu 8.5 m/s. Die stärksten Windereignisse traten in den Wintermonaten auf [Abbildung 49].

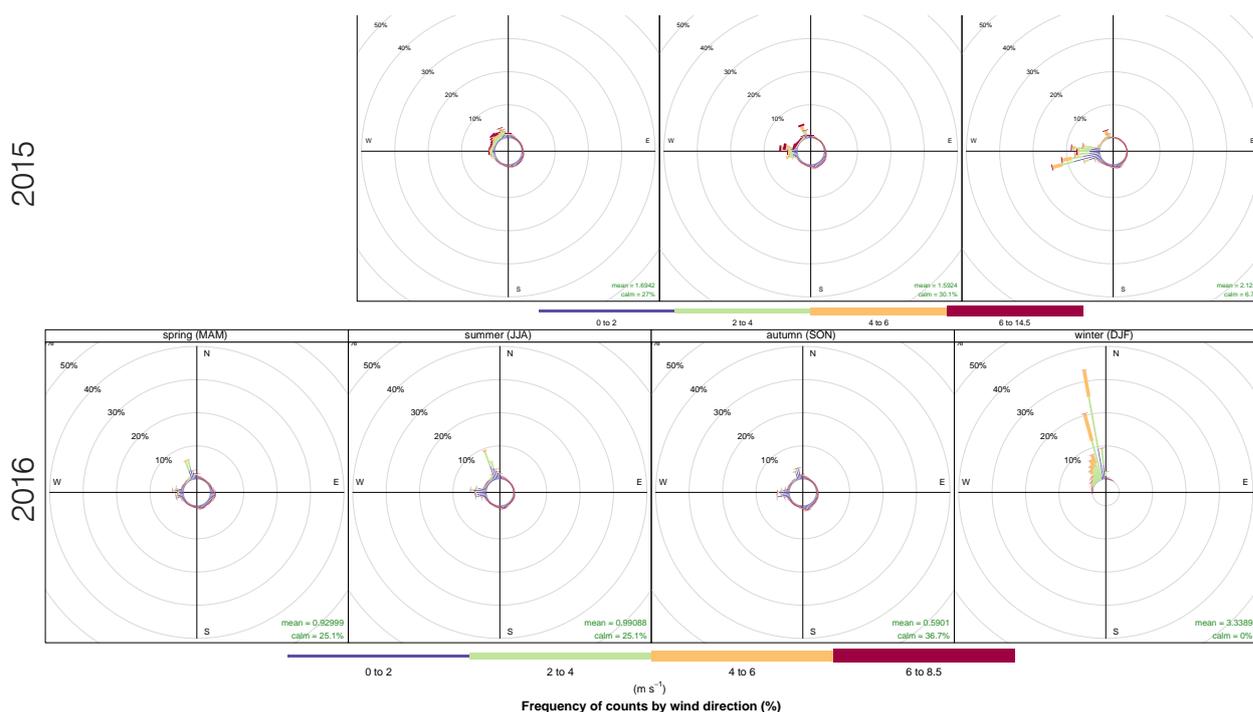


Abbildung 49. Windrichtung und -geschwindigkeit am Standort I des Schollener Sees zwischen 05/ 2015 und 12/ 2016.

#### 4.4.2 Wellenhöhe

Die höchsten Wellen treten am Standort I mit einer Wellenhöhe bis zu 13 cm bei einer Wellenperiode von 1 s auf. Am Standort II traten während der Windereignisse aus nord-westlicher Richtung grundsätzlich niedrigere Wellenhöhen auf. Ein Anstieg der Wellenhöhe an diesem Standort war dann zu verzeichnen, wenn der Wind aus nordöstlicher Richtung wehte. Am Standort III traten unabhängig von der Windrichtung und Windstärke stets die niedrigsten Wellenhöhen bzw. keine messbaren Wellenhöhen auf [Abbildung 50]. Eine signifikante Wellenbewegung trat erst ab Windgeschwindigkeiten von 1 m/s auf bzw. wenn der Wind aus nord-westlicher Richtung über die größte Windstreichfläche von ca. 1,6 km wehte. Mit nachlassendem Wind nahm die Wellenbewegung schnell wieder ab [Abbildung 51] [Abbildung 52].

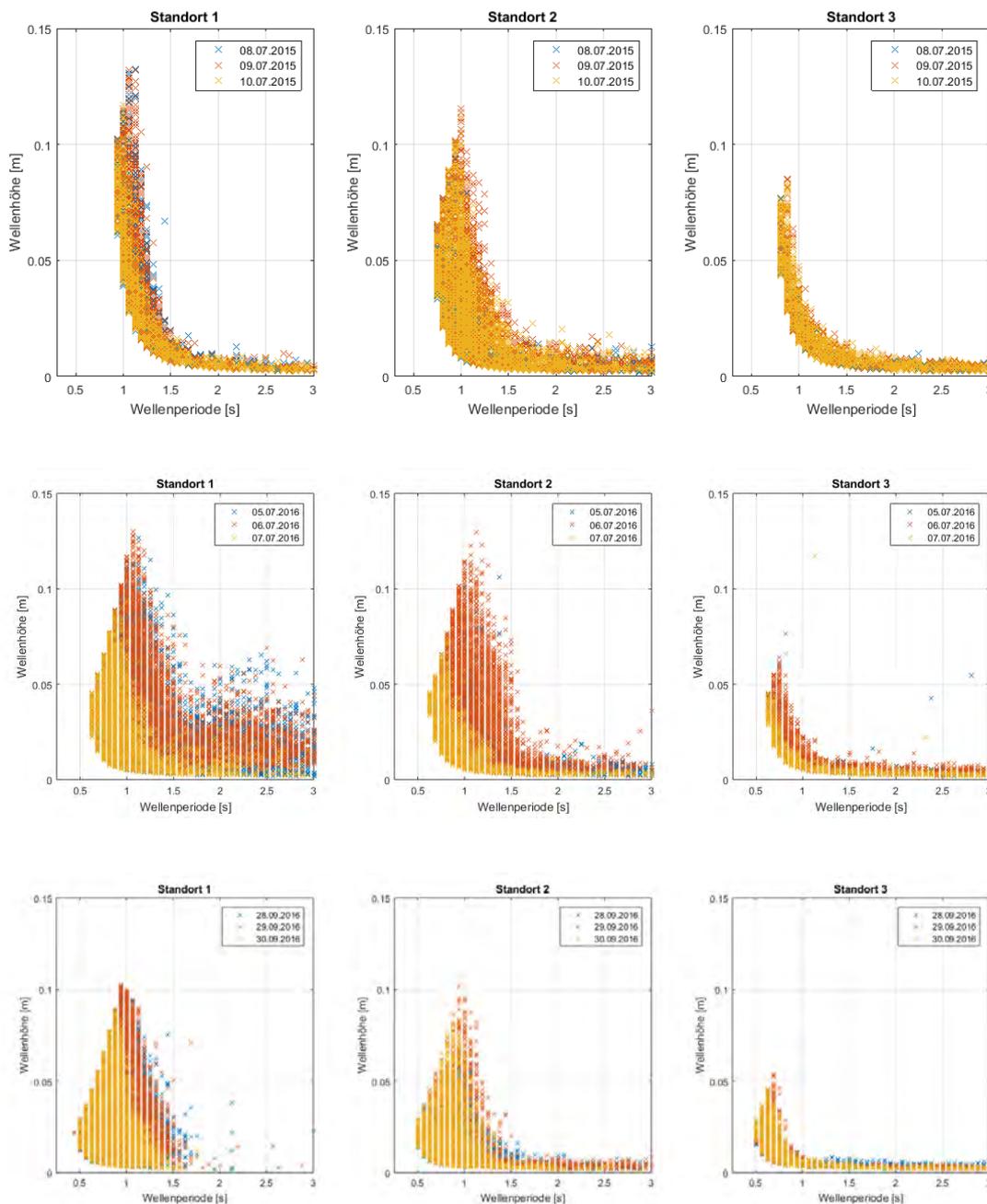


Abbildung 50. Wellenhöhe und Wellenperiode an den Standorten I, II und III im Juli 2015, Juli 2016 und September 2016.

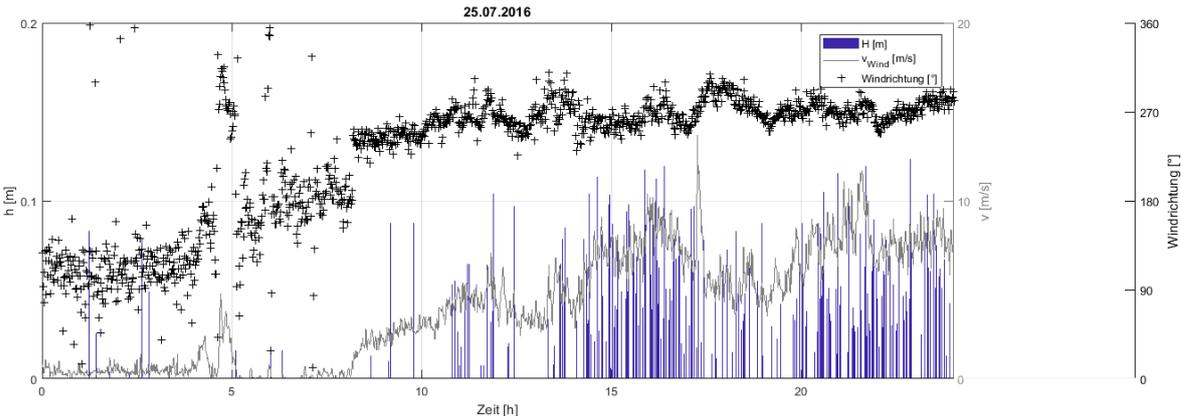


Abbildung 51. Anstieg der Wellenhöhe mit zunehmender Windstärke auf ca. 8 m/s aus westlicher Richtung am Standort I

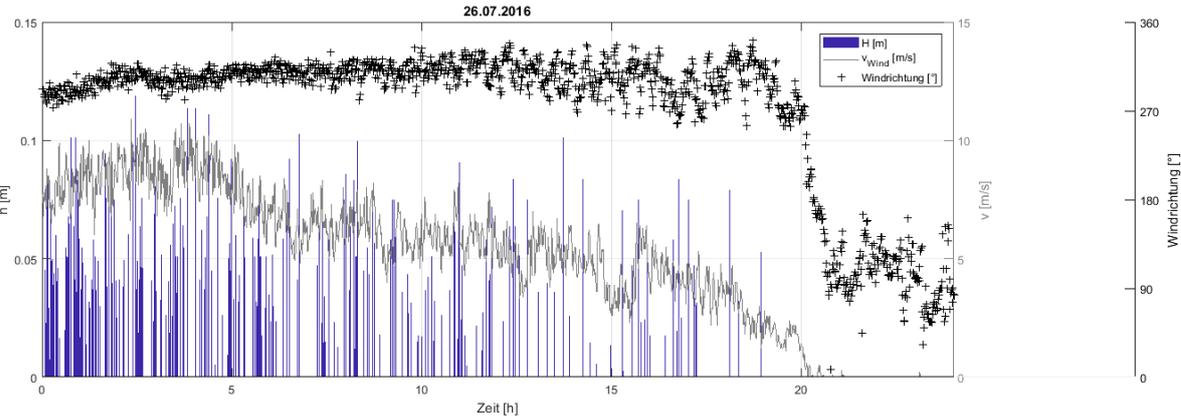


Abbildung 52. Abnahme der Wellenhöhe mit abnehmender Windstärke und Wechsel der Winrichtung von West/ Nord-West auf Ost am Standort I

## 4.5 Entwicklung der Schilfrohrgabionen

### 4.5.1 Eintauchtiefe

Die Gabionen besaßen eine Dichte zwischen 0.13 bis 0.19 g/ cm<sup>3</sup> und schwammen im Mai 2015 mit dem überwiegenden Teil ihres Volumens über dem Wasserspiegel (15: 12.8 cm; 25: 19,7 cm; 35: 30,3 cm; 45: 38,8 cm) [Abbildung 53]. Dieses aus dem Wasser herausragende Volumen verringerte sich, weil die in das Wasser eingetauchten Halmlagen Wasser aufgenommen haben und sich ihre Dichte verringerte bzw. ihr Gewicht vergrößerte. Am Ende der ersten Vegetationsperiode im Dezember 2015 standen sie nur noch mit ca. 25 % ihres Volumens aus dem Wasser heraus (15: 2.3 cm; 25: 2.5 cm; 35: 5.8 cm; 45: 9.2 cm). Im August 2016, d.h. nach 15 Monaten waren sie zu ca. 95 % in das Wasser eingetaucht (15: 0.2 cm; 25: 0.3 cm; 35: 3.0 cm; 45: 4.7 cm). Die dünnen Aufbauvarianten (15 und 25 cm) waren dabei fast vollständig eingetaucht, während die dicken Varianten immer noch mit im Mittel 3,0 bzw. 4,7 cm aus dem Wasser herausstehend schwammen [Abbildung 54]. Die Messungen wurden ab August 2016 nicht weiter fortgesetzt, da aufgrund der geringen Höhen über dem Wasserspiegel keine aussagefähigen Ergebnisse der noch aus dem Wasser herausragenden Gabionenteile erreicht werden konnten.

**Stand über Wasserspiegel**

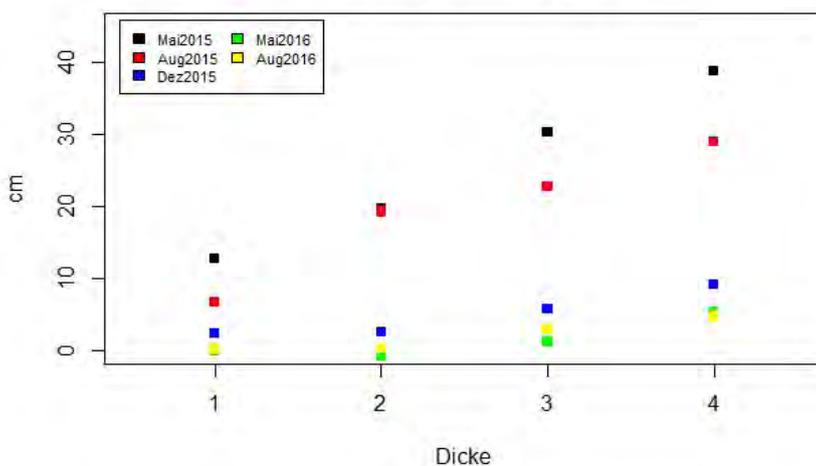


Abbildung 53. Anteil der Schilfrohrgabionen (cm) über dem Wasserspiegel je Aufbauvariante zwischen Mai 2015 und August 2016.



Abbildung 54. Eintauchtiefen bzw. Volumenanteile der Schilfrohrgabionen über dem Wasser im Mai 2015 und im November 2016 am Standort I. Während im Mai 2015 noch die unterschiedlichen Aufbauhöhen anhand der unterschiedlichen Volumenanteile über dem Wasser zu erkennen sind, stehen im November 2016 von allen Gabionen nur noch die obersten Halmlagen über dem Wasser.

#### 4.5.2 Gelöster Sauerstoff

Der im Wasser innerhalb der Gabionen gelöste Sauerstoff wurde durch den einsetzenden mikrobiellen Abbau der Schilfrohrhalme verbraucht (Sauerstoffzehrung). In der ersten Vegetationsperiode lag der Gehalt daher zwischen 2.5 und 8 mg/l unter dem Sauerstoffgehalt des Freiwassers im See. Die Messungen des Freiwassers zeigen einen typischen Tag- Nachtzyklus aus ansteigendem Sauerstoffgehalt während der Tagesstunden infolge der Photosynthese und einem abfallenden Gehalt während der Nachtzeiten aufgrund der Atmung. Im Wasser innerhalb der Gabionen war dieser Tagesgang ebenfalls zu erkennen, allerdings waren die Werte aufgrund der erhöhten Sauerstoffzehrung während der Nachtstunden signifikant geringer als während der Tagesstunden ( $p < 0.01$ ). Teilweise wurden sogar während einiger Nächte Werte von unter 1 mg/l erreicht [Abbildung 55].

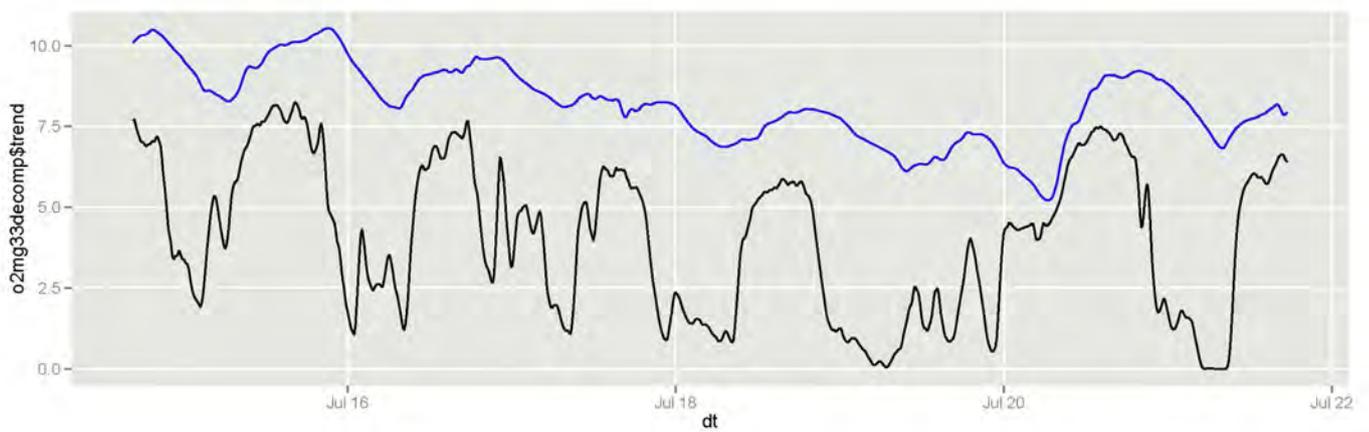


Abbildung 55. Tagesgang des gelösten Sauerstoffes im Inneren der Gabione 3.1 (schwarz) am Standort I vom 16. Juli bis 21. Juli 2015 im Vergleich mit dem Tagesgang im Seewasser des Schollener Sees (blau).

Im Verlauf der zweiten Vegetationsperiode (2016) waren die Gabionenkörpern nahezu vollständig in das Wasser eingetaucht. Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Wasser innerhalb der Gabionenkörper war in dieser Zeit auch während der Tagesstunden bzw. über den Zeitraum von mehreren Tagen auf 0 mg/l abgesunken. Ansteigende Sauerstoffwerte waren mit zunehmender Wellenhöhe zu erkennen, z.B. als am 26. Juli 2016 mit einsetzendem Wind die Wellenhöhe auf bis zu 8 cm zunahm. Während dieser Ereignisse stieg der Gehalt an gelöstem Sauerstoff innerhalb der Gabionen von 0 auf 4 bzw. 6 mg/l an. Diese Zunahme begann in den einzelnen Gabionen nicht gleichzeitig, die Werte lagen weiterhin unterhalb des während des Ereignisses im Freiwasser des Sees gelösten Sauerstoffes. Nachdem das Wind- und Wellenereignis geendet hat, begann auch der Gehalt des gelösten Sauerstoffes wieder auf den Ausgangswert abzusinken. An den Standorten I und II traten die höchsten Wellen und damit auch die größten Veränderungen des gelösten Sauerstoffes auf. Am Standort III gab es die geringsten Wellenhöhen und damit auch geringere Änderungen des gelösten Sauerstoffes [Abbildung 56] [Abbildung 57] [Abbildung 58].

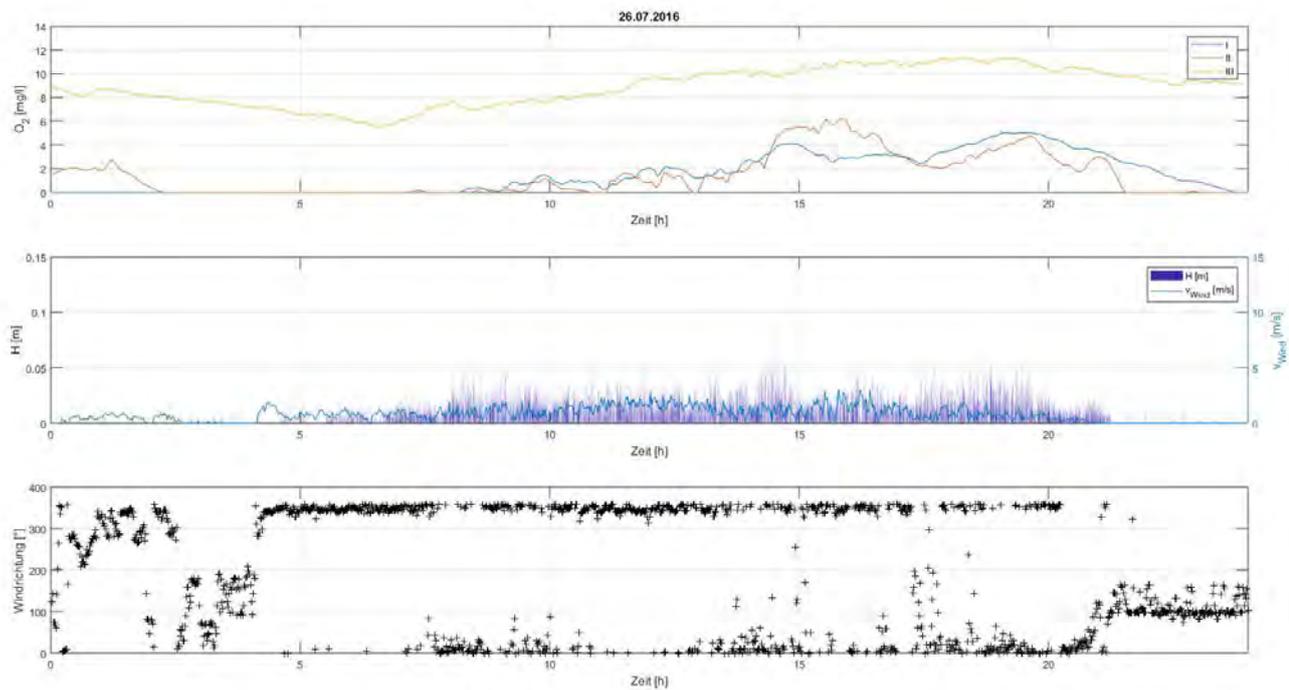


Abbildung 56. Beispielhafter Verlauf des gelösten Sauerstoffes am 26. Juli 2016 am Standort I. Der Wind wehte ab den Morgenstunden aus nördlicher Richtung mit einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 2 m/s. Die Wellen erreichten zwischen 14 und 15 Uhr ihre größten Höhen mit bis zu 8 cm. In der 45- und 15-cm- Aufbauvariante (rot) stiegen der Sauerstoffgehalt von 0 mg/l auf Werte zwischen 4 und 6 mg/l an und fielen mit nachlassendem Wind wieder ab. Der Sauerstoffgehalt im Freiwasser des Sees ist mit der gelben Kurve dargestellt.

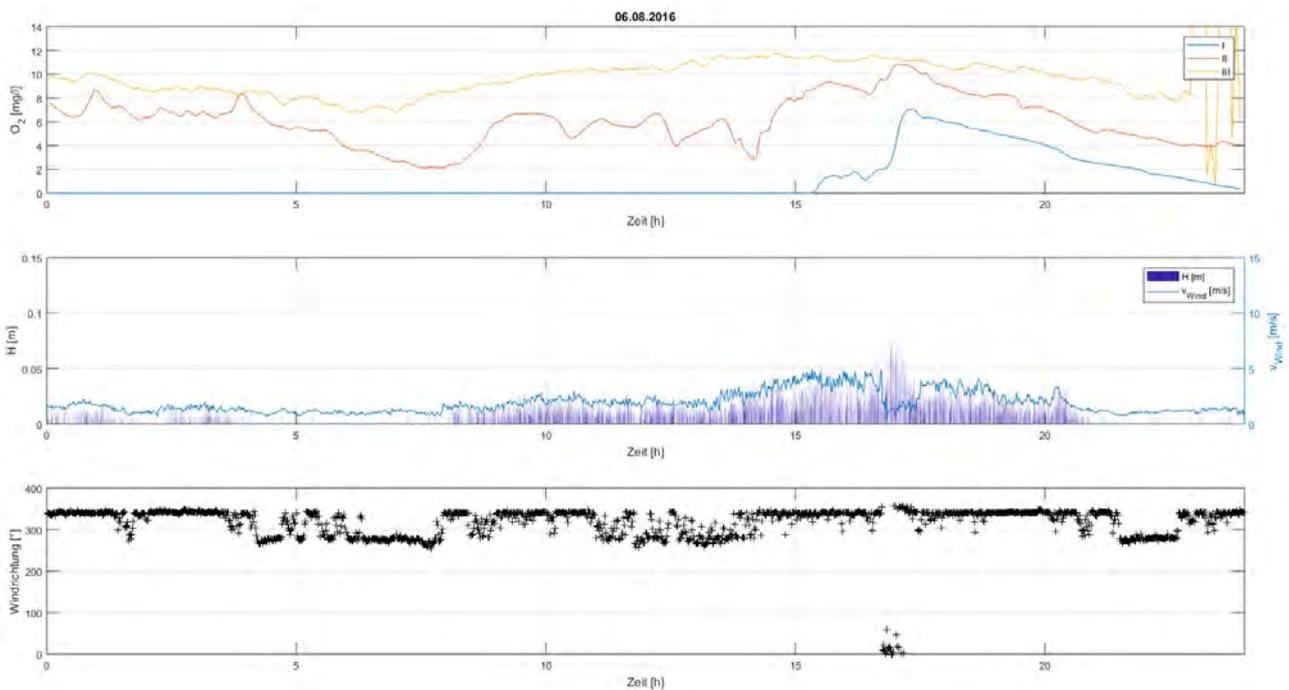


Abbildung 57. Beispielhafter Verlauf des gelösten Sauerstoffes am 06. August 2016 am Standort II. Der Wind wehte aus nördlicher Richtung mit Spitzengeschwindigkeiten von bis zu 5 m/s. Die 25-cm- Aufbauvariante (rot) folgte dem Tagesgang des Seewassers (gelb) und stieg mit zunehmendem Wind an. Die 15-cm- Aufbauvariante stieg zum Zeitpunkt der größten Wellenhöhen von bis zu 7,5 cm zwischen 17 und 18 Uhr von 0 mg/l auf 7 mg/l an.

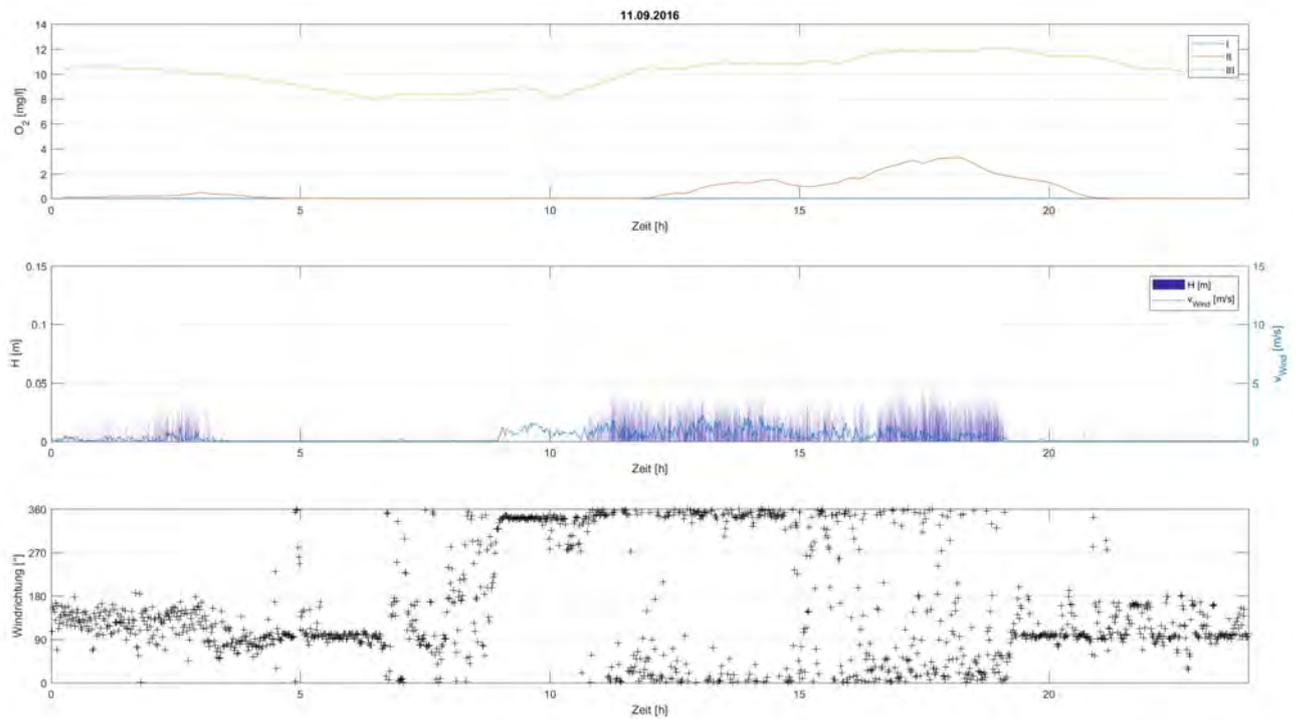


Abbildung 58. Beispielhafter Verlauf des gelösten Sauerstoffes am 11. September 2016 am Standort III. Der Wind wehte aus nördlicher Richtung mit einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 2 m/s. Die Wellen erreichten eine Höhe von bis zu 4 cm. Der Sauerstoffgehalt in der 35 cm- Aufbauvariante (blau) blieb während des Tages unverändert bei 0 mg/l, während der Gehalt in der 25 cm- Variante (rot) von 0 mg/l auf 3,5 mg/l während des Windereignisses anstieg. Der Gehalt im Seewasser (gelb) erreichte Werte von bis zu 12 mg/l.

Zeitgleiche Messungen aller Aufbauvarianten z.B. am 08. September 2016 zeigten, dass mit zunehmender Aufbaustärke der Gehalt an gelöstem Sauerstoff von 0.15 mg/l in der 15 cm- Aufbauvariante signifikant auf 0.1 mg/l in der 45 cm- Aufbauvariante sank ( $p < 0.001$ ). Gleichzeitig erreichten die Werte des angrenzenden Seewassers bis in eine Tiefe von 60 cm Werten zwischen 13,2 und 12,4 mg/l. Dieser Zusammenhang zwischen Aufbauvariante und Sauerstoffgehalt war auch während der Messungen am 23. September und am 03. November signifikant. Die Menge der durch die unterschiedlichen Aufbauhöhen eingebrachten organischen Substanz beeinflusste somit den Gehalt des gelösten Sauerstoffs innerhalb der Gabionen. Ein Unterschied zwischen den drei Standorten auf den Sauerstoffgehalt konnte zum Zeitpunkt der Messung nicht festgestellt werden [Abbildung 59].

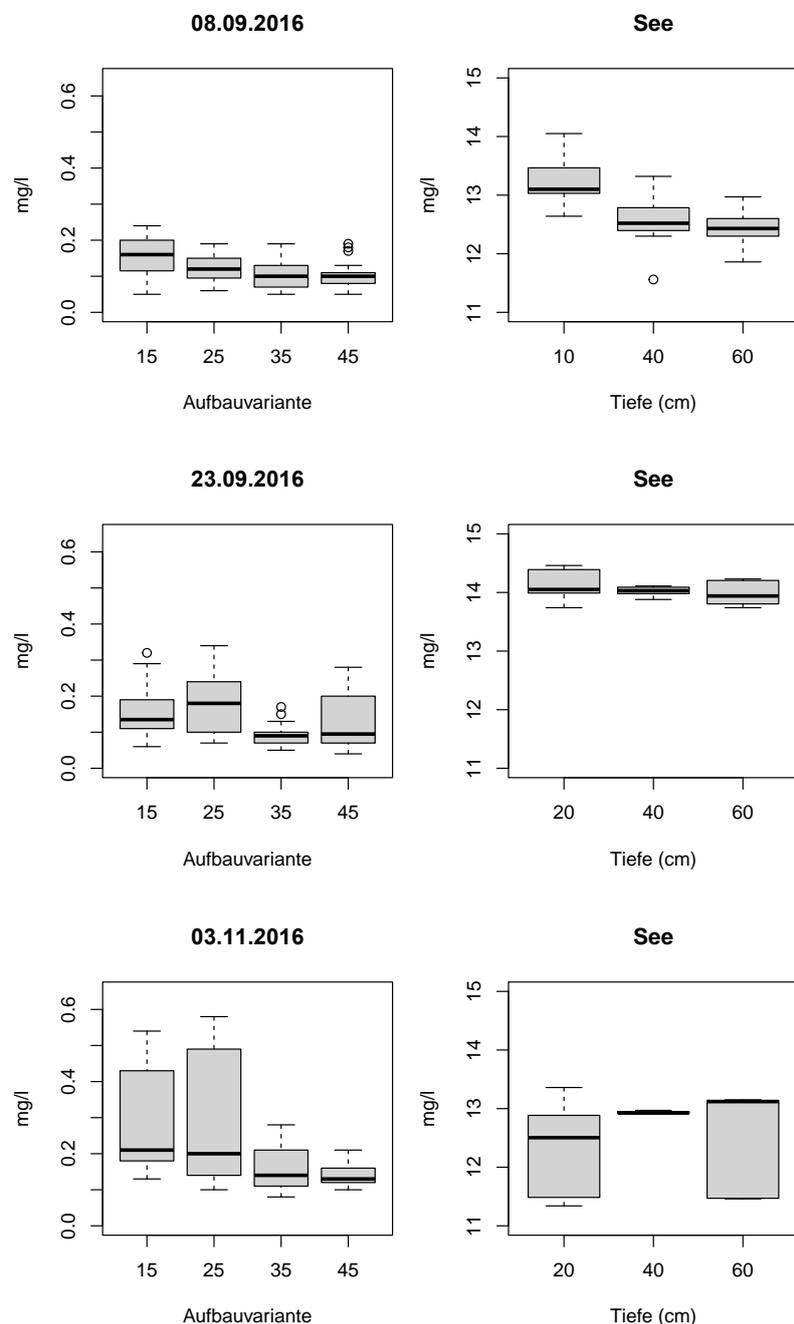


Abbildung 59. Gelöster Sauerstoff (mg/l) im Wasser der vier Varianten aller drei Standorte und im Freiwasser des Sees am 08.09.2016, 23.09.2016 und 03.11.2016.

### 4.5.3 Abbaurrate organischer Substanz

Der mikrobielle Abbau der Halme setzte mit dem Eintauchen der Schilfrohrgabionen in das Wasser ein. Zwar blieben die Schilfrohrhalme während der gesamten Versuchsdauer als vollständiger Halm erhalten, der Abbau zeigte sich aber anhand des abnehmenden C:N-Verhältnisses von  $347 \pm 22$  im trockenen Ausgangszustand auf  $158 \pm 15$  (45,5 %) im Dezember 2015,  $129 \pm 49$  (37,2 %) im Dezember 2016 und  $131 \pm 61$  (37,8 %) im Juli 2017. In den Randbereichen der Gabionen war das C:N-Verhältnis signifikant geringer als im Zentrum der Gabionen (109 : 148 im Dezember 2016 bzw. 80 : 183 im Juli 2017). Dieser Unterschied deutet auf einen höheren Abbau der Halme in den Randbereichen der Gabionen hin [Abbildung 60] [Abbildung 61]

Abbildung 60. C:N-Verhältnis der Schilfrohrhalme im Dez. 2015, Dez. 2016 und Juli 2017.

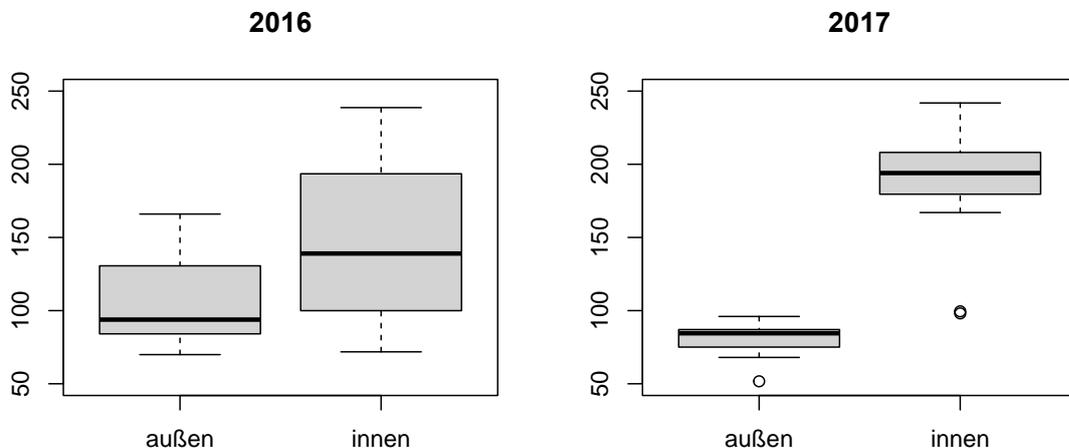
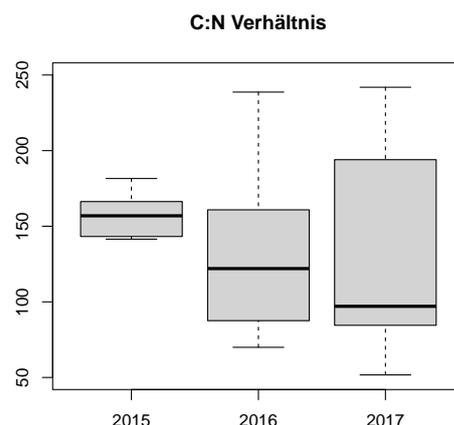


Abbildung 61. C:N-Verhältnis der Schilfrohrhalme am Rand und im Zentrum der Gabionenkörper im Dezember 2016 und Juli 2017.

### 4.6 Vegetationsentwicklung

Nach dem Einsetzen der Schilfrohrgabionen sind die Rhizome von *Phragmites australis* sowie die seitlich eingesetzten Ganzpflanzen von *Thelypteris* und *Carex* ausgetrieben. *Phragmites* hat im August 2015 eine Wuchshöhe zwischen 35 cm bis 72 cm und eine Halmdichte zwischen 8 und 1 Halm je  $m^2$  erreicht [Abbildung 63]. Die 15 cm- Aufbauvariante der Schilfrohrgabione zeigte dabei die signifikant höchste Halmdichte, während die 45 cm Aufbauvariante die geringste Halmdichte erreichte ( $p < 0.1$ ). Diese Unterschiede sind dadurch zu erklären, dass die jungen Triebe die trockenen und harten Halme der Schilfrohrgabione

(Gesamtdicke der Lagen bis zu 35 cm) nur schwer durchwachsen konnten. Von den jeweils vier seitlich eingesetzten *Carex* und *Thelypteris* sind im Durchschnitt 1 - 2 Pflanzen angewachsen. Ein Einfluss der unterschiedlichen Standorte auf den Anwuchserfolg war nicht zu erkennen.

Nach dem Austrieb und im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode 2015 wurden alle Pflanzen von Wasservögeln verbissen, während diese die Inseln als Rastmöglichkeit auf dem See nutzten [Abbildung 62]. Insbesondere *Phragmites australis* hatte sehr unter dem Verbiss zu leiden, weil die nach oben offenen Halme überstaut wurden, als die Schilfrohrgabionen mit einem immer größeren Teil ihres Volumens in das Wasser eingetaucht sind. Durch den Überstau der Halme ist die überwiegende Anzahl der Rhizome abgestorben, so dass im Frühjahr 2016 nur noch auf insgesamt zwei Gabionen Schilfpflanzen ausgetrieben sind.

Aus der Nachpflanzung Anfang Juni 2016 (40 Schilfhalmstecklinge je Gabione) hat sich im Verlauf der Vegetationsperiode 2016 ein Bestand mit einer Wuchshöhe zwischen 34.1 und 80.8 cm und einer durchschnittlichen Halmanzahl zwischen 41.5 und 66.0 Stück entwickelt [Abbildung 64]. Dieser Austrieb wurde in der Vegetationsperiode 2016 trotz der nachträglich installierten Schutzmaßnahmen erneut durch Wasservögel verbissen. Die Pflanzen konnten allerdings stets erneut austreiben. Unterschiede im Zuwachs zwischen den Varianten und Standorten konnten nicht untersucht werden, weil der Einfluss durch den Verbiss über mögliche Standortunterschiede dominierte. So betrug die Bestandshöhe am Standort II bzw. III im Juli 2016 aufgrund von Verbiss lediglich zwischen 20 und 40 cm während am Standort I ohne Verbiss Wuchshöhen bis zu 80 cm erreicht wurden [Abbildung 66] [Abbildung 67].

In der Vegetationsperiode 2017 wurden lediglich eine Aufnahme im Mai und eine im August durchgeführt. Aufgrund des Brutgeschäftes zweier Lachmöwenpaare konnte keine weitere Dokumentation des Vegetationszuwachses erfolgen. Eine Unterscheidung zwischen den Varianten war zudem nicht mehr möglich, weil sich die Gabionenkörper aufgrund des verrosteten Eisendrahtes und der unvollständigen Durchwurzelung aufgelöst und aus dem Raster gelöst hatten. Die Anzahl der Gabionen hat sich daher von 24 auf insgesamt 15 reduziert bzw. eine Zuordnung zu den einzelnen Aufbauvarianten war aufgrund der gelösten Halmschichten nicht mehr möglich. Es hat sich ein Bestand aus *Phragmites australis* eingestellt, dessen Wuchshöhe und Halmdichte mit den Werten des Vorjahres vergleichbar ist.



Abbildung 62. Von Wasservögeln im Verlauf der Vegetationsperiode 2017 verbissene Halme von *Phragmites australis* am Standort II.

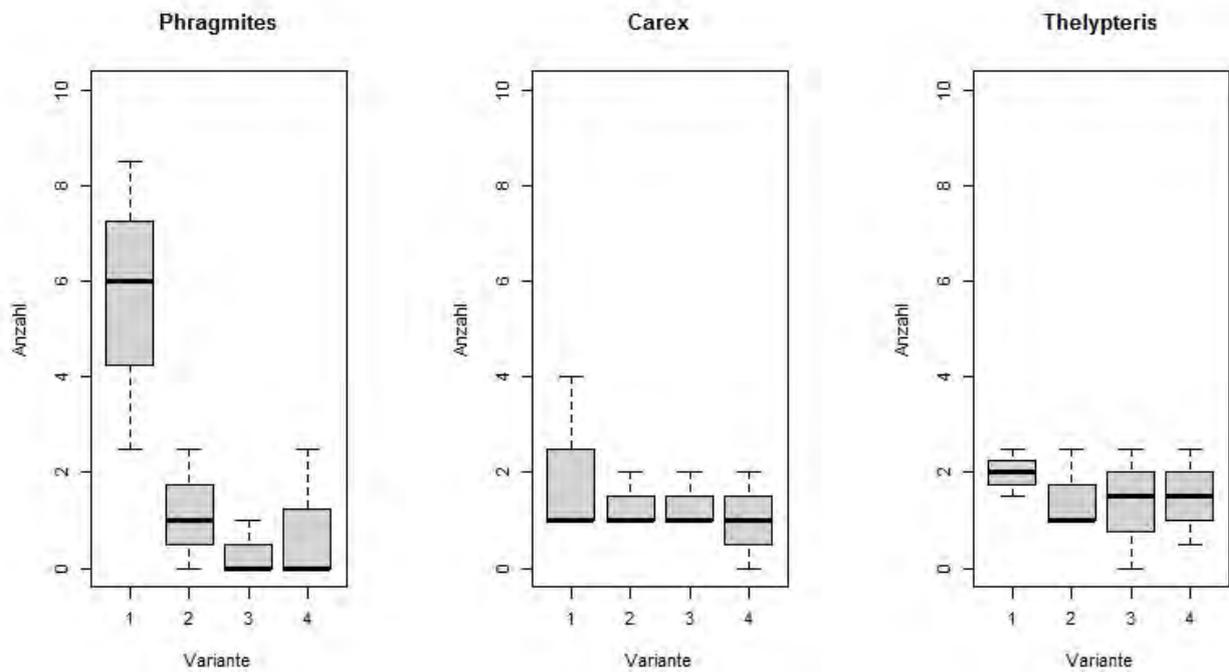


Abbildung 63. Anzahl der Halme von *Phragmites australis* und Anzahl der eingesetzten Pflanzen von *Carex pseudocyperus* und *Thelypteris palustris* im August 2015 je Aufbauvariante der Schilfrohrgabione.

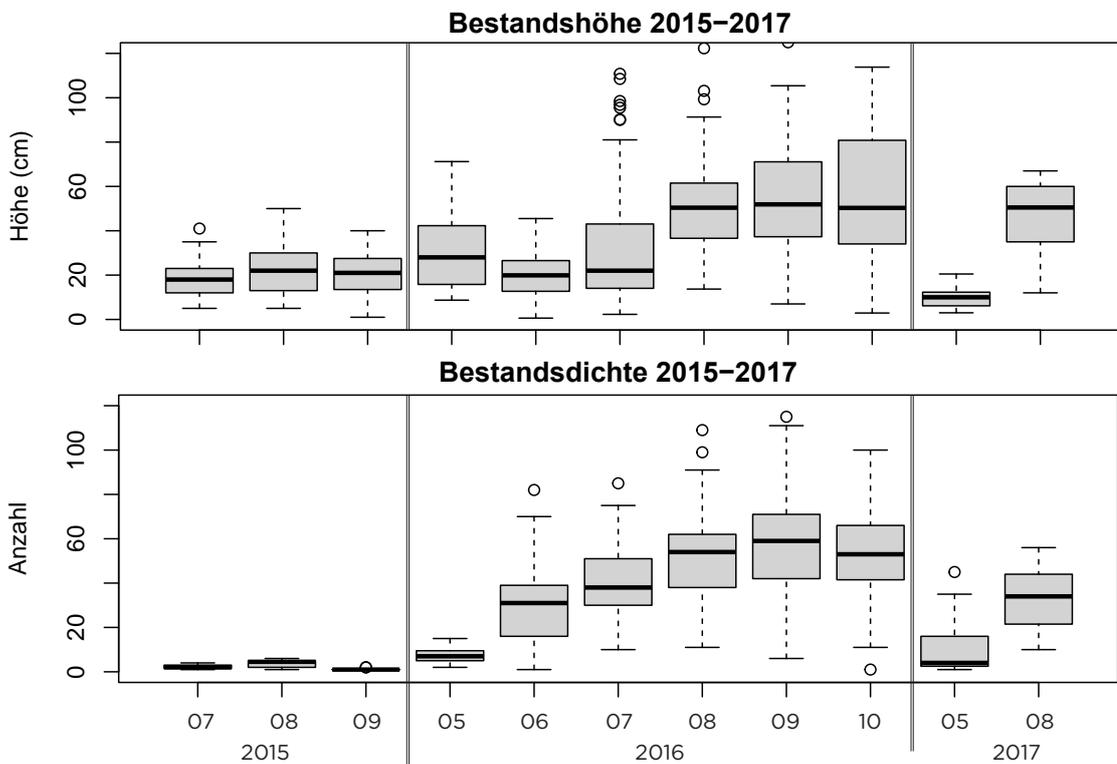


Abbildung 64. Wuchshöhe und Halmdichte von *Phragmites australis* aller Aufbauvarianten und Standorte im Verlauf der Vegetationsperioden 2015 (n=24), 2016 (n=24) und 2017 (n=15).

#### 4.7 Drahtgitter

Die Gabionenkörper wurden mit einem nicht korrosionsgeschützten Drahtgitter zusammengebunden. Mit dem Einsetzen der Gabionen in das Wasser begann auch die Korrosion des Drahtgitters. Während das Drahtgitter verrostete, sollten die Pflanzen die Gabionen durchwachsen und mit ihren Wurzeln zu einem elastischen Körper verbinden.

Durch den Verbiss ist *Phragmites australis* in der Vegetationsperiode 2015 fast vollständig ausgefallen und wurde zu Beginn der zweiten Vegetationsperiode 2016 nachgepflanzt. Ende 2016 hatte *Phragmites australis* den Gabionenkörper daher noch nicht vollständig durchwachsen können, während die Korrosion des Drahtgitters zu diesem Zeitpunkt bereits weit fortgeschritten war. Insbesondere war das Gitter an den Seitenflächen der Gabionen, d.h. im Wasserwechselbereich stark verrostet [Abbildung 65].

Dadurch konnten sich zuerst einzelne Halme und später ganze Halmschichten aus den Gabionen lösen. Insbesondere aus den hohen Aufbauvarianten haben sich aufgrund der fehlenden Durchwurzelung die unteren Halmschichten sowie die als untere Lage eingebaute Schilfplatte gelöst. Die Schilfplatte ist dabei an die Wasseroberfläche getreten und schwamm als einzelne Platte auf dem Wasser. Die einzelnen Halme verteilten sich an der Wasseroberfläche innerhalb des Rahmens zwischen den übrigen Gabionen. Die Aufbaustärke der Gabionen reduzierte sich daher auf die verwurzelten Schilfhalmschichten. Aufgrund des verrosteten Drahtgitters und der um eine Vegetationsperiode verzögerte Entwicklung der Pflanzen war die Stabilität der gesamten Gabionen am Ende der zweiten Vegetationsperiode nicht mehr gegeben. Die durchwachsenen Halmschichten schwammen innerhalb des Rahmens weiter auf dem Wasser. Eine Überprüfung und Dokumentation der durchwurzelt Teile der Schilfrohrgabionen war allerdings nicht möglich, weil sich die locker verwachsenen Halmschichten nicht mehr aus dem Wasser heben ließen.



Abbildung 65. Das Drahtgitter der Gabionen ist verrostet und die Halmschichten sowie die untere Platte haben sich gelöst (links), weil die Gabionen noch nicht vollständig durchwurzelt waren. Die durchwurzelt Halmschichten, einzelne Halme sowie die Schilfplatten schwammen weiter auf dem Wasser (07.10.2016).

Abbildung 66. Wuchshöhe (cm) *Phragmites australis* je Variante und Standort in der Vegetationsperiode 2016.

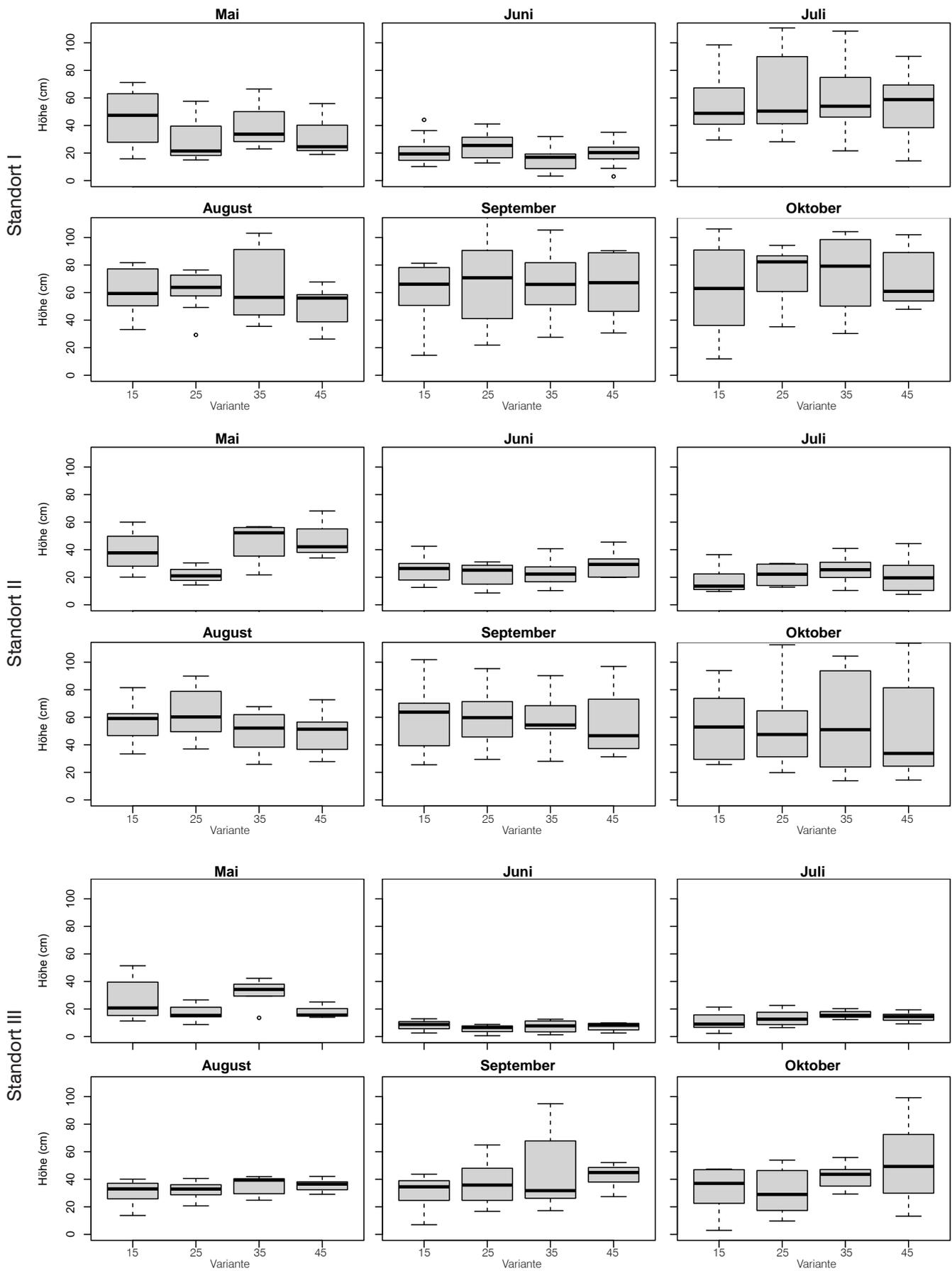
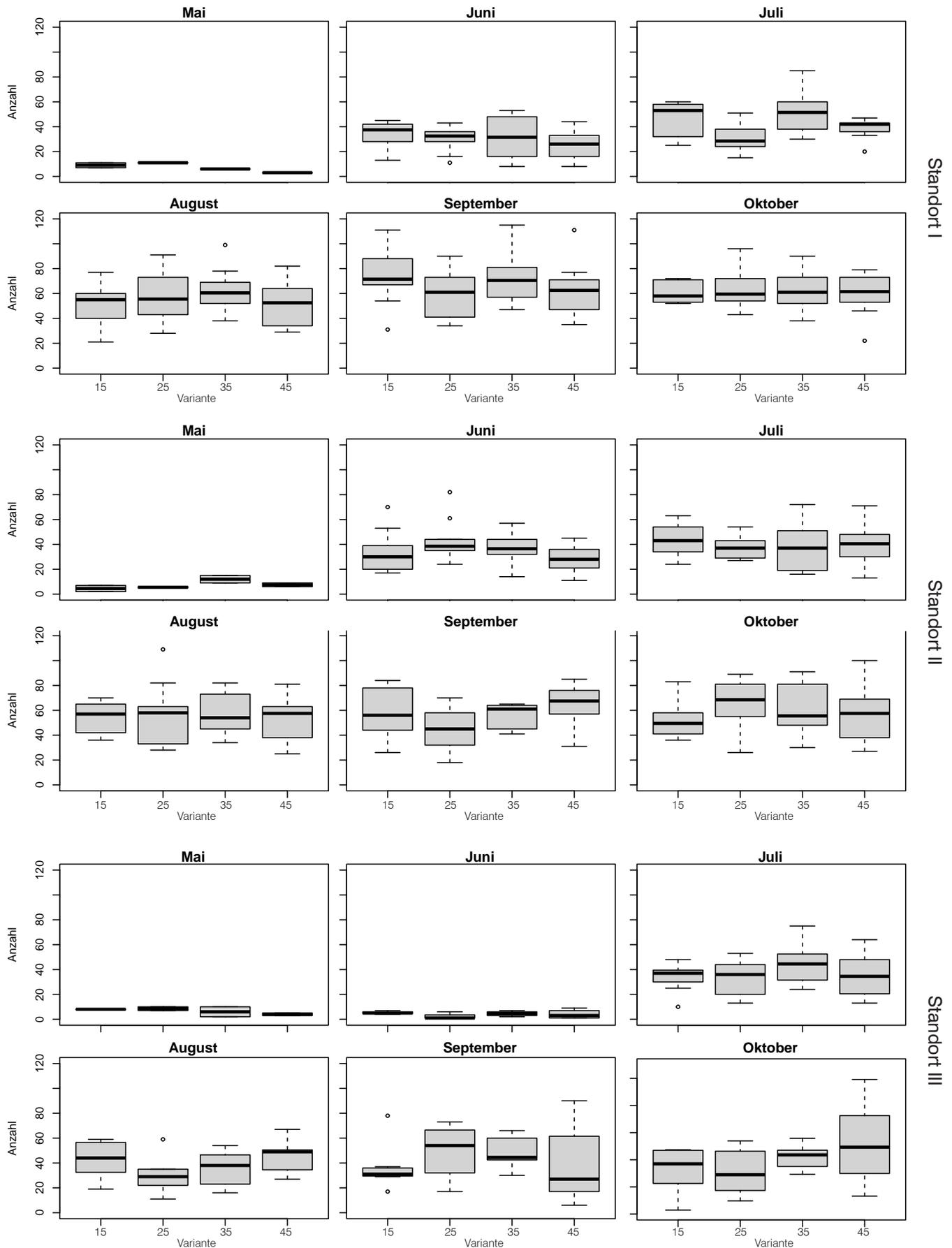


Abbildung 67. Halmdichte je m<sup>2</sup> von *Phragmites australis* je Variante und Standort in der Vegetationsperiode 2016.

#### 4.8 Faunistische Besiedlung

Die Ergebnisse der Beprobung des Makrozoobenthos sind in der Tabelle 4 dargestellt. Im Zuge der Untersuchungen wurden 47 Taxa festgestellt [Tabelle 4]. Die höchsten Taxazahlen wurden von den Gruppen *Mollusca* und *Chironomidae* (*Diptera*) ermittelt. Im Vergleich zeigen die Untersuchungen des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) aus den Jahren 2007, 2010, 2013 und 2015 vergleichsweise höhere Taxazahlen. Diese höheren Taxazahlen sind dadurch zu erklären, dass die Anzahl der Probenahmestellen mehr als doppelt so hoch war. Da viele Taxa im Schollener See nur in geringen Abundanzen vorkommen, hat eine Erhöhung der Probemenge auch eine Erhöhung der Taxazahl zur Folge.

Tabelle 4. Taxa der Beprobung von Mai 2016 auf dem Schollener See an den Standorten I, II, III

DV-Nr	Taxon	Standort III 24.05.2017		Standort II 24.05.2017		Standort I 24.05.2017	
		Ind	Ind	Ind	Ind	Ind	Ind
	Mollusca						
1095	Acroloxus lacustris					1	
1040	Anisus vortex					1	
1399	Bithynia leachii troscheli cf.	2	1				
1009	Bithynia tentaculata		3			1	
1024	Gyraulus albus	1	6			6	
1218	Gyraulus crista		1			1	
1083	Physa fontinalis	4	8			10	
1082	Planorbarius corneus		2				
1033	Planorbis carinatus	1	1			4	
1409	Radix balthica		10			12	
1963	Stagnicola	1	7				
	Oligochaeta						
1938	Oligochaeta	2	1			2	
5011	Stylaria lacustris	21	3			18	
	Hirudinea						
	Alboglossiphonia					1	
1066	Erpobdella nigricollis					1	
1000	Erpobdella octoculata	2				10	
1372	Piscicolidae	4				1	
	Crustacea						
1004	Asellus aquaticus	11	12			12	
1574	Gammaroidea	1					
1451	Limnomysis benedeni	2					
	Ephemeroptera						
668	Baetidae	1					
711	Caenis robusta	26	19			28	
153	Cloeon					1	
394	Cloeon dipterum		1			1	
	Odonata						
909	Coenagrionidae	1	1			1	4
20358	Erythromma						1
159	Ischnura elegans	1	4				
	Heteroptera						
463	Ranatra linearis		1			1	
154	Sigara striata		1			1	
	Coleoptera						
10007	Enochrus		1			1	
707	Enochrus melanocephalus	1	1			1	2
10380	Scirtes		1			1	2
	Trichoptera						
104	Ecnomus tenellus		17				1
781	Mystacides longicornis					1	
786	Oecetis ochracea	1					
	Diptera						
20965	Ceratopogoninae / Palpomyiinae	1					10
	Corynonneura	2					4
10036	Cricotopus	26				25	5
10817	Endochironomus albipennis					1	
10361	Glyptotendipes pallens	2	1				
	Nanocladius						1
106	Orthocladiinae		4				
10840	Parachironomus arcuatus	7	10				1
10365	Polypedilum nubeculosum	2					
20992	Psectrocladius limbatus	2	3				
	Tanytus punctipennis		1				
	gesamt	26	29			28	28



## 5. Diskussion

### 5.1 Der Schollener See und die schwimmenden Inseln

Der Schollener See bietet für die Entwicklung und Erhaltung schwimmender Verlandungsgesellschaften günstige Standortbedingungen. Die Wassertiefe liegt im Mittel bei 0,72 m. Daher werden die Wellenhöhen von der Windrichtung, d.h. der Windstreichlänge über die freie Seefläche bestimmt (fetchdominiert). Die größten Wellenhöhen treten daher an den exponierten Ufern wie z.B. dem Standort I mit signifikanten Wellenhöhen von bis zu 8 cm auf, wenn der Wind über die größte Windstreichlänge aus nord-westlicher Richtung weht. Die Wellenhöhe nimmt erst ab einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s zu bzw. auch wieder ab, so dass die Wellen nur während eines begrenzten Zeitraumes im Verlauf eines Tages auftreten. Dieses zeitlich begrenzte Auftreten und die niedrigen Wellenhöhen begünstigen die Entstehung und Entwicklung breiter Verlandungsgesellschaften aus Laichkraut-, Schwimmblatt und Röhricht-Gesellschaften, welche gegenüber den physikalischen Belastungen durch die Wellen empfindlich sind (HORST ET AL. 1966). Diese progressive Verlandungsabfolge ist oft auch der Beginn für schwimmende Verlandungsgesellschaften (UHLMANN & HORN 2001). Auf dem Schollener See trat in der Vergangenheit neben den dafür typischen Wasser- und Röhrichtgesellschaften die Gesellschaft des *Cicuto-Caricetum pseudocyperi* auf, eine Pioniergesellschaft die an diesen geschützten Ufern insbesondere auf schwimmend akkumuliertem organischen Material wie Schilfröhrichthalmen anzutreffen ist (HORST ET AL. 1966, HILBIG UND REICHHOFF 1974). Aufgrund dieser Standortbedingungen haben sich auf dem Schollener See breite Verlandungsgürtel entwickelt, welche heute ca. 50 % der Seefläche bedecken.

Eine weitere Ursache der Entstehung schwimmender Röhrichte ist das Aufschwimmen von überstauten Röhrichtflächen durch periodische Wasserstandschwankungen (RODEWALD-RUDESCU 1974). Der Schollener See ist direkt mit dem Abflussregime der Havel verbunden. Vor dem Ausbau der Havel lagen die jährlichen Schwankungen der Havel bei 1,65 m, so dass aufgrund der durchschnittlichen Tiefe des Sees von 0.72 cm Teile des Sees während der Niedrigwasserstände der Havel trocken gefallen sind. HILBIG & REICHHOFF (1974) erwähnen Schlammbanken, welche während der Niedrigwasserphasen der Havel auf dem Schollener See auftraten. Aufgrund der günstigeren Nährstoffversorgung auf den Schlammbanken gegenüber den o.g. organogenen Schwingdecken des *Cicuto-Caricetum pseudocyperi* werden die Schlammbanken direkt von Röhrichtarten wie *Typha angustifolia* besiedelt. Wenn der Wasserspiegel wieder ansteigt, dann können sich diese nur locker im Schlamm verwachsenen Röhrichtbestände vom Untergrund lösen und als Insel aufschwimmen. Hinweise auf diese Art der Entstehung werden von zahlreichen Autoren in der Literatur z.B. aus dem Donaudelta benannt (RODEWALD-RUDESCU 1974) und könnte für das charakteristische Bild des Schollener Sees mit zahlreichen auf der Wasserfläche verteilten kleinen schwimmenden Röhrichtinseln verantwortlich sein. Somit begünstigte das am Schollener See vorherrschende Wasserregime aus Hoch- und Niedrigwasserphasen sowie die geringe Wassertiefe und die geringen Wellenhöhen das natürliche Auftreten der ausgedehnten Schwingröhrichtflächen auf dem See.

Das Wasserregime des Schollener Sees wurde durch den Havelausbau und die verringerten Überflutungsereignisse sowie die abgesenkten Sommerwasserstände des Flusses nachhaltig verändert. Mit der Errichtung des Stauwehres stellen sich während der Sommermonate homogene Wasserstände auf dem See ein, so dass sich keine offenen Schlammbanken während Niedrigwasserphasen der Havel und damit auch keine neuen Röhrichtinseln mehr bilden konnten. Die bereits entstandenen Schwingröhrichte konnten sich allerdings aufgrund der günstigen Standortbedingungen, d.h. aufgrund der geringen Wellenentwicklung bis heute schwimmend erhalten und weiter entwickeln. Seit deren Entstehung hat eine Verbuschung

und Bewaldung der Röhricht-Gesellschaften durch Grauweidengebüsche und Erlenbruchgesellschaften eingesetzt. Die Biotoptypenkartierungen von 1992 bis 2005 zeigen, dass im Verlauf dieser Sukzession der Flächenanteil der Röhrichtflächen abgenommen hat, während der Anteil der verbuschten und insbesondere der bewaldeten Flächenanteile anstieg. Die schwimmenden Röhrichtflächen unterliegen somit der natürlichen Sukzessionsabfolge vom Röhricht bis zur Erlenbruchgesellschaft, wie sie in natürlichen Uferzonen auftritt. Diese Sukzession findet nicht nur in den die Wasserfläche gürtelartig umziehenden Randzonen, sondern auch auf den sich auf der Wasserfläche bewegendenden Inseln statt. Oftmals reichen daher Vegetationsgesellschaften wie die Erlenbruchgesellschaften, welche in progressiven Verlandungsszenarien eigentlich in der landseitigen Randzone des Verlandungsgürtels auftritt, auf den schwimmenden Inseln bis an die Wasserkante (HILBIG UND REICHHOFF 1974) [Abbildung 67] [Abbildung 68].



Abbildung 68. Schwingkante am Schollener See. Der Erlenbruch reicht bis an die wasserseitige Kante. Die Kante wird gesäumt von *Eupatorium cannabinum* und *Thelypteris palustris*.

Unabhängig des erreichten Sukzessionsstadiums haben diese ehemaligen Schwingröhrichte bzw. heutigen Erlenbruchgesellschaften ihre Schwimmfähigkeit beibehalten. Zuletzt ist 2013 während eines Hochwasserereignisses ein ca. 7 ha großes, überwiegend mit Erlen bestandenes Teilstück über den Schollener See getrieben. Die Schwingdecke bestand aus einem unteren Horizont Schilftorf und einem darüber liegenden Horizont Erlenbruchtorf. Während der Schilftorf eine durchschnittliche Trockensubstanz von 71 g/ l FV besaß, erreichte der Erlenbruchtorf eine Dichte zwischen 100 bis 130 g/ l FV. Als Grenzwert für das Aufschwimmen von Torfmoostorfen wird von TOMASSEN ET AL. (2004) eine maximale Trockenmasse von 75 g angegeben. Unabhängig der Unterschiede zwischen Torfmoos- und Schilftorf, wäre demnach nur der untere Schilftorfhorizont schwimmfähig, während der Erlenbruchtorf diesen Grenzwert überschreitet und als nicht mehr schwimmfähig einzustufen wäre. Dennoch schwimmt die beprobte Insel heute in ihrem Randbereich auf einem Wasserkissen, während sie in ihrem Zentrum auf der Grobdetritus-Gyttia des Seegrundes aufliegt. Dieser Kontakt mit dem Seegrund und die Auflast des Erlenbestandes führen zu der höheren Verdichtung des Erlenbruchtorfes (KRATZ UND DEVITT 1986) im Zentrum der Insel mit 125,75 g/ l FV, während die Dichte am Rand über dem Wasserkissen mit 101,06 g/ l FV signifikant geringer ist. Eine Verdichtung des Schilftorfes war nicht feststellbar. Diese Verdichtung deutet auf den Beginn einer abnehmende Schwimmfähigkeit im Zentrum der Insel hin. Auf diese Tendenz eines verringerten Schwimmvermögens deutet weiterhin der hohe Anteil an abgestorbenen Erlen im Zentrum der Insel hin. Die Erlen sind wahrscheinlich aufgrund

der abnehmenden Schwimmfähigkeit der Insel bzw. durch den Überstau bei Hochwasser abgestorben. Zwar sind Erlen an eine Überstauung in der Vegetationsruhe angepasst, jedoch kann diese während der Vegetationsperiode zum Absterben in Folge von Sauerstoffmangel führen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010; GROSSE 1989; McVEAN 1956). HILBIG (1974) hat im Rahmen seiner Vegetationsaufnahmen abgestorbene Erlenbestände erwähnt. Er berichtet weiterhin, dass diese Bereiche wieder durch Grauweidengebüsche eingenommen werden. Diese Weidengebüsche werden in den heutigen Biotopkartierungen mit einem Flächenanteil von 5,7 ha aufgeführt.

Die Schwimmfähigkeit der Inseln scheint sich somit mit den im Verlauf der Sukzession auftretenden Vegetationsgesellschaften zu verringern. Es ist allerdings unklar, ob die Entwicklung eines Erlenbruchbestandes und die damit einhergehende Verdichtung des Torfkörpers zwangsläufig zu einem vollständigen Verlust der Schwimmfähigkeit führt. Denkbar wäre auch, dass sich durch das Absterben der Erlen und der Rückentwicklung zu Weidengebüschen die Auflast wieder verringert und dadurch kein vollständiger Verlust der Schwimmfähigkeit eintritt, so dass diese Bestände auch noch in Zukunft wie zuletzt 2013 als bewaldete Insel über den See treiben können. Die Begrenzung der Auflast durch absterbende Erlen ist auch an der

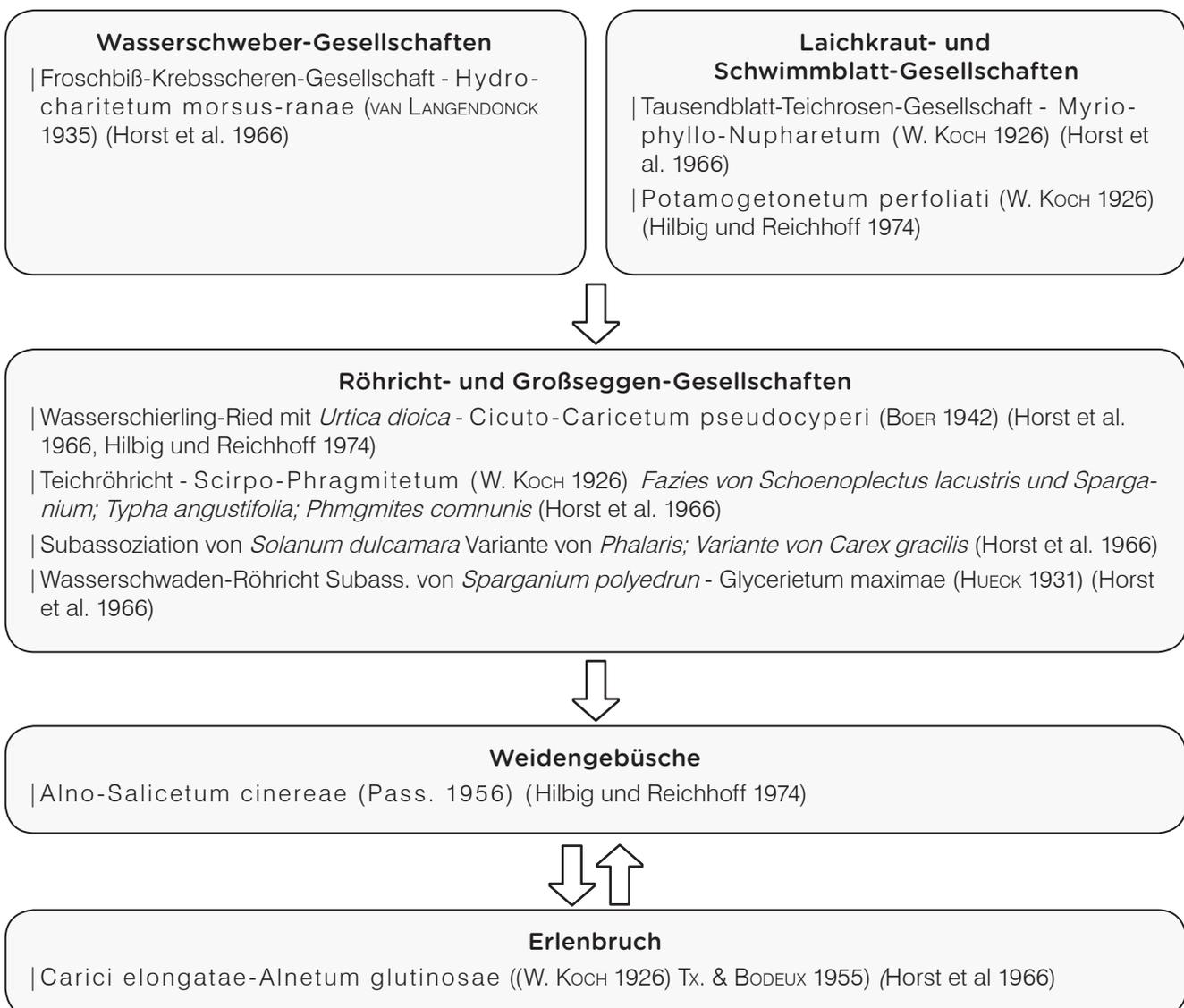


Abbildung 69. Abfolge der an der Verlandung beteiligten Vegetationsgesellschaften auf dem Schollener See (HORST ET AL. 1966 und HILBIG UND REICHHOFF 1974)

Insel im Hautsee in Thüringen zu beobachten. Diese ist ebenfalls durch Erlen bestanden, welche aber, wenn sie eine bestimmte Größe erreicht haben, durch die Insel „hindurch rutschen“. Dadurch hat sich unter dem Inselkörper ein dichter „Wald“ aus Erlenstämmen gebildet, welcher aber aufgrund der Tiefe des Sees (Karstsee) nicht mit dem Gewässergrund in Verbindung steht (W. Sinn, mdl. Mitteilung 14.09.2012). Eine Verdichtung des Torfkörpers bis zum vollständigen Verlust der Schwimmfähigkeit scheint daher durch das Absterben der Erlen nicht einzutreten.

Die Standortbedingungen auf dem Schollener See sind somit für die Entstehung und Entwicklung von schwimmenden Inseln günstig und haben das Durchlaufen aller Sukzessionsstadien von der Röhrichtgesellschaft bis zum Erlenbruchwald ermöglicht. In Folge der homogenen Wasserstände scheinen keine neuen schwimmenden Röhrichte mehr zu entstehen. Die bestehenden Inseln scheinen trotz der einsetzenden Verdichtung durch die Auflast der Gehölze und den Kontakt mit dem flachen Gewässergrund ihre Schwimmfähigkeit nicht vollständig zu verlieren und werden daher auch in Zukunft als Insel über den See treiben können.

## 5.2 Schilfrohrgabionen

Der Aufbau der Schilfrohrgabionen orientiert sich am Aufbau der organischen Schwingdecken, d.h. an der mit fortschreitender Vegetationsentwicklung zunehmenden Aufbaustärke der organischen Mattenkörper natürlicher schwimmender Röhrichtgesellschaften. Eine variierende Aufbaustärke der Schilfrohrgabionen spiegelt die unterschiedlichen Entwicklungsstadien der natürlichen Vorbilder wider. Mit Hilfe der Aufbaustärke des Gabionenkörpers sollte ein gegenüber Wellenbewegung empfindliches Entwicklungsstadium, d.h. eine lockere Wurzel- und Rhizomschicht übersprungen und eine stabile Entwicklungsphase eingeleitet werden. Die bis mehrere Dezimeter mächtigen schwimmenden Torfschichten werden als eine auf dem Wasser schwimmende träge Masse beschrieben, die gegenüber externen Einflüssen wie z.B. Wellen resistent ist (OUZILLEAU 1974). Das Alter eines ca. 50 - 60 cm mächtigen mit *Typha glauca* bestandenen Körpers wird bei einer durchschnittlichen Zuwachsrate von 0,56 cm/a mit ca. 100 Jahren angegeben (HOGG UND WEIN 1987). Die im Versuch gewählten Aufbaustärken würden demnach einem Alter zwischen 27 und 80 Jahren entsprechen. Untersuchungen im Wellenkanal haben gezeigt, dass die dicken bzw. schwereren Gabionen weniger durch Wellen bewegt worden sind, als die dünneren Aufbauvarianten (VOGT 2016). Die mächtigeren Aufbauvarianten verhalten sich somit aufgrund ihrer höheren Masse ähnlich der natürlichen Inseln. Je mächtiger die Aufbaustärke der Gabione daher gewählt wird, desto geeigneter scheint sie damit als träge Masse zur Einleitung einer stabilen Entwicklungsphase zu sein.

Charakteristisch und wichtig für den dauerhaften Erhalt schwimmender Inseln sind anaerobe Standortbedingungen innerhalb des organischen Körpers. Die anaeroben Bedingungen entstehen durch den mit dem mikrobiellen Abbau der Schilfrohrhalme einsetzenden Verbrauch des im Wasser gelösten Sauerstoffes. Diese Zehrung führt im ersten Jahr, wenn die Gabionen noch nicht mit ihrem vollständigen Volumen in das Wasser eingetaucht sind [Abbildung 69], zu einem gegenüber dem Seewasser geringeren Gehalt gelösten Sauerstoffs innerhalb der Gabionenkörper. Allerdings wird der Gehalt durch die Sauerstoffproduktion infolge des phototrophen Stoffwechsels der grünen Pflanzen und Algen im Seewasser beeinflusst, so dass sich im Inneren der Gabionen ein vergleichbarer Tagesgang abzeichnet. Dabei erreichen die maximalen Werte nicht die Messwerte des Seewassers, sondern liegen unterhalb dieser. Wenn während der Nachtstunden keine Photosynthese stattfindet und die Sauerstoffzehrung, z. B. durch Atmung überwiegt, dann sinkt der Wert in dieser Zeit auf Werte von unter 1 mg/l. Daran zeigt sich, dass im ersten Jahr der Sauerstoffgehalt durch das Wasser des Sees beeinflusst wird, aber während der Nachtstunden der Einfluss der sauerstoffzehrenden

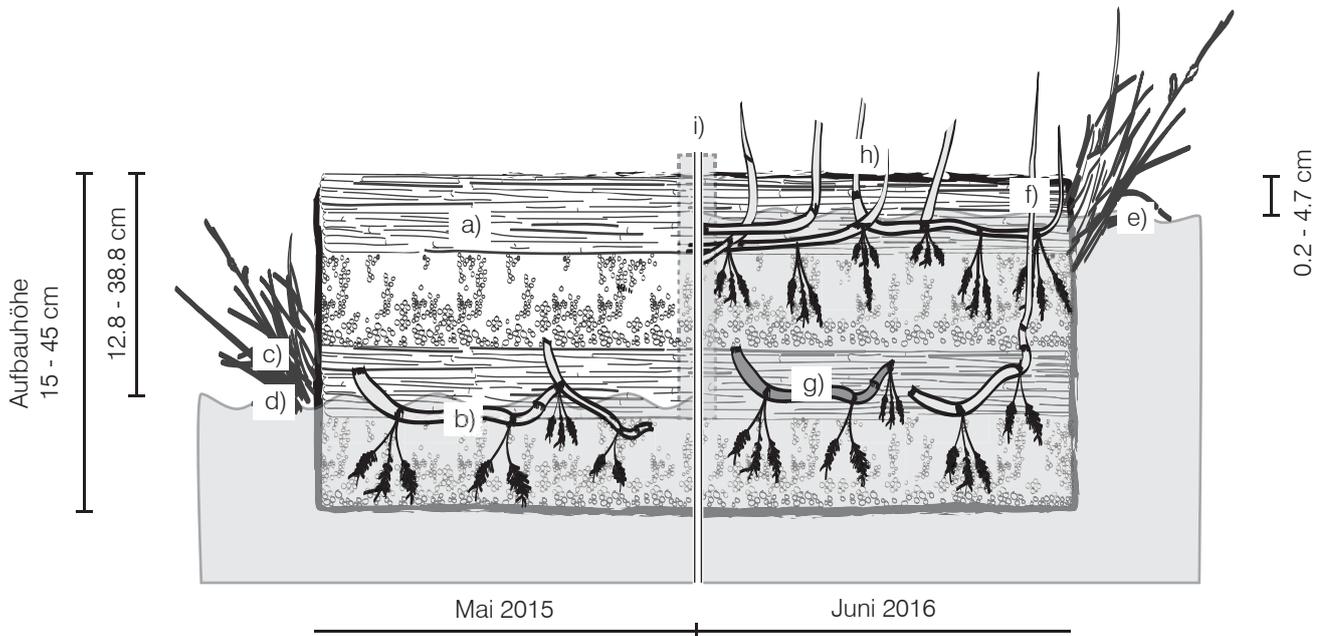


Abbildung 70. Querschnitt durch eine bepflanzte Schilfrohgabione und Darstellung des in das Wasser eingetauchten Volumens im Mai 2015 (links) sowie im Juni 2016 (rechts). (a. Schilfhalmstängel, b. Rhizome von *Phragmites australis*, c. Ganzpflanzen von *Carex pseudocyperus* und *Thelypteris palustris*, d. Wasserstand im Mai 2015, e. Wasserstand im Juni 2016, f. Austrieb von *Phragmites australis* aus den eingelegeten Rhizomen, g. abgestorbene Rhizome, h. Austrieb von *Phragmites australis* aus den 2016 eingelegeten Halmstecklingen, i. Messrohr im Zentrum zur Messung des Sauerstoffgehalts)

Prozesse dominiert. Wenn im zweiten Jahr die Gabionen mit ihrem gesamten Volumen eingetaucht sind, dann sind die durch das Seewasser beeinflussten Tagesgänge nur noch vereinzelt zu erkennen. Es stellen sich sogar während mehrerer Tage fortdauernde anaerobe Bedingungen mit Werten von unter 0 mg/l ein, d.h. der gesamte im Wasser innerhalb der Gabionenkörper gelöste Sauerstoff ist im Gegensatz zu dem umgebenden Seewasser verbraucht. Damit entwickelt sich ab dem zweiten Jahr innerhalb des Gabionenkörpers ein vom umgebenden Seewasser unabhängiger Wasserkörper.

Die Wellenereignisse auf dem Schollener See treten während begrenzter Zeitfenster auf, wenn der Wind über die größte Windstreichfläche des Sees weht. Aufgrund der geringen Wassertiefe des Sees von durchschnittlich 72 cm treten Wellenhöhen von bis 12 cm auf. Ab einer Wellenhöhe von 5 cm ist der Gehalt an gelöstem Sauerstoff innerhalb einiger Gabionen angestiegen und mit nachlassendem Wellenereignis wieder auf den Ausgangswert abgefallen. Die Werte steigen unregelmäßig und nicht zeitgleich zum Beginn des Wellenereignis sowie unabhängig der Aufbauvariante an [Abbildung 70]. Die Gabionen sind innerhalb der Rahmen sowie die Rahmen selber durch Grundanker flexibel auf dem Wasser angeordnet. Grundsätzlich ist es daher möglich, dass sich die Rahmen und mit ihnen die Inseln bzw. einzelne Inseln im Verlauf eines Wind- und Wellenereignisses gedreht haben. Mit veränderter Exposition zu Wind und Wellen, ändert sich auch der Einfluss auf den Sauerstoffgehalt. Generell ist daher davon auszugehen, dass sich der Sauerstoffgehalt im Wasser innerhalb der Gabionen im zweiten Entwicklungsjahr durch Wellen erhöht. Nach dem Ende eines Wellenereignisses führt die durch den organischen Abbau hervorgerufene Zehrung des gelösten Sauerstoffes zu einer Rückkehr in den Ausgangszustand. Mit zunehmender Aufbaumstärke, d.h. zunehmender Menge an organischer Substanz, stellt sich ein signifikant geringerer Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Wasser innerhalb der Gabionenkörper ein. Ob eine mächtigere Aufbauvariante

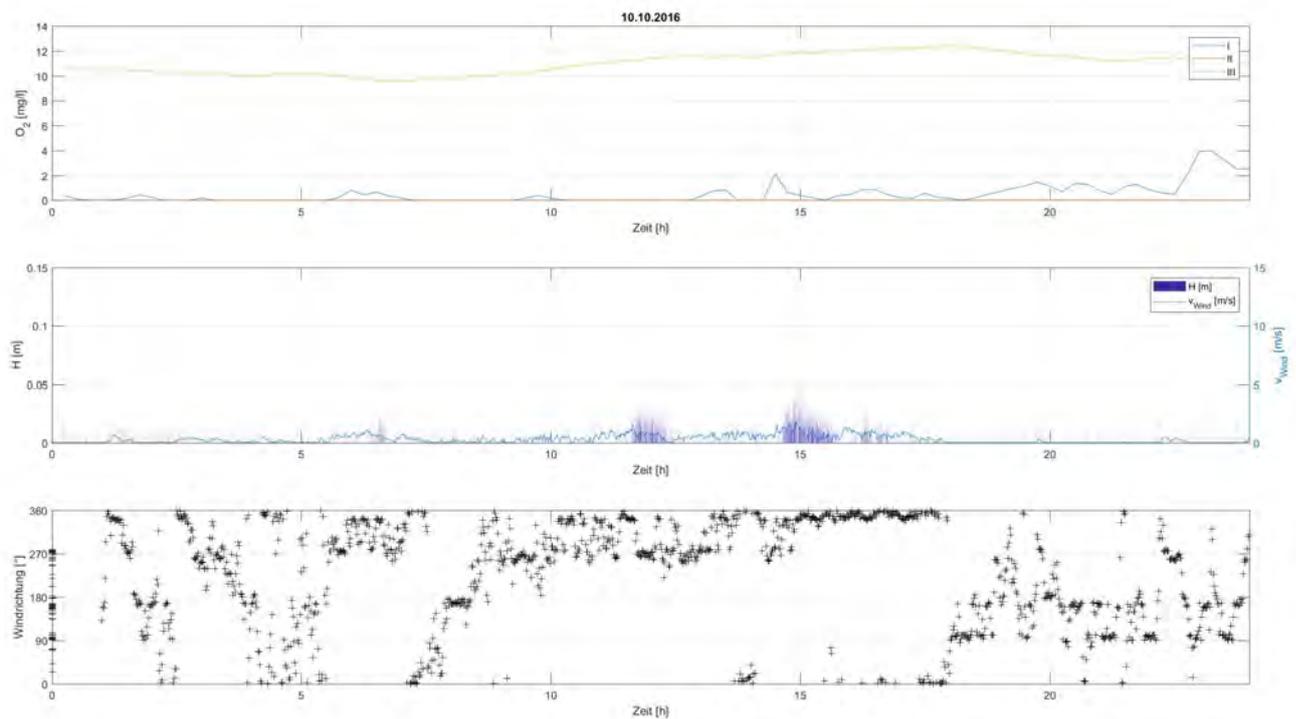


Abbildung 71. Verlauf der Sauerstoffsättigung in der 35 cm-Variante (rot) und der 15 cm-Variante (blau) am 10.10.2017 (Standort I) während periodischer Wellenereignisse im Tagesverlauf. Der Verlauf der Sättigung im Freiwasser ist mit der gelben Kurve dargestellt.

somit gegenüber dem Einfluss der Wellenbewegung resistenter ist, kann nicht geschlussfolgert werden, sie ist aber für die Rückkehr in den Ausgangszustand nach dem Ende des Wellenereignisses geeigneter als dünnere Aufbauvarianten.

In den Randzonen der Gabionen zeigte sich ein erhöhter mikrobieller Abbau der Schilfhalme in Form des abnehmenden C:N-Verhältnisses. Während im Zentrum der Gabionen im zweiten Jahr eine Abnahme um ca. 47 % festzustellen war, erreichte die Abnahme in den Randbereichen Werte von bis zu 77 % des ursprünglichen C:N-Verhältnisses. Der mikrobielle Abbau der Halme ist sowohl durch den vorhandenen Sauerstoff des Seewassers als auch durch die im Wasser verfügbaren Nährstoffe zu erklären. Der Schollener See ist als polytropher See eingestuft. Weiterhin waren während der Vegetationsperiode in den Randbereichen der Gabionen verstärkt Grünalgen zu erkennen, welche durch ihre Photosynthese Sauerstoff in das Wasser abgeben haben [Abbildung 71]. Der mikrobielle Abbau der Halme unter aeroben Bedingungen verläuft schneller und vollständig, während unter anaeroben Standortbedingungen die Abbaugeschwindigkeit im Verlauf der Zeit abnimmt. Nachdem die leicht abbaubaren organischen Bestandteile wie die Blattscheiden der Halme abgebaut sind, nimmt der Anteil der schwer abbaubaren Bestandteile zu und reduziert die Abbaugeschwindigkeit (GÜNTHER 2013; RICHERT 2001; SWIFT ET AL. 1979). Im dritten Versuchsjahr hat die Abbaugeschwindigkeit (37,8%) im Vergleich zum zweiten Versuchsjahr (37,2%) nicht weiter abgenommen. Daher ist noch nicht vorherzusagen, ob und wenn ja wann der gesamte Gabionenkörper abgebaut sein würde oder ob sich der Abbau soweit verzögert, dass ausreichend Zeit verbleibt, damit sich durch die eingesetzten Pflanzen ein schwimmender organischer Körper auf dem Wasser entwickeln kann. Diese Ergebnisse können erst im Verlauf weiterer Entwicklungsjahre gewonnen werden.

Innerhalb der Gabionen stellen sich somit erst dann die erforderlichen anaeroben Standortbedingungen ein, wenn der gesamte organische Körper vollständig in das Wasser getaucht ist. Dieser Vorgang kann je



Abbildung 72. In den Randbereichen der Gabionen haben sich während der Vegetationsperiode 2016 Grünalgen entwickelt (Aufnahmen vom 23.06.2016).

nach Aufbauvariante zwischen 12 und 18 Monaten dauern. Im Zentrum der Gabionen ist der Einfluss von Wind- und Wellen durch periodische Änderung des Sauerstoffgehaltes zu erkennen. In den Randbereichen führt der kontinuierliche Eintrag von Sauerstoff zu einem erhöhten Abbau der Schilfrohrhalme, allerdings ohne dass sich deren Struktur grundlegend verändert.

### 5.3 Vegetationsentwicklung

Die eingesetzte Vegetation soll zwei Aufgaben erfüllen. Die Pflanzen sollen mit ihren unterirdischen Organen ein ausreichendes Luftvolumen innerhalb des Gabionenkörpers entwickeln, um damit den Auftrieb für den Gabionenkörper und die oberirdischen Pflanzenteile zu gewährleisten. Weiterhin sollen die Pflanzen die Gabionen durchwurzeln, um die Halmlagen dauerhaft zu festen bzw. elastischen organischen Körpern verbinden. Der eingesetzte Draht soll die Festigkeit der Gabione nur zu Beginn gewährleisten. Er muss daher nicht vor Korrosion geschützt (z.B. verzinkt) sein und kann im Laufe, nachdem die Pflanzen den Gabionenkörper durchwurzelt haben, verrosten. In die Gabionen wurden Rhizome von *Phragmites australis* sowie je vier Ganzpflanzen von *Thelypteris palustris* und *Carex pseudocyperus* an den Seiten der Gabionen eingesetzt. *Phragmites australis* konnte sich in den geringeren Aufbauvarianten besser etablieren als in den höheren Varianten, weil die jungen Triebe die Halmlagen von bis zu 25-30 cm Aufbauhöhe nicht erfolgreich durchwachsen konnten. Mit dem Einsinken der Gabionen sind diese Triebe sowie die in den Gabionenkörper eingelegten Rhizome ebenfalls untergetaucht und aufgrund fehlenden Sauerstoffes abgestorben, wenn sie nicht mehr bis über die Wasseroberfläche reichten.

Dieser Austrieb von *Phragmites australis* sowie die seitlich eingesetzten Ganzpflanzen wurden während der ersten Vegetationsperiode von Wasservögeln fast vollständig abgefressen. Die Vögel haben die auf dem Wasser schwimmenden Gabionen intensiv als Rastmöglichkeit genutzt und dabei den Austrieb der Pflanzen nahezu vollständig verbissen. Der Verbiss von Röhrichbeständen durch Graugänse insbesondere in der Mauser zwischen Mai bis Mitte/ Ende Juni ist von Gewässern z.B. in Schleswig-Holstein bekannt. Die Tiere halten sich in dieser Zeit bevorzugt auf dem Wasser auf und fressen selbst die Schilfbestände, welche bereits über einen Meter hoch sind (HOLSTEN ET AL. 2013). Durch den Verbiss wurden die Pflanzen wahrscheinlich geschwächt. Als die Gabionen weiter in das Wasser eingetaucht sind, konnte in der Vegetationsruhe 2015/

2016 Wasser von oben in die offenen Halme von *Phragmites australis* eindringen, so dass die Rhizome abgestorben sind. Zu Beginn der zweiten Vegetationsperiode war daher nur noch auf zwei Gabionen *Phragmites australis* aus dem Vorjahr ausgetrieben.

Aus den nachgesetzten Halmstecklingen konnte sich ab Mai 2016 ein dichter Bestand aus *Phragmites australis* entwickeln. Dieser wurde zwar erneut durch Wasservögel verbissen, konnte sich aber erfolgreich etablieren [Abbildung 72]. Die Gabionen lagen in der zweiten Vegetationsperiode bereits tiefer im Wasser als im Vorjahr bzw. waren vollständig eingetaucht. Der Auftrieb der Gabionen hat sich soweit reduziert, dass die Gabionenkörper die Wasservögel nicht mehr vollständig trugen und diese nicht mehr als Rastplatz genutzt werden konnten. Dadurch wurden zwar vom Wasser ausgehend erhebliche Teile der oberirdischen Pflanzenteile verbissen, allerdings nur noch deren obere Triebenden. Die Pflanzen konnten sich daher immer wieder aus der Halmbasis heraus regenerieren, so dass sich „verzweigte“ Halme bildeten, ohne dass die Pflanzen durch den Verbiss erneut vollständig abgestorben [Abbildung 73].

*Phragmites australis* hat sich somit erst ab dem zweiten Jahr entwickeln und die Gabionenkörper durchwachsen können. Dagegen hat bereits im ersten Jahr, als die Gabionen auf das Wasser gesetzt worden sind, die Korrosion des Drahtgitters eingesetzt. Am Ende des zweiten Versuchsjahres war diese so weit fortgeschritten, dass der Draht den Zusammenhalt der Gabionenkörper nicht mehr gewährleisten



Abbildung 73. Zuwachs von *Phragmites australis* am Standort I und Fraß durch Wasservögel am Standort II im Juli 2016.



Abbildung 74. Verbissene und erneut ausgetriebene Halme von *Phragmites australis* im Juli 2016.

konnte. Weil zu diesem Zeitpunkt die Pflanzenwurzeln die Gabionenkörper noch nicht durchwachsen hatten, konnten sich während der Vegetationsruhe 2016/ 2017 Halme aus den Schichten sowie die als „Bodenplatte“ eingesetzte Schilfplatte lösen. Insbesondere die hohen Aufbauvarianten zeigten diese Auflösungserscheinungen, weil die unteren Halmlagen nach dem Stecken der Halmstecklinge noch nicht durchwurzelt waren. Die Halme und die Platte sind aufgeschwommen und haben sich innerhalb der freien Flächen zwischen den übrigen Gabionen innerhalb des Rahmens verteilt [Abbildung 74]. Eine verzögerte Vegetationsentwicklung führt somit dazu, dass die Pflanzen die Gabionenkörper nicht ausreichend durchwachsen und die Stabilität der Konstruktion nicht rechtzeitig vor dem Verlust des Drahtgitters durch Korrosion gewährleisten können. Zukünftige Methoden müssen daher auf eine Optimierung der Bepflanzung und den Schutz der Vegetation fokussieren, um eine Etablierung der Pflanzen optimal zu unterstützen.



Abbildung 75. Nachdem das Drahtgitter an den Seiten verrostet war, haben sich die Schilfplatten gelöst und sind hier mit den eingesetzten Schilfrhizomen aufgeschwommen (a). Die Halmlagen haben sich gelöst und die einzelnen Halme schwimmen zwischen den übrigen Gabionen innerhalb des Rahmens (b).

Neben den eingesetzten Pflanzen war auf den Gabionen sowie auf den aufgeschwommenen Schilfplatten eine spontane Vegetationsentwicklung zu beobachten. Diese begann sich erst in der zweiten Vegetationsperiode an zu etablieren, als die Gabionenkörper zwischen den obersten Halmschichten ausreichend Feuchtigkeit für die Keimung und Entwicklung besaßen. Neben Röhricht- und Feuchtwiesenarten der Gattungen *Typha*, *Stachys*, *Solanum*, *Epilobium*, *Mentha* oder *Carex* waren ab dem zweiten Jahr auch Erlensämlinge zu beobachten [Abbildung 75]. Die Entwicklung dieser Arten zeigt, dass die Standorte günstige Bedingungen für eine Besiedlung durch das örtliche Pflanzenspektrum bieten. Eine Dokumentation der Entwicklung dieser Arten ggf. auch im (Konkurrenz-) Verhältnis zu den eingesetzten Arten sowie die Auswirkung auf die zukünftige Entwicklung der Inseln war im Rahmen der Projektlaufzeit nicht möglich.

Die Strukturen wurden im Verlauf des Projektes als Habitatstruktur angenommen. Neben den bereits erwähnten Wasservögeln konnten z.B. Reptilien sowie Jungfische beobachtet werden. Die innerhalb der Rahmen schwimmenden Schilfplatten wurden im Frühjahr 2017 von Lachmöwen für die Brut angenommen [Abbildung 76]. Die Ergebnisse der Makrozoobenthosbeprobung haben gezeigt, dass die Habitatstruktur aufgrund der verzögerten Vegetationsentwicklung insbesondere der lebenden Pflanzenwurzeln noch nicht hinreichend ausgeprägt war. Arten, welche an diesen Lebensraum gebunden sind und im Schollener See auftreten, konnten daher noch nicht nachgewiesen werden. Das zeigt sich insbesondere bei den *Trichoptera* (Köcherfliegen) aber auch einigen *Mollusca*. Dominierende Taxa konnten an den Inseln nachgewiesen

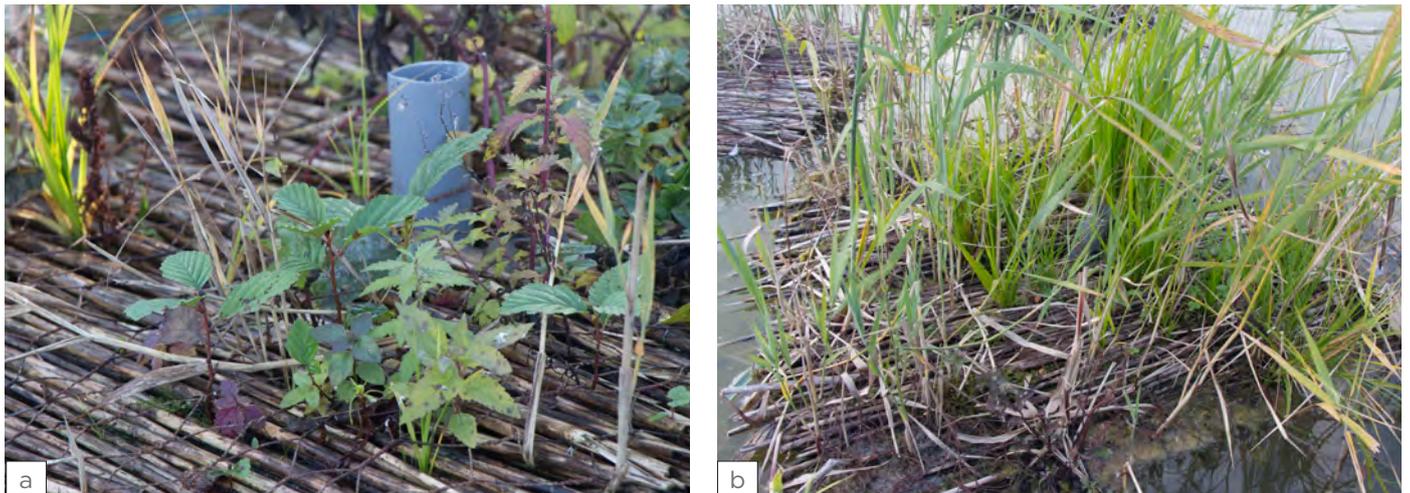


Abbildung 76. Die Oberseiten der Schilfrohgabionen werden ab dem zweiten Jahr von Sponanvegetation besiedelt, z.B. *Alnus glutinosa*, *Lycopus europaeus* oder *Mentha aquatica* (a). Zwischen den Schilfhalm haben sich u.a. *Carex pseudocyperus* entwickelt (b).

werden, so dass das Besiedlungspotenzial als hinreichend bewertet werden kann. Bei einer verbesserten Ausprägung der Wurzelebenräume z.B. nach Entwicklung der Erlen ist von einer weiteren Angleichung der Fauna der Inseln zum übrigen See auszugehen. Daher ist grundsätzlich von einer Eignung der organisch geprägten Strukturen als Habitat für die gewässerrandgebundenen Lebensgemeinschaften auszugehen.

Abbildung 77. Abbildungen auf der nächsten Seite: Die Inseln wurden als Ansitz durch Graureiher angenommen (a), weil sich innerhalb des Rahmens zwischen den einzelnen Gabionen Fische, d. h. insbesondere Jungfische aufgehalten haben (b). Die Inseln wurden durch Kormorane aufgesucht (c). Die Inseln wurden als Raastplatz durch Graugänse genutzt (d). Im Frühjahr 2017 wurden zwei Lachmöwenbrutpaare auf den Inseln beobachtet (e, f). Die Gabionen wurden von Reptilien wie Grasfröschen oder Ringelnattern aufgesucht (g, h).





## 6. Fazit und Ausblick

Unter den Standortbedingungen auf dem Schollener See waren zwischen den Aufbauvarianten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der sich einstellenden anaeroben Bedingungen zu erkennen. Aus Sicht des Arbeits- und Materialaufwandes wären daher zur Herstellung der Gabionen dünne Aufbauvarianten ausreichend. Die Anzahl der eingesetzten Schilfrohrhalme liegt bei den untersuchten Aufbauvarianten bei ca. 670 Halmen in der 15 cm Variante, bei ca. 1.080 Halmen in der 25 cm Variante und ca. 1.560 Halmen in der 35 bzw. 45 cm Variante. Der Vergleich dieses Materialaufwandes mit der Gewinnungsfläche, d.h. einem Röhrichtbestand von 200 Halmen je  $m^2$  (RODEWALD-RUDESCU 1974) zeigt, dass zur Herstellung von  $1 m^2$  Schilfrohrgabione je nach Aufbaustärke eine „Spenderfläche“ zwischen  $3 m^2$  und fast  $8 m^2$  erforderlich ist. Dieser Flächenbedarf kann weiter ansteigen, wenn sich der Halmdurchmesser verringert und mehr Halme erforderlich werden. Somit beträgt das Verhältnis zwischen neuer schwimmender Röhrichtfläche und der erforderlichen Spenderfläche zwischen 1:3 bis 1:8. Für einen großflächigen Einsatz der Bauweise zur Verbesserung des ökologischen Zustandes sollte daher die Aufwandmenge so gering wie möglich gehalten werden, um anderenorts Eingriffe in schützenswerte Biotopstrukturen zu minimieren.

Anhand des abnehmenden C:N Verhältnisses insbesondere in den Randbereichen der Schilfrohrgabionen zeigt sich der Einfluss von sauerstoffreichem Seewasser auf die Randbereiche der Gabionen. Dieser Einfluss wird um so größer, je längere Randbereiche eine schwimmende Struktur im Verhältniss zur Gesamtfläche aufweist. OUZILLEAU (1974) hat festgestellt, dass die nicht zusammenhängenden schwimmenden Inseln bzw. solche, die innerhalb ihrer Körper kleine Wasserflächen wie Moorkolke und damit einen relativ großen Anteil an Randzonen aufweisen, die kürzeste Lebenserwartung besitzen und sehr schnell wieder von der Wasserfläche verschwinden, nachdem sie aufgeschwommen sind. Dagegen sind große zusammenhängende Flächeneinheiten über Jahrzehnte auf dem Wasser geschwommen. Eine flächige Anordnung ohne Freiwasserflächen im Zentrum anstelle der wie im Versuch rasterförmigen Anordnung könnte daher den Anteil an Randzonen sowie den organischen Abbau der Halme verringern. Die im Versuch gewählte rasterartige Anordnung der 8 Gabionen besitzt eine Randzone von 32 m Länge. Eine flächige Anordnung von  $4 \times 4$  Inseln zu einer Grundfläche von  $16 m^2$  würde die Randzone auf 16 m halbieren. Für eine langfristige Installation der Strukturen ist daher eine möglichst geschlossene und zusammenhängende Fläche zu bedecken, um den Anteil an Randbereichen und damit den Einfluss des einwirkenden Wassers zu minimieren. Inwieweit sich diese größeren Flächeneinheiten auf eine Verringerung des festgestellten Einflusses der Wellenbewegung auswirken, ist in weiterführenden Versuchen zu klären.

Die Gabionen konnten wegen ihres geringen Gewichtes im trockenen Zustand einfach und mit geringem Kraftaufwand auf Wasser gesetzt werden. Dadurch erleichtert sich sowohl der Transport als auch der Einbau an Gewässern, welche über eine erschwerte Zugänglichkeit verfügen bzw. der Einbau wird auch für solche Gewässer ermöglicht und eine lineare Gewässerentwicklung ermöglicht. Die Gabionen stehen dann allerdings zu mit dem überwiegenden Teil ihrer Aufbauhöhe (bis zu 35 cm) aus dem Wasser heraus. Eine klassische Bepflanzung mit auf der Gabionenoberseite verlegten Röhrichtmatten oder die Bepflanzung mit handelsüblicher Ballenware ist unter diesen Umständen nicht möglich. Die Pflanzen hätten keinen Kontakt zum Seewasser und könnten ggf. sogar auf dem See vertrocknen. Für die Bepflanzung sind daher geeignete Pflanzen mit geeignetem Ballen vorzuziehen, welcher mit der Bauweise der Gabione abgestimmt sein muss. Auf diese Weise könnten die Gabionen am Einsatzort bepflanzt werden und der erwähnte Gewichtsvorteil während des Transportes und während des Einbaus bliebe erhalten.

Generell wird der Pflanzzeitpunkt wie bei allen Vegetationsarbeiten durch den phänologischen Zyklus der Vegetation bestimmt. Die Phänologie der eingesetzten Arten ist bei der Schilfrohrgabione stets

zusammen mit der Entwicklung der Schilfrohrhalme und des Gabionenkörpers zu betrachten. Dazu sollte die Wahl des Einsatzzeitpunktes auf ein Gewässer optimaler Weise zu Beginn einer Vegetationsperiode erfolgen. Auf diese Weise kann gewährleistet werden, dass die Pflanzen zeitgleich mit dem abnehmendem Auftrieb der Halme beginnen den Gabionenkörper zu durchwachsen. Auf diese Weise kann der maximal mögliche Zeitraum, in welchem durch die Gabione der Auftrieb geboten wird, zur Festigung der Halmlagen ausgeschöpft werden kann. Im Versuch hat sich gezeigt, dass die Gabionen ihren Auftrieb nach 12 bis 15 Monaten nahezu verloren hatten und dass der Draht nach ca. 18 Monaten so stark verrostet war, dass dieser die Stabilität nicht mehr gewährleisten konnte. Wegen der verzögerten Entwicklung (Verbiss und Nachpflanzung) konnten die Pflanzen die Funktionen des Drahtgitters (Festigkeit und Zusammenhalt des Gabionenkörpers) nicht rechtzeitig ersetzen, so dass sich die Schilfhalmlagen aus dem Gabionenkörper lösen konnten. Zukünftige Konstruktionen sind daher möglichst durch ein länger haltendes Material zu binden, um ein längeres Zeitfenster zur Entwicklung der Vegetation zu gewährleisten. Auf diese Weise sind längerfristige Beobachtungen des Sauerstoffgehaltes im Inneren der Gabionen möglich, welche eine ungestörte Vegetationsentwicklung berücksichtigen.

## 6.1 Einordnung in bestehende Richtlinien

### 6.1.1 EU WRRL

Mit Abschluss des ersten Bewirtschaftungszyklus Ende 2015 konnten die Umweltziele gem. Art. 4 WRRL bisher nicht erfüllt werden. Derzeit läuft der zweite Bewirtschaftungszyklus (12.2015 bis 12.2021) von insgesamt drei Zyklen. Die zur Umsetzung als wichtige Schlüsselmaßnahmen identifizierte ökologische Durchgängigkeit und die Hydromorphologie sind bisher nur zu ca. 10 % bzw. 17 % abgeschlossen. Mit dem Urteil vom 1.07.2015 zur Weservertiefung hebt der EuGH das Verbesserungsgebot gem. Art. 4 Abs. 1 der WRRL hervor. Er stellt das Ziel, „*durch eine konzertierte Aktion ... einen „guten Zustand“ aller Oberflächengewässer der Union zu erreichen*“ in den Vordergrund aller wasserwirtschaftlichen Planungen. Die „*Zielerreichungspflicht guter Zustand*“ muss in den aktuellen Bewirtschaftungsmaßnahmen verpflichtend sichergestellt werden (Franzius 2015). Somit ergibt sich ein dringender Handlungsbedarf zur Umsetzung der Umweltqualitätsziele und zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes innerhalb des aktuellen bzw. des dritten Bewirtschaftungszykluses bis Dezember 2027.

Für die staugeregelte Spree im Stadtgebiet Berlins sind als Bewirtschaftungsmaßnahme Maßnahmen zur hydromorphologischen Verbesserung erforderlich. Am Beispiel der Stadtsprees zeigt die Realisierung der Durchgängigkeit und ökologischen Aufwertung nach dem o.g. Strahlwirkungsprinzip folgenden Bedarf für Strahlursprungsflächen: Die Spree im Stadtgebiet von Berlin besitzt eine Fließlänge von 45,12 km, die Kanäle (Landwehrkanal, Kanäle nördl. der Spree, Teltowkanal) insgesamt 70,0 km (SenStadt 2004). Die Maximalabstände zwischen Strahlursprüngen für den Gewässertyp werden mit ca. 2.000 m angegeben, die Mindestfläche der Strahlursprünge von beidseitig 500 m<sup>2</sup> zusammenhängender Fläche (LANUV 2011). Damit ergibt sich rechnerischer Bedarf für Strahlursprungsflächen von 22.560 m<sup>2</sup> für die Spree und 35.000 m<sup>2</sup> für die Kanäle (insgesamt ca. 57 ha Fläche), welcher durch kleinere Einheiten, d.h. Trittsteinelemente zu ergänzen wäre. Ein Großteil dieser Flächen kann aufgrund der Ufersituationen (Ufermauer, Spundwände) nur durch Maßnahmen im Wasserkörper selber, d.h. durch z.B. schwimmende Vegetationsstrukturen realisiert werden. Der Einsatz von schwimmenden Vegetationsstrukturen wird dafür im Handbuch „Ingenieurbiologie“ der Senatsverwaltung von Berlin vorgeschlagen (im Druck).

Im gemeinsamen Handlungskonzept Berlin Brandenburg werden „...*Maßnahmen zur Vergrößerung der Aufwuchsoberfläche durch Biofilmmfläche und die Verbesserung der Sedimentationsbedingungen zur Nährstoffretention im Gewässersystem...*“ als maßgebliche Maßnahme zur Minderung der Nährstoffbelastungen aufgeführt, um die Qualitätsvorgaben der EU-WRRL zu erfüllen (SenStadtUm / MLUL 2015). Schwimmende Vegetationsstrukturen wurden in der Vergangenheit zur Verbesserung der Wasserqualität in gerichtet durchströmten Retentionsteichen eingesetzt. Dabei konnte eine Verbesserung durch die Förderung der Sedimentation in den Becken erreicht werden. In wie weit diese Wirkungen auch auf Oberflächengewässer übertragen werden können, ist bisher noch nicht untersucht. Generell sind dezentrale Methoden zum Stoffrückhalt im Einzugsgebiet solchen „End of Pipe“ Maßnahmen vorzuziehen.

### 6.1.2 Blaues Band Deutschland

Zur Förderung der Restaurierung von den im Eigentum des Bundes stehenden Wasserstraßen wurde das Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“ aufgesetzt. Das Konzept verfolgt in Anlehnung an das Grüne Band auf der ehemaligen Innerdeutschen Grenze die ökologische Entwicklung der ganz Deutschland wie ein blaues Band durchziehenden Wasserstraßen zu einem Biotopverbund von nationaler Bedeutung (BMVI / BMUB 2015). Der Einsatz technisch-biologischer Ufersicherungen wird in dem DWA Merkblatt M 519 behandelt (DWA 2014). Der Einsatz der schwimmenden Gabionen auf geeigneten staugeregelten Fließgewässern könnte ein grüner Baustein zur Realisierung des Blauen Bandes darstellen. Ökologisch wirksame Verbesserungen auf Gewässern sind erst im Verlauf einiger Vegetationsperioden analog der Entwicklung der lebenden Pflanzen auf den Schilfrohgabionen zu erwarten. Positive Auswirkungen auf die Wasserkörper sind daher wahrscheinlich ebenfalls innerhalb dieses Zeithorizontes sowie nur durch einen großflächigen Einsatz zu erreichen.



## 7. Literatur

- Borne, K. E. (2014): Floating treatment wetland influences on the fate and removal performance of phosphorus in stormwater retention ponds. *Ecological Engineering* 69: 76–82.
- Brauns, M.; Gücker, B.; Wagner, C.; Garcia, X.-F.; Walz, N. & Pusch, M. T. (2011): Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. *Journal of Applied Ecology* 48: 916–925.
- Buell, M. & Buell, H. F. (1975): Moat Bogs in the Itasca Park Area, Minnesota. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 102 (1): 6–9.
- Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2015): Bundesprogramm „Blaues Band“. Ein neuer Blick auf unsere Wasserstraßen und ihre Auen. BMVI / BMUB. 8 S.
- Burgess, N. D. & Hirons, G. J. M. (1992): Creation and management of artificial nesting sites for wetland birds. *Journal of Environmental Management* 34 (4): 285–295.
- Christiansen, M. S. (1988): Gräser - Süßgräser, Sauergräser und Binsen Mittel- und Nordeuropas. 175 S.
- Coult, D. A. & Vallance, K. B. (1958): Observations on the Gaseous Exchanges which take place between *Menyanthes Trifoliata* L. and its Environment. *Journal of Experimental Botany* 9 (3): 384–402.
- Coulthard, T. J.; Baird, A. J.; Ramirez, J. & Waddington, J. M. (2009): Modeling methane dynamics in peat. Importance of shallow peats and a novel reduced-complexity approach for modeling ebullition. In: Baird, A. J. (Hrsg.): *Carbon Cycling in Northern Peatlands*: 173–185.
- Crawford, R. (1983): Root survival in flooded soils. In: A. J. P. Gore (Hrsg.): *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. General studies. Ecosystems of the world 4A.*: 257–283.
- Deutscher Rat für Landespflege (DRL) /Hrsg. (2008): *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege.* 139 S.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2014): *Technisch-biologische Ufersicherungen an großen und schiffbaren Binnengewässern. Merkblatt DWA-M 519.* 153 S.
- Dierssen, K. & Dierssen, B. (2001): *Moore.* 230 S.
- Donselaar-Ten Bokkel Huinik, W. A. E. van (1961): On the vegetation of former river beds in the Netherlands. *Wentia* 5: 1–85.
- Eggelsmann, R. (1990): *Moor und Wasser.* In: Göttlich, K. (Hrsg.): *Moor- und Torfkunde*: 288–320.
- Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* 1334 S.
- Fechner-Levy, E. J. & Hemond, H. F. (1996): Trapped Methane Volume and Potential Effects on Methane Ebullition in a Northern Peatland. *Limnology and Oceanography* 41 (7): 1375–1383.
- Franzius, C. (2015): Die Mutter aller Wasserrechtsfälle. Das Urteil des EuGH zur Weservertiefung und die Folgen. *ZUR - Zeitschrift für Umweltrecht* 12: 643–651.
- Freitag, H.; Markus, C. & Schwippl, I. (1958): *Die Wasser und Sumpfpflanzengesellschaften im Magdeburger Urstromtal südlich des Fläming. Wissenschaftliche Zeitschrift der Pädagogischen Hochschule Potsdam. Math.-Naturw. Reihe 4 (1):* 65–92.
- Früh, J. & Schröter, C. (1904): *Die Moore in der Schweiz mit Berücksichtigung der gesamten Moorfrage.* 749 S.
- Geist, J. (2011): Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators* 11 (6): 1507–1516.

- Genviar (2007): Soulèvement des tourbières - Aménagement hydroélectrique de l'Eastmain-1 - Suivi environnemental en Phase exploitation. Version finale. Rapport de GENVIAR Société en commandite pour Hydro-Québec Production La Grande Rivière. 87 S.
- Gigon, A. (1983): Typen ökologischer Stabilität und Instabilität mit Beispielen aus Waldkosystemen. In: Mayer, H. (Hrsg.): Urwald-Symposium : Wien 1982 / IUFRO-Gruppe Urwald: 23–24.
- Große, Wolfgang (1989): Mechanismen der Anpassung an das Wachstum unter extremen Standortbedingungen in der Gattung *Alnus*. In: Jahrbuch 7 der Gesellschaft für Ingenieurbiologie e.V. Aachen. Ingenieurbiologie - Die mitteleuropäischen Erlen. S. 147 - 171.
- Grüneberg, B.; Ostendorp, W.; Leßmann, D.; Wauer, G. & Nixdorf, B. (2009): Restaurierung von Seen und Renaturierung von Seeufern. In: Zerbe, S. u. Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 125–151.
- Günther, H. (2013): Schwimmende Inseln. Selbstschwimmende Pflanzengesellschaften für urbane Gewässer. Dissertation. 97 S.
- Günther, H. & Königstein, G. (2017): Prozessorientiertes Entwerfen am Beispiel der Gewässerentwicklung. Stadt und Grün / Das Gartenamt.
- Hacker, E. & Johannsen, R. (2012): Ingenieurbiologie. 383 S.
- Hammond, M.; Ellis, P. & Leake, C. (2008): Floating Wetlands. Assessment of Viability as a Method for the Restoration of Wet Mineral Workings. Minerals Industry Sustainable Technology Programme Minerals Industry Research Organisation. 286 S.
- Headley, T. R. & Tanner, C. C. (2006): Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment. A Review. NIWA National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd. 100 S.
- Headley, T. R. & Tanner, C. C. (2012): Constructed Wetlands with Floating Emergent Macrophytes. An Innovative Stormwater Treatment Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42 (21): 2261–2310.
- Hegi, G. (1980): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. 439 S.
- Hegi, G. (1984): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. 309 S.
- Hegi, G. (1998): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. 898 S.
- Hilbig, W. & Reichhoff, L. (1974): Zur Vegetation und Flora des Naturschutzgebietes „Schollene See“ Kreis Havelberg. *Hercynia N.F.* 11 (2-3): 215–232.
- Hoeger, S. (1988): Schwimmkampen. Germany's artificial floating islands. *Journal of Soil and Water Conservation* 43: 304–306.
- Hogg, E. H. & Wein, R. W. (1987): Buoyancy and growth of floating cattail mats in a dyked impoundment in New Brunswick. In: Rubec, C. D. A. u. Overend, R. P. (Hrsg.): 581–587.
- Hogg, E. H. & Wein, R. W. (1988a): Seasonal Change in Gas Content and Buoyancy of Floating Typha Mats. *Journal of Ecology* 76: 1055–1068.
- Hogg, E. H. & Wein, R. W. (1988b): The contribution of Typha components to floating mat buoyancy. *Ecology* 69 (4): 1025–1031.
- Holsten, B.; Schoenberg, W. & Jensen, K. /Hrsg. (2013): Schutz und Entwicklung aquatischer Schilfröhrichte. Ein Leitfaden für die Praxis. 46 S.
- Horst, K.; Krausch, H.-D. & Müller-Stoll, W. R. (1966): Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften im Elb-Havel-Winkel. *Limnologica* 4 (1): 101–163.
- Hubbard, R. K. (2010): Floating Vegetated Mats for Improving Surface Water Quality. In: Shah, V. (Hrsg.): *Emerging Environmental Technologies*: 211–244.
- Iversen, J. (1949): Determinations of the specific gravity of the roots of swamp. *Oikos* 1: 1–5.

- Jeschke, L. (1963): Die Wasser- und Sumpflvegetation im Naturschutzgebiet „Ostufer der Müritz“. *Limnologica* 1: 475–545.
- Kadlec, R. (2012): Interview by Frank van Dien. Newsletter No. 41, November 2012. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control.
- Kail, J. (2009): Die Bedeutung der Strahlwirkung für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern: Untersuchung am Beispiel des Makrozoobenthos. In: Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.): Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen: 40–47.
- Karofeld, E. (1999): The role of Bottom Erosion in the Development of Bog Pools. In: Standen, V.; Tallis, J. H. u. Meade, R. (Hrsg.): 26–33.
- Kaule, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen.
- Kelly, A. & Southwood, R. R. (2006): The creation of a floating island of native vegetation at Barton Broad, Norfolk, England. *Conservation Evidence* 3: 73–74.
- Kerr-Upal, M.; Seasons, M. & Mulamootil, G. (2000): Retrofitting a stormwater management facility with a wetland component. *Journal of Environmental Science and Health A35* (8): 1289–1307.
- Kiene, R. P. (1991): Production and consumption of methane in aquatic systems. In: Rodgers, J. E. u. Whitmann, W. B. (Hrsg.): Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen, oxides and halomethanes: 111–146.
- Knösche, R. (2008): Wiederfund von *Najas marina* L. ssp. *marina* im Schollener See (Elbe-Havel-Winkel, Sachsen-Anhalt). *Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle)* 13: 41–51.
- Korn, N.; Jessel, B.; Hasch, B. & Mühlinghaus, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft ; Ergebnisse des F+E-Vorhabens 802 82 100 des Bundesamtes für Naturschutz. 253 S.
- Kratz, T. K. & DeWitt, C. B. (1986): Internal Factors controlling peatland-lake ecosystems development. *Ecology* 67 (1): 100–107.
- Krausch, H.-D. (1965): Vegetationskundliche Beobachtungen im Donaudelta. *Limnologica* 3: 271–313.
- Krumscheid-Plankert, P., Ostendorp, W. /Hrsg. (1993): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa.
- Krüsi, B. O. (1989): Der Einfluss von Drainage, kontrolliertem Abbrennen und Düngung auf die Nährstoffverhältnisse in schwimmenden Typha-Beständen. 124 S.
- Krüsi, B. O. & Wein, R. W. (1988): Experimental Studies on the Resiliency of Floating Typha Mats in a fresh water Marsh. *Journal of Ecology* 76: 60–72.
- Kummer, J.; Müller, M. & Stein, H. (1973): Zur Avifauna des Schollener Sees und seiner Umgebung. *Naturk. Jber. Mus. Heineanum (Halberstadt)* 8: 31–77.
- Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen /Hrsg. (2007): EAK 2002. Die Küste. Empfehlungen für die Ausführung von Küstenschutzwerken (EAK). korrigierte Ausgabe 2007. 589 S.
- Laan, P.; Tosserams, M.; C. W. P. M. Blom & Veen, B. W. (1990): Internal oxygen transport in *Rumex* species and its significance for respiration under hypoxic conditions. *Plant and Soil* 122 (1): 39–46.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV): Strahlwirkung zum Ausgleich morphologischer Defizite in Fließgewässern. Abschlussbericht. LANUV.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) (2011): Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis. LANUV-Arbeitsblatt 16. LANUV.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) /Hrsg. (2007): Gehölze an Fließgewässern. 112 S.

- Leschisin, D. A.; Williams, G. L. & Weller, M. W. (1992): Factors affecting waterfowl use of constructed wetlands in northwestern Minnesota. *Wetlands* 12 (3): 178–183.
- Lorenz, S.; Pusch, M. T. & Blaschke, U. (2015): Minimum shoreline restoration requirements to improve the ecological status of a north-eastern German glacial lowland lake in an urban landscape. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 186 (4): 323–332.
- Metsävainio, K. (1931): Untersuchungen über die Wurzelsysteme der Moorpflanzen. 418 S.
- Meyer, M. (1989): Ausdrudelung oder „Toteis“-Bildung - wie entstand der Schollener See? Zwischen Havel und Elbe. *Heimatheft des Kreises Havelberg* (9): 91–92.
- Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (MLU) (2014): Fischarten und Fischgewässer in Sachsen-Anhalt. Teil II Die Fischgewässer. MLU. 380 S.
- Müller, K. (1965): Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein* 36: 30–77.
- Ouzilleau, J. (1977): Les tourbières flottantes du réservoir Cabonga, Parc de la Vérendrye. Rapport du Programme 77. Société d'énergie de la Baie James. 80 S.
- Ouzilleau, J. & Laberge, L. (1977): Étude relative au soulèvement possible des tourbières sur les réservoirs Opinaca, LG 2 et Caniapiscou, Territoire de la baie James. Société d'énergie de la baie James. 115 S.
- Potonié, R. (1937): Über die Heilschlamm-(Gyttja-) Lagerstätte des Schollener Sees bei Rathenow, nebst allgemeinen Bemerkungen über Saprolithe und Erdölentstehung. *Jahrbuch der Preußischen Geologischen Landesanstalt zu Berlin* 58 (Reihe F): 362–392.
- Ramseier, D.; Kltzli, F.; Bollens, U. & Pfadenhauer, J. (2009): Restoring Wetlands for Wildlife Habitat. In: Maltby, E. u. Barker, M. T. (Hrsg.): *The wetlands handbook*: 780–801.
- Richert, M. (2001): Wurzelabbau und seine Bedeutung für die Torfbildung. In: Kratz, R. u. Pfadenhauer, J. (Hrsg.): *Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung*: 120–124.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trinius. 302 S.
- Rutter, S.; Ellmann, H.; Rowinsky, V. & Knösche, R. (1994): Studie zu Verlandungsproblemen des Schollener Sees, 2. Etappe. Naturschutzstation Ferchels, unpublished.
- Saarnisto, M. (1988): Time-scales and dating. In: Huntley, B. u. Webb, T. (Hrsg.): *Vegetation history. Handbook of Vegetation Science*: 77–112.
- Sasser, C. E.; Gosselink, J. G.; Swenson, E. M.; Swarzenski, C. M. & Leibowitz, N. C. (1996): Vegetation, Substrate and Hydrology in Floating Marshes in the Mississippi River Delta Plain Wetlands, USA. *Vegetatio* 122 (2): 129–142.
- Schweikle, V. (1990): Physik des Torfes und der Moorböden. In: Göttlich, K. (Hrsg.): *Moor- und Torfkunde*: 272–283.
- Scott, K. J.; Kelly, C. A. & Rudd, J. W. M. (1999): The importance of floating peat to methane fluxes from flooded peatlands. *Biogeochemistry* 47 (2): 187–202.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (SenStadt) (2004): Dokumentation der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Berlin (Länderbericht) Phase: Bestandsaufnahme. SenStadt. 130 S.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUm) & Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) (2015): Reduzierung der Nährstoffbelastungen von Dahme, Spree und Havel in Berlin sowie der Unteren Havel in Brandenburg. Gemeinsames Handlungskonzept der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer Berlin und Brandenburg. Teil 3: Maßnahmen und Strategien zur Reduzierung der Nährstoffbelastungen. SenStadtUm / MLUL. 45 S.
- Sjörs, H. (1991): Phyto- and Necromass above and below Ground in a Fen. *Holarctic Ecology* 14 (3): 208–218.

- Succow, M. (2001): Verlandungsmoore. In: Succow, M. u. Josten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde: 317–337.
- Succow, M. & Josten, H. /Hrsg. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 622 S.
- Sundermann, A. & Oetken, M. (2017): Strategien zur effektiven Renaturierung von Fließgewässern. WissensWert, Nr. 2 2.
- Swarzenski, C.; Swenson, E. M.; Sasser, C. E. & Gosselink, J. G. (1991): Marsh mat flotation in the Louisiana Delta Plain. *Journal of Ecology* 79: 999–1011.
- Swift, M. J.; Heal, O. W. & Anderson, J. M. (1979): *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. 372 S.
- Tallis, J. H. (1983): Changes in wetland communities. In: A. J. P. Gore (Hrsg.): *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. General studies. Ecosystems of the world 4A.*: 311–347.
- Tanner, C. C. & Headley, T. R. (2011): Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering* 37 (3): 474–486.
- Tokida, T. (2005): Ebullition of methane from peat with falling atmospheric pressure. *Geophysical Research Letters* 32 (13).
- Uhlmann, D. & Horn, W. (2001): *Hydrobiologie der Binnengewässer - Ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler*. 528 S.
- Umweltbundesamt (UBA) /Hrsg. (2014): Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“. UBA Texte 43/ 2014. 288 S.
- Umweltbundesamt (UBA) & Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2016): *Die Wasserrahmenrichtlinie. Deutschlands Gewässer 2015*. UBA/ BMUB. 148 S.
- Zimmerli, S. (1988): *Vegetation und Standort von Schwingrasen in der Schweiz*. 105 S.
- Zimmerli, S. (1989): *Das Inventar der Schwingrasen in der Schweiz*. *Berichte des geobotanischen Institutes Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel* 55: 51–68.



## 8. Verzeichnisse

### 8.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.	Funktions- und Wirkungsschema schwimmend bepflanzter Inseln.....	1
Abbildung 2.	Schwimmende Inseln auf der Spree in Berlin. Die Inseln wurden als naturschutzfachliche Ausgleichsmaßnahme zur Entwicklung von naturnahen Ufervegetationsstrukturen vor der Ufermauer eingesetzt. ....	2
Abbildung 3.	Schwimmende Inseln auf der Spree in Berlin. Wasservögel nutzen die schwimmenden Strukturen als Rückzugsraum. Durch den Verbiss wird die Vitalität der Pflanzen stark eingeschränkt bzw. die Pflanzen gehen vollständig verloren. Zum Schluss bleibt nur noch der künstliche Vegetationsträger auf dem Wasser erhalten. ....	2
Abbildung 4.	Schwimmende Verlandungsabfolge mesotropher und oligotropher Gewässer von einer initialen schwimmenden Torfmoosgesellschaft (1a) über einen Schwingrasen (1b) zu einem Schwingmoor mit Randzone (1c). <i>Menyanthes trifoliata</i> , <i>Comarum palustre</i> und <i>Carex rostrata</i> bilden die vordere Verlandungszone eines Stillgewässers in der Kaschubischen Schweiz (Polen) (2). NSG Himmelreichsee bei Rheinsberg, oligotrophes Kesselmoor mit Übergangs- und Schwingrasenmooren (Foto: Rüdiger Knösche) (3) (Darstellungen aus: Günther 2013).....	4
Abbildung 5.	Progressive Sukzession an einem Stillgewässer mit einem Schwingmoor. Frei im Wasser schwimmende Gesellschaften ermöglichen eine horizontale Ausdehnung auf den See. Mit dem Schwingmoor wächst ein schwimmender Torfkörper heran. Der Torfkörper erhält eine Dichte von $<75 \text{ g cm}^{-3}$ . Aus der schwimmenden Matte sedimentiert organische Substanz, aus der sich auf dem Gewässergrund eine Muddeschicht entwickelt. Wenn die schwimmende Matte mit dieser in Kontakt tritt, nimmt die Dichte des Torfs auf $>75 \text{ g cm}^{-3}$ zu. (Günther 2013 nach Kratz et al. 1986, verändert). ....	5
Abbildung 6.	Faktoren die zum Auftrieb einer ca. 60 dicken Typha Matte beitragen (Hogg und Wein 1987) .....	5
Abbildung 7.	Typen ökologischer Stabilität: konstante Stabilität, ohne Störfaktor (a) und Resilienz, mit Störfaktor (b) (GIGON 1983).....	7
Abbildung 8.	Die Bausteine des Strahlwirkungsprinzips zur Entwicklung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern (verändert nach DLR 2008).....	9
Abbildung 9.	Trittsteine aus naturnahen schwimmenden Vegetationsstrukturen ermöglichen die ökologische Durchgängigkeit im Bereich von verbauten Uferabschnitten.....	10
Abbildung 10.	Der Schollener See an der Unteren Havel. ....	13
Abbildung 11.	Überflutete Aue der Havel im Frühjahr 2017 zwischen Pritzerbe und Premnitz. ....	14
Abbildung 12.	Wasserstände (Monatsmittelwerte) im Jahresverlauf am Pegel Havelberg vor Beginn der Ausbaumaßnahmen (1811-1930) und nach Fertigstellung der Ausbaumaßnahmen (1956-2015) (Datengrundlage: Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) / Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)). ....	14
Abbildung 13.	Wasserstände (Monatsmittelwerte/ Trend) der Havel am Pegel Havelberg von 1811 - 2016 (Datengrundlage: Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) / Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)). ....	15

Abbildung 14.	Lageplan des Schollener Sees. ....	16
Abbildung 15.	Röhricht- und Bruchwaldinseln auf dem Schollener See, welche nach dem letzten Hochwasser 2013 auf dem See verdriftet worden sind (a). Kante eines Schwingröhrichts mit <i>Thelypteris palustris</i> und <i>Carex pseudocyperus</i> (b). Schwingkante eines Erlenbruchbestandes mit Wasserdost (c).....	17
Abbildung 16.	Schollener See vor (a) und nach dem Hochwasser 2013 (b). Die während des Hochwassers verdriftete Insel ist gelb umrandet. (Darstellung und Luftbild A. Wernicke).....	18
Abbildung 17.	Entwicklung des Auftriebs der bepflanzten Schilfrohrgabione. Im Ausgangszustand besitzen die Halme der Gabione einen hohen Auftrieb und der Körper taucht nur zu einem geringen Teil in das Wasser ein (links). Wenn die Halme Wasser aufnehmen, verlieren sie ihren Auftrieb und das gesamte Gabionenvolumen sinkt nach ca. 2 Vegetationsperioden in das Wasser. Der Auftrieb wird dann sowohl von den lebenden Pflanzenteilen als auch durch das sich entwickelnde Sumpfgas geleistet (Mitte). Natürliche Schwingrasen erhalten ihren Auftrieb ausschließlich durch das Sumpfgas, während die lebenden Pflanzenteile nur noch eine untergeordnete Rolle spielen (rechts) (GÜNTHER 2013). ....	20
Abbildung 18.	Durchwachsener Schilfrohrgabionenkörper im dritten Entwicklungsjahr in der Ansicht (a) und im Schnitt (b). Die Halme der Schilfrohrgabione sind zu erkennen. Die Durchwurzelung findet sowohl in den Halmzwischenräumen als auch im Inneren der Halme statt. Sowohl dadurch als auch durch die Feinwurzeln ließen sich zahlreiche Halme nicht mehr aus der Schilfrohrgabione herausziehen und waren daher zu einem Körper zusammen gewachsen. ....	21
Abbildung 19.	Ausbildung eines „Kliffs“ im Wurzelbereich der Weide durch Wellenexposition und stabile Wasserstände im Jahresverlauf an der Havel, Berlin. ....	22
Abbildung 20.	Einfluss von Wellen auf das Uferröhricht an der Havel, Berlin. Der ehemals geschlossene Bestand löst sich in kleinere Gruppen auf (Horstbildung). ....	22
Abbildung 21.	Verlandung von Hochmoorblänken durch Schwingrasen (links) und abbrechendes Ufer durch Wind- und Wellen (rechts). Pfeil: vorherrschende Windrichtung (HUECK 1932 nach v. BÜLOW). ....	22
Abbildung 22.	Schematische Schnitte der vier Aufbauvarianten der Schilfrohrgabione (a. Schilfhalmlagen, b. Schilfplatte, c. Drahtgitter und Jutegewebe, d. Rhizome, e. Ganzpflanzen, f. Kammerung, g. Messrohr). ....	25
Abbildung 23.	Schilfrohrplatte mit einer Kantenlänge von 1 x 2 m. Aus der Platte konnten die Halme mit einer Länge von 1 m entnommen werden. ....	26
Abbildung 24.	Einlegen des Drahtgewebes und des Jutegewebes in den Rahmen. ....	26
Abbildung 25.	Entnahme der Halme aus den Schilfrohrplatten und Einlegen der Halme in die Rahmen zur Herstellung der Gabione. ....	26
Abbildung 26.	Einsetzen der Kammerung aus 4 mm dicken Pappelholzbrettern auf die unterste Schilfhalmlage und Einlegen der Rhizomstücke in die Kammern. ....	26
Abbildung 27.	Auffüllen der Kammerung mit Schilftorf und Einbau der nächsten Lage Schilfrohrhalme. In die Mitte wird das Kunststoffrohr zur Sauerstoffmessung in der Kammerung eingesetzt. ....	26

Abbildung 28.	Fertiggestellte Schilfrohrgabione (45 cm Aufbau). Das Drahtgitter wurde auf der Oberseite und an den Seiten ineinander verknötet, um die Gabione fest zu verschließen. ....	26
Abbildung 29.	Am wasserseitigen Rand des Schwingröhrichtgürtels stehen <i>Thelypteris palustris</i> (Sumpffarn) und <i>Carex pseudocyperus</i> (Scheinzyperngras-Segge) mit <i>Phragmites australis</i> (Schilfrohr).....	27
Abbildung 30.	Rhizomstücke von <i>Phragmites australis</i> werden für die Bestückung der Lebenden Inseln abgewogen (Lorenz).....	27
Abbildung 33.	Der Schollener See ist von einem breiten Röhrichtgürtel umgeben. ....	27
Abbildung 31.	Einstecken der Halmstecklinge von <i>Phragmites australis</i> im Mai 2016. ....	28
Abbildung 32.	Seitlich in die Halmlagen der Gabionen gesteckte Halmstecklinge im Mai 2016. ....	28
Abbildung 34.	<i>Thelypteris palustris</i> an einer Schwingkante auf dem Schollener See. ....	29
Abbildung 35.	<i>Carex pseudocyperus</i> an einer Schwingkante auf dem Schollener See. ....	29
Abbildung 36.	Standorte I, II, und III mit den Windstreichlängen auf dem Schollener See (Luftbild: lvermgeo.sachsen-anhalt.de).....	30
Abbildung 37.	Ansicht und Schnitt der in einem Raster angeordneten Gabionen innerhalb des Rahmens sowie Verankerung auf dem Schollener See. ....	31
Abbildung 38.	Anordnungen der Varianten innerhalb der Rahmen (z.B. 1.1 = Aufbauvariante 10 + fortlaufende Nummer). Standort I mit Blick nach Westen über die längste Windstreichfläche des Sees; Standort II und III mit Blick nach Süden. ....	32
Abbildung 39.	Zero Upcrossing Verfahren zur Ermittlung der signifikanten Wellenhöhe (EAK 2007)..	33
Abbildung 40.	Eingesetzte Sauerstoffsonde im Zentrum der Schilfrohrgabione. ....	35
Abbildung 41.	Installierte Drucksonde an zwei ca. 4 m tief im Seegrund fest verankerten Stangen. ..	35
Abbildung 42.	Wetterstation an der Kante des Schwingröhrichtes (v.l.n.r: Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und Feuchte, Windrichtung; Wassertemperatur nicht zu erkennen; Solarpanele in der Mitte mit Datenloggergehäuse darunter).....	35
Abbildung 43.	Standorte der Probenahme des Torfkörpers auf der verdrifteten Insel. ....	36
Abbildung 45.	Seewasserstand des Schollener Sees (1996-2015) (Monatsmittelwerte). (Datengrundlage: Biosphärenreservat Mittelelbe Wochenwerte Schollener See).....	37
Abbildung 46.	Wasserstand des Schollener Sees und der Havel am Pegel Garz (Monatsmittel). (Datengrundlage: Biosphärenreservat Mittelelbe Wochenwerte Schollener See; Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) / Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Tageswerte am Pegel Garz/ oberer Pegel (OP)).....	37
Abbildung 47.	Der Ausschnitt der Biotoptypenkartierungen (links 1992 und rechts 2009, ohne Maßstab) zeigt die Sukzession der Röhricht- und Seggenflächen zu Gebüsch mit Erle (hellgrün) -vgl. Karten im Anhang (Quelle LAU). ....	38
Abbildung 48.	Bodenprofile einer schwimmenden Inseln des Schollener Sees vom Rand bis in das Zentrum der Insel (I=5 m, II=15 m, III=25 m, IV=40 m Entfernung vom Rand der Insel; Aufnahme von 05/ 2015).....	39

Abbildung 49.	Windrichtung und -geschwindigkeit am Standort I des Schollener Sees zwischen 05/ 2015 und 12/ 2016. ....	40
Abbildung 50.	Wellenhöhe und Wellenperiode an den Standorten I, II und III im Juli 2015, Juli 2016 und September 2016.....	41
Abbildung 51.	Anstieg der Wellenhöhe mit zunehmender Windstärke auf ca. 8 m/s aus westlicher Richtung am Standort I .....	42
Abbildung 52.	Abnahme der Wellenhöhe mit abnehmender Windstärke und Wechsel der Winrichtung von West/ Nord-West auf Ost am Standort I .....	42
Abbildung 53.	Anteil der Schilfrohrgabionen (cm) über dem Wasserspiegel je Aufbauvariante zwischen Mai 2015 und August 2016. ....	43
Abbildung 54.	Eintauchtiefen bzw. Volumenanteile der Schilfrohrgabionen über dem Wasser im Mai 2015 und im November 2016 am Standort I. Während im Mai 2015 noch die unterschiedlichen Aufbauhöhen anhand der unterschiedlichen Volumenanteile über dem Wasser zu erkennen sind, stehen im November 2016 von allen Gabionen nur noch die obersten Halmlagen über dem Wasser. ....	43
Abbildung 55.	Tagesgang des gelösten Sauerstoffes im Inneren der Gabione 3.1 (schwarz) am Standort I vom 16. Juli bis 21. Juli 2015 im Vergleich mit dem Tagesgang im Seewasser des Schollener Sees (blau). ....	44
Abbildung 56.	Beispielhafter Verlauf des gelösten Sauerstoffes am 26. Juli 2016 am Standort I. Der Wind wehte ab den Morgenstunden aus nördlicher Richtung mit einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 2 m/s. Die Wellen erreichten zwischen 14 und 15 Uhr ihre größten Höhen mit bis zu 8 cm. In der 45- und 15 cm- Aufbauvariante (rot) stiegen der Sauerstoffgehalt von 0 mg/l auf Werte zwischen 4 und 6 mg/l an und fielen mit nachlassendem Wind wieder ab. Der Sauerstoffgehalt im Freiwasser des Sees ist mit der gelben Kurve dargestellt. ....	45
Abbildung 57.	Beispielhafter Verlauf des gelösten Sauerstoffes am 06. August 2016 am Standort II. Der Wind wehte aus nördlicher Richtung mit Spitzengeschwindigkeiten von bis zu 5 m/s. Die 25 cm- Aufbauvariante (rot) folgte dem Tagesgang des Seewassers (gelb) und stieg mit zunehmendem Wind an. Die 15 cm- Aufbauvariante stieg zum Zeitpunkt der größten Wellenhöhen von bis zu 7,5 cm zwischen 17 und 18 Uhr von 0 mg/l auf 7 mg/l an.....	45
Abbildung 58.	Beispielhafter Verlauf des gelösten Sauerstoffes am 11. September 2016 am Standort III. Der Wind wehte aus nördlicher Richtung mit einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 2 m/s. Die Wellen erreichten eine Höhe von bis zu 4 cm. Der Sauerstoffgehalt in der 35 cm- Aufbauvariante (blau) blieb während des Tages unverändert bei 0 mg/l, während der Gehalt in der 25 cm- Variante (rot) von 0 mg/l auf 3,5 mg/l während des Windereignisses anstieg. Der Gehalt im Seewasser (gelb) erreichte Werte von bis zu 12 mg/l.....	46
Abbildung 59.	Gelöster Sauerstoff (mg/l) im Wasser der vier Varianten aller drei Standorte und im Freiwasser des Sees am 08.09.2016, 23.09.2016 und 03.11.2016. ....	47
Abbildung 60.	C:N-Verhältnis der Schilfrohrhalme im Dez. 2015, Dez. 2016 und Juli 2017. ....	48
Abbildung 61.	C:N-Verhältnis der Schilfrohrhalme am Rand und im Zentrum der Gabionenkörper im Dezember 2016 und Juli 2017. ....	48
Abbildung 62.	Von Wasservögeln im Verlauf der Vegetationsperiode 2017 verbissene Halme von <i>Phragmites australis</i> am Standort II. ....	49

Abbildung 63.	Anzahl der Halme von <i>Phragmites australis</i> und Anzahl der eingesetzten Pflanzen von <i>Carex pseudocyperus</i> und <i>Thelypteris palustris</i> im August 2015 je Aufbauvariante der Schilfrohrgabione. ....	50
Abbildung 64.	Wuchshöhe und Halmdichte von <i>Phragmites australis</i> aller Aufbauvarianten und Standorte im Verlauf der Vegetationsperioden 2015 (n=24), 2016 (n=24) und 2017 (n=15). ....	50
Abbildung 65.	Das Drahtgitter der Gabionen ist verrostet und die Halmschichten sowie die untere Platte haben sich gelöst (links), weil die Gabionen noch nicht vollständig durchwurzelt waren. Die durchwurzelt Halmschichten, einzelne Halme sowie die Schilfplatten schwammen weiter auf dem Wasser (07.10.2016). ....	51
Abbildung 66.	Wuchshöhe (cm) <i>Phragmites australis</i> je Variante und Standort in der Vegetationsperiode 2016. ....	52
Abbildung 67.	Halmdichte je m <sup>2</sup> von <i>Phragmites australis</i> je Variante und Standort in der Vegetationsperiode 2016. ....	53
Abbildung 68.	Schwingkante am Schollener See. Der Erlenbruch reicht bis an die wasserseitige Kante. Die Kante wird gesäumt von <i>Eupatorium</i> und <i>Thelypteris palustris</i> . ....	58
Abbildung 69.	Abfolge der an der Verlandung beteiligten Vegetationsgesellschaften auf dem Schollener See (HORST ET AL. 1966 und HILBIG UND REICHHOFF 1974) ....	59
Abbildung 70.	Querschnitt durch eine bepflanzte Schilfrohrgabione und Darstellung des in das Wasser eingetauchten Volumens im Mai 2015 (links) sowie im Juni 2016 (rechts). (a. Schilfhalmstagen, b. Rhizome von <i>Phragmites australis</i> , c. Ganzpflanzen von <i>Carex pseudocyperus</i> und <i>Thelypteris palustris</i> , d. Wasserstand im Mai 2015, e. Wasserstand im Juni 2016, f. Austrieb von <i>Phragmites australis</i> aus den eingelegten Rhizomen, g. abgestorbene Rhizome, h. Austrieb von <i>Phragmites australis</i> aus den 2016 eingelegten Halmstecklingen, i. Messrohr im Zentrum zur Messung des Sauerstoffgehalts) ....	61
Abbildung 71.	Verlauf der Sauerstoffsättigung in der 35 cm-Variante (rot) und der 15 cm-Variante (blau) am 10.10.2017 (Standort I) während periodischer Wellenereignisse im Tagesverlauf. Der Verlauf der Sättigung im Freiwasser ist mit der gelben Kurve dargestellt. ....	62
Abbildung 72.	In den Randbereichen der Gabionen haben sich während der Vegetationsperiode 2016 Grünalgen entwickelt (Aufnahmen vom 23.06.2016). ....	63
Abbildung 73.	Zuwachs von <i>Phragmites australis</i> am Standort I und Fraß durch Wasservögel am Standort II im Juli 2016. ....	64
Abbildung 74.	Verbissene und erneut ausgetriebene Halme von <i>Phragmites australis</i> im Juli 2016. ...	64
Abbildung 75.	Nachdem das Drahtgitter an den Seiten verrostet war, haben sich die Schilfplatten gelöst und sind hier mit den eingesetzten Schilfrhizomen aufgeschwommen (a). Die Halmstagen haben sich gelöst und die einzelnen Halme schwimmen zwischen den übrigen Gabionen innerhalb des Rahmens (b). ....	65
Abbildung 76.	Die Oberseiten der Schilfrohrgabionen werden ab dem zweiten Jahr von Sponanvegetation besiedelt, z.B. <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Lycopus europaeus</i> oder <i>Mentha aquatica</i> (a). Zwischen den Schilfhalmstagen haben sich u.a. <i>Carex pseudocyperus</i> entwickelt (b). ....	66

Abbildung 77. Abbildungen auf der nächsten Seite: Die Inseln wurden als Ansitz durch Graureiher angenommen (a), weil sich innerhalb des Rahmens zwischen den einzelnen Gabionen Fische, d. h. insbesondere Jungfische aufgehalten haben (b). Die Inseln wurden durch Kormorane aufgesucht (c). Die Inseln wurden als Raastplatz durch Graugänse genutzt (d). Im Frühjahr 2017 wurden zwei Lachmöwenbrutpaare auf den Inseln beobachtet (e, f). Die Gabionen wurden von Reptilien wie Grasfröschen oder Ringelnattern aufgesucht (g, h). ..... 66

## 8.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.	Berechnete Gewichtsangaben (Durchschnittswerte) der bepflanzten Schilfrohrgabionen. .	24
Tabelle 2.	Flächenanteile (ha) der CIR-Biotoptypenkartierungen 1992, 2005 und 2009 (Quelle LAU).	38
Tabelle 3.	Vegetationsaufnahmen (Deckungsgrad) einer schwimmenden Insel auf dem Schollener See (05/ 2016).....	39
Tabelle 4.	Taxa der Beprobung von Mai 2016 auf dem Schollener See an den Standorten I, II, III .....	55

# ANHANG



## I. Öffentlichkeitsarbeit

Die Ergebnisse aller im Verlauf des Projektes durchgeführten Untersuchungen werden auf unterschiedlichen Ebenen veröffentlicht. Das Projekt und erste Ergebnisse wurden im Rahmen der nachfolgenden Fachtagungen vorgestellt und präsentiert:

Günther, H. (2016): Lebende Inseln - blau grüne Infrastrukturen für urbane Räume. Tagung: **5. FLL-Forschungsforum Landschaft Motto: „Bürger bewegen Grün – Chancen, Verantwortung, praktische Beispiele“**. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (FLL). 3.-4.03.2016. Bonn.

Günther, H. (2016): Lebende Inseln – neue naturbasierte Ansätze der Gewässerentwicklung. Tagung: **INGENIEURBIOLOGIE - Neue Richtlinien Aktuelle Anwendungen Praktische Erfahrungen**. Gesellschaft für IngenieurbioLOGIE e.V. 10.-11.03.2016. Hannover.

Günther, H. (2016): Schwimmende Inseln – blau grüne Infrastrukturen für urbane Räume. Tagung: **IKT-Forum Niederschlagswasser, Vegetation & Infrastruktur 2016 Regenwasser und innerstädtische Vegetation**. IKT - Institut für Unterirdische Infrastruktur gemeinnützige GmbH. 20.-21.04.2016. Gelsenkirchen.

Günther, H. (2016): Erprobung und Evaluation von selbstschwimmenden Vegetationsstrukturen auf dem Schollener See. Tagung: **Forschung und Monitoring in Großschutzgebieten des Landes Sachsen-Anhalt. Biosphärenreservat Mittelelbe**. 27.- 28.04.2016. Haus der Flüsse- NATURA 2000-Informationszentrum Havelberg.

Günther, H. (2016): Ökologisches Bauen und nachhaltige Gewässerentwicklung. Tagung: **Vortragsreihe Landschaftsarchitektur, Fachhochschule Erfurt**. 30.06.2016. Erfurt.

Günther, H.; Lorenz, S. & Hacker, E. (2016): A process-oriented approach to the development of shore line habitats. Tagung: **International Congress Soil and Water Bioengineering 9.-11.11.2016**. European Federation of Soil and Water Bioengineering (EFIB) Association Espanola de Ingenieria del Paisaje. Donastia San Sebastian, Spain.

Günther, H. (2018): The development of floating wetlands. **Society of Wetland Scientists' 2018 Annual Meeting May 29-June 1, 2018**. Denver, Colorado, USA.

### Veröffentlichungen:

Günther, H., Königstein, G. (2017): **Prozessorientiertes Planen am Beispiel der Gewässerentwicklung**. In: Stadt + Grün/ Das Gartenamt 08/2017, S. 37-42.

Günther, H., Knösche, R. : **Formation and development of floating peat mats in a European eutrophic lake: a case study**. Wetlands Ecology and Management - **in Bearbeitung**

Weitere Veröffentlichungen sind in Vorbereitung. Der Abschlussbericht sowie einzelne Projektergebnisse werden den oben genannten Behörden und auf Wunsch auch anderen Kooperationspartnern und Interessierten zur Verfügung gestellt.

Am 29.06.2017 fand eine Exkursion vor Ort statt, bei der das Projekt interessierten Vertretern der öffentlichen Verwaltung präsentiert wurde. Teilnehmer: Antje Köhler, Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, Berlin. Leonie Goll, Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, Abteilung Integrativer Umweltschutz, Berlin. Alicja Berger, Laura Anders, Bezirksamt Lichtenberg von Berlin. Elisabeth

Simmon, Bezirksamt Friedrichshain-Kreuzberg von Berlin, Umwelt- und Naturschutzamt, Sachgebiet Naturschutz. Birgit Protze, Umwelt- und Naturschutzamt Bezirksamt Treptow-Köpenick von Berlin. Armin Wernicke, Biosphärenreservat Mittelelbe, Aussenstelle Ferchels.

Die Methode wurde als Maßnahme zur Gewässerentwicklung in das „Handbuch Ingenieurbiologie“ der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz, Berlin aufgenommen und dort beschrieben. Das Handbuch befindet sich derzeit in der Abstimmung/ Bearbeitung.

### Abschlussarbeiten an der Leibniz Universität Hannover

Vogt, Miriam (2015): Auswirkungen von Wellenbelastungen auf „lebende Inseln“. Masterarbeit. Leibniz Universität Hannover, Franzius Institut für Wasserbau, Ästuar- und Küsteningenieurwesen. Institut für Umweltplanung. 87 S.

### Internationale Kontakte/ Austausch

Ecological Restoration & Engineering Services Unit. Water and Land Resources Division  
Mason Bowles, P.W.S. Senior Ecologist, Project Manager.  
King County Department of Natural Resources & Parks. 201 S. Jackson Street  
Seattle, WA 98104-3855

## 8.6 Weiterführung des Projektes

Die entwickelte Technik zur Initiierung schwimmender Vegetationsbestände soll auf Grundlage der Ergebnisse des Erprobungsversuches weitergeführt werden. Für einen Einsatz auf Wasserstraßen sind dazu die Wirkungen von Schiffswellen auf die Technik weiter zu untersuchen und die sich daraus ergebenden Potenziale zum Uferschutz und zur Gestaltung der ökologischen Durchgängigkeit zu analysieren. Die Untersuchungen werden im Rahmen des Projektes „BioSchWelle“ (FKZ: 33496/01; Laufzeit: 04/ 2017 - 04/ 19) gemeinsam durch das Franzius Institut für Wasserbau und dem Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover durchgeführt. Interessensbekundungen seitens der Bundesanstalt für Wasserbau, der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin sowie der Umweltbehörde der Hansestadt Hamburg, Bezirksamt Hamburg -Mitte, Fachamt Stadt- und Landschaftsplanung, Abteilung Landschaftsplanung liegen vor.

### Patentanmeldung:

Für die Technologie erfolgte im Mai 2015 eine Anmeldung als Patent „Schwimmfähige Schilfrohrgabione“ IPC: A01G 7/00, Dr.-Ing. Henning Günther, 14163 Berlin, DE. Die Patentschrift wurde am 02.02.2017 veröffentlicht. Auf Grundlage des Patentbeschlusses ist zukünftig eine Ausgründung und Kooperation mit Firmenpartnern zur Herstellung und zum Vertrieb der Gabionen vorgesehen.

## II. Fotodokumentation

Mai 2015 - Einsetzen der Gabionen und Ausbringen auf dem Schollener See



Juni 2015 - Standort I



Standort II



Standort III



Juli 2015



August 2015



September 2015



Oktober 2015



Mai 2016



Juni 2016



Juli 2016



August 2016



September 2016



Oktober 2016



Mai 2017



Juni/ Juli 2017 - keine Vegetationsaufnahmen während der Brut der Lachmöwen



August 2017





### III. Karten Schollener See