

Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschiffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen



Frank Peeters
Ralf Köhler
Wolfgang Ostendorp

Forschungsbericht des Projekts *SuBoLakes* für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)



Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen

Forschungsbericht des Projekts *SuBoLakes*
für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Frank Peeters

Ralf Köhler

Wolfgang Ostendorp



Konstanz, Potsdam März 2025

Impressum

© 2025 Die Rechte liegen bei den Autoren.

1. Auflage

Herausgeber:

Frank Peeters, Wolfgang Ostendorp, Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Arbeitsgruppe Umweltphysik,
Mainaustraße 252, 78464 Konstanz

Gehostet durch das Konstanzer Online-Publikationssystem (KOPS):

<https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

Bildnachweis: Sofern in der Bildlegende nicht anders angegeben, stammen alle Abbildungen von den Autoren (Urheber). Die Bildrechte liegen bei den Autoren.

Dieses Werk ist unter CC BY-NC-ND 4.0 lizenziert. Um eine Kopie dieser Lizenz anzuzeigen, besuchen Sie
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek:

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W. (2025): Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam, XII + 230 S. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

Kurzzusammenfassung:

Die Ufer vieler Seen und Flusseen in Deutschland sind vielfältigen anthropogenen Belastungen ausgesetzt, zu denen auch die Sport- und Fahrgastschifffahrt gehören. Verschiedene tourismuspolitische Initiativen, u. a. der Bundesregierung (Masterplan Freizeitschifffahrt, 2022), versuchen in Zusammenarbeit mit Wassersportindustrie, Nutzer-Verbänden und regionalen Akteuren, den Wassertourismus zu fördern und auszuweiten. Die absehbare Zunahme der ökologischen Belastungen durch die Intensivierung der Sport- und Fahrgastschifffahrt wurde bisher allerdings zu wenig beachtet. Das SuBoLakes (Sustainable Boating on Lakes in Germany)-Projekt, das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert wird (Az. 35825/01), stellt in 10 Kapiteln einige wichtige Aspekte der ökologischen Auswirkungen von Sport- und Fahrgastschifffahrt auf Seen dar. Der Bericht fasst die einschlägige internationale ökologische Literatur zusammen (Kap. 1), gibt einen Überblick über die Rechtslage und analysiert Trends in der Freizeitschifffahrt (Kap. 2). Es folgen Projektergebnisse zur fahrenden und stillliegenden Schifffahrt. Ein Themenbereich ist die Analyse der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Uferbelastung durch Schiffswellen (Kap. 3), sowie die mit diesen Wellen einhergehende Freisetzung von Treibhausgasen (Kap. 7). Die Besiedlung der sublitoralen Uferzone mit Unterwasserpflanzen (Makrophyten) und wirbellosen Tieren (Makrozoobenthos) lässt keine klare Zuweisung zu Wind- bzw. Schiffswellen erkennen, sondern wird insbesondere durch die Uferstruktur beeinflusst (Kap. 8 u. 9). Die für die Schifffahrt notwendigen Bootstationierungsanlagen greifen in die Uferstruktur ein. Daher wurde eine Methode entwickelt, mit der, basierend auf Luftbildern und Datenbank gestütztem GIS, Bootstationierungsanlagen kartiert (Kap. 4), analysiert (Kap. 5) und hinsichtlich ihrer ökologischen Effekte bewertet werden können (Kap. 6). In einer Synthese werden in Kap. 10 Handlungsfelder umrissen und Mitigationsstrategien entworfen, um zukünftig eine Verträglichkeit des motorisierten Wassersports mit Gewässer- und Naturschutzzielen zu erreichen.

Für die Inhalte dieses Sammelwerks sind allein die Autoren der jeweiligen Kapitel verantwortlich. Die Autoren sind auch für die Einhaltung von Copyrights und anderer Rechte Dritter sowie für die Einhaltung der Regeln der guten wissenschaftlichen Praxis ihrer jeweiligen Institutionen verantwortlich. Das Copyright liegt bei den Autoren.

Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W. (2025): Ecological pressures from recreational boating and passenger ships on lakes in Germany: Conflicts between lake use for boating and water protection goals. 1st ed., Konstanz, Potsdam XII + 230 p. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

Abstract

The shores of many lakes in Germany are exposed to numerous anthropogenic pressures, including recreational boating, passenger ship and ferry traffic and excursion boating. In cooperation with the water sports industry, user associations and regional stakeholders, several tourism policy initiatives, including the most recent one of the German Federal Government (Masterplan Freizeitschifffahrt, 2022), intend to promote and expand water tourism. However, the foreseeable increase in environmental stress caused by the intensification of recreational boating has not yet received enough consideration. The SuBoLakes (Sustainable Boating on Lakes in Germany) project, which is funded by the German Federal Environmental Foundation (DBU, Ref. 35825/01), provides an overview and some detailed results on selected aspects of the ecological impacts of recreational and excursion boating on lakes. The report summarises the relevant international ecological literature (Chapter 1), presents a compilation of the legal situation and analyses trends in recreational boating (Chapter 2). This is followed by results on the impacts of ship traffic and harbour and dock facilities on shore zones. One area of investigation addresses the spatial and temporal variability of ship wave action on the shoreline (Chapter 3), as well as the release of greenhouse gases associated with these waves (Chapter 7). The colonisation of the sublittoral shore zone with underwater plants (macrophytes) and macroinvertebrates could not be clearly linked to wind vs. ship wave impacts, but is influenced in particular by the physical habitat structure in the littoral zone (Chapters 8 and 9). Boat moorings, dock facilities and harbours required for recreational boating interfere with the bank structure. Hence a method was developed to map (Chapter 4), analyse (Chapter 5) and evaluate boat stationing facilities with regards to their ecological effects (Chapter 6) based on aerial photographs and database-supported GIS. In a synthesis, Chapter 10 outlines fields of action and draft mitigation strategies for achieving future compatibility of motorised water sports with water and nature conservation objectives.

The authors of the respective chapters are solely responsible for the contents of this compilation. The authors are also responsible for the observance of copyrights and other rights of third parties as well as for the observance of the rules of good scientific practice of their respective institutions. The copyright lies with the authors.

Vorwort

Vorwort



Vor dem Hintergrund einer zunehmenden Intensität der Sport- und Fahrgastschifffahrt auf Seen in Deutschland, die durch neue Initiativen zur Entwicklung des Wassertourismus noch weiter zunehmen wird, haben sich die Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz und das Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU), Ref. W26 „Gewässerentwicklung/Moorschutz“ zusammengetan und gemeinsam ein Forschungsprojekt entwickelt und durchgeführt, welches sich mit dem Thema „Analyse und Bewertung der ökologischen Belastungen von Seen durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen: Mitigationsstrategien und Handlungsempfehlungen für eine umweltverträgliche Lenkung“ befasst.

Der vorliegende Forschungsbericht stellt die wichtigsten Ergebnisse dieses Verbundprojektes mit dem Kurztitel „SuBoLakes“ (Sustainable Boating on Lakes in Germany) vor, welches die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) von Juni 2021 bis September 2024 gefördert hat (Förderkennzeichen 35825/01).

Das Projekt wurde an der Universität Konstanz koordiniert. Neben den beiden Herausgebern haben an der Umsetzung Dr. Ralf Köhler (LfU Brandenburg) und die Projektmitarbeiter M.Sc. Ole Lessmann (Univ. Konstanz) und M.Sc. Darshan Neubauer (LfU Brandenburg) sowie freiberuflich tätige Biologen mitgearbeitet (M.Sc. Jens Armbruster, Dr. Jürgen Böhmer, Dr. Oliver Miler, Dipl.-Biol. Jörg Ostendorp, Dr. Klaus van de Weyer). An den Freilandarbeiten waren u. a. Beatrix Rosenberg und B.Sc. Devin Jachtmann beteiligt. Ihnen allen danken wir für ihren großen Einsatz und für die gute Zusammenarbeit.

Außerdem bedanken wir uns bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die finanzielle Förderung, die es uns möglich gemacht hat, unser Vorhaben umzusetzen. Besonderer Dank gebührt den assoziierten Partnern aus Wissenschaft, Nutzer- und Umweltverbänden und Fachverwaltungen der Denkmalpflege und des Natur- und Landschaftsschutzes für zahlreiche wertvolle Hinweise

und konstruktive Diskussionen. Nicht zuletzt bedanken wir uns bei der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), die uns ermöglicht hat, unsere Ergebnisse auf einer „Special Session“ der DGL-Jahrestagung 2024 in Dresden einem breiten Fachpublikum vorzustellen.

Wir hoffen, dass unsere Untersuchungsergebnisse, Schlussfolgerungen und Empfehlungen die angewandte Forschung im Bereich der ökologischen Auswirkungen von anthropogenen Einflüssen auf die Uferzone von Seen voranbringen und für die Planung und das Management von Bootssport und Fahrgastschifffahrt von Nutzen sind. Wir sind überzeugt, dass ein faktenbasierter Dialog zwischen Nutzern und Schützern, Planern und Managern von Seeökosystemen dazu führen kann, die negativen Umweltfolgen der Freizeitschifffahrt zu minimieren, um zukünftig eine nachhaltigere Ausrichtung des Wassersports und der touristischen Nutzung von Seen auch in diesem Segment zu ermöglichen.

Dieser Bericht erscheint nur als PDF-Dokument und kann kostenfrei von der Internet-Seite des Projektes (www.subolakes.de) heruntergeladen werden. Das Dokument wird unter „<https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>“ im KOPS an der Universität Konstanz gehostet (<https://kops.uni-konstanz.de/home>). Dort finden sich auch die Hintergrunddokumente zu diesem Forschungsbericht unter <https://kops.uni-konstanz.de/entities/series/0dfc2b70-cd58-48f9-87d1-9a35ebb2b7b7>. Die aus diesem Projekt hervorgehenden Publikationen sind ebenfalls dort abgelegt.

Wir wünschen viel Freude und neue Erkenntnisse beim Lesen!

Konstanz, Potsdam im März 2025.

Frank Peeters

Ralf Köhler

Wolfgang Ostendorp

Inhalt

Inhalt

Frank Peeters, Ralf Köhler und Wolfgang Ostendorp

Einleitung	1 – 8
-------------------------	--------------

Wolfgang Ostendorp

1 Umweltbelastungen durch die Sport- und Fahrgastschiffahrt – eine Übersicht	9 – 36
---	---------------

Darshan Neubauer und Ralf Köhler

2 Sport- und Freizeitschiffahrt: Rechtsrahmen, sozioökonomische Eckdaten und Entwicklungstrends	37 – 72
--	----------------

Frank Peeters, Ole Lessmann und Wolfgang Ostendorp

3 Wellenbelastung durch Sport- und Fahrgastschiffahrt	73 – 108
--	-----------------

Jörg Ostendorp und Wolfgang Ostendorp

4 Klassifikation und Kartierung von Bootsstationierungsanlagen und ihrer Strukturelemente (BoStA-MAP)	109 – 126
--	------------------

Wolfgang Ostendorp und Jörg Ostendorp

5 Strukturelemente in Bootsstationierungsanlagen und liegeplatzspezifischer Flächenverbrauch: ein überregionaler Vergleich	127 – 138
---	------------------

Wolfgang Ostendorp und Jörg Ostendorp

6 Quantifizierung der ökologischen Effekte von Bootsstationierungsanlagen (BoStA-IMPACT)	139 – 156
---	------------------

Frank Peeters und Ole Lessmann

7 Treibhausgase und Schiffahrt: Methanemissionen durch Schiffswellen	157 – 168
---	------------------

Jens Peter Armbruster, Oliver Miler und Wolfgang Ostendorp

8 Auswirkungen von Ufermauern unter dem Einfluss von Wind- und Schiffswellen am nördlichen Bodenseeufer	169 – 186
--	------------------

Oliver Miler, Jürgen Böhmer, Klaus van de Weyer, Jörg Ostendorp und Wolfgang Ostendorp

9 Einfluss von Trophie, Schiffahrt und Seeuferstruktur auf biologische Bewertungsmetriks und Zusammensetzung von Makrozoobenthos- und Makrophytengemeinschaften	187 – 216
--	------------------

Ralf Köhler

10 Mitigationsstrategien und Handlungsempfehlungen für eine umweltverträgliche Lenkung	217 – 226
---	------------------

Autoren	227 – 230
----------------------	------------------

Einleitung

Einleitung

Frank Peeters¹, Ralf Köhler² und Wolfgang Ostendorp¹



HINTERGRUND ZUM PROJEKT

Uferzonen von Seen gehören infolge ihrer intensiven Nutzung für Siedlung, Verkehr und Landwirtschaft zu den am stärksten beanspruchten Lebensräumen in Mitteleuropa. Der Nutzungsdruck wird zusätzlich durch eine breite Palette touristischer und (Nah-)Erholungsnutzungen verstärkt ([18]), wobei die Sportschifffahrt (Motorboote, motorisierte Segelboote) und die überwiegend touristisch genutzten Fahrgastschiffe und Fähren zur Belastung der Uferzonen von Seen beitragen ([6]). Einerseits befriedigen diese Freizeitgestaltungsmöglichkeiten eine hohe Nachfrage und tragen wesentlich zur regionalen Wertschöpfung bei, andererseits stehen sie im Kontrast zu gemeinschaftlichen und nationalen Gewässerschutzzielen (EG-WRRL, WHG, Landeswassergesetze), Naturschutzzielen (EG FFH-RL/Natura2000, BNatSchG, Landesnaturschutzgesetze) und regional auch zu Denkmalschutzzielen (Erhalt der UNESCO-Welterbestätten „Pfahlbauten rund um die Alpen“ [8]).

Die Flotte der privaten Freizeitboote auf europäischen Binnen- und Küstengewässern wird auf etwa 6,6 Mio. Einheiten geschätzt ([14]). Der Sportbootsbestand an Deutschlands Küsten und Binnengewässern lag laut einer Studie von Mell aus dem Jahr 2016 ([11]) bei etwa 482.519 Einheiten, davon 284.651 Motorboote und

197.868 Segelboote. Etwa 80 % des Bestandes wurden den Binnengewässern zugerechnet ([7]). Seitdem scheint der Bootsbestand auf rd. 448.000 Einheiten zurückgegangen zu sein ([12]). Auf Schweizer Gewässern verkehrten 2023 rd. 91.300 Sportboote, wobei der Anteil der Motorboote in den zurückliegenden Jahren stark angewachsen ist ([1]).

In Europa stehen – nach anderer Zählweise – für eine Flotte von knapp 6 Mio. Booten etwa 10.600 Häfen oder Marinas mit 1,14 Mio. Wasser- und Land-Liegeplätzen zur Verfügung ([14]). In einer Studie des deutschen Umweltbundesamts ermittelten Watermann et al. ([19]) in Deutschland 3.091 Bootsstationierungsanlagen (BoStA) mit einer Gesamtanzahl von 206.279 (Wasser-)Liegeplätzen, von denen sich 146.425 (71 %) im Süßwasser befanden. Als Gebiete mit hohen Liegeplatzzahlen erwiesen sich neben der Ostseeküste und der Unterelbe ab Hamburg die Mecklenburger Seenplatte, die Gewässer in und um Berlin, der Bodensee und weitere Voralpenseen. Den Erhebungen zufolge liegen 1.472 Einheiten an Seen und Flusseen; sie wiesen eine Fläche von 9,9 km² und ca. 96.400 Wasser-Liegeplätze auf. Die tatsächliche Zahl an Wasser-Liegeplätzen dürfte noch um einiges höher sein, die Landliegeplätze waren ohnehin nicht eingerechnet.

Die Zahl der Fahrgastschiffe und Kfz-Fähren, die auf Seen in Deutschland verkehren, lässt sich derzeit nicht

¹ Frank Peeters, Wolfgang Ostendorp, Arbeitsgruppe Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, frank.peeters@uni-konstanz.de, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

² Ralf Köhler, Abteilung W2: Wasserwirtschaft; Referat W26: Gewässerentwicklung und Moorschutz, Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU), Seeburger Chaussee 2, 14476 Potsdam/Groß Glienicke, ralf.h.koehler@t-online.de

³ Foto: Sportboothafen Unteruhldingen am Bodensee-Überlinger See, © W. Ostendorp

exakt bestimmen. Allein auf dem internationalen Bodensee sind 82 Einheiten unterwegs, an anderen deutschen Alpen- und Voralpensee kommen 55 Schiffe hinzu (Zahlen von 2019, [9]). Für den norddeutschen Raum liegen keine Zahlen vor.

Trotz dieser intensiven Nutzung der Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschiffahrt liegt bisher keine übergreifende Darstellung der ökologischen Folgen dieses Freizeit- und Tourismussegments vor. Zwar wurden v. a. vom deutschen Umweltbundesamt vor dem Hintergrund europäischer Regelungen einige Umweltfolgen intensiv untersucht, beispielsweise die Emissionen der Bootsmotoren und Abwässer ([15]), die Auswirkungen von Antifouling-Anstrichen ([5], [19]), das Recycling von Altbooten ([4]) u. a. Für viele andere Aspekte der fahrenden und stillliegenden Schiffahrt sowie zu sozioökologischen Aspekte liegen aber bisher nur wenige Studien vor. In Bezug auf die Sport- und Freizeitschiffahrt und deren Auswirkungen auf deutsche Seen gibt es daher, auch im Vergleich zur internationalen Forschung v. a. aus dem marinen Bereich ([13]), noch einen großen Forschungsbedarf.

Zahlreiche Initiativen unterschiedlicher Akteure unterstützen die Ausweitung der Möglichkeiten des motorisierten und des nicht-motorisierten Wassersports, zuletzt der „Masterplan Freizeitschiffahrt“, mit dem das Bundesministerium für Digitales und Verkehr *„Mobilität auf und an Bundeswasserstraßen für Freizeitverkehre nutzungsorientiert verbessern (will). Dabei steht die Verlässlichkeit der Wasserstraßeninfrastruktur für die Nutzerinnen und Nutzer im Vordergrund. Die wirtschaftliche Bedeutung von Wassertourismus und Freizeitverkehren sowie die Erholungsfunktion sollen stärker hervorgehoben werden.“* ([2]). Die meisten dieser Initiativen bedienen in erster Linie wirtschaftliche und Nutzer-Interessen und gehen auf die ökologischen Folgen der motorisierten Schiffahrt in Seen kaum ein.

Nach der deutschen Wiedervereinigung 1990 wurde das touristische Potential der ostdeutschen Seen- und Flusslandschaften v. a. im östlichen Teil Berlins, in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern als Möglichkeit gesehen, die strukturschwachen Naturlandschaften wirtschaftlich zu entwickeln. Dem Beispiel des *Marine Tourism* folgend wurde durch die tourismuspolitische Initiative des Bundes das Konzept des *Wassertourismus* geboren (z. B. [3], [17]).

In den „gesättigten“ Wassersportlandschaften Süddeutschlands fanden die Initiativen des *Wassertourismus* allerdings nahezu keinen Widerhall. Hier fallen eher Initiativen ins Auge, den Bootssport zu begrenzen, beispielsweise durch Zulassungserfordernisse für Boot und Motor und durch eine behördeninterne Verabredung zur Limitierung der Liegeplatzzahlen wie beispielsweise am internationalen Bodensee.

In den Gutachten und Stellungnahmen zum „Wassertourismus“ (z.B. [3], [10]) ist oft von Chancen die Rede, die sich dem Tourismus-Gewerbe, den Herstellern von Booten und Zubehör sowie den Anbietern von Dienstleistungen, den Wasserstraßenverwaltungen und natürlich den einzelnen Skippern bieten. Nur selten ist von den Konflikten mit anderen Erholungsformen, den ökologischen Risiken und der begrenzten Aufnahmefähigkeit der Gewässer die Rede. Auch wenn gern die Nachhaltigkeit des Bootssports und des Wassertourismus reklamiert wird, gibt es nur wenige Grundlagenuntersuchungen, die eine Nachhaltigkeit belegen könnten. Weder gibt es in Deutschland zuverlässige Daten über die Größe der Bootsflotte, wie es beispielsweise in der Schweiz der Fall ist ([1]), noch sind Motorisierung und sonstige umweltrelevante Ausstattung der Boote bekannt, wie es beispielsweise für eine Zulassung am Bodensee nach der Bodensee-Schiffahrts-Ordnung (BSO) vorgeschrieben ist. In vielen Gewässern ist die Zahl der Wasser-Liegeplätze nicht bekannt, obwohl diese einem wasserrechtlichen Genehmigungsvorbehalt unterliegen (vgl. aber [19]). Außerdem wird weder die Flächeninanspruchnahme der stillliegenden Bootsflotte noch die jährliche Nutzungs- und Betriebsdauer der Anlagen erfasst

Im Rahmen der allgemein starken Zunahme von touristischen Aktivitäten (vgl. [16]) ist zukünftig mit einem Ausbau der Flottenstärke sowie der mittleren Größe (Verdrängung) und dem Nutzungskomfort der Einheiten zu rechnen. Hinzu kommen eine Verdichtung der Fahrpläne (Fahrgastschiffahrt), die Verlängerung der Saison und die Ausweitung des touristischen Angebots in Form von Sonderfahrten und Charterangeboten, wie am Beispiel des Bodensees deutlich wird. Über die Folgen für die Gewässer und ihre Biozönosen und die wasser- und naturschutzrechtlichen Restriktionen einschließlich des Verschlechterungsgebotes der EG-WRL (vgl. [20]) wird gewöhnlich hinweggesehen.

Die unmittelbaren ökologischen Folgen der motorisierten Schiffahrt auf Uferzonen von Seen bestehen potenziell u. a. in

- den durch Schiffswellen erzeugten Erosionsvorgängen in der Flachwasserzone, denen häufig mit massiven Uferschutzbauten begegnet werden muss und die u. a. zu einer starken Erosionsbelastung von Unterwasserdenkmälern, z. B. solchen des UNESCO-Welterbes führen können,
- der Inanspruchnahme von Wasserflächen für Infrastruktureinrichtungen wie Häfen, Steganlagen, Bogenfeldern usw. und von Landflächen für Versorgungseinrichtungen, Parkplätze, Wasserungsanlagen, Landliegeplätze u. a., gefolgt von entsprechenden uferstrukturellen Veränderungen,
- der Degradation von Lebensräumen (Schwimmbestände, Uferröhrichte, Uferwälder) und der Beein-

trächtigung von aquatischen und amphibischen Lebensgemeinschaften, darunter auch die für die Umsetzung der EG-WRRL wichtigen Qualitätskomponenten Makrophyten und Makrozoobenthos sowie der Fische.

Hinzu kommen Abgasemissionen v. a. durch Diesel- und Hochleistungs-Ottomotoren (Außenborder), darunter auch die klimarelevante Produktion von Kohlendioxid, Abwasserproduktion (Schwarz- und Grauwasser), chemische Emissionen aufgrund von Antifouling-Anstrichen u. a. Hilfsstoffen und Lärmemissionen (zusammenfassend [13]).

Allerdings sind die ökologischen Folgen, etwa auf der Ebene der Biozöten, entsprechend den Monitoring-Vorgaben der EG-WRRL oder Natura 2000, nicht leicht fassbar. Es fehlt beispielsweise an geeigneten biotischen Indikatoren innerhalb des Makrozoobenthos, um den Einfluss der (Freizeit-)Schifffahrt auf Seen und Flusseen abbilden zu können.

Vor diesem Hintergrund wurde das Verbundprojekt SuBoLakes initiiert, in dem die ökologischen Auswirkungen der motorisierten Freizeitschifffahrt zusammengestellt und die im Zusammenhang mit der Sport- und Fahrgastschifffahrt auftretenden Uferbelastungen und ökologischen Auswirkungen auf Seen genauer untersucht wurden. Die Ergebnisse des Projekts liefern eine Wissens- und Datengrundlage und methodische Werkzeuge zur Unterstützung von Entscheidungen, mit denen zukünftige Entwicklungen in der Freizeitschifffahrt nachhaltiger gestaltet und der Nutzungsdruck auf die Uferzonen von Seen durch die Freizeitschifffahrt in ökologisch vertretbare Bahnen gelenkt werden kann. Im Rahmen des Projekts wurden Handlungsempfehlungen zusammengestellt, die aus unserer Sicht einen sinnvollen Beitrag zur Reduzierung der Nutzungskonflikte im Zusammenhang mit der Freizeitschifffahrt leisten können.

ÜBERSICHT ÜBER DIE DARSTELLUNG DER PROJEKTERGEBNISSE

Das Kapitel 1 liefert eine Übersicht über die publizierten Forschungsarbeiten zu Umweltauswirkungen der fahrenden Schifffahrt sowie von Bootsstationierungsanlagen und diskutiert diese Erkenntnisse im Rahmen des *Driver-Pressure-State-Impact-Response* (DPSIR)-Modells, anhand dessen sich die gesellschaftlichen, ökonomischen und ökologischen Ursachen-Wirkungskomplexe strukturieren und gegenüber den Stakeholdern und der interessierten Öffentlichkeit kommunizieren lassen. Das Kapitel enthält auch einen hierarchischen Katalog von ökologischen Effekten der fahrenden und der stillliegenden Schifffahrt.

Kapitel 2 stellt die rechtlichen Rahmenbedingungen für den motorisierten Wassersport und die aktuellen Entwicklungstrends in der Freizeitschifffahrt unter besonderer Berücksichtigung der brandenburgischen Gewässer dar. Dazu wurden u. a. Daten zum Bootsbestand und zur Flottenstruktur erhoben, das Verkehrsaufkommen an Schleusen ausgewertet und eine Befragung an Marinas und Sportboothäfen durchgeführt. Ziel der Auswertung war es, aus diesen unterschiedlichen Datensätzen und Perspektiven ein Bild der aktuellen Situation der Sport- und Freizeitschifffahrt zu zeichnen und mögliche Defizite und Datenlücken zu identifizieren. Aus diesen Erkenntnissen wurden Handlungsempfehlungen abgeleitet.

Kapitel 3 ist auf die fahrende Schifffahrt fokussiert und untersucht die Belastung von Flachwasserzonen in Seen durch Schiffswellen. Nach einer Übersicht über die Eigenschaften von Oberflächenwellen in Gewässern einschließlich aller grundlegenden Gleichungen zur Wellenbeschreibung, der Messmethodik und des Vorgehens in der Datenanalyse zur Identifikation von Welleneigenschaften folgt eine Beschreibung der charakteristischen Eigenschaften von Schiffswellen und deren Unterschiede zu Windwellen. Anschließend werden neue Messergebnisse zur zeitlichen und räumlichen Heterogenität der Wellenbelastung der Flachwasserzone durch Schiffswellen im Bodensee, Starnbergersee (Bayern) und Röblinsee (Brandenburg) vorgestellt und die relative Bedeutung von Schiffs- vs. Windwellen und von Fahrgastschiffen vs. Sportbooten für die Wellenbelastung verglichen. Außerdem wird untersucht, inwieweit empirische und numerische Modellierung von Schiffswellen genutzt werden kann, um die Beurteilung der Auswirkungen von Fahrtroute und Fahrtgeschwindigkeit auf Wellenhöhen in Uferzonen zu unterstützen. Zum Abschluss werden Handlungsoptionen zur Reduktion der Schiffswellenbelastung aufgezeigt.

Die Kapitel 4, 5 und 6 konzentrieren sich auf die ökologischen Effekte der stillliegenden Sportschifffahrt. Hierbei werden zunächst hierarchische Typen-Kataloge der Bootsstationierungsanlagen (BoStA) und ihrer wasser- und landseitigen Strukturelemente vorgestellt, die wiederum die Grundlage für ein Luftbild-, GIS- und Datenbank-gestütztes Kartiervorgehen (BoStA-MAP) bilden (Kapitel 4).

Mit diesen Werkzeugen wurde in drei Untersuchungsgebieten (Bodensee, Voralpenseen in Bayern, Tieflandseen in Brandenburg) u. a. der liegeplatzspezifische Flächenverbrauch analysiert, um ihre Praxistauglichkeit zu testen (Kapitel 5).

Kapitel 6 führt einen ökologischen Bewertungsindex für die verschiedenen Strukturelemente in BoStAs ein und nutzt Anzahl und spezifischen Flächenverbrauch der

Strukturelement-Objekte in Kombination mit dem ökologischen Bewertungsindex zur Schätzung der ökologischen Auswirkungen von BoStA. Die Methodik wird am Beispiel verschiedener Uferabschnitte des Bodensees und an ausgewählten BoStA in Voralpenseen Bayern und Tieflandseen Brandenburgs demonstriert.

Damit steht für Nutzer, Planer und Genehmigungsbehörden ein praxistaugliches Verfahren zur Verfügung, das die Minimierung der ökologischen Effekte von BoStA erlaubt.

Die Kapitel 7, 8, und 9 beschäftigen sich mit ausgewählten ökologischen Auswirkungen der Sport- und Fahrgastschifffahrt in Seen, die bisher noch nicht hinreichend intensiv untersucht wurden.

Kapitel 7 zeigt am Beispiel neuer Messungen vom Bodensee, dass Schiffswellen in der Flachwasserzone von Seen zur Freisetzung von methanhaltigen Blasen aus dem Sediment führen. Mit diesen Blasenfreisetzungen sind Methanflüsse verbunden, die einen substantiellen Beitrag zur Gesamtemission von Methan aus Seen liefern können. Nach einer kurzen Einführung in die natürliche Verteilung und Freisetzung von Methan aus Seen stellt das Kapitel die Ergebnisse zur schiffswelleninduzierten Freisetzung von Methan vor und ordnet die Bedeutung dieser Methanfreisetzung mit Hilfe einer groben Abschätzung der zu erwartenden beckenweiten Methanemissionen ein.

Kapitel 8 analysiert die Auswirkungen von Ufermauern auf turbulente Wasserbewegungen, Oberflächensedimenttextur, Makrophyten- und Makrozoobenthos-Besiedlung unter dem Einfluss von Wind- und Schiffswellen am nördlichen Bodenseeufers. Die Erkenntnisse liefern wichtige Grundlagen für die Entwicklung spezifischer Bewertungsmethoden im WRRL-Monitoring (MZB-Metrics) und die Planung künftiger Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Funktionen der Uferzone.

Kapitel 9 analysiert den Einfluss von Trophie und Uferstruktur sowie der Ausweisung als Wasserstraße auf die Zusammensetzung von Makrozoobenthos- (MZB) und Makrophytengemeinschaften (MPH) auf der Grundlage von aufbereiteten Datensätzen des Landesamts für Umwelt Brandenburg. Die Ergebnisse können genutzt werden, um die WRRL-Bewertungsindizes AESHNA und PHYLIP zu validieren und ggf. an brandenburgische Seen anzupassen und um diese Bewertungsindizes weiterzuentwickeln, z. B. mit Indikatorarten-Analysen und Berechnung von neuen Metriks.

Kapitel 10 fasst die sich aus dem Projekt ergebenden Mitigationsstrategien und Handlungsempfehlungen für eine umweltverträgliche Lenkung zusammen. In einer systematischen Übersichtstabelle am Anfang des Kapitels werden die möglichen Maßnahmen zur Verminderung von Umweltbelastungen durch die Sport- und Freizeitschifffahrt und die zugehörigen Adressaten klassifiziert.

Danach werden basierend auf den Ergebnissen der vorherigen Kapitel wichtige und besonders wirkungsvoll erscheinende Handlungsempfehlungen zusammengestellt.

Wir hoffen, dass dieser Bericht für Behörden, politische Entscheidungsebenen und Träger öffentlicher Belange bei Entscheidungen zur Zielerreichung von EG-WRRL und Natura 2000 eine hilfreiche Unterstützung darstellt und eine argumentative Grundlage liefert, um den Nutzungsdruck auf Seen durch die Freizeitschifffahrt auf einen ökologisch vertretbaren Rahmen begrenzen zu können.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] BFS, Bundesamt für Statistik der Schweizerischen Eidgenossenschaft (2024): Motor- und Segelboote: Bestand im Jahr 2023. <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home.gnpdetail.2024-0318.html> (zuletzt aufgerufen im Jan. 2025).
- [2] BMDV, Bundesministerium für Digitales und Verkehr (2022): Masterplan Freizeitschifffahrt. Berlin, 76 S.
- [3] BTE Tourismusmanagement (2003): Grundlagenuntersuchung Wassertourismus in Deutschland. Ist-Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten. Studie für die Hamburg Messe und Congress GmbH und Deutscher Tourismusverband e.V., Berlin, 23 S.
- [4] Burgstaller, M., Frick, F., Potrykus, A., Schramm, B., Strauss, F., Scheer, S., Link, F., Behringer, K., Pfuhl, W., Schlenga, R., Brantsch, P., Menrath, A., Müller, T., Nieberl, M., Hofmann, A., Reh, K. (2023): Digital Kreisläufe schließen am Beispiel des Recyclings von Sportbooten, Leichtflugzeugen sowie Bedarfsgegenständen aus Faserverbundwerkstoffen. UBA Texte 93/2023: 356 S., hg. vom Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.
- [5] Daehne, B., Wallis, J., Gartriser, S., Hafner, C., Watermann, B. (2023): Einträge bedenklicher Stoffe in Gewässer reduzieren: Erarbeitung von Vergabekriterien für die Zertifizierung von Antifouling-Systemen mit dem Blauen Engel. UBA-Texte 25/2023, 107 S., Dessau-Roßlau.
- [6] Gabel, F., Lorenz, S., Stoll, L. S. (2017): Effects of ship-induced waves on aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 601–602 (2017): 926–939.
- [7] Göbner, V. (2019): Das wird auf uns zukommen. SegelReporter. Download: <https://segelreporter.com/regatta/recycling-wohin-mit-alten-gfk-booten-in-frankreich-muessen-30-000-zum-abwracker/>
- [8] Hagmann, S., Schlichtherle, H., Schlitz, U. (2013): UNESCO-Welterbe: Prähistorische Pfahlbauten um die Alpen in Baden-Württemberg und Bayern. Hrsg: Landesamt für Denkmalpflege im Regierungspräsidium Stuttgart, Esslingen am Neckar, 2013. 72S. www.denkmalpflege-bw.de
- [9] Hofmann, H., Ostendorp, W. (2019): Seeufer: Wellen – Erosion – Schutz – Renaturierung: Handlungsempfehlungen für den Gewässerschutz: Ergebnisse aus dem ReWaM-Verbundprojekt HyMoBioStrategie (2015–2018). 1. Auflage. Konstanz: Universität Konstanz. ISBN 978 3 89318 080 6. <https://doi.org/10.18148/KOPS/HMBS.2018.001>

- [10] Inspektour GmbH & HEINE Projekt (2024): Wassertourismuskonzept Berlin. Gutachten für die Senatsverwaltung für Wirtschaft, Energie und Betriebe. Am 05.11.2024 vom Berliner Senat beschlossenes Wassertourismuskonzept für Berlin.
- [11] Mell, W.-D. (2016): Strukturen im Bootsmarkt – Update 2016. FVSF-Forschungsbericht Nr. 7, 104 S., hg. von der Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschiffahrt e.V. (FVSF).
- [12] Mell, W.-D. (2023): Strukturen im Bootsmarkt - Update 2023. FVSF-Forschungsbericht Nr. 9, 67 S., hg. von der Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschiffahrt e.V. (FVSF).
- [13] Moksnes, P.-O., Eriander, L., Hansen, J., Albertsson, J., Andersson, M., Bergström, U., Carlström, J., Egardt, J., Fredriksson, R., Granhag, L., Lindgren, F., Nordberg, K., Wendt, I., Wikström, S., Ytreberg, E. (2019): Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3. 156 S.
- [14] Pagani Isnardi, S., Morchio, E., Mustorgi, M., Fortis, M., Carminati, M., Corradini, S., Sartori, A., Ivaldi, E. (2022): La Nautica in Cifre – Boating in Figures, Industry Statistics for 2022. Report of the Confindustria Nautica (Italian Marine Industry Association) and the Fondazione Edison, 112 pp. ISBN 978-88-946050-8-2. www.lanauticaincifre.it.
- [15] Proelß, A. & Schatz, V. J. (2019): Rechtliche Vorgaben zum Umgang mit Schiffsabwasser. Völker-, unions- und nationalrechtliche Anforderungen an Einleitungen von Scrubber-Abwasser, Ballastwasser und häuslichem Abwasser durch Schiffe. UBA-Texte 09/2019, 129 Seiten, Dessau-Roßlau.
- [16] PROJECT M GMBH (2015): Studie. Wirtschaftliche Effekte im Wassertourismus in Berlin und Brandenburg. Hg. v. IHK Berlin-Brandenburg. https://digital.zlb.de/viewer/rest/image/16090084/2015_Bericht-Wasserstudie-data.pdf/full/max/0/2015_Bericht-Wasserstudie-data.pdf
- [17] Studenteninitiative Wirtschaft & Umwelt e.V. Münster, Hrsg. (1994): Segeln in Mecklenburg-Vorpommern. Eine wirtschaftliche, ökologische und soziologische Analyse. Edition Sport & Freizeit, Bd. 3, 197 S. + Kte i.A., Meyer 6 Meyer-Verl. Aachen, ISBN 3-89124-246-8.
- [18] Venohr, M., Langhans, S. D., Peters, O., Hölker, F., Arlinghaus, R., Mitchell, L., Wolter, C. (2018): The underestimated dynamics and impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems. – Environ. Rev. 26 (2), S. 199–213. <https://doi.org/10.1139/er-2017-0024>
- [19] Watermann, B., Daehne, D., Fürle, C., Thomson, A. (2015): Sicherung der Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung im Rahmen des EU-Biozid-Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungsphase im 1862-4804. Dessau.
- [20] Zepf, U. (2014): Die Zukunft der Genehmigungsfähigkeit von Sportbootsteganlagen (am Beispiel Berlins). Zeitschrift für Wasserrecht. Heft 3/2104, S. 121–152.

Kapitel 1

Umweltbelastungen durch die Sport- und Fahrgastschifffahrt – eine Übersicht

Wolfgang Ostendorp ¹



- ⇒ Die Sport- und Fahrgastschifffahrt stellt ein sozio-ökologisches System dar, das nicht allein mit umweltwissenschaftlichen Methoden zu beschreiben ist.
- ⇒ Die Zusammenhänge können durch das DPSIR-Modell verdeutlicht werden, das zugleich als gemeinsame Kommunikationsplattform unterschiedlicher Interessenvertreter dienen kann.
- ⇒ Die Umwelteffekte müssen für alle Abschnitte des Lebenszyklus (Herstellung, Stationierung, Betrieb, Abwracken) betrachtet werden.
- ⇒ Die Umweltbelastungen können durch (i) Motivation u. Information, (ii) Regulierungs-/Ordnungsinstrumente, (iii) ökonomische Instrumente und Management, (iv) Umweltvorsorge, (v) konstruktive Verbesserungen u. (vi) anwendungsbezogene Forschung gemindert werden.

Kurzzusammenfassung

Die Sport- und Fahrgastschifffahrt (Motorboote, Segelboote, Kurs- und Ausflugsschiffe) gehört an vielen Küsten und Binnengewässern Europas zu den bevorzugten Tourismusangeboten und Freizeitbetätigungen. Seit Mitte der 1980er Jahre steigt weltweit die jährliche Zahl der Veröffentlichungen, in denen auf die ökologischen Problemfelder der Freizeitschifffahrt hingewiesen wird. Es fehlt jedoch an einer Synopsis, die den Bootssport als sozial-ökologisches System betrachtet, dabei auf die wechselseitigen Abhängigkeiten der Kompartimente eingeht und mögliche Indikatoren diskutiert. In diesem Beitrag wird anhand von 72 Übersichtsarbeiten der aktuelle Kenntnisstand dargestellt und mit Hilfe des DPSIR Modells weiterentwickelt. Schwerpunkt ist die Analyse der Umweltauswirkungen der Bootstationierungsanlagen (BoStA) und der fahrenden Schifffahrt sowie eine Übersicht der möglichen Mitigationsmaßnahmen und ihrer Akteure. Auf diesen Ergebnissen bauen die Forschungsergebnisse des SuBoLakes - Projekts der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) auf. Begriffe, die im Glossar näher erläutert werden, sind mit einem ☞ gekennzeichnet. Dieser Text ist eine gekürzte Fassung von Ostendorp, W. (2025), <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-1rxt5oszihxb89>

Abstract

Ostendorp, W.: Environmental impacts of recreational boating and passenger vessel traffic - an overview. In: Peeters, F., Köhler, R. and Ostendorp, W. (2025): Ecological pressures from recreational boating and passenger ships on lakes in Germany: Conflicts between lake use for boating and water protection goals. 1st ed., Konstanz, Potsdam, p. 11–36, <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

Recreational boating (motorboats, sailboats) and passenger vessel traffic are among the favourite tourist attractions and leisure activities on many European coasts and inland waters. Since the mid-1980s, the annual number of publications pointing out the ecological problems of leisure boating has been increasing worldwide. However, a synopsis is lacking that considers boating as a socio-ecological system, addressing the interdependencies of the different subsystems, and discussing possible indicators. In this article, the current state of knowledge is presented, based on 72 review papers, and further developed using the DPSIR model. The focus is on analysing the environmental impacts of boat stationing facilities (BoStA) and of boats on the move as well as an overview of possible mitigation measures and their actors. The research results of the SuBoLakes project of the German Federal Environmental Foundation (DBU) build on these findings. Terms that are explained in more detail in the glossary are marked with a ☞. This text is an abridged version of Ostendorp, W. (2025), <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-1rxt5oszihxb89>

¹ Wolfgang Ostendorp, Arbeitsgruppe Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de. Foto: Sportboothafen in Konstanz-Staad, Bodensee, © W. Ostendorp.

EINLEITUNG

Die Umweltbelastungen, die von der Sport- und Fahrgastschifffahrt (☞SFS) ausgehen, sind das Resultat einer Vielzahl von Faktoren, die miteinander interagieren. Sie nehmen ihren Anfang bei den Motiven und Intentionen der individuellen Nutzer, gehen weiter über die nachweisbaren Folgen für Habitate, Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften und Ökosysteme sowie für andere Nutzer und reichen bis zu korrigierenden Maßnahmen der zuständigen Behörden, der Wassersportwirtschaft und der Sportbootvereinigungen sowie weiterer Akteure.

Somit bilden Sport- und Fahrgastschifffahrt innerhalb des gesellschaftlichen Subsystems ‚Freizeit und Tourismus‘ ein sozial-ökologisches System (social-ecological system, ☞SES; [7], [8], [58]), das mit sozial- und umweltwissenschaftlichen Forschungsansätzen untersucht werden kann.

Das kritische Verständnis der Zusammenhänge kann sich nicht mit der umweltwissenschaftlichen Beschreibung von Zustandsgrößen und Mechanismen begnügen, denn schließlich sind die Umweltbelastungen in historische, ökonomische, soziale, politische und rechtliche Zusammenhänge eingebettet. Dies gilt erst recht für die ☞Mitigationsstrategien, die zusammen mit den gesellschaftlich möglichen und akzeptierten Steuerungsoptionen konzipiert werden müssen. Sie beginnen bei der Wertschätzung unbelasteter (semi-)aquatischer Ökosysteme, der Akzeptanz von individuellen Nutzungseinschränkungen und enden bei der Umsetzung und Erfolgskontrolle der für effizient gehaltenen Maßnahmen.

Der sozial-ökologische Forschungsansatz dürfte am ehesten geeignet sein, die generellen Entwicklungen der menschlichen Umwelt im ☞Anthropozän zu analysieren und Lösungen für die drängendsten Probleme im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung anzubieten. Auch Freizeitorientierung breiter Bevölkerungsschichten, motorisierter Wassersport und Massentourismus sind in ihren Folgewirkungen relevante Phänomene des Anthropozäns ([49],

[50], [63]). Inzwischen gelten Freizeit- und Tourismusindustrie weltweit als Leitökonomie des 21. Jahrhunderts ([36]).

Als konzeptioneller Rahmen, in dem komplexe sozial-ökologische Systeme strukturiert und operational zugänglich werden können, bietet sich das *Driver–Pressure–State–Impact–Response* (☞DPSIR)-Modell an, das 1993 von der OECD vorgestellt und 1995 von der *European Environmental Agency* übernommen wurde ([6], [18], [23], [28], [48]) (Abbildung 1).

Das DPSIR-Modell stellt mit Hilfe von fünf Kategorien Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen anthropogenen Aktivitäten und ihren ökologischen und sozioökonomischen Folgen her, wobei der Mensch als integraler Bestandteil des Ökosystems betrachtet wird.

Die Vorteile des DPSIR-Modells als eines heuristischen Werkzeugs liegen auf der Hand, wenn es darum geht, aus begrenztem Wissen Aussagen von hoher Wahrscheinlichkeit und angemessene Lösungsvorschläge zu generieren. Das Modell identifiziert, analysiert und bewertet Umweltprobleme sowie die erforderlichen Maßnahmen zur Behebung der Schäden zugunsten der Natur und der Gesellschaft. Damit stellt es eine gemeinsame Plattform und eine gemeinsame Sprache für Umweltmanager, Wissenschaftler verschiedener Fachrichtungen und Interessengruppen bereit ([24]).

In diesem Beitrag nutzen wir das DPSIR-Modell mit Schwerpunkt der Umweltauswirkungen der Sport- und Fahrgastschifffahrt als heuristisches Werkzeug, um das vorhandene Wissen zusammenzufassen und die komplexen Interaktionen zu strukturieren (☞Scoping). Ziel des Beitrags ist eine Übersicht des internationalen Kenntnisstandes und der Diskussionsschwerpunkte, wie sie sich überwiegend anhand von Übersichtsartikeln (*Reviews*) darstellen. Als Produkte ergeben sich methodisch einheitlich abgeleitete Synthesen (Tabelle 1 und 2), die zur Strukturierung der Ursache-Wirkungskomplexe und zur Entwicklung von Mitigationsstrategien beitragen.

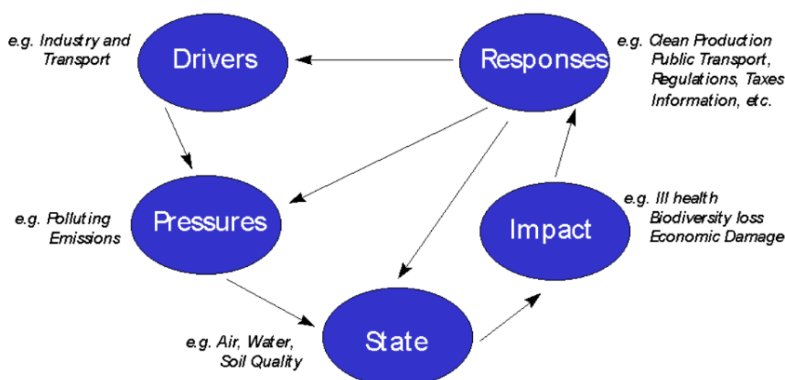


Abbildung 1:

DPSIR-Modell (Quelle: EEA, 2020, Permalink PC96DWSZIJ); https://www.eea.europa.eu/ds_resolveuid/PC96DWSZIJ.

TREIBENDE KRÄFTE (*DRIVERS*)

Unter den treibenden Kräften (*Drivers*), die hinter einer Umweltbelastung (*Pressure*) stehen, sind die sozialen, demografischen und wirtschaftlichen Entwicklungen in einer Gesellschaft und die entsprechenden Veränderungen der Lebensstile, des allgemeinen Konsumniveaus, der Produktionsmuster und Marktmechanismen zu verstehen ([23]).

Primäre treibende Kräfte

Als primär treibende Kraft der Entwicklung der Sportschifffahrt ist die Motivation von Personen anzusehen, diese Sportart betreiben zu wollen, ihren persönlichen Ressourceneinsatz (Zeit, finanzielle Mittel, nautischer Ausbildungsaufwand und sonstige Ressourcen) darauf zu lenken, um mit einer Befriedigung der individuellen Bedürfnisse belohnt zu werden. Die Motivation äußert sich im individuellen Bereich durch eine entsprechende Ressourcenallokation, auf dem Markt durch die kollektive Nachfrage nach einem eigenen Boot nebst zugehöriger Ausrüstung und einem eigenen Liegeplatz. Erheblich niederschwelliger ist der Wunsch zu erfüllen, indem ein repräsentatives Boot für eine begrenzte Zeit gechartert wird. Noch preiswerter, flexibler und unkomplizierter und für jedermann verfügbar ist ein Ausflug mit einem Fahrgastschiff, freilich um den Preis, dass man sich nicht als „Kapitän auf dem eigenen Schiff“ fühlen darf.

Für die individuelle Ressourcenlenkung gibt es einige empirischen Untersuchungen, die für den vorliegenden Beitrag ausgewertet wurden (vgl. [53]).

Sekundäre treibende Kräfte

Die Motivation wird vermutlich durch eine Reihe von Faktoren beeinflusst, die man der Nachfrageseite oder der Angebotsseite zurechnen kann. Auf der Nachfrageseite spielen u. a.

- personengebundene Faktoren: Gesundheit, Alter, Geschlecht, nautische Ausbildung und Fähigkeiten sowie personenbezogene behördliche (Fahr-)Erlaubnisse, Prestigegewinn durch demonstrativen Konsum,
- Leitbilder und Traditionen: familiärer Hintergrund, Vereinsbindung, Naturverbundenheit,
- geographische Faktoren: räumliche Entfernung zwischen dem Wohnort und dem (potentiellen) Liegeplatz,

- gesellschaftliche Faktoren: Entwicklung des verfügbaren Einkommens, Zahl der Urlaubstage, wöchentliche Arbeitszeit, Flexibilisierung der Arbeitszeit, Verkehrsmobilität

eine Rolle. Auf der Angebotsseite stehen überwiegend wirtschaftlichen Interessen von Entwicklern, Herstellern und Anbietern, namentlich

- Hersteller: Bootsbauer, Motorenhersteller, Bootsausstatter,
- Dienstleister: Vercharterer, Betreiber von Liegeplätzen, Hafenanlagen und anderer Infrastruktur,
- Plattformen: Bootshandel, Internet-Handelsplattformen, Fachjournale, Fachmessen.

Hinzu kommen die Interessen der

- Wasserstraßenverwaltungen innerhalb des Bundesministeriums für Digitales und Verkehr (BMDV) nach Erhalt ihres Aufgabenbereichs und ihres Personalstamms,

sowie die Interessen der

- regionalen Tourismus-Industrie und ihrer Netzwerke und Dachverbände,
- Dachverbände des Bootssports (z. B. ⚓DMYV, ⚓DSV) und des ⚓ADAC, zu deren selbstgewählten Aufgaben die Interessenvertretung der Nutzer und die Erleichterung des Bootssports gehören.

Verkehrswegerechtliche Grundlage sind das Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG, [x]), soweit Binnenwasserstraßen im Eigentum des Bundes und Seewasserstraßen angesprochen sind und die entsprechenden Regelungen der Länder für die Landeswasserstraßen im Eigentum der Länder². Der § 5 WaStrG enthält ein „Jedermannsrecht“, demzufolge jedermann unter bestimmten Auflagen die Bundeswasserstraßen mit Wasserfahrzeugen befahren darf. Ähnliche Regelungen („Gemeingebrauch“) finden sich auch im § 25 WHG ([i]) und in den Wassergesetzen der Länder.

Gemeinsam ist den Stakeholdern der Angebotsseite das Interesse an einer Ankurbelung der Nachfrage, beispielsweise durch Produktdiversifizierung, und an einer Ausweitung des (Geschäfts-)Volumens etwa durch Verbesserung der touristischen und nautischen Infrastruktur (Schleusenkapazität, Marinas) und der Beseitigung von Hemmnissen (z. B. Führerscheinpflcht). Die Anliegen werden gegenüber den politischen Entscheidungsebenen im Bereich Wirtschaft und Verkehr lobbyiert, womit auch diese dann Teil der sekundären treibenden Kräfte werden.

Insgesamt ergibt sich ein komplexes Beziehungsgeflecht, das in der Fachliteratur bisher kaum Beachtung fand und einer strukturierten Aufarbeitung bedarf.

² z. B. Brandenburg: LSchiffV ([viii]); Internationaler Bodensee: gemeinsame BSO, die durch Einführungsverordnungen in das

Recht der Bundesländer (AT, DE) und der Eidgenossenschaft (CH) übernommen wurden.

BREMSENDE KRÄFTE (*RETARDING FORCES*)

Den treibenden Kräften stehen Schranken gegenüber, die eine ungebremste Entfaltung behindern, und die deswegen gesondert zu betrachten sind. Das herkömmliche DPSIR-Modell kann mit einer weiteren Komponente ergänzt werden, den „bremsenden Kräften“ (*Retarding Forces*).

Primäre bremsende Kräfte

Als primäre bremsende Kraft sind die Verfügbarkeit, der Preis der für den Bootssport notwendigen Ressourcen sowie der individuelle Nutzen zu sehen. Hierzu gehören

- die Größe der freien Wasserfläche im Binnenland, die von den zuständigen Behörden als Teil einer Bundes- oder Landeswasserstraße ausgewiesen ist,
- die Zahl der Liegeplätze und die Kapazität anderer Anlagen für die Schifffahrt, der Zugänge zum Wasser zwecks Ein- und Auswasserung sowie die landseitige Infrastruktur,
- die Erlaubnisse und behördlichen Restriktionen bzw. Auflagen beim Betrieb der jeweiligen Wasserfahrzeuge,
- die Kosten der Wasserfahrzeuge in Anschaffung, Unterhalt und Betrieb,
- die Nichterfüllung der Nutzer-Erwartungen.

Die primären bremsenden Kräfte können durch politische Entscheidungen oder durch Verwaltungshandeln modifiziert werden, wobei Abwägungsprozesse, z. B. Natur- bzw. Gewässerschutz vs. Entwicklung und Nutzung eine große Rolle spielen.

Sekundäre bremsende Kräfte

Die primären bremsenden Kräfte werden im Hintergrund durch einige variable Faktoren beeinflusst, während andere Faktoren im Rahmen der bestehenden rechtlichen und gesellschaftlichen Gegebenheiten mittelfristig weitgehend konstant bleiben. Zu den **konstanten Komponenten** zählen

- die Naturschutzziele, vorgegeben von der Europäischen Gesetzgebung (FFH-RL [v], Vogelschutz-RL [ix], mit Natura 2000) und der weiterführenden nationalen Gesetzgebung (BNatSchG, [ii]) und den Naturschutzgesetzen der Länder. Als Akteure wirken hier die Naturschutzbehörden der Länder als Träger öffentlicher Belange (TÖB) sowie ausgewählte Naturschutzverbände als „Anwälte der Natur“, die bei bestimmten Bauvorhaben anzuhören sind. In diesem

Zusammenhang ist auch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) zu nennen, das sich für einen *nachhaltigen* Tourismus und die *umweltverträgliche* Ausübung von Natursportarten (z. B. Segeln³) bemüht.

- die Gewässerschutzziele, vorgegeben durch die Europäische Gesetzgebung (WRRL [xii]) und die Umsetzung durch die Gesetzgebung des Bundes (WHG [i]) und der Länder (WG). Akteure sind die Wasserbehörden der Länder, die bei Wasserrechtsverfahren (z. B. Errichtung und Betrieb von Anlagen in oder an Gewässern) federführend sind, dabei aber i. d. R. auch Naturschutzbehörden und -verbände sowie Fischereibehörden und -verbände und einzelne Fischereiberechtigte hören müssen. Bestimmte Themengebiete (z. B. Verbrennungsrückstände aus Bootsmotoren, Freisetzung von Bioziden aus Antifouling-Anstrichen) wurden vom Umweltbundesamt (UBA) bearbeitet.
- Ziele wie Wasserreinhaltung, Luftreinhaltung, sparsamer Umgang mit nicht erneuerbaren Ressourcen, Klimaschutz, Arten- und Biodiversitätsschutz, der Schutz von Natur- und Landschaft, Erholung in der Natur u. a.: Viele dieser Ziele werden von breiten Bevölkerungsschichten als vorrangig angesehen (zuletzt Grothmann et al., [29], [30]), so dass sie in einem gewissen Kontrast zu der Wirklichkeit auf deutschen Wasserstraßen stehen.

Die **variablen Faktoren** betreffen

- die Freigabe von (künstlichen oder erheblich veränderten) Gewässern für eine oder mehrere Sportarten inkl. des Bootssports: zumeist Nachnutzungen von Tagebaurestseen oder Abgrabungsseen.
- die zunehmende Verdichtung des (Motor-)Bootsports in bestimmten Revieren, die zur Behinderung, Gefährdung oder zum Ausschluss anderer Nutzer bzw. Nutzungen des Gewässers führen kann. Es darf vermutet werden, dass bei einer begrenzten Ressource „Wasserfläche“ die Konflikte zwischen den Nutzergruppen zukünftig zunehmen werden, wie dies bereits an einigen Berliner Gewässern zu erkennen ist ([1]).
- technische und sportliche Neu- und Weiterentwicklungen, die fortwährend auf den Markt drängen und trendbewusste Käuferschichten suchen, und dabei versuchen, die noch bestehenden Freiräume zu nutzen. Verbunden mit dem beobachtbaren Verhalten vieler Nutzer, in ihrer Freizeit mehreren (Wasser-) Sportarten nachzugehen, bedeutet dies in der Summe eine Nutzungsverdichtung. Befördert wird dies durch das reiche Angebot an Miet- bzw. Charter-

³ Siehe <https://www.natursport.info/natursportarten/zu-wasser/>; Motorbootssport ist keine Natursportart.

Möglichkeiten, ohne Befähigungsnachweise (Bootsführerschein) vorlegen zu müssen, und an niederschweligen Schulungsangeboten professioneller Anbieter, so dass es aus Nutzersicht unproblematisch ist, neue Sportarten zunächst auszuprobieren, ohne gleich die Ausrüstung anschaffen zu müssen.

- die Entwicklung von biozidfreien Antifouling-Beschichtungen und von alternativen, weniger klimabelastenden Antrieben und Kraftstoffen, teils unter aktiver Beteiligung der Dachverbände (z. B. DMYV). Der Ersatz der in der Öffentlichkeit zunehmend kritisch gesehenen leistungsstarken Verbrennermotoren durch umweltfreundlichere Elektroantriebe hat beispielsweise in Brandenburg (BbgEMV, [i]) und Bayern⁴ zu einer Privilegierung solcher Sportboote geführt.
- die Annäherung an die Kapazitätsgrenzen (*carrying capacity*) der Wasserstraßen und Schleusen sowie der sonstigen nautischen Infrastruktur.
- der Attraktivitätsverlust bestimmter Reviere durch Übersättigung (*crowding*).

Aus dieser sicherlich noch unvollständigen und bislang kaum empirisch belegten Aufstellung geht auch hervor, dass es Bestrebungen und Möglichkeiten gibt, die bremsenden Kräfte zumindest teilweise zu überwinden, so dass sich neue Marktchancen eröffnen. Dies macht auf der anderen Seite eine fortwährende ökologische Neubewertung der technischen und sportlichen Weiterentwicklungen erforderlich.

BELASTUNGEN (PRESSURES)

Die Belastungen, die schließlich zu Zustandsänderungen (*State*) der Umwelt führen, ergeben sich als Resultierende aus dem Wirken der treibenden und der bremsenden Kräfte. Grundsätzlich müssen die Umweltauswirkungen von Produkten und aus dem Umgang mit ihnen über ihren gesamten Lebenszyklus hinweg verfolgt werden (Produktökobilanz, *life cycle assessment*), also von der Gewinnung der Rohstoffe über die Fertigung, den Vertrieb, die Nutzung und Wartung bis hin zur Entsorgung mit Recycling, thermischer Verwertung und Deponie der verbleibenden Reststoffe (*cradle-to-grave*-Systemgrenze) ([b], [c]).

Der Lebenszyklus insbesondere von Sportbooten lässt sich in vier Abschnitte gliedern, die sich auch hinsichtlich der ökologischen Wirkungen gut gegeneinander abgrenzen lassen:

Der **Abschnitt „Produktion, Bereitstellung“** beinhaltet die Gewinnung der Rohstoffe, die Herstellung von Vorprodukten, die Produktion des Bootes einschließlich seiner Ausstattung, sowie den Transport vom Hersteller bzw. Ausrüster zum Kunden ([46]). Hierbei sind die Stoffbilanz und die Energiebilanz sowie gasförmige Emissionen (Abluft einschl. anthropogener Treibhausgase, THG), Emissionen im Abwasser und (nicht-recyclierbare) Reststoffe einschließlich ihrer Umweltbelastungen zu betrachten.

Der **Abschnitt „Stationierung“** bezieht sich auf Bootstationierungsanlagen (BoStA), die notwendig sind, wenn sich das Boot nicht auf Fahrt befindet, also irgendwo „geparkt“ werden muss. Die Spannweite dieser Anlagen reicht von der Ankerboje oder dem einfachen Bootssteg bis zur Marina, die mit einem umfassenden Service-, Gastronomie- und Hotellerie-Angebot sowie weiterer Freizeit-Infrastruktur aufwartet. Hinzu kommen Einrichtungen zur Lagerung der Boote außerhalb der Saison, im einfachsten Fall der heimische Vorgarten, im kommerziellen Bereich Grünlandflächen landwirtschaftlicher Betriebe, oberflächenversiegelte Standplätze oder spezielle Bootslagerhallen. In diesem Lebenszyklusabschnitt entstehen Umweltbelastungen vor allem durch die Inanspruchnahme bzw. Umwandlung von (naturnahen) Wasser- und ufernahen Landflächen, durch Emissionen von gasförmigen und wasserlöslichen Schadstoffen sowie Geräusch- und Lichtemissionen und Hinterlassung von festen Abfällen. Eingeschlossen sind auch besondere Umweltrisiken z. B. durch Havarie einzelner Ausstattungskomponenten und ganzer Boots- bzw. Schiffseinheiten.

Der **Abschnitt „auf Fahrt/in Betrieb“** beinhaltet die Umweltbelastungen, die bei einem typischen Nutzungsprofil während der Ausfahrt von der fahrenden Schifffahrt ausgehen. Diese Belastungen schließen auch den Betriebsstoffverbrauch der Boote und Schiffe ein. Auf der Emissionsseite handelt es sich beispielsweise um die temporäre und wiederholte Störung von Tieren, Geräusch-, Abgas- und Biozid-Emissionen (Antifouling) sowie um die Erzeugung von Wellen. Auch hier treten (Umwelt-)Risiken durch Havarien hinzu, die von der Grundberührung des Propellers bis zur Kollision mit Meeressäugern, Badegästen oder anderen Booten reichen.

Der **Abschnitt „Abwracken“** beinhaltet die Aufwendungen für das letztmalige Auswassern und den Transport zu einem Fachbetrieb, der das Boot trockenlegt, zerlegt, bestimmte Komponenten separiert, stofflich oder energetisch verwertet und andere Komponenten einer Deponie

⁴ Zahlenmäßig kontingentierte Lizenzvergabe für (Verbrenner-) Motorboote für Ammersee und Starnberger See (führerscheinfrei), jedoch unbeschränkte Lizenzvergabe für Elektro(motor)-

Boote (Starnberger See, Ammersee, Wörtsee, Pilsensee, Waginger See, Chiemsee) (Quelle: <https://www.sueddeutsche.de/muenchen/starnberg/elektroboote-mit-akku-uebers-wasser-1.3154923>).

zuführt. Hier sind stoffliche und energetische Bilanzen getrennt zu betrachten.

Die Lebenszyklus-Abschnitte „Stationierung“ und „auf Fahrt“ sind während der Saison zeitlich eng miteinander verzahnt, beispielsweise dadurch, dass ein Boot wochentags vertäut in einem Hafen liegt und am Wochenende auf Fahrt geht. Die Anteile von „Stationierung“ und „Fahrt“ können beträchtlich variieren (z. B. [51]). Außerhalb der Saison überwiegt für die meisten Boote in Mittel- und Nordeuropa die „Stationierung“ bei weitem, nicht zuletzt, um die Boote vor Schäden durch Winterstürme und Eisgang zu schützen.

Für die Belastungen in jeder Gruppe müssen geeignete Indikatoren gefunden werden, die es ermöglichen, eine Wichtung und Quantifizierung vorzunehmen. Weiterhin muss ein Aggregationsverfahren entwickelt werden, aus dem sich die Gesamtbelastungen in jeder Gruppe ableiten lassen. Hierzu gibt es in der Fachliteratur bisher nur wenig verwertbaren Ansätze.

Als grundlegende Indikatoren können

- der Wasserfahrzeug-Typ,
- die typspezifische Flottengröße,
- die typspezifisch durchschnittliche Lebensdauer der Hauptkomponenten Rumpf, Aufbauten/Ausstattung, Motor,
- die typspezifisch üblichen Nutzungen (Fahrzeiten, Liegezeiten, saisonale u. außersaisonale Nutzung),
- die Zahl der Bootsstationierungsanlagen und die Zahl der Liegeplätze in den BoStA,
- Flächengröße, Ausstattung und Service, Betreiber der BoStA

dienen. Die Zahlen können sich auf eine Gebietskörperschaft (z. B. Land Brandenburg), ein geographisches Gebiet (z. B. Ostseeküste) oder ein Revier (z. B. der internationale Bodensee) beziehen.

Flottengröße

Der Umfang der Umweltbelastungen durch die Sportschiffahrt ist eine Funktion der Flottengröße der einzelnen Bootstypen. Weltweit wurde nach einer Datenzusammenstellung der *Confindustria Nautica (Italia)* und der *Fondazione Edison* für das Jahr 2021 eine Zahl von 34,8 Mio. Sportbooten ermittelt ([55]), davon rd. 44,3 % Motorboote (Inborder, Außenborder, Stern Drive), 6,9 % Segelboote und 4,9 % Wassermotorräder.

In Europa sind knapp 6,66 Mio. Boote unterwegs, was einer Dichte von 15,6 Booten je 1000 Einwohnern ent-

spricht ([55]). Berücksichtigt wurden allerdings nur 13 Küstenländer, während seenreiche Binnenländer wie Österreich und die Schweiz, aber auch einige Küstenländer wie Dänemark, Portugal, Malta u. a. nicht erfasst wurden. Insofern dürften die tatsächlichen Zahlen deutlich darüber liegen. Die höchsten Bootsdichten mit 70 bis 205 Booten je 1000 Einwohner treten in den skandinavischen Ländern auf. Deutschland liegt diesen Zahlen zufolge mit 480.000 Sportbooten (inkl. Wassermotorräder), entspr. einer Dichte von 5,75 Booten/1000 Einw. eher im unteren Mittelfeld ([44], [45]). Die weltweiten Bootzahlen weisen seit 2011 (ca. 23 Mio. Boote) einen stetig steigenden Trend von etwa 1,1 Mio. Booten p. a. auf, wobei der europäische Anteil mit 19 % in den letzten Jahren konstant geblieben ist. Für Deutschland stellte Mell ([45]) zwischen 2015 und 2023 jedoch einen Rückgang des hochgerechneten Bootsbestands zwischen 2015 und 2023 um etwa 7 % fest.

In Europa stehen für eine Flotte von 5,74 Mio. Booten etwa 10.600 Häfen oder Marinas mit 1,14 Mio. Wasser- und Landliegeplätzen zur Verfügung ([55]). Deutschland hat mit 2.700 Einheiten die höchste Zahl an Häfen/Marinas, was sicherlich der Berücksichtigung auch sehr kleiner Häfen und Steganlagen durch Watermann et al. ([65]) geschuldet ist.

Die für Deutschland und die Schweiz verfügbaren Zahlen beruhen teils auf groben Schätzungen und Hochrechnungen, wobei häufig nicht zwischen Küsten- und Binnenrevieren unterschieden wird. Auch die untere Erfassungsgrenze kleiner Bootstypen ist oft nicht beschrieben, so dass die angegebenen Zahlen stark schwanken. Am zuverlässigsten sind wohl die Angaben von Mell ([44], [45]), die auch den Statistiken des *International Council of Marine Industry Associations (ICOMIA)* zu Grunde liegen, und auf die wiederum Pagani Isnardi et al. ([55]) verweisen. Hintergrund für diese Unschärfe ist auch, dass es in Deutschland – im Unterschied zur Schweiz – keine umfassende Registrierungspflicht gibt.

Die wohl längste und zuverlässigste regionale Boots- und Schiffsstatistik in Deutschland stammt vom Bodensee. Sie wurde auf Beschluss der *Internationale Schifffahrtskommission für den Bodensee (ISKB)* im Jahr 1992 eingeführt. Hintergrund war die Sorge um die Trinkwasserqualität des Bodensee-Wassers, die insbesondere von den Emissionen der Außenbordmotoren beeinträchtigt zu werden drohte. Bereits seit den 1970er Jahren gab es nach der Bodensee-Schifffahrts-Ordnung (BSO, [iii]) von 1973⁵ eine allgemeine Registrierungspflicht, gekoppelt mit einer technischen Prüfung und Betriebszulassung. Seitdem werden von den Behörden der Anrainerländer

⁵ „Übereinkommen über die Schifffahrt auf dem Bodensee“ vom 1. Juni 1973 zwischen der Bundesrepublik Deutschland, der Republik Österreich und der Schweizerischen Eidgenossenschaft sowie die gleichzeitig abgeschlossenen bilateralen Verträge zwischen der Schweizerischen Eidgenossenschaft einerseits und der

Republik Österreich bzw. der Bundesrepublik Deutschland andererseits über die Schifffahrt auf dem Alten Rhein und über die Schifffahrt auf dem Untersee und dem Rhein zwischen Konstanz und Schaffhausen.

alle zwei Jahre Stichtagsdaten über Bootstyp und Motorisierung erhoben und bei der Vorarlberger Landesregierung als federführender Stelle zusammengestellt⁶. Demnach waren zur Benutzung auf dem 536 km² großen Bodensee mit einem 273 km langen Ufer 60.063 Sportboote registriert (Stichtag 31.12.2023), davon 26.838 Motorboote mit Verbrennungsmotoren und weitere 2.271 Boote mit Elektroantrieben. Der Bodensee besitzt demnach mit 112 Einheiten/km² Seefläche bzw. 220 Einheiten/km Uferlänge eine sehr hohe durchschnittliche Bootsdichte. Verglichen mit den gesamten Bootszahlen in Deutschland und der Schweiz⁷ zeichnet der Bodensee bereits für rd. 10 % der gesamten Sportbootflotte dieser Länder.

Als grobe Indikatoren eignen sich der Wasserfahrzeug-Typ in Verbindung mit der jeweiligen Anzahl der Fahrzeuge. Eine Verfeinerung der Indikatoren ist wünschenswert und ist anhand der (zugelassenen) Ausstattung der Boote auch möglich. Angaben für das einzelne Boot enthalten die Zulassungspapiere und der sog. Bootspass⁸. Allerdings gibt es keine bundesweite Zulassungspflicht für Boote und der Bootspass ist ein freiwillig geführtes Dokument, das offenbar nur wenig Verbreitung gefunden hat. Ob die tatsächliche Anzahl der Fahrzeuge ungefähr der Anzahl der bei deutschen Behörden (Schiffahrtsbehörden des Bundes und Landesbehörden) und bei den durch die Bundesregierung ermächtigten Verbänden (ADAC, DMV, DSV) registrierten Einheiten entspricht, lässt sich aufgrund unterschiedlicher Datenmodelle nicht feststellen. Die Registrierung dient vornehmlich dem Eigentumsnachweis im europäischen Reiseverkehr, während Sicherheits- und Umweltaspekte eher an die technische Prüfung und Betriebszulassung gebunden sind.

Lebensdauer

Neben der (typespezifischen) Flottengröße ist die durchschnittliche Lebensdauer der Produkte eine weitere wichtige Größe für Einschätzung der Umweltbelastungen im Lebenszyklus von Wasserfahrzeugen. Da es in vielen Ländern, auch in Deutschland keine flächendeckende Registrier- und Abmeldepflicht für Sportboote gibt, fehlen verlässliche Statistiken. Die Schätzwerte für Sportboote reichen von durchschnittlich 20 bis 50 Jahren, bei Wassermotorrädern liegt sie mit rd. 10 Jahren deutlich darunter (Zusammenstellung in [13]). Noch geringer ist sie bei Surfbrettern und SUP-Boards (1 bis 5 Jahre). Bei Fahrgastschiffen auf Binnengewässern wird mit einer Lebensdauer von 30 bis 40 Jahren gerechnet. Die ältesten Schiffe

der Weißen Flotte, die auf dem Bodensee im Liniendienst eingesetzt werden, stammen aus den 1960er Jahren, sind also deutlich älter als 50 Jahre⁹. Generell hängt die Lebensdauer auch von der Wartungs- und Pflegeintensität ab und schließlich auch von der Wirtschaftlichkeit, die ihrerseits von der Reparaturfreundlichkeit der Komponenten (vgl. Ökodesign-Konzept im Rahmen der *Integrierten Produktpolitik*, IPP der Europäischen Union) abhängt.

Viertakt-Außenbordmotoren haben je nach Fahrweise und Revierbedingungen eine Lebenserwartung von ca. 1000 (kleine Motoren) bis einigen Tausend Betriebsstunden (leistungsstarke Motoren), bis eine umfassenden Grundüberholung (oder Verschrottung) fällig wird. Damit liegt die Lebenserwartung der Motoren etwa in der Größenordnung derjenigen von Rumpf und Ausrüstung.

In Europa erreichen insgesamt etwa 80.000 Sportboote (d. h. Boote bis 24 m Länge) jährlich ihr Lebensende ([21]), davon in Deutschland geschätzte 10.000 Boote ([25]). Allerdings kommt noch ein Potential von rd. 20.000 bis 30.000 Booten hinzu, die nicht mehr verkäuflich sind und irgendwo gelagert werden. Aber auch hier fehlen verlässliche Zahlen, die für den Aufbau einer Bootsrecycling-Wirtschaft notwendig sind.

Nutzung und Betrieb

Weitere Umweltbelastungen entstehen, wenn die Sportboote und Fahrgastschiffe als solche genutzt werden. Eine systematische Betrachtung der Nutzungsformen, ihrer Häufigkeit und Saisonalität war in der Literatur nicht zu finden.

Die Nutzungsformen von Sportbooten lassen sich nach eigener Einschätzung grob umreißen als

- Hafennutzung: Benutzung des Bootes in der BoStA z. B. zum kurzzeitigen oder mehrtägigen Aufenthalt (Zweit-/Ferienwohnungsfunktion), für gesellige Anlässe u. ä.,
- stillliegende Nutzung im Fahrwasser: Benutzung des verankerten Bootes zu Erholungszwecken (Sonnenbaden, Ruhe und Entspannung) während eines Tagesausflugs oder mit Übernachtung,
- Nutzung auf Fahrt im Fahrwasser: Benutzung des Boots als Fahrzeug für Kurzausflüge, ein- oder mehrtägige Touren, wobei es mitunter auf die Erreichung hoher Geschwindigkeiten und kurzer Reisezeiten zwischen den Destinationen ankommt,
- Wettkampfnutzung: Erreichen von Höchstgeschwindigkeiten oder Demonstration besonderer

⁶ <https://vorarlberg.at/-/schiffahrt>

⁷ DE: 482.519 Sportboote in 2015, [44]; CH: 96.923 Sportboote (2023) abzgl. der 10.643 am Bodensee zugelassenen Sportboote, s. <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/mobilitaet-verkehr/verkehrsinfrastruktur-fahrzeuge/fahrzeuge/luft-schiene-seilbahnen-schiffe.html#1767707015>.

⁸ Herausgeber: Programm Polizeiliche Kriminalprävention der Länder und des Bundes, Zentrale Geschäftsstelle, Taubenheimstr. 85, 70372 Stuttgart

⁹ https://de.wikipedia.org/wiki/Liste_der_Passagierschiffe_auf_dem_Bodensee

Geschicklichkeit bzw. Seemannschaft durch eigens geschulte Crews.

Mit Ausnahme der Wettkampfnutzung lassen sich diese Nutzungsformen sinngemäß auch auf die Fahrgastschifffahrt übertragen.

Es ist anzunehmen, dass ein gewisser Zusammenhang zwischen Boots-/Schiffstyp und bevorzugter Nutzungsform besteht. Andererseits lassen viele Bootstypen mehrere Nutzungsformen zu. Es ist offensichtlich, dass sich Umweltbelastungen je nach Häufigkeit bzw. Dauer der einzelnen Aktivitäten unterscheiden. Sie können individuell durch

- Aufzeichnung der Betriebsstunden des Motors,
- Aktivitätsverfolgung mittels $\hookrightarrow$ AIS (*Automatic Identification System*)-Daten oder
- Registrierung beim Ein- und Auslaufen in BoStA

geschätzt werden. Allerdings sind Betriebsstundenzähler oder AIS-Sender für Sportboote auf Binnengewässern nicht vorgeschrieben und die Freigabe von Bewegungsprofilen würde vermutlich Datenschutzatbestände berühren (Übersicht in [43]). Andererseits gibt es in der marinen Fachliteratur verschiedene Ansätze, die Nutzungsdauer und verwandte Parameter der auf Küstengewässern fahrende Sportboote zu erfassen und zu modellieren (z. B. [35], [11]).

Liegeplätze, nautische Infrastruktur und touristische Suprastruktur

Der Betrieb von Wasserfahrzeugen, insbesondere die Ausübung des Bootssports, bedarf einer gewissen Infrastruktur am Ufer. Im einfachsten Fall sind dies ein Uferzugang, z. B. über ein Laufbrett, und ein Anker- bzw. Bogenliegeplatz im seichten Wasser. Für gehobenen Ansprüchen sollte es eine geschützte Steganlage mit Strom- und Frischwasserversorgung am Liegeplatz, Hafenmeister- und Bootsservice, Sanitärräumen und Restaurant sein. Eine richtige Marina hat mit Übernachtungs- und diversen Freizeit-Angeboten, vom Boule-Platz über die Sauna bis zur Disco, noch wesentlich mehr zu bieten. In diesem Fall sind viele Einrichtungen auch für das landseitige Publikum nutzbar, das einfach nur das marine Flair genießen will. Die Strukturen einschließlich der zugehörigen Nutzungen beinhalten demnach die nautisch notwendige $\hookrightarrow$ Infrastruktur, die sich an die Skipper richtet, und die $\hookrightarrow$ Suprastrukturen, die der Annehmlichkeit und der Freizeitgestaltung der Crews und häufig auch des landseitigen Publikums dienen. Die Übergänge sind fließend, beispielsweise, wenn eine Rasenfläche phasenweise als Biergarten, als Trailer-Parkplatz oder außerhalb der Saison als Trockenliegeplatz genutzt wird. Das gesamte Ensemble einschließlich der Wasserflächen bezeichnen wir als Bootsstationierungsanlage ($\hookrightarrow$ BoStA). Eine Systematik der BoStA und der Struktur- und Ausstattungselemente

findet sich in [52]; im Vordergrund steht dabei die ökologische Klassifikation ihrer Auswirkungen.

Die (gehobene) technische Ausstattung, der (gute) Service und die (breit gefächerten) Annehmlichkeiten der BoStA können auf Antrag der Betreiber einer kostenpflichtigen Qualifizierung durch privatrechtliche Prüfinstitute unterzogen werden. Das Prüfergebnis kann zu Werbezwecken genutzt werden.

In der Fachliteratur wurden Bootsstationierungsanlagen erst relativ spät als Umweltbelastung wahrgenommen, die untrennbar mit dem Bootssport verbunden ist. Allerdings fehlt es noch an einer umfassenden typspezifischen Bewertung der ökologischen Auswirkungen. Überdies müssen geeignete Indikatoren gefunden werden, da die Belastungen unterschiedliche taxonomische Gruppen von Organismen, Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen betreffen.

ZUSTAND (STATE)

Der Zustand (*State*) eines Umweltkompartiments ergibt sich aus der Zusammenschau physikalischer, chemischer und biologischer Zustände, beschrieben durch Indikatoren, die entweder durch In-situ-Probenahme gemessen oder durch Experteneinschätzung beurteilt werden. In der Fachliteratur stehen häufig nicht der (aktuelle) Zustand, sondern die anthropogenen Zustandsänderungen im Vordergrund. Die Mechanismen, die zwischen den Belastungen als Ursache und dem Zustand als Ergebnis vermitteln, spielen im DPSIR-Modell allerdings keine tragende Rolle. In diesem Beitrag sollen sie aber herausgearbeitet werden, denn ohne ein vertieftes Verständnis der ökologischen Zusammenhänge lassen sich keine aussagekräftigen Indikatoren ableiten.

Bei vielen herkömmlichen Belastungen wie Abwasser-einleitungen, Versalzung, Gewässerausbau u. a. kann der Zustand durch eine Reihe bewährter Indikatoren erschlossen werden, die als Qualitätskomponenten bereits Bestandteile des WRRL-Monitorings sind ([22], Fig. 3.2). Die Indikation der Auswirkungen der Sport- und Fahrgastschifffahrt ist dagegen wesentlich komplizierter. Vor diesem Hintergrund wird im Folgenden der aktuelle Kenntnisstand anhand der internationalen Literatur zusammengefasst. Im Fokus stehen dabei die Mechanismen, die zwischen den Belastungen (*Pressures*) und dem Zustand eines Schifffahrtsstraßen-Abschnitts (*State*), hier: eines Sees vermitteln.

Internationale Literatur

Die internationale wissenschaftliche Literatur zum Thema Sportboote wurde durch

- systematische Recherchen in der Datenbank *Web of Science Core Collection* (WoS CC) mit dem

Schwerpunkt englischsprachiger Veröffentlichungen, sowie

- unsystematische Recherchen in mehreren Datenbanken, Repositorien von Behörden und Standard- bzw. Review-Werken (vorwärts- bzw. rückwärtsgerichtete Zitatsuche, *citation chaining*¹⁰) mit dem Schwerpunkt deutschsprachiger und nicht regulär veröffentlichter Fachliteratur („graue“ Literatur)

erfasst. Neben der Recherche in WoS CC wurden auch andere Rechercheportale und Recherchemöglichkeiten genutzt, deren Ergebnisse im Folgenden nicht dargestellt sind, da sich die Trefferlisten stark überlappen und auf eine Doubletten-Bereinigung verzichtet wurde.

Die unsystematische Recherche erwies sich als sehr ergiebig. Hier wurden zahlreiche Gutachten und andere „graue“ Literatur ermittelt, die nicht nur eine Fülle von Originaldaten, sondern auch eine umfassende Zusammenstellung und Wichtung der bis dato erschienenen Literatur bereitstellten.

Mit dem in [53] näher beschriebenen Suchbegriff der Basisrecherche konnten im *Web of Science Core Collection* 1126 Einträge ermittelt werden ([53]). Durch Filterung nach den in [53] erläuterten *categories* verblieben 863 Einträge, die sich über einen Zeitraum von 1981 bis 2023 und auf insgesamt 86 Gebietseinheiten (meist Staaten) verteilten. Darin enthalten waren 27 *review articles*. Die Zahl der im weitesten Sinne umweltwissenschaftlichen Arbeiten (Filter *categories*) an der Gesamt-Trefferliste beträgt im Mittel 76,6 %, woraus hervorgeht, dass sich nur ein geringer Teil der Arbeiten mit anderen Themen beschäftigt.

Die Abbildung 2 zeigt, dass die umweltwissenschaftliche Behandlung des Themas erst Ende der 1980er Jahre einsetzte. Die Analyse der Umweltwirkungen des Bootsports stellt also ein relativ junges Arbeitsgebiet dar. Seit 1991 stiegen die jährlichen Publikationszahlen steil an und erreichten in 2020 ein Maximum von 70 Beiträgen pro Jahr. Danach lagen die Publikationszahlen wieder etwas unter dem Mittel der vorangegangenen fünf Jahre. Dies ist wahrscheinlich auf die weltweite COVID-19-Pandemie zurückzuführen, die die Fertigstellung und Publikation laufender Studien beeinträchtigt haben könnte, wie dies auch in anderen Forschungsbereichen beobachtet wurde (z. B. [4]).

Zwischen der Wahrnehmung von Umweltproblemen in der Wissenschaft, der interessierten Öffentlichkeit und den Verwaltungen bis zur Veröffentlichung wissenschaftlicher Arbeiten vergehen vermutlich etwa 5 Jahre, so dass man annehmen darf, dass die Folgen der Sportschifffahrt

bereits Anfang der 1980er Jahre allgemein sichtbar wurden.

Die Liste der Erdregionen, auf die sich die nach der Kategorien-Liste gefilterten Publikationen beziehen, umfasste 1.170 Einträge aus 86 Ländern. Da in der Datenbank Mehrfachnennungen zugelassen sind, kann sich eine Publikation auch auf mehrere oder gar kein Land beziehen. Insgesamt überwogen mit 555 Nennungen im gesamten Zeitraum Arbeiten aus Europa (47,4 %) und mit 358 Nennungen (30,6 %) Arbeiten aus Nordamerika (USA, Kanada). Hinzu kamen noch Australien und Neuseeland mit 101 Nennungen (8,6 %), gefolgt von der Volksrepublik China (23), Brasilien (22) Südafrika (20) und Japan (10), zusammen 6,4 %.

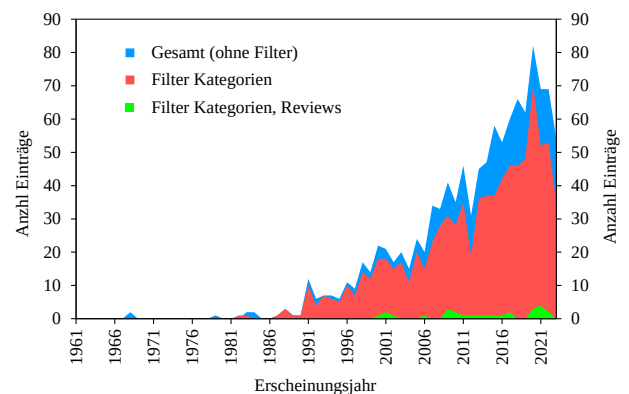


Abbildung 2:

Zeitliche Verteilung (Erscheinungsjahre 1961 bis 2023) von 1.126 Treffern der Basisrecherche, darin enthalten 863 Treffer mit umweltwissenschaftlichen Inhalten (gefiltert n. Kategorien-Liste) sowie 27 Reviews (gefiltert nach Kategorienlisten und Review-Artikeln).

Innerhalb von Europa waren küstenreiche Länder wie das Vereinigte Königreich (England, Wales, Schottland: 79 Nennungen im gesamten Zeitraum), Spanien (77), Italien (64) und Frankreich (50) stark vertreten. Im Mittelfeld lagen Schweden (36), Deutschland (32), Portugal (30) und die Niederlande (23). Die Schweiz und Österreich waren als Binnenländer nur schwach vertreten (8 bzw. 7 Nennungen).

Im gefilterten Datensatz waren auch 27 *review articles* enthalten, die in einer etwa gleichbleibenden Rate ab 2001 publiziert wurden, also rd. 10 Jahre nach dem Beginn der Veröffentlichung von Primärliteratur. Die Quote lag im Durchschnitt bei etwa 42 veröffentlichten Originalarbeiten pro Review-Artikel.

Die weitaus meisten Literaturangaben (545 von 863 der Basisrecherche, gefiltert nach der Kategorienliste)

¹⁰ Zitierungsketten (<https://guides.erau.edu/citation-chaining>; <https://subjectguides.sunyempire.edu/researchskillstutorial/citationchain>)

stammten aus dem marinen Bereich (Abbildung 3), während 200 Treffer nur Binnenland-Gewässer betrafen. Von diesen bezogen sich 153 auf Seen (einschl. Stauseen). Die Untersuchungen an Binnengewässern begannen ungefähr zeitgleich mit denen an marinen Küsten. Die Publikationszahlen waren etwa gleichmäßig über die Zeitspanne 1991 bis 2023 verteilt, wobei zwischen 2014 und 2017 mit 15 bis 22 Arbeiten pro Jahr hohe Werte erreicht wurden, die bis 2023 – aus obengenannten Gründen – wieder abnahmen. Die Zahl der Reviews, die sich ausschließlich binnennländischen Fragestellungen widmeten, war mit vier sehr gering.

In der nach Kategorien gefilterten Basisrecherche (= marin + Binnenland in Abbildung 3) waren Veröffentlichungen mit Bezug zu Deutschland, der Schweiz und Österreich mit durchschnittlich 5,2 % (insgesamt 45 Arbeiten) vertreten. Bei einer Beschränkung auf Binnengewässer bzw. auf Stillgewässer stieg der Anteil leicht auf 10 % (20 Arbeiten) bzw. 6,3 % an.

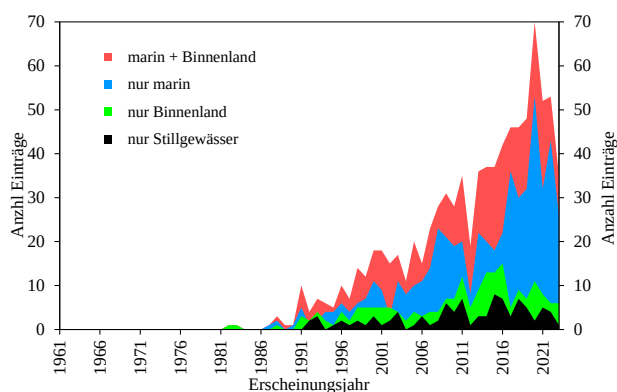


Abbildung 3:

Zeitliche Verteilung (Erscheinungsjahre 1961 bis 2023) von 863 Treffern der Basisrecherche (gefiltert n. Kategorien-Liste), darin enthalten 545 Treffer aus mariner Umgebung, 200 Treffer aus Binnenland-Gewässer, davon 95 aus Stillgewässern (*lakes, reservoirs*).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass – anhand der Recherchen in WoS CC – die umweltwissenschaftliche Erforschung der Sportschifffahrt erst Ende der 1980er Jahre einsetzte und in den folgenden Jahrzehnten eine lineare Aufwärtsentwicklung nahm, die – unterbrochen durch die COVID-19-Pandemie – bis heute anhält. Dies lässt vermuten, dass nach wie vor die Umweltbelastungen als aktuelles Problem gesehen werden, das weiterer (Forschungs-)Anstrengungen bedarf. Weiterhin werden als regionale Schwerpunkte die wohlhabenden Küstenländer des globalen Nordens sichtbar, unter denen Deutschland – was die Zahl der Publikationen angeht – eine eher geringe Rolle spielt. Wie nicht anders zu erwarten, stehen Fragestellungen aus dem Küstenbereich im Vordergrund, während die ähnlich gelagerten Probleme an den Binnenge-

wässern anscheinend weniger drängend oder für Forschungsvorhaben weniger attraktiv erscheinen. Um diese Lücke zu schließen, wurde das SuBoLakes-Projekt konzipiert, das sich dezidiert den Binnengewässern, und hier den Seen widmet.

Mit zunehmender Zahl an Originalpublikationen in einem Fachgebiet steigt der Bedarf an Übersichtsarbeiten, die den einschlägigen Literaturbestand sichten, die Ergebnisse zusammenfassen und bewerten sowie daraus Schlussfolgerungen und Empfehlungen ableiten. Die Rechercheergebnisse in WoS CC ließen sich nach *review articles* filtern. Die 27 Treffer der nach *categories* gefilterten Basisrecherche wurden anhand von Titel und Kurzzusammenfassung (*abstract*) näher untersucht. Nur 17 Titel behandelten Umweltthemen im Zusammenhang mit Bootssport an Küsten und im Binnenland. Andererseits wurden viele der bereits aus anderen Quellen bekannten *Review*-Aufsätze durch den Suchalgorithmus nicht erfasst oder waren von vornherein nicht in der Datenbank enthalten. Daher wurden die Ergebnisse um eigene Recherchen mit Hilfe von Zitierungsketten (*citations chains*) ergänzt. Im Ergebnis wurden 72 zusammenfassende Publikationen ausgewählt

In den ausgewerteten Übersichtsarbeiten wurden acht thematische Forschungs- bzw. Handlungsschwerpunkte für Bootssport in Küsten- und Binnengewässern sichtbar:

- die ökologischen Auswirkungen der fahrenden Sportboot- und Fahrgastschifffahrt auf verschiedene Zielsysteme (Sedimente, Vegetation, Fische, Vögel, u. a.) mit 23 Arbeiten,
- die Ausbreitung von invasiven Tier- und Pflanzenarten durch Sportboote mit 9 Arbeiten,
- die Auswirkungen von Bootswellen auf Biota, Unterwasserdenkmale und Uferstabilität mit 4 Arbeiten,
- die Emissionen der Bootsmotoren mit 7 Arbeiten,
- die Dekarbonisierung der Sport- und Fahrgastschifffahrt mit 4 Arbeiten,
- die Auswirkungen von Antifoulings mit 15 Arbeiten,
- die ökologischen Auswirkungen der stillliegenden Schifffahrt bzw. der Bootsstationierungsanlagen mit 6 Arbeiten.

Hinzu kommen zusammenfassende Arbeiten, die sich mit

- der Nutzerseite, Freizeit, Sport und Tourismus (4 Arbeiten)

beschäftigten und dabei auch andere Freizeit- und Tourismus-Formen thematisieren.

Umweltauswirkungen

Die ökologisch relevanten Effekte der Sport- und Fahrgastschifffahrt stellen sich in den vier verschiedenen Lebenszyklus-Abschnitten unterschiedlich dar.

Umweltauswirkungen durch Produktion und Bereitstellung

Aus dem Segment der Sportboot- und Fahrgastschifffahrt sind uns keine systematischen Produktökobilanzen bekannt geworden. Einen ersten Ansatz bietet der Bericht von Moreau [46], der für *European Commission of Nautical Industries* (ECNI) erstellt wurde.

Umweltauswirkungen durch Bootstationierung

Die Auswirkungen, die durch die Bootstationierung entstehen, haben bisher eine eher geringe Aufmerksamkeit erfahren, so dass hier umfänglich auf eigene Erfahrungen zurückgegriffen werden musste. Die Tabelle 1

macht deutlich, dass es beim Bau und beim Betrieb bzw. der Nutzung einer Bootstationierungsanlage, aber auch im Havariefall eine Vielzahl von direkten Umweltauswirkungen gibt, die sich in der Folge auch auf die aquatischen und semiaquatischen Biozönosen auswirken.

Insgesamt können zehn Gruppen von typischen Umweltbelastungen unterschieden werden. Hinzu kommen die Effekte auf andere Nutzer bzw. Nutzungen. Ob diese Belastungen im konkreten Fall wirksam werden, hängt zunächst vom BoStA-Typ ab, daneben aber auch von der Jahreszeit, also beispielsweise, ob gerade (Hoch-) Betrieb stattfindet. Außerdem können Belastungen während der Bauphase von solchen in der Betriebsphase unterschieden werden.

Tabelle 1:

Umweltbelastungen der stillliegenden Schifffahrt und der Bootstationierung an Seen in Deutschland während der Bauphase (Bau) und der Betriebsphase (Betrieb) von Bootstationierungsanlagen (Übersicht). Zusammenstellung anhand von Literaturangaben und eigenen Beobachtungen (vgl. auch [53]).

Code	Umweltbelastung	Erläuterungen
1	vorübergehende mechanische Störungen	
1.1	vorübergehende mechanische Beschädigung von Pflanzenorganen und der Vegetationsdecke (Betrieb)	seeseits: (i) verankerte Boote oder fest gemachte Boote (Ankerboje), (ii) Propeller beim An- u. Ablegen; landseits: Beseitigung der ursprünglichen Vegetation, Neupflanzungen, Pflege und Unterhaltung, häufige Störung der Sukzession
1.2	vorübergehende mechanische Störung des Oberflächensediments bzw. des Oberbodens (Betrieb)	seeseits: (i) verankerte Boote oder fest gemachte Boote (Ankerboje), (ii) Propeller-Wirkung beim An- u. Ablegen; landseits: (i) Eingriff in den Boden beim Bau der Anlagen, (ii) Ein- u. Auswassern der Boote über den Strand z. B. mit einem Strandtrailer, (iii) Bodenbearbeitung, Trittstörungen u. ä.
2	Veränderung von Strukturen	
2.1	Beseitigung, Abdeckung bzw. Überschüttung und Einsedimentierung natürlicher Substratoberflächen (Bau)	Herrichtung von Bootsliegeplätzen, Häfen, Kais, Molen, Slips usw. durch Ausbaggerung und/oder Ablagerung der Substratmassen einschließlich der landschaftsbaulichen Umgestaltung; damit eingehend die Vernichtung der standörtlichen Biozönosen (Makrophyten, Makrozoobenthos, Ufervegetation)
2.2	Störung tieferer Sediment- und Bodenschichten (Bau)	Einbringung von Pfählen u. a.; betroffen sind v. a. Unterwasserdenkmale, z. B. die Kulturschichten von Fundstellen der UNESCO-Welterbestätte ‚Prähistorische Pfahlbauten um die Alpen‘
2.3	Reliefveränderungen und Veränderungen der Wassertiefe (z. B. Unterwasserbaggerungen) (Bau, Betrieb)	einmalige oder wiederholte Ausbaggerungen/Entschlammungen von Hafenbecken, Fahrrinnen usw., gefolgt von einem lokalen Ungleichgewicht von Erosion und Akkumulation (sedimentäre Feststoffbilanz) und den lokalen Umweltbedingungen für Makrophyten und Makrozoobenthos (z. B. feinere Sedimenttextur, geringerer Lichtgenuss)
2.4	Überbauungen mit Anlagen und Gebäuden (Hochbauten) (Bau)	Substratversiegelung, Vernichtung der lokalen Biozönosen durch Überbauung; bei größeren Anlagen Beeinträchtigung des Landschaftsbildes
2.5	Bereitstellung künstlicher Oberflächen, physischer Strukturen und Vegetationsstrukturen (Betrieb)	Hartsubstrate mit naturähnlichen (Holz) oder standortfremden Oberflächen (Metall, Beton, Flussbausteine, Kunststoffe, Kunststoff-Gewebe u. a.); betroffen sind v. a. Uferabschnitte ohne Hartsubstrate in naturnahem Zustand; mit Potential zur Etablierung einer Hartsubstratfauna inkl. Neozoen
2.6	Trivialisierung oder Diversifizierung von Lebensraumstrukturen (Bau, Betrieb)	Verringerung oder Vermehrung der lokalen Vielfalt an Habitateigenschaften (Substrat, Relief, Wellenexposition, Lichtangebot, Dynamik u. a.), gefolgt von einer veränderten (geringeren oder erhöhten) Artenvielfalt inkl. standortuntypischer und gebietsfremder Arten

Tabelle 1 (Fortsetzung)

Code	Umweltbelastung	Erläuterungen
3	Veränderung des Wasseraustausches und des Feststoffhaushalt	
3.1	Veränderungen der Durchströmbarkeit und des Wasseraustausches (Betrieb)	Einbauten wie Kais (Vorschüttungen), Molen, Wellenbrecher, Pfähle u. ä., die im Vergleich zum naturnahen Uferrelief eine lokale Veränderung der Strömungsverhältnisse und des Wasseraustausches mit dem See bewirken; ggf. gefolgt von Veränderungen des Nährstoffhaushalts ($\Rightarrow$ Veralgung), der Ablagerung von Feinsediment ($\Rightarrow$ Verschlammung), der Anreicherung von Schadstoffen in der Wassersäule und den Oberflächensedimenten), Umwandlung in lenitische Biozönosen (Makrophyten, Makrozoobenthos)
3.2	Veränderungen des Feststoffhaushalts (Betrieb)	lokaler Austrag oder Ablagerung von mineralischen (Sand, Mikrite) oder organischen Feststoffen (Holz, Laub, Wasserpflanzen u. a.), hervorgerufen durch Reliefveränderungen (s. o.) und/oder strömungsverändernde Einbauten (s. o.); damit einhergehend eine Veränderung der lokalen Biozönosen
3.3	Risiko der Flächen- oder Ufererosion (Betrieb)	Initiierung von langfristigen Trends der Erosion im Eulitoral und/oder der flächenhaften Erosion im Sublitoral; betroffen sind u. a. Uferabschnitte mit Unterwasserdenkmälern
3.4	Trübung durch Sedimentaufwirbelung inkl. Nährstofffreisetzung (Bau)	Resuspension von Oberflächensedimenten, z. B. bei der Ausbaggerung und der Verklappung von Baggergut (Bau und Unterhaltung); gefolgt von (i) einer Verringerung des Lichtgenusses von Unterwasserpflanzen, (ii) der Ablagerung von Trübstoffen auf den Blättern von Unterwasserpflanzen, (iii) der Freisetzung/Desorption reduzierter Substanzen (CH_4 , Fe^{2+} , NH_4^+) und Nährstoffen (NO_3^- , $\text{PO}_4\text{-P}$)
3.5	Freisetzung von Schadstoffen aus Sedimenten (Bau)	Resuspension von Oberflächensedimenten, z. B. bei der Ausbaggerung und der Verklappung von Baggergut; gefolgt von einer Freisetzung/Desorption von Schadstoffen (z. B. PAKs, Biozide der Antifouling-Anstriche)
4	visuelle Einwirkungen	
4.1	physische Anwesenheit von Menschen und visuelle Störung (Betrieb)	für Tiere wahrnehmbare (v. a. Gesichtssinn, Gehör) Anwesenheit des Menschen und seiner Haustiere einschließlich ihrer Aktivitäten, soweit diese zu einer Veränderung des natürlichen Verhaltens der Tiere führen (Fluchtverhalten, Paarungs- und Brutverhalten, Nahrungssuche u. a.); hierzu zählt auch das adaptive Verhalten bei Fütterung durch den Menschen
5	Veränderungen des Strahlungshaushalts	
5.1	künstliche Beschattung (Betrieb)	permanente Beschattung des Wasserkörpers, der Sedimentoberfläche sowie der Bodenoberflächen (tagsüber) durch Baukörper (Lauffläche von Pfahlstegen, Laufflächen und die Auftriebskörper von Schwimmstegen und -plattformen; Hochbauten, Bootshallen usw.), mit der Folge des verringerten Lichtgenusses für Ufer-, Röhricht- und Unterwasserpflanzen
5.2	künstliche Beleuchtung (Betrieb)	künstliche Beleuchtung durch Leuchtfeuer, Stegbeleuchtung, Beleuchtung des Betriebsgeländes, der Gebäude u. a. Infrastruktur (z. B. Sport- u. Freizeitgelände, mit der Folge erhöhter Verluste von nachtaktiven Insekten (Lichtverschmutzung)
6	Geräusch-Emissionen	
6.1	Unterwasser-Geräuscentwicklung (Bau, Betrieb)	Rammen von Pfählen und Spundwandelementen sowie Motorengeräusche und Vibrationen der Bootshülle (ökologische Effekte auf Tierarten der Binnengewässer, z. B. Fische unsicher)
7	stoffliche Emissionen	
7.1	Abgase aus Verbrennungsmotoren (Betrieb)	Freisetzung von Abgasen (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe [PAK], flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen [VOC], Stickoxide [NO_x], Feinstaub und Rußpartikel [PM], Kohlenmonoxid [CO], Kohlendioxid [CO_2], Schwefeldioxid [SO_2]) in die Atmosphäre oder in das Wasservolumen eine Bootsstationierungsanlage beim An- und Ablegen und Navigieren von größeren Segelbooten und von Motorbooten
7.2	Freisetzung von Ölen, und Treib- und Schmierstoff-Bestandteilen (Betrieb)	(i) betriebsbedingte Freisetzung von unvollständig verbrannten Treibstoffen und Schmierstoffen aus dem Motorraum, (ii) (unabsichtliche) geringe Verluste von Treibstoffen beim Umgang (z. B. Betanken), (iii) Havariefall mit großen Verlusten von Ölen, Treib- und Schmierstoffen, jeweils mit der Folge der Wasser-, Boden- und Sedimentverschmutzung

Tabelle 1 (Fortsetzung)

Code	Umweltbelastung	Erläuterungen
7	stoffliche Emissionen	
7.3	Freisetzung von Bestandteilen von Bootsanstrichen, Antifouling-Beschichtungen, Holz-Imprägnierungen (Betrieb)	(i) bestimmungsgemäße und materialtechnisch bedingte Freisetzung von Schwermetallen und organischen Bioziden und anderen Komponenten aus dem Antifouling-Anstrich des Unterwasserschiffs in das Wasservolumen der Bootstationierungsanlage; (ii) (unerlaubte) Freisetzung von Partikeln, Schwermetallen und organischen Bioziden beim mechanischen Reinigen der Bootshülle ohne Benutzung eines Reinigungsplatzes mit Abwasserablauf und -behandlung; (iii) materialtechnisch bedingte Freisetzung von Schwermetallen und organischen Bestandteilen der Holz-Imprägnierungen von Pfählen, Bohlen usw. unter dem Einfluss von Witterung und Seewasser
7.4	Freisetzung von Abwasser (Schwarzwasser, Grauwasser, Küchenabwasser) (Betrieb)	(unerlaubte) Beseitigung von fäkal verschmutztem Abwasser und Urin oder fäkalienfreiem gering verschmutztem Abwasser und Küchenabwasser eines Bootes in das Wasservolumen einer Bootstationierungsanlage durch die Crew
7.5	Einbringung fester Gegenstände und Abfälle (Betrieb)	(unerlaubte) Beseitigung oder (fahrlässiges) Überbordgehen von festen Gegenständen aller Art einschließlich fester Abfälle (Flaschen, Korken, Zigarettenfilter, Obstreste, Kunststoff- und Aluminiumbehälter, Nahrungsmittelreste u. a.)
7.6	Einbringung von Kunststoffpartikeln (Betrieb)	Fragmentierung und Abrieb von Kunststoffgegenständen wie Seile, Schaumstoffschwimmkörper und -Isolierungen u. a.; Auswirkungen von Mikroplastik (< 5mm) auf Tiere in Binnengewässern nicht abschließend geklärt
8	direkte Wirkungen auf Flora und Fauna	
8.1	Erleichterung der Etablierung und lokale Ausbreitung von Neobiota (Betrieb)	(i) (erlaubte) Einwässerung von (ungesäuberten) Booten aus anderen Revieren bzw. Flusseinzugsgebieten, die mit Überdauerungsstadien von Neozoen und Neophyten behaftet sein können; (ii) (unerlaubtes) Abpumpen von Bilgenwasser, (unvermeidliches) Einleiten von Abwasser aus dem Kühlwasserkreislauf in das Wasservolumen der Bootstationierungsanlage; (iii) Säuberung der Unterwasserbootshülle auf dem Freigelände ohne Bootwaschplatz mit Abwasserablauf; (iv) Schädigung oder Beseitigung der naturnahen Ufervegetation mit dem Risiko des Eindringens von Neophyten.
9	Einwirkungen auf das Landschaftsbild	
9.1	Negative ästhetische Wirkungen auf das Landschaftsbild (Bau, Betrieb)	exponierte und weithin sichtbare Segelboot-Liegeplatzverdichtungen („Mastenwald“), Einrichtungen (z. B. Bootskräne, Lifts) oder Hochbauten (z. B. Trockenlagerhallen), die in einer naturnah erhaltenen Kulisse störend wirken und im Umkreis die Erholung in der Natur beeinträchtigen
10	Sonstige Einwirkungen auf die Umwelt	
10.1	Allgemeine, sonstige, multiple Wirkungen (Bau, Betrieb)	weitere Wirkungszusammenhänge, soweit sie nicht bereits oben beschrieben wurden
11	Einwirkungen auf andere Nutzer	
11.1	Konflikte mit anderen (Erholungs-) Nutzungen (Betrieb)	Konflikte im räumlichen Bereich der Bootstationierungsanlage, z. B. zwischen gewerblicher Schifffahrt und Sportschifffahrt, Sportschifffahrt und anderen Wassersporttätigkeiten
11.2	Beeinträchtigung und Ertragseinbußen der Fischerei (Bau, Betrieb)	Konflikte und Nutzungskonkurrenz mit der Berufs- und Freizeitfischerei (mit Entschädigungsansprüchen)

Umweltauswirkungen durch die fahrende Sport- und Fahrgastschifffahrt

Aus der Fachliteratur ergeben sich zahlreiche Hinweise auf die Umweltbelastungen, die durch den Betrieb von Sportbooten und Fahrgastschiffen entstehen (Tabelle 2). Teilweise überlappen sich die Belastungsgruppen mit denen der Bootstationierungsanlagen, wobei die Unter-

schiede im Detail liegen, aber dennoch von Bedeutung sind. Der wichtigste Unterschied ist, dass die Belastungen nicht an bestimmte Lokalitäten gebunden sind, sondern zeitlich und räumlich variabel in verschiedenen Seeteilen auftreten. Auch die Intensität kann sehr unterschiedlich sein, wobei das Verhalten und bestimmte Gewohnheiten der Nutzer eine wichtige Rolle spielen.

Tabelle 2:

Umweltbelastungen der fahrenden Boote und Fahrgastschiffe (Betriebsphase). Zusammenstellung anhand von Literaturangaben und eigenen Beobachtungen.

Code	Umweltbelastung	Erläuterungen
1	Mechanische Einwirkungen	
1.1	Mechanische Rumpf- und Propellerschäden	Kontakt von Sedimenten, Pflanzen und Tieren mit dem Bootsrumf oder dem Propeller bzw. dem Propellerstrahl (An- und Ablegen, auf Fahrt), gefolgt von einer Störung des Oberflächensediments (Resuspension, Trübung der Wassersäule; Freisetzung von CH_4 , Fe^{2+} , NH_4^+ , $\text{PO}_4\text{-P}$, Schwermetallen und organischen Schadstoffen), einer Beschädigung des Vegetationskörpers, einer Verletzung oder Tötung von Tieren (letzteres in Binnengewässern nicht gesichert nachgewiesen)
2	Hydrodynamische Wirkungen	
2.1	Erzeugung von Wellen und Strömungen	Erzeugung von (i) Primärwellen und (ii) in begrenztem Fahrwasser von Strömungen (Flachwassereffekt, Blockage-Effekt) bei einem typischen Fahrprofil (ggf. mit Geschwindigkeitswechsel, Verdränger- und Gleitfahrt); schiffsinduzierte Wellen können zusätzlich zu Windwellen Sohl- und Ufererosion einschl. der Beschädigung von Unterwasserdenkmälern sowie künstlich veränderte Biozönosen (Tauch- und Schwimmpflanzen, Makrozoobenthos, Fischfauna) zur Folge haben
3	Visuelle Wirkungen	
3.1	Physische Präsenz	Anwesenheit als visuell wahrnehmbares Objekt, das stillliegend oder in Fahrt Verhaltensveränderungen bei bestimmten Tierarten hervorrufen kann, z. B. Fluchtreaktionen bei Wasservögeln
4	Geräusch-Emissionen	
4.1	Geräusch-Emissionen der Boote	Erzeugung und Ausbreitung von Überwasser- bzw. Unterwasser-Geräuschen während der Fahrt durch Motoren inkl. Auspuff, Schraube, Vibrationen der Bootshülle u. a.; sie können bei bestimmten Tierarten im marinen Bereich Verhaltensveränderungen hervorrufen (in Binnengewässern nicht gesichert nachgewiesen)
4.2	Geräusch-Emissionen der Fahrgäste	Erzeugung und Ausbreitung von Geräuschen, die von den Fahrgästen ausgehen (Partygäste, Musikanlagen u. ä.)
5	Stoffliche Emissionen	
5.1	Verbrauch von Treibstoffen und Emission von Treibhausgasen	Verbrauch von begrenzt vorhandenen fossilen Treibstoffen-Produkten (v. a. Benzin, Diesel) und Emission von klimarelevanten Gasen (z. B. CO_2) in die Atmosphäre bei der Verbrennung dieser Treibstoffe
5.2	Emission von Verbrennungsrückständen aus Ölen-, Treib- und Schmierstoffen	Freisetzung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (VOC, z. B. Benzol, Toluol, Xylol), Stickoxiden (NO_x), Feinstaub und Rußpartikeln (PM), Kohlenmonoxid (CO), Kohlendioxid (CO_2) und Schwefeldioxid (SO_2) in die Umwelt (Atmosphäre, Wassersäule, sorbiert an Trübstoffen, Sedimenten)
5.3	Emission von Komponenten aus Bootsrumpanstrichen (Antifoulings)	Freisetzung von Schwermetallen, metallorganischen Verbindungen und organischen Bioziden aus dem Anstrich des Unterwasserschiffs in das Gewässer
5.4	Emission von Abwasser (Schwarzwasser, Grauwasser, Kühlwasser):	Freisetzung von fäkal verschmutztem Abwasser (aus Bord-Toiletten) und nicht-fäkal verschmutztem Abwasser (aus Dusche, Kombüse usw.) und Kühlwasser in das Gewässer
5.5	Einbringung fester Abfälle einschl. Makro- und Mikro-Plastik	Einbringung fester Stoffe jeglicher Art (z. B. Getränke- Behälter u. a., Korken, Küchenabfälle, Speisereste u. a.) in das Gewässer

Tabelle 2 (Fortsetzung)

Code	Umweltbelastung	Erläuterungen
6	Direkte Wirkungen auf Flora und Fauna	
6.1	Sportfischerei vom Boot aus	selektive Entnahme bestimmter Fischarten mit der Gefahr der Störung des Nahrungsnetzes (Raubfische, Friedfische)
6.2	Einschleppung von Neobiota	Übertragung (im/am Bootsrumpf, Trailer, Kühlwasseranlage) von lebensfähigen Tieren oder Pflanzen(-teilen) bzw. deren Dauerstadien gebietsfremder Arten von einem Gewässersystem in ein anderes
7	Einwirkungen auf die Erholungsnutzung und andere Nutzungen	
7.1	Beeinträchtigung muskelbetriebener und umweltverträglicher Wassersportarten	räumliche oder zeitliche Verdrängung, Belästigung und Gefährdung von muskelbetriebenen Wassersportarten angesichts hoher Geschwindigkeiten, Wellenerzeugung, Lärm-Emissionen u. a.
8	Sonstige Wirkungen	
8.1	Havarie-Risiken	besondere Risiken einer Umweltbelastung durch Kollision, Brand, Explosion und Sinken eines Bootes
8.2	Aufwendungen für das Abwracken	Umweltbelastungen, Energieverbrauch und sonstige Aufwendungen, die durch das Abwracken eines Bootes, die Wiederverwertung bestimmter Komponenten und Stoffe sowie durch die umweltverträgliche Deponierung nicht wiederverwertbarer Teile entstehen

Umweltauswirkungen im Zuge der Außerdienststellung und durch Abwracken

Wenn ein Boot oder ein Schiff in Binnenrevieren aus dem bestimmungsgemäßen Dienst herausgenommen wird, weil es gesunken oder nicht mehr fahrtüchtig ist oder sich der Betrieb nicht mehr lohnt, kann es

- versenkt werden¹¹,
- aufliegen, d. h. am Ufer festgemacht oder aufgesetzt und dem Zerfall preisgegeben werden,
- ggf. gehoben, repariert und – meist unter anderem Namen – erneut in Dienst gestellt werden,
- im Wasser oder am trockenen Ufer einer andersartigen Zweitverwertung (z. B. Museumsschiff, Hafenrestaurant) zugeführt werden,
- zumeist an Land abgewrackt werden, wobei die verwertbare Ausstattung ausgebaut, während das Material (z. B. Eisen) verkauft, aufbereitet und stofflich recycelt, thermisch verwertet oder deponiert wird.

Während die Alternativen (a) und (b) die herkömmliche „Wegwerfwirtschaft“ repräsentieren, enthalten die Varianten (c), (d) und (e) Elemente einer „Kreislaufwirtschaft“, wie sie in Deutschland vom Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG, [vi]) gefordert wird.

Während das Recycling von größeren Binnenschiffen (BRZ¹² > 500) von der Schiffsrecycling-Verordnung der

EU sowie der dazugehörigen Durchführungsbeschlüsse geregelt wird ([vii]), gibt es für die Sportboote an deutschen Küsten und Binnengewässern weder europäische noch nationale Vorschriften. Andererseits sind ausranzierte Sportboote in Deutschland auch keine häuslichen oder gewerblichen Abfälle (Siedlungsabfälle), womit die Abfallbehandlung rein privatwirtschaftlich organisiert ist ([40]). Da es in Deutschland weder eine flächendeckende Registrierungspflicht noch eine Abmeldepflicht für Sportboote gibt, sind aus Sicht des (End-)Besitzers viele – legale, aber nicht unbedingt umweltfreundliche – Wege möglich, sich seines Altboots zu entledigen. Nach der Studie von Mell ([44]) wurde nach Neuanschaffungen nur ein sehr geringer Anteil der Altboote einem Recyclingunternehmen übergeben, ein größerer Teil ging irgendwie „verloren“, wurde „verschenkt“ oder ohne Entsorgung außer Dienst gestellt und rottete vermutlich am Liegeplatz oder auf dem heimischen Grundstück vor sich hin. Hierzu zählen auch geschätzte 10.000 herrenlosen Boote in deutschen Marinas, deren (End-)Eigentümer sich aufgrund fehlender Identifikationsmöglichkeiten nicht mehr ermitteln ließ. Letztlich gibt es aber keine Anhaltspunkte oder gar statistische Erhebungen dazu, wie viele Boote (als Abfall) exportiert, illegal entsorgt werden oder an Fluss- und Seeufern oder auf Privatgrundstücken lagern ([13]; p. 77–78).

¹¹ z. B. am Bodensee: Dampfschiff Helvetia, 1932; Dampfschiff Sântis, 1933; Motorschiff Stadt Radolfzell 1934), https://de.wikipedia.org/wiki/Schiffswracks_im_Bodensee.

¹² BRZ – Bruttoreaumzahl, entspricht etwa 22 bis 32 % des Gesamtvolumens (m³) eines Schiffs.

Moderne Sportboote, vor allem größere Segel- und Motoryachten sind ähnlich wie Personenkraftwagen¹³ komplexe Verbundprodukte, die aus bis zu 18 Materialgruppen bestehen, die im Zuge der Trockenlegung und der Demontage separiert und über verschiedene Wege einer stofflichen Verwertung zugeführt werden sollten ([13] Anhänge B1, B2, B3). Zu den Materialgruppen gehören auch die Reste von Treibstoff, Ölen, Bilgenflüssigkeiten, biozidimprägniertes Holz, Antifouling- und Gelcoat-Beschichtungen sowie eine Vielzahl von Gefahrstoffen, die in Bauelementen und Geräten enthalten sind und die nicht in die Umwelt gelangen dürfen. Den bei weitem größten Gewichtsanteil haben Glasfaserkunststoffe (GFK), aus denen der Rumpf, das Deck und die Decksaufbauten gefertigt sind. Für die Behandlung von GFK stehen eine Reihe von wirtschaftlichen und erprobten Verfahren zur Verfügung, wobei unterschiedliche Recyclate entstehen; daneben ist auch die energetische Verwertung möglich ([41]). Es kommt also darauf an, die Demontage technologisch, logistisch und wirtschaftlich so zu gestalten, dass sortenreine Fraktionen entstehen, die über die bekannten Verfahrensrouten weiter verwertet werden können.

Insgesamt kommt man zu dem Schluss, dass sich das Sportboot-Segment derzeit weitgehend den Grundanforderungen einer Kreislaufwirtschaft entzieht. Entsprechend gering war bislang das Interesse umweltwissenschaftlicher Forschung und abfalltechnologischer Entwicklungsarbeiten. Die erste ausführliche Studie in Deutschland wurde vom Umweltbundesamt initiiert ([13]). Sie zeigt eine Reihe von Defiziten auf, die aktuell einer umweltgerechten Behandlung von Altbooten im Wege stehen. Andererseits gibt es aber auch Umstände, die eine zukünftig umweltgerechte Entwicklung begünstigen ([13]).

Weitere Effekte

Die geschilderten Umweltauswirkungen sind nicht die einzigen Effekte, die sich aus dem Bootssport und der Fahrgastschiffahrt ergeben. Weitere positive und nachteilige Effekte betreffen beispielsweise

- das Wohlbefinden derjenigen, die den Sport ausüben bzw. die Fahrgastschiffe benutzen,
- positive Beschäftigungseffekte durch Herstellungsprozesse, Service- und Reparaturdienstleistungen,

- Bau und Unterhaltung von Verkehrs- und Infrastruktur, touristische Dienstleistungen, Gastronomie usw., die notwendig sind, um auch in Stoßzeiten die Nachfrage bewältigen zu können,
- bei Vereinszugehörigkeit die Stärkung der Sozialkompetenz und des ehrenamtlichen Engagements.

Diese Effekte sind jedoch nicht Gegenstand dieser Untersuchung. Im Übrigen liegen nur wenige Fachpublikationen vor (z. B. Spinelli et al. [61], für das Segment *nautical tourism* an Mittelmeer-Küsten), die sich zumindest einigen dieser Felder widmen. Das binnenländische Äquivalent in Deutschland, der ☞ Wassertourismus, wurde hinsichtlich seiner Umwelt- und sozialen Auswirkungen noch nicht umfassend beschrieben.

AUSWIRKUNGEN (IMPACTS)

Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen

Der Zustand (*State*) bzw. die Zustandsänderungen wirken sich auf die Ökosystemfunktionen (*ecosystem functions*; ☞ ESF, [34]) sowie auf die Ökosystemleistungen (*ecosystem services*, ES od. ☞ ESS; dt. ÖSL) aus.

Als Ökosystemfunktionen werden aus naturwissenschaftlicher Sicht alle physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse und Wechselwirkungen¹⁴ innerhalb eines Ökosystems angesehen. Eine Wertung ist damit nicht verbunden.

Ökosystemleistungen bezeichnen im Unterschied dazu aus anthropozentrischer Sicht die direkten und indirekten Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen¹⁵. Im Vordergrund stehen die Menschen, die auf nachhaltige Weise Nutzen aus den Ökosystemen ziehen ([17], [3]). Zugleich sind sie es, die entsprechend ihren Bedürfnissen eine Bewertung und relative Gewichtung der einzelnen ÖSL vornehmen.

Die Beziehung zwischen beiden Bereichen besteht darin, dass die Ökosystemfunktionen die materielle Grundlage für die Erbringung von Ökosystemleistungen bilden.

Das Konzept der Ökosystemleistungen stellt ein wichtiges Bindeglied zwischen der Ökosphäre und der Soziosphäre dar und ist in seiner abstrakten Form ein er-

¹³ Zum Vergleich: Nach Angaben des Umweltbundesamtes (UBA) wurden im Jahr 2021 97,5 % der Altfahrzeugmasse verwertet, davon 90,0 % stofflich (<https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/altfahrzeugverwertung-fahrzeugverbleib>).

¹⁴ Primärproduktion und Sekundärproduktion, Dekomposition der organischen Substanz, Mineralisation und Denitrifikation,

biogeochemische Kreisläufe von Stickstoff, Phosphor u. a., Bodenbildung, Speicherung und Filterung von Wasser, zahlreiche intra- und interspezifische Interaktionen. Vgl. Glossar zum TEEB-Projekt <https://www.ufz.de/teebde/index.php?de=43784>.
¹⁵ vgl. Glossar zum TEEB-Projekt <https://www.ufz.de/teebde/index.php?de=43784>.

probtes Mittel, die umfassende Abhängigkeit des Menschen von funktionierenden und leistungsfähigen Ökosystemen zu verdeutlichen. Gleichzeitig lassen sich die – letztlich für den Menschen – negativen Folgen eines nicht nachhaltigen Umgangs mit der Natur vor Augen führen.

Im DPSIR-Konzept spielen Ökosystemleistungen eine wichtige argumentative Rolle, da sie zwischen der naturwissenschaftlichen Dimension der Umwelt(-probleme) und der erfahrbaren Realität in der menschlichen Gesellschaft vermitteln ([14], [37]).

Es wurden verschiedene ÖSL-Ansätze entwickelt, von denen sich in Deutschland der CICES-Ansatz (*Common International Classification of Ecosystem Services*) im Auftrag der Europäischen Umweltagentur (*European Environment Agency*, EEA) durchgesetzt hat. Das jüngste Produkt ist die Version 5.1 ([32]). Der dort erarbeitete Katalog ist die Basis für die nationale Umsetzung in Deutschland, Österreich und der Schweiz ([2], [38]). Er enthält auf vier hierarchischen Ebenen 67 ÖSL, von denen im vorliegenden Zusammenhang auch die kulturellen ÖSL mit den Codes 3.1.1.1 und 3.1.1.2 interessant sind, die beide mit Gesundheit, Erholung und Sport zu tun haben.

Ökosystemleistungen und gemeinschaftliche Gesetzgebung

Das Bekenntnis der Europäischen Kommission, das ÖSL-Konzept im Rahmen der Biodiversitätsstrategie 2020 und nachfolgend in der Biodiversitätsstrategie 2030 ausbauen und umsetzen zu wollen, hat für die Mitgliedsstaaten keinen rechtlich bindenden Charakter. Dagegen sind Aspekte des Gewässerschutzes und des Naturschutzes in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, [xii]) und in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL inkl. Natura 2000, [v]) verbindlich fixiert. Die Richtlinien weisen den „sehr guten“ ökologischen Zustand der Wasserkörper (WRRL) bzw. einen „sehr guten“ Erhaltungszustand (FFH-RL) der Populationen und Lebensräume als verbindliche Bezugsgröße aus. Gleichzeitig ist in den Richtlinien ein generelles Verschlechterungsverbot verankert, das eine Abwägung mit sozioökonomischen Interessen nur sehr eingeschränkt vorsieht.

Den Populationen und Lebensräumen wird also auf rechtlicher Ebene ein Eigenwert zuerkannt, der im anthropozentrischen ÖSL-Modell fehlt. Kistenkaas & Bouwma ([39]) plädieren dafür, dass das Drei-Säulen-Modell der nachhaltigen Entwicklung (Wirtschaft-Soziales-Ökologie) und das ÖSL-Konzept standardmäßig in ganz Europa umsetzbar sein sollte, aber nicht notwendigerweise in

WRRL-Gebieten und anderen empfindlichen grün-blauen Netzwerken wie zum Beispiel Natura 2000.

Auch die deutsche Gesetzgebung hat sich einer konsequenten anthropozentrischen Ausrichtung nicht angeschlossen, indem sie die Gewässer sowohl „als Bestandteil des Naturhaushalts, als Lebensgrundlage des Menschen“ und „nutzbares Gut“ im Sinne des ÖSL-Ansatzes, als auch gleichrangig „als Lebensraum für Tiere und Pflanzen“ bewirtschaften und schützen will (§1 WHG, [i]). Das BNatSchG geht noch einen Schritt weiter und betont an erster Stelle den „eigenen Wert“ von Natur- und Landschaft, an zweiter Stelle gefolgt von ihrer Bedeutung als Grundlage für Leben und Gesundheit des Menschen“ (§ 1 Abs. 1 BNatSchG, [ii]).

Ökosystemleistungen und Sportschifffahrt

Generell wird zugestanden, dass die Ökosysteme neben materiellen und regulativen auch kulturelle Leistungen für das Wohlergehen des Menschen bereitstellen, darin enthalten u. a. die Erholung in der Natur. So enthält der umfassende ÖSL-Katalog Vers. 5.1 der CICES-Gruppe ([32]) die Klassen 3.1.1.1 „*Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions*“ und 6.1.1.1 „*Natural, abiotic characteristics of nature that enable active or passive physical and experiential interactions*“¹⁶, die auch die Nutzung der Umwelt für Sport, Fitness, Erholung und (Öko-)Tourismus beinhalten. Marine Küsten, Fließgewässer und Seen sind typischen Ökosysteme, die solche Leistungen bereitstellen können, wovon insbesondere der Wassersport i. w. S. profitiert (*nautical tourism*, [61], *Wassertourismus*, [10], [9]).

Dabei werden spezifische Eigenarten sichtbar, die am Nutzen des ÖSL-Konzepts für das hier in Frage stehende Problem zweifeln lassen:

- die strikte anthropozentrische und utilitaristische Ausrichtung, die andere umweltethische Diskurse, z. B. physiozentrische Positionen ausblendet und einen Eigenwert der belebten und unbelebten Natur negiert ([54]);
- die Linearität des ÖSL-Konzepts, das negative Rückkopplungen und Wechselwirkungen (additiv, synergistisch, neutralisierend) von Nutzungen weitgehend ausblendet, jedenfalls soweit sie die Nutzbarkeit durch den Menschen nicht schmälern. Negative Rückkopplungen dürften aber in der Regel auftreten, wenn ein Landschaftsraum mit hohem (Natur-)Potential auch tatsächlich genutzt wird (Ausbau

¹⁶ 3.1.1.1 "Merkmale lebender Systeme, die durch aktive oder vertiefte Interaktionen gesundheitsfördernde, erholsame oder genussvolle Aktivitäten ermöglichen" und 6.1.1.1 "Natürliche,

abiotische Merkmale der Natur, die aktive oder passive körperliche und erfahrungsbezogene Interaktionen ermöglichen" (Übersetzung durch den Autor).

von Liegeplatzkapazitäten, Zunahme der Bootsfrequenz u. a.) und sich damit das zukünftig verbleibende Potential zwangsläufig verringert;

- die Ambivalenz von Schlussfolgerungen in der Planungs- und Entwicklungspraxis: Aus der Bewertung eines Gewässerabschnitts mit einem hohen landschaftlichen Potential für Wassersport-Nutzungen kann die Empfehlung zu einer intensiveren Nutzung und einem Ausbau der Kapazitäten ebenso abgeleitet werden, wie die Empfehlung für eine weitgehende Beschränkung der Nutzungsmöglichkeiten, um das Potential für künftige Generationen zu schützen.
- der hohe Bedarf an Geodaten und aussagekräftigen und aktuelle Fachdaten, die häufig nicht zur Verfügung stehen, aufwändig erhoben werden müssen oder nicht mehr aktuell sind (z. B. [42]). Die Alternative, raumübergreifend leicht verfügbare Struktur- oder Landnutzungsdaten als Proxy zu verwenden (z. B. [57]), wirft die Fragen nach der Validität und Relevanz dieser Daten auf.

Der größte Vorteil des ÖSL-Konzepts liegt vielleicht darin, dass Fachleuten und der interessierten Öffentlichkeit die überaus vielgestaltige Abhängigkeit des menschlichen Wohlergehens von natürlichen Ressourcen und dem nachhaltigen Umgang mit ihnen vor Augen geführt werden kann. Für spezifische, kleinteilige Fragestellungen, hier: Sport- und Fahrgastschifffahrt scheint das Konzept weniger geeignet. So verwundert es nicht, dass von den einschlägigen Übersichtsartikel (vgl. [53]) keiner auf dieses Konzept zurückgegriffen hat und bei der Begründung von Mitigationsmaßnahmen eigene Wege gegangen wurden.

Potentielle Beeinträchtigung von Ökosystemleistungen

Sport- und Freizeitschifffahrt spielen im Hinblick auf die Ökosystemleistungen eine doppelte Rolle. Einerseits sind sie – vor allem in den reichen Ländern des globalen Nordens – wichtige Teilaspekte des menschlichen Wohlbefindens und profitieren dabei von einem hohen Entwicklungspotential, das im Besonderen *naturnahe* Seenlandschaften bereitstellen. Andererseits wird das Potential in dem Maße verringert, wie es für die Infrastruktur von Bootsstationierungsanlagen und die fahrende Schifffahrt genutzt wird. Diese Form der negativen Rückkopplung ist allerdings im Konzept der Ökosystemleistungen selten enthalten (so auch nicht in [42], [57])

Der CICES-Katalog Vers. 5.1 enthält 67 Ökosystemleistungen, von denen 16 durch die Sport- und Fahrgastschifffahrt tangiert sein können (vgl. [53], Tabelle 7: die zugehörigen Kommentare beschreiben die potentiellen Zusammenhänge zwischen ÖSL und den Umweltauswirkungen der stillliegenden und der fahrenden Schifffahrt). Ob diese Zusammenhänge tatsächlich wirksam werden

und plausibel bzw. nachweisbar sind, hängt vom Einzelfall ab. Andererseits entspricht es dem Vorsorgeprinzip im Umweltschutz (*precautionary approach*, UNCED [62], Kap. 35, Abs. 3), die *möglichen* Belastungen in die jeweiligen Betrachtungen einzubeziehen.

Ob im konkreten Fall diese Einflüsse aufgezeigt werden können, hängt v. a. von den Indikatoren ab, mit denen die jeweiligen ÖSL operationalisiert werden. Hier fehlen noch Vorschläge aus der Anwendungspraxis des ÖSL-Konzepts. Nach unserer Kenntnis stehen exemplarische Untersuchungen aus, so dass der Effekt einer Zunahme bzw. Verdichtung der Sportboot-Infrastruktur und -Nutzung noch nicht auf der Basis von ÖSL abgebildet werden kann.

Kapazitätsgrenzen und ökologische Tragfähigkeit

Die Nutzung der Ökosystemleistungen für den Bootssport kann nur dann nachhaltig sein, wenn die Kapazitätsgrenzen der Raumverfügbarkeit und der Infrastruktur, insbesondere aber die ökologische Tragfähigkeit der See-Ökosysteme nicht überschritten werden. Die Betrachtungsskalen reichen von kleinräumigen (Öko-)Systemen und Landschaftsräumen bis hin zur Erde als globalem Ökosystem. Im globalen Maßstab hat die Menschheit bereits zu Anfang des Jahrtausends die *planetaren Leitplanken* in einem Maße überschritten, das die Stabilität der Biosphäre gefährdet und die soziale, politische und ökonomische Entwicklung der Menschheit in Frage stellt ([60], [66]). Zu den neun planetaren Grenzen, die einen sicheren Handlungsspielraum für die Menschheit beschreiben, gehört auch die des Süßwasserverbrauchs und hier besonders die Nutzung von Gewässern und Grundwasser. Auch hier sind die planetaren Grenzen wahrscheinlich überschritten ([64]). An dieser problematischen Entwicklung haben auch der weltweite (Massen-)Tourismus und der Freizeitkonsum in den wohlhabenden Gesellschaften des globalen Nordens ihren Anteil ([26], Übersicht: [27]).

Die Wassersport-Aktivitäten auf einigen US-amerikanischen Seen im Einzugsgebiet von urbanen Ballungsräumen erreichten bereits in den 1970er Jahre eine beträchtliche Intensität ([4]), so dass der Wunsch nach einer Berechnung der maximalen Kapazität (Tragfähigkeit, *carrying capacity*) der Wassersportdestinationen entstand. Allerdings standen weniger die *ökologische* Tragfähigkeit der See-Ökosysteme als vielmehr Aspekte wie Sicherheit/Unfallgefahr, Auslastung und optimale Organisation der Infrastruktur, Komfort und Freizeitgenuss für Gäste und Liegeplatzinhaber im Vordergrund ([12], [16], [59]).

Das Konzept der meisten Studien umfasste als Eingangsdaten

- die Nutzung des jeweiligen Sees (z. B. dominierende Bootstypen),

- die für Boots Nutzungen verfügbare Seefläche, d. h. die Gesamt-Wasserfläche abzüglich (i) einer ufernahen Pufferzone und (ii) der Wasserflächen, die auf andere Weise genutzt wurden,
- die tatsächliche oder optimale Bootsdichte (zeitliche Durchschnittswerte oder Spitzenauslastungswerte).

Mit Hilfe dieser Daten wurden

- die ökologische Kapazität (z. B. Auswirkungen auf Feuchtgebiete und Uferbiozönosen, Anhäufung von Müll und Verschmutzung, Boden- und Ufererosion, Verlust von naturnaher Landfläche),
- die technische Kapazität (z. B. Parkplätze für Bootsanhänger und Fahrzeuge, Wasserliegeplätze, Bootsanlegestellen),
- die räumliche Kapazität, d. h. die physische Begrenzung der Seefläche, die für die sichere und komfortable Nutzung von Booten zur Verfügung stand, sowie
- die soziale Kapazität, d. h. die Menge an Booten bzw. die Einschränkungen (Kosten, Zeitverlust u. a. Unannehmlichkeiten), die von den Nutzern als noch tolerabel angesehen wurden, bevor sie in Erwägung zogen, auf andere Freizeitgewässer wechseln zu wollen,

ermittelt, wobei zugestanden wurde, dass die ökologische Tragfähigkeit am schwierigsten zu beurteilen sei.

In allen Fällen wurde die Kapazität in verfügbarer Seeflächeneinheit pro Boot ausgedrückt, wobei die in verschiedenen Studien ermittelten Zahlen zwischen etwa 5 und 40 acres/boat schwankten (ca. 20.200 bis 161.900 m²/Boot bzw. 6,2 bis 49,4 Boote/km²) ([16]). Zum Vergleich: Der Bodensee weist eine rechnerische Dichte von 112 Sportbooten/km² auf, liegt also weit über dem für verträglich gehaltenen Wertebereich. Das Ziel der meisten Studien war eine wirtschaftliche Optimierung der Nutzungsintensität, ohne sich dem Risiko von gravierenden Nachteilen aussetzen zu müssen.

Seit den 1970er Jahren wurden an mehreren Seen in den USA, in Indien und in Brandenburg vergleichbare Berechnungsmodelle entworfen (DE: [31]). Bei den meisten Arbeiten handelte es sich um fallbezogene Gutachten, nur zwei Beiträge wurde in einem wissenschaftlichen Journal veröffentlicht.

REAKTION (*RESPONSE*)

Die Reaktion auf die bereits bestehende oder zukünftig zu erwartende Beeinträchtigung der Ökosystemleistungen besteht darin, Maßnahmen durchzuführen, mit denen (i) die treibenden Kräfte zurückgenommen werden, (ii) die Belastungen verringert werden oder (iii) auf andere Weise der Zustand der betroffenen See-Ökosysteme verbessert wird, so dass insgesamt (iv) die Auswirkungen gemildert werden und das Potential der ÖSL in der Zukunft

ungeschmälert erhalten bleibt (Nachhaltigkeitsgrundsatz, [33]).

In der Übersichtsliteratur (vgl. [53]) sind zahlreiche Hinweise enthalten, wie auf spezifische Belastungen reagiert werden könnte. Allerdings sind die Vorschläge oft nur bis zu einer geringen Tiefe ausgearbeitet und berücksichtigen nicht immer den jeweils geltenden rechtlichen Rahmen. Validierungen bzw. Erfolgskontrolluntersuchungen, in denen beispielsweise die Belastungen vor und nach einer Maßnahme verglichen worden wären, sind nicht bekannt geworden. Auch Konzepte oder statistische Prüfpläne für die Ergebnissicherung fehlen weitgehend.

SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Über viele Jahre hinweg wurden die ökologischen Auswirkungen des Segel- und Motorbootsports auf Binnen- und Küstengewässern vornehmlich aus einer sektoralen umweltwissenschaftlichen Perspektive betrachtet, ohne sich allzu sehr auf die individuellen Motive und Selbsteinschätzungen der Akteure und auf die rechtlichen, ökonomischen, sozialen und politischen Randbedingungen einzulassen. Die Folge war häufig ein gewisses Lagerdenken zwischen Bootssport auf der einen und Gewässer- bzw. Umweltschutz auf der anderen Seite, und eine wechselseitige „Sprachlosigkeit“. In einer Zeit zunehmender Umweltkrisen und intensiver Bemühungen um eine nachhaltige Ressourcennutzung kann ein beziehungsloses Nebeneinander keine Zukunft haben. Sport- und Fahrgastschifffahrt müssen als sozial-ökologisches System betrachtet werden, dessen Justierschrauben und Interdependenzen zu analysieren sind.

Das DPSIR-Konzept der *Europäischen Umweltagentur* (EEA) ist ein bewährtes Werkzeug, um ein solches System zu beschreiben und die rationale Kommunikation unter Akteuren und Stakeholdern zur befördern. Dieses Konzept wurde in diesem Beitrag weiterentwickelt, um die treibenden und die eher bremsenden gesellschaftlichen Kräfte (*Drivers*) zu benennen und Indikatoren vorzuschlagen, die die Belastungen (*Pressures*) widerspiegeln. Der Zustand bzw. die Zustandsänderungen der aquatischen Ökosysteme (*State*) sind aus weltweit mehr als tausend umweltwissenschaftlichen Einzeluntersuchungen hinlänglich bekannt. Sie haben in etwa 72 zusammenfassende Arbeiten (*reviews*) Eingang gefunden, die in diesem Beitrag zu einem Gesamtbild zusammengefügt wurden. Dabei wurden acht thematische Schwerpunkte sichtbar, die überwiegend an die fahrende Sport- und Fahrgastschifffahrt und an die Bootsstationierungsanlagen gebunden sind, während andere Aspekte (z. B. Klimaneutralität und Produktökobilanzen bei der Herstellung und am Ende des Produkt-Lebenszyklus) erst jüngst hinzugekommen sind. Unter den Auswirkungen (*Impact*) versteht das DPSIR-

Konzept die Beeinträchtigung der Ökosystemleistungen und damit die Beeinträchtigung des menschlichen Wohlergehens (*human well-being*). Allerdings zeigte sich anhand einiger Anwendungsbeispiele die Ambivalenz dieses Konzepts, indem es im Wassertourismus-Segment argumentativ nicht etwa zur schonenden Behandlung der aquatischen Ökosysteme, sondern zur Ausweitung und Verdichtung der Nutzungen herangezogen wurde. Die Zustandsänderungen und die Auswirkungen machen auf verschiedenen gesellschaftlichen Ebenen Reaktionen (*Response*) erforderlich, um eine zurückhaltende, nachhaltige Entwicklung einzuleiten und zu verstetigen. In der Fachliteratur wurde die Vielfalt an Interventionsmöglichkeiten allerdings noch nicht zusammenhängend angesprochen. Vielmehr erstrecken sich die Empfehlungen auf sektorale, unkonzertierte Maßnahmen, über deren mittelfristige Wirkungen kaum Erfahrungen vorliegen.

Durch die strukturierte Auswertung der internationalen zusammenfassenden Literatur zum Thema „Auswirkungen der Sport- und Fahrgastschifffahrt“ werden die Dimensionen innerhalb des Subsystems ‚Freizeit und Tourismus‘ sichtbar, die in anderen Segmenten (Fernreisen, Wintersport, Städtereisen u. a.) bereits zu gravierenden Übernutzungen und Fehlentwicklungen (*overtourism*) und zu Massenprotesten der einheimischen Bevölkerung geführt haben. Ob auch die Seen in Deutschland und den Nachbarländern diesen Weg nehmen werden, dürfte u. a. davon abhängen, ob *Schützer* in die Lage versetzt werden, sich argumentativ auf Augenhöhe mit den (*Über-*)*Nutzern* zu begegnen. Diesem Ziel dient die vorliegende Zusammenstellung, auf der die Forschungsergebnisse des SuBoLakes-Projekts der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) aufsetzen ([56]).

DANKSAGUNG

Ein besonderer Dank gilt den Assoziierten Partnern des SuBoLakes-Projekts für wertvolle Hinweise und zahlreiche Anregungen, vor allem Frau Barbara Fath, M.A. von der International & Swiss Coordination Group UNESCO Palafittes, Basel, Frau Dr. Julia Goldhammer, Landesamt für Denkmalpflege Baden-Württemberg, FG 2 Feuchtbodenarchäologie, Hemmenhofen sowie Herrn Dipl.-Ing. Helmut von Veen vom Deutschen Motoryachtverband e.V. (DMYV) für die kritische Durchsicht des Manuskriptentwurfs.

QUELLENVERZEICHNIS

Literatur

- [1] Abgeordnetenhaus Berlin (2022): Wortprotokoll der Öffentlichen Sitzung des Ausschusses für Sport. 15. Sitzung am 2. Dezember 2022, 33 S.
- [2] Albert, C., Burkhard, B., Daube, S., Dietrich, K., Engels, B., Frommer, J., Götzl, M., Grêt-Regamey, A., Job-Hoben, B., Keller, R., Marzelli, S., Moning, C., Müller, F., Rabe, S.-E., Ring, I., Schwaiger, E., Schweppe-Kraft, B., Wüstemann, H. (2015): Empfehlungen zur Entwicklung bundesweiter Indikatoren zur Erfassung von Ökosystemleistungen – Diskussionspapier. BfN-Skripten 410. Bonn, Bad Godesberg.
- [3] Alcamo, J., et al. (2003): Millennium Ecosystem Assessment – Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment. Island Press, Washington, 245 S.
- [4] Ashton, P. G. (1971): Recreational Boating Carrying Capacity. A preliminary study of three heavily used lakes in southeastern Michigan. Doctoral Thesis, Michigan State University, 184 S. <https://d.lib.msu.edu/etd/5739>
- [5] Aviv-Reuven, S., Rosenfeld, A. (2021): Publication patterns’ changes due to the COVID-19 pandemic: a longitudinal and short-term scientometric analysis. *Scientometrics* 126: 6761–6784. <https://doi.org/10.1007/s11192-021-04059-x>
- [6] Bell, S. (2012): DPSIR = a problem structuring method? An exploration from the ‘‘Imagine’’ approach. *European Journal of Operational Research* 222 (2): 350–360. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejor.2012.04.029>
- [7] Berkes, F. & Folke, C. (Hrsg.) (1998): Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge: Cambridge University Press, 476 S.
- [8] Biggs, R., Clements, H., de Vos, A., Folke, C., Manyani, A., Maciejewski, K., Martín-López, B., Preiser, R., Selomane, O., Schlüter, M. (2022): What are social-ecological systems and social-ecological systems research? In: Biggs, R., de Vos, A., Preiser, R., Clements, H., Maciejewski, K., Schlüter, M. (Hrsg.). *The Routledge Handbook of Research Methods for Social-Ecological Systems*. Chapter 1, p. 1–26. Oxon, New York, <https://doi.org/10.4324/9781003021339-1>
- [9] BMWi, Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (2016): Die wirtschaftlichen Potenziale des Wassertourismus in Deutschland. Berlin, 100 S., <https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Publikationen/Tourismus/potenziale-des-wassertourismus-in-deutschland.html>
- [10] BMWi, Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (2013): Wassertourismus in Deutschland. Praxisleitfaden für wassertouristische Unternehmen, Kommunen und Vereine. Berlin, 72 S. <https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Publikationen/Tourismus/wassertourismus-in-deutschland.html>
- [11] Boljat, H. U., Grubišić, N., Slišković, M. (2021): The Impact of Nautical Activities on the Environment - A Systematic Review of Research. *Sustainability* 13, 10552. <https://doi.org/10.3390/su131910552>

- [12] Bosley, H. E. (2005): Techniques for estimating boating carrying capacity: a literature review. Gutachten der North Carolina State University für Catawba-Wateree Relicensing Coalition, 32 S.
- [13] Burgstaller, M., Frick, F., Potrykus, A., Schramm, B., Strauss, F., Scheer, S., Link, F., Behringer, K., Pfuhl, W., Schlenga, R., Brantsch, P., Menrath, A., Müller, T., Nieberl, M., Hofmann, A., Reh, K. (2023): Digital Kreisläufe schließen am Beispiel des Recyclings von Sportbooten, Leichtflugzeugen sowie Bedarfsgegenständen aus Faserverbundwerkstoffen. UBA Texte 93/2023: 356 S., hg. vom Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.
- [14] Burkhard, B., Petrosillo, I., Costanza, R. (2010): Ecosystem services. Bridging ecology, economy and social sciences. *Ecological Complexity* 7: 257–259.
- [15] Byrnes, T. A. & Dunn, R. J. K. (2020): Boating- and shipping-related environmental impacts and example management measures: A Review. *Journal of Marine Science and Engineering* 8(11): 908. <https://doi.org/10.3390/jmse8110908>
- [16] CDM Smith (Hrsg.) (2017): Beaver Lake Boating Carrying Capacity Study. Prepared for U.S. Army Corps of Engineers, Little Rock District. https://www.swl.usace.army.mil/Portals/50/docs/beaverlake/Beaver%20Lake%20MP%20SMP/Beaver_Capacity_Study/BeaverLakeCarryingCapacityReport_Final_2017-02-28.pdf?ver=2020-07-01-022154-047; – Separates Dokument: Appendix A: Beaver Lake Boating Carrying Capacity Study. Literature Review. 20 pp. Download: https://www.swl.usace.army.mil/Portals/50/docs/beaverlake/Beaver%20Lake%20MP%20SMP/Beaver_Capacity_Study/BeaverLakeCapacityStudy_Appendix_A_Lit%20Review_Final_20170228.pdf?ver=2020-07-01-022227-297
- [17] Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- [18] EEA, European Environment Agency (1995): Europe's Environment – The Dobris Assessment. London. Download: www.eea.europa.eu/publications/92-826-5409-5i
- [19] EEA, European Environment Agency (Hrsg.) (2002): Late lessons from early warnings. The precautionary principle 1896–2000. Environmental Issue Report, Vol. 22, 209 pp. ISBN 92-9167-323-4. https://www.eea.europa.eu/publications/environmental_issue_report_2001_22
- [20] Europäische Umweltagentur / Umweltbundesamt (Hrsg.): Späte Lehren aus frühen Warnungen. Das Vorsorgeprinzip 1896–2000. 241 S. Download: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/spaete-lehren-aus-fruehen-warnungen>
- [21] European Commission (2017): Commission Staff Working Document on Nautical tourism. <https://doi.org/10.2495/RAV110541>
- [22] European Commission, Directorate-General for the Environment (2003): Monitoring under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), CIS Guidance Document No. 7, 153 S., Publication Office, Luxembourg. [https://circabc.europa.eu/sd/a/63f7715f-0f45-4955-b7cb-58ca305e42a8/Guidance%20No%207%20-%20Monitoring%20\(WG%202.7\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/63f7715f-0f45-4955-b7cb-58ca305e42a8/Guidance%20No%207%20-%20Monitoring%20(WG%202.7).pdf)
- [23] Gabrielsen, P. & Bosch, P. (2003): Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting. EEA internal working paper. 20 S., Brüssel.
- [24] Gari, S. R., Newton, A. Icely, J. D. (2016): A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. *Ocean & Coastal Management* 103: 63–77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.013>
- [25] Göbner, V. (2019): Das wird auf uns zukommen. Segel-Reporter. Download: <https://segelreporter.com/regatta/recycling-wohin-mit-alten-gfk-booten-in-frankreich-muessen-30-000-zum-abwracker/>
- [26] Gössling, S. & Peeters, P. (2015): Assessing tourism's global environmental impact 1900–2050, *Journal of Sustainable Tourism* 23 (5): 639–659. <https://doi.org/10.1080/09669582.2015.1008500>
- [27] Graefe, L. (2024): Statistiken zum nachhaltigen Reisen. Download: <https://de.statista.com/themen/3505/nachhaltiges-reisen/#topicOverview> (Stand 22.02.2024; zuletzt aufgerufen am 29.05.2024).
- [28] Gregory, A. J., Atkins, J. P., Burdon, D., Elliott, M. (2013): A problem structuring method for ecosystem-based management: the DPSIR modelling process. *European Journal of Operational Research (EJOR)* 227(3): 558–569. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejor.2012.11.020>
- [29] Grothmann, T., Frick, V., Harnisch, R., Münsch, M., Kettner, S. E., Thorun, C. (2022): Umweltbewusstsein in Deutschland 2022. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. 87 S., hrsg. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) und vom Umweltbundesamt (UBA).
- [30] Grothmann, T., Frick, V., Harnisch, R., Münsch, M., Kettner, S. E., Thorun, C. (2022): Umweltbewusstseinsstudie 2022. Vertiefende Analysen der repräsentativen Hauptbefragung. UBA Texte 08/2024, 193 S.
- [31] Haass, H. (2003): Planungshandbuch für Sportboothäfen und Marinas. Ein Leitfaden zu Standortplanung, Entwurf und Konstruktion. 137 S. und CD-ROM, Verlag für Neue Medien, Bremen. ISBN 3-9807842-4-X.
- [32] Haines-Young, R. & Potschin, M. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure. 19 pp., Fabis Consulting, Nottingham (UK). <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>
- [33] Hauff, V. (Hrsg.): Unsere gemeinsame Zukunft: der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. 1. Auflage. Eggenkamp, Greven 1987, ISBN 978-3-923166-16-9.
- [34] Jax, K. (2005): Function and “functioning” in ecology: what does it mean? *Oikos* 111: 641–648.
- [35] Johansson, L., Ytreberg, E., Jalkanen, J.-P., Fridell, E., Eriksson, K. M., Lagerström, M., Maljutenko, I. Raudsepp, U., Fischer, V., Roth, E. (2020): Model for leisure boat activities and emissions – Implementation for the Baltic Sea. *Ocean Science* 16: 1143–1163.

- [36] Kagermeier, A. (2020): *Tourismus in Wirtschaft, Gesellschaft, Raum und Umwelt*. 2. Aufl., 429 S., UVK Verlag, ISBN: 9783825254520, <https://doi.org/10.36198/9783825254520>
- [37] Kelble, K. R., Loomis, D. K., Lovelace, S., Nuttle, W. K., Ortner, P. B., Fletcher, P., Cook, G. S., Lorenz, J. J., Boyer, J. N. (2013): The EBM-DPSER conceptual model: integrating ecosystem services into the DPSIR Framework. *PLoS ONE* 8(8): e70766. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070766>
- [38] Keller, R., Schweppe-Kraft, B., Schwarzl, B. (2014): Perspektiven des Ökosystemleistungsansatzes – Ergebnisse aus Deutschland, Österreich und der Schweiz. *Natur und Landschaft* 89: 124–125.
- [39] Kistenkas, F. H. & Bouwma, I. M. (2018): Barriers for the ecosystem services concept in European water and nature conservation law. *Ecosystem Services* 29: 223–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.013>
- [40] Kranert, M. (2017, 2024): *Einführung in die Kreislaufwirtschaft. Planung – Recht – Verfahren*. XXII+832 S. 2017. 5., akt. Aufl., Springer Vieweg, ISBN 978-3-8348-1837-9. XV+742 S., 6. Aufl. 2024, Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH (Verlag), ISBN 978-3-658-41710-9.
- [41] Kühne, C., Stapf, D., Holz, P., Baumann, W., Mülhopt, S., Wexler, M., Hauser, M., Kalkreuth, J., Mahl, J., Zeller, M., Yogish, S., Gehrman, H.-J., Stapf, D., Volk, R., Stallkamp, C., Steffl, S., Schultmann, F., Schweppe, R., Pico, D., Seiler, E., Forberger, J., Brantsch, P., Brenken, B., Beckmann, M. (2022): *Entwicklung von Rückbau- und Recyclingstandards für Rotorblätter*. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_92-2022_entwicklung_von_rueckbau-und_recycling_standards_fuer_rotorblaetter_0.pdf
- [42] Kulczyk, S., Woźniak, E., Derek, M. (2018): Landscape, facilities and visitors: an integrated model of recreational ecosystem services. *Ecosystem Services* 31: 491–501. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.016>
- [43] Majamäki, E. (2019): *Tracking environmental pressures from recreational boating*. Master Thesis, 69 S., Alto University, School of Engineering.
- [44] Mell, W.-D. (2016): *Strukturen im Bootsmarkt – Update 2016*. FVSF-Forschungsbericht Nr. 7, 104 S., hg. von der Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschifffahrt e.V. (FVSF).
- [45] Mell, W.-D. (2023): *Strukturen im Bootsmarkt - Update 2023*. FVSF-Forschungsbericht Nr. 9, 67 S., hg. von der Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschifffahrt e.V. (FVSF).
- [46] Moreau, R. (2009): *Nautical Activities: What impact on the environment? A life cycle approach for 'clear blue' boating*. – Report for the European Commission of Nautical Industries (ECNI). 2. ed. 2009, 64 S., Brüssel (Belgien).
- [47] Mosisch, T. D & Arthington, A. H. (1998): The impacts of power boating and water skiing on lakes and reservoirs. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 3: 1–17.
- [48] Ness, B., Anderberg, S., Olsson, L. (2009): *Structuring problems in sustainability science: the multi-level DPSIR framework*. *Geoforum* 41 (3): 479–488. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2009.12.005>
- [49] Opaschowski, H. W. (2002): *Tourismus. Eine systematische Einführung – Analysen und Prognosen*. 3. Aufl., Freizeit- und Tourismusstudien, Band 3, 336 S., Leske + Budrich, Opladen.
- [50] Opaschowski, H. W. (2008): *Einführung in die Freizeitwissenschaft*. 5. Aufl., XII+332 S., VS Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden.
- [51] Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2025): *Hafennutzung durch Hafenlieger: Ergebnisse einer Umfrage im Sportboothafen Unteruhldingen*. Bericht der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 35825/01. Konstanz, 23 S. + Anhang. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-1sq0tvve904c3>.
- [52] Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2025): *Typisierung von Bootsstationierungsanlagen (BoStA), ihrer Struktur- und Ausstattungselemente*. Bericht der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 35825/01. Konstanz, 29 S. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-gi7h90rsonzx6>
- [53] Ostendorp, W. (2025): *Umweltbelastungen durch die Sport- und Fahrgastschifffahrt – eine Übersicht*. Bericht der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 35825/01. Konstanz, 55 S. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-1rxt5osizhxb89>
- [54] Ott, K. (2020): *Umweltethik*. In: Kirchhoff, T. (Hrsg.): *Online Encyclopedia Philosophy of Nature / Online-Lexikon Naturphilosophie*. Universitätsbibliothek Heidelberg, Heidelberg. <https://doi.org/10.11588/oe pn.2020.0.68742>.
- [55] Pagani Isnardi, S., Morchio, E., Mustorgi, M., Fortis, M., Carminati, M., Corradini, S., Sartori, A., Ivaldi, E. (2022): *La Nautica in Cifre – Boating in Figures, Industry Statistics for 2022*. Report of the Confindustria Nautica (Italian Marine Industry Association) and the Fondazione Edison, 112 S., ISBN 978-88-946050-8-2. Download: www.lanauticaincifre.it
- [56] Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W. (2025): *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen*. 1. Aufl., Konstanz, Postdam, 230 S. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [57] Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M., Pusch, M. (2018): *RESI – Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten*. IGB-Berichte Heft 31/2018, XI+187 S. ISSN: 1432-508X. <https://doi.org/10.4126/FRL01-006410777>

- [58] Preiser, R., Biggs, R., de Vos, A., C. Folke, C. (2018): Social-ecological systems as complex adaptive systems: Organizing principles for advancing research methods and approaches. *Ecology and Society* 23(4): 46. <https://doi.org/10.5751/ES-10558-230446>
- [59] Riungu, G. K., Hallo, J. C., Backman, K. F., Brownlee, M., Beeco, J. A., Larson, L. R. (2020): Water-based recreation management: a normative approach to reviewing boating thresholds. *Lake and Reservoir Management* 36:139–154.
- [60] Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, III, F. S., Lambin, E., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H., Nykvist, B., De Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. (2009): Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology & Society* 14(2): 32. [online] <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>
- [61] Spinelli, R. & Benevolo, C. (2022): Towards a new body of marine tourism research: A scoping literature review of nautical tourism. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 40: 100569. <https://doi.org/10.1016/j.jort.2022.100569>
- [62] UNCED, United Nations Conference on Environment & Development (1992): Agenda 21. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/Agenda21.pdf>
- [63] United Nations World Tourism Organization (2024): ‘Overtourism’? – Understanding and Managing Urban Tourism Growth beyond Perceptions. 60 S. <https://doi.org/10.18111/9789284419999>
- [64] Wang-Erlandsson, L., Tobian, A., van der Ent, R. J., Fetzer, I., te Wierik, S., Porkka, M., Staal, A., Jaramillo, F., Dahlmann, H., Singh, C., Greve, P., Gerten, D., Keys, P. W., Gleeson, T., Cornell, S. E., Steffen, W., Bai, X., Rockström, J. (2022): A planetary boundary for green water. *Nature Reviews Earth & Environment* 3 (6): 380–392. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00287-8>
- [65] Watermann, B., Daehne, D., Fürle, C., Thomson, A. (2015): Sicherung der Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung im Rahmen des EU Biozid-Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungs-phase im Bereich Sportboothäfen. UBA-Texte 68: 160 S., ISSN 1862-4804. Dessau.
- [66] WBGU, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) (2011): Welt im Wandel. Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation. Hauptgutachten 2011. 2. veränderte Auflage, 66 S., ISBN 978-3-936191-38-7, Berlin.
- [67] Werner, S. (2001): Das Vorsorgeprinzip. Grundlagen, Maßstäbe und Begrenzungen. In: Umwelt- und Planungsrecht 21 (9): 335–340.

Rechtstexte, Urteile

- [i] BbgEMV. Verordnung zur Erweiterung des Gemeingebrauches an nicht schiffbaren Gewässern für Elektro-Motorboote (Brandenburgische Elektro-Motorbootverordnung - BbgEMV) vom 14. Januar 2019 (GVBl.II/19, [Nr. 6]).
- [ii] BNatSchG. Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 8. Dezember 2022 (BGBl. I S. 2240) geändert worden ist.
- [iii] BSO. Bodensee-Schiffahrts-Ordnung, in Baden-Württemberg als Anlagen 1 bis 3 zur Verordnung des Verkehrsministeriums zur Einführung der Bodensee-Schiffahrts-Ordnung (EinfVO-BSO) vom 10. Dezember 2001. Permalink https://www.landesrecht-bw.de/perma?j=BodSeeSchOEVBW!_1
- [iv] EuGH (2015). „Vorlage zur Vorabentscheidung — Umwelt — Maßnahmen der Europäischen Union im Bereich der Wasserpolitik — Richtlinie 2000/60/EG — Art. 4 Abs. 1 — Umweltziele bei Oberflächengewässern — Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers — Vorhaben des Ausbaus einer Wasserstraße — Verpflichtung der Mitgliedstaaten, ein Vorhaben zu untersagen, das eine Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers verursachen kann — Maßgebliche Kriterien für die Beurteilung des Vorliegens einer Verschlechterung des Zustands eines Wasserkörpers. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/de/TXT/?uri=CELEX:62013CJ0461>
- [v] FFH-RL. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. ABL. L 206 vom 22. Juli 1992, S. 7–50.
- [vi] KrWG. Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), das zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 2. März 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 56) geändert worden ist.
- [vii] Verordnung (EU) Nr. 1257/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2013 über das Recycling von Schiffen und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 und der Richtlinie 2009/16/EG; <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2013/1257?locale=de>
- [viii] Verordnung für die Schifffahrt auf den schiffbaren Gewässern des Landes Brandenburg (Landesschiffahrtsverordnung - LSchiffV) 1 vom 25. April 2005 (GVBl.II/05, [Nr. 10], S.166) zuletzt geändert durch Artikel 94 des Gesetzes vom 5. März 2024 (GVBl.I/24, [Nr. 9], S.37).
- [ix] Vogelschutz-RL. Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung). ABL. L 20 vom 26.1.2010, S. 7.
- [x] WaStrG: Bundeswasserstraßengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S.1980), das zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 22. Dezember 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 409) geändert worden ist.

- [xi] WHG: Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 22. Dezember 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 409) geändert worden ist.
- [xii] WRRL: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327, 22. Dezember 2000, S. 1–73.

Normen, untergesetzliche Standards

- [a] DIN EN ISO 14020:2023-07 (D): Umweltaussagen für Produkte und deren Programme – Grundsätze und allgemeine Anforderungen (ISO 14020:2022); Deutsche Fassung EN ISO 14020:2023
- [b] DIN EN ISO 14040:2021-02 + A1 (2020): DIN EN ISO 14040:2021-02 + A1:2020 Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen.
- [c] DIN EN ISO 14044:2021-02 (2021): DIN EN ISO 14044:2021-02: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017 + Amd 2:2020); Deutsche Fassung EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020.

Glossar

Begriff	Abkürzung	Beschreibung
Allgemeiner Deutscher Automobil-Club e. V. / Skipper Club, Skipper-Portal, ADAC Marina-Führer	ADAC	Angebote und Marketing-Instrumente des ADAC SE und der ADAC- Chefredaktion für Skipper: Marinas, Bojenfelder, Ankerbuchten, Revier- und Länderinformationen, Bootsregistrierung, Yachtcharter, Hausbooturlaub, Bordbibliothek
Anthropozän		jüngstes Zeitalter, in dem der Mensch zu einem der wichtigsten Einflussfaktoren für die biologischen, geologischen und atmosphärischen Prozesse auf der Erde geworden ist; der Beginn wird durch Konvention auf das Jahr 1950 festgelegt; das ‚Anthropozän‘ ist durch die <i>International Union of Geological Sciences</i> nicht als offizielle geochronologische Zeiteinheit anerkannt
Automatic Identification System	AIS	Funksystem, das durch den Austausch von Navigations- und anderen Schiffsdaten die Sicherheit und die Lenkung des Schiffsverkehrs verbessert; seit 2000 verbindlicher Standard der Internationalen Seeschifffahrts-Organisation (IMO); seit 2016 auch auf bestimmten Binnenschifffahrtsstraßen (DE) und Schiffsgrößen verpflichtend; generell nicht verpflichtend für sog. Kleinfahrzeuge, darunter auch Sportboote
Bootsstationierungsanlage	BoStA	Anlagen und Vorrichtungen, die der Bereitstellung und dem Betrieb von Liegeplätzen für stillliegende Wasserfahrzeuge dienen, einschließlich der funktionell und zugleich räumlich zugehörigen Infra- und Suprastruktur
Deutscher Motoryachtverband e. V.	DMYV	Dachverband für den motorisierten Wassersport; Interessenvertretung auf allen Ebenen sowie die Förderung des Motorboot- und Yachtsports in sämtlichen Facetten; ca. 500 Mitgliedsvereine und mehrere Tausend Einzelmitglieder
Deutscher Seglerverband e. V.	DSV	Zusammenschluss der deutschen Segel- und Surfvereine, der Landesseglerverbände und der Klassenvereinigungen, über 1.200 Vereine und circa 180.000 Vereinsmitgliedern
DPSIR-Modell	DPSIR	steht für Driver–Pressure–State–Impact–Response; stellt mit Hilfe von fünf Kategorien Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen anthropogenen Aktivitäten und ihren ökologischen und sozioökonomischen Folgen her
Fahrgastschiff		ein Wasserfahrzeug, das für mehr als 12 Fahrgäste zzgl. der Mannschaft und des weiteren Personals zugelassen ist (vgl. Richtlinie 2013/53/EU (Sportbootrichtlinie))
Infrastruktur (einer BoStA)		nautisch wichtige Anlagen, Einrichtungen, Werkzeuge und Hilfsmittel, die für das sichere Ein- und Ausfahren, das Be- und Entladen, Betreten und Verlassen, Ein- und Auswassern sowie die sichere Unterbringung von Boot und Mannschaft erforderlich sind.
Mitigationsstrategie		Ansatz, der die negativen Folgen (hier: der Sport- und Fahrgastschifffahrt) gezielt abschwächen, reduzieren oder aufheben soll
Ökosystem(dienst)leistung (<i>ecosystem service</i>)	ESS	aus anthropozentrischer Sicht die Nutzen bzw. Vorteile, die Menschen für die eigene Existenz und ihr Wohlbefinden von Ökosystemen beziehen
Ökosystemfunktion (<i>ecosystem function</i>)	ESF	funktionale Phänomene innerhalb eines Ökosystems, die auf physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen und Wechselwirkungen zwischen den Prozessen beruhen
Reaktionsantwortsystem		Ökosystem-Komponente (Lebensraum, taxonomische Gruppe(n), Ökosystemfunktion), die als Reaktion auf einen bestimmten Belastungstyp mit einer spezifischen Änderung ihrer taxonomischen Zusammensetzung oder bestimmter ökosystemarer Funktionen reagiert ("Antwort")
Revier		ein bestimmtes Gewässer oder Teil eines Gewässers, auf dem es üblich und erlaubt ist, bestimmte Formen des Wassersports auszuüben, und das sich von anderen Revieren durch unterschiedliche nautische Anforderungen, gesetzliche Regelungen und/oder geographische Entfernung unterscheidet

Begriff	Abkürzung	Beschreibung
Scoping		Festlegung von Aufgaben- oder Untersuchungsumfängen in komplexen Planungs-, Management- und Herstellungsprozessen, u. a. bei der Umweltprüfung bestimmter Bauvorhaben (EU-Recht: Richtlinie 97/11/EG, Bundesrecht: § 15 UVPG, § 34 NatSchG)
sozial-ökologisches System	SES	voneinander abhängige und miteinander verbundene Systeme aus Mensch und Natur; der Mensch wird als Teil von Ökosystemen betrachtet, die er von der lokaler bis globaler Ebene formt, wobei er andererseits von der Fähigkeit dieser Systeme abhängt, Ökosystem(dienst)leistungen für das menschliche Wohlbefinden und die gesellschaftliche Entwicklung bereitzustellen
Sport- und Fahrgastschiff-fahrt	SFS	Siehe: Sportboot, Fahrgastschiff
Sportboot		ein ☞Wasserfahrzeug, das zu Sport- oder Erholungszwecken verwendet wird, unabhängig von der Antriebsart, sofern bestimmte Abmessungen oder zulässige Personenzahlen nicht überschritten werden, jedoch unter Ausschluss von Wassermotorrädern; die Abmessungen richten sich nach der Richtlinie 2013/53/EU (Sportbootrichtlinie), die zulässigen Personenzahlen nach §2 Abs. 1 Satz 1 der See-Sportbootverordnung vom 29. August 2002 (BGBl. I S. 3457), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 3. März 2020 (BGBl. I S. 412) geändert worden ist"
Suprastruktur (einer BoStA)		Anlagen, Einrichtungen, Hilfsmittel usw., die über die Infrastruktur hinaus dem Komfort, der Freizeitgestaltung, Geselligkeit und Unterhaltung, der Gastronomie und Hotellerie und der Anbindung an den umliegenden Verkehrs- und Siedlungsraum dienen und dabei häufig nicht nur den Hafentliegern, sondern auch einem breiten (landseitigen) Publikum zur Verfügung stehen
Träger öffentlicher Belange	TÖB	Verwalter öffentlicher Sachbereiche, insbesondere Behörden, die laut Gesetz bei bestimmten (Bau-)Vorhaben angehört und einbezogen werden; Umweltverbände sind formal keine Träger öffentlicher Belange, werden von den Planungsbehörden jedoch wie diese behandelt
Treibhausgase	THG	anthropogene Treibhausgase des Kyoto-Protokolls 1997 (v. a. Kohlendioxid, Methan, Distickstoffoxid, verschiedene fluorierte Gase)
Wasserfahrzeug		bewegter Schwimmkörper, der für die Fortbewegung von Menschen, Gütern oder spezieller Ausrüstung unter Wasser (Unterwasserfahrzeuge) oder auf der Wasseroberfläche (Wasserfahrzeuge i.e.S.) bestimmt ist; darin sind nicht enthalten „Bodeneffektfahrzeuge“ und „schwimmendes Gerät“, weiterhin sog. unbemannte Schiffs- bzw. Bootsmodelle, Tauch-Roboter u. a.
Wassertourismus		alle Tourismusangebote, in denen das offene Meer, Küstengewässer, Seen, Flüsse und Kanäle die natürliche Grundvoraussetzung für Tourismusaktivitäten darstellen (Wasserwandern, Segeln, Motorbootfahren, Bootschartering, Surfen, Wasserski, Tauchen, Angeln/Fischen, Rafting, Canyoning Fahrgastschiffahrt, Flusskreuzschiffahrt, Hochseekreuzschiffahrt, Fährschiffahrt, Traditionsschiffahrt)

Kapitel 2

Sport- und Freizeitschiffahrt: Rechtsrahmen, sozioökonomische Eckdaten und Entwicklungstrends

Darshan Neubauer¹, Ralf Köhler¹



Bootsverkehr auf dem Röblinsee im nördlichen Brandenburg. (Foto: Darshan Neubauer)

Übersicht

Motorisierte Sport- und Freizeitschiffahrt haben in den letzten Jahrzehnten einen stetigen Zuwachs erlebt. Eine Fortsetzung dieses Trends ist absehbar und erfordert u. a. die Aufmerksamkeit von Politik und Umweltforschung sowie der Wasserwirtschafts- und Naturschutzbehörden, um diese Entwicklung möglichst umweltverträglich steuern zu können. In diesem Kapitel werden die rechtlichen Rahmenbedingungen für den motorisierten Wassersport und die aktuellen Entwicklungstrends in der Freizeitschiffahrt unter besonderer Berücksichtigung der brandenburgischen Gewässer dargestellt. Dazu wurden u. a. Daten zum Bootsbestand und zur Bootsstruktur erhoben, das Verkehrsaufkommen an Schleusen ausgewertet und eine Befragung an Marinas und Sportboothäfen durchgeführt. Ziel der Auswertung war es, aus diesen unterschiedlichen Datensätzen und Perspektiven ein Bild der aktuellen Situation der Sport- und Freizeitschiffahrt zu zeichnen und mögliche Defizite und Datenlücken zu identifizieren. Aus diesen Erkenntnissen wurden Handlungsempfehlungen abgeleitet, um diese Datenlücken zu schließen und strukturelle Defizite zu beheben, damit zukünftige Entwicklungen frühzeitig erkannt und gesteuert werden können. Nur durch eine stärkere Regulierung und Kontrolle der Sport- und Freizeitschiffahrt kann eine nachhaltigere Nutzung der Gewässer und ein besserer Schutz vor den ökologischen Auswirkungen des motorisierten Wassersports erreicht werden.

Handlungsempfehlungen

Einige der wichtigsten Handlungsempfehlungen, die sich aus diesem Kapitel ergeben, sind:

- Die Einführung eines **zentralen Bootsregisters** für alle kennzeichenpflichtigen Boote nach dem Vorbild des Zentralen Fahrzeugregisters für Kraftfahrzeuge.
- Die Einführung einer **Bootssteuer**, welche sich nach Bootsgröße, Motorleistung und Abgasnorm bemisst. Diese soll als Kompensationsinstrument zur Teilfinanzierung von Gewässerunterhaltung, Schleusenwartung sowie Gewässerrenaturierung und für ökologische Aufwertungsmaßnahmen dienen.
- Regelmäßige **technische Untersuchungen und Prüfungen der Abgaswerte** aller kennzeichenpflichtigen Boote.
- **Vereinheitlichung der Fahrgeschwindigkeiten** auf Brandenburger Gewässern und Verankerung eines **verbesserten Schutzes der Uferandzonen** und der **aquatischen Pflanzenbestände** in den Schifffahrtsgesetzen.
- Die Einführung eines **digitalen Liegeplatzkatalogs**, das öffentlich zugänglich ist und als Geodaten heruntergeladen werden kann.
- Konzepte und Strategien für die **Anpassung der Freizeitschiffahrt und des Wassersporttourismus an Niedrigwasserphasen** weiter ausbauen.

¹ Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU), Abteilung W2: Wasserwirtschaft; Referat W26: Gewässerentwicklung und Moorschutz.

EINLEITUNG

Das Empfinden, dass schnellere Sportboote, größere Motoryachten und bequemere Hausboote zunehmend das Verkehrsbild auf Gewässern dominieren, scheint bei einer breiten Öffentlichkeit Konsens zu sein. In diversen Presseartikeln, Berichten oder Strategiepapieren der Boots- und Tourismusbranche ist immer wieder zu lesen, dass der motorbetriebene Wassersport und die Freizeitschiffahrt *boomen*. Doch was bedeutet dieser „Boom“ in Zahlen und an welchen Daten und Statistiken lässt es sich erkennen? Was ist über die Entwicklung, den Bootsbestand und die Struktur der Bootsflotte bekannt, und wo gibt es noch Lücken in der Erfassung von wichtigen Daten und Informationen rund um die Sport- und Freizeitschiffahrt? Die Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschiffahrt e.V. (FVSF), eine gemeinnützige Einrichtung des Bundesverbandes Wassersportwirtschaft e.V. (BVWW) mit der Aufgabe, wissenschaftliche Forschung zum Nutzen des Wassersports anzuregen und durchzuführen, erkannte den hohen Informations- und Wissensbedarf in diesem Bereich und gab seit 2008 mehrere Studien zu den Strukturen im Bootsmarkt in Auftrag. Doch was hat sich seitdem geändert und was ist der jetzige Stand der Entwicklungen in der Sport- und Freizeitschiffahrt? Dieses Kapitel stellt die wichtigsten rechtlichen Rahmenbedingungen, sozioökonomischen Eckdaten und Entwicklungstrends dar und zielt darauf ab, die Bootstruktur und Bootsflotte, insbesondere für die Region Berlin-Brandenburg, zu charakterisieren und aktuelle Entwicklungstrends abzuleiten. Zu diesem Zweck wurden zum einen Ergebnisse aus früheren Studien herangezogen und zum anderen eine Vielzahl weiterer Daten und Indikatoren erhoben, um ein möglichst breites und differenziertes Bild zu erhalten.

METHODIK

Zahlreiche Gesetze auf Bundes- und Landesebene bilden die rechtliche Grundlage zur Regelung der Sport- und Freizeitschiffahrt sowie der Infrastruktur am und auf dem Wasser. Die Vielzahl an unterschiedlichen Gesetzgebungen, Verordnungen, Erlasse und diversen Rechtsprechungen führt zu einem komplexen rechtlichen Geflecht, mit der Folge, dass es zu Diskrepanzen in der Auslegung, Einhaltung oder dem Vollzug der geltenden Rechtsvorschriften kommen kann. So kann es am oder auf dem Wasser zu unterschiedlichen Konfliktlagen durch die Nutzung des Gewässers oder der Uferbereiche kommen. Die Zuständigkeiten der verschiedenen Behörden für

unterschiedliche Aufgabenbereiche (Genehmigungen von Steganlagen, Zulassungen von Booten, Ahndung von Ordnungswidrigkeiten, usw.) wurden in diesem Kapitel aufgearbeitet und zusammengefasst. Zusätzlich wurden auch bilaterale Gespräche mit Mitarbeiter*innen von Landkreisverwaltungen (Untere Wasser- und Naturschutzbehörden), Wasserschutzpolizei und Wassersportverbänden geführt, um die Problematik aus Nutzer-, Anwendungs- und Vollzugsperspektive zu beleuchten. Aufgrund der Komplexität der rechtlichen Rahmenbedingungen ist es in vielen Fällen nur durch eine Einzelfallprüfung möglich, den Sachverhalt adäquat zu erfassen und aus ökologischer Sicht zu bewerten.

Um sich eine Übersicht des Bootsbestands und der Entwicklung des motorisierten Wassersports in Brandenburg zu verschaffen, wurden sowohl die Ergebnisse früherer Studien herangezogen als auch Daten bei den verantwortlichen Behörden und Verbänden erfragt. Das Ziel war es, nicht nur den aktuellen Bootsbestand zu erfassen und dessen Struktur zu beschreiben, sondern auch mögliche Entwicklungen zu erkennen. Mit diesem Ziel wurden Daten über die Registrierung von Sportbooten, den Schleusenverkehr und den Liegeplatzbestand erhoben. Während die Registrierung von Sportbooten und Liegeplätzen als Indikator für den statischen oder stillliegenden Bootsbestand dienen kann, liefern Daten von Schleusungen ein dynamisches Bild des Bootsverkehrs in unterschiedlichen Wassersportrevieren. Des Weiteren wurde eine Umfrage an Marinas und Sportboothäfen in Berlin und Brandenburg durchgeführt. Diese hatte vorrangig zum Ziel, Entwicklungstrends und ökologische Aspekte im Wassertourismus- und Wassersportsektor aus der Perspektive der Betreiber*innen zu beleuchten. Ein Vergleich dieser unterschiedlichen Daten und Indikatoren ist erforderlich, um eine differenzierte Charakterisierung des Bootsbestandes und der Bootsstruktur zu ermöglichen sowie sozioökonomische Entwicklungstrends in der Freizeitschiffahrt zu identifizieren.

Um eine Größenordnung der in Berlin und Brandenburg zugelassenen Motorboote zu erhalten, wurde eine Anfrage an alle Meldestellen gesendet. In der Anfrage wurde um Daten des aktuellen Bootsbestands, also der Anzahl an gemeldeten kennzeichnspflichtigen Booten, sowie des Bootsbestands der Vorjahre gebeten. Zusätzlich wurden die Bootstypen, Bootslängen, Motorleistungen und sonstige technische Daten erfragt. Einen weiteren wichtigen Indikator, um den Bootsverkehr bestimmter Regionen erfassen und beschreiben zu können, stellen Da-

ten zum Schleusenbetrieb dar. Daten und Informationen zum Schleusenverkehr wurden bei den jeweils verantwortlichen Schleusenbetreibern erfragt.

Der Fragebogen an Marinas unterteilte sich in drei Abschnitte. Im ersten Abschnitt wurden Fragen zum Bootsbestand, zur Bootsstruktur, zur Ausstattung und zur Auslastung der Marinas gestellt. Im zweiten Abschnitt ging es darum, die Entwicklungen und zukünftigen Perspektiven der Freizeitschifffahrt und des motorisierten Wassersports aus Sicht der Betreiber*innen zu bewerten. Der dritte Abschnitt zielte darauf ab, eine Einschätzung von Marinas und Sportboothäfen über Klima- und Umweltschutzaspekte in Zusammenhang mit der Freizeitschifffahrt zu erhalten. Der Fragebogen wurde als ausfüllbare PDF-Datei erstellt und an 102 Marinas und Sportboothäfen in der Region Berlin-Brandenburg verschickt. Bei den meisten Fragen handelte es sich um Multiple-Choice-Fragen, jedoch gab es auch an vielen Stellen die Option, die Antworten mit zusätzlichen Anmerkungen oder Erläuterungen zu erweitern. Bei Multiple-Choice-Fragen wurde die PDF-Datei so formatiert, dass jeweils nur eine der verschiedenen Optionen ausgewählt werden konnte, um mehrfach Antworten auszuschließen, die für die Auswertung als ungültig gegolten hätten. Andere Fragen haben die Möglichkeit geboten, bis zu drei Antworten anzukreuzen und diese zu priorisieren (Platz 1-3). Für die Auswertung der Fragen wurden Punkte vergeben (1. Priorität: 3 Punkte; 2. Priorität: 2 Punkte; 3. Priorität: 1 Punkt) und die Summe der Punkte, die eine Antwort erhalten hat als Prioritätenindex dargestellt.

ERGEBNISSE

Rechtlicher Rahmen

Die für die Sport- und Freizeitschifffahrt wichtigsten Gesetze und Verordnungen auf Bundesebene sind das Bundeswasserstraßengesetz (**BWaStrG**), das Binnenschifffahrtsgesetz (**BinSchG**), die Binnenschifffahrtsstraßenordnung (**BinSchStrO**) und die Sportbootführerscheinverordnung (**SpFV**). Darüber hinaus spielen eine Vielzahl weiterer Gesetze wie beispielsweise das Wasserhaushaltsgesetz (**WHG**), das Bundesnaturschutzgesetz (**BNatSchG**) oder das Baugesetzbuch (**BauGB**) eine wichtige Rolle, etwa im Zusammenhang mit der begleitenden Infrastruktur oder der Unterhaltung der Wasserstraßen und bezüglich des ökologischen Zustands der Gewässer und anderer Entwicklungsziele.

Das **BWaStrG** regelt die Nutzung und den Ausbau der Bundeswasserstraßen in Deutschland. Es stellt

die Grundlage für die Verwaltung und den Betrieb von Wasserstraßen sicher, die dem Bund gehören und von ihm verwaltet werden. Zu den wichtigsten Regelungen des **BWaStrG** gehören:

- **Zuständigkeit und Verwaltung:** Legt fest, dass der Bund für die Bundeswasserstraßen zuständig ist, während die Bundesländer in der Regel für die Landesgewässer verantwortlich sind. Es definiert die Rolle des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes (WSA) als zuständige Behörde für den Betrieb und die Verwaltung der Bundeswasserstraßen.
- **Ausbau und Unterhaltung:** Definiert, wie die Bundeswasserstraßen ausgebaut, erhalten und modernisiert werden sollen, um den Anforderungen der Schifffahrt gerecht zu werden. Es regelt den Ausbau von Schifffahrtswegen, die Instandhaltung von Schleusen und Brücken und andere Infrastrukturmaßnahmen.
- **Betriebsregelungen und Verkehrssicherheit:** Es enthält Bestimmungen über den sicheren Betrieb von Wasserstraßen und die Organisation des Schiffsverkehrs, insbesondere auch die Verwaltung und Sicherstellung der Schifffahrtszeichen (z. B. Bojen, Leuchttürme) und die Regelung von Gefahrenquellen.
- **Verwaltung der Wasserstraßen:** Das **BWaStrG** regelt auch, wie die Nutzung der Bundeswasserstraßen durch Schiffe organisiert wird, z. B. durch die Festlegung von Verkehrsregeln und Sicherheitsvorkehrungen für den Schiffsbetrieb.

Das **BinSchG** regelt die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Schifffahrt auf Binnengewässern. Es legt die rechtlichen Grundsätze für die Schifffahrt auf Binnengewässern fest und definiert allgemeine Rahmenbedingungen wie die Zulassung von Schiffen, Haftungsfragen, Sicherheitsvorschriften und die Rechte und Pflichten der Schifffahrtsunternehmen sowie der Besatzung. Es gilt für alle Binnenschifffahrtsstraßen in Deutschland und betrifft u. a. folgende Bereiche:

- **Schiffsverkehr und -betrieb:** Das **BinSchG** beinhaltet Regelungen zur Nutzung der Binnengewässer durch Schiffe, einschließlich Vorschriften zur Sicherheit, zur Schiffsführung und zu den Anforderungen an Schiffsführer und Besatzung.
- **Zulassung und Registrierung von Schiffen:** es regelt, welche Anforderungen ein Schiff erfüllen muss, um auf Binnengewässern fahren zu

dürfen (z. B. technische Anforderungen, Ausrüstungsvorschriften) und legt Vorschriften zur Registrierung und Kennzeichnung von Schiffen fest.

- Sicherheitsvorschriften und Überwachung: das Gesetz enthält Bestimmungen zur Überwachung des Schiffsverkehrs durch die zuständigen Behörden, wie WSA sowie Regelungen zur Unfallverhütung und Umweltschutzmaßnahmen.
- Haftung und Versicherungen: Haftungsfragen im Zusammenhang mit Schäden durch Binnenschifffahrt, z. B. bei Unfällen oder Umweltverschmutzungen, sind im BinSchG festgelegt.

Das BinSchG und die BinSchStrO sind zentrale Regelwerke für die Binnenschifffahrt in Deutschland. Sie unterscheiden sich jedoch in ihrer Funktion, ihrem Anwendungsbereich und ihrem Inhalt. Das BinSchG bildet die rechtliche Grundlage für die Binnenschifffahrt, während die BinSchStrO eine darauf aufbauende, praxisorientierte Verordnung ist, die den Schiffsverkehr auf Bundeswasserstraßen konkret regelt. Sie enthält allgemeine Verkehrsregeln, wie Vorschriften zum Fahrverhalten, Vorfahrtsregelungen sowie Vorgaben für das Überholen und die Begegnung von Schiffen. Zudem beschreibt sie die Verwendung von Verkehrszeichen und Schifffahrtszeichen, die den Verkehr auf den Wasserstraßen steuern. Ein weiterer wichtiger Bereich der BinSchStrO sind spezifische Regelungen für Schleusen, Brücken, Fahrwasser und Fahrrinnen, einschließlich der Vorfahrtsrechte und der Nutzung dieser Zonen. Die Verordnung deckt auch Sicherheits- und Umweltschutzaspekte, indem sie Vorschriften zur Ladungssicherung, zum Umgang mit Gefahrgut und zur Vermeidung von Gewässerverschmutzung festlegt. Zudem regelt sie das Verhalten bei besonderen Verkehrslagen, wie Hochwasser, Niedrigwasser, Eisgang oder Unfällen, und gibt Anweisungen zur Verkehrsführung in solchen Situationen.

Die **SpFV** regelt die Voraussetzungen und Anforderungen für den Erwerb eines Sportbootführerscheins. Dieser Führerschein ist notwendig, um bestimmte Sportboote auf Binnen- oder Seeschifffahrtsstraßen zu führen. Die Verordnung definiert die Qualifikationen, die Führerscheinarten sowie die Prüfungsvorschriften, um sicherzustellen, dass Sportbootführer*innen über die notwendigen Kenntnisse und Fähigkeiten verfügen. Die SpFV behandelt Themen wie Führerscheinpflicht und Führerscheinbefreiung, Voraussetzungen zum Fahren eines Sportbootes (z. B. Mindestalter) sowie Prüfungen

und Qualifikationen für Sportbootführer*innen. In der SpFV wird festgelegt, dass für Boote mit einer effektiven Motorleistung von mehr als 15 PS (11,03 kW) ein Sportbootführerschein erforderlich ist. Im Umkehrschluss sind Sportboote bis zu einer Motorleistung von 15 PS laut SpFV Führerscheinfrei.

In Brandenburg regelt die **Landesschifffahrtsverordnung (LSchiffV)** den Schiffsverkehr auf den Landesgewässern. Im Gegensatz zu Bundesregelungen (BWaStrG, BinSchG, usw.), die für Bundeswasserstraßen gelten, gilt die LSchiffV ausschließlich für Gewässer, die in die Zuständigkeit des Landes Brandenburg fallen. Sie legt Verkehrsregeln für die Nutzung dieser Gewässer, einschließlich Geschwindigkeitsbegrenzungen, Vorfahrtsregelungen und Vorschriften für ökologische Schutzgebiete fest. Darüber hinaus finden sich Regelungen für den Betrieb von Freizeitbooten (Kleinfahrzeuge), Fahrgastschiffen, kommerziellen Wasserfahrzeugen und anderen Verkehrsteilnehmern. Die LSchiffV hat zum Ziel, spezifische Anforderungen der brandenburgischen Gewässer (z. B. ökologische oder touristische Aspekte) zu berücksichtigen. So sind beispielsweise manche Gewässer für motorisierten Verkehr komplett gesperrt oder haben Sonderregelungen, wie etwa, dass nur Fahrgastschiffe fahren dürfen. Die LSchiffV ergänzt somit die bundesweiten Regelungen, indem sie speziell auf die Landesgewässer Brandenburg zugeschnitten ist.

Im Jahr 2019 ist in Brandenburg die **Brandenburgische Elektro-Motorbootverordnung (BbgEMV)** in Kraft getreten, die der Erweiterung des Gemeingebrauchs auf nicht schiffbaren Gewässern für Elektro-Motorboote dient. Diese Verordnung regelt den Gemeingebrauch im Sinne des Brandenburgischen Wassergesetzes an oberirdischen stehenden, nicht schiffbaren Gewässern durch das Befahren mit Kleinfahrzeugen, die mit elektromotorischer Antriebskraft betrieben werden. Als Kleinfahrzeuge gelten solche mit einer Wasserverdrängung bis zu 1500 kg und einer Motorleistung bis zu einem Kilowatt. Die BbgEMV gilt somit für alle Gewässer in Brandenburg mit Ausnahme der Gewässer, die sich in Naturschutzgebieten befinden oder auf denen das Befahren (auch mit Elektromotorbooten im Sinne der BbgEMV) verboten ist.

Seenkulisse Berlin-Brandenburg

Brandenburg ist das seenreichste Bundesland in Deutschland. Betrachtet man nur Seen und Flusseen mit einer Fläche von mindestens 5 ha, ergibt sich für Berlin und Brandenburg eine Anzahl von ca. 1.354 Seewasserkörpern mit einer Gesamtfläche von etwa

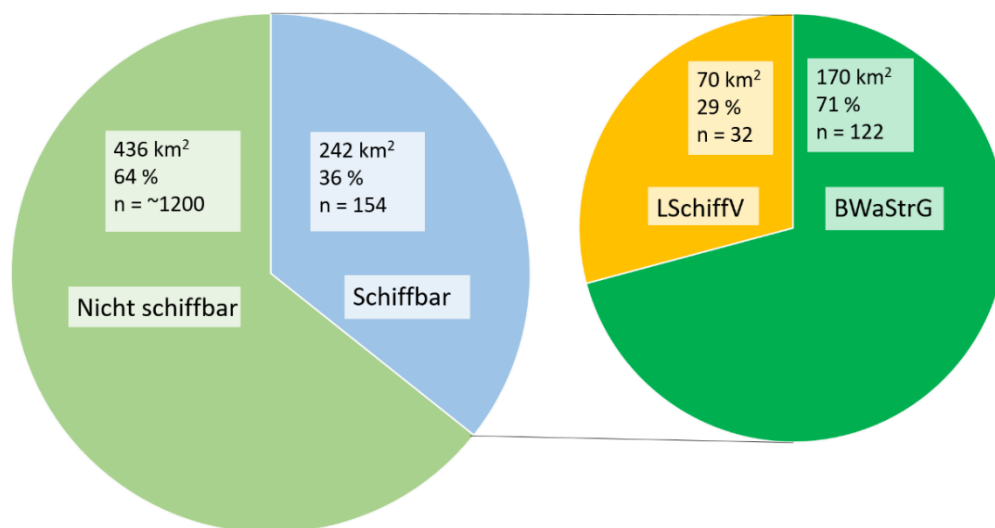


Abbildung 1:

Verteilung der Fläche schiffbarer und nicht-schiffbarer Seen (>5 ha) in Berlin und Brandenburg (links) sowie an Bundes- und Landeswasserstraßen der schiffbaren Seen (rechts)

678 km². Wegen Ungenauigkeiten bei Seeflächendaten musste die Anzahl nicht schiffbarer Seen > 5 ha geschätzt werden. Die Anzahl der schiffbaren Seen beziffert sich auf 154 Wasserkörper und nimmt mit rund 242 km² etwa 36% der gesamten Wasseroberfläche ein (Abbildung 1). Das schiffbare Gewässernetz in Brandenburg teilt sich in Bundeswasserstraßen und schiffbare Landesgewässer auf. Hinzu kommen Seen, welche darüber hinaus gemäß brandenburgische BbgEMV befahrbar sind. Bundeswasserstraßen bezeichnen schiffbare Gewässer, welche sich im Eigentum des Bundes befinden. Die Anforderungen an die Schifffahrt auf Bundeswasserstraßen werden durch das BWaStrG und BinSchG geregelt. Die Verwaltung der Bundeswasserstraßen liegt in der Zuständigkeit der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) und wird in Berlin und Brandenburg durch das WSA Oder-Havel (Eberswalde) und WSA Spree-Havel (Berlin) ausgeübt. Schiffbare Landesgewässer sind landeseigene oder kommunale Gewässer, auf denen die Schifffahrt durch die brandenburgische LSchiffV geregelt wird. Zuständig für den Verkehr und die Schifffahrt auf Landesgewässern ist das brandenburgische Landesamt für Bauen und Verkehr (LBV): Umsetzung der LSchiffV sowie der Landeshafenverordnung (LHafenV).

In Berlin und Brandenburg gibt es 154 schiffbare Seen, wovon 122 Bundeswasserstraßen und die restlichen 32 schiffbar im Sinne der berliner und brandenburgischen LSchiffV sind (Abbildung 1). Von der Gesamtfläche der schiffbaren Brandenburger Seen und Flusseen sind somit 170 km² (71%)

Bundeswasserstraßen und 70 km² (29%) Landeswasserstraßen. Viele Seen, auch solche, die für die Schifffahrt freigegeben sind, liegen ganz oder teilweise in Schutzgebieten oder grenzen an solche an. Von der gesamten Fläche schiffbarer Seen in Berlin und Brandenburg liegen 16% in Fauna-Flora-Habitate (FFH) und 18% in Vogelschutzgebieten (SPA). In manchen Fällen gehen Schutzgebiete lediglich bis zur Grenze eines Wasserkörpers, somit liegt der Uferbereich in einem geschützten Gebiet, während die Wasserfläche nicht mehr dazu gehört. Berücksichtigt man dies, indem ein Pufferbereich von 25m festgelegt wird, so sind 23% der Uferbereiche schiffbarer Gewässer FFH-Gebiete und 15% SPA-Gebiete.

Stand und Übersicht der Wassersportwirtschaft

Die Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschifffahrt e.V. (FVSF) veröffentlichte 2008 eine Studie mit dem Titel „Strukturen im Bootsmarkt“ ([5]). 2016 und 2023 folgten die „Updates“, also Nachfolgestudien mit der gleichen Methodik und Systematik aber mit jeweils aktualisierten Daten, u. a. zu marktwirtschaftlichen und demographischen Aspekten, die die Strukturen im Bootsmarkt beeinflussen ([6]; [7]). Diese Studien liefern gute Einblicke in technische und wirtschaftliche Aspekte der bundesweiten Bootsflotte und in demographische Strukturen der Bootseigentümer*innen. In diesem Teilkapitel werden nur die für das Projekt wich-

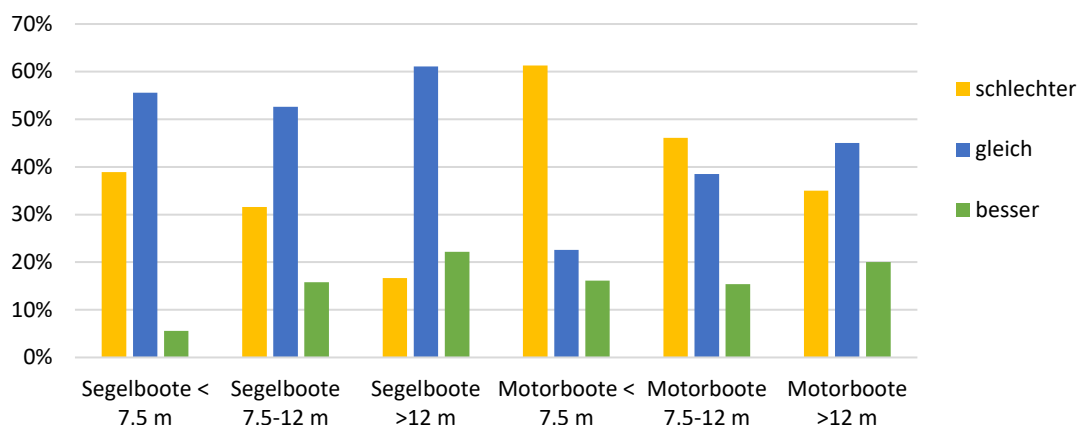


Abbildung 2:

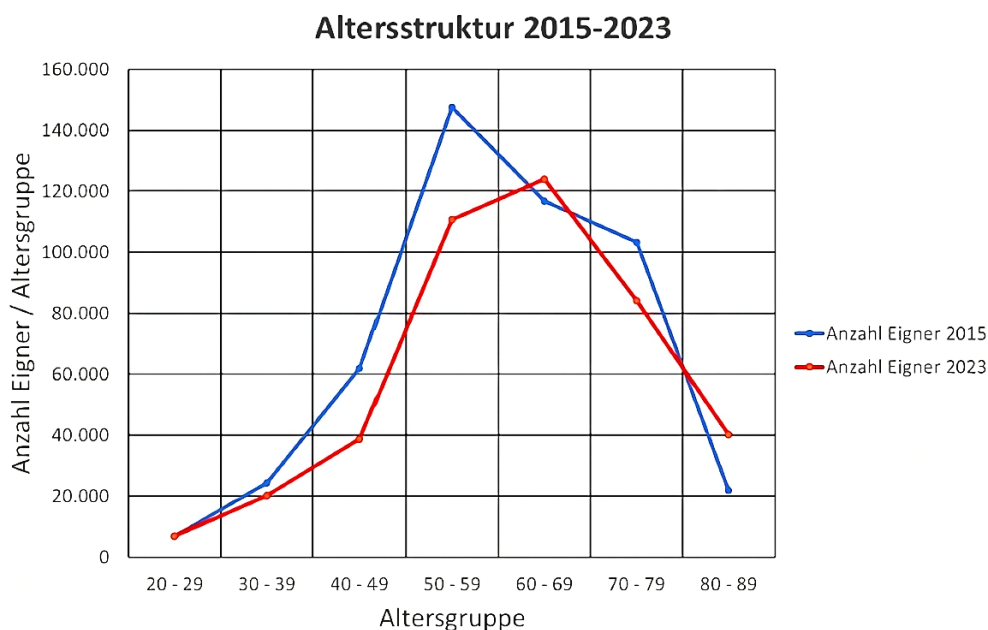
Nachfrage einzelner Bootstypen und -längen im Jahr 2022 im Vergleich zu den Vorjahren (Quelle: Bundesverband Wassersportwirtschaft; Pressemeldung 03.01.2023 – „Wassersport liegt voll im Trend“)

tigsten Ergebnisse und Kernaussagen zusammengefasst. Da die hier zitierten Berichte jedoch sehr ausführlich sind, empfiehlt sich für umfassendere Informationen zu marktwirtschaftlichen Aspekten diese direkt zu lesen.

Dass die Sport- und Freizeitschiffahrt, neben dem ökologischen Blickwinkel, auch wichtige gesellschaftliche und sozioökonomische Aspekte mit sich bringt, die in der Diskussion um die Entwicklung und Zukunft dieser Branche nicht unberücksichtigt bleiben sollten, zeigt eine Pressemeldung des Bundesverband Wassersportwirtschaft e.V. ([3]). Unter dem Titel „Wassersport liegt voll im Trend“ veröffentlicht der BVWW jedes Jahr eine kurze Zusammenfassung der Entwicklungen des Vorjahres, sowie eine Prognose für das kommende Jahr. Nach dem Jahr 2021, welches für die Wassersportindustrie infolge der Corona-Pandemie wie ein „Booster“ wirkte und die Wassersportbranche mit steigender Nachfrage in allen Segmenten aufblühen ließ, sorgte das Jahr 2022 mit dem Ausbruch des Ukrainekrieges und dessen weitreichenden Auswirkungen, u. a. für Wirtschaft und Energieversorgung, für große Ungewissheit bei der Wassersportbranche. Doch trotz einer Inflationsrate von ca. 8 % Ende 2022, der höchsten seit der Wiedervereinigung, welche sich unmittelbar auf die Kaufkraft auswirkte und Vermögen entwertete, waren die Auftragsbücher der Werften für die nächsten 18 Monate gefüllt und der „Wassersportboom“ hielt an. Die Wassersportbranche kam wieder mit einem „kleinen Veilchen“ durch diese neue Krise hindurch, so der BVWW ([3]). Ein genauerer Blick in die Aufträge und Verkäufe einzelner Bootsklassen liefert jedoch interessante Einblicke: Je größer die Boote, umso stabiler die Nachfrage (Abbildung 2). Die Geschäftslage für Segelboote mit einer Länge von über 12 Metern wird von 63 Prozent

der BVWW-Mitglieder als besser (22 %) oder zumindest auf dem Niveau des sehr guten Vorjahres (41%) bewertet. In der Kategorie zwischen 7,5 und 12 Metern zeigt sich eine ähnliche Tendenz, wenngleich mit einer leicht schwächeren Ausprägung: 69 % der Befragten gaben an, dass sich ihre Geschäftslage auf dem Niveau des Vorjahres befindet (53 %) oder sie eine Zunahme der Nachfrage prognostizieren (16 %). Bei Segelbooten unter 7,5 Metern beobachtet die Branche jedoch einen Rückgang der Nachfrage. Auch bei Motorbooten wird die Einstiegerklasse unter 7,5 Metern Länge mit 61% schlechter bewertet als im Vorjahr. Die größte Klasse (ab 12 Metern Länge) hingegen liefert die beste Nachfrage: 45 % bestätigen mindestens ein gleich gutes Ergebnis wie 2021, 20 % sogar ein besseres. Auch in Gesprächen mit Motorboot- und Yachtenbauern auf der Bootsmesse „Boot & Fun 2024“ in Werder Havel bestätigt sich dieses Bild: Je höher die Preisklasse der Boote, umso konstanter ist die Nachfrage trotz wirtschaftlicher Schwankungen durch Krisen oder Rezessionen.

Die Gründe für diese gesplante Entwicklung liegt laut BVWW auf der Hand: Das klassische Einstiegerprofil, also diejenigen, die sich im Regelfall die kleineren Segel-/Motorbootklassen leisten könnten, verfügen nicht über große finanzielle Mittel und gehen in ungewissen Zeiten (Corona-Pandemie, Ukrainekrieg) vorsichtiger mit dem angesparten Kapital um (Verzicht auf Neuanschaffung). Menschen, die jedoch über ein höheres Vermögen verfügen, gehen offensichtlich der Entwertung durch die Inflation aus dem Weg und können sich eine Investition in eine (Segel-)Yacht der höheren Preisklasse leisten ([3]). Dies könnte auch die beobachtete Verschiebung des Bootsalters zwischen 2016 und 2023 erklären ([6][7]). Im Vergleich zu den Daten von 2016 fiel

**Abbildung 3:**

Verteilung der Anzahl von Booteigentümer*innen nach Altersgruppen von 10 Jahren. (Mell et al., 2023)

auf, dass die früher besonders stark vertretenen älteren Baujahrguppen, im Bestand von 2023 nur noch etwa halb so stark vertreten waren. Stattdessen zeigte sich 2023 ein sehr starkes Interesse an moderneren Booten der Baujahre 2010-2023, insbesondere an Motorbooten. Die älteren und günstigeren Baujahre, die für Einsteiger oder Haushalte mit begrenzten finanziellen Spielräumen attraktiver sein dürften, gehen im Bestand zurück, während modernere und in der Anschaffung teurere Boote beliebter werden.

Dass die Kundschaft der Sport- und Freizeitschifffahrt im Allgemeinen eher zur Bevölkerung mit überdurchschnittlich hohem Einkommen gehört, dürfte nicht überraschen. Dies wurde jedoch auch durch eine Marktstudie des Instituts für innovative Tourismus- und Freizeitwirtschaft der Jade Hochschule Wilhelmshaven im Auftrag des BVWW belegt ([4]). Während das durchschnittliche monatliche Nettoeinkommen aller privaten Haushalte in Deutschland bei 3.900 EUR liegt, beträgt es bei den befragten Wassersportlern 5.000 EUR pro Monat. Fast 25 % der Befragten gaben sogar ein monatliches Nettohaushaltseinkommen von mehr als 7.000 EUR an. In Anbetracht der hohen Unterhaltungskosten u. a. für Liegeplatz, Winterlager, Reparatur und Pflege wird es ersichtlich, dass der Besitz eines Bootes ab einer bestimmten Länge der finanziell gut gestellten Bevölkerungsschicht vorenthalten bleibt. So werden laut der obiger Marktstudie die mittleren jährlichen Kosten für Liegeplatz und Winterlager auf etwa 220

EUR/m für die Bootsklasse bis 10 m Länge geschätzt. Insbesondere für größere Yachten können hierfür auch Kosten bis 10.000 EUR/Jahr entstehen. Für Reparatur und Pflege variieren die mittleren jährlichen Ausgaben auch in Abhängigkeit der Bootslänge zwischen ca. 500 und 1.000 EUR für kleinere Sportboote (bis 6 m Länge) und 1.500 bis 2.200 EUR für Motor- und Segelyachten mit 10 m Länge. Für Boote über 10 m Länge können die jährlichen Kosten für den Unterhalt auf 4.000-10.000 EUR steigen. Für eine 8 m lange Motoryacht, welche die am meisten vertretene Bootskategorie darstellt, sind somit im Mittel Kosten um 3.000 bis 4.000 EUR jährlich für Liegeplatz und Wartung zu erwarten.

Dass es nicht in jeder Lebensphase gleich wahrscheinlich ist, ein Boot zu besitzen bzw. sich ein Boot leisten zu können, zeigt ein genauerer Blick in die Verteilung der Altersstruktur von Bootseigentümer*innen. Wenn die Bootseigentümer*innen in Altersgruppen von 10 Jahren eingeteilt werden, bilden die 60–69-Jährigen die stärkste Gruppe (Abbildung 3; [7]). Dies entspricht einer deutlichen Altersverschiebung im Vergleich zu den Daten von 2015. Damals bildeten 50–59-Jährige mit Abstand die stärkste Altersgruppe ([6]). Dass sich das Durchschnittsalter der Bootseigentümer*innen erhöht, ist ein Trend, der sich seit der ersten Studie 2008 kontinuierlich fortsetzt. 2008 lag das Durchschnittsalter noch bei 56 Jahren, 2015 bei 60 und letztlich 2023 bei 62 Jahren. Interessant ist auch der steile Anstieg von ca. 40.000 Bootseigentümer*innen der Altersklasse 40-49 auf

fast das Dreifache (ca. 110.000) in der Altersgruppe 50-59, ein weiterer Hinweis dafür, dass die meisten Menschen sich erst ab einem bestimmten Alter den Besitz eines Bootes leisten können. Dies scheint ab 50 Jahren und ohne Kinder im Haushalt viel wahrscheinlicher zu sein (80% der Bootseigentümer*innen geben an alleine oder nur mit einem anderen Erwachsenen auf dem Boot zu sein).

Mit Blick auf die Zukunft scheint die Branche der Sport- und Freizeitschiffahrt vor einem demographischen Problem zu stehen: Die „jüngeren“ Bootseigentümer*innen der Altersgruppen 31–45 und 46–60 werden kontinuierlich kleiner während in den Häfen zunehmend die Altersgruppen 61–75 und die der älteren Senioren mit über 76 Jahren dominieren (Abbildung 4). Dass dies für die Wassersportwirtschaft aus diversen Gründen keine erfreulichen Aussichten sind, sollte vielen bewusst sein. Die FVSF hat in ihren Forschungsberichten anhand von Daten des Statistischen Bundesamtes den jährlichen demographischen Schwund errechnet, also die Anzahl an Bootseigentümer*innen die altersbedingt jedes Jahr entfallen. Diese Hochrechnungen ergaben für den Zeitraum 2015-2023 einen Schwund von 78.000 Bootseigentümer*innen, im Mittel also ca. 9.800 Personen pro Jahr. Aus früheren Studien wurde eine empirische Neueinsteigerrate von etwa 1,0-1,2 % der männlichen Bevölkerung ermittelt. Die FVSF schätzt unter Berücksichtigung des veränderten Freizeitverhaltens der letzten Jahre durch die Corona-Pandemie eine jährliche Einsteigerrate von ca. 5.500 neuen Bootseigentümer*innen pro Jahr.

Für den Zeitraum 2015-2023 ergäbe dies ein Neueinstieg von 44.000 Eigner*innen mit erstem Boot. Abzüglich des demographischen Schwundes (ca. 78.000) würde dies einem Verlust von 34.000 Bootseigentümer*innen seit 2015 entsprechen, also eine jährliche Verlustrate von 4.300 Personen. Der Stand der Bootseigentümer*innen wird somit für 2023 auf insgesamt 448.000 Personen geschätzt. Dieser Wert liegt etwas unterhalb der Prognose aus dem Forschungsbericht von 2016, welche mit einer Einsteigerrate von 1,1% ein Gesamtwert von 450.000 Bootseigentümer*innen für das Jahr 2025 prognostizierte (Abbildung 4). Sollte sich dieser Trend weiter fortsetzen, so würde die Anzahl der Bootseigentümer*innen bis 2035 um etwa 63.000, auf einen Gesamtwert von 387.000, zurückgehen. Während der demographische Schwund mit geringer Abweichung prognostiziert werden kann, stellt die Neueinsteigerrate die größere Variable dar. Wie sich diese Rate in Zukunft entwickeln wird, dürfte von vielen Faktoren, u. a. wirtschaftlicher Lage, politischen Entscheidungen und nicht zuletzt von weiteren Krisen beeinflusst werden.

Bootsbestand und -struktur

Ein wichtiger Aspekt, um die ökologischen Auswirkungen des motorisierten Wassersports auf die Umwelt einordnen zu können, ist die Quantifizierung der Entwicklung der Freizeitschiffahrt und des Sportbootbestands. Dabei spielt nicht nur die Gesamtzahl der Boote eine wichtige Rolle, sondern auch die Struktur der Bootsflotte, also der Bestand der jeweiligen Bootstypen und weitere Faktoren wie

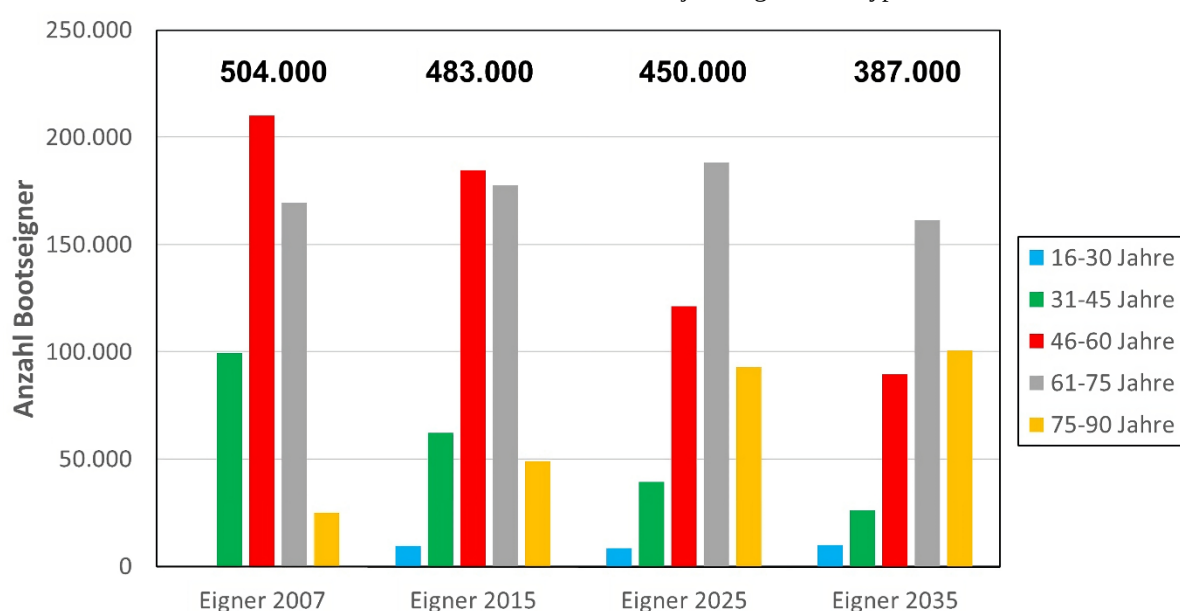


Abbildung 4:

Verteilung der Bootseigentümer*innen pro Altersgruppe und Prognose der Entwicklung bis 2035 unter Berücksichtigung einer Einsteigerrate von 1,1% (Mell et al., 2016)

Alter, Länge oder ggf. Motorleistung. Darüber hinaus wäre es auch wichtig für die Auswertung, den Bootsbestand nach Regionen oder Revieren unterteilen zu können, da sich die Bootsflotte der Nord- und Ostsee möglicherweise stark von der des internationalen Bodensees oder der Binnenreviere unterscheidet. Da es jedoch kein zentrales Melderegister für Sportboote gibt, erfordert diese Aufgabe das sehr aufwändige Zusammenführen verschiedener Datensätze oder das Hochrechnen anhand von Indikatoren oder Umfragen.

Die FVSF setzt sich in ihren Studien und Forschungsberichten intensiv mit dieser Thematik auseinander und erarbeitet eine Datengrundlage für den bundesweiten Bootsbestand, der wiederum auf politischer Ebene z. B. in die Studie „Wirtschaftliche Potenziale des Wassertourismus in Deutschland“ des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie ([2]) oder in den „Masterplan Freizeitschiffahrt“ des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur ([1]) einfließt. Dabei ist meistens von einer bundesweiten Größenordnung von 500.000 Segel- und Motorbooten die Rede, eine Schätzung die aus der ersten Mell-Studie [5]) stammt (504.000 private Bootseigner*innen). Diese Daten beziehen sich jedoch nur auf die private Sport- und Freizeitschiffahrt und schließen gewerblich genutzte Charterboote aus. Seitdem scheint der Bootsbestand stetig zurückzugehen: Waren es 2008 noch 504.000, so ergaben die Hochrechnungen von 2016 eine Gesamtzahl von 483.000 und 2023 von 448.000 Bootseigner*innen. Diese Schätzungen beziehen sich jedoch auf die gesamte, bundesweite Bootsflotte und werden nicht nach Bundesländern unterteilt.

„Kleinfahrzeuge“, deren maximale Länge 20 m nicht überschreitet, müssen nur ein Kennzeichen

führen, wenn sie über einen Motor mit einer effektiven Nutzleistung von 2,21 kW (3 PS) oder mehr verfügen. Eigentümer*innen haben die freie Auswahl, von wem sie sich das Kennzeichen ausstellen lassen und können zwischen *amtlichen* Kennzeichen und *amtlich anerkannten* Kennzeichen wählen. Amtliche Kennzeichen werden von den WSA ausgestellt. Dabei ist ein regionaler Bezug nicht gegeben und Bootshalter*innen können sich von jedem beliebigen WSA in Deutschland ein Kennzeichen ausstellen lassen. Zusätzlich können Landkreise oder kreisfreie Städte auch Zulassungen erteilen, jedoch wird dies nicht von allen Landkreisen oder kreisfreien Städten angeboten. Amtlich anerkannte Kennzeichen werden von den Wassersportverbänden Deutscher Motoryachtverband e.V. (DMYV), Deutscher Segler-Verband e.V. (DSV) und vom Allgemeinen Deutschen Automobil-Club e. V. (ADAC) ausgestellt. Somit ergeben sich für Berlin und Brandenburg 18 potenzielle Meldestellen.

Um die Größenordnung der Bootsflotte in Berlin und Brandenburg einschätzen zu können, wurden die Daten des Bootsbestands bei den für die Kennzeichenausstellung verantwortlichen Ämtern und Verbänden erfragt (Abbildung 5). Für Bootseigentümer*innen aus der Region Berlin-Brandenburg die ein amtliches Kennzeichen beantragen wollen, kommen im Regelfall das WSA Oder-Havel, das WSA Spree-Havel oder die Landkreise und kreisfreien Städte in Frage. Jedoch könnten theoretisch Bootseigentümer*innen, die in Brandenburg wohnen und dort ihr Boot haben, sich auch von einem WSA eines anderen Bundeslandes ein Kennzeichen ausstellen lassen. Wer sein Boot lieber bei den Verbänden anmelden möchte, kann dies beim DMYV e.V., beim DSV e.V. oder beim ADAC (Wassertouristik und

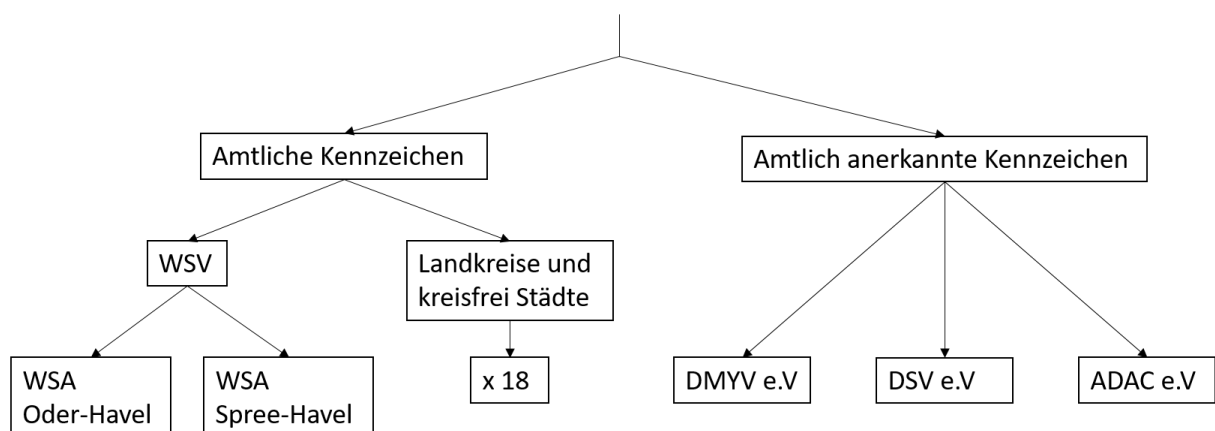


Abbildung 5:

Übersicht der Meldestellen in Berlin und Brandenburg, die entweder amtliche Kennzeichen oder amtlich anerkannte Kennzeichen ausstellen dürfen.

Sportschiffahrt) e.V. tun und erhält ein amtlich anerkanntes Kennzeichen. Insgesamt ergibt das also 23 Meldestellen die angefragt werden müssen, um die Daten der in Berlin und Brandenburg registrierten Booten zusammenzutragen.

Tabelle 1:

Übersicht der für Berlin und Brandenburg gemeldeten Sportboote (Kleinfahrzeuge)

Meldestelle	Anzahl an registrierten Sportbooten (Kleinfahrzeuge)
WSA Oder-Havel	19.050
WSA Spree-Havel	55.400
Landkreise und kreisfrei Städte	11.645
DSV e.V.	4.781 (davon 33 Motorboote)
DMYV e.V.	Keine Angabe
ADAC e.V.	Keine Angabe
Gesamtzahl an Motorbooten	mind. 86.128

Insgesamt wurden in Berlin und Brandenburg mehr als 86.000 registrierte Sportboote (Kleinfahrzeuge) mit amtlichen Kennzeichen gemeldet (Tabelle 1). Das WSA Oder-Havel meldete 19.050 registrierte Kleinfahrzeuge und das WSA Spree-Havel

55.400 Kleinfahrzeuge. Auf die Anfrage an die 18 Landkreise und kreisfreien Städte wurde nur von 8 Landkreisen und kreisfreien Städten eine Rückmeldung gegeben, die übrigen 10 blieben unbeantwortet. Von den 8 Rückmeldungen meldeten vier Landkreise (LDS, MOL, LOS, OPR) und eine kreisfreie Stadt (Frankfurt a. d. Oder) eine Gesamtzahl von 11.645 registrierten Kleinfahrzeugen. 3 Landkreise (BAR, OHV, PM) teilten mit, dass ihre Landkreisverwaltungen keine Bootskennzeichen ausstellen. Zu den amtlich registrierten Sportbooten kommen die kennzeichenpflichtige Boote, die vom DSV e.V., DMYV e.V. und ADAC e.V. ein Kennzeichen ausgestellt bekommen haben. Der DSV e.V. meldete für Berlin 4.600 Boote (davon lediglich 33 Motorboote) und für Brandenburg 181 Boote (jedoch keine Motorboote). Der DMYV e.V. konnte keine bundeslandspezifischen Daten zur Anzahl der dort gemeldeten Motorboote liefern. Die Melde- oder Liegeplatzadresse wird zwar bei der Registrierung erhoben, jedoch verfügt der DMYV e.V. nicht über ein Datenbankverwaltungssystem, das es erlauben würde, ausschließlich diese Informationen ohne großen Aufwand zu entnehmen. Eine Übermittlung der gesamten Daten war aus Datenschutzgründen ausgeschlossen, da damit auch private Daten der Bootseigentümer*innen weitergegeben worden wären. Vom Skipper Club des ADAC e.V. gab es trotz wiederholter Anfrage keine Rückmeldung, sodass eine Abschätzung der dort gemeldeten Motorboote nicht möglich ist.

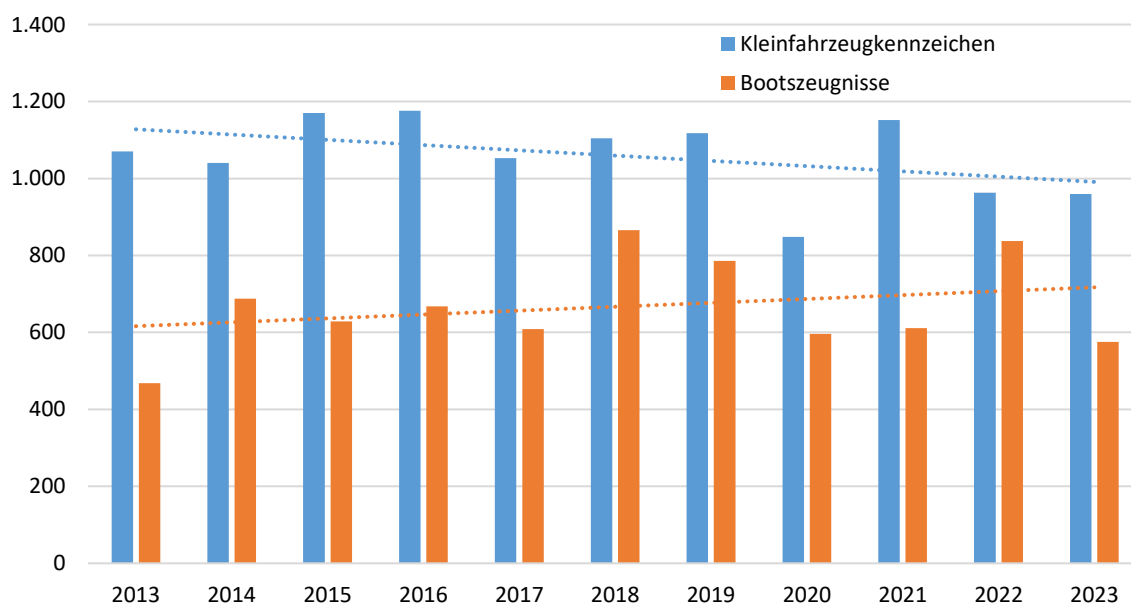


Abbildung 6:

Anzahl der Neuzulassungen von Kleinfahrzeugen und Bootszeugnissen der letzten 11 Jahre die vom WSA Oder-Havel übermittelt wurden, sowie die lineare Regressionsanalyse (R^2) der jeweiligen Datensätze als gestrichelte Linie.

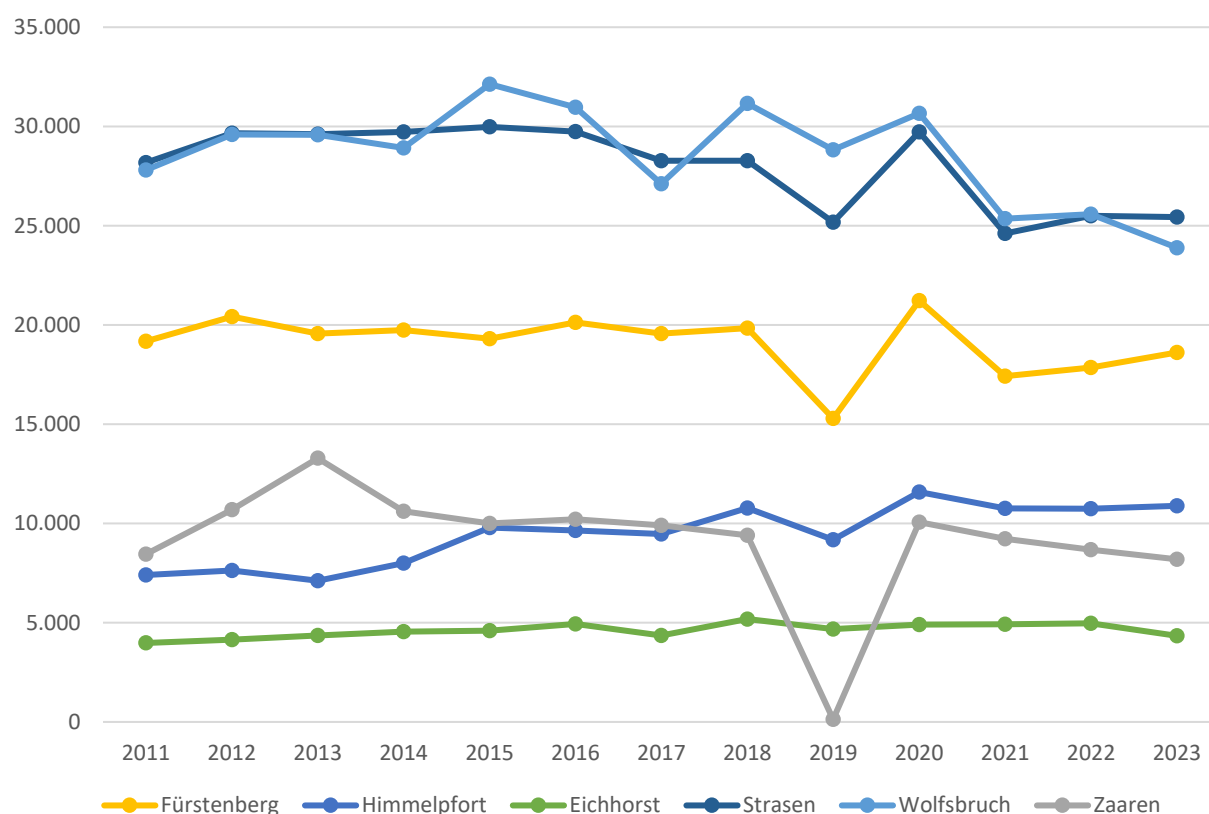
Das WSA Oder-Havel übermittelte für die letzten 11 Jahre die Daten der jährlichen Neuzulassungen von privaten Kleinfahrzeugen sowie die Anzahl neu ausgestellter Bootszeugnisse für die gewerbliche Vermietung (Abbildung 6). Eine solche Aufarbeitung der Daten ermöglicht es bereits, die Entwicklung des motorisierten Wassersports und der Freizeitschiffahrt im privaten und im gewerblichen Sektor genauer zu verfolgen. Es sind seit 2013 Schwankungen in den jährlichen Neuzulassungen, sowohl von Kleinfahrzeugen als auch von Bootszeugnissen, zu beobachten. Die Corona-Pandemie scheint sich auf die Entwicklungen der Jahre ab 2020 ausgewirkt zu haben. Private Kleinfahrzeuganmeldungen sind 2020 um etwa 25% im Vergleich zu den Vorjahren zurückgegangen, haben sich jedoch 2021 schnell erholt und das Vorjahresniveau eingeholt. Bootszeugnisse, die 2018 einen Höchstwert erreicht hatten, sind sehr stark zurückgegangen und erreichten 2020 und 2021 einen Tiefstwert. Schaut man sich die langfristigen Trends durch eine einfache lineare Regressionsanalyse an, so scheint die Anzahl jährlicher Neuzulassungen von Kleinfahrzeugen zurückzugehen (Bestimmtheitsmaß: $R^2 = 0,2$). Die Anzahl an Bootszeugnissen scheint wiederum leicht zuzunehmen, jedoch mit größeren statistischen Unsicherheiten (Bestimmtheitsmaß: $R^2 = 0,08$). Die Effekte der Pandemie und des Ukrainekrieges seit 2022 wirken sich sicherlich noch auf die Entwicklungen der Freizeitschiffahrt und des Chartertourismus aus, weshalb diese Entwicklungen in den kommenden Jahren weiterhin beobachtet werden sollten, um genauere Aussagen treffen zu können. An dieser Stelle sei jedoch nochmals darauf hingewiesen, dass es sich hierbei ausschließlich um die Daten des WSA Oder-Havel handelt und die Aussagekraft daher nicht auf die gesamte Freizeitschiffahrt übertragen werden kann, da hierfür eine ähnlich gute Datenlage der anderen Zulassungsstellen erforderlich wäre. Von anderen Meldestellen wurden jedoch weniger detaillierte Datensätze übermittelt.

Bootsverkehr und Schleusungen

Die Verantwortung für den Betrieb von Schleusen richtet sich danach, ob sich diese auf Bundeswasserstraßen oder auf Landesgewässern befinden. Bei Bundeswasserstraßen liegt die Zuständigkeit des Schleusenbetriebs bei der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), also im Fall von Berlin und Brandenburg bei dem WSA Oder-Havel und dem WSA Spree-Havel. Bei Landesgewässern, also Gewässern, die im Sinne der Landesschifffahrtsverordnung schiffbar sind, ist wiederum das Landesamt für Bauen und Verkehr

(LBV) für die Schleusen zuständig, gibt jedoch die Verantwortung für den Betrieb und die Unterhaltung in den meisten Fällen an Wasser- und Bodenverbände ab.

Für die Schleusen im nördlichen Brandenburg wurden die Daten zu den Schleusungen beim WSA Oder-Havel angefragt. Dieses stellte sehr umfangreiche Daten zur Anzahl der geschleusten Boote auf den Bundeswasserstraßen Obere-Havel (OHW), Müritz-Havel (MHW) und Havel-Oder (HOW) zur Verfügung. Die Daten enthielten die Anzahl der monatlich geschleusten Boote seit 2011 und eine Einstufung der Boote in drei Kategorien: Sportboote, Fahrgastschiffe und sonstige Fahrzeuge. Für die Auswertung wurde lediglich die Kategorie „Sportboote“ herangezogen, da diese den überwiegenden Anteil des Bootsverkehrs ausmacht. Für die Schleuse Wolfsbruch (Rheinsberger Gewässer) beispielsweise machen die Kategorien „Fahrgastschiffe“ und „sonstige Fahrzeuge“ zusammen höchstens etwa 1% der ca. 29.500 jährlich geschleusten Boote aus. Abbildung 7 zeigt die Anzahl der jährlich geschleusten Sportboote an 6 unterschiedlich oft frequentierten Schleusen auf der Havel und angrenzenden Gewässern. Betrachtet man den Sportbootverkehr auf diversen Schleusen der Havelwasserstraßen seit 2011, fallen große Schwankungen in der jährlichen Anzahl an Schleusungen auf. Die meistfrequentierten Schleusen erreichten Werte von über 45.000 jährlich passierten Sportbooten (Wert von der Schleuse Diemitz (MHW) im Jahr 2020), während die weniger stark befahrenen Schleusen unterhalb von 5.000 jährlichen Schleusungen blieben (Tabelle 2). Das Jahr 2019 fällt aufgrund eines starken Rückgangs besonders auf. Dieser Rückgang ist auf die Sanierung der Schleuse Zaaren zurückzuführen, deren Bauarbeiten sich über den geplanten Sanierungszeitraum hinaus bis weit in die Sportbootsaison hinein erstreckten und somit den Schiffsverkehr erheblich beeinträchtigten. Der Bootsverkehr stieg jedoch 2020, dem ersten Jahr der Corona-Pandemie, wieder sehr rapide an und erreichte sogar an einigen Schleusen einen Höchstwert. Diese Zunahme des Bootsverkehrs 2020 ist wahrscheinlich auf die Pandemie und der damit einhergehenden Reisebeschränkungen für das Ausland zurückzuführen. Während von Reisen ins Ausland abgeraten wurde und bei der Rückkehr mit Quarantänemaßnahmen gerechnet werden musste, erwies sich die Freizeitgestaltung oder der Urlaub auf dem Wasser in Deutschland als gute Alternative. Die Entwicklung des Bootsverkehrs nach dem Hoch im Jahr 2020 scheint von Schleuse zu Schleuse unterschiedlich zu sein. An

**Abbildung 7:**

Anzahl der jährlichen Schleusungen der Kategorie „Sportboot“ von 2011 bis 2023 an folgenden 6 Schleusen des WSA Oder-Havel: Fürstenberg (OHW), Himmelpfort (OHW, Lychener Gewässer), Eichhorst (OHW, Werbelliner Gewässer), Strasen (MHW), Wolfsbruch (Rheinsberger Gewässer), Zaaren (OHW).

vielen Schleusen ist jedoch ein erneuter Rückgang der jährlichen Schleusungen zu verzeichnen.

Um eine präzisere Einschätzung des Bootsauflkommens entlang der Havelwasserstraßen und angrenzender Gewässer zu gewinnen, wurden die Daten von 17 Schleusen für den Zeitraum der vergangenen 10 Jahre ausgewertet (Tabelle 2). Der Mittelwert der jährlichen Schleusungen von 2014 bis 2023 ist ein Richtwert für die Kapazitäten der Schleusen bzw. die Größenordnung der Anzahl der geschleusten Sportboote in dieser Zeit, liefert aber keine Informationen über die mehrjährige Entwicklung. Um genauere Einblicke in die rezente Entwicklung des Bootsverkehrs zu erhalten, wurden auch die Mittelwerte der jährlichen Schleusungen für den Zeitraum 2014-2018 und 2021-2023 errechnet. Die Daten der Jahre 2019 und 2020 wurden nicht berücksichtigt, da sie aufgrund der Renovierungsarbeiten an der Schleuse Zaaren im Jahr 2019 und des veränderten Freizeitverhaltens während des ersten Corona-Jahres 2020 als Ausreißer in der Datenreihe zu betrachten sind. Die meistbefahrenen Schleusen aus dieser Auswahl sind die der MHW (Strasen, Canow, Diemitz, Mirow), die Schleuse Fürstenberg auf der OHW sowie die Schleuse Wolfsbruch der Rheinsberger Ge-

wässer. Andere Schleusen, für die es keine lückenlose Datenerhebung der letzten 10 Jahren gibt, wurden auf Grund der erschwerten Vergleichbarkeit nicht berücksichtigt. Für die stark befahrenen Schleusen wurde für den Zeitraum 2021-2023 ein Rückgang der durchschnittlichen jährlichen Schleusungen um ca. 3.000 bis 5.000 Schleusungen im Vergleich zum Zeitraum 2014-2018 festgestellt. Das entspricht, je nach Schleuse, einem Rückgang in der Größenordnung von 8 - 16% des jährlichen Mittelwerts von Schleusungen im Zeitraum 2014-2018. Interessanterweise verzeichnete die Schleuse Himmelpfort für den Zeitraum 2021-2023 einen mittleren jährlichen Zuwachs von ca. 1.600 Booten im Vergleich zu den Jahren 2014-2018 (was einem prozentualen Anstieg von knapp 18% entspricht). Deutlicher wird dies mit einer linearen Regressionsanalyse für die Datenreihe 2011-2023 (Abbildung 7): Die Anzahl der Schleusungen steigt im Mittel um 340 Boote pro Jahr ($R^2 = 0,77$). Auch die Schleusen Eichhorst und Rosenbeck verzeichnen, wenn auch weniger ausgeprägt, einen stetigen Anstieg der geschleusten Boote, der sich im Mittel auf ca. 55 zusätzliche Boote pro Jahr beziffern lässt ($R^2 = 0,35$).

Die Daten der Schleusen Beeskow und Kossenblatt wurden ebenfalls zur Verfügung gestellt. Diese

Schleusen liegen im Bereich der Krummen Spree, einem Wassersportrevier, das aufgrund seiner naturnahen Umgebung bei Wassersportlern beliebt ist, die sich abseits der stärker frequentierten Reviere aufhalten wollen. Da die Spree in diesem Gebiet Landesgewässer ist, werden die Schleusen Beeskow und Kossenblatt vom Wasser- und Bodenverband „Mittlere Spree“ betrieben. Dieser übermittelte die Daten der Schleuse Kossenblatt von 2011-2021 und der Schleuse Beeskow von 2014-2021. Der Schleusenbetrieb nahm über die Jahre stetig zu und erreichte 2020 einen Höchstwert. Über die 11 Jahre gemittelt ist die jährliche Zunahme geschleuster Boote für die Schleuse Beeskow auf 197 zu beziffern ($R^2=0,42$) und für die Schleuse Kossenblatt auf 160 ($R^2=0,55$). Dies entspricht über einen Zeitraum von 11 Jahren einer Steigerung der Bootsschleusungen um 32% für die Schleuse Beeskow und 40% für die Schleuse Kossenblatt.

Eine interessante Beobachtung aus diesen Ergebnissen ist, dass während an stark frequentierten Schleusen die Anzahl der Sportbootschleusungen rückläufig zu sein scheint, an weniger stark frequentierten Schleusen eine Zunahme des Bootsverkehrs zu erkennen ist. Die Schleuse Himmelpfort beispielsweise, die Richtung Lychener Gewässer in die kleineren Seitengewässer der OHW führt, erfuhr in den letzten Jahren einen mittleren jährlichen Zuwachs von ca. 1.600 passierten Sportbooten (ca. 18% Zuwachs im Vergleich zum Mittelwert 2014-2018). Auch andere kleinere Schleusen, die Schleusen der Unteren Spree, Beeskow und Kossenblatt, verzeichneten eine konstante Zunahme der Bootsschleusungen. Die Schleusen Eichhorst und Rosenbeck, die in die Werbelliner Gewässer führen, sind durch ein konstantes, leicht zunehmendes Bootsaufkommen gekennzeichnet. Diese Entwicklungen könnten darauf zurückzuführen sein, dass Wassersporttourist*innen zunehmend die sehr stark besuchten Hauptwasserrouten meiden und auf weniger befahrene Seitengewässer ausweichen. Diese Hypothese wurde auch im letzten Wassersportentwicklungsplan (WEP) 4 des Landes Brandenburg aufgestellt ([9]), in welchem ein Rückgang des Bootsverkehrs auf den am stärksten frequentierten Wasserwanderrouten festgestellt wurde (Tabelle 3). Seit dem WEP 4 (2016) wurden keine weiteren offiziellen Statistiken zum Schleusenverkehr veröffentlicht, und die im WEP 4 enthaltenen Daten beziehen sich auf die Jahre 2009-2013. Um einen Vergleich zum jetzigen Bootsverkehr zu ermöglichen, wurde anhand der errechneten Mittelwerte von 2021-2023 die Schleusen den jeweiligen Kategorien des WEP 4 zugeordnet. Diese selbst zugewiesenen Kategorien spiegeln das Bild

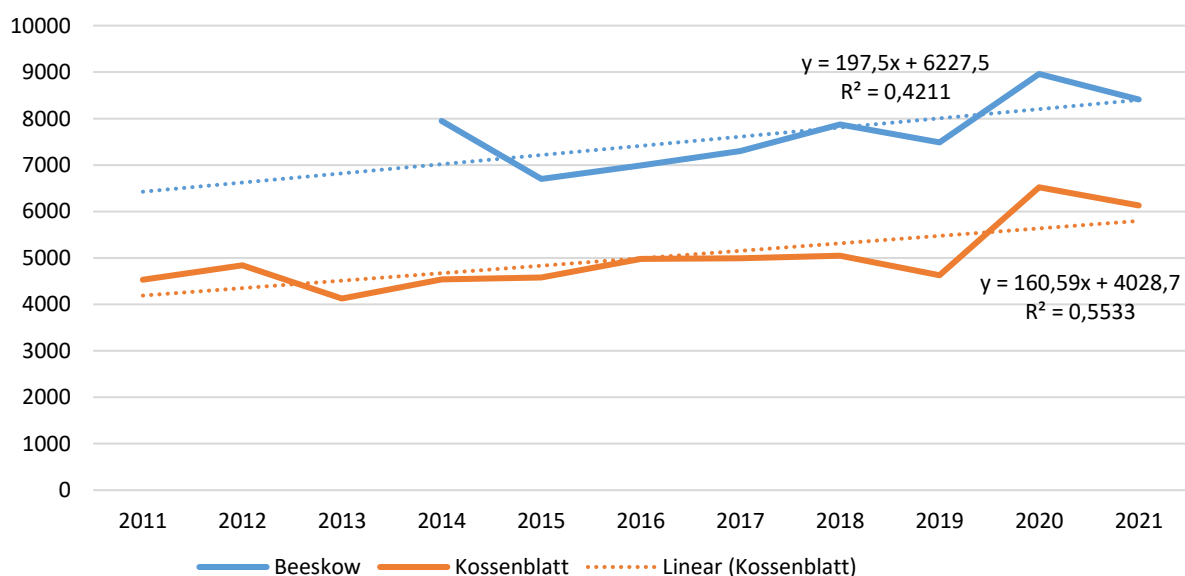
der restlichen Auswertung wider: die meisten stark frequentierten Schleusen an den Bundeswasserstraßen der Havel verzeichnen einen Rückgang des Bootsverkehrs und würden aktuell um eine Kategorie herabgestuft, während die Schleuse Himmelpfort als einzige um eine Kategorie aufsteigt. Die Schleusen Rosenbeck und Eichhorst bleiben in der gleichen Kategorie. Für die beiden Schleusen der Krummen Spree, Beeskow und Kossenblatt, liegen keine Vergleichswerte vor, da im WEP 3 und 4 zum Schleusenverkehr keine Daten vorlagen.

Der Bootsverkehr der Jahre 2019 und 2020 war für die Sport- und Freizeitschifffahrt des nördlichen Brandenburgs von großen Fluktuationen gekennzeichnet. Diese sind zum einen auf die im Jahr 2019 durchgeführten Renovierungsmaßnahmen der für die nördlichen Wassersportreviere wichtigen Schleuse Zaaren, zum anderen auf die Maßnahmen der Corona-Pandemie zurückzuführen, welche im Jahr 2020 für einen stark gestiegenen Nutzungsdruck durch den heimischen Tourismus und Freizeitaktivitäten an und auf Binnengewässern sorgte. Seit dem Jahr 2021 lässt sich eine Stabilisierung der Fluktuationen beobachten, wobei sich das Niveau im Vergleich zu den Jahren zuvor teilweise verändert hat. (Abbildung 7).

Tabelle 2:

Anzahl der mittleren jährlichen Schleusungen der Kategorie „Sportboot“ auf Bundeswasserstraßen des WSA Oder-Havel für die letzten 10 Jahre (2014-2023). Die Daten sind als Mittelwerte (M) mit 95-prozentigem Konfidenzintervall (95% KI) angegeben. Um mehrjährige Unterschiede in der Passierhäufigkeit der Schleusen zu erkennen, wurden zusätzlich die jährlichen Mittelwerte der Jahre vor der Corona-Pandemie (2014-2018) und nach der Pandemie (2021-2023) getrennt betrachtet und die Differenz dieser beiden Mittelwerte errechnet (rechte Spalte). Die Jahre 2019 (Sanierung Schleuse Zaaren) und 2020 (Pandemie und Reisebeschränkungen) wurden ausgelassen, da sie Ausreißer in der Datenreihe darstellen. Der Farbverlauf visualisiert, wo der Zellenwert innerhalb des Bereiches liegt (rot: positiv; blau: negativ).

Gewässer, Wasserstr.	Schleuse	Jährliche Schleusungen 2014-2023		Jährliche Schleusungen 2014-2018		Jährliche Schleusungen 2021-2023		Differenz 2014-2018 und 2021-2023
		M	95% KI	M	95% KI	M	95% KI	
Rheinsberger Gew.	Wolfsbruch	28.460	1.673	30.059	1.582	24.942	846	-5.117
OHW	Himmelpfort	9.902	735	9.174	931	10.797	68	1.623
OHW	Templin	3.301	1.281	5.027	1.375	1.374	371	-3.653
OHW	Fürstenberg	18.899	990	19.715	241	17.965	558	-1.750
OHW	Bredereiche	8.756	1.479	9.947	347	8.608	557	-1.338
OHW	Regow	8.511	1.562	9.863	308	8.275	525	-1.588
OHW	Zaaren	8.644	1.812	10.029	350	8.698	481	-1.330
OHW	Schorfheide	8.378	1.601	9.688	320	8.252	424	-1.436
OHW	Zehdenick	6.985	827	7.785	204	6.699	126	-1.086
OHW	Bischofswerder	6.656	833	7.490	223	6.374	140	-1.116
OHW	Liebenwalde	6.843	907	7.783	265	6.494	124	-1.289
OHW, Werbelliner Gew.	Rosenbeck	4.197	149	4.140	248	4.243	250	103
OHW, Werbelliner Gew.	Eichhorst	4.747	165	4.729	259	4.746	321	17
MHW	Strasen	27.640	1.301	29.196	668	25.178	456	-4.018
MHW	Canow	32.221	1.607	33.883	1.515	29.239	427	-4.644
MHW	Diemitz	39.179	1.899	39.648	830	36.507	3.031	-3.141
MHW	Mirow	22.749	839	22.481	1.020	23.099	1.050	618

**Abbildung 8:**

Anzahl der jährlich geschleusten Boote in den Schleusen Beeskow und Kossenblatt an der Krummen Spree. Die gestrichelten Linien stellen den elfjährigen linearen Trend dar.

Tabelle 3:

Entwicklung von Schleusenfrequenzierung anhand von Kategorien, die im 3. Wassersportentwicklungsplan Brandenburg (WEP 3) festgelegt wurden. Da der WEP 4 die letzte Einstufung der Schleusenkategorien beinhaltet, wurden aus eigenen Daten (Mittelwerte der Jahre 2021-2023) die aktuellen Kategorien der Schleusen zugeteilt. In der Legende (Kasten rechts) werden die Kategorien aufgeschlüsselt.

Schleuse	WEP 3 (1997-2007)	WEP 4 (2009-2013)	Eigene Daten (2021-2023)	Legende: Kategorie	Bootsverkehr
Wolfsbruch	VI	V	V	I	<1.000
Himmelpfort	IV	III	IV	II	1.000-5.000
Templin	II	III	II	III	5.000-10.000
Fürstenberg	V	IV	IV	IV	10.000-20.000
Bredereiche	IV	IV	III	V	20.000-30.000
Regow	IV	IV	III	VI	>30.000
Zaaren	III	IV	III	Zunahme	
Schorfheide	-	IV	III	Rückgang	
Zehdenick	III	IV	III	gleich	
Bischofswerder	III	IV	III		
Liebenwalde	III	III	III		
Rosenbeck	III	II	II		
Eichhorst	III	II	II		
Strasen	-	VI	V		
Canow	VI	VI	V		
Diemitz	VI	VI	VI		
Mirow	-	-	V		

Liegeplatzbestand

Über die Anzahl der Liegeplätze könnten sich auch Rückschlüsse über den potenziellen Bootsbestand ziehen lassen, auch wenn sich dieser nicht unbedingt eins zu eins mit dem tatsächlichen Bootsbestand deckt. Ein erster Ansatz, um die Anzahl an Liegeplätzen zu ermitteln war, sich an die Genehmigungsbehörden zu wenden. Das Genehmigungsverfahren für Liegeplätze an Bundeswasserstraßen sieht zwei Genehmigungen vor: I) eine Strom- und schiffahrtspolizeiliche Genehmigung und II) eine wasserbehördliche Genehmigung. Die Verkehrsfunktion liegt im Verantwortungsbereich der WSV und das Erteilen der strom- und schiffahrtspolizeilichen Genehmigung eines Liegeplatzes somit in der Zuständigkeit des verantwortlichen WSA. Neben der Verkehrsfunktion ordnet das BWaStrG den Wasserstraßen auch eine wasserwirtschaftliche Funktion zu. Zuständig hierfür sind die Bundesländer und somit nach WHG Brandenburg die Unteren Wasserbehörden (UWB). Die wasserbehördliche Genehmigung für einen Liegeplatz wird dementsprechend von den Landkreisverwaltungen erteilt. Diese können nach eigenem Ermessensspielraum zusätzliche Nebenbestimmungen an die Genehmigungsaufgaben knüpfen. Da die strom- und schiffahrtspolizeiliche Genehmigung nur eine der Auflagen für die wasserbehördliche Genehmigung darstellt, können die WSA nur bedingt darüber Auskunft geben, wie viele Liegeplätze genehmigt worden sind (ein Liegeplatz könnte die Strom- und schiffahrtspolizeiliche Genehmigung

erhalten haben, jedoch nicht alle Auflagen der wasserbehördlichen Genehmigung erfüllen und somit nicht genehmigt worden sein). Inwieweit ein Austausch zwischen WSA und UWB über die Anzahl der tatsächlich genehmigten und bestehenden Liegeplätze stattfindet, ist von Fall zu Fall unterschiedlich. Die Auskunft über die Anzahl von (genehmigten) Liegeplätzen sollte deshalb von den UWB und Verwaltungen der Landkreise und kreisfreien Städte kommen. Diese Datenbestände sind jedoch oft unübersichtlich und kaum als digitales Kartenmaterial verfügbar. Bei den UWB fehlen häufig die Kapazitäten zur Auswertung und Kartierung des Liegeplatzbestandes, so dass kein Liegeplatzkataster existiert. Im Rahmen des WEP 4 ([9]) erfolgte die erste Bestandsaufnahme der wasserseitigen Liegeplätze für motorisierte Sportboote in Brandenburg. Es fand eine Befragung der Anlagenbetreibenden zur Anzahl der Sportbootliegeplätze sowie zu deren Auslastung statt (Tabelle 4). Für die Anlagen, zu denen keine Angaben gemacht wurden, wurde die Anzahl der Liegeplätze aus Veröffentlichungen sowie durch die Auswertung von Luftbildern ermittelt. In den erfassten 810 Anlagen des Wassersports- und Wassertourismus wurden 17.134 Liegeplätze ermittelt (Einzeliegeplätze wurden dabei nicht berücksichtigt). Dies stellte den ersten Kennwert für die Anzahl der touristisch relevanten und in Wassersportvereinen genutzten Motorboote dar, der auf einer flächendeckenden Erfassung im Land Brandenburg basierte. Da frühere Angaben lediglich auf Schätzungen beruhten, reichte dieser Kennwert jedoch nicht aus, um

Rückschlüsse über die Entwicklung des Bootsbestands zu ziehen. Auch wurde darauf hingewiesen, dass die Daten aus den Angaben von einzelnen Betreibenden resultierten und daher nicht repräsentativ seien.

Im Jahr 2022 führte der DMYV e.V. anhand von Google-Earth-Luftbildaufnahmen eine bundesweite Zählung der Sportbootliegeplätze durch (Tabelle 5). Für die Bundesländer Berlin und Brandenburg wurden insgesamt ca. 37.500 Liegeplätze ermittelt, wovon 14.000 Liegeplätze in Berlin und die weiteren 23.500 Liegeplätze in Brandenburg lokalisiert wurden. Privatstege wurden dabei nicht erfasst, jedoch geht der DMYV e.V. schätzungsweise von ca. 10-15 % zusätzlichen Privatstegen aus. Unter Berücksichtigung dieser Schätzung läge die Gesamtzahl der Liegeplätze in Berlin und Brandenburg zwischen 41.250 (+10 %) und 43.125 (+15 %). In Branden-

burg kam der DMYV e.V. mit der Zählung des Jahres 2022 auf ca. 6.500 Liegeplätze mehr als die Zählung, die 2013 im Rahmen des WEP 4 erfolgte. Ob diese Differenz auf eine tatsächliche Zunahme des Liegeplatzbestandes oder auf die unterschiedlichen methodischen Ansätze zurückzuführen ist, kann nicht mit Gewissheit beantwortet werden. Im bundesweiten Vergleich lässt sich festhalten, dass Berlin und Brandenburg einen Anteil von etwa 28,5 % an den gesamten bundesweiten Liegeplätzen aufweisen. Der DMYV e.V. wertete im Rahmen dieser Zählung auch die Anzahl von Bootshäfen oder hafenähnlichen Steganlagen der deutschen Reviere aus und kam zum Ergebnis, dass es sich bei dem Bootsrevier Berlin und Umgebung, mit ca. 39 % der gesamten bundesweiten Bootshäfen, um das Revier mit den meisten Häfen handelt, gefolgt von den Revieren Ostsee (18 %) und Nordsee (16,7 %).

Tabelle 4:

Ermittelte Liegeplätze im Rahmen des 4. Brandenburgischen Wassersportentwicklungsplans (WEP, 2016)

Hauptwasserwanderroute/ Wasserwanderreviere	Ermittelte Liegeplätze*	Auslastung in der Hauptsaison
1.1 Rüdersdorfer-Grünheider Seengebiet, Müggelspree	750	70 %
1.2 Oder-Spree-Kanal	224	90 %
2.1 Dahmeseen, Tupitzer und Storkower Gewässer	2.287	85 %
2.2 Scharmützelsee	1.020	k.A.
2.3 Untere Spree, Schwielochsee	852	75 %
3.1 Potsdamer Gewässer	3.699	93 %
3.2 Brandenburger Gewässer	2.155	76 %
3.3 Untere Havel	828	77 %
3.4 Elbe	131	85 %
4.1 Oder-Havel-Kanal	895	81 %
4.2 Finowkanal (Langer Trödel) und Werbelliner Gewässer	969	k.A.
4.3 Unteres Odertal	130	k.A.
5.1 Obere Havel	419	68 %
5.2 Templiner Gewässer	411	80 %
5.3 Lychener Gewässer	134	k.A.
5.4 Rheinsberger und Fürstenberger Gewässer	1.102	74 %
6 Ruppiner Gewässer	681	65 %
7 Oder	85	k.A.
A Uckerseen und Ucker	67	k.A.
B Oderbruch	0	
C Spreewald	0	
D Obere Spree	0	
E Lausitzer Neiße	0	
F Lausitzer Seenland	225	k.A.
G Schwarze Elster	0	
H Kyritzer Gewässer und Dosse	70	k.A.
Gesamt	17.134	

*nur wasserseitige Liegeplätze für motorisierte Sportboote an Steganlagen, keine Einzelliegeplätze

Tabelle 5:

Bundesweite Zählung von Schleusen, Bootshäfen und Anlegeplätzen aus dem Jahr 2022. Zählung auf Grundlage von Google Earth Luftbilddaufnahmen. Anzahl von Anlegestellen beinhalten nicht private Steganlagen. Daten des DMYV e.V. erhoben vom Landesverband Motorsport Niedersachsen e.V.

Nr.	Bundesland	Länge (Km)	Schleusen	Bootshäfen	Anlegeplätze
1	Schleswig - Holstein	1.017	19	205	2.8471
2	Mecklenburg - Vorpommern	920	24	277	23.795
3	Niedersachsen	2.037	93	318	14.921
4	Hamburg	154	12	61	2.383
5	Bremen	67	7	58	3.136
6	Brandenburg	1.207	69	476	23.463
7	Berlin	168	9	177	14.082
8	Nordrhein-Westfalen	759	33	90	4.729
9	Sachsen-Anhalt	472	28	53	1.378
10	Sachsen	173	0	22	450
11	Hessen	194	12	69	3.321
12	Thüringen	0	0	0	0
13	Rheinland Pfalz	493	23	109	6.461
14	Bayern	664	79	71	2.578
15	Saarland	77	7	6	342
16	Baden-Württemberg	284	55	44	2.022
Gesamt:		8.690	470	2.036	131.532

Im Jahr 2022 führte der DMYV e.V. anhand von Google-Earth-Luftbildaufnahmen eine bundesweite Zählung der Sportbootliegeplätze durch (Tabelle 5). Für die Bundesländer Berlin und Brandenburg wurden insgesamt ca. 37.500 Liegeplätze ermittelt, wovon 14.000 Liegeplätze in Berlin und die weiteren 23.500 Liegeplätze in Brandenburg lokalisiert wurden. Privatstege wurden dabei nicht erfasst, jedoch geht der DMYV e.V. schätzungsweise von ca. 10-15% zusätzlichen Privatstegen aus. Unter Berücksichtigung dieser Schätzung läge die Gesamtzahl der Liegeplätze in Berlin und Brandenburg zwischen 41.250 (+10%) und 43.125 (+15%). In Brandenburg kam der DMYV e.V. mit der Zählung des Jahres 2022 auf ca. 6.500 Liegeplätze mehr als die Zählung, die 2013 im Rahmen des WEP 4 erfolgte. Ob diese Differenz auf eine tatsächliche Zunahme des Liegeplatzbestandes oder auf die unterschiedlichen methodischen Ansätze zurückzuführen ist, kann nicht mit Gewissheit beantwortet werden. Im bundesweiten Vergleich lässt sich festhalten, dass Berlin und Brandenburg einen Anteil von etwa 28,5% an den gesamten bundesweiten Liegeplätzen aufweisen. Der DMYV e.V. wertete im Rahmen dieser Zählung auch die Anzahl von Bootshäfen oder hafenähnlichen Steganlagen der deutschen Reviere aus und kam zum Ergebnis, dass es sich bei dem Bootsrevier Berlin und Umgebung, mit ca. 39% der gesamten bundesweiten Bootshäfen, um das Revier mit den meisten Häfen handelt, gefolgt von den Revieren Ostsee (18%) und Nordsee (16,7%).

Umfrage an Marinas und Sportboothäfen Berlin-Brandenburg

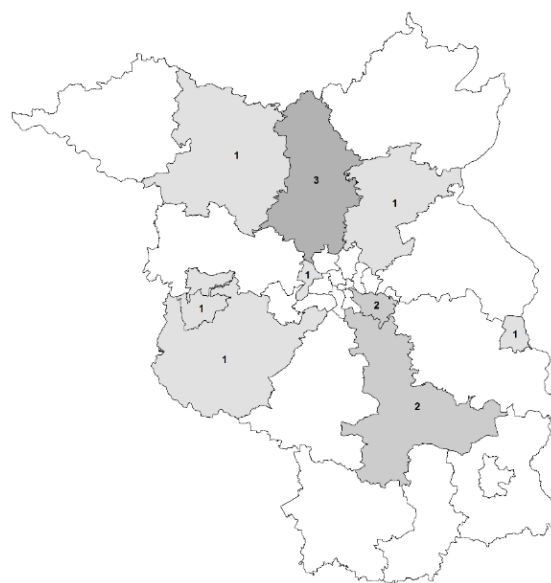


Abbildung 9:

Verteilung der Marinas und Sportboothäfen, die sich an der Umfrage beteiligt haben.

Von 96 per E-Mail versandten Fragebögen an Marinas und Sportboothäfen in Berlin und Brandenburg wurden 13 Fragebögen ausgefüllt zurückgeschickt, was einer Rücklaufquote von 13,5% entspricht. Diese verteilen sich auf sieben Landkreise und kreisfreie Städte in Brandenburg und zwei Bezirke in Berlin (Abbildung 9). Die Marinas und

Sportboothäfen variierten stark in ihr Liegeplatzangebot: die größten zwei verfügten über mehr als 100 Liegeplätze, sechs über 50-100 Liegeplätze und fünf verfügten über weniger als 50 Liegeplätze. Es wurde seitens aller Befragten angegeben, dass sie überwiegend Dauerliegeplätze anbieten. Zudem verfügten rund 60% der Befragten über ein Charterangebot. Die Größe der Charter-Flotte schwankte dabei zwischen 2-75 Boote. Es wurde auch nach der ungefähren Zusammensetzung der gesamten Bootsflotte befragt. Die Befragten konnten für vier verschiedene Bootskategorien (Motoryacht, Sportboot, Hausboot, Segelboot) den prozentualen Anteil an der Gesamtflotte angeben (<25%; 25-50%; 50-75%; >75%). Motoryachten dominierten die Bootsflotte: 4 der Befragten gaben an, dass diese mehr als 75% der Bootsflotte ausmachen und weitere 6 schätzten den Motoryacht-Anteil ihrer Bootsflotte auf 50-75% (Abbildung 10). Sportboote und Hausboot waren etwas heterogener verteilt, jedoch im Allgemeinen nicht so stark vertreten (bis auf einige Ausnahmen). Wenn Segelboote angegeben wurden, dann machten diese immer weniger als 25% der Bootsflotte aus. Zur Herkunft der Wassersporttourist*innen konnten nicht alle Befragten Angaben machen. Die allermeisten Wassersporttourist*innen kamen aus der Region Berlin-Brandenburg. Nur 5 der befragten Marinas und Sportboothäfen gaben an, dass Wassersporttourist*innen aus dem Ausland anreisen, beziferten diese jedoch auf weniger als 25%. Diese kamen aus den Niederlanden, Polen, Frankreich, der Schweiz und Großbritannien. Für die Monate der Sportbootsaison (Mai bis September) gaben alle Marinas und Sportboothäfen an, dass ihre Liegeplatzkapazitäten komplett ausgelastet waren.

Der Entwicklung der Freizeitschifffahrt blickten alle Befragten positiv entgegen. Über die Frage, wie

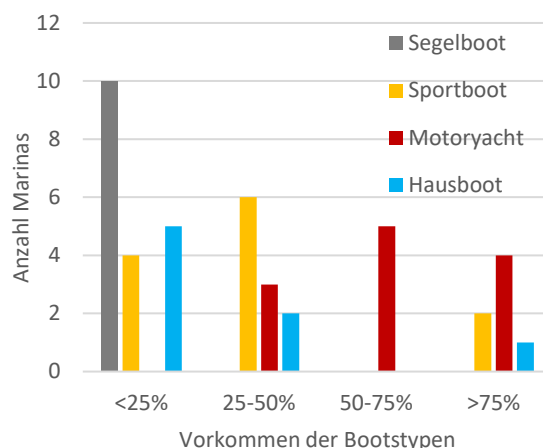
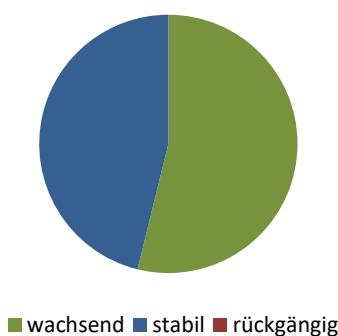


Abbildung 10:

Zusammensetzung der Bootsflotte der befragten Marinas und Sportboothäfen.

sich Freizeitschifffahrt und motorisierter Wassersport in der eigenen Region entwickelt, bewerteten etwas mehr als die Hälfte der Befragten diese als *wachsend* (Abbildung 11 a). Der Rest der Befragten wählte die Option *stabil* aus. Die Antwortoption *rückgängig* wurde nicht ausgewählt. Bezüglich der eigenen wirtschaftlichen Entwicklung der Marinas wurde lediglich einmal die Antwort *wachsend* gegeben. Alle anderen Befragten wählten die Option *stabil* aus (Abbildung 11b). Auch hier wurde die eigene wirtschaftliche Lage von keinem der Befragten als negativ eingestuft. Erweiterungspläne, die eine Vergrößerung der Anzahl an Liegeplätzen zum Ziel hatten, wurden von vier Marinas und Sportboothäfen, d. h. knapp einem Drittel der Befragten, geäußert. Die Wünsche nach zusätzlichen Liegeplätzen erstreckten sich dabei auf eine Spannweite von 10 bis 100.

a) Entwicklung Freizeitschifffahrt



b) Eigene Entwicklung



c) Erweiterungspläne

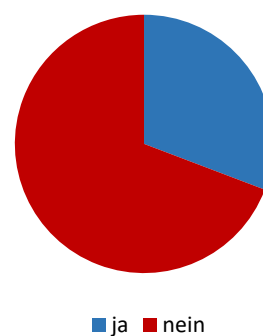


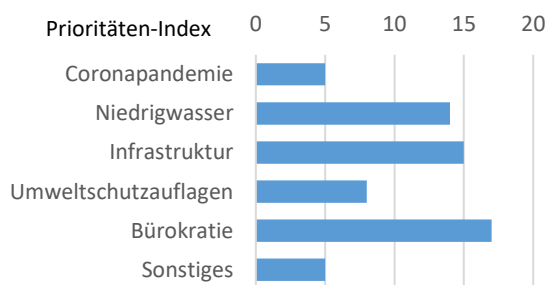
Abbildung 11:

Perspektive der befragten Marinas und Sportboothäfen zur (a) Entwicklung der Freizeitschifffahrt im Allgemeinen in ihrer Region sowie (b) die eigene wirtschaftliche Entwicklung und (c) mögliche Erweiterungspläne.

Um aus der Perspektive von Marina Betreiber*innen besser zu verstehen, welche Schwierigkeiten sie im Zusammenhang mit der Entwicklung der Sport- und Freizeitschifffahrt erwarten könnten, wurde nach den wichtigsten Hemmnissen für den motorisierten Wassersport in den vergangenen 5 Jahren (2017-2022) sowie in den kommenden 5 Jahren (2023-2028) gefragt (Abbildung 12). Die Befragten konnten bis zu drei Antworten aus den vorgegebenen Alternativen auswählen und dabei eine Priorität von 1-3 angeben. Obwohl die Umfrage im April 2023 durchgeführt wurde und die Corona-Pandemie noch nicht lange zurücklag, schien diese überraschenderweise nicht als einschränkender Faktor für den Wassersporttourismus wahrgenommen worden zu sein. Vielmehr schien es, als würden viele Betreiber*innen von Marinas und Sportboothäfen die „Bürokratie“ als wichtigste Hürde empfinden (Abbildung 12a). An zweiter und dritter Stelle wurden die Kategorien „Infrastruktur“ und „Niedrigwasser“ genannt. Hier spielte möglicherweise die lange Sperrung der Schleuse Zaaren, mit weitreichenden Folgen für den Bootsverkehr im Norden Brandenburgs, eine wichtige Rolle. Aber auch der oft bemängelte Zustand und der Wartungsstau vieler Schleusen dürften diese Antwort zum Großteil erklären. Die Jahre 2018-2020, welche von langanhaltenden Dürren geprägt waren, scheinen die Sport- und Freizeitschifffahrt

auch spürbar eingeschränkt zu haben. In Frage 23 der Umfrage wurde in diesem Zusammenhang explizit nach den Auswirkungen des Sommers des Vorjahres (2022) für die Sport- und Freizeitschifffahrt gefragt, der durch besonders hohe Temperaturen, aber auch durch sehr geringe Niederschläge gekennzeichnet war. 46% der Befragten gaben an, dass dies zu Problemen wegen des Niedrigwassers führte, 38% merkten keine spürbaren Auswirkungen und 15% beobachteten einen positiven Effekt für die Sportbootsaison. Entgegen den Erwartungen schienen sich die meisten befragten Marinas und Sportboothäfen von Umweltschutzauflagen nicht eingeschränkt gefühlt zu haben. Mit Blick auf die kommenden fünf Jahre (2023–2028) lässt sich ein noch deutlicheres Resultat der Kategorie "Bürokratie" beobachten (Abbildung 12b). Mit dem Ausbruch des Ukraine-Konflikts im Jahr 2022 manifestierten sich zudem die Energie- und Finanzkrise, welche potenziell auch den Wassersportsektor betreffen könnten. Die Befürchtung künftiger Einschränkungen in der Entwicklung der Sport- und Freizeitschifffahrt als Folge der Energie- und Finanzkrise erreichte zusammen mit der Kategorie "Niedrigwasser" den zweiten Rang. In Bezug auf die zukünftige Entwicklung scheinen die Themen Infrastruktur und Umweltschutzauflagen für die Betreiber*innen eine geringere Relevanz zu besitzen.

a) **Einschätzung der Hemmnisse der letzten 5 Jahre** für die Freizeitschifffahrt und den Wassersport



b) **Einschätzung der Hemmnisse der kommenden 5 Jahren** für die Freizeitschifffahrt und den Wassersport

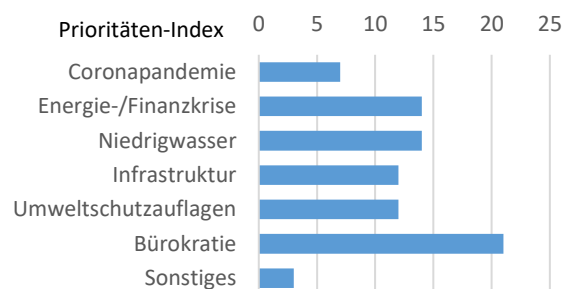


Abbildung 12:

Einschätzung der befragten Marinas und Sportboothäfen über die **Rolle verschiedener Faktoren für die Freizeitschifffahrt und den motorisierten Wassersport**. Abgefragt wurde, welche Hemmnisse **in den letzten 5 Jahren (a) und in den kommenden 5 Jahren (b)** die wichtigste Rolle bei der Entwicklung der Freizeitschifffahrt und des motorisierten Wassersports gespielt haben. Die Befragten konnten maximal drei Antworten auswählen und eine Priorität von 1-3 angeben. Für die höchste Priorität (1) wurden 3 Punkte und für die niedrigste (3) jeweils 1 Punkt vergeben.

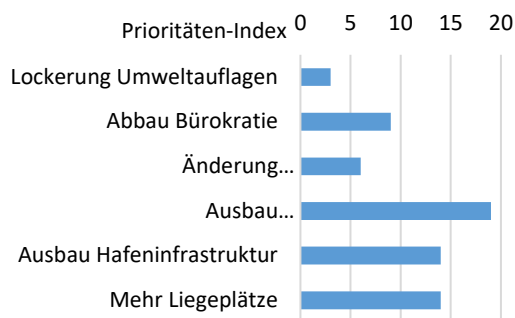


Abbildung 13:

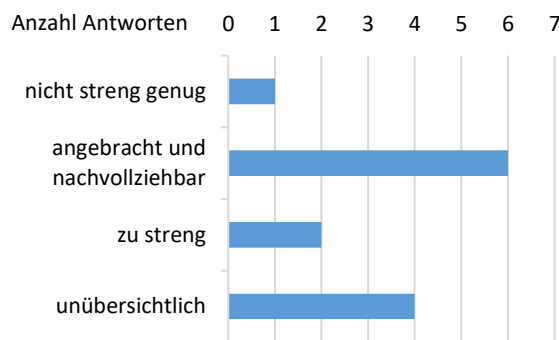
Maßnahmen, die sich die befragten Betreiber*innen von Marinas und Sportboothäfen **für die Stärkung** der Sport- und Freizeitschifffahrt in ihrer Region wünschen.

Im Rahmen der Erhebung wurde zudem erfragt, welche konkreten Maßnahmen sich Betreiber*innen von Marinas und Sportboothäfen zur Stärkung der Sport- und Freizeitschifffahrt in ihrer Region wünschen würden. Hierbei wurde ein deutlicher Wunsch für einen Ausbau der Gewässerinfrastruktur ersichtlich (Abbildung 13). Der Wunsch nach dem Ausbau der eigenen Hafeninfrastruktur einerseits und nach einer Erweiterung des Liegeplatzbestandes andererseits, waren mit jeweils gleicher Punktzahl gleich stark vertreten. Maßnahmen wie Abbau der Bürokratie, Änderungen der Schifffahrtsklassen oder Lockerungen von Umweltauflagen schienen die Befragten nicht zu überzeugen, da sie insgesamt eher niedrige Punktzahlen erreichten. In einer separaten Frage wurden die Betreiber*innen gefragt, ob es zusätzlich Anforderungen an die Ausbildung von Bootsführer*innen geben sollte. 42% bejahten diese Frage und forderten die Notwendigkeit einer Bootsführerscheinpflicht, mehr Praxis auf verschiedenen Gewässern sowie die Aufnahme des Themas "Umweltauswirkungen der Schifffahrt" in die Bootsführerscheinprüfung.

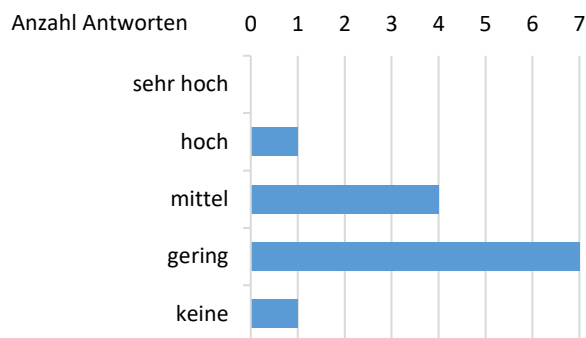
Auf die Frage, wie die Betreiber*innen von Marinas und Sportboothäfen die Umwelt- und Naturschutzvorschriften in ihrem Wassersportrevier bewerten, antworteten 6 der Befragten, was knapp 50% entspricht, dass diese angemessen und nachvollziehbar seien (Abbildung 14a). Weitere 4 Marinas gaben an, dass die Umwelt- und Naturschutzbestimmungen unübersichtlich seien. Die Antwortmöglichkeiten *nicht streng genug* oder *zu streng* wurden nur vereinzelt genannt. Bei der Frage, wie die Betreiber*innen die Umweltauswirkungen durch die Sport- und Freizeitschifffahrt im Allgemeinen in ihrer Region bewerten, gab die Mehrheit der Befragten an, dass diese *gering* seien und weitere 4 antworteten mit *mittel* (Abbildung 14b). Die Antworten *hoch* oder *keine* wurden jeweils nur einmal gegeben. Die Frage an die Betreiber*innen, wie stark sie das Ausmaß einzelner

ökologischer Belastungstypen einschätzen, ermöglichte ein etwas differenzierteres Bild über die Wahrnehmung unterschiedlicher ökologischer Auswirkungen durch die Freizeitschifffahrt. Bei allen 9 Belastungskomponenten war die Antwort *gering*, d. h. die ökologischen Auswirkungen sind gering, die häufigste Antwort (Abbildung 14c).

a) Bewertung der Umwelt-/Naturschutzvorschriften hinsichtlich der Sport- und Freizeitschifffahrt



b) Einschätzung der Umweltauswirkungen der Sport- und Freizeitschifffahrt im eigenen Wassersportgebiet



c) Einschätzung der Betreiber*innen über diverse ökologische Belastungstypen durch die Sport- und Freizeitschifffahrt

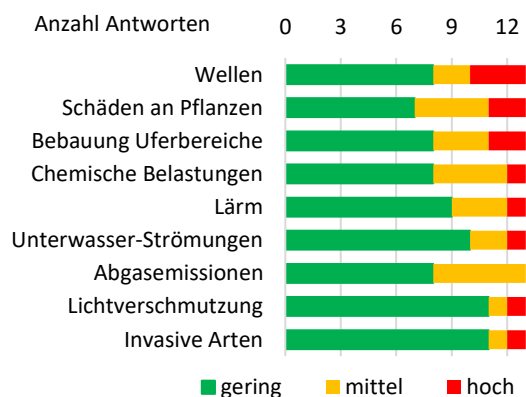


Abbildung 14:

Bewertung der **Umwelt- und Naturschutzvorschriften** (a) und der **Umweltauswirkungen** (b) der Sport- und Freizeitschifffahrt in der eigenen Region. **Einschätzung der Betreiber*innen** (c) über das Ausmaß einzelner ökologischer Belastungsmerkmale in ihrem Wassersportrevier.

Bei einigen Belastungskomponenten wurde jedoch ein größeres Verständnis für die ökologischen Auswirkungen festgestellt. Die Kategorien „Wellen“, „physikalische Schäden an Pflanzen“ und „Verbauung der Ufer“ wurden am häufigsten als *hoch* oder *mittel* eingestuft. Auch „Chemische Belastungen“, „Abgasemissionen“ oder „Lärm“ wurden von ca. 30 - 40 % der Befragten als *mittel* oder *hoch* eingestuft. Die ökologischen Auswirkungen durch „Unterwasserströmungen“, „Lichtverschmutzung“ und „Invasive Arten“ wurden von den meisten Befragten als *gering* eingestuft.

Die Frage, ob aus Sicht der Marinas und Sportboothäfen die derzeitige Nutzung der Gewässer ökologisch verträglich ist und ein weiterer Ausbau ohne negative Folgen für die Umwelt möglich ist, wurde von 62 % der Befragten bejaht. Demgegenüber antworteten 23 %, dass die Auslastung der Gewässer durch die Sport- und Freizeitschiffahrt bereits heute an ihre Grenzen stößt und 15 % bewerteten den Status quo als in Ordnung. Die Betreiber*innen von Marinas und Sportboothäfen wurden gefragt, welche Ansätze sie für sinnvoll halten, um die Sport- und Freizeitschiffahrt nachhaltiger und umweltfreundlicher zu gestalten. Dazu standen 5 Antwortmöglichkeiten zur Verfügung, die mit einer Priorität von 1 bis 3 angekreuzt werden konnten. Zusätzlich gab es die Möglichkeit, „Sonstiges“ anzugeben und eine eigene Antwort zu verfassen. Die mit Abstand größte Zustimmung erhielt die Antwortmöglichkeit „Einhaltung der Vorschriften strenger kontrollieren“ (Abbildung 15). An zweiter Stelle der Prioritäten-

liste steht die Option, in Zukunft verstärkt auf nachhaltige Technologien zu setzen, z. B. durch den Einsatz von Elektromotoren, gefolgt von der Maßnahme „Begrenzung der Schiffsgröße“. Auch der Einführung von Kapazitätsgrenzen auf den Gewässern standen viele Betreiber*innen offen gegenüber. Auf die Frage, ob die Betreiber*innen an ihrer Marina oder ihrem Sportboothafen schon Maßnahmen für mehr Nachhaltigkeit und zum Schutz der Umwelt getroffen haben, antworteten 80 % mit *Ja*. Um welche Maßnahmen es sich dabei konkret handelte, war von Fall zu Fall sehr unterschiedlich. Viele dieser Maßnahmen bezogen sich auf die Verwendung von biologisch verträglichen Produkten bei der Bootspflege (Antifouling, Frostschutz, Schmierstoffe, Reiniger etc.) oder auf die Technik beim Absaugen und Trennen von Grau-/Schwarzwasser und beim Tanken (fest installierte Pumpstationen, Tankbox mit Notfallsicherung, moderne Tank- und Absauganlagen). Auch Energiesparmaßnahmen wie die Nutzung von Solarenergie oder der Einbau einer Wärmepumpe wurden mehrfach genannt. Vereinzelt gaben Marinas und Sportboothäfen an, für eine natürliche Hafeneinfahrt zu sorgen, ökologische Aspekte bei der Chartereinweisung zu vermitteln und auf geringe Lärm- oder Lichtemissionen zu achten. Einige Antworten wie „sorgsamer Umgang mit chemischen Stoffen“, „keine Abwassereinleitung“ oder „Mülltrennung“ dürften weniger in die Kategorie der ökologischen Maßnahmen als vielmehr in die Kategorie der vorschriftsmäßigen Handhabung fallen.

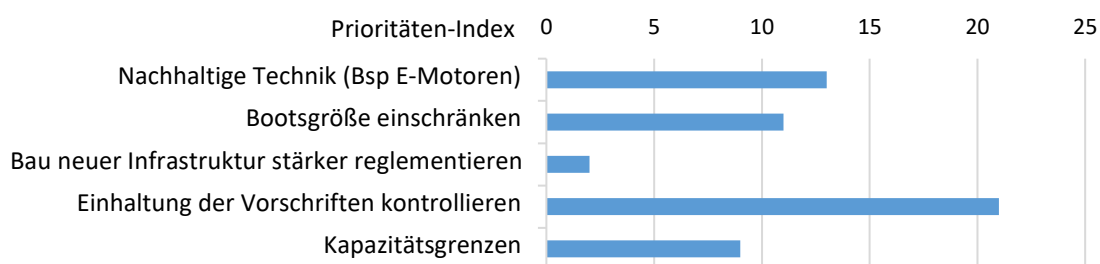


Abbildung 15:

Die **Betreiber*innen von Marinas und Sportboothäfen** wurden **gefragt, welche Ansätze sie für sinnvoll halten**, um die Sport- und Freizeitschiffahrt nachhaltiger und umweltfreundlicher zu gestalten. Dabei standen 5 Antwortmöglichkeiten zur Verfügung, die sie mit einer Priorität von 1 bis 3 ankreuzen konnten. Zusätzlich gab es noch die Möglichkeit „Sonstiges“ anzugeben und eine eigene Antwort zu verfassen.

DISKUSSION

Die in diesem Kapitel vorgestellten Daten zum Bootsbestand und zur Entwicklung der Sport- und Freizeitschiffahrt zeichnen ein komplexes Bild des Wassersportsektors mit unterschiedlichen Trends und einer aufgrund ihrer Heterogenität schwer zu interpretierenden Datenlage. Durch die Zusammenführung verschiedener Datensätze konnten dennoch Muster und Entwicklungen erkannt werden. Darüber hinaus konnten zahlreiche Lücken in der Datenerhebung und -verwaltung identifiziert werden, die in Zukunft geschlossen werden sollten, um ein besseres und nachhaltigeres Management des motorisierten Wassersports zu ermöglichen.

Rechtliche Konfliktlagen und Vollzugsdefizite

Eine Konfliktlage zwischen den Interessen der Sport-/Freizeitschiffahrt und den Zielen des Gewässer- und Naturschutzes zeichnete sich in verschiedenen Bereichen ab. Dass ca. 16 - 25% der Gewässerflächen oder der Uferbereiche schiffbarer Seen in Berlin und Brandenburg nach FFH oder SPA Richtlinien geschützt sind, zeigt, dass die Schifffahrt viele Berührungspunkte und Überschneidungen mit Flächen und Ökosystemen hat, die aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes besonders schützenswert sind. Viele Wassersportler*innen wissen abgelegene und naturnahe Wassersportreviere für Erholungszwecke zu schätzen. Nicht zuletzt hat Wassertourismus für die lokale Wirtschaft in ländlichen Regionen eine hohe finanzielle Bedeutung ([8],[4]), weshalb von Politik, Gewerbetreibenden und Wassersportverbänden der Ausbau und die Förderung von Wasserstraßen und Wassersportrevieren für die Freizeitschiffahrt gefordert und unterstützt wird ([1]). Den Gewässer- und Naturschutz stellt dies jedoch vor große Herausforderungen, da insbesondere naturnahe und von menschlichen Aktivitäten wenig gestörte Wasser- und Uferbereiche für die Ökologie einen unersetzbaren Stellenwert haben.

Gesetze, Verordnungen, Erlasse und Richtlinien bilden zwar die rechtliche Grundlage für die Regelung der Schifffahrt und der Infrastruktur auf und an den Gewässern, die Auslegung, die Einhaltung oder der Vollzug der geltenden Rechtsvorschriften wird jedoch nicht flächendeckend gleich gehandhabt oder eingehalten. Die fehlende oder unzureichende Kontrolle der Einhaltung geltender Vorschriften auf oder am Wasser wird in Brandenburg, sowohl von den Behörden als auch von diversen Nutzer*innen und Verbänden, öfter als Problem erwähnt. Beispiels-

weise wird die Einhaltung der erlaubten Höchstgeschwindigkeit auf dem Wasser selten kontrolliert. Viele private Sportboote überschreiten die erlaubte Höchstgeschwindigkeit um ein Vielfaches, was zu mehr Lärm, höheren Wellen und einem deutlich stärkeren Wellenschlag im Uferbereich führt. Dies wurde auch während der Feldkampagne am Ruppiner See und am Röblinsee beobachtet (vgl. Kapitel 3). Wie sich nach Rücksprache mit Wasserschutzpolizei (WSP) und untere Wasserbehörden herausstellte, betrifft die mangelnde Kontrolle auf Seen jedoch nicht nur die Fahrgeschwindigkeit, sondern auch beispielsweise nichtgenehmigte Steganlagen, die Einhaltung von Kapazitätsgrenzen (begrenzte Anzahl an zulässigen Booten auf einem See) oder sogar die Befahrung auf Seen, die für die Schifffahrt gesperrt sind.

Diese Konflikte, die die Einhaltung und den Vollzug der Rechtsvorschriften betreffen, wurden in bilateralen Gesprächen mit der WSP und Mitarbeiter*innen der unteren Wasserbehörden thematisiert. Die WSP ist als Schifffahrtspolizei der WSV zu verstehen und ausschließlich für die Bundeswasserstraßen zuständig. Für die Landesgewässer ist das Ministerium für Infrastruktur und Landesplanung bzw. das LBV zuständig. Aufgabe der WSP ist es, die Einhaltung der Vorschriften über die Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs auf den Bundeswasserstraßen zu überwachen. Straftaten und Ordnungswidrigkeiten in diesem Bereich werden von der WSP geahndet und bearbeitet. Andere Gewässer, z. B. Landeswasserstraßen oder Seen, die für Elektroboote im Sinne der BbgEMV zugelassen sind, gehören dagegen nicht zum Zuständigkeitsbereich der WSP. Andere Verstöße, die nicht in direktem Zusammenhang mit der Schifffahrt und dem Verkehr stehen, sondern z. B. Steganlagen oder die Umwelt betreffen (z. B. unsachgemäßer Umgang mit Gefahrstoffen), werden zwar von der WSP angezeigt, aber zur weiteren Bearbeitung an die zuständige Behörde weitergeleitet. So werden Umweltdelikte an die unteren Umweltbehörden und nicht genehmigte Steganlagen an die UWB oder das zuständige WSA weitergeleitet. Um den Genehmigungsstatus von Steganlagen zu überprüfen, finden vereinzelt Befahrungen mit der WSP und den UWB statt. Die Einzelkontrolle der Steganlagen und die Abstimmung des weiteren Vorgehens (z. B. Bußgeld, Nachgenehmigung, Rückbauverfügung) bei fehlender Genehmigung im Einzelfall in Absprache mit dem WSA ist jedoch mit einem hohen Aufwand an Zeit und Energie verbunden. Dies ist bei der Vielzahl der Seen und privaten Steganlagen in Brandenburg kaum leistbar. Verstärkt werden diese Probleme in

der Praxis durch die Vielzahl zuständiger Behörden mit sich abgrenzenden Zuständigkeitsbereichen (z. B. Bundes- vs. Landeswasserstraßen). Insbesondere bei der Kontrolle und dem Vollzug der Wasserstraßen- und Schifffahrtsordnung stellen diese Abgrenzungen in der Praxis eine Herausforderung dar, da einzelne Behörden nur für Teilabschnitte oder angrenzende Bereiche zuständig sind oder sich die Zuständigkeiten an anderen Stellen überschneiden. Fährt z. B. ein Motorboot auf einem nicht schiffbaren Gewässer, ist nicht die WSP, sondern die UWB zuständig, da es sich nicht um eine Wasserstraße handelt. Als Beispiel wurde ein Verein genannt, der eine Ausnahmegenehmigung für das Befahren eines nicht schiffbaren Sees erhalten hat. Voraussetzung war, dass nur muskelbetriebene Boote oder Elektroboote bis max. 1 kW (oder 1500 kg Wasserverdrängung) auf dem See fahren dürfen und die Vereinsmitglieder und Boote in einer Liste aufgeführt werden. Tatsächlich befanden sich aber wesentlich größere Boote mit Verbrennungsmotor auf dem See und der Verein hatte weder Mitglieder noch Boote gemeldet. Für die Steganlage ist die UWB zuständig und bei Sanktionen wegen des Befahrens war nicht klar, ob die WSP oder das Ordnungsamt zuständig ist. Nach Aussage der UWB sind diese Kontrollen und die Durchsetzung der Vorschriften in der Praxis nicht möglich, es sei denn, der Bereich darf gar nicht mehr genutzt werden, d.h. die Ausnahmegenehmigung wird wieder entzogen. Hinzu kommen physische Barrieren (Land vs. Wasser), die Zuständigkeiten verändern und Kontrollen erschweren: Vom Ufer aus ein Boot zu kontrollieren, das z. B. mit überhöhter Geschwindigkeit fährt oder sich in einem nicht erlaubten Bereich aufhält, ist oft eine Herausforderung. Auch im Uferbereich werden viele Verstöße dokumentiert, deren Ahndung die Zusammenarbeit verschiedener Behörden erfordert. Beispiele hierfür sind das Zurückschneiden von Schilf an privaten Steganlagen, die Nutzung von Flachwasserzonen für den Bootsanlegeplatz, selbstgebaute Uferbefestigungen oder die Beseitigung von Wasser- und Ufervegetation an privaten Grundstücken und Steganlagen. Welche Behörde diese Verstöße kontrolliert, welche Konsequenzen sie haben und wer die Konsequenzen umsetzt, ist oft nicht klar geregelt. Um solche Verstöße zu verhindern und die Einhaltung der Vorschriften zu kontrollieren, ist eine engere Zusammenarbeit und ein Wissensaustausch zwischen den verschiedenen Behörden erforderlich.

Bootsbestand und sozioökonomische Aspekte

Vergleicht man die diversen Trends, die unter den sozioökonomischen Aspekten aufgeführt wurden (vgl. Kapitel 0), so scheinen diese durchaus ein kongruentes Bild zu ergeben. Auf der einen Seite ist der Rückgang der Verkaufszahlen von kleineren Booten aus dem Einsteigersegment zu verzeichnen, welcher sich mit der rückläufigen Einsteigerquote von Bootseigentümer*innen deckt. Auf der anderen Seite ist das Voranschreiten des Durchschnittsalters der Bootseigentümer*innen, sowie steigende Nachfrage für Bootsklassen des oberen Komfort- und Preissegments zu beobachten (Motor- und Segelyachten). Eine naheliegende Schlussfolgerung wäre, dass die hohe Nachfrage von längeren Bootstypen der letzten Jahre, daher zustande kommt, dass zunehmend Bootseigentümer*innen im höheren Alter eine Lebensphase mit finanzieller Stabilität erreichen, in der sie sich den Kauf eines größeren und teureren Bootes leisten können. Auf die jüngeren Generationen scheint dies in den letzten Jahren nicht zuzutreffen, was sich somit im Rückgang von Einsteigermodellen und der rückläufigen Zahl an Bootseigentümer*innen unter 45 Jahren widerspiegelt. Es ist daher anzunehmen, dass sich die Struktur der Bootsflotte auf lange Sicht verschieben könnte: Die Gesamtzahl der Neuanschaffungen geht zurück, dafür setzen sich größere und luxuriösere Boote zunehmend durch. Ob dies tatsächlich der Fall sein wird und wie sich die Situation zukünftig entwickeln wird, ist zum jetzigen Zeitpunkt schwer vorhersehbar. Was jedoch gewiss ist, ist, dass die längeren und moderneren Boote, die aktuell ihren Verkaufs-Boom erleben, noch für die nächsten 20 - 30 Jahren auf den Gewässern fahren werden.

In diversen Veröffentlichungen, Strategiepapieren oder Leitfäden für Freizeit- und Tourismuskonzepte sind die Zahlen des Bootsbestands aus den Mell-Studien zu lesen, in denen bundesweit von 480.000-500.000 Bootseigentümer*innen die Rede ist. An dieser Stelle ist es jedoch wichtig genauer auf die Datenerhebung zu schauen und hervorzuheben, dass es sich um eine Schätzung handelt und nicht um Zahlen aus Datenbanken, Melderegistern oder ähnlichem. Aus 20.000 Fragebögen, die an Bootseigentümer*innen versendet wurden gab es anfänglich einen sehr hohen Rücklauf von ca. 4.300 (21,7 %) Antworten ([5]). Anhand dieses Rücklaufs von 2008 wurden die Antworten mit statistischen Verfahren in eine repräsentative Struktur und in realen Zahlen hochgerechnet. Leider ist der Rücklauf in den Folgestudien von 2016 und 2023 stark zurückgegangen, und damit auch die statistische Aussagekraft. In der Studie von

2016 kamen von 15.000 Fragebögen 817 auswertbare Antworten zurück und 2023 waren es lediglich 570 Antworten. Die bundesweite Hochrechnung des Bootsbestands welcher in Mell 2023 ermittelt wurde basiert somit auf den Fragebögen von 570 Bootseigentümer*innen. Zwar mag dieser Wert noch als statistisch repräsentativ gelten, doch es sollte an dieser Stelle deutlich werden, dass es ein anderes System braucht, um den Bootsbestand zu erfassen, da sonst die Güte der Daten von den Rücklaufquoten der Bootseigentümer*innen abhängig ist. Zweifelsohne sind solche Studien wichtig, um tiefere Einblicke in die Strukturen der Sport- und Freizeitschiffahrt zu erlangen, sollten jedoch nicht die (alleinige) Datengrundlage bilden. Denn für die Planung und Umsetzung von Umwelt-, Management- oder Tourismuskonzepten sind vielfältige und verlässliche Daten notwendig. Der Bootsbestand bildet dabei eine der Grundlagen.

Der Versuch, eine Übersicht der in Berlin-Brandenburg registrierten Motorboote zu erhalten, erwies sich als eine sehr aufwendige und langwierige Aufgabe (vgl. Kapitel 3.3 Bootsbestand und Struktur). Zum einen lassen die Vielzahl an verschiedenen amtlichen und amtlich anerkannten Meldestellen und zum anderen die Heterogenität der Datenlage keine verlässlichen und statistisch signifikanten Aussagen über den Bootsbestand in Berlin und Brandenburg zu. Der ursprüngliche Anspruch des Projektes, nicht nur die Anzahl der registrierten Motorboote, sondern auch weitere technische Details wie Bootstyp, Bootslänge oder Motorleistung zu erfassen, konnte deshalb nicht realisiert werden. Es erfolgte lediglich eine lückenhafte Schätzung zur Größenordnung des Bootsbestands. Das größte Defizit in dieser Hinsicht ist das Fehlen eines zentralen Registers oder einer gemeinsam verwalteten Datenbank für Bootsregistrierungen, analog zum Zentralen Fahrzeugregister (ZFZR) des Kraftfahrt-Bundesamtes (KBA), welches die Daten aller in Deutschland zugelassenen PKW verwaltet. Diese Daten sind öffentlich zugänglich und können von der Homepage des KBA für beliebige Jahre oder Bundesländer als Excel-Daten heruntergeladen werden (diese enthalten bis auf Landkreisebene heruntergebrochene Daten zu Gesamtzulassungen, Motorgröße, gewerblicher oder privater Nutzung etc.). Für den Bootsbestand erfolgte die Rückmeldung einiger Meldestellen erst nach wiederholter Aufforderung, während von anderen Meldestellen keinerlei Rückmeldung zu verzeichnen war. Außerdem waren von Meldestelle zu Meldestelle der Umfang und die Aufarbeitung der vorhandenen Daten sehr unterschiedlich: Manche Meldestellen übermittelten Daten wie Motortyp und

leistung, Anzahl der Neuzulassungen pro Jahr und weitere zusätzliche Informationen, während andere Meldestellen nur die aktuelle Anzahl der registrierten Sportboote übermittelten. Selbst die beiden Ämter der WSV, das WSA Oder-Havel und das WSA Spree-Havel, führen keine gemeinsame Datenbank und übermittelten unterschiedliche Daten. Außerdem gibt es keine Abmeldepflicht für Bootseigentümer*innen, sodass davon auszugehen ist, dass ein Teil der übermittelten Daten über registrierte Sportboote nicht mehr zum tatsächlichen Bootsbestand zählen. Boote die beispielsweise wegen ihres Alters oder eines Havarievorfalles verschrottet, verkauft, aus dem Wasser gezogen wurden oder noch im Wasser liegen aber nicht mehr fahrtüchtig sind, werden nicht zwangsläufig bei der verantwortlichen Stelle abgemeldet. Dafür sind die Meldestellen auf die Gewissenhaftigkeit der Bootseigentümer*innen angewiesen. Ob also von der Gesamtzahl der gemeldeten Sportboote beispielsweise 5, 10 oder 20% nicht mehr fahrtüchtig oder aus sonstigen Gründen aus der Flotte entfernt wurden, lässt sich nur sehr schwer einschätzen.

Die Zusammenstellung der Daten zum Liegeplatzbestand in Berlin und Brandenburg (vgl. Kapitel 0) diente auch dazu, die Größenordnung des ermittelten Bootsbestandes zu validieren. Es war zwar davon auszugehen, dass der Liegeplatzbestand und der Bootsbestand nicht perfekt übereinstimmen würden, die Größenordnungen jedoch vergleichbar wären. Die aktuellsten Daten zum Liegeplatzbestand stammten vom DMV e.V. und wurden für das Jahr 2022 ermittelt. Für Berlin und Brandenburg wurden Liegeplätze Liegeplätze (ohne private Liegeplätze) gezählt, was bei einem geschätzten zusätzlichen privaten Liegeplatzanteil von 15 % auf einen Gesamtliegeplatzbestand von ca. 43.000 schließen lässt. Dem stehen ca. 86.000 in Berlin und Brandenburg zugelassene Sportboote gegenüber, ohne Berücksichtigung der Zulassungen beim DMV e.V. und ADAC e.V.. Dies entspräche etwa der doppelten Anzahl von Sportbooten im Vergleich zu den Liegeplätzen. Ob damit die Anzahl der Liegeplätze unterschätzt oder der Bestand an Sportbooten überschätzt wurde, ist schwer zu sagen. Zum einen könnten Boote in Berlin und Brandenburg gemeldet sein, die tatsächlich in anderen Revieren liegen, zum anderen könnten Boote gemeldet sein, die jedoch bereits aus der aktiven Flotte ausgeschieden sind und nicht abgemeldet wurden. Inwieweit dies die Diskrepanz in der Größenordnung zwischen Liegeplatzbestand und Bootsbestand erklärt, kann nicht mit Gewissheit beantwortet werden.

Wenn Daten zum Boot- und zum Liegeplatzbestand flächendeckend und unkompliziert abgerufen werden könnten, würde dies eine viel genauere Betrachtung der Entwicklungen des motorisierten Wassersports und der Freizeitschifffahrt erlauben und zielgerichtete Managementmaßnahmen ermöglichen, denn die Neuzulassungen eines Jahres spiegeln das Bootsaufkommen der Folgejahre wider. Dabei ist es besonders hinsichtlich der Auswirkungen des motorisierten Wassersports auf die Ökologie der Gewässer von großer Bedeutung, neue Trends und Entwicklungen frühzeitig zu erkennen, um Maßnahmen zu ergreifen, diese Entwicklungen begleiten und ökologisch lenken zu können. Dafür bedarf es jedoch einer soliden und mehrjährigen Datenlage, die nicht nur den aktuellen Bootsbestand wiedergibt, sondern beispielsweise die jährliche Anzahl an Neuzulassungen und die technischen Aspekte der Boote wie Länge, Leistung usw. beinhaltet.

Bootsverkehr an Schleusen

Zwar ist der Bootsverkehr an den Hauptwasserwanderwegen immer noch sehr hoch, jedoch wurde seit einigen Jahren ein Rückgang des Bootsverkehrs an diesen Schleusen beobachtet. Dies ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass manche Wassersporttourist*innen und Freizeit-Skipper diese stark frequentierten Schleusen und Wasserwanderwegen zunehmend meiden. Lange Warteschlangen an Schleusen und ein hoher Bootsverkehr auf den Wasserstraßen entsprechen möglicherweise nicht den Vorstellungen von Erholung, die man sich auf dem Wasser wünscht. In der Konsequenz weichen einige Bootsfahrer*innen auf weniger stark frequentierte Reviere aus. Dies lässt sich an den teils leicht, teils stark zunehmenden Bootsschleusen an kleineren Schleusen erkennen, die zu weniger frequentierten Seitengewässern führen (Bsp. Schleuse Himmelpfort). Diese Entwicklung sollte in den nächsten Jahren weiter beobachtet werden, da sie aus naturschutzfachlicher und gewässerökologischer Sicht eine wichtige Rolle für weniger frequentierte und naturnähere Erholungsgebiete spielen kann. Da Bundeswasserstraßen und große Hauptwasserwanderwegen einem dauerhaft hohen Nutzungsdruck ausgesetzt sind, könnten ruhigere und nicht so stark frequentierte Gewässer und Gewässerabschnitte besonders wertvolle Entwicklungs- und Rückzugsmöglichkeiten für Flora und Fauna bieten und eine natürlichere Uferstruktur ermöglichen. Eine Erschließung und Ausweitung solcher Reviere, insbesondere durch den motorisierten Wassersport, könnte weit-

reichende, negative Folgen für die Gewässerökologie und -struktur, und letztlich für die Erreichung der Ziele der EG-WRRL haben.

Die Interpretation der Schleusendaten wird jedoch durch einen Faktor erschwert, der die Aussagekraft der Daten schwächt. Zwar wird bei vielen Schleusen der Bootstyp erfasst und in bis zu drei verschiedene Kategorien eingeteilt (Sportboot, Fahrgastschiff, gewerbliche Nutzung). Innerhalb der Kategorie Sportboot wird jedoch nicht nach Art und Antrieb unterschieden, so dass sowohl motorbetriebene als auch muskelbetriebene Sportboote erfasst werden. Eine Motoryacht und ein Kanu fallen also beide in die Kategorie Sportboot. Jedoch dürfte es je nach Revier erhebliche Unterschiede in der Zusammensetzung des Bootsverkehrs geben. Während an den Hauptachsen der Bundeswasserstraßen die motorisierte Freizeitschifffahrt das Verkehrsbild dominieren dürfte, gibt es auf kleineren Seitengewässern und nicht so stark befahrenen Wasserwanderwegen ein großes Aufkommen von Kanus und sonstigen muskelbetriebenen Sportbooten. Eine statistische Erfassung dieser Differenzierung des Verkehrsbildes ist mit der derzeitigen Datenerhebung an den Schleusen jedoch nicht möglich. Auch in Bezug auf die hier vorgestellten Daten stellt sich die Frage, ob beispielsweise der verzeichnete Rückgang des Bootsverkehrs an den stark frequentierten Schleusen mehr auf die motorisierte Freizeitschifffahrt oder auf den muskelbetriebenen Wassersport zurückzuführen ist. Umgekehrt wäre es wichtig, unterscheiden zu können, ob die Zunahme des Bootsverkehrs in den kleineren und ruhigeren Revieren die Folge einer intensiveren Erschließung durch Motorboote oder durch Paddler*innen und Kanut*innen ist. Insbesondere hinsichtlich der Bewertung der ökologischen Belastungen durch Wassersporttourismus sind motorbetriebener und muskelbetriebener Wassersport keineswegs gleichzusetzen.

Perspektive von Marinas und Sportboothäfen

Obwohl die Umfrage an Marinas und Sportboothäfen eine geringere Rücklaufquote erreichte als ursprünglich erhofft, können diese Daten trotzdem helfen, die Perspektive der Betreiber*innen zu beleuchten und besser zu verstehen. Die Wahrnehmung der Entwicklung der Sport- und Freizeitschifffahrt durch die Befragten war durchweg positiv und wurde von vielen als wachsend wahrgenommen. Etwas zurückhaltender war das Stimmungsbild hinsichtlich der eigenen Geschäftslage, die eher als stabil eingeschätzt wurde, dennoch äußerte etwa ein Drittel der Befrag-

ten den Wunsch sich zu vergrößern. Neben der Bürokratie, die von den meisten Befragten als größtes Hemmnis für die Entwicklung der Sport- und Freizeitschifffahrt genannt wurde, zeigten sich viele Marinas und Sportboothäfen von den Einschränkungen durch Niedrigwasser und Infrastruktur stark betroffen. Von Niedrigwasser sind vor allem größere Motorboote betroffen, die einen größeren Tiefgang zum Fahren benötigen, wie z. B. Motoryachten. Da der Bootsbestand der meisten Marinas und Sportboothäfen überwiegend aus Motoryachten bestand, wäre es daher nachvollziehbar, dass diese von Niedrigwasser besonders betroffen sind. Auch der Wunsch nach einem stärkeren Ausbau der Gewässerinfrastruktur, der bei den gewünschten Maßnahmen am häufigsten genannt wurde, könnte darauf abzielen, Niedrigwasser durch einen stärkeren Ausbau der wasserbaulichen Infrastruktur entgegenzuwirken und zu kontrollieren. Hier sollten zukünftige Maßnahmen, Managementstrategien und Öffentlichkeitsarbeit ansetzen, denn wie viele Betreiber*innen befürchten, werden laut Klimaprognosen das Ausmaß und die Dauer von Dürren und Niedrigwasser zunehmen ([10]). Besonders der Nordosten Deutschlands dürfte davon langfristig betroffen sein. Die von den Schifffahrtsklassen vorgeschriebenen Tauchtiefen könnten in einigen Gewässern oder Wasserstraßenpassagen immer häufiger unterschritten werden. Schon heute ist die Situation oft angespannt, und schwankende Wasserstände erschweren immer wieder den Schiffsverkehr. Diese Problematik wurde bereits im WEP 4 ([9]) thematisiert, noch vor den Trockenjahren 2018-2020 und 2022. Auch ein verstärkter Ausbau der wasserbaulichen Infrastruktur wird dieses Defizit im Wasserhaushalt langfristig nicht ausgleichen können. Vor dem Hintergrund der Einschränkungen durch Wasserstandsschwankungen wurde im WEP 4 dazu aufgerufen, beim weiteren Ausbau der Infrastruktur lokale Konzepte zu entwickeln, die die naturräumlichen Gegebenheiten berücksichtigen. So wird z. B. vorgeschlagen, dieser Problemlage durch eine Entwicklung hin zu geeigneten, flachgehenden Bootstypen zu begegnen und die Sportbootanlegestellen zukünftig zu Biwakplätzen oder Wasserwanderrastplätzen weiterzuentwickeln. Die Betreiber*innen sollten sich auf solche Szenarien vorbereiten und diese berücksichtigen, sofern sie Investitionen für ihren Betrieb planen. Entgegen der aktuellen Entwicklung wären kleinere bzw. flachere Boote mit geringerem Tiefgang besser an Wasserstandsschwankungen angepasst.

Im Allgemeinen schienen die Betreiber*innen Verständnis für die Umwelt- und Naturschutzvorschriften zu haben, jedoch zeigte sich, dass die

Wahrnehmung der ökologischen Auswirkungen durch den motorisierten Wassersport unterschätzt wird. Obwohl einzelne Teilnehmer*innen der Umfrage mehrfach auf ökologische Belastungen durch die Schifffahrt in ihrem Gebiet hinwiesen, schätzte die Mehrheit der Befragten die ökologischen Auswirkungen als gering ein. Trotzdem stuften ca. 30-40% der Teilnehmer*innen die Umweltauswirkungen sowohl in ihrer Gesamtheit als auch für die einzelnen Belastungstypen als mittel oder hoch ein. Das Verständnis für Umweltbelastungen durch Wellengang, physische Schäden an Pflanzen oder die Bebauung von Uferbereichen scheint größer zu sein als für einige andere Belastungstypen. Beispielsweise wird das Risiko der Einschleppung und Ausbreitung invasiver Arten durch die Schifffahrt am geringsten eingeschätzt. Dennoch wird die Ausbreitung von Neozoen (invasive Arten) als eine der wichtigsten ökologischen Auswirkungen der Schifffahrt angesehen. Aus den unterschiedlichen Antworten zu den ökologischen Wechselwirkungen im Zusammenhang mit der Sport- und Freizeitschifffahrt lässt sich ableiten, dass mehr Aufklärungsarbeit und Anstrengungen nötig wären, um die Betreiber*innen stärker über ökologische Zusammenhänge zu informieren und zu sensibilisieren. Die von einigen Marinas und Sportboothäfen genannten Maßnahmen, um ihren Betrieb nachhaltiger und umweltverträglicher zu gestalten, zeigen, dass es sich dabei um ein breites Spektrum handelt. Einige Maßnahmen, wie die Umstellung auf nachhaltige Energiequellen, der Verzicht auf umweltschädliche/biozidhaltige Stoffe bei der Bootspflege oder die Verwendung natürlicher Baustoffe und ökologischer Bauweisen bei der Hafeninfrastruktur, sind durchaus Maßnahmen, die zu einer ökologischen Aufwertung beitragen. Andere, ebenfalls aufgeführte Maßnahmen, wie z. B. der Einsatz von Technik zur Verhinderung von Leckagen beim Betanken oder Abpumpen von Abwasser, die Vermeidung von Abwassereinleitungen in Gewässer oder der sorgsame Umgang mit Chemikalien sind nur indirekt ökologisch wirkende Maßnahmen und sollten nicht mit solchen gleichgesetzt werden. Vielmehr handelt es sich um einen ordnungsgemäßen Umgang, deren Nichteinhaltung ein Verstoß gegen diverse Gesetze und Vorschriften darstellen würde. Um solche Gleichsetzungen in Zukunft zu vermeiden, braucht es mehr zielgruppenorientierte Informationskampagnen und die Beteiligung der Betreiber*innen an der Erarbeitung von Leitfäden und Förderstrategien für mehr ökologische Maßnahmen in Marinas und Sportboothäfen.

SCHLUSSFOLGERUNGEN UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Der steigende Nutzungsdruck durch Schifffahrt und motorisierten Wassersport auf den Seen führt zunehmend zu Interessenkonflikten zwischen Nutzungen und Gewässerschutz. Obwohl zahlreiche Gesetze und Richtlinien den Bootsverkehr regeln und Rahmenbedingungen für eine umweltverträgliche Nutzung der Gewässer vorgeben, zeigen sich in einigen Bereichen Defizite in der Umsetzung und im Vollzug dieser Rahmenbedingungen. Angesichts zunehmender externer Stressfaktoren für aquatische Ökosysteme (u. a. Niedrigwasser, steigende Nährstoffbelastungen, Rückgang der Biodiversität) sollte die Vermeidung weiterer Belastungen der Gewässerökologie oberste Priorität haben. Diese Aufgabe erfordert jedoch ein Umdenken und gemeinsame Bemühungen von allen beteiligten Akteuren: Forschung, Behörden und Nutzer*innen.

Anpassungsbedarf des Schifffahrtsrechts

Die Rechtslage für Sport- und Freizeitboote sowie für die Freizeitschifffahrt ist in vielen Aspekten nutzerfreundlich gestaltet und stellt keine sehr hohen Anforderungen an die Bootshalter*innen. Gleichwohl macht der Bootsverkehr im Freizeitbereich einen erheblichen Teil des Schiffsverkehrs auf den Wasserstraßen aus und es sollten vergleichbare Gesetze und Vorschriften wie für den Kraftfahrzeugsektor gelten. Drei Kernpunkte, die in Anlehnung an den Kfz-Bereich für die Sport- und Freizeitschifffahrt geändert werden müssten, sind: Die Einführung einer Bootsteuer, regelmäßige technische Untersuchungen und die Einführung eines zentralen Melderegisters (letzteres wird weiter unten gesondert diskutiert). Die Unterhaltung der Wasserstraßen zur Gewährleistung der Schifffahrt und die Instandhaltung der Schleusen verursachen enorme Kosten für Bund und Länder. Neben der Fahrgast- und Berufsschifffahrt, die diese Infrastruktur nutzen, beansprucht auch die Sport- und Freizeitschifffahrt die Wasserstraßen- und Schleuseninfrastruktur in nicht unerheblichem Maße. In Brandenburg stellen private Motorboote auf den meisten Wasserstraßen den mit Abstand größten Verkehrsanteil (siehe Schleusenverkehr). Dabei zahlen die Bootsinhaber*innen keine Gegenleistung für die Inanspruchnahme dieser Leistungen. Ähnlich wie Pkw-Halter*innen eine Abgabe in Form der Kfz-Steuer entrichten müssen, sollten Bootsinhaber*innen eine Bootsabgabe entrichten, die sich nach Hubraum, Abgasnorm, CO₂-Ausstoß und Bootsgröße bemisst.

Diese Einnahmen könnten nicht nur dazu dienen, einen Teil der Kosten für die Instandhaltung der Wasserstraßen und Schleusen zu decken, sondern auch als ökologische Kompensationsmittel beispielsweise für Gewässerrenaturierungsprojekte und ökologische Baumaßnahmen eingesetzt werden. Zudem gehören Bootsinhaber*innen zum finanziell besser gestellten Teil der Gesellschaft (vgl. 0) und eine solche Abgabe wäre durchaus zumutbar.

Ein weiterer Punkt betrifft die Einführung von regelmäßigen technischen Untersuchungen und Abgasuntersuchungen. Ähnlich wie PKW alle zwei Jahre zur Hauptuntersuchung und Abgasuntersuchung müssen, sollten auch private Sport- und Freizeitboote in regelmäßigen Abständen einer technischen Untersuchung unterzogen werden (beispielsweise nach dem Modell der *Nachuntersuchung* in der Bodensee-Schifffahrts-Ordnung). Dies würde zum einen der Sicherheit der Besatzung und des Verkehrs auf den Wasserstraßen dienen, zum anderen aber auch mögliche Gewässerbelastungen z. B. durch Öl-/Kraftstoffaustritt oder Abgasverunreinigungen reduzieren. Es erscheint widersprüchlich, dass PKW, die in einem Wasserschutzgebiet abgestellt werden, eine Auffangwanne unter dem Motor haben müssen, falls Öl austritt, andererseits aber Motorboote jahrzehntelang auf den Gewässern fahren dürfen, ohne jemals eine technische Untersuchung durchführen zu müssen. *Zugelassene* Fahrzeuge wie Fahrgastschiffe, Fähren, Lastkähne und andere schwimmende Anlagen sind dazu bereits verpflichtet. Allerdings brauchen nur Fahrzeuge ab einer Länge von 20 Metern oder einem Tiefgang von mehr als 100 Kubikmetern eine Zulassung. Kleinfahrzeuge brauchen keine Zulassung, sondern sind *kennzeichenpflichtig* (beides ist nicht gleichzustellen). Wären Sport- und Freizeitboote (sog. Kleinfahrzeuge) zulassungspflichtig (und nicht nur kennzeichnungspflichtig), so wären sie verpflichtet, diese technischen Untersuchungen und Nachuntersuchungen durchführen zu lassen. In Tabelle 6 sind Vorschläge aufgeführt, wie diese Anpassungen in der LSchiffV Brandenburg (§40 und §41) formuliert werden könnten.

Die Aufhebung der Führerscheinplicht bis zu einer Nutzleistung von 15 PS oder einer Länge von 15 Metern wird von vielen Behörden, Verbänden und Betreibern heftig kritisiert und die Forderungen nach einer Aufhebung des Gesetzes werden immer lauter. Vertreter des DMV e.V. fordern eine Führerscheinplicht für alle motorisierten Wasserfahrzeuge, andere Wassersportinitiativen fordern eine Herabstufung der Führerscheinplicht auf 5 PS. Re-

gelungen zur Fahrerlaubnis sind in der SpFV enthalten und die LSchiffV verweist in § 8 zur Fahrerlaubnispflicht auf die SpFV. Wie eine Änderung der LSchiffV oder der SpFV aussehen könnte ist in Tabelle 6 (§ Fahrerlaubnispflicht) formuliert.

Die Regelungen zur Fahrgeschwindigkeit in der Brandenburgischen LSchiffV wurden weitgehend aus der BinSchStrO übernommen. Kleinfahrzeuge dürfen bis zu 15 Kilometer pro Stunde fahren, wenn sie mindestens 5 Meter vom Ufer entfernt sind. Hat der See eine Mindestbreite von 250 Metern, dürfen Kleinfahrzeuge ab einem Abstand von 100 Metern zum Ufer 25 Kilometer pro Stunde fahren. Diese Regelung mag für sehr große Seen nachvollziehbar sein, für Brandenburg, wo die schiffbare Seenlandschaft aus ca. 150 Seen und Flusseen unterschiedlicher Größe und heterogener Morphologie besteht, erscheint diese Regelung jedoch ungeeignet. Eine einheitliche Geschwindigkeitsbegrenzung wäre sowohl für die Bootsführer*innen als auch für die Geschwindigkeitskontrollen übersichtlicher. Ein Vorschlag zur Änderung der LSchiffV ist in Tabelle 6 formuliert. Diese Regelung sollte jedoch nicht nur für die Landesgewässer, sondern für das gesamte Wasserstraßennetz Brandenburgs gelten. Zudem erscheint die Regelung zum Schutz der Ufer unzureichend (unter 5 m Abstand vom Ufer dürfen Kleinfahrzeuge mit einer Geschwindigkeit von 7 km/h fahren). In der Bodensee-Schiffahrts-Ordnung ist z. B. eine Uferschutzzone von 300 Metern festgelegt, in der Boote mit einer Höchstgeschwindigkeit von 10 Kilometern pro Stunde und nur auf dem kürzesten Weg zum An- oder Ablegen fahren dürfen. Eine vergleichbare Regelung zum besseren Schutz der Ufer- und Flachwasserzonen der Brandenburger Seen vor Motorbooten wäre wünschenswert. Auch Wasserpflanzenbestände wie Schilf, Rohrkolben, Binsen und Rohrglanzgras sind nicht ausreichend vor der Schifffahrt geschützt. In der LSchiffV ist festgelegt, dass ein Mindestabstand von einem Meter zu diesen bewachsenen Bereichen einzuhalten ist, soweit die Gewässergröße dies zulässt. Wasserpflanzenbestände und die darin lebende und brütende (Avi-) Fauna ist jedoch sehr empfindlich gegenüber Störungen wie Wellenschlag, Erosion oder Lärm und müssen vor der Schifffahrt besser geschützt werden. Zu diesen Beständen sollten die gleichen Regeln wie für die Uferandzone gelten: Mindestens 5 Meter Abstand oder eine Höchstgeschwindigkeit von 7 km/h (Tabelle 6).

Zentrales Melderegister für kennzeichenpflichtige Kleinfahrzeuge

Es hat sich gezeigt, dass die derzeitige Zersplitterung der Meldestellen für motorisierte Sport- und Freizeitboote (sog. Kleinfahrzeuge) erhebliche Herausforderungen mit sich bringt. Die fehlende zentrale Erfassung führt nicht nur dazu, dass eine Zusammenstellung der Meldedaten mit einem unverhältnismäßig hohen Zeit- und Energieaufwand verbunden ist, sondern auch, dass eine effektive Durchsetzung geltender Gesetze stark erschwert wird. Ohne eine zentrale und einheitliche Registrierung ist es nahezu unmöglich, belastbare Daten für eine fundierte Bewertung des Bootsbestands und der Bootsstruktur zu erheben. Dies hat weitreichende Folgen, da auf dieser Basis keine begründbaren Maßnahmen zum Schutz von aquatischen Lebensräumen entwickelt und umgesetzt werden können. Hinzu kommt, dass die Erfassung und Struktur der Meldedaten so unterschiedlich ist, dass ein Vergleich bzw. eine Kompatibilität der Datensätze verschiedener Meldestellen sehr schwierig ist. Ein zentral geführtes Bootsmelderegister ist daher unabdingbar, um zukünftig Größe, Struktur und Entwicklung des Bootsbestandes erfassen und beobachten zu können. So könnte sowohl weiterführende Forschung als auch die ordnungsgemäße Verwaltung und der Schutz ökologisch sensibler Gebiete gewährleistet werden. Darüber hinaus sollte eine Abmeldepflicht eingeführt werden, verbunden mit der Verpflichtung für Bootseigentümer*innen, abgemeldete Boote aus dem Wasser zu entfernen, um sicherzustellen, dass die Daten der gemeldeten Boote auch dem tatsächlichen aktiven Bootsbestand entsprechen. Als Vorbild sollte das Zentrale Fahrzeugregister (ZFZR) des KBA dienen. Der Umfang und die Struktur der erhobenen Daten sollten unabhängig von der Meldestelle gleich sein und die Meldedaten regelmäßig an die zentrale Meldestelle übermittelt werden. Die gesammelten Daten sollten mindestens folgende Informationen enthalten: Bundesland, Erstzulassung, Schiffsabmessungen, Wasserverdrängung, Tiefgang, Motortyp/-leistung und das Vorhandensein fester sanitärer Einrichtungen. Darüber hinaus sollten diese Daten öffentlich und frei zugänglich sein. Die Aufgabe, ein solches Melderegister zu führen, könnte entweder bei der WSV des Bundes liegen oder es könnte geprüft werden, ob das KBA diese Aufgabe übernehmen könnte. Für letzteres spräche die langjährige Erfahrung des KBA mit der Erhebung und Pflege solcher Melderegister. Der Vorschlag eines zentralen Bootsmelderegisters wurde sowohl vom WSA als auch vom DMYV e.V. unterstützt.

Tabelle 6:**Änderungsvorschläge für die Landesschiffverkehrsverordnung (LSchiffV) Brandenburg.**

LSchiffV	Rechtsnorm (aktuell)	Vorgeschlagene Änderung (ergänzen: fett; entfernen: durchgestrichen)	Begründung
§8 Fahrerlaubnispflicht	(5) Für Kleinfahrzeuge und Sportboote mit einer Länge von weniger als 15 Metern gilt die Sportbootführerscheinverordnung (SpFV).	Wer im Geltungsbereich ein Fahrzeug führen will, das mit einer Antriebsmaschine ausgerüstet ist, dessen effektive Nutzleistung 3,68 Kilowatt (5PS) übersteigt oder die Länge von 15 Metern überschreitet, bedarf einer gültigen Fahrerlaubnis der jeweiligen Kategorie.	Aktuell: Fahrerlaubnisfrei bis 15 PS (SpFV). Eine Fahrerlaubnispflicht ab 5 PS wird von Behörden, Umwelt- und Wassersportverbänden gefordert (Muskelbetrieene- und Motorsportverbände, DMYV)
§40 Zulassung	(1) Alle Fahrzeuge mit einer Länge ab 20 Meter oder deren Produkt aus Länge mal Breite mal Tiefgang ein Volumen ab 100 Kubikmeter ergibt [...] dürfen nur am Verkehr teilnehmen, wenn sie zugelassen sind.	Alle kennzeichenpflichtigen Fahrzeuge dürfen nur am Verkehr teilnehmen, wenn sie zugelassen sind.	Stellt gleiche Anforderungen an Kleinfahrzeuge (=Sportboote): Technische Untersuchung für Zulassung und Nachuntersuchungen in regelmäßigen Abständen.
§41 Nachuntersuchung, Sonderuntersuchung, Untersuchung von Amts wegen	(1) Zugelassene Fahrzeuge und schwimmende Anlagen sind in bestimmten Zeitabständen erneut zu untersuchen (Nachuntersuchung). Die Fristen für die Nachuntersuchung betragen bei: 1. Neubauten zehn Jahre, 2. neugebauten Fahrgastschiffen, Fähren und Personenkähnen fünf Jahre, 3. Fahrgastschiffen, Fähren zwei Jahre, 4. anderen Fahrzeugen und schwimmenden Anlagen einschließlich Personenkähne drei Jahre.	(1) Zugelassene Fahrzeuge und schwimmende Anlagen sind in bestimmten Zeitabständen erneut zu untersuchen (Nachuntersuchung). Die Fristen für die Nachuntersuchung betragen bei: 1. Neubauten zehn Jahre, 2. neugebauten Fahrgastschiffen, Fähren und Personenkähnen fünf Jahre, 3. Fahrgastschiffen, Fähren zwei Jahre, 4. anderen Fahrzeugen, Kleinfahrzeugen und schwimmenden Anlagen einschließlich Personenkähne drei Jahre.	Technischen Nachuntersuchungen auch von Sportbooten (sog. Kleinfahrzeugen) alle drei Jahren

LSchiffV	Rechtsnorm (aktuell)	Vorgeschlagene Änderung (ergänzen: fett ; entfernen: durchgestrichen)	Begründung
§45 Fahrgeschwindigkeit	(2) Die zulässige Höchstgeschwindigkeit gegenüber dem Ufer beträgt 1. für Fahrzeuge und Verbände 12 Kilometer pro Stunde, für Kleinfahrzeuge 15 Kilometer pro Stunde, 2. in den Uferrandzonen, und damit in einer Entfernung von bis zu 5 Metern vom Ufer, 7 Kilometer pro Stunde, 3. soweit das Gewässer - mit Ausnahme auf dem Senftenberger See und dem Mellensee - eine Mindestbreite von über 250 Metern hat, ab einer Entfernung von 100 Metern zum Ufer für Fahrzeuge und Verbände 15 Kilometer pro Stunde, für Kleinfahrzeuge 25 Kilometer pro Stunde.	(2) Die zulässige Höchstgeschwindigkeit gegenüber dem Ufer beträgt 1. für alle Fahrzeuge (inkl. Kleinfahrzeuge) und Verbände 12 Kilometer pro Stunde, 2. in den Uferrandzonen, und damit in einer Entfernung von bis zu 5 Metern vom Ufer, 7 Kilometer pro Stunde, ~~3. soweit das Gewässer - mit Ausnahme auf dem Senftenberger See und dem Mellensee - eine Mindestbreite von über 250 Metern hat, ab einer Entfernung von 100 Metern zum Ufer für Fahrzeuge und Verbände 15 Kilometer pro Stunde, für Kleinfahrzeuge 25 Kilometer pro Stunde.~~	1. einheitliche Geschwindigkeitsbegrenzungen sind sowohl für Bootsfahrer*innen als auch für Kontrollen übersichtlicher 2. Wellenhöhe nimmt mit zunehmender Geschwindigkeit zu. 3. Punkt (3) auf Brandenburger Seen kaum anwendbar. Zu unübersichtlich. 4. Diese Regelung sollte nicht nur für schiffbare Seen nach LSchiffV gelten, sondern für alle schiffbaren Seen Brandenburgs
§47 Einschränkungen der Schifffahrt	(1) Bestände von Wasserpflanzen im Uferbereich, wie Schilf, Rohrkolben, Binsen und Seerosen dürfen nicht befahren werden. Zu diesen bewachsenen Uferzonen ist, soweit die Gewässergröße es zulässt, ein Mindestabstand von einem Meter einzuhalten.	(1) Bestände von Wasserpflanzen im Uferbereich, wie Schilf, Rohrkolben, Binsen und Seerosen dürfen nicht befahren werden. Zu diesen bewachsenen Uferzonen ist ein Mindestabstand von fünf Metern einzuhalten. Wenn die Gewässergröße es nicht zulässt und der Mindestabstand von fünf Metern nicht eingehalten werden kann, darf die Fahrgeschwindigkeit 7km/h nicht überschreiten.	Wasserpflanzenbestände (und die darin lebende/brütende (Avi-)Fauna sind hochsensibel gegenüber Wellenschlag, Erosion, Lärm und müssen vor der Schifffahrt besser geschützt werden.

Schleusenverkehr: Zentrale Erfassung der Bootsschleusungen und Differenzierung nach Antriebsart (Motor- vs. Muskelbetrieben)

Die WSA erfassen den Bootsverkehr an den Schleusen der Bundeswasserstraßen. Der Bootsverkehr an den Schleusen der Landesgewässer wird hingegen von den Betreiber*innen, also dem LBV bzw. den Wasser- und Bodenverbänden erhoben. Diese geben ihre Daten jedoch aufgrund der unterschiedlichen Zuständigkeiten (Bundes-/Landeswasserstraße) nicht automatisch an den LBV bzw. die WSA weiter. Somit kann nicht mit einer einzigen Anfrage der Bootsverkehr an allen Schleusen abgefragt werden, sondern es müssen die einzelnen Betreiber*innen und Verantwortlichen angefragt werden. Auch hierfür wäre es sinnvoll, pro Bundesland eine zentrale Stelle einzurichten, an die die Betreiber*innen einer Schleuse in regelmäßigen Abständen (beispielsweise zum Jahresende) die Anzahl der geschleusten Boote übermitteln. Dies würde für die einzelnen Schleusenbetreiber*innen keinen Mehraufwand bedeuten und gleichzeitig eine wesentlich einfachere und regelmäßige Überwachung des Bootsverkehrs in den einzelnen Wassersportrevieren ermöglichen.

Ein weiterer Handlungsvorschlag betrifft die Kategorien, in die der Schiffsverkehr an den Schleusen eingeteilt wird. Die Kategorie „Sportboote“ umfasst alle Boote des Wassersports und der Sport- und Freizeitschiffahrt und damit sowohl motorbetriebene als auch muskelbetriebene Sportboote. Für das Management des Bootsverkehrs und des Wassersporttourismus sowie für die Bewertung und Minderung der Umweltauswirkungen spielt es jedoch eine wichtige Rolle, ob es sich um Yachten, Motorboote oder Kanus handelt. Das Verhältnis von Motorbooten zu muskelbetriebenen Sportbooten ist nicht an allen Schleusen gleich, sondern dürfte von Revier zu Revier sehr unterschiedlich sein. Eine pauschale Abschätzung des Anteils muskelbetriebener Sportboote würde der heterogenen Verteilung von Wasserwanderer*innen und Wassersporttourist*innen nicht gerecht. Eine Unterteilung der Kategorie „Sportboot“ in „Motorsportboot“ und „muskelbetriebenes Sportboot“ würde den Bootsverkehr wesentlich genauer abbilden. Dies würde es ermöglichen, die ökologischen Belastungen und den Nutzungsdruck durch die Sport- und Freizeitschiffahrt genauer zu untersuchen und revier- und zielgruppenorientierte Management- und Entwicklungskonzepte zu entwickeln.

Liegeplatzkataster

Die Genehmigung von Liegeplätzen erfolgt durch die Verwaltungen der Landkreise und kreisfreien Städte. Diese führen jedoch in der Regel kein digitales Liegeplatzkataster, mit dem die Anzahl und räumliche Verteilung der Liegeplätze ohne großen Aufwand erfasst und ausgewertet werden könnte. Dies hat zur Folge, dass seit der letzten Liegeplatzzählung im Rahmen der Aufstellung des 4. WEP Brandenburg ([9]) keine aktuelleren amtlichen Zahlen zum Liegeplatzbestand erhoben wurden. Nach Rücksprache mit den UWB, dem WSA und der WSP hat sich herausgestellt, dass es an den Brandenburger Gewässern eine Vielzahl nicht genehmigter Liegeplätze bzw. Anlagen mit bereits erloschener Genehmigung gibt. Diese zu identifizieren und dagegen vorzugehen, stellt die Behörden vor große Herausforderungen, da oft Zeit und personelle Kapazitäten fehlen. Erste wesentliche Maßnahmen wären daher die personellen Kapazitäten des Vollzuges zu stärken und die Pflicht zur Zusammenarbeit zwischen Landes- und Bundesbehörden zu verbessern.

Steganlagen und andere Bootsliegeplätze, sowohl private als auch gewerbliche, die über eine gültige Genehmigung verfügen, sollen als Infrastruktureinheiten in digitalen Karten erfasst und als Liegeplatzkataster wie andere GIS-Daten über das Geodatenportal des Landes Brandenburg öffentlich zugänglich gemacht werden. Ein solches Liegeplatzkataster würde eine wesentlich genauere Auswertung des Liegeplatzbestandes und dessen Verteilung nach Wassersportrevieren und Gewässern ermöglichen. Es wäre auch eine große Hilfe, um ungenehmigte Liegeplätze schneller zu erkennen und dagegen vorzugehen.

Konzepte, Management- und Anpassungsstrategien für Niedrigwasserprognosen weiter ausbauen

Die Nutzungen im Umfeld der Seen und Flüsse Brandenburgs sind in vielen Fällen wenig intensiv, so dass sich ein Engagement im Sinne naturnaher Entwicklungen lohnen würde und dem grundsätzlich auch eine überregionale Bedeutung beigemessen werden könnte, sowohl im Hinblick auf die Ziele der EU-WRRL als auch im Sinne der Förderung und Entwicklung eines nachhaltigen und naturnahen Wassertourismus. Dem stehen jedoch eine zunehmende Wasserknappheit als Folge steigender Jahresmitteltemperaturen und Temperaturextreme sowie eine Abnahme der Jahresniederschläge im Nordosten Deutschlands gegenüber. Diese klimatischen und meteorologischen Entwicklungen der letzten

Jahre/Jahrzehnte, die sich nach Prognosen und Klimamodellen in absehbarer Zeit nicht verbessern, wenn nicht sogar verschärfen werden, führen zu Defiziten im Wasserhaushalt, die u. a. zur Folge haben, dass Grundwasser- und Oberflächenwasserstände regional stark schwanken können. Für solche Szenarien, die sowohl ökosystemare Auswirkungen auf die Gewässer als auch erhebliche Beeinträchtigungen der Schiffbarkeit mit sich bringen, müssen lösungsorientierte Ansätze entwickelt werden, die zukunftsfähig und resilient gegenüber zukünftigen Schwankungen sind.

Dies wurde bereits im WEP 4 ([9]) thematisiert und darauf hingewiesen, dass die Befahrbarkeit bestimmter Gewässerabschnitte (z. B. Untere Spree) mit motorisierten Booten durch stark schwankende Wasserstände erschwert wird und somit die Mindestwerte für die hier geltende Wasserstraßenklasse häufig nicht eingehalten werden können. Vor dem Hintergrund der Einschränkungen durch Wasserstandsschwankungen wurde im WEP 4 gefordert, lokale Konzepte zu entwickeln, die die naturräumlichen Gegebenheiten beim weiteren Ausbau der Infrastruktur berücksichtigen. So wird beispielsweise vorgeschlagen, dieser Problemlage durch eine Entwicklung hin zu geeigneten, flachgehenden Bootstypen zu begegnen und die Sportbootanlegestellen zukünftig zu Biwakplätzen oder Wasserwanderrastplätzen weiterzuentwickeln. Der muskelbetriebene Wassersport (z. B. Kanu) spielt in Brandenburg eine wichtige wirtschaftliche Rolle. So wurden in einer Studie der PROJECT M GmbH zu „Wirtschaftlichen Effekten im Wassertourismus“ ([8]) die Ausgaben von Kanuten in den Revieren während einer Kanutour auf einen jährlichen Umsatz von 13 Mio. Euro für ganz Brandenburg beziffert (im Vergleich dazu 19 Mio. Euro für Charterkunden). Eine Umwidmung der Schiffbarkeit von Gewässerabschnitten oder Wassersportrevieren hin zu einer kleineren und weniger motorisierten Flotte würde das Naturerlebnis der Wasserwandernden erhalten und das wirtschaftliche Potenzial eines naturnahen und nachhaltigen Wassertourismus stärken. Dies könnte entweder durch niedrigere Schifffahrtsklassen, eine abschnittsweise Umwidmung von Zwei- zu Ein-schiffbarkeit oder durch die Entwidmung bestimmter Gewässerabschnitte erfolgen. Welche Lösungen am besten geeignet sind und wo sie umgesetzt werden können, muss im Einzelfall geprüft und entschieden werden.

Leitfaden für ökologische Maßnahmen an Marinas

Ein Leitfaden für ökologische Maßnahmen an Marinas und Sportboothäfen wäre von entscheidender Bedeutung, um Betreiber*innen gezielt zu lenken und zu unterstützen. Er könnte klare, praxisorientierte Handlungsempfehlungen und Best-Practice-Beispiele bieten, die den Betreiber*innen helfen, umweltfreundliche Maßnahmen effektiv umzusetzen. Ein solcher Leitfaden würde nicht nur die Bedeutung der Einhaltung gesetzlicher Vorgaben betonen, sondern auch gezielt auf die ökologischen Vorteile bestimmter Maßnahmen hinweisen – etwa die Umstellung auf nachhaltige Energiequellen, den Verzicht auf Schadstoffe und die Förderung umweltfreundlicher Bauweisen. Zudem könnte der Leitfaden als Instrument dienen, um das Bewusstsein für die tatsächlichen ökologischen Auswirkungen des motorisierten Wassersports zu schärfen und so eine langfristige Veränderung des Verhaltens in der Branche zu fördern. Durch die Beteiligung der Betreiber*innen an der Entwicklung eines solchen Leitfadens könnte zudem sichergestellt werden, dass die spezifischen Bedürfnisse und Herausforderungen der Branche berücksichtigt werden, was die Akzeptanz und die Bereitschaft zur Umsetzung erhöhen könnte.

QUELLENVERZEICHNIS

Rechtsquellen

BbgEMV - Verordnung zur Erweiterung des Gemeingebrauches an nicht schiffbaren Gewässern für Elektro-Motorboote (Brandenburgische Elektro-Motorbootverordnung) vom 14. Januar 2019 (GVBl.II/19, [Nr. 6]) <https://bravors.brandenburg.de/verordnungen/bbgemv>

BinSchG - Gesetz betreffend die privatrechtlichen Verhältnisse der Binnenschifffahrt (Binnenschifffahrtsgesetz) vom 15. Juni 1895 zuletzt geändert am 2. Dezember 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 388) <https://www.gesetze-im-internet.de/binschprg/>

BinSchStrO - Binnenschifffahrtsstraßen-Ordnung vom 16. Dezember 2011 zuletzt geändert am 18. September 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 286) https://www.gesetze-im-internet.de/binschstro_2012/

BNatSchG - Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz) vom 29. Juli 2009 zuletzt geändert am 23. Oktober 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 323) https://www.gesetze-im-internet.de/bnatschg_2009/

BWaStrG - Bundeswasserstraßengesetz vom 2. April 1968 zuletzt geändert am 22. Dezember 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 409) <https://www.gesetze-im-internet.de/wastrg/>

LHafenV - Verordnung über die Binnenhäfen im Land Brandenburg (Landeshafenverordnung) vom 18. April 1997 zuletzt geändert am 31. März 2009 (GVBl.II/09, [Nr. 15], S.270) <https://bravors.brandenburg.de/de/verordnungen-212397>

LSchiffV - Verordnung für die Schifffahrt auf den schiffbaren Gewässern des Landes Brandenburg (Landeschifffahrtsverordnung) vom 25. April 2005 zuletzt geändert am 5. März 2024 (GVBl.I/24, [Nr. 9], S.37) <https://bravors.brandenburg.de/verordnungen/l Schiffv>

SpFV - Verordnung über das Führen von Sportbooten (Sportbootführerscheinverordnung) vom 03. Mai 2017 zuletzt geändert am 23. Oktober 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 323) <https://www.gesetze-im-internet.de/spfv/>

WHG - Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz) vom 31. Juli 2009 zuletzt geändert am 22. Dezember 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 409) https://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/

Literatur

- [1] BMVI Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (Hrsg.) (2021): Masterplan Freizeit-schifffahrt.
- [2] BMWi Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (Hrsg.) (2016): Wirtschaftliche Potenziale des Wassertourismus in Deutschland.
- [3] BVWW Bundesverband Wassersportwirtschaft e.V. (03.01.2023). Wassersport liegt voll im Trend [Pressemeldung]. <https://www.bvw w.org/wassersport-liegt-voll-im-trend>
- [4] Kirstges, T. H. (2023): Ergebnisbericht Marktstudie Wassersportler. Institut für innovative Tourismus- und Freizeitwirtschaft.
- [5] Mell, W.D. (2008). Strukturen im Bootsmarkt. Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeit-schifffahrt e.V. (Hrsg.) FVSF-Forschungsbericht Nr. 1. ISSN 1867-8068.
- [6] Mell, W.D. (2016). Strukturen im Bootsmarkt. Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeit-schifffahrt e.V. (Hrsg.) FVSF-Forschungsbericht Nr. 7. ISSN 1867-8068
- [7] Mell, W.D. (2023). Strukturen im Boots-markt. Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeit-schifffahrt e.V. (Hrsg.) FVSF-Forschungsbericht Nr. 9. ISSN 1867-8068
- [8] Wedepohl, M., Dikken, J. (2015): Wirtschaftliche Effekte im Wassertourismus in Berlin und Brande-nburg. PROJECT M GmbH im Auftrag der Industrie und Handelskammer Potsdam (Hrsg.)
- [9] WEP Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Ge-sundheit Land Brandenburg (Hrsg.) (2016): Wasser-sportentwicklungsplan des Landes Brandenburg. Fortschreibung - wep4. Infrastruktur für das Wasser-wandern.
- [10] Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Kli-maschutz (MLUK) des Landes Brandenburg (Hrsg.) (2024): Klimareport Brandenburg.

GLOSSAR

ADAC	Allgemeiner Deutscher Automobil-Club e. V.
BauGB	Baugesetzbuch
BbgEMV	Brandenburgische Elektro-Motorbootverordnung
BinSchG	Binnenschifffahrtsgesetz
BinSchStrO	Binnenschifffahrtsstraßenordnung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BVWW	Bundesverband Wassersportwirtschaft e.V.
BWaStrG	Bundeswasserstraßengesetz
DMYV	Deutscher Motoryachtverband e.V.
DSV	Deutscher Segler-Verband e.V.
FFH	Fauna-Flora-Habitate
FVSF	Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschifffahrt e.V.
HOW	Havel-Oder-Wasserstraße
KBA	Kraftfahrt-Bundesamt
LBV	Landesamt für Bauen und Verkehr
LHafenV	Landeshafenverordnung
LSchiffV	Landesschifffahrtsverordnung
MHW	Müritz-Havel-Wasserstraße
OHW	Obere-Havel-Wasserstraße
SPA	Vogelschutzgebiet (Special Protection Area)
SpFV	Sportbootführerscheinverordnung
UNB	Untere Naturschutzbehörde
UWB	Untere Wasserbehörde
WEP	Wassersportentwicklungsplan des Landes Brandenburg
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmrichtlinie
WSA	Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt
WSP	Wasserschutzpolizei
WSV	Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes
ZFZR	Zentrales Fahrzeugregister

Kapitel 3

Wellenbelastung durch Sport- und Fahrgastschifffahrt

Frank Peeters¹, Ole Lessmann¹ und Wolfgang Ostendorp¹



- ⇒ Wellen von Sport- und Fahrgastschiffen können zu einer vergleichbar großen Belastung von Uferzonen führen wie Windwellen.
- ⇒ Schiffswellenbelastung der Uferzone hängt ab von:
 - Abstand der Wellenerzeugung zur Uferzone
 - Geschwindigkeit des Schiffs
 - Größe und Konstruktion des Schiffsrumpfs
 - Intensität des Schiffsverkehrs.
- ⇒ Der Einfluss von Schiffswellen auf Uferzonen unterscheidet sich zwischen Seen, an verschiedenen Uferabschnitten innerhalb eines Sees und in Abhängigkeit von Tageszeit, Wochentag und Saison.
- ⇒ Je nach See und Uferabschnitt kann die relative Bedeutung von Fahrgastschiffen größer sein als die von Sportbooten.
- ⇒ Das Modell XBeach erlaubt die Simulation der Auswirkung von Schiffsgeschwindigkeit und Route auf die Ausbreitung von Schiffswellen, ist aber rechenaufwändig und erfordert Validierung.

Übersicht

Sport- und Fahrgastschiffe erzeugen Wellen, die in die Flachwasserzonen von Seen einlaufen und dort zu einer zusätzlichen und sogar vergleichbar großen Belastung führen können wie Windwellen. Die Exposition von Uferabschnitten durch Schiffswellen ist zeitlich und räumlich sehr heterogen, allerdings treten auch Belastungen durch große Windwellen zeitlich nur sehr sporadisch im Zusammenhang mit Starkwindereignissen auf. In diesem Kapitel liefern wir zunächst die grundlegenden Eigenschaften von Oberflächenwellen, stellen Messmethode und Datenverarbeitung zur Identifikation wichtiger Welleneigenschaften vor und beschreiben Wind- und Schiffswellen und deren Unterschiede. Anhand von Messungen aus verschiedenen Seen und unterstützt durch empirische und numerische Simulation der Ausbreitung von Schiffswellen untersuchen wir die zeitliche und räumliche Heterogenität der Wellenbelastung der Flachwasserzone durch Schiffswellen, die Unterschiede der Wellenbelastung zwischen Seen und zwischen Uferabschnitten, vergleichen die Bedeutung von Schiffs- und Windwellen und diskutieren die Rolle von Fahrgastschiffen im Unterschied zu Sportbooten. Außerdem demonstrieren wir, inwieweit numerische Simulationen mit dem für Schiffswellenmodellierung entwickelten und frei verfügbaren Modell XBeach die Beurteilung der Auswirkung von Fahrtroute und Fahrgeschwindigkeit auf Wellenhöhen in Uferzonen unterstützen kann. Unsere Untersuchungen dokumentieren die wichtigsten Faktoren, die für die Wellenbelastung von Uferzonen durch Schiffswellen verantwortlich sind und daher das Ziel von Maßnahmen zur Reduktion der Wellenbelastung sein sollten. Auf dieser Grundlage werden Handlungsoptionen zur Verringerung der Schiffswellenbelastung aufgezeigt.

EIGENSCHAFTEN UND BESCHREIBUNG VON OBERFLÄCHENWELLEN

In Uferzonen von Stillgewässern werden die hydrodynamischen Bedingungen durch Oberflächenwellen dominiert ([12]). Die im Zusammenhang mit Oberflächenwellen auftretenden Strömungen führen zur Mobilisation und Transport von Sediment, zur Ufererosion insbesondere in der Brecherzone, zur Verdriftung von Organismen

und beeinflussen Ufervegetation und Laichverhalten von Fischen ([8]). Oberflächenwellen wirken sich daher auf die ökologischen Bedingungen und organismischen Interaktionen in der Flachwasserzone aus. Außerdem bedroht welleninduzierte Erosion den Erhalt von Unterwasserdenkmälern, die z. B. im Bodensee und im Starnberger See zum seriellen UNESCO-Welterbe gehören ([4], [9]). Im Vergleich zu natürlichen Bedingungen führen durch

¹ Frank Peeters, Ole Lessmann, Wolfgang Ostendorp, Universität Konstanz, Limnologisches Institut, Arbeitsgruppe Umweltphysik, frank.peeters@uni-konstanz.de, ole.lessmann@uni-konstanz.de, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

Schiffsverkehr erzeugt Wellen zu einer zusätzlichen Belastung der Uferzonen ([18], [24]) und können sich dort auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften auswirken, Erosionsprozesse verstärken und den Stoffhaushalt in der Uferzone verändern ([8], [26], [33]).

Ein Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen besteht darin, die räumliche und zeitliche Heterogenität der Uferbelastung durch Schiffswellen in verschiedenen Seen zu charakterisieren und die wichtigsten Einflussfaktoren für diese Heterogenität zu identifizieren. Dazu wurden intensive Feldmessungen in Seen in Brandenburg, am Bodensee und am Starnberger See durchgeführt. Diese Untersuchungen wurden durch die Entwicklung eines empirischen Modelles zur Einschätzung der Wellenexposition und Belastung von Uferabschnitten durch Schiffswellen und numerische Experimente mit einem Modell zur Simulation von Schiffswellen ergänzt.

Wellenerzeugung: Wind und Schiffswellen

Oberflächenwellen werden typischerweise durch Wind und durch Boots- und Schiffsverkehr erzeugt. Man unterscheidet daher zwischen Windwellen und Schiffswellen. Bei Windwellen führt die Reibung zwischen bewegter Luft und der Wasseroberfläche zu einer Oberflächenauslenkung, die sich zu Windwellen entwickelt. Je höher die Windgeschwindigkeit und je länger die vom Wind überstrichene Wasserfläche (Fetch), desto größer sind die Wellenhöhen und Perioden der Windwellen. Da entlang des gesamten Fetches Wellen erzeugt und modifiziert werden, ist das Windwellenfeld als Ergebnis der Überlagerung vieler unterschiedlicher Wellenlängen durch sehr unregelmäßige Oberflächenauslenkungen charakterisiert (Abbildung 1f).

Bei Schiffswellen führt die Verdrängung des Wassers durch den sich bewegenden Schiffsrumpf zu Druckgradienten, aus denen sich ein für Schiffswellen charakteristisches Wellenfeld entwickelt. Die durch Schiffe erzeugten Oberflächenauslenkungen sind typischerweise zeitlich begrenzte Pakete mit sehr gleichmäßig periodischen Auslenkungen (farbige Abschnitte in Abbildung 1a). Je größer der Rumpf des Schiffes ist und je schneller sich das Schiff bewegt, desto höher und langperiodischer sind die Schiffswellen.

Bei der Fahrt eines Schiffes entwickelt sich hinter dem Schiff ein charakteristisches Muster von Oberflächenauslenkungen (Abbildung 2) und damit ein charakteristisches Wellenfeld. Der Schiffsrumpf führt zu einer Deformation der Wasseroberfläche und erzeugt bei seiner

Fahrt entlang der Schiffsroute Primärwellen, die sich überlagern. Da die Gruppengeschwindigkeit dieser Wasserwellen deutlich geringer ist als die Phasengeschwindigkeit, breiten sich Wellenpakete langsamer aus als die Phasen der Einzelwellen. Betrachtet man Schiffswellen, deren Wellenlänge im Vergleich zur Wassertiefe klein ist - man spricht von Tiefwasserwellen - ist die Gruppengeschwindigkeit nur halb so groß wie die Phasengeschwindigkeit. Die Überlagerung von Einzelwellen mit leicht unterschiedlichen Wellenlängen führt zu lokalen Auslöschungen und Verstärkungen und damit zu einem charakteristischen Muster von Wellenpaketen. Bei dem entstehenden, charakteristischen sekundären Wellenfeld, das auch als Kelvin-Wellenschleppe bezeichnet wird, bilden sich Wellenmaxima in Wellenpaketen entlang einer Linie. Diese Linie bildet einen Winkel von $19,45^\circ$ zur Fahrtrichtung ([5], Abbildung 2). Die höchsten Wellenhöhen des Schiffswellenfeldes liegen entlang dieser Linie, die sich mit 35° zur Schiffsroute in Fahrtrichtung ausbreitet ([28]). Solange die von Schiffen erzeugten Wellen als Tiefwasserwellen angesehen werden können, hängt die Ausbreitung der die Wellenschleppe bildenden Wellengruppen und die Periode der Wellen in dieser Gruppe nur von der Fahrgeschwindigkeit des Schiffes ab ([5]).

Der Öffnungswinkel der Wellenschleppe von $19,45^\circ$ gilt solange die Froude Zahl $F = U / \sqrt{L \cdot g} < 0,49$, wobei U die Geschwindigkeit und L die Länge Schiffsrumpfs und g die Erdbeschleunigung ist. Diese Bedingung ist erfüllt, wenn z. B. bei Schiffsgeschwindigkeiten von 20 km h^{-1} , bzw. 30 km h^{-1} die Rumpflänge des Schiffes $L > 13 \text{ m}$, bzw. $L > 29 \text{ m}$ ist. Für alle Kursschiffe am Bodensee und auf dem Starnberger See ist bei den üblichen Fahrgeschwindigkeiten $F < 0,49$, sodass der Öffnungswinkel der Wellenschleppe $19,45^\circ$ relativ zur Fahrtroute sein sollte. Zusätzlich zu den divergierenden Wellen erzeugt das Schiff kreisförmige Transversalwellen, die dem Schiff innerhalb des V-förmigen Musters der Wellenschleppe mit der Schiffsgeschwindigkeit folgen (Abbildung 2).

In schmalen Kanälen, Fließgewässern und bei sehr naher Vorbeifahrt am Ufer spielen Bugwellen und schiffs-induzierter Aufstau und Sunk ([21]) eine größere Rolle als in Seen, in denen der Abstand der Schiffe/Boote zum Ufer ein Vielfaches der Bootslängen beträgt. Der Schwerpunkt unserer Analysen zu Schiffswellen in der Uferzone von Seen liegt auf den divergierenden Wellenpaketen im Wellenfeld der Schiffe, da diese in den von uns untersuchten Seen die größten Wellenhöhen haben.

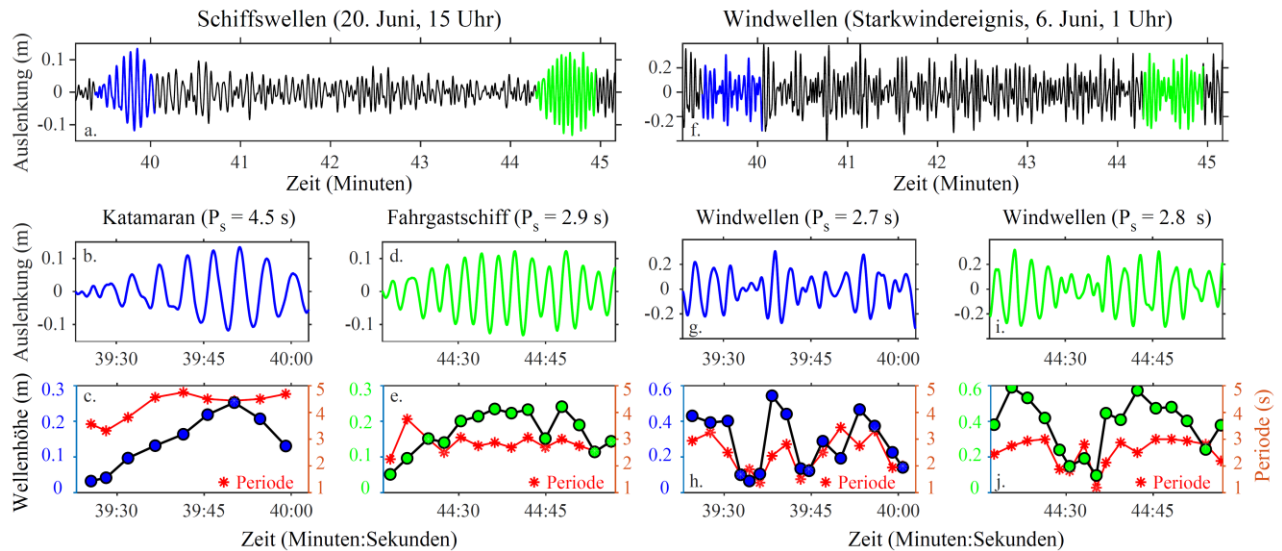


Abbildung 1: Charakteristische Oberflächenauslenkungen im Zusammenhang mit Schiffswellen (a-e) und mit Windwellen bei einem Starkwindereignis (f-j). Die in (a) und (f) markierten farbigen Ausschnitte sind jeweils darunter im Detail dargestellt (b–e) bzw. (g–j). Beispielhaft für den Standort Hagnau (Station HAGN REF, Abbildung 6) sind typische Unterschiede zwischen Wind- und Schiffswellen dargestellt. Die Oberflächenauslenkungen der Einzelwellen des Katamarans (b) haben eine größere Periode (c) als die eines Fahrgastschiffes der Weißen Flotte (e). Die maximale Wellenhöhe der Katamaranwellen (0,25 m) ist etwa genauso groß wie die des Fahrgastschiffes (0,24 m) (Kreissymbole in (c) und (e)). Die maximalen Wellenhöhen der Windwellen sind mit 0,54 m und 0,59 m mehr als doppelt so groß wie die der Schiffswellen, die Perioden aber etwas kürzer (h, j).

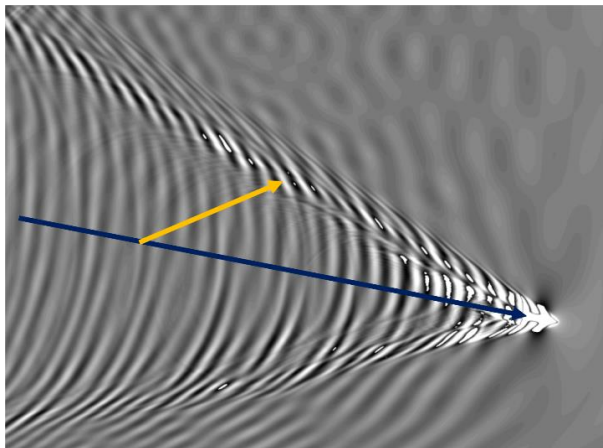


Abbildung 2: Charakteristisches Wellenmuster, das durch fahrende Schiffe erzeugt wird. Dargestellt sind Simulationsergebnisse für das Wellenfeld eines Kurschiffes, das mit 23 km h⁻¹ in 10 m tiefem Wasser fährt. Der blaue Pfeil zeigt in Fahrtrichtung des Schiffes, der ockergelbe Pfeil in Richtung der Ausbreitung der Linien mit den Wellenpaketen mit großer Wellenhöhe in einem Winkel von 35° zur Fahrtrichtung.

Erfassung von Wellen mit Hilfe von Druckmessungen

Wind- und Schiffswellen können mit Hilfe von zeitlich hochaufgelösten Druckmessungen identifiziert und charakterisiert werden. Um geeignete Druckzeitserien zu erhalten, wurden Datenlogger mit Drucksensoren im Uferbereich installiert und der Druck über mehrere Wochen bis zu einigen Monaten bei Messraten von 16 Hz ge-

messert. Die Drucksensortechnik zur Erfassung und Charakterisierung von Oberflächenwellen kann allerdings nur bei Installationstiefen von wenigen Metern unter der Wasseroberfläche genutzt werden. Das Drucksignal von Oberflächenwellen nimmt in tiefem Wasser mit der Messtiefe stark ab und Druckfluktuationen werden in größeren Wassertiefen daher zu klein, um zuverlässige Aussagen über Oberflächenauslenkungen liefern zu können. Unsere Messungen haben wir daher überwiegend in der Uferzone in Wassertiefen zwischen 1 m und 3 m durchgeführt, da dort die Installation von oberflächennahen Sensoren einfacher möglich ist als im offenen tiefen Wasser. Zur Messung von Welleneigenschaften in der Tiefwasserzone wurde u. a. eine Wellenboje eingesetzt und erfolgreich getestet. Allerdings erfordert die Wellenboje ständige Überwachung, sodass längerfristige Beobachtungen mit erheblichem personellem Aufwand verbunden sind. Die Projektergebnisse basieren daher auf den langfristigen Daten von Druckloggern.

Zur Auswertung der gemessenen Daten und zur Identifikation und Charakterisierung von Oberflächenwellen wurde Analysesoftware in der Programmierungsumgebung MATLAB entwickelt. Die wichtigsten Schritte der Analyse beinhalten:

a) Berechnung der Oberflächenauslenkungen aus den Druckmessungen. Um die Oberflächenauslenkungen aus Druckschwankungen bestimmen zu können, muss die wellenlängenabhängige Abnahme der Druckstörung mit

der Wassertiefe berücksichtigt werden (siehe unten, Gleichung 6). Die mit hoher Frequenz gemessene Zeitserie des Drucks wird in Segmente von 1024 Datenpunkten aufgeteilt (bei einer Messrate von 16 Hz in unseren Experimenten entspricht dies 64 s). Bei jedem dieser Segmente wird ein linearer Trend abgezogen und anschließend mit Fourier-Transformation ein Spektrum berechnet. Nach frequenzabhängiger Skalierung des Spektrums zur Korrektur der wellenzahlabhängigen Druckabnahme mit der Tiefe wird das Spektrum zurücktransformiert. Damit erhält man eine trendfreie Zeitserie von Fluktuationen, aus der sich die Oberflächenauslenkungen ergeben.

b) Identifikation von Einzelwellen und Quantifizierung von Wellenhöhe und Wellenperiode. Durch Bestimmung der Nulldurchgänge in der Zeitserie der Oberflächenauslenkungen werden Einzelwellen identifiziert. Minimale und maximale Auslenkung in jedem Zeitabschnitt zwischen 3 aufeinanderfolgenden Nulldurchgängen liefern die Auslenkung im Wellental, bzw. im Wellenberg und die Summe der beiden Auslenkungsbeträge die Wellenhöhe. Die Länge des Zeitintervalls ist die Wellenperiode. Auf diese Weise wird die gesamte Zeitserie sequentiell analysiert, sodass man eine Zeitserie der grundlegenden Welleneigenschaften Wellenhöhe und Wellenperiode erhält.

c) Analyse von charakteristischen Welleneigenschaften von Oberflächenwellen: Charakteristische Eigenschaften der Oberflächenwellen und des Wellenfeldes werden unter der Annahme berechnet, dass lineare Wellentheorie anwendbar ist. Die Zeitserien von Wellenhöhe und Wellenperiode werden in Zeitabschnitten von 1 Minute analysiert.

Charakterisierung von Oberflächenwellen

Die wichtigsten Größen, die zur Charakterisierung von Oberflächenwellen und des Wellenfeldes herangezogen werden, sind:

- c : Phasengeschwindigkeit
- T : Wellenperiode
- ω : Kreisfrequenz: $2\pi/T$
- λ : Wellenlänge der Oberflächenwelle. Die Wellenlänge spielt eine wichtige Rolle für die Auswirkung von Oberflächenwellen auf tiefere Wasserschichten, da die Abnahme der Strömungsgeschwindigkeiten mit der Wassertiefe von der Wellenlänge der Welle abhängt.
- k : Wellenzahl: $2\pi/\lambda$
- H : Wellenhöhe, gemessen als Höhenunterschied zwischen aufeinanderfolgendem Wellenkamm und Wellental.

- H_{max} : Maximale Wellenhöhe im Zeitintervall. H_{max} dient zur Charakterisierung der größten kurzfristigen Auswirkung einer Welle im Zeitintervall (hier typischerweise in einer Minute).
- H_{sig} : Signifikante Wellenhöhe. H_{sig} ist der Mittelwert der 1/3 höchsten Wellenhöhen im 1-Minuten Zeitintervall. H_{sig} wird üblicherweise zur Charakterisierung von Windwellenfeldern verwendet.
- T_{sig} : Signifikante Wellenperiode. T_{sig} ist der Mittelwert der Perioden der für H_{sig} verwendeten Einzelwellen.
- u_{max} : Maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeit. u_{max} ist ein Maß für Scherkräfte durch Oberflächenwellen an der Sedimentoberfläche und damit für die Auswirkung der Oberflächenwelle auf Sedimente und auf die auf Sedimenten lebenden Organismen.
- c_g : Gruppengeschwindigkeit
- E_f : Energiefluss zum Ufer. E_f beschreibt den Transport von Energie pro Wellenkammlänge und Zeiteinheit in die Uferzone. E_f ist ein Maß für die in die Uferzone pro Zeiteinheit transportierte Wellenenergie, die durch Reibung und Brechung in der Uferzone abgebaut wird.

Bei der Berechnung der Oberflächenauslenkungen aus dem gemessenen Druck p und den verschiedenen für die Wellen charakteristischen Größen spielt neben der Erdbeschleunigung g auch die lokale Wassertiefe h eine Rolle ([19]):

$$\omega = \sqrt{g \cdot k \cdot \tanh(h \cdot k)} \quad (1)$$

$$c = \omega/k \quad (2)$$

$$u_{max} = \frac{\pi \cdot H}{T \cdot \sinh(h \cdot k)} \quad (3)$$

$$c_g = \frac{c}{2} \left(1 + \frac{2 \cdot h \cdot k}{\sinh(2 \cdot h \cdot k)} \right) \quad (4)$$

$$E_f = \frac{1}{2} \cdot \rho \cdot g \cdot H^2 \cdot c_g \quad (5)$$

ρ ist die Dichte des Wassers. Der Zusammenhang zwischen der Amplitude a der Oberflächenauslenkung einer sinusförmigen Oberflächenwelle und der Druckamplitude p_a der dazugehörigen Druckfluktuationen hängt von der Kreisfrequenz, der Wellenzahl, der Wassertiefe und von der Tiefe z ab, in der der Druck beobachtet wird:

$$a \cdot \sin(kx - \omega t) = \frac{k}{\rho \cdot \omega^2} \frac{\sinh(h \cdot k)}{\cosh((h - z) \cdot k)} p_a \cdot \sin(kx - \omega t) \quad (6)$$

Dabei ist x die Ortskoordinate in Ausbreitungsrichtung.

Die Berechnung der Wellengrößen aus den Messdaten ist wie folgt: Aus der gemessenen Periode erhält man die Kreisfrequenz und zusammen mit der Wassertiefe lässt sich die Wellenzahl mit Gleichung 1 berechnen. Diese Gleichung muss implizit gelöst werden, oder kann mit Hilfe einer Näherung berechnet werden. Sobald k bestimmt ist, können alle weiteren Größen direkt ermittelt werden. Für die Berechnung der Wellenhöhe wurden die Oberflächenauslenkungen aus den Druckfluktuation mit Hilfe von Fourier-Transformation unter Berücksichtigung der Skalierung der Druckamplituden nach Gl. 6 bestimmt. Dieses Vorgehen berücksichtigt, dass die von kurzwelligen Oberflächenwellen erzeugten Druckfluktuation stärker mit der Tiefe abnehmen als die Druckfluktuationen von längerwelligen Oberflächenwellen.

Häufig wird in der Literatur auf Tief- und Flachwasserwellen Bezug genommen. Tief- und Flachwasserwellen beschreiben Grenzwerte zu den allgemeinen Gleichungen für Oberflächenwellen, die zu vereinfachten Zusammenhängen zwischen den Wellencharakteristika führen. Beispielsweise hängt die Phasengeschwindigkeit von Flachwasserwellen nicht von Wellenperiode oder Wellenlänge ab, sondern ist in gleicher Wassertiefe für alle Oberflächenwellen gleich groß und nimmt mit der Wurzel der Wassertiefe zu (Gleichung 8). Die Phasengeschwindigkeit von Tiefwasserwellen ist dagegen für alle Wellen mit gleicher Periode gleich groß (Gleichung 7). Dies bedeutet außerdem, dass alle Tiefwasserwellen mit gleicher Periode auch die gleiche Wellenlänge haben:

$$\text{Tiefwasserwelle: } \lambda < 2 \cdot h \Rightarrow c = g \cdot T / (2\pi) \quad (7)$$

$$\text{Flachwasserwelle: } \lambda > 20 \cdot h \Rightarrow c = \sqrt{g \cdot h} \quad (8)$$

Ein wichtiger Aspekt der Uferbelastung durch einlaufende Oberflächenwellen ist deren Potential, Sediment zu mobilisieren. Für nicht-kohäsive Sedimente, deren Median der Korngrößen, d_{50} , zwischen 0,063 und 2 mm liegt (Sand-Fraktion), kann die durch Oberflächenwellen potentiell mobilisierbare maximale Korngröße aus der mit der Welle assoziierten maximalen bodennahen Geschwindigkeit abgeschätzt werden ([30], [10]):

$$d_{50} = u_{max}^2 \cdot \frac{1}{8 \cdot g} \cdot \left(\frac{\rho_w}{\rho_s - \rho_w} \right) \quad (9)$$

wobei d_{50} der Median der Korngröße (m), u_{max} die bodennahe Geschwindigkeit (m s^{-1}), g die Erdbeschleunigung (m s^{-2}), ρ_w die Dichte des Wassers (kg m^{-3}) und ρ_s die Dichte des Sediments (kg m^{-3}) ist. Obwohl in Seen die Voraussetzung nicht-kohäsiver, kugelförmiger Sedimente häufig nicht erfüllt ist, zeigten Feldmessungen an einem Uferabschnitt im Bodensee, dass die für die Mobilisation

der vorhandenen Korngrößen notwendige maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeit sehr gut mit der aus Gleichung 9 berechneten übereinstimmt ([14]).

Charakteristische Eigenschaften von Schiffswellen

Solange Schiffswellen als Tiefwasserwellen betrachtet werden können, hängt die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Wellengruppen des sekundären Schiffswellenfeldes und die Wellenperiode und Wellenlänge in diesen Wellengruppen nur von der Schiffsgeschwindigkeit v_0 ab ([5] und Gleichungen 2 und 7):

$$u_g = 0,41 \cdot v_0 \quad (10)$$

$$T = \frac{4\pi}{g} \cdot 0,41 \cdot v_0; \quad \lambda = \frac{8\pi}{g} \cdot 0,41^2 \cdot v_0^2 \quad (11)$$

Bei Fahrgeschwindigkeiten von $v_0 = 32 \text{ km h}^{-1}$ ist die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Wellengruppe $u_g = 13,1 \text{ km h}^{-1}$ und die Wellenperiode $T = 4,7 \text{ s}$. Für Schiffe mit $v_0 = 20 \text{ km h}^{-1}$ ist $u_g = 8,2 \text{ km h}^{-1}$ und $T = 2,9 \text{ s}$.

Die Höhe von Schiffswellen hängt von den Eigenschaften des Unterwasserschiffs (Länge, Form, verdrängtes Wasser), der Schiffsgeschwindigkeit und dem Abstand des Beobachtungsorts zum Schiff ab. Außerdem unterscheiden sich die Wellenhöhen bei Verdrängungs-, Halbleit-, oder Gleitfahrt. Für Boote in Verdrängungsfahrt können maximale Wellenhöhen mit ([3]):

$$H_{max} = 0,3728 \cdot d_s \cdot L_s^{0,4575} \cdot v_0^{0,587} \cdot x_s^{-0,4575} \quad (\text{m}) \quad (12)$$

geschätzt werden. Dabei ist d_s der Tiefgang des Schiffs (m), L_s die Länge Schiffs (m), v_0 die Geschwindigkeit des Schiffs (m s^{-1}) und x_s der Abstand zwischen Schiff und Beobachtungsort der Welle (m). Weitere empirische Relationen aus verschiedenen Untersuchungen wurden von ([28]) zusammengestellt. Eine detaillierte Analyse der von Sportbooten mit unterschiedlichen Rumpfformen in Gleitfahrt erzeugten Wellen liefert ([20]).

Identifikation von Schiffswellen

Schiffswellen von schnell fahrenden Schiffen haben häufig eine größere Periode als Windwellen bei typischen Windgeschwindigkeiten ([13]). Insbesondere die Wellen des Katamarans am Bodensee haben sehr große Perioden ($\sim 4,7 \text{ s}$), da der Katamaran üblicherweise mit über 30 km h^{-1} fährt. Zur Unterscheidung zwischen Schiffswellen und Windwellen wurde im Bodensee daher häufig die Wellenperiode genutzt mit der Annahme, dass die Perioden von Schiffswellen größer und die von Windwellen

kleiner sind als 2,5 s ([13]). Allerdings ist diese Unterscheidung an Hand der Wellenperioden nicht immer zuverlässig: Perioden von Schiffswellen, die von langsam fahrenden Booten erzeugt werden, sind nicht größer als die Perioden von typischen Windwellen. Außerdem nimmt mit zunehmender Windgeschwindigkeit und zunehmendem Fetch nicht nur die Wellenhöhe, sondern auch die Periode von Windwellen zu ([27]):

$$H_{sig} = 4,789 \cdot 10^{-4} U_{10} \cdot F^{1/2} \quad (\text{m}) \quad (13)$$

$$T_s = 7,53 \cdot 10^{-2} U_{10}^{0,44} \cdot F^{0,283} \quad (\text{s}) \quad (14)$$

H_{sig} (m) und T_s (s) sind die signifikante Wellenhöhe und die dazugehörige Periode, U_{10} (m s^{-1}) ist die Windgeschwindigkeit 10 m über dem Wasser und F (m) der Fetch.

Bei starkem Westwind können Windwellen insbesondere am Nordufer des Bodensees Perioden haben, die über 2,5 s liegen (z. B. bei $U_{10} = 7 \text{ m s}^{-1}$ und $F = 20 \text{ km}$ ist $T \approx 2,9 \text{ s}$). Eine automatische Unterscheidung von Schiffs- und Windwellen an Hand der Wellenperiode liefert daher zuverlässigere Ergebnisse, wenn Analysen sich auf Zeitperioden ohne starke Winde beschränken. In kleinen Seen mit geringem Fetch sind die Perioden von Windwellen deutlich kleiner als 2,5 s. Dadurch kann in solchen Fällen die Unterscheidungsgrenze zu kleineren Perioden verschoben werden, wodurch auch Wellen von langsamer fahrenden Schiffen von Windwellen unterschieden werden können.

Für statistische Analysen am Bodensee haben wir die von ([13]) vorgeschlagene Obergrenze von 2,5 s für die Perioden von Windwellen verwendet, um Wind- von Schiffswellen zu unterscheiden, haben aber zusätzlich gesonderte Analysen durchgeführt, die sich auf Zeitperioden ohne Starkwindereignisse beschränken. Die Perioden von Wellen, die von langsam fahrenden Sportbooten mit Geschwindigkeiten $v_0 < 17 \text{ km h}^{-1}$ erzeugt werden, sind geringer als 2,5 s. Daher sind die Schiffswellen in unseren Analysen des Bodensee hauptsächlich Wellen der Passagierschifffahrt und schnell fahrender Sportboote, beinhalten aber nicht die Wellen von langsam fahrenden Sportbooten.

Für Detailanalysen von Wellen spezifischer Kurschiffe wurde an windstillen Tagen die Zeitserie der Wellenhöhen einzeln ausgewertet und durch den Vergleich der Zeiten des Auftretens der Wellen und deren charakteristischen Eigenschaften die wellenerzeugenden Schiffe identifiziert.

SPORT- UND HAUSBOOTE: FREIZEITBOOTE AUF DEM RÖBLINSEE IN BRANDENBURG

Auf brandenburgischen Seen findet intensive Freizeitschifffahrt insbesondere mit Sport- und Hausbooten statt. Da viele der Seen vergleichsweise klein sind, fahren die Boote häufig in einem geringen Abstand von unter 100 m am Ufer vorbei. Um die Auswirkung der Schiffswellen auf die Uferzone möglichst gering zu halten, unterliegt der Bootsverkehr an vielen Stellen Geschwindigkeitsbegrenzungen. Wir haben Wellenmessungen im Uferbereich des Röblinsees und des Ruppiner Sees durchgeführt, um das durch die Freizeitschifffahrt in der Uferzone erzeugte Wellenfeld zu charakterisieren. Die Auswertung dieser Daten zeigt am Beispiel des Röblinsees, dass die Wellenhöhen von typischen Freizeitbooten mit Fahrgeschwindigkeiten unterhalb $\sim 10 \text{ km h}^{-1}$ sehr gering sind und oberhalb $\sim 10 \text{ km h}^{-1}$ mit zunehmender Fahrgeschwindigkeit zunehmen (Abbildung 3). Die Daten zeigen auch, dass einige Sportboote die zugelassene Höchstgeschwindigkeit von 12 km h^{-1} deutlich überschreiten.

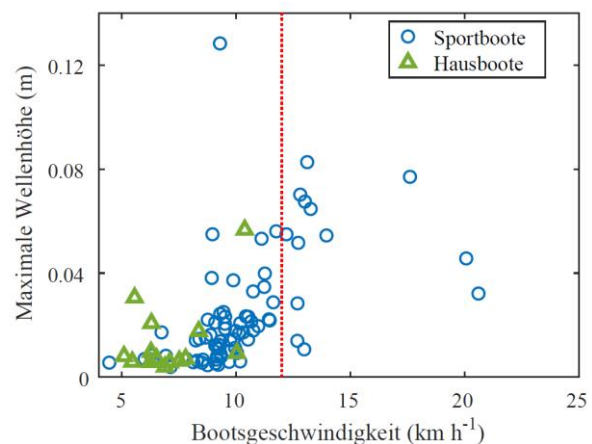


Abbildung 3: Maximale Wellenhöhen im Uferbereich des Röblinsees in Brandenburg, die von Freizeitbooten bei der Passage dieses Uferabschnitts erzeugt werden. Bei Fahrgeschwindigkeiten oberhalb 10 km h^{-1} nehmen die maximalen Wellenhöhen deutlich zu. Die Geschwindigkeitsbegrenzung liegt in diesem Uferabschnitt bei 12 km h^{-1} (rote Linie), wird aber von einigen Freizeitbooten deutlich überschritten. Der Beobachtungszeitraum umfasste fünf aufeinanderfolgende Tage mit jeweils 12 Stunden pro Tag. Der Abstand der Boote zum Ufer betrug maximal 100 m. Es wurde zwischen Haus- und Sportbooten unterschieden.

Durchschnittlich fuhren die Sport- und Hausboote auf dem Röblinsee in einem Abstand von 66 m am Ufer vorbei und verursachten im Uferbereich Wellen mit einer Wellenhöhe von 0,02 m, einer Periode von 1,5 s und einer Wellenlänge von 3,5 m. Freizeitboote, die mit Fahrgeschwindigkeiten über der zulässigen Geschwindigkeit fuhren, erzeugten Wellen mit Höhen bis zu 0,08 m und verstärkten damit die Wellenbelastung der Ufer deutlich

(Abbildung 3). Die Messergebnisse deuten darauf hin, dass zur Verringerung der Wellenbelastung eine Reduzierung der Geschwindigkeitsbegrenzung von 12 km h^{-1} auf 10 km h^{-1} zu empfehlen ist. Diese scheinbar geringe Geschwindigkeitsreduktion halbiert die Wellenhöhe und reduziert damit die Wirkung der Wellen in der Flachwasserzone und die Erosion an den Uferböschungen maßgeblich.

Auf dem Ruppiner See verkehren Fahrgastschiffe mit Geschwindigkeiten von ca. 10 km h^{-1} . Diese vergleichsweise langsam fahrenden Fahrgastschiffe verursachen Wellen mit ähnlich kleinen Wellenhöhen ($\sim 0.03 \text{ m}$) wie gleich schnell fahrende Freizeitboote im Rößlinsee, obwohl die Fahrgastschiffe deutlich größer sind. Die Fahrgastschiffe fuhrten an der Messstelle allerdings auch in größeren Abständen vorbei (je nach Fahrtrichtung in ca. 110 m bzw. 350 m Abstand) als die Freizeitboote im Rößlinsee (66 m).

WELLEN DER SPORT- UND FAHRGASTSCHIFFFAHRT AUF DEM BODENSEE

Am Bodensee spielt die Wellenbelastung durch intensive Fahrgastschifffahrt eine besondere Rolle. Die von schnell fahrenden Fahrgastschiffen erzeugten Schiffswellen haben im Unterschied zu Wellen von gewöhnlichen Sportbooten vergleichsweise große Amplituden und Wellenlängen. Insbesondere die Katamaranföhren erzeugen durch hohe Fahrgeschwindigkeiten von über 30 km h^{-1} Wellen mit sehr großen Wellenlängen und können sich dadurch besonders stark auf Uferzonen auswirken ([18]). Aber auch die Fahrgastschiffe der Weißen Flotte und die Auto- und Personenfähren fahren zum Teil mit Geschwindigkeiten deutlich über 20 km h^{-1} und erzeugen daher langperiodische Wellen, die wegen der großen Bootsform der Schiffe vergleichsweise große Wellenhöhen aufweisen.

Am Bodensee ist für den Bootsverkehr bei Fahrgeschwindigkeiten über 5 km h^{-1} parallel zum Ufer ein Mindestabstand von 300 m zum Ufer vorgeschrieben. Da mit zunehmendem Abstand von der Wellenerzeugung die Wellenhöhen abnehmen, sind die Auswirkungen der durch Sportboote erzeugten Wellen im Bodensee typischerweise deutlich kleiner als auf brandenburgischen Seen. Ist der Abstand vom Ufer zur Wellenerzeugung 300 m , statt 66 m wie im Rößlinsee, sind die Wellenhöhen der im Ufer einlaufenden Wellen laut der empirischen Relation Gleichung 12 ([3]) nur noch halb so hoch.

Die Fahrgastschiffe der Weißen Flotte fahren an den meisten Uferabschnitten parallel zum Ufer, sodass sich deren Wellen entlang der gesamten Uferlänge des Bodensees auswirken. Um die Fahrtrouten möglichst kurz zu halten, sind die Routen der Schiffe der weißen Flotte typischerweise nur wenig weiter vom Ufer entfernt als der erlaubte Mindestabstand. Abbildung 4 gibt eine Übersicht

über die Routen verschiedener Fahrgast- und Fährschiffe. Die Häufigkeit, mit der die verschiedenen Routen befahren werden ist zum Teil sehr unterschiedlich. Insbesondere verkehren Fahrgastschiffe der Weißen Flotte sehr häufig entlang des Nordufers auf Routen von Konstanz über Meersburg nach Bregenz. Am Anleger Immenstaad erfolgen jährlich fast 3000 Abfahrten, am Schweizer Südufer bei Altnau sind es dagegen weniger als 1000 (Tabelle 1).

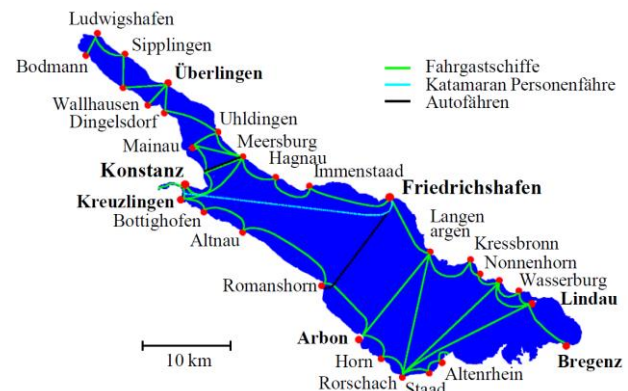


Abbildung 4: Routen der Fahrgastschifffahrt auf dem Bodensee-Obersee. Die Karte wurde anhand der Karte von Tschubby CC BY-SA 3.0 (https://de.m.wikipedia.org/wiki/Da:tei:Schifffahrt_Bodensee.png) neu gezeichnet.

Tabelle 1: Anzahl der Landungen und Passagen der Fahrgastschiffe der weißen Flotte an den verschiedenen Standorten während der gesamten Saison 2024 (29. März bis 13. Oktober).

Standort	Anzahl Landungen und Passagen
Hagnau	2.973
Immenstaad	3.097
Friedrichshafen	2.850
Nonnenhorn	1.884
Überlingen	2.268
Güttingen	769
Arbon	755

Die auf Tourismus ausgelegte Fahrgastschifffahrt beginnt Ende März/Anfang April und endet im Oktober. Autoföhren, Katamaran und Personenfähren von Wallhausen nach Überlingen verkehren auch in den Wintermonaten. Die meisten Schiffe fahren typischerweise nur tagsüber zwischen 6:00 und 20:00 Uhr. Die Autoföhere dagegen hält den Pendelverkehr zwischen Konstanz und Meersburg auch nachts mindestens im Stundentakt aufrecht.

Die Unterschiede in Fahrfrequenzen während des Tages und den Jahreszeiten führt dazu, dass die Wellenbelastung durch Fahrgastschiffe vor allem tagsüber von Frühling bis in den Herbst eine wichtige Rolle spielen ([15]). Katamaran und Autoföhere führen zu zusätzlichen Wellenbelastungen im Winter bzw. nachts.

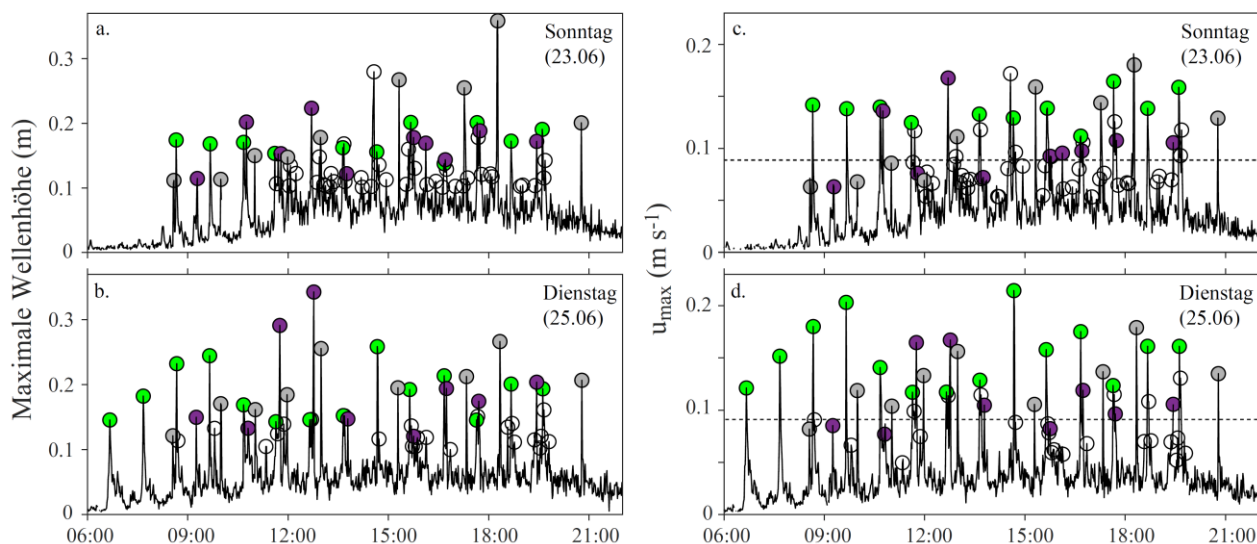


Abbildung 5: Am Nordufer des Bodensees sind Fahrgastschiffe für die größten maximalen Wellenhöhen und die größten maximalen Bodengeschwindigkeiten verantwortlich. Maximale Wellenhöhe (a,b) und maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten (c-d) an einer Station mit 2,5 m Wassertiefe bei Hagnau (Messungen von 2019). Wellen durch Kursschiffe sind farbig markiert: Katamaran grün, Schiffe der Weißen Flotte grau (Route Friedrichshafen nach Konstanz) bzw. violett (Route Konstanz nach Friedrichshafen). Ereignisse ohne Zuordnung zu Fahrgastschiffen sind mit offenen Kreisen gekennzeichnet. Die gestrichelte Linie in c und d zeigt den Wert der bodennahen Strömungsgeschwindigkeit, der in der weiteren statistischen Analyse als Grenzwert für Ereignisse mit Erosionspotential verwendet wird.

An Uferabschnitten mit regelmäßigen Passagen von Fahrgastschiffen spielen Wellen von Sportbooten kaum eine Rolle für die Uferbelastung durch Schiffswellen (Abbildung 5). In Abbildung 5 sind alle Minutenintervalle, in denen Wellen mit maximalen Wellenhöhen größer 0,1 m auftreten, durch ein Symbol charakterisiert: Wellen mit Ankunftszeiten, die nach Fahrplan Fahrgastschiffen zugeordnet werden können, sind farbig gekennzeichnet (Katamaran: grün, Weiße Flotte: grau von Bregenz nach Konstanz, violett von Konstanz nach Bregenz). Wellen, die keinen nach Fahrplan fahrenden Fahrgastschiffen zugeordnet werden können (offene Symbole), haben in der Regel kleinere maximale Wellenhöhen (Abbildung 5a, b) und kleinere maximale Bodengeschwindigkeiten (Abbildung 5c, d) als Wellen der Fahrgastschiffe und treten am Sonntag (23.09.) häufiger auf als an Wochentagen (Dienstag 25.09.). Letzteres deutet darauf hin, dass Sportboote für diese Wellen verantwortlich sind.

Unterschiede in der Belastung verschiedener Uferabschnitte des Bodensees durch Schiffs- und Windwellen

Aus einer intensiven Messkampagne am Nordufer des Bodensees stand ein Datensatz mit hochaufgelösten Druckmessungen von insgesamt 20 Standorten an fünf verschiedenen Uferabschnitten zur Verfügung (Messdaten von Jens Armbruster). Die Erhebung dieser Daten war mit Freilandexperimenten zur Makrozoobenthos-Besiedlung kombiniert. Wir haben den Datensatz mit den Druckmessungen im Hinblick auf die Wellenbelastung durch

die Kursschifffahrt ausgewertet und die Makrozoobenthosproben zählen lassen, um eine mögliche Auswirkung von Wellen auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft in der Uferzone untersuchen zu können. Die Bedeutung spezifischer Standortcharakteristika und der Wellenbelastung auf die Makrozoobenthosgemeinschaft wird in Kapitel 8 dieses Bandes [2] vorgestellt. Hier kombinieren wir die Messungen von 20 Messstationen dieses Datensatzes mit Messungen vom Südufer des Bodensees, und liefern eine Übersicht über die Wellenbelastung und die Bedeutung von Schiffswellen an unterschiedlichen Uferabschnitten des Bodensees.

Zunächst werden Daten am Nordufer des Bodensees von jeweils zwei nah beieinanderliegenden Messstationen an den Uferabschnitten bei Überlingen (UEBW), Hagnau (HAGN), Immenstaad (IMSB), Friedrichshafen (FNSM) und Nonnenhorn (NONN) vorgestellt. Die beiden Stationen an den jeweiligen Uferabschnitten werden als Referenzstation (REF: R) und Teststation (TEST: T) beschrieben. Diese Daten haben wir mit Messungen an Uferabschnitten bei Güttingen (GUET) und Arbon (ARBN) am Südufer des Bodensees ergänzt (Abbildung 6).

Die Messzeitspannen an jedem Standort waren unterschiedlich lang, wobei am Standort HAGN durchgängige Messwerte von Juni bis September vorlagen. Die Messungen vom Nordufer stammen aus dem Sommer 2019, die vom Südufer aus dem Sommer 2023. Die Wassertiefen an den Messstandorten lagen im Mittel bei 1,8 m. Auf Grund von Wasserspiegelschwankungen variierten an manchen Standorten die Wassertiefen zwischen 0,8 m und 2,6 m.

Wellenparameter wurden für Zeitintervalle von einer Minute bestimmt. Bodennahe Strömungen wurden für die jeweils lokal aktuellen Wassertiefen berechnet und zusätzlich, unter der Annahme gleicher Wellenhöhe und Periode, für Wassertiefen von 1,0 m, 1,5 m und 2,0 m bestimmt.

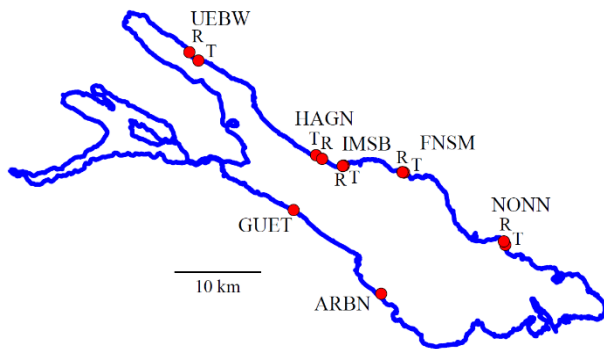


Abbildung 6: Standorte der Messungen für den räumlichen Vergleich der Wellenbelastung durch Fahrgastschiffe am Bodensee. Am Nordufer wurden an jedem Uferabschnitt an zwei Standorten gemessen (Referenz: R und Test: T).

Eine Übersicht der Ergebnisse liefert Abbildung 7. Ausgewertet wurden alle Minutenzeitintervalle, in denen die maximale Wellenhöhe größer als 5 cm war. An den meisten Standorten war die Dauer der Wellenbelastung durch Schiffswellen deutlich geringer als die durch Windwellen (Abbildung 7a). In IMSB waren Schiffs- und Windwellen etwa gleich häufig, in GUET dagegen waren Windwellen 4,8-mal häufiger als Schiffswellen. Im Durchschnitt über die Stationen traten Schiffswellen nur halb so oft auf wie Windwellen. Betrachtet man den mittleren Energiefluss zum Ufer pro Länge Wellenkamm, unterschieden sich die Beiträge von Schiffs- und Windwellen deutlich weniger als die Häufigkeiten des Auftretens der Wellen (Abbildung 7c). Dies liegt daran, dass mit den Schiffswellen von Fahrgastschiffen häufig ein größerer Energiefluss zum Ufer verbunden ist als mit den Windwellen. Im Durchschnitt über die Stationen ist das Verhältnis Energieflüsse von Schiffs- zu Windwellen 0,93 zu 1. Bei der Belastung der Uferzone durch große maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten über $0,09 \text{ m s}^{-1}$ in 1,5 m Wassertiefe dominierte der Beitrag durch Schiffswellen an fast allen Standorten den Beitrag von Windwellen deutlich (Abbildung 7b).

Wellen mit maximalen bodennahen Geschwindigkeiten über $0,09 \text{ m s}^{-1}$ können im Bodensee zu Resuspensionsereignissen führen ([14]) und wurden bereits in früheren Studien als Indikator für Wellenbelastung verwendet ([14]). Da Wellen von Fahrgastschiffen typischerweise größere Wellenlängen haben als Windwellen, nehmen die mit den Schiffswellen assoziierten Strömungen weniger stark mit der Wassertiefe ab als bei Windwellen. Daher erzeugen bei gleicher Wellenhöhe die Wellen von Fahr-

gastschiffen typischerweise größere bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten als Windwellen. Außerdem nimmt der relative Unterschied der bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten von Schiffs- und Windwellen gleicher Wellenhöhe mit zunehmender Wassertiefe zu, sodass in tieferem Wasser Schiffswellen stärker dominieren als in flacherem Wasser (Abbildung 7d-f).

Bei der Interpretation der Ergebnisse müssen folgende Punkte berücksichtigt werden:

- (1) Die Messungen wurden an den verschiedenen Standorten zu unterschiedlichen Zeiten durchgeführt und umfassen unterschiedliche Zeitspannen. Zwar erfolgte der Verkehr von Fahrgastschiffen in den Sommermonaten recht gleichbleibend, das Auftreten von Wind, und insbesondere von Starkwindereignissen, war dagegen sehr variabel und daher in den verschiedenen Zeitserien unterschiedlich stark repräsentiert.
- (2) Während Starkwindereignissen können Windwellen bei ausreichendem Fetch Perioden über 2,5 s haben und werden, solange sie Wellenhöhen unter 0,4 m haben, in der Analyse als Schiffswellen gewertet.
- (3) Die Wassertiefe an den Messstandorten war im Mittel 1,8 m, hat sich aber zwischen den Standorten etwas unterschieden und sich überdies während der Messungen wegen Wasserspiegelschwankungen auch verändert, was zu unterschiedlichen bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten bei gleichen Wellenhöhen führt. Um die Belastung durch bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten zwischen den Standorten besser vergleichen zu können, haben wir daher die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten nicht nur für die tatsächlichen Wassertiefen, sondern für alle Standorte für konstant angenommene Wassertiefen von 1,0 m, 1,5 m und 2,0 m Wassertiefe berechnet (Abbildung 7b, d-f) und in der Analyse Zeitperioden mit (Abbildung 7b) und ohne Starkwindereignisse (Abbildung 7d-f) unterschieden.

Die Auswirkung der Starkwindereignisse auf die Ergebnisse für die Häufigkeiten großer bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten lässt sich durch den Vergleich von Abbildung 7b und 7e erkennen. In Abbildung 7e sind die Häufigkeiten für Windwellen geringer als in Abbildung 7b, da Starkwindereignisse in Abbildung 7e nicht berücksichtigt wurden. Allerdings sind z. B. am Uferabschnitt FNSM-REF auch die Häufigkeiten für Schiffswellen geringer als in Abbildung 7b. Dies lässt sich dadurch erklären, dass manche Windwellen während der Starkwindereignisse als Schiffswellen gewertet wurden. An den meisten Uferabschnitten bleiben aber die Häufigkeiten des Auftretens großer bodennaher Strömungsgeschwindigkeiten im Zusammenhang mit Schiffswellen recht unverändert, was nahelegt, dass eine Fehlinterpretation von Windwellen als Schiffswellen eher selten vorgekommen ist oder zumindest keine große Auswirkung auf die Ergebnisse hat.

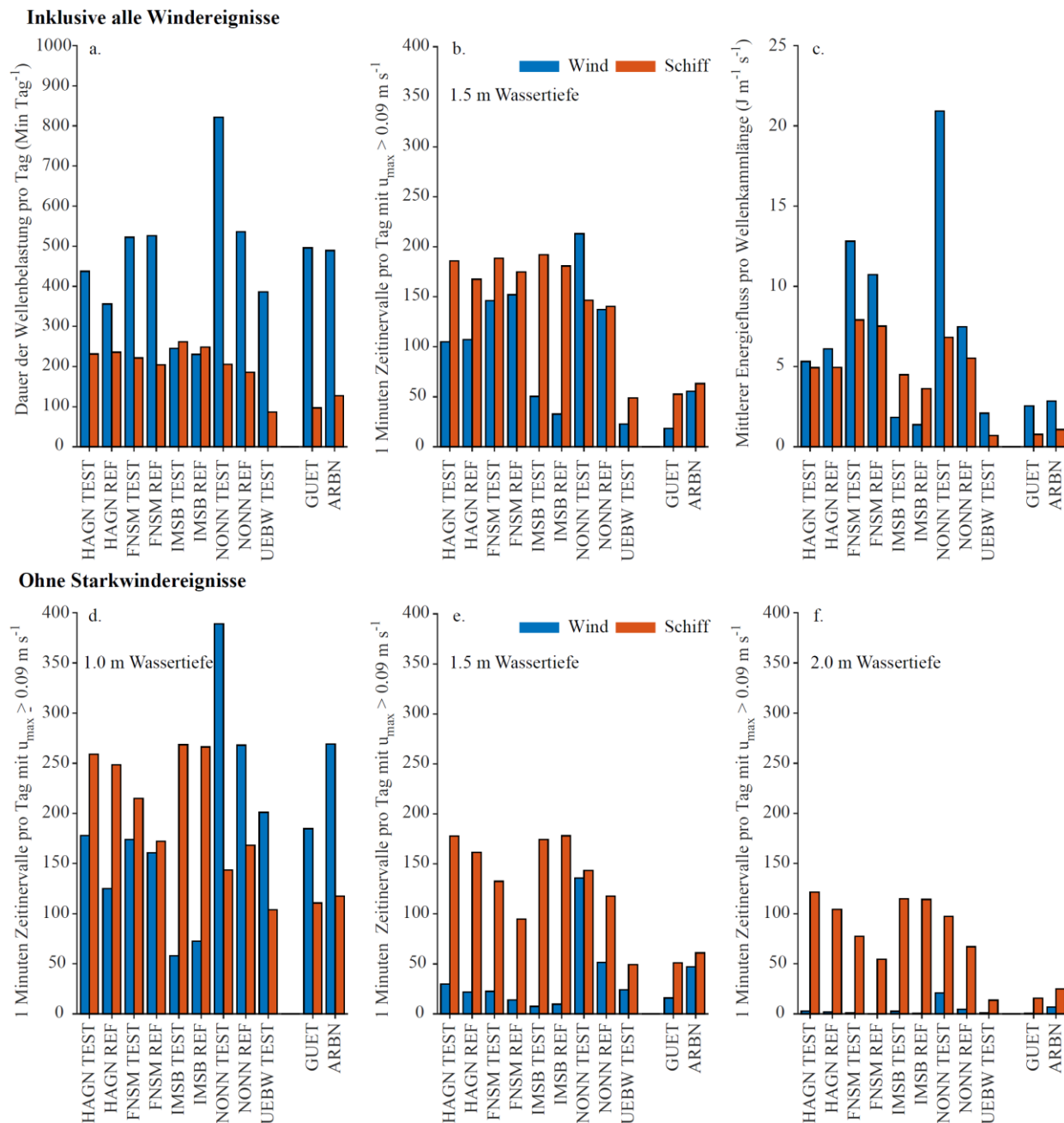


Abbildung 7: Vergleich der Wellenbelastung durch Wind- und Schiffswellen an unterschiedlichen Uferabschnitten im Bodensee. Für die Uferabschnitte am Nordufer (Hagnau (HAGN), Immenstaad (IMSB), Friedrichshafen (FNSM), Nonnenhorn (NONN) und Überlingen (UEBW)) sind jeweils eine Referenz (REF) und eine Test Position (TEST) dargestellt. Diese Messungen stammen aus den Sommermonaten 2019. Die beiden Messreihen am Südufer (Güttingen GUET) und Arbon (ARBN)) wurden im Sommer 2023 aufgenommen. Die Daten wurden über Zeiträume zwischen 11 und 123 Tagen erhoben. Im Mittel war die Wassertiefe an den Messstationen 1,8 m. Für die bodennahen Strömungen in Abbildungen 7d-f wurden nur Zeitperioden ohne Starkwindereignisse berücksichtigt. Für die Berechnung der bodennahen Strömungen wurde eine Wassertiefe von 1,0 m (d), 1,5 m (b, e) und 2,0 m (f) angenommen.

In 2 m Wassertiefe stammten während Zeiten ohne Starkwindereignisse große bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten fast ausschließlich von Fahrgastschiffen. An nahe beieinanderliegenden Messstationen an einem Uferabschnitt war das Auftreten von bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten über $0,09 \text{ m s}^{-1}$ etwa gleich häufig, unterschied sich aber zwischen den verschiedenen Uferabschnitten. Am häufigsten waren große bodennahe

Strömungsgeschwindigkeiten an den Uferabschnitten bei Immenstaad, Hagnau, seltener bei Friedrichshafen und Nonnenhorn und noch seltener bei Überlingen und am Südufer bei Güttingen und Arbon. Diese Unterschiede in der Wellenbelastung durch Schiffswellen zwischen den Uferabschnitten reflektieren in erster Linie die Häufigkeit der Passage durch Fahrgastschiffe an den unterschiedlichen Standorten (Tabelle 1).

Die meisten Schiffspassagen verlaufen entlang des Nordufers zwischen Konstanz und Friedrichshafen, etwas weniger Schiffe fahren nach Überlingen und zwischen Friedrichshafen und Bregenz und am geringsten ist der Verkehr entlang des Südufers zwischen Konstanz und Romanshorn und zwischen Romanshorn und Rorschach. Die Messstation UEBW liegt westlich des Überlinger Hafens, sodass die Fahrgastschiffe den Messstandort nicht passieren und die Wellen der Fahrgastschiffe den Standort nicht, oder nur nach einer großen Ausbreitungsdistanz, erreichen. Dies erklärt die vergleichsweise niedrige Wellenbelastung am Standort UEBW. Etwas überraschend scheint die im Vergleich zur Wellenbelastung an den Standorten HAGN und IMSB geringere Wellenbelastung am Standort FNSM, da sich die Frequenz des Schiffsverkehrs an diesen Standorten kaum unterscheidet. Die Unterschiede der Wellenbelastung lassen sich aber durch die Abstände der Standorte zur Route der Fahrgastschiffe erklären: Der kürzeste Abstand mit dem die Fahrgastschiffe am Standort FNSM vorbeifahren, ist mehr als doppelt so groß wie bei den Standorten HAGN, IMSB und NONN. Allerdings liegen nicht genug Daten zu genauen Schiffsrouten vor, um diese Hypothese mit einer statistischen Analyse stützen zu können.

Zusätzlich zu den Fahrgastschiffen der Weißen Flotte tragen auch Fährverbindungen zur Wellenbelastung der Uferzone bei. Insbesondere der Katamaran führt zu regelmäßigen Wellenbelastungen an den Standorten HAGN, IMSB, FNSM und GUET, nicht aber in UEBW, NONN und ARBN (siehe Abschnitt „Uferbelastung durch Wellen des Katamarans“). Allerdings fährt der Katamaran an den meisten Standorten in deutlich größerer Entfernung zu den ufernahen Messstationen vorbei als die Fahrgastschiffe der Weißen Flotte und die Wellenhöhen nehmen mit Laufstrecke der Wellen ab, d. h. mit dem Abstand zu ihrer Erzeugung entlang der Schiffsroute.

In 1 m Wassertiefe sind hohe bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten erwartungsgemäß viel häufiger als in 2 m Wassertiefe (Abbildung 7d). Die Häufigkeiten von hohen Strömungsgeschwindigkeiten waren nicht mehr an allen Stationen durch Schiffswellen dominiert, vielmehr spielten auch Windwellen eine wichtige Rolle, obwohl Starkwindereignisse nicht berücksichtigt sind. Die relative Bedeutung von Windwellen nahm im flacheren Wasser zu, da sich die Abnahme der welleninduzierten Strömungsgeschwindigkeit mit der Wassertiefe, die bei Windwellen mit kurzen Wellenlängen höher ist als bei Schiffswellen mit langen Wellen, in flachem Wasser weniger stark auswirkt. An Uferabschnitten, wie z. B. bei Nonnenhorn, an denen Windwellen deutlich häufiger auftraten als Schiffswellen, spielten im flachen Wasser Windwellen auch für die bodennahen Geschwindigkeiten eine größere Rolle als Schiffswellen. An den Uferabschnitten bei Immenstaad und Hagnau dominierten Schiffswellen weiterhin die Belastung durch bodennahe Strömungen.

Zusätzlich zu den oben analysierten Daten standen an jedem Uferabschnitt des Nordufers noch weitere Messungen von jeweils zwei noch näher am Ufer gelegenen Stationen zur Verfügung, REF NS und TEST NS. Im Mittel war die Wassertiefe an diesen Stationen mit 1,4 m etwa 40 cm niedriger als an den anderen Stationen des Nordufers. Für jeden Uferabschnitt kann daher verglichen werden, wie sich die Wellenbelastung bei abnehmendem Abstand zum Ufer bzw. abnehmender Wassertiefe verändert. Als Proxy für die Schiffswellenbelastung haben wir den Mittelwert der 5 % größten durch Schiffswellen erzeugten bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten für jeden Uferbereich berechnet und dabei alle Zeitperioden ohne Starkwindereignisse berücksichtigt (Abbildung 8). Zum Vergleich wurden für jede Messzeitperiode entsprechende Werte am Standort HAGN dargestellt (Abbildung 8, offene Symbole).

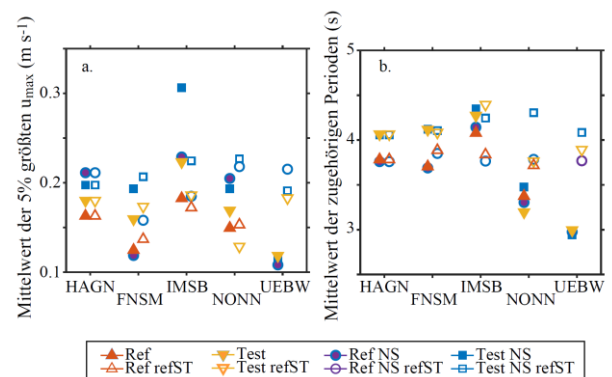


Abbildung 8: Belastung des Nordufers des Bodensees durch Schiffswellen. Dargestellt sind die durch Schiffswellen erzeugten Mittelwerte der 5 % größten bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten u_{max} (a) und die Mittelwerte der zu diesen Wellen gehörenden Perioden (b). Da die Stationen zu unterschiedlichen Zeiten beprobt wurden, wurden für jede Messzeitperiode zum Vergleich auch die gleichzeitig in Hagnau auftretenden bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten und Perioden dargestellt (offene Symbole, und in der Legende mit refST markiert).

Diese Ergebnisse stützen die Interpretation, dass die Belastung durch Schiffswellen an den Standorten HAGN, IMSB und NONN deutlich größer war als in FNSM oder UEBW. Die Belastung ufernaher Stationen durch Schiffswellen induzierte bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten war an den meisten Uferabschnitten größer als an uferfernen Stationen. Die 5 % größten Strömungsgeschwindigkeiten am Boden erreichten in Ufernähe Werte über $0,2 \text{ m s}^{-1}$, bei denen Resuspension von Sedimentpartikeln (Annahme: Dichte 2000 kg m^{-3}) mit Korngrößen von $d_{50} = 0,5 \text{ mm}$ zu erwarten ist. Die Perioden derjenigen Wellen, die die 5 % größten maximalen bodennahen Geschwindigkeiten erzeugten, waren an den Standorten HAGN, IMSB und FNSM im Mittel deutlich größer als an den Standorten NONN und UEBW (Abbildung 8b). Dies deutet darauf hin, dass die Schiffswellenexposition an den Standorten bei Nonnenhorn und Überlingen durch Schiffe

dominiert ist, die langsamer fahren als an den anderen Standorten.

Änderung der Eigenschaften von Wellen der Fahrgastschiffe und des Katamarans beim Einlaufen in die Uferzone

Beim Einlaufen von Wellen ins flachere Ufer verändern sich deren Welleneigenschaften. Die Veränderung der Wellenhöhe, der Periode, des Energieflusses und der bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten beim Einlaufen von Wellen verschiedener Kursschiffe entlang eines ufernormalen Transekts im Konstanzer Trichter (von Station S1 nach S3; vgl. Abbildung 9a) sind in Abbildung 9b-e dargestellt. An Station S1 stammen die größten Wellenhöhen vom Kursschiff *MS Stuttgart*, die kleinsten vom Kursschiff *MS Überlingen* (Abbildung 9b). Die Wellen des Katamarans waren niedriger als die des *MS Stuttgart*, hatten aber deutlich größeren Perioden als die Wellen aller anderen Kursschiffe (Station S1 Abbildung 9b, c). Mit abnehmender Wassertiefe (von Station S1 nach S3; vgl. Abbildung 9f) nahm die Wellenhöhe der einlaufenden Kursschiffwellen und der mit den Wellen einhergehenden Energieflüsse zum Ufer generell ab, sobald die Wassertiefe geringer wurde als 2 m (S1-S3 Abbildung 9b, d). In der ufernahen Zone war der Energiefluss durch Wellen des Katamarans aber ungefähr genau so groß wie der Energiefluss durch Wellen von Kursschiffen, die im tiefen Wasser die größten Wellen erzeugen (Station S3 Abbildung 9e). An der Station mit der geringsten Wassertiefe (S3) traten die größten maximalen bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten beim Einlaufen der Wellen eines Katamarans auf, wobei auch die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten der Fahrgastschiffe *MS Stuttgart* und *MS Lindau* Werte über $0,12 \text{ m s}^{-1}$ erreichten.

Die Auswirkung von Schiffswellen auf die Wellenbelastung der Ufer hängt u. a. vom Abstand der Schiffspassage zum Ufer ab. An der Station S1 waren die Wellenhöhen des Kursschiffes *MS Stuttgart* besonders hoch, da dessen Fahrtroute typischerweise deutlich näher an Station S1 vorbeiführt (Distanz ca. 200 m) als die Fahrtroute des Katamarans (ca. 500 m, Abbildung 9a). Die Fahrtrouten der Schiffe sind allerdings nicht bei allen Passagen genau gleich, und für die exakten Zeitpunkte der Wellenbeobachtung liegen keine gemessenen Routen vor. Daher können aus den Daten zwar Unterschiede in den Perioden der Wellen verschiedener Fahrgastschiffe festgestellt werden, aber es können keine allgemeinen Aussagen über Unterschiede von Wellenhöhen oder Energieflüssen zwischen den verschiedenen Kursschiffen abgeleitet werden. Die Daten zeigen, dass die Wellenhöhen beim Einlaufen in die Uferzone mit Wassertiefen unter 2 m abnehmen. Beim Übergang der Wellen von 3 m Wassertiefe ins flachere Wasser nahmen die bodennahen Strömungsge-

schwindigkeiten zunächst zu, auch wenn die Wellenhöhe abnahm. Dies kann damit erklärt werden, dass sich die Abnahme der welleninduzierten Strömungsgeschwindigkeit mit der Wassertiefe an flacheren Standorten weniger stark auswirkt als an tieferen.

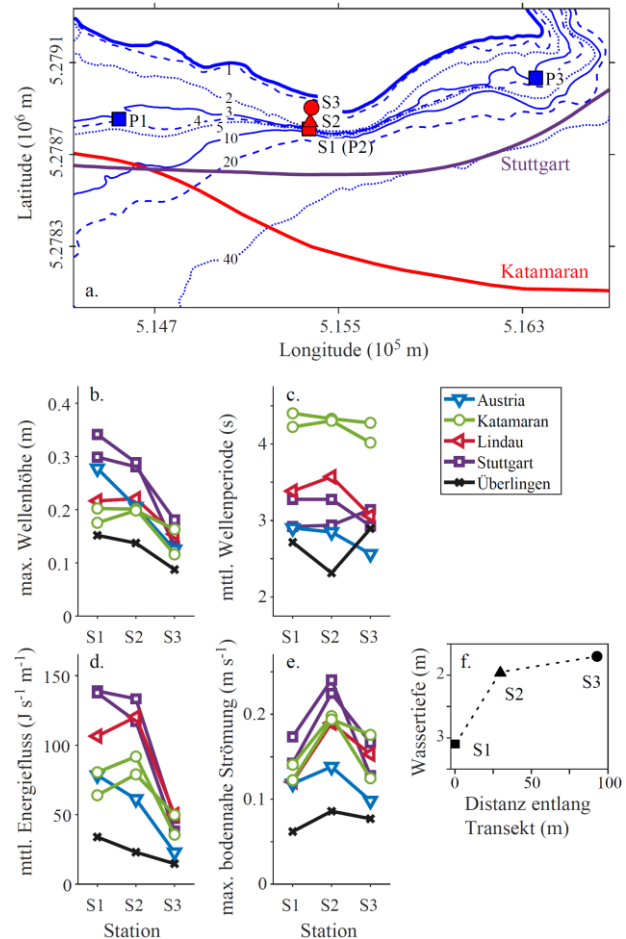


Abbildung 9: Charakteristische Eigenschaften von Schiffswellen und deren Veränderung auf einem ufernormalen Transekt. Schiffswellen, die von verschiedenen älteren Fahrgastschiffen (*MS Austria*, *MS Lindau*, *MS Stuttgart*) und vom Katamaran erzeugt wurden. (a) Lage der Messstationen im Konstanzer Trichter des Bodensees und (f) Wassertiefe an den drei Messstationen. Maximale Wellenhöhe, mittlere Wellenperiode, mittlerer Energiefluss und maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten von Wellenzügen mit jeweils 6 aufeinanderfolgenden Wellenmaxima (b-e). Schiffsrouten des *MS Stuttgart* (Juni 2023) und des Katamarans (Dez. 2023).

Uferbelastung durch Wellen des Katamarans

Die Fährverbindung des Katamarans von Konstanz nach Friedrichshafen wurde 2005 etabliert. Die Fahrtroute des Katamarans liegt zum überwiegenden Teil in recht großem Abstand von mehr als 1 km zum Ufer (Abbildung 10). Die Katamarane verkehren entlang dieser Route typischerweise von morgens ab 6:00 Uhr bis abends 20:00 Uhr im Stundentakt. Insgesamt wird die Katamaranroute von Konstanz nach Friedrichshafen 4.832 Mal pro Jahr befahren, davon 2.733 Mal während der Saison für die

Fahrgastschiffe der Weißen Flotte (29.03.–13.10.2024). Nochmal so viele Fahrten werden in der entgegengesetzten Richtung von Friedrichshafen nach Konstanz durchgeführt.

Entlang des überwiegenden Teils der Fahrtroute liegt seit 2013 die Fahrgeschwindigkeit der Katamarane auf dem Bodensee bei $32\text{--}34\text{ km h}^{-1}$. Vor 2013 waren sogar Geschwindigkeiten bis zu 40 km h^{-1} möglich. Wegen der großen Fahrgeschwindigkeit haben die Wellen des Katamarans deutlich größere Wellenperioden und damit bei gleicher Wassertiefe auch größere Wellenlängen als die Wellen anderer Fahrgastschiffe auf dem Bodensee (Abbildung 9c; [13]). Dies bedeutet, dass bei gleichen Wellenhöhen die mit den Katamaranwellen assoziierten Strömungsgeschwindigkeiten weniger schnell mit der Wassertiefe abnehmen als bei den anderen Schiffen. Bei gleicher Wellenhöhe führen die Katamaranwellen daher in tieferen Uferzonen zu größeren bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten als die Wellen der anderen Fahrgastschiffe. Außerdem wird der Katamaran das ganze Jahr hindurch betrieben, die Schiffe der Weißen Flotte dagegen hauptsächlich in den Sommermonaten. Die Wasserstände des Bodensees sind im Winter niedriger als im Sommer. Daher wirken sich die Wellen des Katamarans über das Jahr hinweg auf eine deutlich breitere Flachwasserzone aus als die Wellen anderer Fahrgastschiffe. Allerdings ist nicht unmittelbar klar, an welchen Uferabschnitten Wellen des Katamarans einen bedeutenden Beitrag zur Uferbelastung liefern, da sich der Katamaran an vielen Uferabschnitten in einem deutlich größeren Abstand zum Ufer bewegt als die Fahrgastschiffe der Weißen Flotte (Abbildung 4, 10).

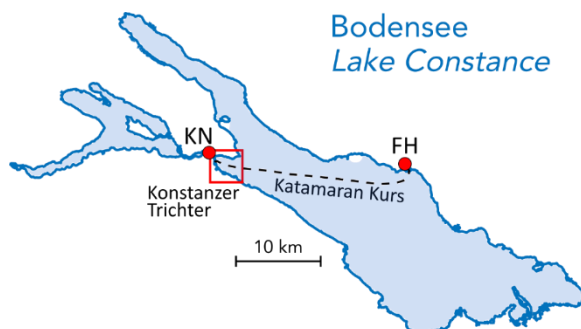


Abbildung 10: Übersichtskarte des Bodensees mit Katamaran Kurs (gestrichelte Linie). Der Katamaran verkehrt stündlich zwischen Konstanz (KN) und Friedrichshafen (FH) in beiden Richtungen. Im Konstanzer Trichter (roter Rahmen) fährt der Katamaran mit reduzierter Geschwindigkeit. Details zu einer detaillierten Messkampagne im Konstanzer Trichter finden sich in Abbildung 11a.

Um allgemeinere Aussagen zur Belastung von Seen durch Wellen von Fahrgastschiffen machen zu können, wurde am Beispiel des Katamarans untersucht, wie die lokale Wellenbelastung der Uferzone von der Fahrgeschwindigkeit und der Fahrtroute eines Fahrgastschiffes

abhängt. Die Wellen des Katamarans im Bodensee bieten sich für diese Untersuchung an, da sie sich anhand der Wellenperiode sehr gut von den Wellen anderer Kurseschiffe unterscheiden lassen. Außerdem ist zu erwarten, dass die Wellen des Katamarans wegen der großen Wellenlängen und der hohen Taktrate des Katamaranverkehrs für die Uferbelastung im Bodensee eine wichtige Rolle spielen.

In einem ersten Experiment wurde untersucht, wie sich unterschiedliche Fahrgeschwindigkeiten des Katamarans auf die Uferbelastung durch Wellen des Katamarans auswirkt. Da der Katamaran im Konstanzer Trichter (Abbildung 10, 11) über eine größere Strecke mit niedrigeren Geschwindigkeiten fährt als im überwiegenden Teil seiner restlichen Fahrtroute, haben wir an verschiedenen Uferabschnitten im Konstanzer Trichter Wellenmessungen durchgeführt. Um die Auswirkung des Abstands der Fahrtroute zum Ufer auf die Wellenbelastung abschätzen zu können, haben wir ein einfaches empirisches Expositionsmodell entwickelt. Dieses stützt sich auf intensive Feldmessungen an einer Vielzahl von Messstationen rund um den Bodensee-Obersee und wird weiter unten genauer beschrieben.

Fahrtgeschwindigkeit des Katamarans und Wellenbelastung im Konstanzer Trichter

Der Katamaran fährt während des überwiegenden Teils seiner Fahrtroute mit einer Geschwindigkeit von $32\text{--}34\text{ km h}^{-1}$, verringert dann aber bei der Einfahrt in den Konstanzer Trichter ungefähr ab Höhe der Position P3 schrittweise seine Fahrgeschwindigkeit (Abbildung 11a). Bei der Ausfahrt erreicht der Katamaran seine Höchstgeschwindigkeit schon ab Höhe der Position P2 (Abbildung 11a).

Über drei Monate hinweg wurden kontinuierlich Wellenmessungen an den Positionen P1, P2 und P3 im Konstanzer Trichter durchgeführt. Die Wassertiefe an den Messstationen lag zwischen 2,8 und 3,6 m. Anhand der Wellenperiode und der Ankunftszeiten der Wellen wurden diejenigen Wellen identifiziert, die durch den Katamaran erzeugt wurden. Anschließend wurden die Wellen des in den Trichter einfahrenden Katamarans von denen des ausfahrenden Katamarans getrennt betrachtet. (Abbildung 11b).

An jeweils denselben Uferabschnitten waren die Wellen beim einfahrenden Katamaran deutlich höher als beim ausfahrenden (Abbildung 11b). Daher waren auch an allen Messstationen die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten der Wellen, die durch den einfahrenden Katamaran erzeugt werden, deutlich höher als die der Wellen des ausfahrenden Katamarans (Abbildung 11c). Weiterhin ist erkennbar, dass die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten mit größerem Abstand zum Konstanzer Hafen typischerweise zunehmen. Die größten bodennahen

Strömungsgeschwindigkeiten wurden an Position P3 für Wellen des einfahrenden Katamarans gemessen (Median: $0,18 \text{ m s}^{-1}$) und die niedrigsten an Position P1 für Wellen des ausfahrenden Katamarans (Median: $0,05 \text{ m s}^{-1}$) (Abbildung 11b). An allen Stationen war die Bandbreite auftretender bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten hoch. In geringeren Wassertiefen sind die maximalen Strömungsgeschwindigkeiten deutlich höher als an den Messstationen selber und können in 1,5 m Wasser Medianwerte von $0,27 \text{ m s}^{-1}$ erreichen.

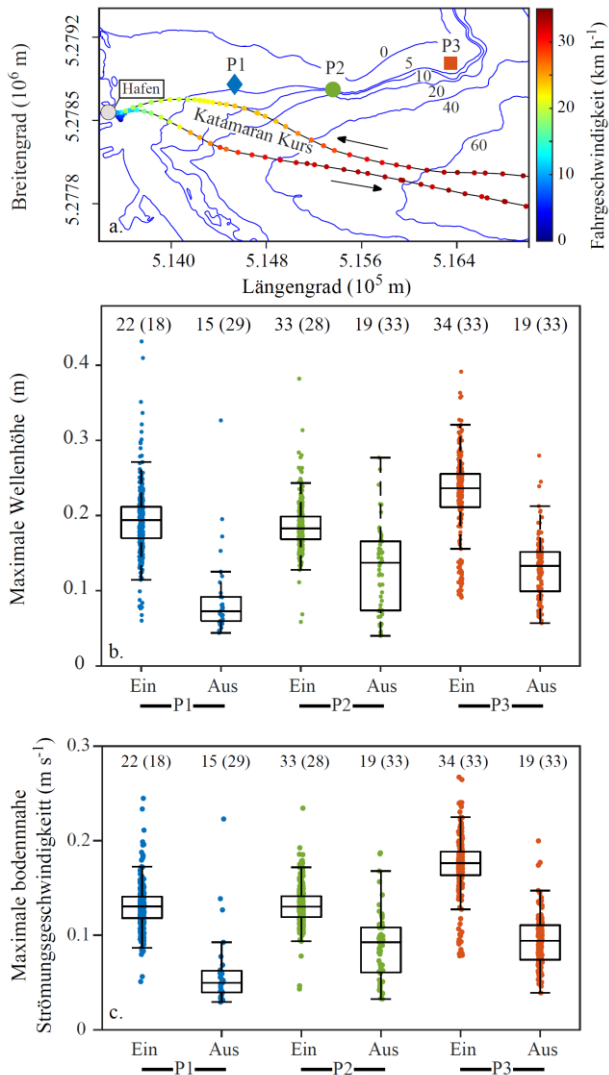


Abbildung 11: Die Wellenbelastung im Konstanzer Trichter unterscheidet sich für ein- und ausfahrenden Katamaran. (a) Bathymetrische Karte des Konstanzer Trichters mit Messpositionen (P1–P3) und Katamaran Kurs (gepunktete Linie) vom 22.07.2023 zwischen 10:00 und 12:00 Uhr. (b) maximale Wellenhöhen und (c) maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeit der Katamaranwellen für einfahrenden (Ein) und ausfahrenden (Aus) Katamaran. Die Zahlen über jedem Boxplot repräsentieren die Fahrge-
 schwindigkeit des Katamarans in km h^{-1} am Ort der Wellenerzeugung (ohne Klammern) und beim kürzesten Abstand zur jeweiligen Messposition (in Klammern). Die Boxplots zeigen den Median und die Grenzen der Boxen repräsentieren die 25 % und 75 % Perzentile der Verteilungen.

Mit zunehmendem Abstand zum Konstanzer Hafen nahmen die maximale Wellenhöhe, die maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeit und auch die Fahrge-
 schwindigkeit des Katamarans zu (Fahrge-
 schwindigkeiten siehe Abbildung 11c). Allerdings sind an einer vorgegebenen Position nicht die Fahrge-
 schwindigkeit des Katamarans beim kürzesten Abstand zum Ufer entscheidend, sondern die Fahrge-
 schwindigkeit an der Stelle entlang der Fahrtroute vor der exponierten Position, von welcher sich die Wellen zur Uferposition hinbewegen. Zum Beispiel waren die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten beim ausfahrenden Katamaran an allen Messpositionen vergleichsweise klein, obwohl der Katamaran an diesen Positionen mit einer hohen Geschwindigkeit vorbeifährt (Abbildung 11c, Geschwindigkeiten in Klammern). Die ins Ufer einlaufenden Wellen wurden deutlich näher am Hafen erzeugt, wo die Schiffsgeschwindigkeiten noch viel niedriger waren als an P1 bis P3 (Abbildung 11c). Die Schiffsgeschwindigkeiten bei der Erzeugung der Wellen wurden unter der Annahme abgeschätzt, dass sich die relevanten Wellengruppen unter einem Winkel von 35° ausbreiten. Die Wellen des einlaufenden Katamarans führten zu den größten bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten und damit der größten Belastung der Ufer, da diese zum Teil bereits außerhalb des Konstanzer Trichters bei hohen Fahrge-
 schwindigkeiten erzeugt wurden. Dies zeigt, dass bei Uferschutzmaßnahmen, für die die Schiffswellenexposition verringert werden soll, der Ort der Wellenerzeugung für die Abschätzung der Wellenexposition der Ufer einbezogen und die Schiffsroute entsprechend berücksichtigt werden muss. Im Fall der Messposition P3 im Konstanzer Trichters werden die für die größte Belastung verantwortlichen Wellen vom einlaufenden Katamaran ungefähr 1.8 km außerhalb des Konstanzer Trichters erzeugt. Um die Belastung des Ufers durch die Wellen des Katamarans zu verringern, müsste die Fahrge-
 schwindigkeit des Katamarans daher bereits mindestens 1.8 km vorm Einlaufen in den Konstanzer Trichter reduziert werden.

An Station P1 war die Wellenbelastung durch den einlaufenden Katamaran vergleichsweise hoch, obwohl die Schiffsgeschwindigkeit bei der Wellenerzeugung bereits deutlich niedriger war als an den Stationen P2 und P3. Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Uferbelastung durch Schiffswellen nicht nur von der Geschwindigkeit des Schiffes bei der Erzeugung der Wellen, sondern auch vom Abstand der Wellenerzeugung zum Ufer abhängt, und die Schiffsroute des Katamarans immer dichter zum Ufer verläuft, je mehr er sich dem Konstanzer Hafen nähert. Im Konstanzer Trichter ist im Sommer dichter Bootsverkehr, sodass der Katamaran Geschwindigkeit und Route anpassen muss. Dies ist wahrscheinlich die Ursache für die große Variabilität der Wellenhöhen und der bodennahen Geschwindigkeiten durch die Wellen des Katamarans.

Empirisches Modell zur Abschätzung der Uferexposition und der räumlichen Verteilung der Belastung von Ufern durch Schiffswellen: Wellen des Katamarans im Bodensee-Obersee

Entscheidend für die Uferbelastung durch Schiffswellen ist u. a. die Distanz, die die vom Schiff erzeugten Wellen bis zum Ufer zurücklegen. Diese Laufdistanz kann aus der Schiffsroute abgeschätzt werden: Die höchsten Wellen des Schiffswellenfeldes liegen in der Nähe der Ränder der Wellenschleppe und breiten sich typischerweise unter einem Winkel von 35° in Richtung der Schiffsroute aus. Für jede Stelle am Ufer lässt sich daher berechnen, ob und gegebenenfalls von welchen Positionen entlang der Schiffsroute diese Wellen eintreffen können. Der Abstand zwischen Uferstelle und Position der Wellenerzeugung auf der Schiffsroute kann als Schätzwert der Laufdistanz der Wellen verwendet werden. Diese Schätzung beruht auf einer einfachen geometrischen Überlegung und berücksichtigt nicht die mögliche Beugung der Schiffswellen. Da die Schiffsrouten nicht geradlinig verlaufen, können an der gleichen Uferstelle Wellen einlaufen, die an unterschiedlichen Positionen entlang der Schiffsroute erzeugt wurden. Es kann an der gleichen Uferstelle daher mehrere Laufdistanzen geben.

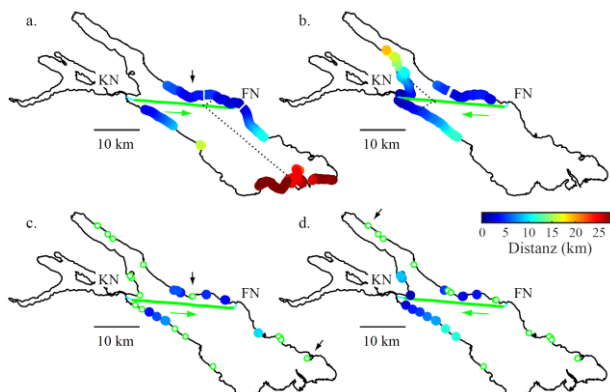


Abbildung 12: Charakterisierung der Uferexposition im Hinblick auf Wellen, die durch den Katamaran erzeugt werden. Exposition durch Wellen, die bei der Fahrt des Katamarans von (a, c) Konstanz nach Friedrichshafen und von (b, d) Friedrichshafen nach Konstanz erzeugt wurden. Modellergebnisse für alle Uferabschnitte (a, b) bzw. nur an Stationen mit Feldmessungen (Symbole) (c, d). Die modellierte Laufdistanz der ins Ufer einlaufenden Wellen ist durch die Farbkodierung gegeben. An Uferabschnitten ohne Farbkodierung (a, b), bzw. mit offenen Symbolen (c, d), laufen laut Modell keine Katamaranwellen ein. Es wurde nur der Abschnitt der Fahrtroute vom 03.02.2024 berücksichtigt, in dem der Katamaran schneller als 30 km h^{-1} fährt. Das Modell beinhaltet keine Beugung.

Dieses einfache Modell wurde genutzt, um die Exposition der Uferzone im Bodensee im Hinblick auf das Einlaufen von Katamaranwellen und die Laufdistanzen der Katamaranwellen an den unterschiedlichen Uferabschnitten abzuschätzen (Abbildung 12a-b). Dabei wurde nur

derjenige Teil der Fahrtroute des Katamarans berücksichtigt, auf dem der Katamaran schneller als 30 km h^{-1} fährt.

Die Uferabschnitte, die durch den Katamaran belastet werden, hängen sehr stark von der Fahrtrichtung des Katamarans ab (Abbildung 12a-b). Außer dem Überlingersee und dem westlichsten Teil des Südufers des Obersees wird ein Großteil der Uferzone durch Katamaranwellen erreicht. Dieses modellierte Verteilungsmuster der Uferexposition wurde mit Hilfe von Feldmessungen an 25 Uferabschnitten mit zum Teil mehreren unterschiedlichen Messstationen an diesen Uferabschnitten und Messungen aus unterschiedlichen Jahren überprüft (Abbildung 12c-d). Insgesamt wurden 40 unabhängige Zeitserien verwendet.

Die Wellen des Katamarans lassen sich an Hand der Wellenperiode und ihrem stündlichen Einlaufen während des Tages sehr gut identifizieren, sodass das Auftreten bzw. Nichtauftreten von Katamaranwellen zuverlässig ermittelt werden kann. An fast allen Messstationen stimmen Modell und Beobachtung in Bezug auf das Auftreten von Katamaranwellen überein. An der Station Sipplingen und zwei Stationen bei Lindau (Pfeil in Abbildung 12c bzw. d) sagt das Modell keine Katamaranwellen voraus, obwohl Katamaranwellen beobachtet wurden. An der Station Sipplingen waren die beobachteten maximalen Wellenhöhen allerdings nur 1 cm, in Lindau lagen sie dagegen an beiden Stationen bei etwa 9 cm. Die Station Sipplingen lässt sich von der Fahrtroute aus bei einem Winkel von 35° zur Fahrtroute nicht geradlinig erreichen, sodass Katamaranwellen gebeugt werden müssen, um Sipplingen zu erreichen. Die kürzeste geradlinige Verbindung von der Schiffsroute zur Station Lindau ist 27 km, wobei der Winkel zwischen Wellenausbreitung und Fahrtroute dann nur 20° beträgt. In flachem Wasser kann der Ausbreitungswinkel der Wellen zur Schiffsroute kleiner als 35° sein ([28]).

Man muss allerdings auch bedenken, dass die im empirischen Modell angenommene Ausbreitungsrichtung der Wellen aus der Theorie für die Ausbreitung von Wellenpaketen der Wellenschleppe stammt und auf der Überlagerung der Primärwellen hinter einem mit gleichmäßiger Geschwindigkeit fahrenden Schiff beruht. Da der Katamaran nur bis Friedrichshafen verkehrt, liegt die Station Lindau vor der Schiffsroute. Die Ausbreitung der Wellenpakete muss in diesem Fall aus dem Gültigkeitsbereich der Theorie extrapoliert werden. An zwei Stationen in der Nähe von Hagnau laufen laut Modell die Wellen, die der Katamaran bei seiner Fahrt von KN nach FN erzeugt, in 1,5 m Wassertiefe ein (Pfeil Abbildung 12a), nicht aber an zwei Messstationen, die am gleichen Längengrad, aber weiter nördlich näher am Ufer liegen (Pfeil Abbildung 12c). An diesen Stationen wurden entsprechende Katamaranwellen beobachtet. Die Messungen wurden allerdings bei einem höheren Wasserstand durchgeführt.

Beugung der Wellen in flachem Wasser kann eine Erklärung für den Unterschied zwischen Beobachtung und Modell sein. In umgekehrter Fahrtrichtung des Katamarans stimmen Modell und Beobachtungen überein.

Der Vergleich von Modellergebnissen mit Beobachtungen deutet darauf hin, dass das empirische Modell die Uferbelastung durch Katamaranwellen eher unter- als überschätzt.

Vorhersage der Ankunftszeit von Schiffswellen in der Uferzone

Im Ufer einlaufende Schiffswellen können weit entfernt erzeugt worden sein, wie z. B. die Wellen des Katamarans, die zum Teil Laufdistanzen von mehr als 20 km zurücklegen (Abbildung 12). Die Laufzeit der Wellen von ihrer Erzeugung bis zur Ankunft im Ufer kann in diesen Fällen mehr als 1 Stunde betragen, was eine Zuordnung der im Uferbereich beobachteten Wellen zu bestimmten Schiffen und Schiffsrouten erschwert. Mit Hilfe des oben vorgestellten empirischen Modells lassen sich die Ankunftszeiten von Schiffswellen allerdings sehr gut vorher-sagen. Die Laufzeit der Wellen von der Erzeugung bis zur Ankunft an einer Messstation kann aus der modellierten Laufdistanz und der Geschwindigkeit des Schiffes bei der Erzeugung der Wellen geschätzt werden. Aus der Schiffsgeschwindigkeit v_o ergibt sich die Gruppengeschwindigkeit der Wellenpakete im Schiffswellenfeld $v_g = v_o \cdot 0,41$ (Gl. 10), solange diese als Tiefwasserwellen angesehen werden können. Die modellierte Laufzeit LZ_{modell} ist dann:

$$LZ_{modell} = \frac{dist}{v_o \cdot 0,41} \quad (15)$$

und $dist$ (m) ist die Laufdistanz der Welle. Die beobachtete Laufzeit $LZ_{beobachtet}$ ergibt sich aus dem Zeitunterschied zwischen dem beobachteten Einlaufen der Welle am Ufer, $t_{ankunft}$, und der mit dem empirischen Modell bestimmten Zeit, zu der die Welle vom Schiff auf seiner Route erzeugt wurde, $t_{erzeugung}$.

$$LZ_{beobachtet} = t_{ankunft} - t_{erzeugung} \quad (16)$$

Aus der modellierten Laufzeit und der mit dem empirischen Modell bestimmten Zeit der Erzeugung einer Schiffswelle lässt sich die Ankunftszeit der Schiffswelle in der Uferzone vorhersagen.

Für die Katamaranwellen im Bodensee stimmen modellierte und beobachtete Laufzeiten sehr gut überein (Abbildung 13a). Tatsächliche und prognostizierte Ankunftszeiten der Katamaranwellen in der Uferzone unterscheiden sich im Durchschnitt nur um 1,3 Minuten (Abbildung 13b). Die beobachteten Ankunftszeiten der Katama-

ranwellen sind etwas später als die vorhergesagten, da beim Einlaufen in die Flachwasserzone die Gruppengeschwindigkeit der Wellen geringfügig abnimmt und das Modell daher die durchschnittliche Gruppengeschwindigkeit über- und damit die Laufzeiten unterschätzt.

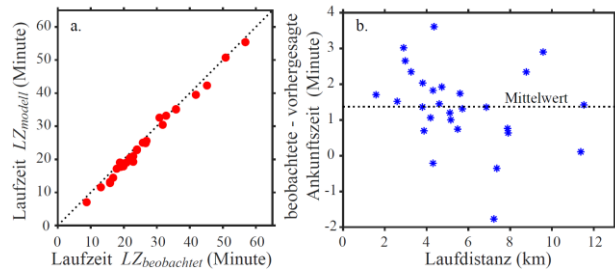


Abbildung 13: Vorhersage von Laufzeit und Ankunftszeit von Schiffswellen mit dem empirischen Modell. (a) Laufzeit aus modellierter Laufdistanz der Welle und Schiffsgeschwindigkeit bei der Wellenerzeugung LZ_{modell} versus Laufzeit aus modelliertem Zeitpunkt der Wellenerzeugung und beobachteter Ankunftszeit der Welle in der Uferzone $LZ_{beobachtet}$. Die gepunktete Linie zeigt die Eins-zu-Eins Beziehung. (b) Unterschied zwischen beobachteter und vorhergesagter Ankunftszeit der Schiffswelle in der Uferzone. Der Mittelwert ist 1,3 Minuten (gepunktete Linie).

Die sehr gute Übereinstimmung der prognostizierten und beobachteten Ankunftszeiten der Wellen unterstützt, dass die Aussagen des einfachen empirischen Modells über den Erzeugungsort, die Laufdistanz und die Ausbreitungsgeschwindigkeit von Schiffswellen konsistent und zuverlässig sind.

Modellierung der räumlichen Verteilung der Uferbelastung durch Wellen des Katamarans

Aus den an den Uferstationen gemessenen Wellenhöhen und Perioden wurde die mit den Schiffswellen auftretende maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeit in 1,5 m Wassertiefe berechnet. Der Bezug auf die gleiche Wassertiefe ermöglicht einen besseren Vergleich zwischen unterschiedlichen Uferabschnitten. Erwartungsgemäß nehmen H_{max} und u_{max} mit der Laufdistanz ab (Abbildung 14). Allerdings wird die Rate der Abnahme mit zunehmender Laufdistanz immer kleiner.

Um den Zusammenhang zwischen gemessenen Welleneigenschaften und der modellierten Distanz zur Wellenerzeugung beschreiben zu können, wurde das empirische Modell:

$$H_{max} = a \cdot dist^{-b} \quad (17)$$

$$u_{max} = c \cdot dist^{-d} \quad (18)$$

an die Daten angepasst (Abb. 14b, d).

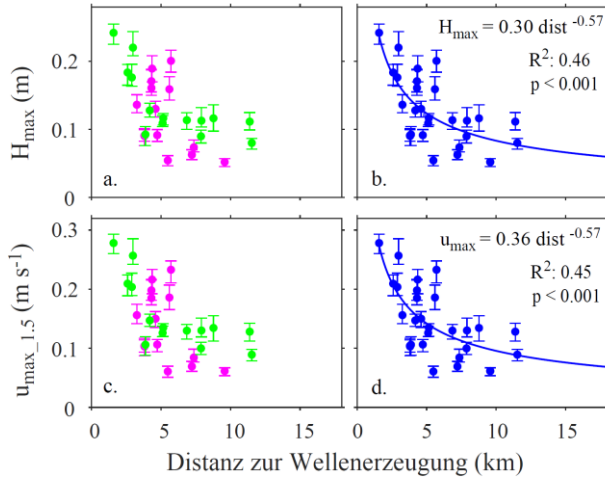


Abbildung 14: Empirischer Zusammenhang zwischen Eigenschaften der Wellen des Katamarans in der Uferzone und der modellierten Lauflängsdistanz der Welle. Maximale Wellenhöhe H_{max} (a) und maximale bodennahe Geschwindigkeit in 1,5 m Wassertiefe, $u_{max_1.5}$, (c) für die Katamaranfahrt (am 3.2.2024) mit Schiffsgeschwindigkeiten über 30 km h^{-1} von Konstanz nach Friedrichshafen (grün) und von Friedrichshafen nach Konstanz (magenta) und in (b,d) für beide Fahrten gemeinsam (blau). Dargestellt sind für jede Messtation der Median der jeweiligen Welleneigenschaft und der Streuungsbereich, in dem 50 % der Messwerte um den Median liegen. Im Modell ist die Lauflängsdistanz $dist$ (m).

Da Schiffsrouten leicht variieren können, wurden an drei unterschiedlichen Tagen Katamaranrouten gemessen (am 22.06.2023, 05.12.2023, und 03.02.2024) und jeweils die Lauflängsdistanzen berechnet (Abbildung 15). Wir haben für diesen Datensatz zusätzlich ein gemeinsames empirisches Modell angepasst, welches eine mittlere Abstandsrelation für die verschiedenen Schiffsrouten berechnet.

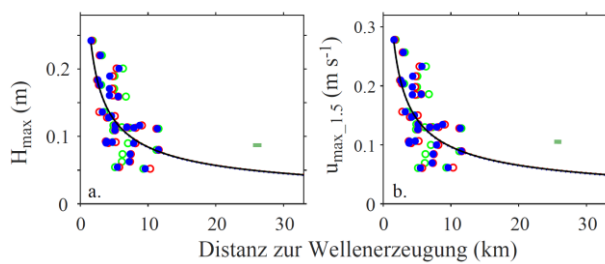


Abbildung 15: Beobachtete H_{max} und $u_{max_1.5}$ versus Lauflängsdistanz der Welle für 3 verschiedenen Katamaranrouten. Die Symbole zeigen Messungen; für die Linien wurde das gleiche empirische Modell wie in Abb. 14 an den jeweiligen Datensatz angepasst. Die Distanzen wurden für die Katamaranrouten bestimmt, die am 22.06.2023 (grün), am 05.12.2023 (rot), und am 03.02.2024 (blau) gemessen wurden. Die lineare Anpassung des empirischen Modells an die Kombination aller Daten liefert: $H_{max} = 0.32 \text{ dist}^{-0.56}$ ($R^2: 0.42$) und $u_{max_1.5} = 0.37 \text{ dist}^{-0.56}$ ($R^2: 0.42$). Die Ergebnisse der Wellenmessung an zwei Stationen bei Lindau (rotes Quadrat) wurden bei der kürzesten Distanz der Stationen zur Fahrtroute dargestellt, bei der Modellanpassung aber nicht berücksichtigt.

Aus den resultierenden empirischen Abstandsrelationen ergibt sich mit den modellierten Lauflängsdistanzen an den einzelnen Uferabschnitten die räumliche Verteilung der Wellenhöhen und der maximalen Strömungsgeschwindigkeiten in 1,5 m Wassertiefe (Abbildung 16). Aus den bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten (Gleichung 9) und mit der Annahme, dass Sedimentpartikel eine Dichte von 2000 kg m^{-3} haben, wurde zusätzlich die mobilisierbare Korngröße (d_{50}) berechnet (Abbildung 16).

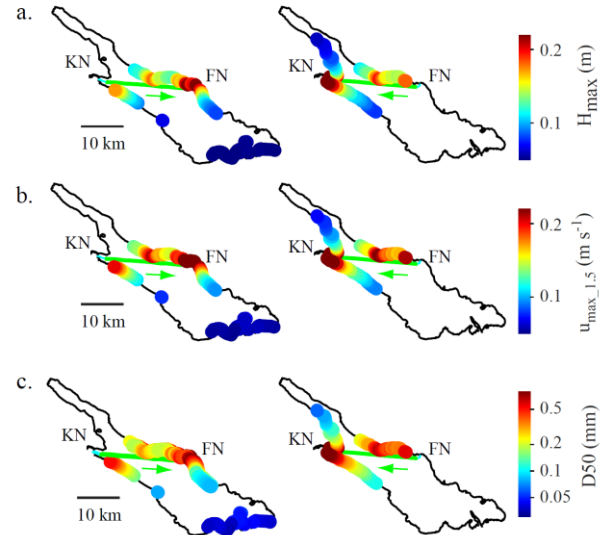


Abbildung 16: Uferexposition durch Katamaranwellen. Ergebnisse aus der Kombination des Modells zur Ausbreitung von Schiffswellen relativ zur Schiffsroute des Katamarans mit den empirischen Abstandsrelationen für H_{max} und $u_{max_1.5}$, die aus Feldbeobachtungen an 28 Stationen ermittelt wurden.

An vielen Uferabschnitten liegen die durch Katamaranwellen erzeugten $u_{max_1.5}$ über $0,09 \text{ m s}^{-1}$ und erreichen Werte bis zu $0,39 \text{ m s}^{-1}$. Am geringsten sind $u_{max_1.5}$ -Werte am südöstlichsten Ufer, liegen dort aber immer noch bei $0,05 \text{ m s}^{-1}$. Es ist daher zu erwarten, dass Katamaranwellen an vielen Uferabschnitten Resuspensionsergebnisse auslösen können und zu einer sehr regelmäßigen, typischerweise stündlich auftretenden Störung der Ufer führen. Die mobilisierbaren Korngrößen von unkonsolidiertem Sediment reichen von $d_{50} = 0,02 \text{ mm}$ im Südosten bis $d_{50} = 2,0 \text{ mm}$ in der Nähe des Konstanzer Trichters.

Die Uferbelastung durch die Katamaranfährten lässt sich kaum durch eine Anpassung der Schiffsroute reduzieren, da diese bereits in großem Abstand zu den Ufern liegt. Eine generelle Reduzierung der Schiffsgeschwindigkeit würde die Wellenbelastung verringern, aber der Stundentakt könnte nicht mehr eingehalten werden. Allerdings würde eine Reduzierung der Schiffsgeschwindigkeit etwa 2 km vor Einlaufen in den Konstanzer Trichter die größten auftretenden Uferbelastungen abmildern ohne den Fahrplan zu gefährden. Beim Bau von neuen Schiffen

für die Schnellverbindung von Konstanz nach Friedrichshafen sollte darauf geachtet werden, Rumpfformen zu wählen, die bei Fahrtgeschwindigkeiten um 30–35 km h⁻¹ geringe Wellenhöhen erzeugen.

Auftreten von Wellen in der Uferzone: Die Auswirkung von Schiffsroute und Schiffsgröße am Beispiel der Autofähren im Bodensee

Die Autofähre Konstanz-Meersburg verkehrt tagsüber im 15 Minuten- und nachts im Stundentakt von Konstanz nach Meersburg und zurück. Die von den Fähren entlang dieser Route erzeugten Wellen laufen in unterschiedliche Uferabschnitte ein (Abbildung 17), belasten allerdings weniger Uferstrecke als die Wellen des Katamarans. Der Grund ist die vergleichsweise kurze und überwiegend ufernormale Fahrtroute der Autofähren, im Unterschied zu der langen und eher parallel zu den Ufern verlaufenden Route des Katamarans. (Abbildung 17a).

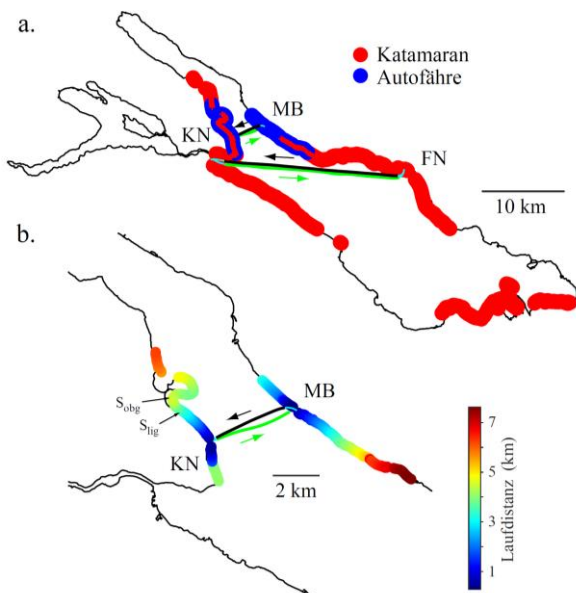


Abbildung 17: Abschnitte der Uferzone, an denen Wellen der Autofähre und des Katamarans einlaufen. (a) Wegen der Routenführung des Katamarans sind mehr Uferabschnitte von Katamaranwellen betroffen als von Wellen der Autofähre. (b) Uferexposition und Lauflängsdistanz der Wellen der Autofähre bis zur Flachwasserzone mit 2 m Wassertiefe. Am Nordwestufer laufen die Wellen der Autofähre ein, die bei ihrer Fahrt von Konstanz (KN) nach Meersburg (MB) erzeugt wurden. Bei der Fahrt in der entgegengesetzten Richtung laufen die Wellen der Autofähre ins südwestlichen Ufer ein. Messungen wurden u. a. in der Obere Güll (*S_{obg}*) und dem sog. Litoralgarten (*S_{lig}*) durchgeführt

Wellen der Autofähren dominieren die Schiffswellen, die an der Station Litoralgarten (*S_{lig}* in Abbildung 17b) einlaufen und stellen daher den überwiegenden Anteil der Schiffswellen in der Studie von ([13]) dar. An dem betreffenden Uferabschnitt sind Schiffswellen genauso häufig wie Windwellen und tragen 41 % des jährlichen Energieflusses durch Oberflächenwellen in die Uferzone bei

([13]). Laut dieser Studie hatten die Autofährwellen an der Messstation Litoralgarten Wellenhöhen zwischen 0,05 m und 0,15 m.

Wie mit dem empirischen Modell vorhergesagt (Abbildung 17), laufen die von der Autofähre auf der Fahrt von Meersburg nach Konstanz erzeugten Wellen tatsächlich auch in die Obere Güll ein (Abbildung 18, Station *S_{obg}* in Abbildung 17b). Die Lauflängsdistanz dieser Wellen von der Erzeugung bis zur Messstation *S_{obg}* beträgt etwa 4.4 km und ist damit größer als bis zur Station *S_{lig}* (ca. 3.4 km) (Abbildung 17b). Wellenmessungen in der Nacht vom 25.10.-26.10.2024 (Fährschiff *FS Lodi*) und in der Nacht vom 26.10.-27.10.2024 (Fährschiff *FS Meersburg*) zeigen, dass das neue Fährschiff *FS Lodi* erheblich größere Wellen erzeugte als das ältere Fährschiff *FS Meersburg* (Abbildung 18a, b). Die Wellen des *FS Lodi* hatten an der Messstation in der Flachwasserzone der Oberen Güll (Wassertiefe 1.7 m) mehr als doppelt so große Wellenhöhen, als die Wellen des *FS Meersburg* (Median der maximalen Wellenhöhen während der 6 Wellenpassagen war 0.09 m bzw. 0.04 m) (Abbildung 18a-b).

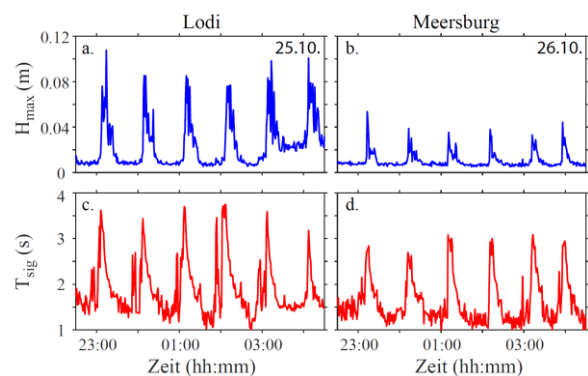


Abbildung 18: Wellen in der Oberen Güll, die durch zwei verschiedene Autofähren (*FS Lodi* und *FS Meersburg*) erzeugt wurden. Maximale Wellenhöhen H_{max} und signifikante Perioden T_{sig} in Minutenwellen an der Station *S_{obg}* in der Oberen Güll (Abbildung 17b). Wellenhöhen und Perioden der Wellen des *FS Lodi* (a bzw. c) sind deutlich größer als die der Wellen des *FS Meersburg* (b bzw. d).

Das Muster dieser unterschiedlich hohen Wellenhöhen in aufeinanderfolgenden Nächten wiederholte sich sehr regelmäßig und bestätigte, dass das neue Fährschiff *FS Lodi* zu einer stärkeren Wellenbelastung in der Uferzone führt als das ältere Fährschiff *FS Meersburg*. Die typische Periode der Wellen des *FS Lodi* ist etwa 3,6 s und die typische Periode der Wellen des *FS Meersburg* etwa 3,0 s (Abbildung 18c-d). Dieser Unterschied in den Wellenperioden deutet darauf hin, dass die Fährschiffe unterschiedlich schnell gefahren sein könnten. Nimmt man an, dass sich die Wellenperioden beim Einlaufen in die Flachwasserzone nicht verändert haben und als Perioden von Tiefwasserwellen interpretiert werden können, hätte die Fahrgeschwindigkeiten des *FS Lodi* bei etwa 25 km h⁻¹ und die des *FS Meersburg* bei etwa 21 km h⁻¹ gelegen. Da

mit zunehmender Schiffsgeschwindigkeit die Wellenhöhe zunimmt, könnten unterschiedliche Geschwindigkeiten des *FS Lodi* und des *FS Meersburg* zu den großen Unterschieden in der Uferbelastung durch die beiden Fährschiffe beitragen haben. Allerdings spielt auch eine Rolle, dass das neuere Fährschiff *FS Lodi* deutlich größer ist als das *FS Meersburg* (siehe Tabelle 2). Welchen Anteil Geschwindigkeit und Schiffsgröße zu den Unterschieden in der Wellenbelastung beitragen, kann mit den vorhandenen Daten nicht evaluiert werden.

Tabelle 2: Eigenschaften ausgewählter Fähr- und Fahrgastschiffe vom Bodensee und Starnberger See

Schiff	Länge	Breite	Indienststellung
Autofähren Bodensee			
<i>FS Konstanz</i>	68,0	13,4	1975
<i>FS Meersburg</i>	68,0	13,4	1980
<i>FS Tabor</i>	72,0	13,4	2004
<i>FS Lodi</i>	82,4	13,4	2010
Personenfähren (Katamaran Bodensee)			
<i>Constanze</i>	33,6	7,6	2005
<i>Ferdinand</i>	33,6	7,6	2007
Fahrgastschiffe der Weißen Flotte (Bodensee)			
<i>MS Stuttgart</i>	57,8	12,6	1960
<i>MS Austria</i>	59,9	11,2	1939
<i>MS Überlingen</i>	58,1	12,2	2010
<i>MS Sonnenkönigin</i>	69,2	14,5	2008
Fahrgastschiffe am Starnberger See			
<i>MS Starnberg</i>	56	15,0	2004
<i>MS Seeshaupt</i>	60	12,5	2012
<i>EMS Berg</i>	35	8,2	2021

Um die Uferbelastung durch den Autofährverkehr möglichst gering zu halten, könnte der Betrieb der Fährlinie angepasst werden. Da nachts offensichtlich keine Kapazitätsprobleme auftreten, könnte nachts auf Schiffe zurückgegriffen werden, von denen eine geringere Wellenbelastung ausgeht (*FS Konstanz*, *FS Meersburg*). Außerdem könnten insbesondere die neueren Schiffe *FS Lodi* und *FS Tabor* mit geringerer Geschwindigkeit gefahren werden. Dadurch würde sich die Fahrzeit nur um wenige Minuten verlängern, da die Fahrstrecke von Meersburg nach Konstanz nur etwas mehr als 4 km beträgt. Eine Fahrt des *FS Lodi* mit gleicher Geschwindigkeit wie das *FS-Meersburg* ermöglicht, die Auswirkung der unterschiedlichen Bootsgrößen und -formen auf die Wellenhöhen empirisch zu testen. Solche Ergebnisse könnten klären, ob die oben vorgeschlagene Umstellung des Nachtbetriebs auf ältere Fährschiffe sinnvoll ist, oder eine Reduktion der Fahrgeschwindigkeit der neueren Schiffe notwendig ist, um die Wellenbelastung der Ufer zu verringern. Außerdem ließe sich demonstrieren, inwieweit beim Bau neuer Schiffe die Wellenbelastung ein größeres Gewicht bei den Kriterien für das Design haben sollte.

WELLENBELASTUNG DER UFERZONE: ROSENINSEL IM STARNBERGER SEE

Am Starnberger See befindet sich in der Flachwasserzone um die Roseninsel ein bedeutendes Bodendenkmal, das seit 2011 Teil des UNESCO-Welterbes „Prähistorische Pfahlbauten um die Alpen“ ist ([9]). In den letzten Jahrzehnten wurde eine Erosion dieser bedeutenden Fundstätte beobachtet. Seither steht die Frage im Raum, ob es einen Zusammenhang zwischen dieser Gefährdung der Fundstellen und der zunehmenden Freizeitschifffahrt gibt. Zur Charakterisierung des an den Fundstellen durch Wind und Schiffsverkehr erzeugten Wellenfeldes wurden in der Flachwasserzone der Roseninsel an 3 Stationen vom 30.08. bis zum 17.11.2022 Messungen durchgeführt (Abbildung 19). Diese Messungen illustrieren die zeitliche Variabilität der durch Freizeitschifffahrt erzeugten Wellenbelastung von Uferzonen in Seen. Teile des folgenden Textes zur Wellenbelastung der Uferzone der Roseninsel im Starnberger See sind in [10] publiziert.

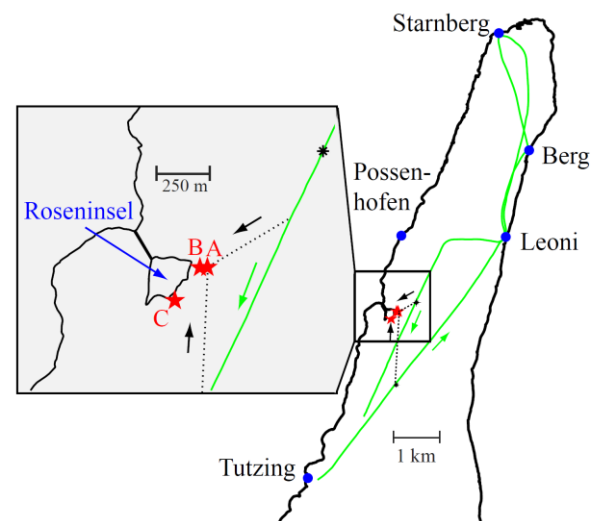


Abbildung 19: Wellenmessungen in der Uferzone um die Roseninsel im Starnberger See an den Stationen A, B und C (Ausschnitt). Schiffsroute eines Fahrgastschiffes der nördlichen Rundfahrt am 31.08.2022 (grün). Pfeile zeigen in Fahrtrichtung. Ausbreitungspfad der Schiffswellen, die an der Messstation A ankommen (schwarz gepunktete Linien) und der Ort der Wellenerzeugung dieser Wellen entlang der Schiffsroute (schwarze Symbole).

In der Uferzone der Roseninsel sind die Wellenhöhen und die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten (Abbildung 20) durchwegs deutlich niedriger als in der Uferzone des Bodensees. Wellen von Fahrgastschiffen liefen an der Roseninsel typischerweise mit Wellenhöhen zwischen 0,05 m und 0,15 m ein (Abbildung 20a). Wellenhöhen von Windwellen während Starkwindereignissen lagen typischerweise um 0,2 m und erreichten bis zu 0,3 m (Abbildung 19b). Die Perioden der größeren Schiffswellen waren in der Regel deutlich geringer als im Bodensee, was

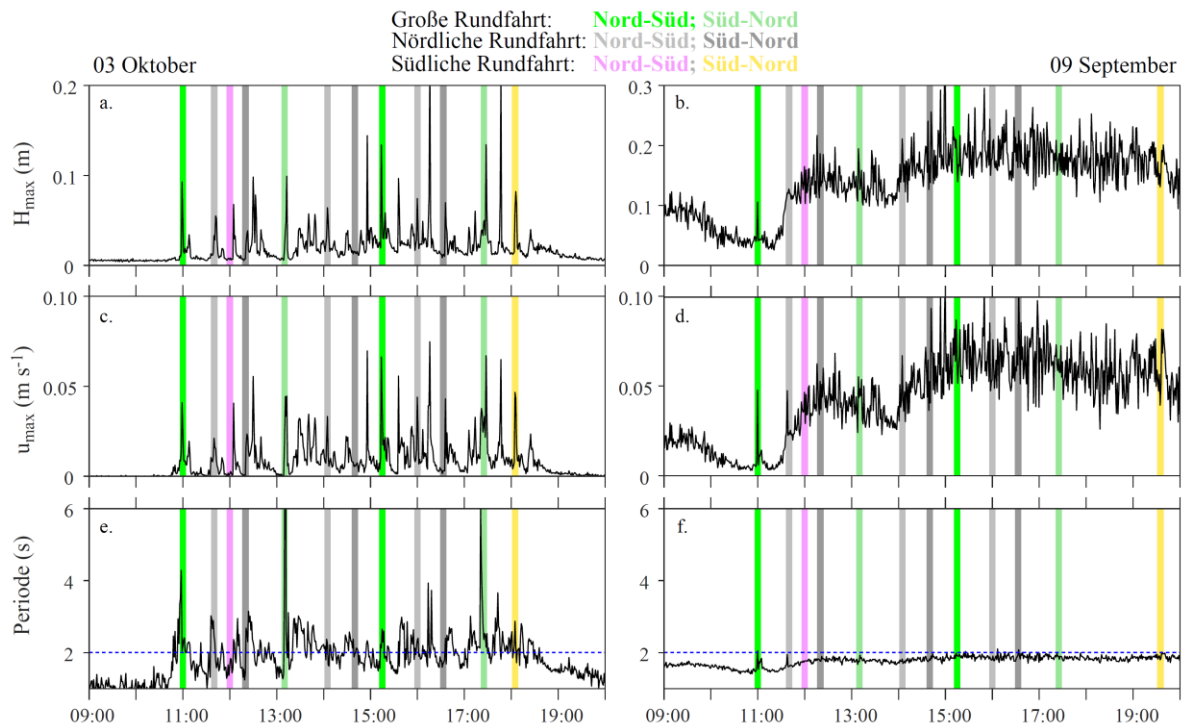


Abbildung 20: Eigenschaften von Wellen in der Flachwasserzone der Roseninsel an einem Tag ohne (3. Oktober) und einem Tag mit einem Starkwindereignis (9. September). Zeiten, an denen das Einlaufen der Wellen der Fahrgastschiffe erwartet werden können sind farbig hinterlegt. Die Messungen wurden an Station A (Wassertiefe 1,9 m) durchgeführt.

auf generell geringere Fahrgeschwindigkeiten, z. B. der Fahrgastschiffe schließen lässt.

Schiffswellen mit Perioden von 2,0 s bis 2,9 s stammen von Schiffen, die mit Geschwindigkeiten von 14 km h^{-1} bis 19 km h^{-1} fahren (siehe Gleichung 11). Dies ist konsistent mit der beobachteten Fahrgeschwindigkeit von $14,8 \text{ km h}^{-1}$ eines Fahrgastschiffes der nördlichen Rundfahrt am Ort der Wellenerzeugung auf der Route von Nord nach Süd (Abbildung 19). Dieses Schiff passierte am 31.08. bei der Fahrt von Nord nach Süd Messstation A in einem Abstand von rd. 260 m und bei der Fahrt in entgegengesetzter Richtung in einem Abstand von etwa 940 m. Da sich die größten Schiffswellen typischerweise unter einem Winkel von 35° zur Schiffsroute ausbreiten, liegt der Ort der Erzeugung der Wellen, die an der Messstation A zur größten Uferbelastung führen können, etwa 370 m bzw. 1.340 m vor der Passage der Roseninsel und damit in einem Abstand von 450 m bzw. 1.590 m von der Messstation entfernt (Abbildung 19). An diesen Orten hatte das Schiff eine Geschwindigkeit von $14,8 \text{ km h}^{-1}$ bzw. $18,8 \text{ km h}^{-1}$ und fuhr damit deutlich langsamer als die Kurschiffe der Weißen Flotte im Bodensee ($23 - 28 \text{ km h}^{-1}$, siehe auch [7]).

Die Perioden von Windwellen, selbst während Starkwindereignissen, waren an der Roseninsel kürzer als 2 s und damit geringer als die Perioden der Schiffswellen von Fahrgastschiffen, aber auch von anderen Freizeitschiffen,

die vergleichbare Wellenhöhen wie die Fahrgastschiffen erzeugen. (Abbildung 20e-f). Im Folgenden werden Wellen mit einer Wellenperiode $\geq 2 \text{ s}$ Schiffswellen und Wellen mit einer Wellenperiode $< 2 \text{ s}$ Windwellen zugeordnet. Als Maß für die Uferbelastung durch Wellen wird die Häufigkeit des Auftretens von bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten mit $u_{\max} > 0,04 \text{ m s}^{-1}$ verwendet. Strömungen mit $0,04 \text{ m s}^{-1}$ könnten nicht-kohäsive Sedimentpartikel mit Korngrößen bis zu $d_{50} = 0,02 \text{ mm}$ mobilisieren (angenommene Dichte der Sedimentpartikel: 2000 kg m^{-3}), wobei bei solch kleinen Partikeln Kohäsion bereits eine wichtige Rolle spielen kann.

Fahrgastschiffe der großen und der nördlichen Rundfahrt, erzeugen auf ihrer Fahrt zwischen Possenhofen und Tutzing regelmäßig Wellen, die in der Uferzone der Roseninsel einlaufen (Abbildung 21a-e). Die Wellen derjenigen Fahrgastschiffe der nördlichen Rundfahrt, deren Route von Tutzing direkt nach Leoni verläuft (Abfahrt in Tutzing um 12:05 bzw. um 14:25; Ankunft der Wellen an der Roseninsel etwa um 12:20 bzw. 14:40), erzeugen auf diesem Fahrabschnitt nur sehr geringe bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten in der Uferzone der Roseninsel (Abbildung 21a-e). Der große Abstand der Route zum Ufer und der Ausbreitungswinkel der Wellen relativ zum Schiffskurs sind wahrscheinlich dafür verantwortlich, dass Wellenhöhen und bodennahen Geschwindigkeiten im Uferbereich der Roseninsel gering sind.

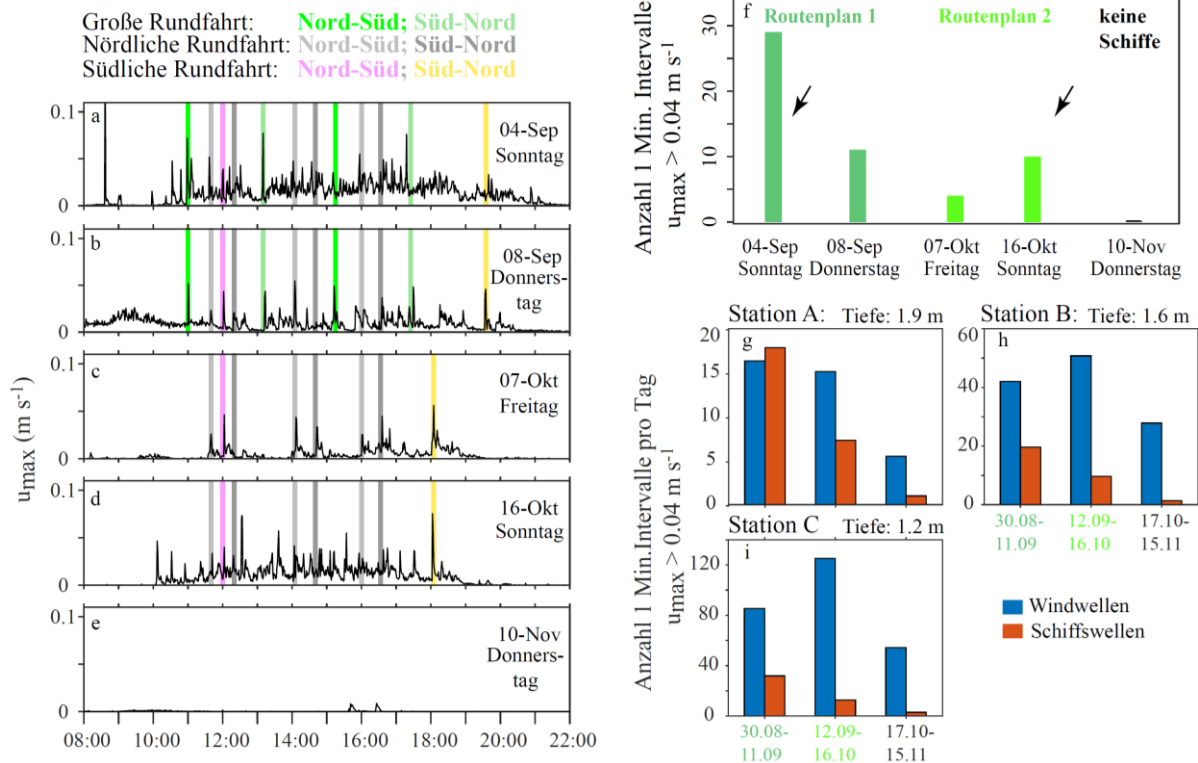


Abbildung 21: Maximale bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten u_{max} in der Flachwasserzone der Roseninsel bei unterschiedlichen Fahrplänen der Fahrgastschifffahrt. (a-e) Wellen an Sonn- und Wochentagen ohne Starkwindereignisse. Zeiten, an denen Wellen durch Fahrgastschiffe erwartet werden können, sind farbig hinterlegt. (f) Für die Tage in (a-e) die Anzahl an Minutenintervallen, in denen Schiffswellen dominieren und $u_{max} > 0,04 \text{ m s}^{-1}$ ist. (g-i) Durchschnittliche Anzahl von Minutenintervallen pro Tag, in denen Schiffs- bzw. Windwellen an Messstation A, B, bzw. C dominieren. Die Wassertiefe an Stationen A, B und C ist 1,9 m, 1,6 m bzw. 1,2 m. Je geringer die Wassertiefe ist, desto häufiger sind insbesondere Windwellen mit $u_{max} > 0,04 \text{ m s}^{-1}$ (siehe Unterschiede in der Skala in g-i)

Die Wellen des Fahrgastschiffs der südlichen Rundfahrt, welches einen Direktkurs von Tutzing (17:50 ab Tutzing) nach Starnberg fuhr, waren um 18:05 dagegen deutlich zu beobachten (Abbildung 21c-e). Diese Wellen hatten typischerweise eine Periode um 2,9 s, was auf eine Fahrtgeschwindigkeit von ungefähr 20 km h^{-1} schließen lässt. Wellen mit einer Periode von 2,9 s haben eine fast doppelt so große Wellenlänge wie Schiffswellen mit einer Periode von 2 s und erzeugen daher bei gleicher Wellenhöhe größere bodennahe Geschwindigkeiten als Wellen von langsamer fahrenden Fahrgastschiffen mit kürzerer Periode. Außerdem ist die Passage des Schiffes wahrscheinlich näher am Westufer als die der Schiffe der nördlichen Rundfahrt auf ihrem Kurs von Tutzing nach Leoni.

An Wochentagen ohne Starkwindereignisse waren in erster Linie Fahrgastschiffe für die größten bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten durch Schiffswellen verantwortlich (Abbildung 21b-c). Bei gleichem Fahrgastschiffsverkehr war an Sonntagen die Schiffswellenbelastung mehr als doppelt so hoch wie unter der Woche (Abbildung 21a, d). Diese Daten deuten darauf hin, dass an Sonntagen Sportboote etwa 60 % und Fahrgastschiffe etwa 40 % zur Wellenbelastung durch Schiffswellen bei-

tragen. Dies galt für Zeiten mit unterschiedliche Fahrplänen der Fahrgastschifffahrt. Ab dem 17.10. war die Wellenbelastung der Ufer durch Schiffswellen vernachlässigbar (Abbildung 21e-f).

Feldbeobachtungen vom 30.08. bestätigen, dass zusätzlich zu den durch Fahrgastschiffe erzeugten Wellen Sportboote, die nah an der Uferzone (Abstand ca. 250 – 300 m) vorbeifahren, für zusätzliche Wellenbelastung der Uferzone verantwortlich sind (Abbildung 22). Der 30.08. lag in der Ferienzeit und die Wellenbelastung war größer als an allen anderen gezeigten Tagen. Im Mittel nimmt die Uferbelastung durch Schiffswellen mit der Abnahme des Fahrgastschiffsverkehrs vom August zum Spätherbst hin stark ab (Abbildung 21f-g). Die Abnahme der Uferbelastung durch Schiffswellen hängt allerdings nicht alleine von der Veränderung der Häufigkeit der Passage von Fahrgastschiffen ab, sondern ist auf die saisonale Veränderung der Intensität der gesamten Freizeitschifffahrt zurückzuführen.

Während der Hauptsaison (Fahrplan 1, 30.08–11.09) waren an Station A (Wassertiefe 1,9 m) Wind- und Schiffswellen etwa gleich häufig für die Uferbelastung durch bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten mit $u_{max} > 0,04 \text{ m s}^{-1}$ verantwortlich. Später in der Saison

nahm die Bedeutung der Schiffswellen für die Uferbelastung immer mehr ab, da weniger Schiffe verkehrten und Wellen erzeugten, Windereignisse aber nicht notwendigerweise weniger wurden.

An Station B (Wassertiefe 1,6 m) führten während der Hauptsaison (30.08.–11.09.) Windwellen fast doppelt so oft zu bodennahen Strömungen mit $u_{\max} > 0,04 \text{ m s}^{-1}$ wie Schiffswellen (Abbildung 21h). Dieser Unterschied ist, in der relativen Bedeutung von Wind- und Schiffswellen für die Wellenbelastung an Station A und B, in erster Linie darauf zurückzuführen, dass die mit den Wellen einhergehenden Strömungen mit der Tiefe abnehmen und dass diese Tiefenabnahme von der Wellenlänge der Wellen abhängt (Gleichung 3). In flacherem Wasser können bei gleicher Wellenhöhe deutlich mehr kurzperiodische Wellen zu bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten mit $u_{\max} > 0,04 \text{ m s}^{-1}$ führen als in tieferem Wasser. An Station B war daher die Anzahl der Minutenintervalle mit $u_{\max} > 0,04 \text{ m s}^{-1}$ deutlich größer als bei Station A (siehe Skala in Abbildung 21h). Diese zusätzliche Uferbelastung wurde durch Windwellen erzeugt.

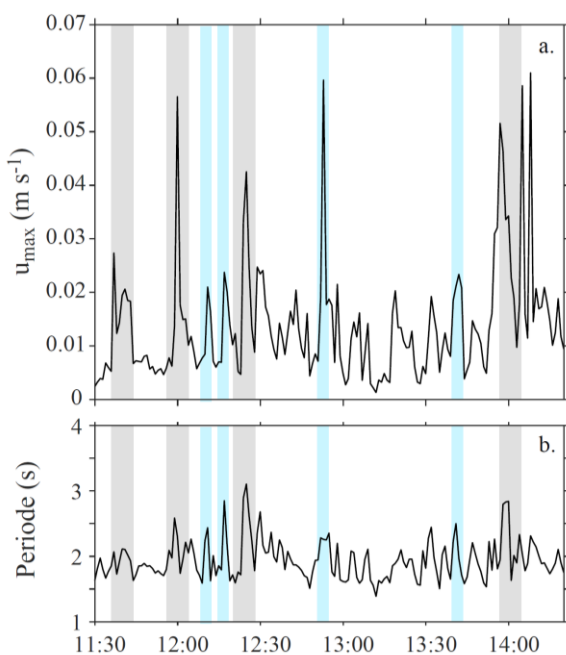


Abbildung 22: Schiffswellen durch Fahrgastschiffe und Sportboote sind für die Erzeugung von Schiffswellen verantwortlich. Wellenmessungen vom 30.08.2022 an Messstation A. Graue Flächen zeigen die erwartete Ankunftszeit der von Fahrgastschiffen erzeugten Wellen. In Blau sind durch Feldbeobachtungen nachgewiesene Zeiten für das Einlaufen von Wellen wiedergegeben, die von Sportbooten erzeugt wurden, die im Abstand 250 – 350 m zur Messstation gefahren sind.

Auf der südlichen Seite der Roseninsel bei Station C betrug die Wassertiefe nur 1,2 m. Daher war die Wellenbelastung durch kurzperiodische Windwellen dort noch einmal deutlich größer als an Station B (Abbildung 21h-i). Die Häufigkeit von Schiffswellen mit bodennahen

Strömungsgeschwindigkeiten über $0,04 \text{ m s}^{-1}$ war vergleichbar mit derjenigen an den anderen Stationen, aber der Anteil der langperiodischen Schiffswellen an der Wellenbelastung betrug während der Hauptsaison an dieser Station nur etwa 25 %. Die Daten erlauben allerdings nicht, auf generelle Unterschiede in der Wellenbelastung der nördlichen und südlichen Flachwasserzone um die Roseninsel zu schließen, da die Messungen in unterschiedlichen Wassertiefen durchgeführt wurden.

Zusammenfassend lässt sich schlussfolgern, dass die Freizeitschifffahrt während der Hauptsaison zu einer zusätzlichen Uferbelastung der Flachwasserzone der Roseninsel führt, die in 1,9 m Wassertiefe mit der natürlichen durch Windwellen erzeugten Uferbelastung vergleichbar ist. Die Wellenbelastung durch Schiffswellen findet nur tagsüber statt, ist an Sonntagen deutlich stärker als an Wochentagen und nimmt zum Herbst hin mit der Abnahme des Schiffsverkehrs stark ab. Fahrgastschiffe und Sportboote tragen zur Wellenbelastung der Uferzone bei, wobei an Wochentagen Fahrgastschiffe die Uferbelastung dominieren. Die Gültigkeit dieser Schlussfolgerungen ist allerdings etwas eingeschränkt, da sich die Identifikation der Schiffswellen auf die Periode der einlaufenden Wellen stützt (Periode $\geq 2 \text{ s}$) und nicht durch direkte Beobachtung von Boots- und Schiffspassagen.

Die Wellenbelastung der Uferzone durch Schiffswellen hängt nicht nur von der Bootsform, sondern insbesondere auch von der Fahrgeschwindigkeit des Schiffs und der Distanz zwischen dem Ort der Wellenerzeugung und der Uferzone ab. Die Wellenbelastung durch Fahrgastschiffe könnte daher zum einen durch Anpassung der Fahrtrouten und zum anderen durch die Reduktion der Fahrgeschwindigkeit am Erzeugungsort der Wellen, die in die Uferzone einlaufen, verringert werden. Dabei ist zu beachten, dass Schiffswellen sich typischerweise unter einem Winkel von etwa 35° zur Schiffsroute ausbreiten (Abbildung 19). Die Schiffsgeschwindigkeit sollte daher nicht unmittelbar bei der Passage des relevanten Uferabschnitts, sondern bei einem Uferabstand der Schiffe von 300 m bis 600 m bereits 450 m bzw. 900 m vor der Passage des relevanten Uferabschnitts verringert werden.

Da die Wassertiefe einen großen Einfluss auf die Uferbelastung durch Windwellen hat, ist zu erwarten, dass eine Wasserspiegelabnahme, z. B. in trockenen Jahren im Zuge der Klimaerwärmung, zu einer erhöhten Belastung der Unterwasserdenkmäler führt.

NUMERISCHE MODELLIERUNG VON SCHIFFSWELLEN

Modelle für die Simulation von Oberflächenwellen

Für die Simulation von Oberflächenwellen stehen verschiedene kostenfreie Programmpakete zur Verfügung, z. B. SWAN (Simulating WAVes Nearshore, TU Delft; SWAN-User Manual ([29]), SWASH (Simulating WAVes till SHore; TU Delft, NL; detaillierte Informationen unter dem Link <https://swash.sourceforge.io>) und XBeach ([23]). Diese Modelle haben verschiedene Anwendungsschwerpunkte und unterscheiden sich daher auch in den zugrundeliegenden Modellkonzepten. SWAN modelliert die spektralen Eigenschaften des Wellenfeldes und simuliert die Ausbreitung dieser Eigenschaften. Dies ermöglicht eine vergleichsweise effiziente Beschreibung von Welleneigenschaften in einem großen Modellgebiet und erlaubt die räumlich heterogene Anregung von Welleneigenschaften, aber nicht die Simulation der Ausbreitung von Einzelwellen. Die typische Anwendung von SWAN ist die Simulation von Windwellen. Durch Multi-Gridverfahren können Windwellen auch bei großen Gewässern nicht nur im offenen Wasser, sondern auch hochaufgelöst in Uferzonen erfasst werden. Ein Anwendungsbeispiel von SWAN ist die Belastung der Uferzone des Bodensees durch Windwellen ([25]). Im Unterschied zu SWAN kann mit den Modellen SWASH und XBeach die tatsächliche Ausbreitung von Oberflächenwellen phasenauflösend simuliert werden. Dies ist die Voraussetzung für die Simulation der räumlichen Ausbreitung von Schiffswellen, da das typische Wellenfeld durch Überlagerung der vom Schiffsrumpf erzeugten Einzelwellen entsteht und die Wellenhöhe und Ausbreitung der Wellengruppen von der Phasenbeziehung der Einzelwellen abhängt. SWASH und XBeach ermöglichen die Beschreibung der räumlichen Ausbreitung von Oberflächenauslenkungen nach einer Störung der Oberfläche. SWASH erlaubt eine flexible Modellgestaltung mit mehreren vertikalen Schichten in einem horizontal hochaufgelösten horizontalen Gitter und die Formulierung unterschiedlicher Rand- und Anfangsbedingungen. Mit SWASH konnte das Einlaufen von Einzelwellen in kleinen Ausschnitten der Uferzone des Bodensees sehr detailliert nachvollzogen werden ([17]). Allerdings stellte sich die Implementierung der Störung der Oberfläche durch ein fahrendes Schiff als schwierig heraus. Daher haben wir auf Anregung von S. Mirbach (assoziiierter Partner Kobus und Partner) für unsere Simulationen das Modell XBeach verwendet. Im Modellpaket XBeach kann die Wellenanregung durch Schiffe einfach implementiert werden und erfordert neben der Geometrie des Schiffsrumpfs nur die Vorgabe einer Fahrtroute, bei der das Schiff auch unterschiedliche Geschwindigkeiten fahren kann. Eine Übersicht über die Konzepte und Modelldetails von XBeach findet sich in ([1]). Wir

verwenden das in XBeach implementierte nicht-hydrostatische 2-Schichten-Modell ([6]), um Primär- und Sekundärwellen zu simulieren. Im Modell wird die Bodentopographie berücksichtigt, was das Modell insbesondere für die Simulation der Ausbreitung von Wellen in tatsächlichen Seebecken interessant macht. Die Gültigkeit des Modells ist allerdings auf vergleichbar geringe Wassertiefen begrenzt. Der Anwendungsbereich des Modells hängt von der Wellenzahl der Wasserwelle k und der Wassertiefe h ab und die Bedingung ist: $k \cdot h \leq 4$ ([1]). Für Schiffswellen, die sich als Tiefwasserwellen ausbreiten, nimmt die Wellenzahl mit der Schiffsgeschwindigkeit v_0 stark ab ($k = 0.6724^{-1} \cdot g \cdot v_0^{-2}$ aus Gl. 2, 7 und 10). Daher ist die im Modell maximal erlaubte Wassertiefe größer, je größer die Geschwindigkeit des Schiffes ist, welches die Wellen erzeugt:

$$h \leq 2.6896 \cdot g^{-1} \cdot v_0^2. \quad (19)$$

Beispielsweise liegen für Schiffe mit Geschwindigkeiten von 20 km h⁻¹, 23 km h⁻¹ bzw. 25 km h⁻¹ die im Modell zulässigen Wassertiefen $h \leq 8,5$ m, 11,1 m bzw. 13,2 m.

Anwendung von XBeach: Simulation der von Fahrgastschiffen an einem Uferabschnitt im Bodensee erzeugten Wellen

Numerische Simulationen der Ausbreitung von Schiffswellen ermöglichen systematische Untersuchungen zur Auswirkung von z. B. Schiffsgeschwindigkeit, Fahrtroute oder Schiffstyp auf die Wellenhöhen von in Flachwasserzonen einlaufenden Wellen. Um die Ausbreitung der von Kursschiffen der Weißen Flotte erzeugten Wellen und deren Wellenhöhen beim Einlaufen in die Flachwasserzone zu untersuchen, wurde ein 3000 m langer und 1000 m breiter Uferabschnitt am Nordufer des Bodensees bei Hagnau für Simulationen mit XBeach ausgewählt. Die in Abbildung 24 dargestellten Simulationen verwenden den gesamten Uferabschnitt, die Simulationen in Abbildung 23 einen 3000 m × 800 m großen Ausschnitt des Uferabschnitts als Modellgebiet. Die Modellgebiete wurden mit einem 1,2 m × 1,2 m Gitter aufgelöst, was für das größere Modellgebiet die Simulation an insgesamt 2.068.327 Gitterpunkten erfordert. Für die Bodentopographie im Modell wurden hochaufgelöste Tiefenvermessungsdaten des Bodensees genutzt ([32]). Allerdings wurde die maximale Wassertiefe im Modell auf 10 m begrenzt, um den Gültigkeitsbereich von XBeach für die maximale Wassertiefe einzuhalten. Bei der Auswertung lag ein Schwerpunkt auf den simulierten Wellenhöhen in der Flachwasserzone bei 2 m Wassertiefe. Abbildung 24a zeigt den zu den Auswertungen herangezogenen Uferabschnitt und die im Modell typischerweise verwendete Bodentopographie, sowie die Linie mit 2 m Wassertiefe.

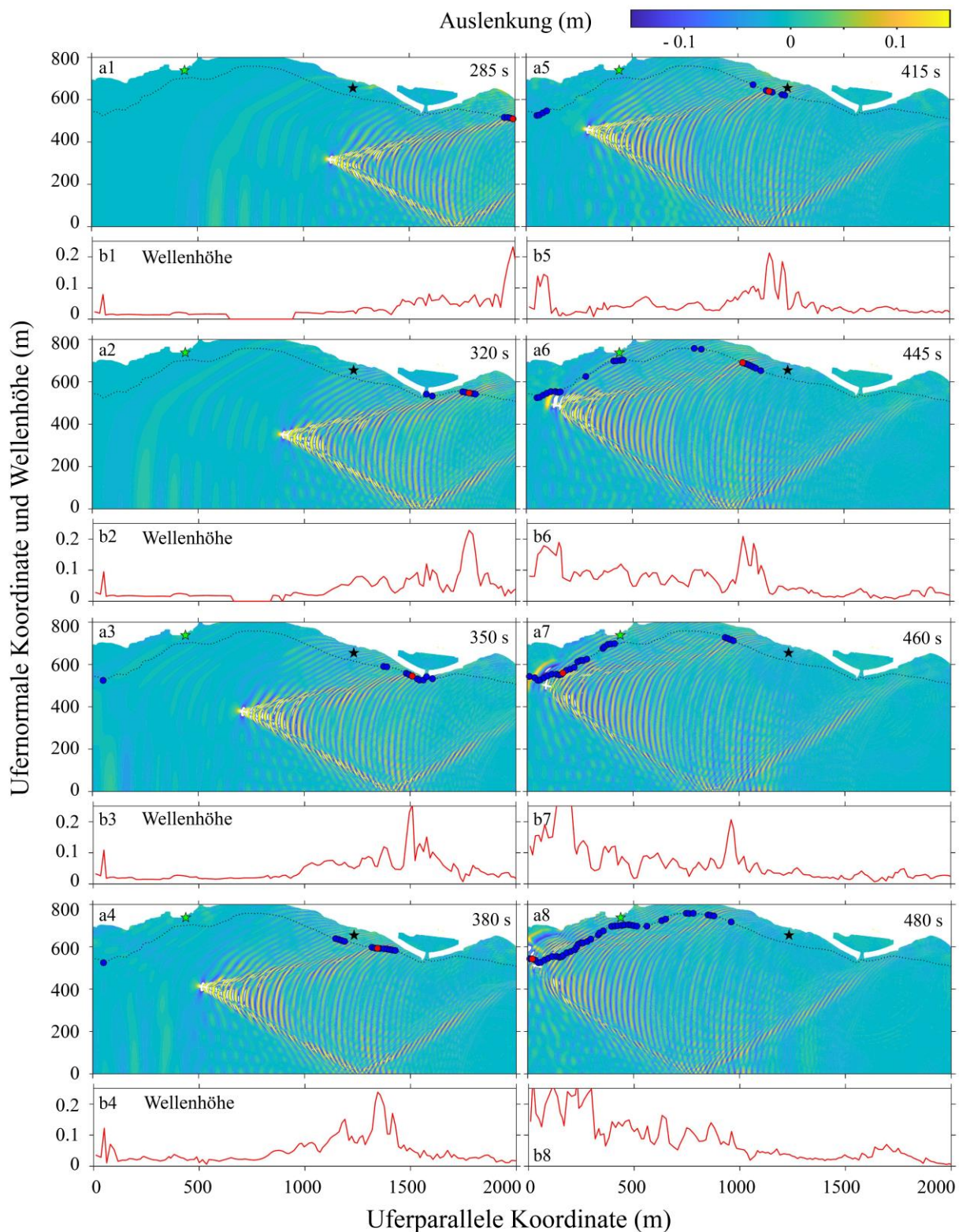


Abbildung 23: Simulation der Oberflächenauslenkungen durch das Motorschiff *MS Stuttgart* entlang einer Fahrtroute von Friedrichshafen nach Konstanz in einem Modellausschnitt bei Hagnau. (a1-a8) Räumliche Verteilung der Oberflächenauslenkungen zu verschiedenen Zeitpunkten. Blaue Symbole zeigen Positionen mit Wellenhöhen über 0,1 m im Flachwasserbereich mit 2 m Wassertiefe, rote Symbole die Stelle mit der höchsten Wellenhöhe über 0,1 m. (b1-b8) Wellenhöhen in 2 m Wassertiefe zum jeweiligen Zeitpunkt. Das Schiff legt am Anleger von Hagnau an (siehe a7, a8: Schiffsposition am linken Modellrand). Das Gesamtmodellgebiet erstreckt sich 1 km weiter nach rechts über den gezeigten Rand hinaus.

Um ein Schiff im numerischen Modell implementieren zu können, wird die Form des Unterwasserrumpfes benötigt. Leider waren weder die Betreiber der Fahrgastschiffe am Bodensee (Bodenseeschifffahrtbetriebe, BSB), noch die Werften, die die Schiffe gebaut haben, bereit, Informationen über die Schiffsrümpfe zur Verfügung zu stellen, da diese Information ein Betriebsgeheimnis sei. Für das im Modell fahrende Schiff der Weißen Flotte wurde daher aus einer verfügbaren Zeichnung des *MS Stuttgart* eine Rumpfform abgeschätzt und der Unterwasserrumpf mit bilinearer Interpolation auf einem $0,2 \text{ m} \times 0,2 \text{ m}$ Gitter beschrieben.

Als Fahrtrouten für Schiffe der Weißen Flotte von Friedrichshafen nach Hagnau (von rechts nach links im Modellgebiet) haben wir mit GPS gemessene Fahrtrouten und -geschwindigkeiten des *MS Stuttgart* (Abbildung 23 und Abbildung 24a) und des *MS Austria* verwendet (Abbildung 24a). Die Schiffsgeschwindigkeit des *MS Stuttgart* lag im Modellgebiet sehr gleichbleibend bei $23,5 \text{ km h}^{-1}$ (Median) und wurde nur zum Anlegen in Hagnau zurückgenommen. Die gemessene Geschwindigkeit des *MS Austria* war höher als die des *MS Stuttgart* und lag bei $26,2 \text{ km h}^{-1}$. Um den reinen Effekt der veränderten Route auf die Wellenhöhen testen zu können, haben wir für eine Simulation die Fahrtroute des *MS Austria* als Route beibehalten, aber die Geschwindigkeit so skaliert, dass auch auf der Route des *MS Austria* der Median der Geschwindigkeit vor dem Einlaufen zum Anleger bei $23,5 \text{ km h}^{-1}$ lag (Abbildung 24c). Außerdem wurden in verschiedenen Simulationen für Sensitivitätsanalysen des Modells Fahrtrouten mit konstantem Abstand von 200 m zum unteren Modellrand und konstanter Geschwindigkeit implementiert und verwendet (Abbildungen 25, 26). In allen Fällen wurde das Schiff innerhalb von 100 m Abstand zum rechten Rand des gesamten Modellgebietes (zwischen 2900 und 3000 m) eingesetzt und fuhr von dort entlang der Fahrtroute.

In Abbildung 23 ist die zeitliche Entwicklung der durch die Fahrt des *MS Stuttgart* erzeugten räumlichen Verteilung von Oberflächenauslenkungen in einem Teilausschnitt des Modellgebietes dargestellt. Der Teilausschnitt ist so gewählt, dass sich das Wellenfeld aus den Anfangsbedingungen soweit entwickeln konnte, dass sich die Wellenschleppe des Schiffs bis zum Uferbereich erstreckt. In jedem Panel ist der Simulationszeitpunkt nach Simulationsstart angegeben. Standorte entlang der 2 m Wassertiefe mit Wellenhöhen über $0,1 \text{ m}$ sind mit blauen Symbolen markiert, die höchste dieser Wellenhöhen mit einem roten Symbol. Die Wellenhöhen für alle Standorte entlang 2 m Wassertiefe zum Simulationszeitpunkt sind jeweils in einem zusätzlichen Panel dargestellt.

Die Modellergebnisse zeigen die erwartete Form der Wellenschleppe hinter dem Schiff und bestätigen, dass im Uferbereich die größten Wellen auftreten, wenn die äü-

ßere Linie der Wellenschleppe dort eintrifft. Die modellierten Wellenhöhen liegen bei etwa $0,2 \text{ m}$, was mit den am Messstandort Hagnau (schwarzer Stern) beobachteten Höhen von Wellen der von Friedrichshafen nach Konstanz fahrenden Kursschiffe übereinstimmt (siehe Abbildung 5). Die größten Wellenhöhen treten beim Annähern des Schiffs an den Anleger in Hagnau auf, und zwar schräg zur Fahrtrichtung (Panel 460 s). Am unteren Modellrand werden Wellen reflektiert (z. B. bei x-Koordinate 1500 m zu den Zeitpunkten 320 s und 350 s), was ein Artefakt der im Modell implementierten Bedingung an diesem Rand ist. Diese reflektierten Wellen haben allerdings keine Auswirkung auf die weiteren Auswertungen, da sie bei späterem Einlaufen in die Uferzone kleiner sind als die direkt vom Schiff eintreffenden Wellen.

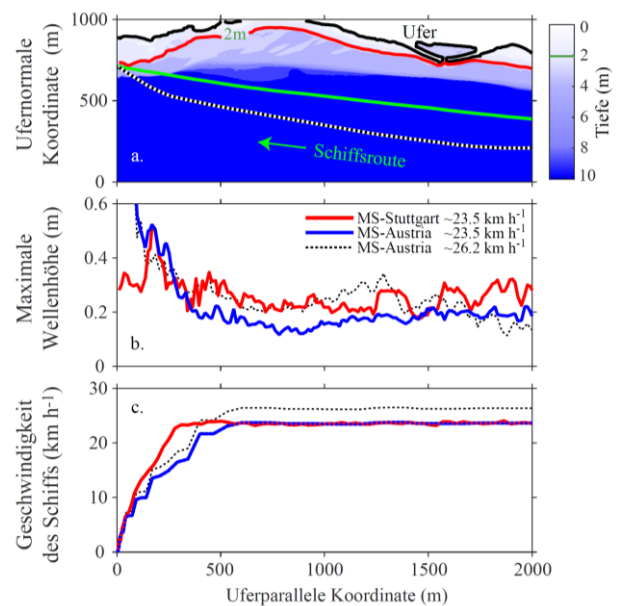


Abbildung 24: Schiffsrouten im gezeigten Modellausschnitt und die bei der Passage des Schiffs entlang der jeweiligen Route maximal auftretenden Wellenhöhen in 2 m Wassertiefe. (a) Modellausschnitt mit Wassertiefen und zwei Schiffsrouten (*MS Stuttgart* (grün) und *MS Austria* (schwarz-weiß)). (b) Die maximal auftretenden Wellenhöhen bei der Passage des entsprechenden Schiffes durch den Modellausschnitt (c) die Schiffsgeschwindigkeiten entlang der Passage durch den Modellausschnitt (Route des *MS Stuttgart* mit Median $23,5 \text{ km h}^{-1}$ (rot); Route des *MS Austria* mit Median $23,5 \text{ km h}^{-1}$ (blau), bzw. mit Median $26,2 \text{ km h}^{-1}$ (schwarz)).

Die maximalen Wellenhöhen, die durch das *MS Stuttgart* während der Passage des Uferabschnitts entlang der 2 m Linie erzeugt wurden, sind in Abbildung 24b dargestellt. Das für die Simulation genutzte Modellgebiet für die in Abbildung 24 gezeigten Ergebnisse hat eine größere Ausdehnung in der Ufernормalen Richtung als in Abbildung 23 (Abbildung 24a), damit in Simulationen mit der Fahrtroute des *MS Austria* ein ausreichender Abstand der Route zum unteren Rand des Modellgebiet eingehalten wird. Die Höhe der Schiffswellen ist an den Uferabschnitten am größten, an denen die Erzeugung der Schiffswellen

den geringsten Abstand zu dem Uferabschnitt hat, an dem die Wellen einlaufen.

Bei der Fahrt auf der uferferneren Route des *MS Austria* werden Wellen erzeugt, die zu einer vergleichbar großen oder sogar größeren Uferbelastung führen als bei der Fahrt auf der ufernäheren Schiffsroute des *MS Stuttgart* (Abb. 24b, rote und schwarze Linie). Allerdings ist die Fahrgeschwindigkeit des *MS Austria* auch größer als die der *MS Stuttgart* ($26,2 \text{ km h}^{-1}$ statt $23,5 \text{ km h}^{-1}$) (Abbildung 24c). Reduziert man die Geschwindigkeit auf der Route des *MS-Austria* auf die gleiche Geschwindigkeit wie die auf der Route des *MS Stuttgart* (Abbildung 24c) ist die Uferbelastung durch Schiffswellen bei Befahrung der uferferneren Route kleiner als bei der ufernäheren Route (Abbildung 24b).

Um die Auswirkung von Fahrgeschwindigkeit und Abstand zur Schiffsroute systematischer untersuchen zu können, wurden Simulationen mit verschiedenen konstanten Geschwindigkeiten entlang von Fahrtrouten im fixen Abstand vom unteren Rand des Modellgebiets simuliert und Wellenhöhen in unterschiedlichen Abständen von der Schiffsroute untersucht (Abbildung 25).

Um die Rechenzeiten für die Simulationen zu reduzieren, wurde die Länge des Modellgebiets entlang der

uferparallelen Koordinate von 3000 m auf 2500 m verkürzt und entlang der ufernormalen Koordinate auf 800 m begrenzt. Dargestellt ist allerdings nur ein Ausschnitt des Modellgebietes von 0 bis 2000 m entlang der uferparallelen Koordinate (Abbildung 25a).

Je größer die Schiffsgeschwindigkeit ist, desto höher sind die Wellenhöhen an einer ufernahen Station (Abbildung 25b). Die Passage der höchsten Wellen erfolgt früher wenn das Schiff schneller fährt, da das Schiff früher den Ort erreicht, an dem es die Wellen erzeugt, die schließlich ins Ufer einlaufen. Mit zunehmendem Abstand zur Schiffsroute nehmen die maximalen Wellenhöhen ab und je größer die Entfernung von der Schiffsroute, desto später treffen die Wellen ein (Abbildung 25c). Dabei muss beachtet werden, dass Wellen, die an Stationen mit größerem Abstand zur Schiffsroute einlaufen, an einem weiter entfernten Ort entlang der Schiffsroute erzeugt wurden. Die Zeitverschiebung des Einlaufens der größten Wellen mit dem Abstand von der Schiffsroute liegt daran, dass die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Wellen geringer ist als die Schiffsgeschwindigkeit und die Wellen sich unter einem Winkel von 35° zur Fahrrichtung des Schiffs ausbreiten.

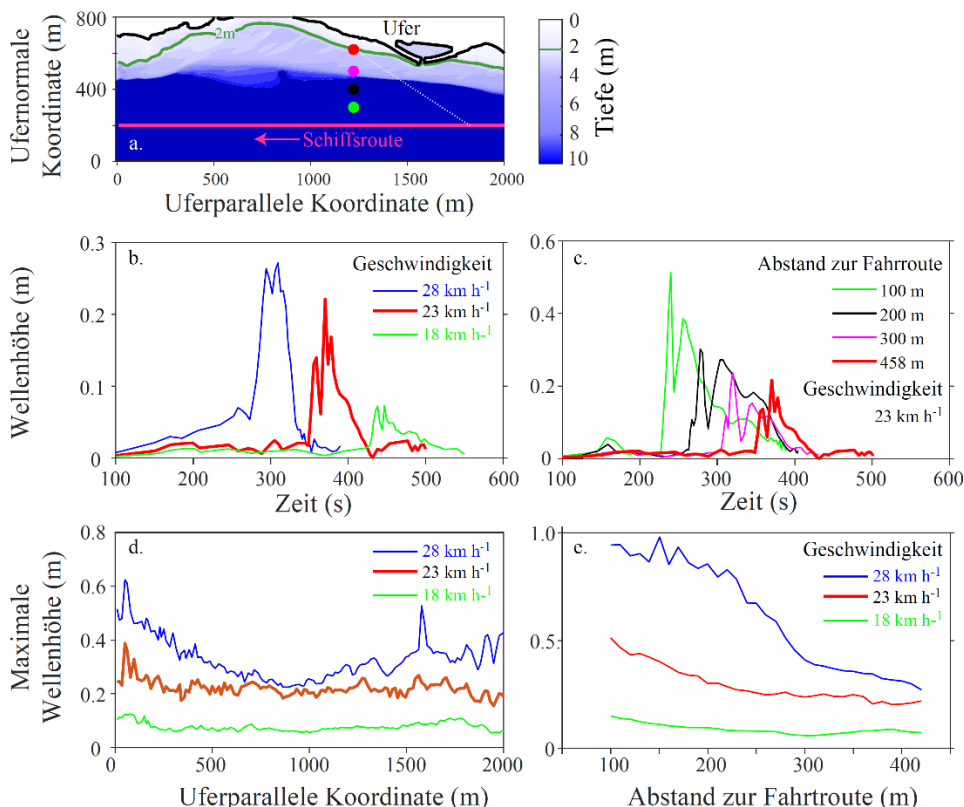


Abbildung 25: Schiffswellenhöhe als Funktion der Schiffsgeschwindigkeit und des Abstands zum Schiff. (a) Schiffsroute mit konstanter Geschwindigkeit und Stationen für die Evaluation der Wellenhöhen. (b) Die Auswirkung der Schiffsgeschwindigkeit auf die zeitliche Entwicklung der Wellenhöhen an der Station mit dem roten Symbol. (c) Die Auswirkung des Abstands der Schiffsroute auf die zeitliche Entwicklung der Wellenhöhen (die Farben entsprechen der Farbe der Station, an der die Wellenhöhen evaluiert wurden). Maximale Wellenhöhen bei der Passage des Schiffs durch das Modellgebiet: (d) an allen Stationen mit 2 m Wassertiefe (rote Linie in a) und (e) entlang des Abstands zur Fahrtroute von der ufernächsten Station (grüne Station) bis zur Station in 2 m Wassertiefe (rote Station).

Die Wellenbelastung entlang des Uferabschnitts an Stationen mit 2 m Wassertiefe ist für Schiffsgeschwindigkeiten von 18 km h^{-1} nur etwa halb so groß wie für Schiffsgeschwindigkeiten von 23 km h^{-1} (Abbildung 25d). Die Auswirkung noch höherer Geschwindigkeiten (28 km h^{-1}) auf die Wellenbelastung unterscheidet sich entlang der Uferlinie und ist besonders groß, wenn die Wellen nur eine kurze Strecke bis zum Ufer zurücklegen müssen, und deutlich kleiner an Uferabschnitten, an denen die Schiffswellen von der Erzeugung bis zum Ufer eine besonders große Strecke zurücklegen müssen (Abbildung 25d).

Wellen, die von schneller fahrenden Schiffen erzeugt werden, haben eine größere Wellenlänge als Wellen langsamer fahrender Schiffe. Langwellige Wellen erfahren im Vergleich zu kurzwelligeren Wellen bereits in tieferem Wasser eine starke Wechselwirkung mit dem Seeboden, sodass eine erhöhte Bodenreibung in tieferem Wasser möglicherweise zu Energieverlusten der durch schnellfahrende Schiffe erzeugten Wellen führt.

Wellen schnell fahrender Schiffe haben nahe am Schiff deutlich größere Wellenhöhen als Wellen langsam fahrender Schiffe (Abbildung 25e). Mit zunehmendem Abstand zum Schiff wird der Unterschied der Wellenhöhen der von unterschiedlich schnell fahrenden Schiffen erzeugten Wellen kleiner (Abbildung 25e), was auf einen stärkeren Energieverlust der Wellen der schneller fahrenden Schiffe hindeutet. Die stärkere Abnahme der Wellenhöhe mit der Laufdistanz bei Wellen des schnell fahrenden Schiffes unterstützt die obige Erklärung für die unterschiedlichen Auswirkungen der Schiffsgeschwindigkeit auf die maximalen Wellenhöhen an verschiedenen Stationen mit 2 m Wassertiefe entlang des Modellgebiets (Abbildung 25d). Allerdings sind die Ergebnisse auch durch das vergleichsweise grobe Modellgitter von $1,2 \text{ m} \times 1,2 \text{ m}$ beeinflusst (siehe weiter unten).

Die Abnahme der Wellenhöhe über große Distanzen entlang der Ausbreitung der Wellenpakete spielte bei der Schätzung der Belastung weit entfernter Ufer durch Wellen des Katamarans eine zentrale Rolle (Abbildung 14, 15). Daher haben wir die Abnahme der Wellenhöhe von Schiffswellen der Weißen Flotte entlang der Ausbreitung eines Wellenpaketes fern der Ufer mit Hilfe eines numerischen Experiments untersucht. Am Beispiel des *MS Stuttgart* haben wir in einem großen Modellgebiet ($3 \text{ km} \times 5 \text{ km}$) die auf der Fahrt von Meersburg zum Anleger auf der Mainau erzeugten Oberflächenauslenkungen simuliert (Abbildung 26a). Wir haben wie zuvor ein Gitter mit $1,2 \text{ m} \times 1,2 \text{ m}$ Auflösung verwendet. Wie in den anderen Simulationen wurde die maximale Wassertiefe auf 10 m beschränkt.

Wellenhöhen wurden entlang der Ausbreitungsrichtung der an der mit einem weißen Stern gekennzeichneten Stelle erzeugten Wellenpakete bestimmt (entlang des weißen Pfeils: 35° zur Schiffsroute am Erzeugungsort der

Wellen). Die höchsten im Simulationszeitraum an den Standorten entlang des weißen Pfeils beobachteten Wellenhöhen nehmen mit der Laufdistanz vom Erzeugungsort der Wellen nicht-linear ab (Abbildung 26b).

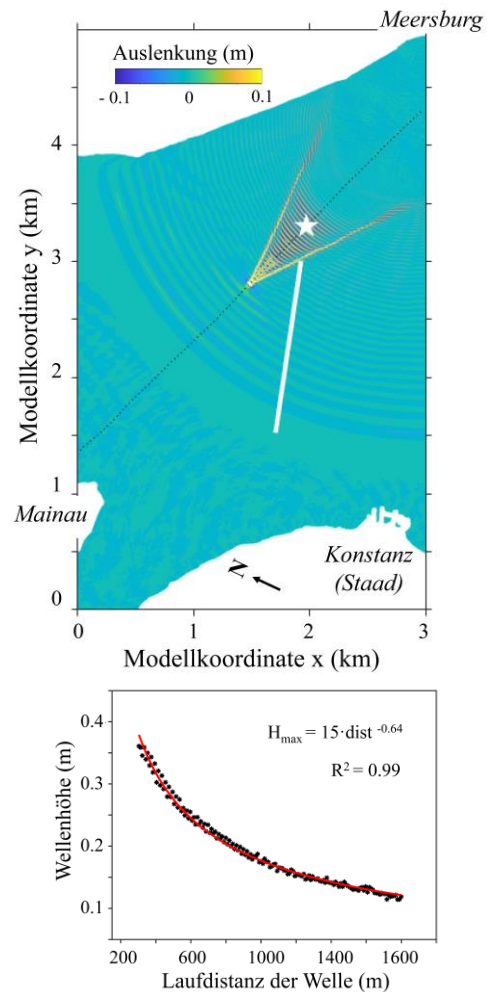


Abbildung 26: Simulierte Oberflächenauslenkungen und die Abnahme der Wellenhöhe entlang der Ausbreitung der Schiffswelle eines Fahrgastschiffes bei dessen Passage von Meersburg zur Insel Mainau. Als Modellschiff wurde der Schiffsrumpf des *MS-Stuttgart* und als Schiffsroute die während der Fahrt mit GPS aufgezeichneten Positionen verwendet. Die Schiffsgeschwindigkeit war 25 km h^{-1} . Das Modellgitter hatte eine Auflösung von $1,2 \text{ m} \times 1,2 \text{ m}$.

Für die simulierten Wellen des *MS Stuttgart* ist der Exponent dieser Abnahme $-0,64$ und damit etwas größer als der Exponent in der empirischen Relation für die Katamaranwellen ($-0,56$ bis $-0,57$ in Abbildung 14b, 15). Da in den Simulationen die Wassertiefe auf 10 m begrenzt werden musste, um Modellkonformität zu wahren, sind die Bodenreibungsverluste der simulierten Wellen wahrscheinlich höher als in der Realität und die Abnahmerate der Wellenhöhe wird daher überschätzt. Beim Vergleich der Abnahmeraten der simulierten Wellen des *MS Stuttgart* mit der Abnahmerate in der empirischen Relation für die Katamaranwellen muss außerdem beachtet werden, dass die Messungen der Katamaranwellen in 1,5 m bis

2 m Wassertiefe durchgeführt wurden und sich Wellenhöhen von Schiffswellen beim Einlaufen in die Flachwasserzone verändern.

Die Modellergebnisse erscheinen für die Analyse der Auswirkung von Schiffsgeschwindigkeit, Schiffsroute und Schiffsform auf die Wellenhöhen im Uferbereich schlüssig und sinnvoll. Allerdings sind durch die Grenzen der im Modell erlaubten Wassertiefen, der hier implementierten Modellgitter und dem Fehlen von detaillierter Information zu den Schiffsrümpfen der Fahrgastschiffe die Modellergebnisse nicht direkt mit Wellenmessungen vergleichbar.

Abbildung 27 untersucht die Grenzen der Zuverlässigkeit der Modellergebnisse in Bezug auf die Gitterauflösung und Wassertiefe.

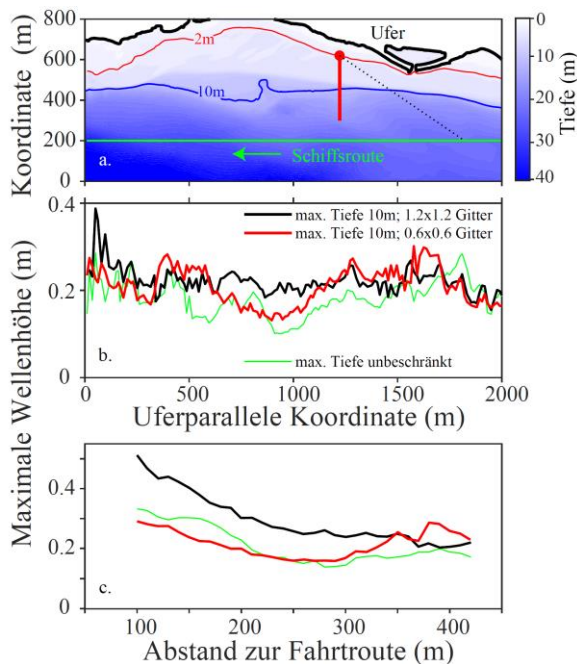


Abbildung 27: Sensitivität der Modellergebnisse auf die Gitterauflösung und die Vorgabe einer maximalen Wassertiefe von 10 m. (a) Modellausschnitt mit den tatsächlichen Wassertiefen und der Line der 10 m Wassertiefe (blau), die in den vorherigen Simulationen als maximale Wassertiefe vorgegeben war. Modelliert wurde die Passage des *MS Stuttgart* mit einer Geschwindigkeit von 23 km h^{-1} entlang der Schiffsroute in (a). Maximale Wellenhöhen bei der Passage des Schiffs durch das Modellgebiet: (b) an allen Stationen mit 2 m Wassertiefe und (c) entlang des Abstands zur Fahrtroute bis zur Station in 2 m Wassertiefe (rote Station). Gezeigt sind Simulationsergebnisse für 3 verschiedene Modellansätze für das Modellgebiet: (i) Gitterauflösung $1,2 \text{ m} \times 1,2 \text{ m}$ und Wassertiefe auf maximal 10 m begrenzt (schwarz) (ii) Gitterauflösung $0,6 \text{ m} \times 0,6 \text{ m}$ und Wassertiefe auf maximal 10 m begrenzt (rot) (iii) Gitterauflösung $1,2 \text{ m} \times 1,2 \text{ m}$ und Wassertiefe nicht begrenzt (grün).

Simulationen mit Gitterauflösungen von $0,6 \text{ m} \times 0,6 \text{ m}$ und $1,2 \text{ m} \times 1,2 \text{ m}$ liefern an der Station mit dem roten Symbol sehr ähnliche maximale Wellenhöhen (Abbildung 27b bei etwa 1250 m und Abbildung 27c

beim größten dargestellten Abstand). Entlang der Uferlinie unterscheiden sich die Ergebnisse allerdings, insbesondere an Stationen in Uferabschnitten, in denen der Abstand vom Erzeugungsort der Welle groß ist und die Wellen größere Strecken in geringeren Wassertiefen zurücklegen. Sehr deutlich wird die Auswirkung der unterschiedlichen Gitterauflösungen, wenn man die simulierten Wellenhöhen als Funktion des Abstands zum Schiff betrachtet (Abbildung 27c). Bei Simulationen mit dem feineren Gitter sind die Wellenhöhen nahe beim Schiff viel geringer als bei Simulationen mit dem größeren Gitter und die Wellenhöhe nimmt im Gegensatz zu den Simulationen mit dem größeren Gitter beim Einlaufen in die Flachwasserzone zu (Abbildung 27c). Daher kann in der Uferzone die simulierte Wellenhöhe gleich groß sein, obwohl die Mechanismen, die zu diesen Wellenhöhen führen, in Simulationen mit größerem bzw. feinerem Gitter sehr unterschiedlich sind. Die Rechenzeiten für die Simulationen mit dem feineren Gitter sind allerdings extrem lang. Die Simulation von 10 Minuten tatsächlicher Fahrtzeit eines Schiffes benötigt bei Berücksichtigung eines Modellgebiet von $2500 \text{ m} \times 800 \text{ m}$ und einer Gitterauflösung von $0,6 \text{ m} \times 0,6 \text{ m}$ auf einem PC mit AMD Ryzen 7 5800X Chip und Verwendung von 8 Kernen mehr als 14 Tage. Daher war es im Projekt zeitlich nicht möglich, alle Untersuchungen mit dem hochauflösten Gitter zu wiederholen.

Neben der Gittergröße wirkt sich auch die Vorgabe der maximalen Wassertiefe auf die simulierten Wellenhöhen aus. Beschränkt man die Wassertiefe nicht, sind bei Simulationen mit gleicher Gitterauflösung die Wellenhöhen in der Nähe des Schiffs deutlich geringer als in Simulationen, in denen die Wassertiefe auf 10 m begrenzt wurde (Abbildung 27c). Im Gegensatz zu den Simulationen mit dem hochauflösten Gitter nimmt die Wellenhöhe beim Einlaufen in die Flachwasserzone allerdings nicht so stark zu (Abbildung 27c), sodass die Wellenhöhen in der Flachwasserzone insgesamt kleiner sind als in Simulationen mit dem auf 10 m Wassertiefe begrenzten Gitter (Abbildung 27b).

Um zu klären, wie sich die Gitterauflösung im Modell auf die Schlussfolgerungen über die Auswirkungen unterschiedlicher Schiffsgeschwindigkeiten auf die Wellenhöhen in der Uferzone auswirken, wurden die für Abbildung 25 durchgeführten Simulationen mit einem $0,6 \text{ m} \times 0,6 \text{ m}$ Gitter wiederholt (Abbildung 28).

Wellen, die mit Schiffsgeschwindigkeiten von 23 km h^{-1} und 28 km h^{-1} erzeugt wurden, sind in der Nähe der Schiffsroute in den Simulationen mit dem feinen Gitter viel geringer und unterscheiden sich deutlich weniger als in den Simulationen mit dem größeren Gitter (vgl. Abbildung 28c-d mit Abbildung 25c). Bei Wellen von Schiffen, die mit 18 km h^{-1} gefahren sind, wirken sich die Unterschiede in der Gitterauflösung dagegen vergleichsweise wenig auf die simulierten Wellenhöhen aus. Dies

deutet darauf hin, dass insbesondere bei höheren Schiffsgeschwindigkeiten die Wellenerzeugung im Modell sehr sensitiv auf die Gitterauflösung reagiert und bei großen Schiffsgeschwindigkeiten die erzeugten Wellenhöhen möglicherweise unterschätzt werden.

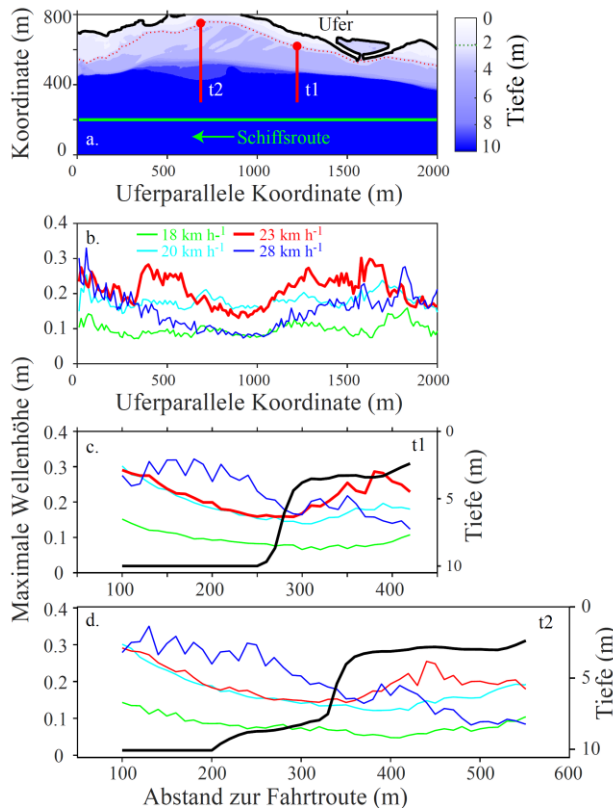


Abbildung 28: Abhängigkeit der Wellenhöhe von der Schiffsgeschwindigkeit in einem Modell mit Gitterauflösung $0,6 \text{ m} \times 0,6 \text{ m}$. (a) Modellausschnitt mit Wassertiefen, Schiffsroute mit konstanter Geschwindigkeit und Transekten t1 und t2. Maximale Wellenhöhen bei der Passage des Schiffs durch das Modellgebiet an allen Stationen mit 2 m Wassertiefe (rote gepunktete Linie in a) (b), und im Abstand zur Fahrtroute entlang Transekt t1 (c) und Transekt t2 (d). Die Wassertiefe entlang der Transekte (schwarze Linie). Die Gitterauflösung war $0,6 \text{ m} \times 0,6 \text{ m}$; die Wassertiefe war auf maximal 10 m begrenzt.

In allen Simulationen mit dem feineren Gitter nehmen im Unterschied zu den Simulationen mit dem gröberen Gitter die Wellenhöhen nach dem Übergang vom tiefen Wasser in die Flachwasserzone etwas zu oder bleiben zumindest zunächst etwa gleich groß (vgl. Abbildung 28c-d mit Abbildung 25c). Anscheinend ist die Wechselwirkung der Wellen mit dem Seeboden sensitiv auf die Gitterauflösung und wird bei einer räumlichen Auflösung von $1,2 \text{ m} \times 1,2 \text{ m}$ möglicherweise nicht adäquat abgebildet. Da die Schiffsgeschwindigkeit nicht nur die Wellenhöhe sondern auch Wellenlänge der Schiffswellen beeinflusst, spielt wahrscheinlich neben der Erzeugung auch die unterschiedliche Tiefenabhängigkeit der mit den Wellen zusammenhängenden Strömungsgeschwindigkeit, somit auch der Bodenreibung, eine Rolle bei der Auswirkung der Gitterauflösung auf die simulierten Wellenhöhen.

In der Uferzone sieht man daher in den simulierten Wellenhöhen eine Abhängigkeit von der Gitterauflösung, die von einer Überlagerung verschiedener Effekte bei der Wellenerzeugung und entlang der Ausbreitung der Wellen beeinflusst ist. Diese Effekte führen dazu, dass die Wellen von mit 28 km h^{-1} fahrenden Schiffen im Uferbereich bei 2 m Wassertiefe in den Simulationen mit dem $0,6 \text{ m} \times 0,6 \text{ m}$ Gitter niedrigere, und in den Simulationen mit dem $1,2 \text{ m} \times 1,2 \text{ m}$ Gitter höhere Wellenhöhen haben als Wellen, die mit 23 km h^{-1} erzeugt wurden. Allerdings zeigt sich für Wellen von Schiffen die 23 km h^{-1} oder langsamer fahren, dass unabhängig von der Gitterauflösung die Wellenhöhe in der Uferzone mit der Schiffsgeschwindigkeit abnimmt.

Inwieweit die mit den unterschiedlichen Gitterauflösungen simulierte Erzeugung der Schiffswellen und die Veränderung der Wellenhöhen dieser Wellen entlang der Ausbreitungsrichtung in die Uferzone mit der tatsächlichen Entwicklung von Schiffswellen von unterschiedlich schnell fahrenden Schiffen übereinstimmt, konnte mit den nur an wenigen Uferstationen verfügbaren Daten nicht überprüft werden. Eine Validierung der für die Wellenhöhen relevanten Prozesse erfordert eine flächenhafte Vermessung des Wellenhöhenfeldes.

Wie sich eine weitere Verringerung der Gitterauflösung auf die Modellergebnisse auswirkt, konnte nicht mehr getestet werden, da sich die Rechenzeiten und die Anforderungen an verfügbaren RAM Speicherplatz mit jeder Halbierung der Gitterauflösung vervierfachen.

Fazit der Modellierung mit XBeach

Die Modellstudien unterstützen die Schlussfolgerung, dass mit einer Zunahme des Abstands der Schiffsroute zum Ufer und einer Reduktion der Schiffsgeschwindigkeit unter 23 km h^{-1} die Wellenhöhe der in Uferzonen einlaufenden Schiffswellen abnimmt. Die Auswirkung einer zusätzlichen Vergrößerung des Uferabstands nimmt allerdings immer mehr ab, je weiter die Schiffsroute bereits vom Ufer entfernt ist. Eine Reduktion der Wellenbelastung durch Schiffe der Weißen Flotte, die bereits in einem Abstand von 300 m zum Ufer verkehren, kann daher insbesondere durch eine Verringerung der Schiffsgeschwindigkeit erreicht werden.

Die langen Simulationszeiten bei ausreichend feinen Gitterauflösungen erschweren eine routinemäßige Modellierung von Schiffswellen und insbesondere die Simulation der Ausbreitung von Schiffswellen in größeren Bereichen eines Sees. Allerdings könnte das Modell an ausgewählten Standorten genutzt werden, um Fahrtrouten und Geschwindigkeiten von Fahrgastschiffen so zu optimieren, dass die Wellenbelastung z. B. von kleinräumigen Biotopen oder Unterwasserdenkmälern möglichst geringgehalten werden kann.

Leider lässt sich mit den vorliegenden Messungen die Auswirkung der im Modell erforderlichen Begrenzung der Wassertiefe auf das simulierte Schiffswellenfeld und die Sensitivität der Modellergebnisse auf die Gitterauflösung nicht validieren. Da die Wellenhöhen in der Flachwasserzone (i) von den Wellenhöhen bei der Erzeugung der Wellen, (ii) deren Abnahme bei der Passage durch tiefe Wasserbereiche und (iii) deren Modifikation beim Einlaufen in die Flachwasserzone abhängen, sind für die Modellvalidierung Messungen an wenigen Standorten in der Flachwasserzone nicht ausreichend. Vielmehr sind Messungen mit guter räumlicher Abdeckung des Wellenfeldes vom tiefen bis ins flache Wasser erforderlich. Außerdem müssen Detailinformationen zu den Schiffsrümpfen zur Verfügung stehen und parallel zu den Wellenmessungen müssen die Fahrtrouten der Schiffe aufgezeichnet werden. Idealerweise sollten während der Messungen Fahrten bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten durchgeführt und gemessen werden. Nach einer solchen Validierung könnte das Modell eine ausgezeichnete Grundlage für Simulationen liefern, die die Vorgaben für Routenführung und Schiffsgeschwindigkeiten zur Reduktion der Uferbelastung durch Schiffswellen an Uferabschnitten mit besonderem Schutzbedarf unterstützen können.

ZUSAMMENFASSUNG UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Zusammenfassung

Die im Zusammenhang mit Sport- und Fahrgastschiffahrt auftretenden Wellen führen zu einer zusätzlichen Belastung der Flachwasserzonen, die ebenso groß sein kann wie die natürliche Belastung durch Windwellen. Die relative Bedeutung von Schiffs- und Windwellen für die Belastung der Flachwasserzonen unterscheidet sich von See zu See, aber auch zwischen den Uferabschnitten innerhalb eines Sees, und variiert zudem sehr stark mit Saison und Tageszeit. Die Belastung durch Windwellen hängt vom Windfeld und dem Fetch des entsprechenden Uferabschnitts ab. Insbesondere bei sporadisch auftretenden Starkwindereignissen ist die Belastung durch Windwellen groß. Die Belastung durch Wellen der Sport- und Fahrgastschiffahrt nimmt mit der Intensität des Schiffsverkehrs, der Fahrgeschwindigkeit der Schiffe, der Nähe der Fahrtroute zum Ufer und der Größe der Schiffe zu. Der Freizeitschiffsverkehr ist tagsüber während der Sommermonate und insbesondere an Wochenenden am intensivsten. Daher muss in diesen Zeiten mit der größten Belastung der Flachwasserzonen durch Schiffswellen gerechnet werden.

Die schiffbaren Seen in Brandenburg haben ein hohes Verkehrsaufkommen von Sportbooten. In engem Fahrwasser fahren diese in geringem Abstand zum Ufer, wo-

durch trotz der niedrigen Fahrgeschwindigkeiten eine vergleichsweise große Wellenbelastung der Ufer einhergeht. Im Unterschied dazu ist am ungleich größeren Bodensee an vielen Uferabschnitten die Belastung durch Wellen von Fahrgastschiffen größer als die von Sportbooten. Die Fahrgastschiffe fahren regelmäßig mit recht großen Geschwindigkeiten (ca. 23–26 km h⁻¹) auf uferparallelen Kursen und sind im Vergleich zu Sportbooten deutlich größer (typischerweise etwa 60 m lang). Am Bodensee kommt zusätzlich noch die Wellenbelastung durch die sehr häufig verkehrenden Fährschiffe hinzu. Die Autofährverbindung von Konstanz nach Meersburg wird mit Schiffen von bis zu 82 m Länge tagsüber mehrfach pro Stunde befahren, sodass an Uferabschnitten, an denen Fährschiffwellen einlaufen, die Wellenbelastung durch den Fährverkehr dominiert wird. Die Personenfähre von Konstanz nach Friedrichshafen (Katamaran) ist deutlich kleiner als die Autofähren und die Fahrtroute hat typischerweise einen größeren Abstand zum Ufer als die der Fahrgastschiffe. Allerdings werden durch die hohen Fahrgeschwindigkeiten des Katamarans von über 30 km h⁻¹ Wellen erzeugt, die an sehr vielen Uferabschnitten ebenso groß sind wie die Wellen der Fahrgastschiffe und zu einer zusätzlichen Uferbelastung während des ganzen Jahres führen.

Im Vergleich zum Bodensee waren die an der Roseninsel im Starnberger See gemessenen Windwellen und Wellen von Fahrgastschiffen deutlich kleiner. Dies liegt zum einen an dem geringen Fetch in der Flachwasserzone um die Roseninsel gegenüber Westwinden und zum anderen an den geringeren Fahrtgeschwindigkeiten der Fahrgastschiffe. Während der Hauptsaison ist die Belastung der Flachwasserzone der Roseninsel durch Schiffswellen etwa gleich groß wie die durch Windwellen. Wellen von Sportbooten spielen dabei etwa die gleiche Rolle wie Wellen der Fahrgastschiffe und dominieren die Belastung durch Schiffswellen an Wochenenden während der Hauptsaison.

Innerhalb eines Sees kann die Belastung durch Schiffswellen stark variieren. Beispielsweise ist in den Uferzonen des Konstanzer Trichters die Belastung deutlich größer als am Westende des Überlingersees, da in der Nähe des Konstanzer Hafens das Schiffsaufkommen sehr hoch ist. Ein- und auslaufende Fahrgastschiffe und Katamarane fahren in geringerem Abstand zum Ufer als auf anderen Streckenabschnitten.

An welchen Uferabschnitten die durch ein Schiff erzeugten Wellen einlaufen, kann mit Hilfe eines empirischen Modells abgeschätzt werden. Die Exposition von Uferabschnitten hängt von der Lage der Uferabschnitte relativ zur Fahrtroute des Schiffes ab. Solange die Wellen als Tiefwasserwellen betrachtet werden können, breiten sich die Wellenpakete der Wellenschleppe unter 35° zur Fahrtroute in Richtung der Fahrtrichtung des Schiffes aus. Allerdings schränkt die Modellvoraussetzung, dass sich

die Schiffswellen überall wie Tiefwasserwellen verhalten, die Anwendbarkeit des Modells ein. Da das Modell den Prozess der Wellenbeugung nicht erfasst, wird die Wellenbelastung der Ufer von dem einfachen Modell eher unterschätzt.

Numerische Simulation von Schiffswellen mit Hilfe eines hydrodynamischen Modells ermöglichen theoretisch eine detaillierte und komplettere Beschreibung der Ausbreitung der Schiffswellen sowie die Durchführung von Sensitivitätsstudien, in denen die Wellenhöhe in Abhängigkeit von Schiffsgeschwindigkeit, Fahrtroute und Form des Schiffsrumpfs untersucht werden. Allerdings hat sich herausgestellt, dass Simulationen von Schiffswellen mit dem im Modell XBeach implementierten nicht-hydrostatischen Zweischichtenmodell bei Schiffsgeschwindigkeiten um die 25 km h^{-1} nur in Seebereichen mit maximal 10 m Wassertiefe konsistent mit den Annahmen des Modells sind. Ein weiteres Problem bei der numerischen Modellierung der Schiffswellen ist die sehr lange Rechenzeit, die eine routinemäßige Anwendung von Schiffswellenmodellierung mit ausreichend feinen Gittern unrealistisch erscheinen lässt. Für begrenzte Uferabschnitte von besonderem Interesse könnte die numerische Modellierung aber eingesetzt werden, um die Wellenbelastung durch Anpassung von Schiffsrouuten und Schiffsgeschwindigkeiten zu minimieren. Allerdings fehlt bisher eine detaillierte Validierung des Modells in Bezug auf die Simulation des Sekundärwellenfeldes von Schiffswellen sowie für die Auswirkung der Begrenzung der Wassertiefe im Modell, um die Ergebnisse von Sensitivitätsstudien zuverlässig interpretieren zu können. Eine solche Validierung erfordert die räumliche Erfassung des Wellenfeldes von der Schiffsroute bis zur Uferzone über einen breiteren Uferabschnitt, detaillierte Information über die Form des Schiffsrumpfs und idealerweise einen Vergleich der Wellenfelder bei unterschiedlich gefahrenen Routen (Abstand zum Ufer) und Geschwindigkeiten.

Handlungsempfehlungen

Aus den Ergebnissen der empirischen und numerischen Untersuchungen lassen sich mehrere Handlungsempfehlungen zur Reduktion der Belastung von Uferzonen durch Schiffswellen ableiten. Durch Fahrtrouten in größerem Abstand zum Ufer und die Reduktion von Fahrgeschwindigkeiten lässt sich bei gleichbleibenden Fahrgastschiffs- und Sportbootflotten die Belastung von Uferzonen durch Schiffswellen verringern. Da die Abnahmerate der Wellenhöhe mit der Laufroute kleiner wird, je größer die bereits zurückgelegte Laufroute ist, verringert eine Vergrößerung des Routenabstands zum Ufer die Wellenbelastung dann besonders stark, wenn die bisherige Route nah am Ufer lag: Eine Abstandsvergrößerung der Fahrtroute von 100 m auf 200 m reduziert die Wellenhöhen im Uferbereich um etwa 32 %, von 300 m auf

400 m um ca. 15 % und von 600 m auf 700 m um ~8 %. Die Reduktion der Wellenhöhen ist daher bei einer Abstandsvergrößerung von 100 m auf 200 m etwa doppelt so groß wie eine Abstandsvergrößerung von 300 m auf 400 m, diese wiederum etwa doppelt so groß wie bei einer Vergrößerung des Abstands von 600 m auf 700 m. In Seen bzw. Fahrwassern, in denen bisher keine klare Regelung der Uferabstände vorliegt, sollte daher die Einhaltung minimaler Uferabstände für den Boots- und Schiffsverkehr eingeführt werden. Fahren Schiffe bereits in einem recht großen Abstand zum Ufer, wie z. B. die Schiffe der Weißen Flotte am Bodensee, ist eine Reduktion der Schiffsgeschwindigkeit die effektivste Maßnahme zur Verringerung der Wellenbelastung der Ufer. In den engen Fahrwassern der kleinen Seen Brandenburgs, in denen der Bootsverkehr nur in sehr geringem Abstand zum Ufer verkehren kann, empfiehlt sich zur Begrenzung der Wellenbelastung der Uferzonen die Vorgabe von sehr niedrigen Fahrgeschwindigkeiten um 10 km h^{-1} . Außerdem scheint eine stärkere Kontrolle der Einhaltung der (bestehenden) Geschwindigkeits- und Abstandsregelungen erforderlich zu sein, um die Umsetzung der Vorgaben für die Sport- und Berufsschifffahrt zum Schutz der Ufer besser durchzusetzen.

Um die Fahrgastschifffahrt nicht zu sehr einzuschränken, könnten weitergehende Vorgaben für die maximale Fahrgeschwindigkeit und den minimalen Abstand zum Ufer für Abschnitte mit speziell schützenswerten Standorten (Biotope, Bodendenkmäler etc.) ausgewiesen werden. Dabei muss beachtet werden, dass sich die Schiffswellen unter einem Winkel von 35° zur Fahrtroute ausbreiten. Bei einer uferparallelen Fahrt liegt daher der Erzeugungsort der Wellen, die an einer Uferstelle einlaufen, bereits vor der Passage der Position mit dem kürzesten Abstand zur Uferstelle und zwar bei etwa dem 1,5-fachen des Uferabstands. So werden Schiffswellen, die bei einer Fahrt in 300 m Abstand zum Ufer an einer Uferstelle einlaufen, etwa 450 m vor der Passage dieser Uferstelle erzeugt. Die Reduktion der Schiffsgeschwindigkeit sollte entsprechend deutlich vor der eigentlichen Schutzzone beginnen. Die Optimierung von Routen und Fahrgeschwindigkeiten in und um spezielle Schutzzone zur Reduktion der Wellenbelastung könnte durch numerische Simulationen mit dem Modell XBeach unterstützt werden, falls die Zuverlässigkeit der Modellergebnisse in Bezug auf das Sekundärwellenfeld von Schiffen validiert worden ist.

In Bezug auf die Fahrgastschifffahrt sollte vor der Zulassung neuer Schiffe von den Betreibern verlangt werden, Information zu Schiffsrumpfen und zur Wellenerzeugung der von ihnen eingesetzten Schiffe bereitzustellen. In diesem Zusammenhang wären Messungen der Wellenhöhe als Funktion des Abstands zum Schiff und der Schiffsgeschwindigkeit als Teil des Genehmigungsverfahrens sinnvoll, da dies schon beim Design der Schiffe

eine stärkere Berücksichtigung der Wellenerzeugung fördern würde. Insbesondere bei Fahrtrouten mit bereits großem Abstand zum Ufer, bei denen aus fahrplantechnischen Gründen hohe Geschwindigkeiten gefahren werden (z. B. die Katamaranverbindung auf dem Bodensee), sollten bei der Einführung neuer Schiffe Modelle bevorzugt werden, die niedrige Wellenhöhen erzeugen. Vor der Genehmigung von Routenplänen wäre es sinnvoll, von den Betreibern einzufordern, dass Schiffpositionen als Funktion der Zeit entlang der Fahrtrouten aufgezeichnet und bei Bedarf zur Verfügung gestellt und überprüft werden.

Die oben genannten Maßnahmen haben eine Reduktion der maximalen Wellenhöhen in den Flachwasserzonen zum Ziel. Die Wellenbelastung der Uferzonen kann zusätzlich durch eine Reduktion der Anzahl der ins Ufer einlaufenden Wellen verringert werden. Da die Häufigkeit der an einem Uferabschnitt auftretenden Wellen von der Häufigkeit der Schiffspassagen abhängt, kann die Wellenbelastung der Ufer auch durch eine Begrenzung der Intensität der Schifffahrt verringert werden.

Welche Sedimentflächen in der Flachwasserzone durch Schiffswellen betroffen sind, hängt u. a. vom Wasserstand ab. In nicht-regulierten Seen können sich Wasserspiegel saisonal stark ändern. So ist der Wasserspiegel des Bodensees im Winter typischerweise etwa 1,5 m niedriger als im Sommer. Daher wirkt sich z. B. im Bodensee der Ganzjahresschiffsverkehr, z. B. der Katamaranföhren oder der Autoföhren, auf einen deutlich breiteren Bereich der Flachwasserzone aus als der saisonale Betrieb der Fahrgastschiffe und des Sportbootverkehrs während der Sommermonate. Eine Ausdehnung der Freizeit- und der Fahrgastschifffahrt über die bestehende Saison hinaus erscheint daher nicht empfehlenswert.

DANKSAGUNG

Ein besonderer Dank gilt den assoziierten Partnern des SuBoLakes-Projekts, insbesondere Herrn Stefan Mirbach von der Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH für seine wertvolle Unterstützung bei der numerischen Modellierung mit dem Modell XBeach. Wir danken den Wissenschaftlichen Werkstätten der Universität Konstanz für die Entwicklung der Drucksensoren und deren Halterungen, sowie Martin Wolf für technische Unterstützung. Außerdem bedanken wir uns bei Jens Armbruster für die Drucksensordaten vom Nordufer des Bodensees, bei Anton Pranger für konstruktiven Kommentare zur Datenverarbeitung und -darstellung und bei Hilmar Hofmann für weitere Daten vom Bodensee und die kritische Durchsicht des Manuskriptentwurfs.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Almström, B., Roelvink, D., Larson, M. (2021): Predicting ship waves in sheltered waterways—An application of XBeach to the Stockholm Archipelago, Sweden. *Coastal Engineering* 170, 104026.
- [2] Armbruster, J. P., Miler, O. und Ostendorp, W. (2025): Auswirkungen von Ufermauern unter dem Einfluss von Wind- und Schiffswellen am nördlichen Bodenseeuferr. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 23-29. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam, <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [3] Bhowmik, N. G. (1975): Boat-generated waves in lakes. *ASCE Journal of the Hydraulics Division* 101(HY11): 1465-1468. <https://doi.org/10.1002/rra.803>
- [4] Brem H., Eberschweiler, B. Schlichtherle, H. (2013): Gefährdetes Kulturgut im Bodensee und Zürichsee. In: Brem, H., Eberschweiler, B., Grabher, G., Schlichtherle, H., Schröder, H. G. Hrsg. *Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee. Ein internationales Projekt im Rahmen des Interreg IV-Programms „Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein“ zur Entwicklung von Handlungsoptionen zum Schutz des Kulturgutes unter Wasser*. Bregenz, Vorarlberg Museum, S. 15–24 (Vorarlberg Museum Schriften 1).
- [5] Crawford, F. S. (1984): Elementary derivation of the wake pattern of a boat. *Am. J. Phys.* 52, 782–785. <https://doi.org/10.1119/1.135>
- [6] De Ridder, M. P., Smit, P. B., van Dongeren, A.R., McCall, R. T., Nederhoff, K., Reniers Ad JHM. (2021): Efficient two-layer non-hydrostatic wave model with accurate dispersive behaviour. *Coastal Engineering* 164, 103808.
- [7] Fritz, K. F., Reiner Jäckle, R. (2015): *Der Siegeszug der Motorschiffe auf dem Bodensee*, Sutton Verlag, Erfurt, Deutschland, ISBN: 978-3-95400-445-4.
- [8] Gabel, F., Lorenz, S., Stoll, S. (2017): Effects of ship-induced waves on aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment* 601-602, 926–939. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.206>
- [9] Gschwind, M. (2023): Die Roseninsel im Starnberger See als Teil der UNESCO-Welterbestätte- Prähistorische Pfahlbauten um die Alpen. In: *Unterwasserarchäologie in Bayern und im Ausland. Berichte zur Tagung in Bernried am Starnberger See*, 13. bis 14. Juli 2019. Ed. Pöfgen, B., Pflederer T., Irlinger, W. 2023. *Universitätsforschungen zur prähistorischen Archäologie Band 389*. Verlag Dr. Rudolf Habelt GmbH, Bonn.
- [10] Gschwind, M., Lessmann, O., Peeters, F. und Plattner, S. (2024): SuBoLakes und TRIQUETRA. Forschungen zu den Auswirkungen von Klimawandel, Fahrgast- und Freizeitschifffahrt an der Roseninsel. In: *Palafittes/Pfahlbauten/Palafitte/Kolisca/Pile Dwellings NEWS 24*, Public annual report 2024 of the international coordination group UNESCO Palafittes, UNESCO-World Heritage “Prehistoric pile Dwellings around the Alps”, Ed. Leipold, F. and Seidl, H. Edition 05/2024, ICG Palafittes, p 56–61.
- [11] Hallermeier, R. J. (1980): Sand motion initiation by water waves: Two asymptotes, *J. Waterw. Port Coastal Ocean Div. Am. Soc. Civ. Eng.* 106, 299–318.

- [12] Hofmann, H., Lorke, A., Peeters, F. (2008): Temporal scales of water level fluctuations in lakes and their ecological implications. *Hydrobiol.* 613: 85–96.
- [13] Hofmann, H., Lorke, A., Peeters, F. (2008): The relative importance of wind and ship waves in the littoral zone of a large lake. *Limnol. Oceanogr.* 53: 368–380.
- [14] Hofmann, H., Lorke, A., Peeters, F. (2011): Wind and ship wave-induced resuspension in the littoral zone of a large lake. *Water Resour. Res.* 47: <https://doi.org/10.1029/2010WR010012>
- [15] Hofmann, H., C. Seibt, Peeters, F. (2013): Wellenexposition und Resuspensionspotential ausgewählter Untersuchungsgebiete am Bodensee: Messungen und Modellierung. In: *Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee*, ed. H.-J. Brem et al., Bregenz: Vorarlberg Museum, S. 37–51.
- [16] Hofmann, H., Salvarina, I., Rothhaupt, K.-O., Wessels, M., Ostendorp, W. (2019): Die Fahrgastschifffahrt als Stressor in der Flachwasserzone von Seen. In: Hofmann, H., Ostendorp, W. (Hrsg.). *Seeufer: Wellen – Erosion – Schutz – Renaturierung. Handlungsempfehlungen für den Gewässerschutz – Ergebnisse aus dem ReWaM-Verbundprojekt HyMoBioStrategie (2015-2018)*. S. 97–116. Konstanz.
- [17] Hofmann, H. (2019): Messung und Modellierung von Wellen, Strömungen und Sedimenttransport in der Flachwasserzone von Seen. In: Hofmann, H., Ostendorp, W. (Hrsg.). *Seeufer: Wellen – Erosion – Schutz – Renaturierung. Handlungsempfehlungen für den Gewässerschutz – Ergebnisse aus dem ReWaM-Verbundprojekt HyMoBioStrategie (2015-2018)*. S. 45–64. Konstanz.
- [18] Hofmann, H., Ostendorp, W. (2019): Seeufer: Wellen – Erosion – Schutz – Renaturierung: Handlungsempfehlungen für den Gewässerschutz: Ergebnisse aus dem ReWaM-Verbundprojekt HyMoBioStrategie (2015-2018). 1. Auflage. Konstanz: Universität Konstanz. ISBN 978 3 89318 080 6. <https://doi.org/10.18148/KOPS/HMBS.2018.001>
- [19] Kundu, P. K., Cohen, I. M. (2002): *Fluid mechanics*. Academic press. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-20716-1>
- [20] Maynard, S. T. (2005): Wave height from planing and semi-planing small boats. *River Res. Applic.* 21: 1–17.
- [21] Oebius, H. (1997): Untersuchungen des Einflusses des Bootsverkehrs (Kähne und Paddelboote) auf die Gewässersohle und die Ufer. VWS-Bericht Nr.: 1269/96. Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau der technischen Universität Berlin.
- [22] Ostendorp, W., Hofmann, H. (2019): Hydromorphologie der Seeufer. In: Hofmann, H., Ostendorp, W. (Hrsg.). *Seeufer: Wellen – Erosion – Schutz – Renaturierung. Handlungsempfehlungen für den Gewässerschutz – Ergebnisse aus dem ReWaM-Verbundprojekt HyMoBioStrategie (2015-2018)*. S. 17–30. Konstanz.
- [23] Roelvink, F., van Dingenen, A. McCall, R. Hoonhout, B. van Rooijen, A., van Geer, P., de Vet, L., Nederhoff, K., Quartaert, E. (2015): XBeach technical reference: Kongsday Release 1-141. <https://doi.org/10.13140/RG.21.4025.6244>
- [24] Sagerman, J., Hansen, J. P., Wikström, S. A. (2020): Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. *Ambio* 49(2), 517–530. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01215-9>
- [25] Seibt, C., Peeters, F., Graf, M., Sprenger, M., Hofmann, H. (2013): Modeling wind waves and wave exposure of nearshore zones in medium-sized lakes. – *Limnol. Oceanogr.* 58 (1): 23–36. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.1.0023>
- [26] Shuster, R., Sherman, D. J., Lorang, M. S., Ellis, J. T., Hopf, F. (2020): Erosive Potential of Recreational Boat Wakes. *Journal of Coastal Research* 1279–1283. <https://doi.org/10.2112/SI95-247.1>
- [27] Smith, J. M. (1991): Wind-wave generation on restricted fetches. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Misc. Paper CERC-91-2, 25 pp.
- [28] Sorensen, R. M. (1997): Prediction of Vessel-Generated Waves with Reference to Vessels Common to the Upper Mississippi River System. Upper Mississippi River - Illinois Waterway System Navigation Study ENV Report 4 December 1997. Department of Civil and Environmental Engineering Lehigh University.
- [29] The SWAN team (2020): SWAN User Manual- SWAN Cycle III version 41.31A. Delft University of Technology, URL: <http://www.swan.tudelft.nl>
- [30] U.S. Army Coastal Engineering Research Center (2002): *Shore Protection Manual*, vol. 1, 532 pp., Books for Business, Washington, D. C.
- [31] Venohr, M., Langhans, S. D., Peters, O., Hölker, F., Arlinghaus, R., Mitchell, L., Wolter, C. (2018): The underestimated dynamics and impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems. *Environmental Reviews* 26(2), 199–213. <https://doi.org/10.1139/er-2017-0024>
- [32] Wessels, M., Brückner, N., Dissanayake, P., Hofmann, H., Wintersteller, P. (2018). Tiefenschärfe – luft- und wassergestützte Vermessung des Bodensees und einige Folgeprojekte. In: DVW e.V. (Hrsg.): *Hydrographie 2018 – Trend zu unbemannten Messsystemen*. DVW-Schriftenreihe, Band 91, Augsburg, 2018, S. 85–97.
- [33] Zajicek, P., Wolter, C. (2019): The effects of recreational and commercial navigation on fish assemblages in large rivers. *Science of The Total Environment* 646, 1304–1314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.403>

Kapitel 4

Klassifikation und Kartierung von Bootsstationierungsanlagen und ihrer Strukturelemente (BoStA-MAP)

Jörg Ostendorp¹ und Wolfgang Ostendorp²



Das BoStA-MAP-Verfahren ermöglicht

- ⇒ die Gesamtbelastungen durch Bootsstationierungen in einem Revier zu überblicken
- ⇒ die zeitliche Entwicklung der Flächeninanspruchnahme durch Bootsstationierung rückwirkend nachzuzeichnen (Monitoringfähigkeit)
- ⇒ mehrere BoStA hinsichtlich Größe, Struktur- u. Ausstattungselemente und Liegeplatzzahl zu vergleichen
- ⇒ unterschiedliche Planungsvarianten beim Neu- oder Umbau von Anlagen gegeneinander abzuwägen (Szenarienfähigkeit)
- ⇒ die problemlose Integration von umweltwissenschaftlichem Erkenntnisfortschritt (Revisionsfreundlichkeit)
- ⇒ als Vorstufe die Beurteilung u. Quantifizierung der ökologischen Effekte (BoStA-IMPACT)

3

Kurzzusammenfassung

Zuverlässige Einschätzungen über die Umweltfolgen der stillliegenden Schifffahrt an Seen und Flusseen in Deutschland setzen Kenntnisse über Anzahl und Größe der Bootsstationierungsanlagen (BoStA), ihrer Struktur- und Ausstattungselemente sowie der Liegeplatzanzahl voraus. Wir stellen ein praxisorientiertes Erfassungsverfahren vor (BoStA-MAP), das mit leicht verfügbaren Informationsquellen auskommt (DOPc, DTK, Betreiberinformationen), um valide Daten für unterschiedliche Zwecke zu erzeugen. Es stützt sich auf hierarchische Objekttypenkataloge für BoStA, Strukturelemente und verortbare bzw. nicht verortbare Ausstattungselemente in Verbindung mit desktop-orientierten GIS- und datenbankgestützten Kartierungsregeln. Am internationalen Bodensee konnten wir 12 verschiedene BoStA-Typen mit 618 Anlagen und einer Gesamtfläche von 4,45 km² identifizieren. Durchschnittlich liegen 2,1 BoStA in einem Uferkilometer.

Abstract

Ostendorp, J. & Ostendorp, W. (2025): Classification and mapping of boat stationing facilities and their structural elements (BoStA-MAP). In: Peeters, F., Köhler, R. & Ostendorp, W. (eds.), *Ecological pressures from recreational boating and passenger ships on lakes in Germany: Conflicts between lake use for boating and water protection goals*. 1st ed., Konstanz, Potsdam. p. 109–125, <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

Reliable assessments of the environmental impact of recreational boating on lakes and rivers in Germany require knowledge of the number and size of boat stationing facilities (BoStA), their structural and comfort facility elements and the number of berths. We present a practice-oriented survey method (BoStA-MAP) that uses readily available information sources (DOPc, DTK, operator information) to generate valid data for different purposes. It relies on hierarchical object type catalogs for BoStA, structural elements and locatable and non-locatable facility elements in combination with desktop-oriented GIS and database-driven mapping rules. At the international Lake Constance we identified 12 different BoStA types with 618 facilities and a total area of 4.45 km². On average, there are 2.1 BoStA per kilometer of shoreline.

¹ EcoDataDesign Consultant, Birkenstrasse 50, 45133 Essen, ostendorp@ecodatadesign.de.

² Wolfgang Ostendorp, Universität. Konstanz, Limnologisches Institut, AG Umweltphysik, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de.

³ Foto: "Hafendorf Rheinsberg" von Thomas Kohler lizenziert unter CC BY 2.0.

EINLEITUNG

Seeufer und ihre landseitigen Kontaktzonen gehören in Mitteleuropa zu den am intensivsten beanspruchten Lebensräumen. Wesentliche treibende Faktoren des Nutzungsdrucks sind neben der Landwirtschaft und der Siedlungsnutzung v. a. touristische und (Nah-)Erholungsnutzungen, insbesondere die private Sportschiffahrt (Motorboote, motorisierte Segelboote) und die überwiegend touristisch genutzten Fahrgastschiffe und Fähren.

Somit spielt auch der Flächenverbrauch durch die stillliegende Sport- und Fahrgastschiffahrt eine wichtige Rolle für die ökologische Integrität der Seeufer-Lebensräume und den Erhaltungszustand von Bodendenkmalen. Wichtigste Datengrundlagen für die Analyse der ökologischen Belastungen sind (i) die seeseitige und landseitige Flächenausdehnung einer Bootsstationierungsanlage (BoStA) und (ii) ihre charakteristischen Merkmale, die anhand ihrer Struktur- und Ausstattungselemente (SE, AE) sichtbar werden.

Die Flächenausdehnung und andere geometrische Merkmale können durch eine GIS- und datenbankgestützte Kartierung erfasst werden (BoStA-MAP). Die eigentliche ökologische Bewertung der Struktur- und Ausstattungselemente sowie der Bootsstationierungsanlagen insgesamt erfolgt jedoch erst in einem getrennten Schritt (BoStA-IMPACT; [5]).

In diesem Beitrag stellen wir das BoStA-MAP-Verfahren vor. Im ersten Teil geht es um die Grundlagen, die Objekttypenkataloge und ihre Verwendung im GIS-Prozess, die Datenbank sowie Einzelheiten der Kartierung. In einem zweiten Teil werden die Ergebnisse einer vollständigen Erfassung der BoStA am Bodenseeuferr dargestellt, die auf einer Adaption älterer Kartierungsdaten des Bodenseeufers durch die Internationale Bodenseekonferenz (IBK) basiert ([7]).

Der vorliegende Beitrag ist eine überarbeitete Kurzfassung von zwei Forschungsberichten ([3], [4]), denen weitere Einzelheiten entnommen werden können.

DAS BOSTA-MAP-VERFAHREN

Das BoStA-MAP-Verfahren wurde zusammen mit dem BoStA-IMPACT-Verfahren für das SuBoLakes-Projekt entwickelt, um die vielfältigen ökologischen Belastungen unterschiedlicher Bootsstationierungsanlagen angemessen beschreiben, klassifizieren und georeferenziert darstellen zu können.

Der erste Schritt, der mit dem BoStA-MAP-Verfahren verbunden ist, besteht darin, diejenigen Sach- und kartographischen Informationen mit hoher Auflösung zu erfassen, die dann die Grundlage für die Klassifikation der ökologischen Effekte im BoStA-IMPACT-Verfahren bilden ([5]).

Grundlagen

Im BoStA-MAP-Verfahren werden die räumlichen Ausdehnungen der BoStA im GIS digitalisiert und die zugehörigen Sachdaten, wie etwa der Objekttyp, in einer vorgegebenen Datenbank erfasst. Die Grundlage aller weiteren Arbeiten sind Objekttypenkataloge, insbesondere die Kataloge für Bootsstationierungsanlagen sowie für die Strukturelemente (SE), aus denen sich die BoStA zusammensetzen.

Insgesamt werden auf der Grundlage von georeferenzierten Luftbildern (DOPc), Karten (DTK5 u. a.) sowie Betreiberinformationen folgende Komponenten erfasst und klassifiziert ([4]):

1. Strukturelemente der BoStA (Polygon)
2. Bootslichegeplätze (Punkt)
3. verortbare und nicht verortbare Ausstattungselemente (Punkt/Attribut)
4. funktionelle Widmung der BoStA und der SE (Attribut)
5. optionale Hashtags zur weiteren Charakterisierung der Struktur- und Ausstattungselemente (Attribut)
6. Wasseraustauschpotenzial der BoStA bzw. des Uferabschnitts (Polygon)
7. Potenzialfläche des Seeufers (Polygon)

Im Zentrum der Kartierung stehen dabei die flächenhaft ausgeprägten Strukturelemente. BoStA und SE können im einfachsten Fall inhaltlich gleichbedeutend sein, i. d. R. besteht eine BoStA jedoch aus mehreren verschiedenen Strukturelementen. Eine BoStA-Fläche ist also immer gleichbedeutend mit der Summe der Flächen ihrer Strukturelemente.

Objekttypenkataloge

Die hierarchisch aufgebauten und vollständigen Objekttypenkataloge dienen zur Identifikation, Klassifikation und räumlichen Abgrenzung der realen (Luftbild-) Objekte während der Desktop-Kartierung und der nachfolgenden Auswertungs- und Darstellungsschritte ([4]). Den Typen ist neben einem hierarchischen Code und einer Kurzbezeichnung eine verbale Beschreibung zugeordnet, die für die Identifikation unerlässlich ist. Jedem realen Objekt ist genau ein Typ zugeordnet. Reale Objekte weichen erfahrungsgemäß mehr oder minder stark vom Typus ab, so dass im schlechtesten Fall eine genaue Zuordnung zu einem Objekttyp nicht sicher möglich ist. Für solche Fälle steht in jeder Objektgruppe der Kataloge auch ein Objekttyp „x.9“ („sonstige Objekte“) zur Verfügung, der als (vorläufige) Auffangkategorie für (noch) nicht entscheidbare Fälle dient. Insofern sind die Typenkataloge vollständig, d. h. *alle* Objekte können erfasst werden.

Die Objekttypen spielen auch im BoStA-IMPACT-Verfahren eine wichtige Rolle, da ihnen hier „ökologische Effekte“ zugeordnet werden ([5]).

Tabelle 1:

Übersicht der Typen von Bootsstationierungsanlagen (BoStA).

Code	Bezeichnung	Beschreibung
1	Verankerte Liegeplätze	Technisch einfache Verankerungen am Seeboden zur Stationierung von Booten (einschl. zugehöriger landfester Nutzflächen und Strukturen, z. B. Beibootlager)
1.1	Ankerplatz	Liegeplatz im Fahrwasser auf der Uferplattform, wobei das Boot durch einen oder mehrere Anker auf dem Seegrund in seiner Position gehalten wird
1.2	Ankerboje	Liegeplatz im Fahrwasser auf der Uferplattform mit Boje mit je einem stationären Bojengewicht, das die Boje und damit das Boot in seiner Position hält
1.9	verankerte Liegeplätze (sonst.)	sonstiger oder nicht differenzierter verankerter Liegeplatz
2	Anbindepfähle und Mauerliegeplätze	Anbindepfähle und/ oder Uferbefestigungen als Hilfsmittel der Bootsstationierung (einschl. zugehöriger landfester Nutzflächen und Strukturen, z. B. Slips)
2.1	Anbindepfahl	Liegeplatz im Fahrwasser auf der Uferplattform an einem oder mehreren Pfählen zum Anbinden eines Bootes
2.2	Mauerliegeplatz	Liegeplatz vor einer Mauer oder Uferböschung außerhalb eines Hafens oder Steganlage, wobei das Boot an der Mauer (oder Böschung) an einem Ring o. ä. und seeseits an einer Boje bzw. an einem Anbindepfahl befestigt ist
2.9	Pfähle u. Mauern (sonst.)	sonstige oder nicht differenzierte Liegeplätze an Anbindepfählen oder Mauern bzw. Uferbefestigungen
3	Bootsstege	begehbare Plattformen auf oder über der Wasseroberfläche, die hauptsächlich als Zugang zu mind. einem Liegeplatz für Wasserfahrzeuge dienen, ohne nennenswerten Wellenschutz gegenüber dem See; ggf. auch mit anderen Funktionen (z. B. Badezugang, Angelansitz); einschl. zugehöriger landfester Nutzflächen, Struktur- u. Ausstattungselemente
3.1	Bootssteg/Pfahlsteg	einzelne, fest im Untergrund gegründete, begehbare Plattform in abgehobener Bauweise über dem Wasserspiegel
3.2	Bootssteg/Schwimmsteg	einzelne begehbare Plattform, die mit Hilfe von Schwimmkörpern auf dem Wasser schwimmt und ggf. mit Pfählen in Position gehalten wird
3.3	Bootssteg (sonst.)	begehbare Plattform(en) über oder auf dem Wasserspiegel, Bauweise unsicher, nicht differenziert oder komplex (z. B. Pfahl- und Schwimmsteg)
3.4	Bootssteganlage/Pfahlstege	zusammengehörige Gruppe aus mehreren Bootsstegen mit gemeinsamer Landanbindung; überwiegend bestehend aus Pfahlstegen mit höchstens geringem Anteil an Bootsstegen/Schwimmstegen oder sonstigen Bootsstegen oder sonstigen Stegen
3.5	Bootssteganlage/Schwimmstege	zusammengehörige Gruppe aus mehreren Bootsstegen mit gemeinsamer Landanbindung; überwiegend bestehend aus Schwimmstegen mit höchstens geringem Anteil an Bootsstegen/Pfahlstegen oder sonstigen Bootsstegen oder sonstigen Stegen
3.6	Bootssteganlage (sonst.)	zusammengehörige Gruppe aus mehreren Bootsstegen; Bauweise unsicher, nicht differenziert oder komplex, oft Pfahl- und Schwimmstege in Kombination
3.9	Stege (gemischt, sonst.)	einzelne oder zusammengehörige Gruppe von begehbaren Plattformen über oder auf dem Wasserspiegel; Nutzungsform unsicher, nicht differenziert oder komplex (Bootsliegeplätze, Badezugang, Angelansitz usw.)
4	Bootsunterstände	wasserseitige überdachte oder umbaute Räumlichkeiten zur Bootsstationierung
4.1	Bootsschuppen	fest gegründetes oder schwimmend gebautes Gebäude für ein oder mehrere Wasserfahrzeuge (Liegeplätze), das sich über der (ggf. künstlich vergrößerten) Wasseroberfläche befindet, so dass Wasserfahrzeuge schwimmend ein- und ausfahren können; zumeist mit einem landseitigen Zugang; mitunter werden die Boote an Gurten hochgezogen
4.2	Bootshaus	umbauter Unterstand für ein oder mehrere Wasserfahrzeuge (Liegeplätze), der in ein Wohngebäude oder Betriebsgebäude integriert ist, das fest gegründet oder schwimmend über der Wasseroberfläche errichtet ist; Wasserfahrzeuge können schwimmend ein- und ausfahren
4.9	Bootsunterstände (sonst.)	einzelne oder zusammengehörige Gruppe von andersartigen Bootsunterständen oder nicht differenzierte Bootsunterstände oder komplexe Anlagen

Tabelle 1 (Fortsetzung)

Code	Bezeichnung	Beschreibung
5	Häfen	Anlagen, deren Wasserfläche durch einen künstlichen bodengebundenen Wellenschutz gegenüber der Seefläche abgegrenzt sind (einschl. zugehöriger landfester Nutzflächen, Struktur- und Ausstattungselemente)
5.1	Kleinsthafen	einfache Anlage, die überwiegend zur Stationierung von etwa ein bis fünf kleinen Wasserfahrzeugen (z. B. Sportboote) sowie zum Ein- und Aussteigen von Personen dient
5.2	Hafen	Anlage, die überwiegend zur Stationierung von mehr als etwa fünf meist größeren Wasserfahrzeugen (z. B. Sportboote, Schiffe) sowie zum Ein- und Aussteigen von Personen oder zum Be- und Entladen mit Fracht dient
5.9	Häfen (sonst.)	sonstige vergleichbare Anlagen
6	Marinas	komplexe Freizeit- und Urlaubsanlagen bestehend aus Steganlage(n) und/oder Hafen mit umfassender nautischer Infrastruktur und ausgedehnten und vielfältigen Freizeit-, Gastronomie- und Übernachtungsangeboten (Suprastruktur)
6.1	Marina	komplexe Freizeit- und Urlaubsanlage bestehend aus Steganlage und/oder Hafen mit umfassender nautischer Infrastruktur und ausgedehnten und vielfältigen Freizeit-, Gastronomie- und Übernachtungsangeboten (Suprastruktur)
6.9	Marinas (sonst.)	sonstige vergleichbare Anlagen
7	Landliegeplätze	Anlagen zur Bootsstationierung an Land außerhalb des Gewässerbettes (einschl. zugehöriger Struktur- und Ausstattungselemente)
7.1	Strandliegeplatz	Liegeplatz am naturnahen Ufer außerhalb eines Hafens, einer Steganlage o. ä., wobei das Wasserfahrzeug ohne oder mit einfachen Hilfsmitteln (Slipwagen o. ä.) ein- und ausgewassert wird
7.2	Trockenlager	landfeste Nutzfläche, Grünfläche oder Verfügungsfläche unter freiem Himmel, auf der gewöhnlich Wasserfahrzeuge mit einfachen Mitteln (Kimmipallen u. a. Stützen, Slipwagen, Trailer, u. a.) abgestellt werden
7.3	Bootsgarage	meist kleineres Gebäude, in dem ein oder wenige Wasserfahrzeuge trocken abgestellt und gewartet werden können; das Wasserfahrzeug wird meist über eine Slipanlage ein- oder ausgewassert; die Bootsgarage kann mit anderen Baulichkeiten verbunden sein, z. B. mit einem Wohngebäude
7.4	Bootschalle	meist größeres Gebäude, in dem zahlreiche Wasserfahrzeuge trocken gelagert, abgestellt und gewartet werden können; die Wasserfahrzeuge werden gewöhnlich über einen Vorplatz und eine Slipanlage ein- oder ausgewassert; evtl. mit Nebenfunktionen, z. B. Bootsreparatur, Verkaufsstellen u. a.
7.9	Landliegeplätze (sonst.)	sonstige Typen von Landliegeplätzen oder komplexe, nicht differenzierte Landliegeplätze
9	Sonstige	
9.1	Bootsstationierungsanlagen (sonst.)	Sonstige Bootsstationierungsanlagen oder nicht differenziert oder komplexe Anlagen

Bootsstationierungsanlage (BoStA)

Der BoStA-Typenkatalog klassifiziert und beschreibt die unterschiedlichen Typen von Bootsstationierungsanlagen, die an Seen in Deutschland und darüber hinaus vorkommen (Tabelle 1).

Der von uns eingeführte Begriff „Bootsstationierungsanlage“ beinhaltet Anlagen und Vorrichtungen, die der Bereitstellung und dem Betrieb von Liegeplätzen für stillliegende Wasserfahrzeuge, einschließlich der funktionell und zugleich räumlich zugehörigen Infra- und Suprastruktur dienen ([4]).

Bootsstationierungsanlagen bilden eine räumliche und funktionelle Einheit, die im einfachsten Fall aus einem Ankerstein und einer Boje bestehen kann, im komplexen Fällen eine Marina mit Hotellerie und Freizeitangeboten umfasst, die auch landwärtigem Publikum zur Verfügung stehen. Entscheiden ist, dass *auch* Liegeflä-

chen und andere nautische Infrastruktur vorgehalten werden, die für den Bootssport essenziell sind

Die räumliche Abgrenzung von BoStA ist mitunter schwierig, insbesondere dann, wenn – von Planern durchaus gewollt – die nautische Infrastruktur in den Ortskern integriert ist.

Keine Bootsstationierungsanlagen in diesem Sinne sind beispielsweise Landungsstege für die Kursschiffahrt, Piers für RoRo-Fähren oder Verladepiers, an denen die Schiffe nur kurzzeitig zur Be- und Entladung anlegen.

Strukturelemente (SE)

Eine reale BoStA kann als dreidimensionale Raumstruktur aufgefasst werden, die sich entsprechend ihrer Widmung aus einzelnen elementaren Objekten, den Strukturelementen (SE) zusammensetzt. Gemeinsam ist allen Strukturelementen, dass sie, auf die Boden- oder

Seegrundfläche projiziert, eine bestimmte Fläche und Position einnehmen. Die Strukturelemente können als Strukturelement-Typen generalisiert und klassifiziert werden (Tabelle 2), wobei die Strukturen zusammen mit der Widmung und den üblichen Nutzungen zu betrachten sind.

Eine BoStA-Einheit, z. B. ein Mauerliegeplatz (BoStA-Typ 2.2), kann aus nur einer äquivalenten SE-Einheit bestehen (SE-Typ 1.2.4), oder aus mehreren SE-Einheiten (i) des gleichen Typs (mehrere Mauerliegeplätze) oder (ii) aus unterschiedlichen SE-Typen mit jeweils variablen Objektzahlen (z. B. ein Hafen bestehend aus Steggerüsten, Liegeplatzflächen, Navigationsbereich, Hafenmole etc.). In jedem Fall gilt: Die Summe aller SE-Objekte ergibt die BoStA, die Flächensumme der SE-Objekte entspricht der Fläche der BoStA (keine vertikale Überlagerung von SE-Objekten).

Strukturelemente können sich auf die wasser- oder auf die landseitige Zone oder auf beide Zonen einer BoStA erstrecken. Eine entsprechende (Teil-)Flächen-Zuordnung erfolgt später im Zuge der GIS-Auswertung (Verschneidung).

Bootsliegeplätze (LP)

BoStA dienen vorrangig der Bereitstellung von Liegeplätzen bzw. Liegeplatzflächen. Unter einem Liegeplatz ist ein wasserseitiger (Wasserliegeplatz) oder landseitiger Ort (Trockenliegeplatz) unter freiem Himmel oder in einem Gebäude zu verstehen, an dem ein Wasserfahrzeug längerfristig oder immer wiederkehrend verankert oder festgemacht ist oder betriebsbereit aufbewahrt wird. Die Liegeplatzflächen von Booten wurden bereits als

Strukturelemente (Polygone) berücksichtigt, wobei eine Liegeplatzfläche im GIS mehrere Boote beherbergen kann. Die einzelnen Liegeplätze innerhalb der Liegeplatzflächen werden im BoStA-MAP-Verfahren in Form eines zusätzlichen GIS-Layers erfasst, in welchem jeder Liegeplatz eines einzelnen Bootes durch eine verortete Punkt-Geometrie abgebildet wird. Diesem Liegeplatz können anschließend weitere Attribute zugeordnet werden, z. B. Angaben zur Genehmigung, zum Liegeplatzinhaber usw. oder auch Tiefenvermessungsdaten im Hinblick auf die Nutzbarkeit bei Niedrigwasser. Die Art und die Inhalte der Attribute sind frei wählbar, so dass sich ein Objekttypenkatalog erübrigt.

Ist eine Liegefläche nicht direkt einsehbar, z. B. bei einer überdachten Bootshalle, kann ein solcher Punkt auch eine Gruppe von Liegeplätzen repräsentieren, indem diesem die geschätzte Anzahl der Boote als Attribut zugeordnet wird. Als Bezugsgröße dient dabei immer der *faktische Liegeplatz*, d. h. eine Land- oder Wasserfläche, die tatsächlich als Liegeplatz genutzt wird, unabhängig davon, ob der Liegeplatz behördlich genehmigt ist oder nicht. Dabei ist zu beachten, dass die Anzahl der Liegeplätze nicht zwangsläufig der Anzahl an Booten entspricht, vor allem dann, wenn diese im Jahresverlauf zwischen Wasser- und Trockenliegeplatz wechseln. So gesehen haben die meisten Boote eigentlich jeweils zwei Liegeplätze. Bei einigen BoStA-Typen ist darüber hinaus von *temporären Liegeplätzen* auszugehen, etwa bei einigen Trockenliegeplätzen in Häfen, die auch während der Saison mit Booten belegt sind. Im Folgenden fließen *alle* Liegeplätze in die Betrachtung ein.

Tabelle 2:

Übersicht der Strukturelement-Typen innerhalb von Bootsstationierungsanlagen.

Code	Bezeichnung	Beschreibung
1	Wasserflächen	freie, abgedeckte und überbaute Wasserflächen in einer BoStA
1.1	Verkehrsflächen	unbedeckte Wasserflächen im Bereich einer BoStA, die als Verkehrsfläche für ein- und auslaufende Wasserfahrzeuge bestimmt sind
1.1.1	Zufahrtsrinne	künstlich ausgetieftes Fahrwasser im Bereich der Zufahrt einer BoStA, das das (tiefe) Seebecken mit dem (seichten) Ufer so verbindet, dass einlaufende Wasserfahrzeuge bis zu einem bestimmten Tiefgang auch bei Niedrigwasser gefahrlos die Hafeneinfahrt erreichen können; die Fläche ergibt sich anhand der Länge und der Breite der auf dem Luftbild sichtbaren Struktur
1.1.2	Hafeneinfahrt	Wasserfläche im (verengten) Zufahrtsbereich für Wasserfahrzeuge zu einem Hafen, die durch die anliegenden Wellenschutz-Anlagen begrenzt ist und im Hafenbecken in die Navigationsfläche übergeht
1.1.3	Navigationsfläche	unbedeckte Wasserfläche innerhalb einer BoStA, die keiner anderen Funktion zugeordnet ist und für den Verkehr der Wasserfahrzeuge freigehalten wird
1.1.9	Wasserverkehrsflächen (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte oder komplexe Wasserverkehrsflächen

Tabelle 2 (Fortsetzung)

Code	Bezeichnung	Beschreibung
1.2	Wasserliegeplätze	Liegeplätze auf freien, abgedeckten oder überbauten Wasserflächen in einer BoStA
1.2.1	Anker-Liegeplatz	Liegeplatz in einer BoStA, wobei das Wasserfahrzeug durch einen oder mehrere Anker auf dem Seegrund in seiner Position gehalten wird; die Fläche berechnet sich vereinfacht als Quadrat der doppelten Länge des Bootes
1.2.2	Ankerbojen-Liegeplatz	Liegeplatz in einer BoStA an einer Boje mit einem stationären Bojengewicht, das die Boje und damit das Wasserfahrzeug in seiner Position hält; die Fläche versteht sich inkl. Bojenstein, Schleifkreis und Schwoikreis
1.2.3	Anbindepfahl-Liegeplatz	Liegeplatz in einer BoStA an ein oder mehreren einzelnstehenden Pfählen zum Anbinden eines Wasserfahrzeugs; die Fläche ergibt sich aus der Distanz der Pfähle und der doppelten Breite des Bootes
1.2.4	Molen-/Kai-/Böschungsliegeplatz	Liegeplatz vor einer Mole, einem Kai oder einer Böschung in einer BoStA, wobei das Wasserfahrzeug entweder nur dort festgemacht ist (längsseits) oder zusätzlich an einem oder zwei Anbindepfählen oder Bojen festgemacht ist (Bug/Heck voraus); die Fläche ergibt sich aus der Größe der Box zwischen Uferbefestigung und den Anbindepfählen bzw. Bojen
1.2.5	Pfahlsteg-Liegeplatz	Liegeplatz (Box) an einer fest im Untergrund gegründeten, begehbaren Plattform in abgehobener Bauweise über dem Wasserspiegel in einer BoStA, wobei das Wasserfahrzeug entweder nur längsseits oder zusätzlich an Dalben (oder Bojen) festgemacht ist (Bug/Heck voraus); die Fläche ergibt sich aus der Größe der Box, inkl. Dalben oder Bojen, jedoch ohne den Steg
1.2.6	Schwimmsteg-/Ponton-Liegeplatz	Liegeplatz (Box) an einer begehbaren Plattform, die auf dem Wasser schwimmt, wobei das Wasserfahrzeug entweder nur längsseits oder zusätzlich an Dalben (oder Bojen) festgemacht ist (Bug/Heck voraus); die Fläche ergibt sich aus der Größe der Box, inkl. Dalben oder Bojen, jedoch ohne den Steg
1.2.7	Bootsschuppen-Liegeplatz	Liegeplatz in einem fest gegründeten oder schwimmend gebauten Gebäude, das sich über der (ggf. künstlich vergrößerten) Wasseroberfläche befindet, so dass Wasserfahrzeuge schwimmend ein- und ausfahren können; mitunter werden Boote an Gurten hochgezogen und trocken gelagert; die Fläche ergibt sich aus der Grundfläche des Gebäudes geteilt durch die Anzahl der dort untergebrachten Liegeplätze
1.2.8	Bootshaus-Liegeplatz	Liegeplatz in einem umbauten Unterstand, der in ein Wohngebäude oder Betriebsgebäude integriert ist, das fest gegründet o. schwimmend über der Wasseroberfläche errichtet ist; Wasserfahrzeuge können schwimmend ein- und ausfahren; die Fläche ergibt sich aus der Grundfläche des Gebäudes geteilt durch die Anzahl der dort untergebrachten Liegeplätze
1.2.9	Bootsunterstände (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte oder komplexe Liegeplätze in einem umbauten Unterstand
1.2.99	Wasserliegeplätze (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte oder komplexe Anordnung von Liegeplätzen auf der Wasseroberfläche einer BoStA
1.3	Stege und Plattformen (Einheiten)	baulich einheitliche Abschnitte in einer BoStA von (i) fest im Untergrund gegründeten, begehbaren Plattformen in abgehobener Bauweise über dem Wasserspiegel oder (ii) begehbaren Plattformen, die auf dem Wasser schwimmen, mit mind. einem Liegeplatz für Wasserfahrzeuge; ggf. auch andere Funktionen (z. B. Badezugang, Angelansitz u.a.)
1.3.1	Pfahlsteg-Einheit	Projektionsfläche eines baulich einheitlichen Pfahlstegabschnitts, einschl. aller zugehörigen Komponenten (Pfähle, Lauffläche, Beleuchtungskörper, Strom- u. Wasserversorgung, Fäkalienabsaugung, usw. und sonstiger technischer Anlagen und Gebäude). Attribute für die Lauffläche: (i) Gitterrost (lichtdurchlässig) (ii) Bohlen, Betonplatten u. a. (lichtundurchlässig)
1.3.2	Schwimmsteg-Einheit	Projektionsfläche eines baulich einheitlichen Schwimmsteg-/Ponton-Abschnitts einschließlich aller zugehörigen Komponenten (Pfähle, Lauffläche, Schwimmkörper, Fingerstege, Beleuchtungskörper, Strom- u. Wasserversorgung, Fäkalienabsaugung, usw. sonstiger technischer Anlagen und Gebäude). Attribute für die Lauffläche: (i) Gitterrost (lichtdurchlässig) (ii) Bohlen, Betonplatten u. a. (licht-undurchlässig)
1.3.9	Stege/Plattformen (sonst.)	Projektionsfläche eines sonstigen, nicht differenzierten oder komplexen Steg-/Ponton-Abschnitts

Tabelle 2 (Fortsetzung)

Code	Bezeichnung	Beschreibung
1.4	Böschungen	künstlich angelegte, stark geneigte Flächen, die zwischen der (ggf. künstlich angelegten) Landfläche und dem (ggf. künstlich ausgetieften) Gewässergrund in einer BoStA vermitteln; die Fläche ergibt sich aus der Projektionsfläche des emersen Anteils der Struktur oberhalb der Mittelwasserlinie
1.4.1	Böschung (Sand, Kies, Geröll)	Böschung mit naturnaher Substratabdeckung aus Sand, Kies oder Geröll; mit oder ohne niedrigwüchsige Vegetation
1.4.2	Böschung (Blöcke)	Böschung mit einer Abdeckung aus Blockwurf oder Blocksetzungen (meist >0,5 m Kantlänge) mit Fugen; mit oder ohne niedrigwüchsige Vegetation
1.4.3	Böschung (fugenarme Abdeckung)	Böschung mit einer Abdeckung aus Beton, Asphalt, fugenarme Blocksteinsetzungen u. ä.; mit oder ohne niedrigwüchsiger Vegetation
1.4.9	Böschungen (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte oder komplex zusammengesetzte Böschungen
1.5	Kais und Hafenmolen	lineare Bauwerke mit einer senkrechten Front aus Steinsetzungen, Mauerwerk, Pfahlsetzungen, Betonplatten, Spundwänden u. ä. in und am Rand von Steganlagen und Häfen, die fest mit dem Seeboden verbunden oder darin gegründet sind und über den Mittelwasserspiegel hinausragen; die Fläche ergibt sich aus der Projektionsfläche bei Mittelwasserstand
1.5.1	Kai	Bauwerk im Inneren von Häfen oder Steganlagen, das wasserseits ein Anlegen von Wasserfahrzeugen ermöglicht und das landseits durch Hinterfüllungen niveaugleich mit dem Hinterland verbunden ist; hier befinden sich weitere Einrichtungen zum direkten Zugang zu den Wasserfahrzeugen über die Kaimauer bzw. zum Be- und Entladen der Wasserfahrzeuge
1.5.2	Hafenmole, nicht begehbar	in den See gerichtetes lineares Bauwerk, das den Hafen seeseits abschließt und an seinem landseitigen Ende direkt an das landfeste Hinterland anschließt; sie dient dem Schutz des Hafens u. a. vor Wellen sowie zur Vergrößerung der nutzbaren Liegeplatz-Fläche; aufgrund der geringen Breite u. a. konstruktionsbedingter Merkmale nicht begehbar
1.5.3	Hafenmole, begehbar	in den See gerichtetes lineares Bauwerk, das den Hafen seeseits abschließt und an seinem landseitigen Ende direkt an das landfeste Hinterland anschließt; sie dient dem Schutz des Hafens u. a. vor Wellen sowie zur Vergrößerung der nutzbaren Liegeplatz-Fläche; aufgrund der hinreichenden Breite u. a. konstruktionsbedingter Merkmale begehbar oder mit Fahrzeugen befahrbar
1.5.9	Kais, Molen (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte oder komplexe lineare Bauwerke, die Kais oder Molen gleichkommen
1.9	sonstige Wasserflächen	sonstige, nicht differenzierte oder komplexe freie, abgedeckte und überbaute Wasserflächen einer BoStA
1.9.1	Wellenschutz, vollst.	flächig erfassbare Wellenschutzeinrichtung, die vorrangig dem Schutz der BoStA dient und vom Seegrund bis über die Mittelwasserlinie reicht
1.9.2	Wellenschutz, unvollst.	flächig erfassbare Wellenschutzeinrichtung, die vorrangig dem Schutz der BoStA dient und i. d. R. dem Seegrund aufliegt, aber nicht bis zur Mittelwasserlinie reicht
1.9.9	Wasserflächen (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte oder komplexe freie, abgedeckte und überbaute Wasserflächen einer BoStA
2	hafentechnische Anlagen	bauliche und andere Anlagen, die bestimmungsgemäßen Betrieb der BoStA dienen
2.1	hafentechnische Anlagen	bauliche und andere Anlagen, die bestimmungsgemäßen Betrieb der BoStA dienen
2.1.1	Bootsrampe (= Bootsslip, Slipanlage)	schräge Ebene, die vom überschwemmungsfreien Ufer bis unter die Mittelwasserlinie reicht, auf der Wasserfahrzeuge zu Wasser gelassen oder an Land gezogen werden können, inkl. der vorgelagerten Wasserfläche
2.1.2	Bootskran (= Hafenkran)	ortsfeste (z. B. Säulendrehkran) oder mobile Anlage (z. B. Travellift) zum Ein- und Auswassern von Wasserfahrzeugen
2.1.3	Bootswaschplatz (-anlage)	landfeste Fläche, die für das Reinigen der Hülle von Wasserfahrzeugen vorgesehen ist; meist eine versiegelte, konisch vertiefte Fläche mit Bodenablauf
2.1.4	Bootstankstelle (= Wassertankstelle, am Bodensee: Seetankstelle)	Anlage zum Betanken von Wasserfahrzeugen, bestehend aus einem Schwimmsteg oder einer Plattform, auf der Zapfsäulen nebst Hilfseinrichtungen angebracht sind
2.1.5	Verladeeinrichtung	Sammelbegriff für verschiedene Massengut-Verladeeinrichtungen für die Frachtschifffahrt
2.1.9	Hafentechnische Anlagen (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte oder komplex hafentechnische Anlagen

Tabelle 2 (Fortsetzung)

Code	Bezeichnung	Beschreibung
3	Freiflächen	landfeste Flächen außerhalb von Gebäuden
3.1	Freiflächen für die Schifffahrt	landfeste Flächen außerhalb von Gebäuden, die überwiegend der (stillliegenden) Sportschifffahrt dienen
3.1.1	Strandliegeplatz	Liegeplatz am naturnahen Ufer außerhalb eines Hafens, einer Steganlage o. ä., wobei das Boot ohne oder mit einfachen Hilfsmitteln (Slipwagen o. ä.) ein- und ausgewässert wird
3.1.2	Trockenlager	landfeste Fläche ohne Überdachung, die üblicherweise etwa halbjährig oder länger zur Lagerung von Booten (i.d.R. auf Hafentrailern oder straßenverkehrszugelassenen Bootstrailern) genutzt wird
3.1.9	sonstige Freiflächen für die Schifffahrt	sonstige, nicht differenzierte oder komplexe Freiflächen für die Schifffahrt
3.9	Freiflächen sonstiger Widmung	Freiflächen mit sonstiger Widmung oder mit räumlich und zeitlich wechselnden Widmungen
3.9.1	Fußgänger-/Fahrradweg	Verkehrsfläche für Fußgänger und Fahrradfahrer ohne öffentlichen Kfz-Verkehr (ausgenommen die parallel stattfindende verkehrsberuhigte Zufahrt zu Liegeplätzen)
3.9.2	Kfz-Verkehrsflächen	Verkehrsflächen für Kraftfahrzeuge, einschließlich der Zufahrtswege zu Parkplätzen und Parkplätze, mit untergeordneter Nutzung durch andere Verkehrsteilnehmer
3.9.3	Grünanlage	gärtnerische Anlage mit Zierrasen, Zierpflanzen, Ziergehölzen und ggf. Reste eines natürlichen Gehölzbestandes, die nicht zum Lagern von Gegenständen oder für Freizeit- und Sportaktivitäten gedacht ist
3.9.4	Freizeitfläche	landfeste Fläche zur Ausübung von unspezifischen Freizeittätigkeiten (Lagern, Essen und Trinken), incl. Liegewiese, Sitzgruppe, Sonnenliegen, u. a., sowie Freiflächen der Gastronomie (z. B. Biergarten) und der Vereinsheime; jedoch keine speziell hergerichteten Spiel- und Sportflächen
3.9.5	Spiel- und Sportanlage	Anlage, die zur Ausübung von Spiel- oder Sportveranstaltungen bestimmt und hergerichtet ist (Kinderspielplatz m. Geräten, Beach-Volleyball, Tennis, Mini-Golf, u. a.)
3.9.6	Strand	Uferstreifen beiderseits der Mittelwasserlinie, der für den Zugang zur Wasserfläche für Badende, Surfer, Standup-Paddler, Kanuten, u. a. gedacht ist
3.9.7	Camping-/Caravanplatz	Camping- und/oder Caravanplatz, dessen Nutzung typischerweise mit der zumindest zeitweisen Stationierung eines Bootes verbunden ist
3.9.8	Mehrzweckflächen	landfeste sonstige, nicht differenzierte oder Mehrzweckfläche, die gleichzeitig oder im Jahresverlauf nacheinander unterschiedlichen Zwecken dient; typische Zwecke sind: Trailer-Parkplatz, Jollen- und Beibootlager, Freilager, Erweiterungsflächen für Gastronomie (Event-Gelände); die Fläche kann unversiegelt (z. B. Rasen) oder versiegelt (z. B. Asphalt) sein.
3.9.9	Freiflächen (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte oder komplexe Freiflächen
4	Gebäude	selbständig benutzbare, bedachte bauliche Anlagen, die von Menschen betreten werden können und geeignet oder bestimmt sind, dem Schutz von Menschen, Tieren oder Sachen zu dienen.
4.1	Gebäude für die Schifffahrt	Gebäude, das vorrangig zur Stationierung von Wasserfahrzeugen dient
4.1.1	Bootsgarage	kleineres Gebäude an Land, in dem Boote trocken gelagert, abgestellt und gewartet werden können; die Boote werden gewöhnlich über einen Vorplatz und eine Slipanlage ein- oder ausgewässert; evtl. mit anderen Gebäuden verbunden oder mit Nebenfunktionen, z. B. Bootsreparatur, Verkaufsstellen u. a.
4.1.2	Bootschalle	größeres Gebäude an Land, in dem Boote trocken gelagert, abgestellt und gewartet werden können; die Boote werden gewöhnlich über einen Vorplatz und eine Slipanlage ein- oder ausgewässert; evtl. mit anderen Gebäuden verbunden oder mit Nebenfunktionen, z. B. Bootsreparatur, Verkaufsstellen u. a.
4.1.3	Funktionsgebäude	Gebäude an Land, das bestimmte Infra- oder Suprastruktur-Funktionen enthält
4.1.9	sonstige Gebäude	sonstige, nicht differenzierte, komplexe Gebäude für die Schifffahrt

Tabelle 2 (Fortsetzung)

4.9	Gebäude unterschiedlicher Widmung	Gebäude mit sonstiger Widmung (ohne Schifffahrt)
4.9.1	Zweckgebäude	Gebäude an Land, das bestimmten Zwecken dient
4.9.2	Ferienhaus (Marina)	Einzel- oder Reihenhauses innerhalb einer Marina, das der Unterbringung von Gästen der Marina dient (i. d. R. Selbstversorgung)
4.9.3	Hotelanlage (Marina)	Gebäude(-komplex) innerhalb einer Marina, das als Beherbergungsbetrieb der Unterbringung von Gästen der Marina dient, zumeist mit weiteren Serviceleistungen wie etwa Gastronomie
4.9.9	Gebäude (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte, komplexe Gebäude (ohne Schifffahrt)
9	sonstige Flächen	sonstige, nicht differenzierte oder komplex genutzte Flächen
9.1	sonstige Flächen	sonstige, nicht differenzierte oder komplex genutzte Flächen
9.1.1	Flächen (sonst.)	sonstige, nicht differenzierte oder komplex genutzte Flächen

Ausstattungs-elemente (AE)

Ausstattungs-elemente (AE) sind Einrichtungen oder Funktionen, die für den Regelbetrieb oder den Gefahrenfall der BoStA von erheblicher Bedeutung sind, aber keine (nennenswerte) Projektionsfläche haben. Ausstattungselemente kommen in zwei Varianten vor: Einmal in Form der verortbaren AE_v, deren Verortung aus ökologischer Sicht relevant ist, und die ebenfalls als Punktlayer im GIS digitalisiert werden. Hierzu gehören etwa Mastlaternen auf Stegen. Die nicht verortbaren AE_{nv} werden hingegen nur als Attribut der BoStA innerhalb der Datenbank erfasst. Hierbei handelt es sich um Elemente, deren Verortung keine Rolle spielt bzw. systematisch nicht erkennbar ist (z. B. eine Fäkalien-Absauganlage) sowie um Serviceleistungen, die keine Verortung haben (z. B. WLAN). Für beide Arten von Ausstattungselementen existieren ebenfalls Objekttypenkataloge (Tabelle 3 für AE_v).

Widmung und Hashtags

Mit den genannten Liegeplätzen, den Struktur- und Ausstattungselementen lässt sich eine BoStA bereits gut charakterisieren. Ergänzt wird dies im BoStA-MAP-Verfahren noch durch die Möglichkeit, innerhalb der Datenbank eine sog. funktionelle Widmung sowie strukturierte Hashtags zu vergeben. Für beide existieren vorgegebene Auswahllisten ([4]). Mit Angabe der Widmung ist es beispielsweise möglich zu differenzieren, ob es sich um einen Steg für die *Freizeit- und Sportschifffahrt* handelt oder um einen der *Berufsfischerei*. Über die Hashtags lassen sich ergänzende Angaben vornehmen, z. B. zum Material des Steggerüsts (*Gitter, Holz, Beton...*).

Wasseraustauschpotenzial (WAP)

Für die Beurteilung potenzieller Schadstoffemissionen, die von BoStA ausgehen können, wird im Rahmen

des BoStA-MAP-Verfahrens als weiteres Attribut das Wasseraustauschpotenzial zwischen dem See und dem Wasservolumen der BoStA bestimmt. Hierzu werden in einem separaten Polygonlayer im GIS die Flächen der BoStA bzw. des gesamten Uferabschnitts entsprechend einer vorgegebenen Werteliste eingeteilt und später mit den Strukturelementen und Liegeplätzen verschnitten. Zulässige Werte sind z. B. (i) *Landfläche*, (ii) *Wasseraustausch frei bis wenig eingeschränkt*, (iii) *Wasseraustausch deutlich eingeschränkt*. Wenig eingeschränkt ist der Wasseraustausch üblicherweise bei einer Steganlage, deutlich eingeschränkt innerhalb eines Hafenbeckens (Tabelle 4).

Potenzialfläche

Um die Belastung eines Uferabschnitts durch die direkte Bebauung/ Nutzung mit BoStA zu ermitteln, sieht das BoStA-MAP Verfahren schließlich noch die Ausweisung einer sog. Potenzialfläche vor. Diese Potenzialfläche entspricht demjenigen Uferbereich, der potenziell hätte durch BoStA bebaut/ genutzt werden können, stellt also die Referenzfläche für die 100% mögliche Bebauung/ Nutzung dar. Ihre seewärtige Grenze ergibt sich bei großen Seen meist durch die Haldenkante (Grenze von Bogenfeldern). Die landwärtige Grenze wird durch die topografischen Gegebenheiten oder durch Vorgaben des Baurechts und des Denkmalsschutzes bestimmt. Für jeden Uferabschnitt oder für den gesamten See lässt sich anschließend bestimmen, wieviel Prozent der Potenzialzone von BoStA genutzt bzw. überbaut sind.

Nach Verschneidung der o. g. Layer miteinander im GIS (*Intersect-Methode*) lassen sich die entsprechenden Flächengrößen, Anteile und Mengen berechnen, die als Kennzahlen für den liegeplatzspezifischen Flächenverbrauch herangezogen werden können.

Tabelle 3:

Übersicht der Typen der verorteten Ausstattungselemente (AEv).

Code	Bezeichnung	Beschreibung
1	Verortete Ausstattungselemente	punktförmige bzw. nur punktförmig erfasste Ausstattungselemente
1.1	Mastbeleuchtung	Leuchtkörper auf einem Mast; dient hier zur Beleuchtung eines Steges oder einer Pier
1.2	Befeuerung	Lichtmast an der seeseitigen Zufahrt zu einem Steg, einer Steganlage oder einem Hafen etc.; die Befeuerung dient der Orientierung und Sicherheit der einlaufenden Schiffe
1.3	Abwassereinleitung	Einleitungspunkt von Siedlungsabwässern
1.4	Abweisedalbe (Dalbengruppe)	meist Gruppe aus drei Dalben
1.5	Gebäude (auf Steg)	Wartehäuschen, ehemal. Zollhäuschen o. ä auf einem Steg

Tabelle 4:

Klassifikation des Wasseraustauschs im Bereich der BoStA- und Potenzialflächen.

Code	Wasseraustauschpotenzial	Beschreibung
1	Landfläche	alle Flächen oberhalb der Mittelwasserlinie, außer punktuelle (Pfähle) und lineare (Spundwände, Palisaden, Bretter, ...) Einbauten
2	frei bis wenig eingeschränkt	alle Flächen unterhalb der Mittelwasserlinie, die vollständig durchströmt werden können oder deren Wasseraustausch durch Einbauten eher mäßig beeinträchtigt wird
3	deutlich eingeschränkt	alle Flächen unterhalb der Mittelwasserlinie, deren Wasseraustausch durch Einbauten deutlich bis stark beeinträchtigt wird, wobei die Einbauten Teil der BoStA selbst sind
4	umgebungsbedingt eingeschränkt	alle Flächen unterhalb der Mittelwasserlinie, deren Wasseraustausch durch Einbauten deutlich bis stark beeinträchtigt wird, wobei die Einbauten außerhalb der BoStA liegen

Digitalisierung der Objekte, Darstellung im GIS

Die Kartierung einer BoStA, ihrer Struktur- und Ausstattungselemente beinhaltet die Digitalisierung der auf Luftbildquellen erkennbaren Raumausdehnung oder Position relevanter Objekte sowie deren Erfassung in der Datenbank. Als primäre Quelle der Kartierung dienen dabei hochaufgelöste digitale Orthofotos (DOPc) der zuständigen Vermessungsbehörden, ggf. ergänzt um weitere Luftbild- bzw. Satellitendaten, wie z. B. *Google Earth* oder *Bing Aerial*. Für eine genaue Typisierung der Objekte sind eventuell darüber hinaus weitere Quellen nötig, z. B. *Google Street View*-Bilder oder Fotomaterial aus Geländebegehungen (*ground truth*).

Die Speicherung von Daten erfolgte getrennt nach Geometriedaten (Shapefile-Format in ArcGIS oder QGIS) und Sachdaten (MS Access-Datenbank). Für die Eingabe der Daten stand eine einfache Nutzer-Oberfläche zur Verfügung, die es einerseits ermöglicht, eine bequeme Auswahl der Objekttypen zu treffen, vor allem aber die nötige Datenkonsistenz durchsetzt.

Weitere technische Hinweise zur Kartierung, Datenorganisation etc. sind ([2]) zu entnehmen

In den folgenden Abbildungen sind am Beispiel des Hafens Unteruhldingen (Bodensee) die einzelnen Schritte abgebildet (Abbildungen 1 bis 5).



Abbildung 1:

Basis für die Kartierung sind Digitale Orthofotos der zuständigen Vermessungsämter (hier: DOPc20 des Landesamts für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg (<https://www.lgl-bw.de/Produkte/Geodaten/Digitale-Orthofotos/>)). Dargestellt ist der Hafen von Unteruhldingen, Bodensee.



Abbildung 2:

Flächige Digitalisierung der Strukturelemente. Durch die Verbindung zur Datenbank können die einzelnen Objekte z. B. entsprechend ihres Strukturelementtyps dargestellt werden.



Abbildung 3:

Der Objekt-Layer Bootstationierungsanlagen wird nicht gesondert digitalisiert. Er ergibt sich rechnerisch durch „Dissolve“ des Strukturelemente-Layers über die zugehörige, in der Datenbank hinterlegten BoStA-ID.



Abbildung 4:

Erfassung der einzelnen Liegeplätze (gelbe Punkte) und verorteten Ausstattungselemente (braune Punkte). Bei den Liegeplätzen handelt es sich um Punkt-Objekte, die als angenommener, etwas unscharfer Zentroid der Liegeplatzfläche für ein einzelnes Boot oder eine Bootsgruppe angesehen werden können. Zwar wurden Liegeplatzflächen bereits mit dem Strukturelemente-Layer ausgewiesen, der ergänzende Punktlayer erlaubt jedoch eine Individualisierung einzelner Liegeplätze und einfachere Möglichkeiten der Verschneidung mit anderen Geodaten.



Abbildung 5:

Wasseraustausch-Flächen: grün – Landfläche, hellblau – Wasseraustausch deutlich eingeschränkt dunkelblau – Wasseraustausch wenig eingeschränkt, rote Linien – „Mündungsbreite“, über die ein Wasseraustausch zwischen benachbarten Flächen ungehindert erfolgen kann, gelbe Punkte – Liegeplätze.

BOOTSSTATIONIERUNGSANLAGEN AM BODENSEE

Der Bodensee stellt ein viel genutztes Revier für den Segelsport und den Motorbootsport dar, dessen Anfänge bis in die 1880er Jahre zurückgehen ([6]). Mit der wirtschaftlichen Erholung in den 1950er Jahren und dem erneuten Ausbau der Bodenseelandschaft als Erholungsraum und Tourismus-Destination wurden viele kommunale Schiffsländen zu Sportboothäfen ausgebaut oder es wurden – teils unter der Regie lokaler Yachtclubs oder privater Investoren – neue Hafenanlagen geschaffen.

Grundlage unserer Auswertung sind GIS-Daten, die zwischen 1999 und 2001 im Rahmen des Projektes „Zustandsbeschreibung des Bodenseeufer“ im Auftrag der Internationalen Bodenseekonferenz (IBK) erhoben wurden ([7]). Ungeachtet der zeitlichen Distanz und der zwischenzeitlich erfolgten Erweiterungen der BoStA handelt sich um den aktuellsten und vollständigsten Datensatz zur Identifizierung von Bootsstationierungsanlagen am gesamten Bodenseeufer. Die Erhebung der IBK folgte im Detail anderen Ansätzen als das BoStA-MAP-Verfahren, so dass für eine Adaption der Daten bestimmte Anpassungen vorgenommen werden mussten, um die Ergebnisse vergleichen zu können ([2]). Nicht berücksichtigt wurden in unserer Auswertung Einrichtungen, die nicht eindeutig der ruhenden Schifffahrt zuzuordnen sind, insbesondere Badestege oder temporär genutzte Landstellen und Häfen der Fahrgastschifffahrt.

Die Ergebnisse sind kartographisch in der Abbildung 6 dargestellt. Dabei wird eine dichte Belegung des gesamten Bodenseeufer mit Bootsstationierungsanlagen unterschiedlicher Art sichtbar (Strandliegeplätze bis komplexe Hafenanlagen). Größere Auflockerungen oder gar Lücken finden sich nur entlang der großen Naturschutzgebiete (NSG Wollmatinger Ried-Untersee-Gnadensee u. a.), an topografisch schlecht zugänglichen Steiluferabschnitten (z. B. zwischen Konstanz-Wallhausen und Bodman) oder an Abschnitten, die bereits anderweitig einer Freizeitnutzung unterliegen, etwa bei Strandbädern.

Insgesamt konnten 618 Bootsstationierungsanlagen mit einer Gesamtfläche von 4,45 km² lokalisiert und klassifiziert werden und sowohl auf Ebene einzelner Seeteile als auch auf Ebene regionaler Verwaltungseinheiten dargestellt werden (Tabelle 5). Die ermittelte Gesamtfläche liegt deutlich unter dem Schätzwert der Internationalen Gewässerschutzkommission von 5,6 km² am gleichen Datensatz ([1], S. 107).

Anhand des SuBoLakes-Objektypenkatalogs konnten 12 verschiedene BoStA-Typen unterschieden werden. Am häufigsten waren (private) Kleinsthäfen mit wenigen Liegeplätzen sowie größere Häfen mit oft mehreren hundert Liegeplätzen (215 Objekte), weiterhin Bootsstege und -steganlagen (145) sowie Bojenfelder (52). Auch Landliegeplätze unterschiedlicher Art waren sehr häufig

vertreten (170). Die gesamte land- und seewärtige Flächeninanspruchnahme war bei Häfen verschiedener Art am größten (2,41 km²), gefolgt von Bojenfeldern (1,41 km²) und Bootsstege bzw. -steganlagen (0,50 km²). Die anderen Objekttypen (z. B. Gruppe 4: Bootsunterstände) spielten insgesamt eine eher untergeordnete Rolle oder wurden nicht systematisch in der IBK-Kartierung berücksichtigt (z. B. Typ 6.2 Strandliegeplätze).

Im Kartierungsjahrgang waren am internationalen Bodensee 48.776 motorisierte Sportboote zzgl. 7.364 nicht motorisierte Ruderboote u. ä. zugelassen, außerdem 609 motorisierte Arbeitsboote (Stichtag 31.12.2000, [8]), für die 23.681 zugelassene Wasserliegeplätze sowie 5.897 ufernahe Landliegeplätze zur Verfügung standen (2003; [1]). Demnach ist mit einem durchschnittlichen Gesamtflächenverbrauch von 150 m² pro genehmigten Liegeplatz bzw. 78 m² je zugelassenem Boot (inkl. Arbeitsboote und Ruderboote) zu rechnen

Die Bootsstationierungsanlagen waren in etwa gleichmäßig entlang des gesamten Bodenseeufer verteilt, wobei nur Naturschutzgebiete und unzugängliche Steilufer ausgenommen waren. Innerhalb der häufigsten BoStA-Typen zeigte sich jedoch eine deutliche regionale Differenzierung: Bojenfelder sowie Bootsstege und -steganlagen waren vor allem am Untersee und Überlinger See anzutreffen, Bootschuppen und Bootshäuser konzentrierten sich auf das Südufer des Untersees und des Obersees (Schweiz), Häfen kamen verstärkt am Obersee vor. Wir nehmen an, dass hierbei sowohl Wind- und Wellenbedingungen als auch bestimmte Traditionen oder Genehmigungsbedingungen eine Rolle spielen.

Der Kartierungsstand von 1999 bis 2001 entspricht in groben Zügen dem heutigen Zustand (vgl. auch und gleichzeitig dem maximalen Ausbauzustand. Nach Jahrzehnten kaum regulierter Entwicklung ergriff erst die Internationale Bodenseekonferenz (IBK) die Initiative und beschloss auf ihrer 9. Konferenz im Oktober 1988 „vor allem zum Schutz der Flachwasserzone und des Ufers die Zahl der Liegeplätze und der Boote am Bodensee zu begrenzen“. Auf der 11. Konferenz im Nov. 1990 wurde die Beschlusslage noch einmal konkretisiert. Seither wird in zweijährigem Rhythmus eine Liegeplatzstatistik geführt.

DISKUSSION

Die etwa 450.000 Motor- und Segelboote umfassende Sportbootflotte in Deutschlands Binnen und Küstengewässern ([2]) erfordert umfangreiche Flächen für die Unterbringung der Boote während der Saison (v. a. Wasserliegeplätze) und im Winterhalbjahr (v. a. Landliegeplätze). Außerdem wird in den Bootsstationierungsanlagen eine leistungsfähige Infrastruktur verlangt, die eine

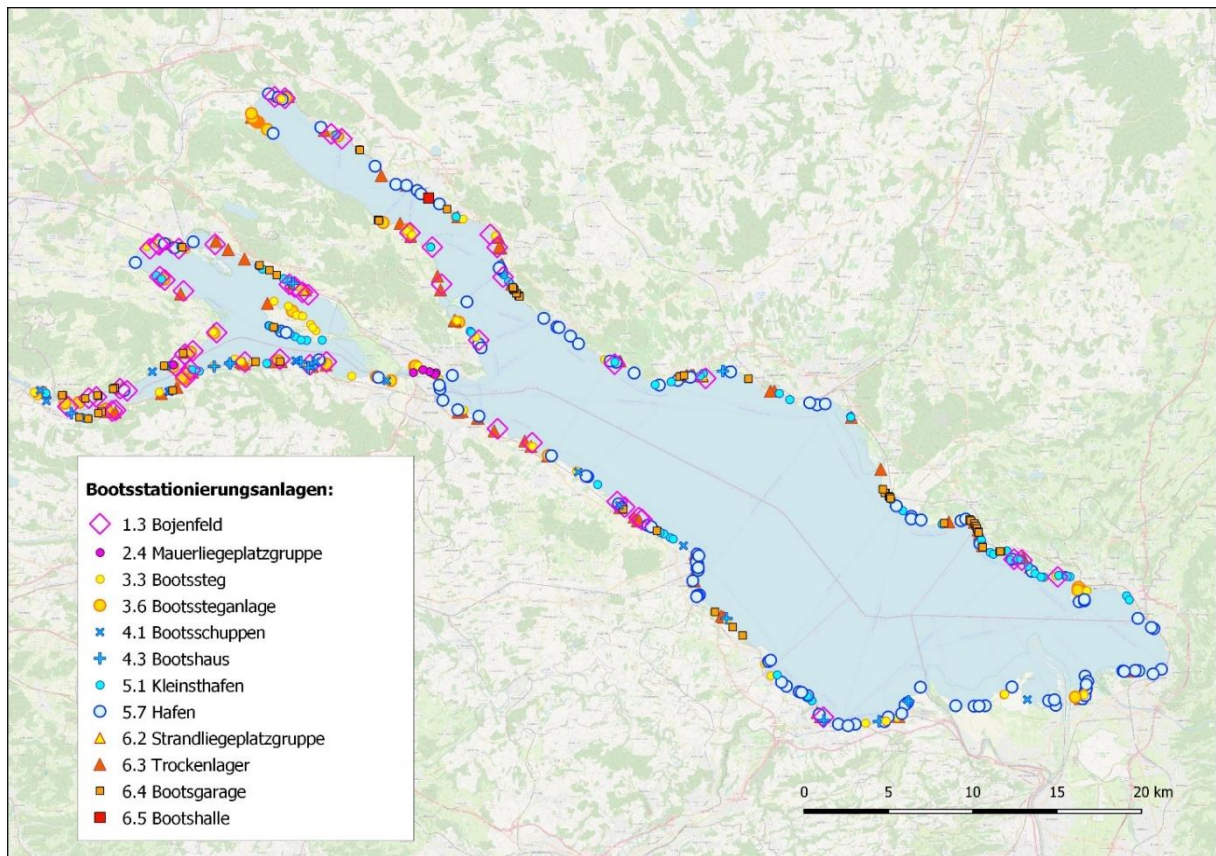


Abbildung 6:

Räumliche Verteilung der BoStA am Bodensee als Übersicht. Ergebnisse der überarbeiteten IBK-Kartierung von 1999 bis 2001 (TEIBER 2002, [7]). Kartengrundlage: © OpenStreetMap contributors (OSM).

komfortable Sportausübung ermöglicht. In Deutschland konnten Watermann et al. ([9]) insgesamt 3.091 BoStA identifizieren, davon 1.472 Einheiten an Seen und Flussseen mit insgesamt ca. 96.400 Wasserliegeplätzen auf 9,9 km² Fläche. Diese Zahlen dürften jedoch nach Einschätzung der Autoren den realen Liegeplatz-Bestand und die tatsächlich durch BoStA-Infrastruktur in Anspruch genommene Fläche deutlich unterschätzen.

Angesichts der ökologischen Auswirkungen nicht nur der fahrenden, sondern auch der stillliegenden Sportschifffahrt besteht ein dringender Bedarf nach Verfahren zur Ermittlung der Zahl der Liegeplätze und der wasser- und landseitigen Flächeninanspruchnahme der Bootsstationierungsanlagen.

Mit dem BoStA-MAP-Verfahren haben wir eine einfache Methode vorgestellt, anhand leicht verfügbarer Daten und Luftbildinformationen mit einem mäßigen Aufwand an Desktop-Kartierarbeit die BoStA und ihre Strukturelemente räumlich zu erfassen und qualitativ wie quantitativ auszuwerten.

Damit besteht unseres Wissens erstmals die Möglichkeit auf unterschiedlichen Detaillierungsebenen und räumlichen Skalen

- den Einfluss der stillliegenden Schifffahrt dem der fahrenden Schifffahrt auf Binnenseen gegenüberzustellen,
- einen Überblick über die Gesamtbelastungen durch Bootsstationierungen in einem Revier zu gewinnen,
- die zeitliche Entwicklung der Inanspruchnahme von Seeuferflächen für die Bootsstationierung nachzuzeichnen (Monitoringfähigkeit),
- mehrere BoStA hinsichtlich ihrer ökologischen Effekte zu vergleichen, und
- unterschiedliche Planungsvarianten für den Neubau oder die Umgestaltung von Anlagen gegeneinander abzuwägen (Szenarienfähigkeit),

wobei die Verfahrenskomponenten

- offen sind für einen umweltwissenschaftlichen Erkenntnisfortschritt (Revisionsfreundlichkeit).

Für den Bodensee wurde ein Flächenbedarf von 78 m² je registriertem Boot (Motor-, Segel- u. Ruderboote) ermittelt. Legt man jedoch die Zahl der zugelassenen Liegeplätze zu Grunde, erhält man einen Flächenbedarf von 150 m² (Wasser- und Landfläche, inkl. Suprastruktur). Rechnet man diese Durchschnittswerte auf die von Watermann et al. ([9]) ermittelte Zahl an Liegeplätzen an Seen und Flusseen (s. o.) hoch, erhält man etwa 14,5 km² Wasserfläche (Landliegeplätze nicht einberechnet). Die gesamte Sportbootflotte in Deutschland dürfte für eine Flächeninanspruchnahme von rd. 35 km² verantwortlich sein. Bei einer geschätzten durchschnittlichen Breite des betroffenen Uferstreifens von 25 m ergibt sich eine beeinträchtigte Uferlänge von rd. 1.400 km.

Allerdings muss ausdrücklich betont werden, dass die hochgerechneten Werte und die ihnen zu Grunde liegen-

den Erhebungen einer beträchtlichen Unsicherheit unterliegen, denn es gibt kaum belastbare behördliche Angaben über die Sportbootflotte größerer Reviere noch für die Wasser- und Landliegeplätze noch für die Zahl und Art der Bootsstationierungsanlagen.

Schlimmer noch ist das zu verspürende Desinteresse mancher Akteure, vorhandene Datenbestände bereitzustellen, aufarbeiten zu wollen, zu ergänzen und zusammenzuführen, um sie für eine faktenbasierte Umweltplanung vorzuhalten. Hier können methodisch einfache und transparente Erfassungsmethoden wie das BoStA-MAP-Verfahren von Nutzen sein, um auf der Basis deutschlandweit verfügbarer Karten- und Luftbildinformationen valide Daten über die Zahl, Größe, Ausstattung und Liegeplatzzahl von Bootsstationierungsanlagen zu erarbeiten.

Tabelle 5:

Fläche und Anzahl der Bootsstationierungsanlagen am Bodensee. Dargestellt sind die Gesamtfläche, ihr see- und landseitiger Anteil, die mittlere Fläche je Anlage, die Gesamtzahl der Anlagen und deren mittlere Anzahl je Uferkilometer. Datenbasis: bearbeitete IBK-Kartierung 1999 bis 2001 ([7]), Typenkatalog: SuBoLakes (s. Text). Uferabschnitt: gesamter Bodensee. See- und landwärtige Flächen werden hier übersichtshalber nur dann angegeben, wenn sie sich nicht bereits eindeutig aus den Objekttypen herleiten.

Code	BoStA-Typ	Fläche (gesamt)	davon seewärtig	davon land- wärtig	Fläche (Mittel- wert)	Anzahl (gesamt)	Anzahl (km ⁻¹ UL)
		[m ²]	[m ²]	[m ²]	[m ²]		
1	Verankerte Liegeplätze						
1.3	Bojenfeld	1.413.574			27.184	52	0,18
2	Anbindepfähle und Mauerliegeplätze						
2.4	Mauerliegeplatzgruppe	20.443			2.920	7	0,02
3	Stege						
3.3	Bootssteg (nicht differenziert)	80.768	80.328	440	792	102	0,35
3.7	Bootssteganlage (nicht differenziert)	420.421	342.928	77.492	9.777	43	0,15
4	Unterstände						
4.1	Bootsschuppen	960			60	16	0,06
4.3	Bootshaus	780			60	13	0,04
5	Wellengeschützte Stationierungsflächen						
5.1	Kleinsthafen	25.483			265	96	0,33
5.7	Hafen (nicht differenziert)	2.381.712	1.618.749	762.963	20.014	119	0,41
6	Landliegeplätze						
6.2	Strandliegeplatzgruppe	4.149			593	7	0,02
6.3	Trockenlager	95.504			1.027	93	0,32
6.4	Bootsgarage	4.140			60	69	0,24
6.5	Bootshalle	200			200	1	0,00
Summe		4.448.133				618	2,14

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] IGKB (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee) (2003): Liegeplatz-Statistik Bodensee 2003. Unveröff. Dokument.
- [2] Mell, W.-D. (2023): Strukturen im Bootsmarkt - Update 2023. FVSF-Forschungsbericht Nr. 9, 67 S., hg. von der Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschiffahrt e.V. (FVSF).
- [3] Ostendorp, J. und Ostendorp, W. (2025): Flächenbedarf der Bootsstationierungsanlagen (BoStA) am Bodensee. Bericht der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 35825/01. Konstanz, 31 S. + Anlage. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-1u7a03ytsosej4>
- [4] Ostendorp, W. und Ostendorp, J. (2025): Typisierung von Bootsstationierungsanlagen (BoStA), ihrer Struktur- und Ausstattungselemente. Bericht der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 35825/01. Konstanz, 29 S. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-gi7h9Orsonzx6>
- [5] Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2025): Quantifizierung der ökologischen Effekte von Bootsstationierungsanlagen (BoStA-IMPACT). In: Peeters, F., Köhler, R. & Ostendorp, W., Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Fahrgast- und Sportschiffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen. S. 139–156. Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [6] Schuhmacher, J. (1997): Vom Menuett zum Matchrace. Die Entwicklung des Segelsports. - Soziologie, Technik, Recht und Wirtschaft in Deutschland, Österreich und der Schweiz unter besonderer Berücksichtigung des Bodensees. Dissertation Universität Konstanz. [Mikrofiche-Ausg.] Marburg: Tectum Verl., 1997 (Edition Wissenschaft; Reihe Geschichte, Bd. 28), ISBN 3-89608-855-6
- [7] Teiber, P. (2002): Zustandsbeschreibung des Bodenseeufer 2000/2001. – CD-ROM. Herausgeber: Internationale Bodenseekonferenz (IBK) & Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- [8] Vorarlberger Landesregierung (Hrsg.) (2001): Bodensee-Schiffsstatistik 2000. <https://vorarlberg.at/-/schifffahrt> (Die Bodensee-Schiffsstatistik wird im Auftrag der Internationalen Schifffahrtskommission Bodensee (ISKB) erstellt).
- [9] Watermann, B., Daehne, D., Fürle, C., Thomson, A. (2015): Sicherung der Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung im Rahmen des EU-Biozid-Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungsphase im Bereich Sportboothäfen. UBA-Texte 68: 160 S., ISSN 1862-4804. Dessau.

Kapitel 5

Strukturelemente in Bootsstationierungsanlagen und liegeplatzspezifischer Flächenverbrauch: ein überregionaler Vergleich

Wolfgang Ostendorp¹ und Jörg Ostendorp²



Der „Liegeplatz“ als Einheit ist eine geeignete Bezugsgröße, um

- ⇒ den spezifischen Flächenverbrauch zu quantifizieren,
- ⇒ Bootsstationierungsanlagen (BoStA) miteinander zu vergleichen,
- ⇒ die Effizienz der Flächennutzung zu beurteilen,
- ⇒ im Planungsprozess den Flächenverbrauch zu minimieren.

Der spezifische Flächenverbrauch von uns untersuchter BoStA liegt im Mittel bei 59 m²/LP (Liegeplatzfläche) bzw. 147 m²/LP (BoStA-Fläche) und ist abhängig vom BoStA-Typ und vom Liegeplatztyp.

Derzeit fehlen noch hinreichend Vergleichswerte aus der Fachliteratur.

Kurzzusammenfassung

Die Größe von Bootsstationierungsanlagen (BoStA) an Seen in Deutschland, ihre Strukturelementtypen und deren Flächenanteile sowie der Flächenverbrauch je Liegeplatz (LP) sind wichtige Kenngrößen für die Beurteilung der ökologischen Auswirkungen der Anlagen und zugleich Ansatzpunkt für eine optimierte Planung. In diesem Beitrag fassen wir die Kartierungsergebnisse (BoStA-MAP-Verfahren) vom Bodensee, zwei Voralpenseen in Bayern und 15 Tieflandseen in Brandenburg zusammen (236 BoStA für die Sportschifffahrt, 1,41 km² Fläche mit 8.324 Liegeplätzen). Der Flächenverbrauch hing vom BoStA-Typ, von Liegeplatz-Typ und vom Untersuchungsgebiet ab (30 – 600 m²/LP). Ein Vergleich der potenziell durch BoStA nutzbaren Uferfläche und der tatsächlich genutzten Fläche in 29 je 1 km langen Uferabschnitten am Bodensee ergab einen Nutzungsgrad zwischen 0 % und 58,5 %.

Abstract

Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2025): Structural elements in boat stationing facilities and berth-specific land consumption: a cross-regional comparison. In: Peeters, F., Köhler, R. and Ostendorp, W. (eds.). Ecological pressures from recreational boating and passenger ships on lakes in Germany: Conflicts between lake use for boating and water protection goals. 1st ed., Konstanz, Potsdam, p. 127–138. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

The size of boat stationing facilities (BoStA) on lakes in Germany, their structural element types and the area shares of the latter as well as the land consumption per berth (LP) are important parameters for assessing the ecological impact of the facilities, and at the same time a starting point for optimised planning. In this article, we summarise the mapping results (BoStA-Map method) from Lake Constance, two pre-alpine lakes in Bavaria and 15 lowland lakes in Brandenburg (236 BoStA dedicated to recreational boating with 8,324 berths in 1.41 km² water and land area). The area consumption depended on the type of BoStA, the type of stationing facility and the study area (30 - 600 m²/LP). A comparison of the area potentially usable by BoStA and the area actually utilised in 29 shoreline sections (1 km long) at Lake Constance showed a degree of utilisation of between 0 % and 58.5%.

¹ Wolfgang Ostendorp, AG Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität. Konstanz, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de.

² EcoDataDesign Consultant, Birkenstrasse 50, 45133 Essen, ostendorp@ecodatadesign.de.

³ Foto: Vom Winterlager zum Wasserliegeplatz: Sportboothafen Unteruhldingen (Bodensee), © W. Ostendorp.

EINLEITUNG

Bootsstationierungsanlagen (BoStA) setzen sich i. d. R. aus mehreren Strukturelementen (SE) unterschiedlicher Typen zusammen ([9], Kap. 4 in diesem Band). Es ist davon auszugehen, dass die verschiedenen SE-Typen auch unterschiedliche ökologische Auswirkungen haben ([10]; Kap. 6 in diesem Band). Vor diesem Hintergrund ist es wichtig, nicht nur die Bootsstationierungsanlagen als Gesamte zu betrachten, sondern auch die Struktur- und Ausstattungselemente, aus denen sie sich im konkreten Fall zusammensetzen. Bootsstationierungsanlagen werden miteinander vergleichbar, wenn ihr Flächenverbrauch und andere Eigenschaften auf den einzelnen Liegeplatz (LP) als Einheit bezogen werden. Beide Aspekte können als Indikator für die Umweltbelastungen durch die stillliegende Schifffahrt auf Seen in Deutschland dienen.

In diesem Beitrag untersuchen wir, welche Strukturelemente in den jeweiligen BoStA-Typen vertreten und wie groß die durch sie eingenommenen Flächen sind. Weiterhin ermitteln wir den liegeplatzbezogenen Flächenverbrauch in Abhängigkeit vom BoStA-Typ. Damit werden unserer Kenntnis nach erstmalig in dieser Breite valide Daten zur Charakterisierung und Folgenabschätzung von Bootsstationierungsanlagen an Seen in Deutschland vorgelegt.

Der vorliegende Beitrag ist eine überarbeitete Kurzfassung eines Forschungsberichts ([11]), dem weitere Einzelheiten entnommen werden können.

METHODE

Die Kartierungen wurden am internationalen Bodensee, am Starnberger See und am Chiemsee in Bayern sowie an 15 Seen in Brandenburg nach dem BoStA-Map-Verfahren durchgeführt ([9], Kap. 4 in diesem Band; [11]).

Die nachfolgend zusammengefassten Daten beziehen sich auf Anlagen, die der Sportschifffahrt oder einer gemischten Nutzung gewidmet sind. Anlagen, die fast ausschließlich der Fahrgastschifffahrt, dem Werftbetrieb, der Berufsfischerei u. a. speziellen Aufgaben (z. B. Schifffahrtsverwaltung und Wasserschutzpolizei) dienen, wurden zwar erfasst, sind jedoch in dieser Auswertung nicht enthalten.

Angesichts der Größe und der Vielzahl von Seen war es nicht möglich, alle vorkommenden BoStA zu erfassen. Stattdessen wurden unterschiedliche Stichprobenauswahlen getroffen (Einzelheiten vgl. [11]). So unterschied sich die Vorgehensweise am Bodensee von der an den bayerischen und Brandenburger Seen. Am Bodensee wurden die BoStA in 29 zufallsgemäß ausgewählten je 1 km langen Uferabschnitten vollständig erfasst, in den beiden anderen Revieren wurde darauf geachtet, dass alle verbreitet vor-

kommenden BoStA-Typen unabhängig von ihrer tatsächlichen Häufigkeit berücksichtigt wurden. Dies hatte zur Folge, dass am Bodensee anhand der zufallsgemäßen 10 %-Stichprobe Hochrechnungen auf den gesamten See möglich sind, während das in den anderen beiden Untersuchungsgebieten nicht der Fall ist.

Die zusammenfassenden Auswertungen erstrecken sich auf die BoStA-Typen, die SE-Typen einschließlich der LP-Typen, den liegeplatzspezifischen Flächenbedarf, das Wasseraustauschpotenzial sowie die Uferpotenzialfläche bzw. den Nutzungsgrad (Begriffsbestimmungen und Berechnungsweise vgl. [9], Kap. 4 in diesem Band). Die Ausstattungselemente wurden nicht berücksichtigt.

ERGEBNISSE

Übersicht

Die Tabelle 1 stellt in einer Übersicht die erfassten Seen, Bootsstationierungsanlagen, Strukturelementtypen und Liegeplätze dar. Die drei Untersuchungsgebiete wurden etwa in gleichem Umfang bedient, was die Zahl der Liegeplätze und die Fläche der BoStA angeht. Bei der Zahl der BoStA und der BoStA-Typen und der SE-Typen ergaben sich jedoch deutliche Unterschiede, wobei sich am Bodensee eine größere Vielfalt zeigte.

Strukturelemente (SE)

Die Bootsstationierungsanlagen der drei Untersuchungsgebiete setzten sich aus insgesamt 52 Strukturelementtypen (SET) zusammen, von den am Bodensee 46 SET vorkamen (ohne Typ 1.2.1 *Anker-Liegeplatz*), an den beiden bayerischen Voralpenseen 38 SET und an den 15 norddeutschen Tieflandseen in Brandenburg 33 SET. 26 Typen traten in allen drei Gebieten auf, weitere 13 immerhin in zwei Gebieten. Flächenmäßig dominierten die Typen 1.2.2 *Ankerbojen-Liegeplatz* und 1.1.3 *Navigationsfläche* mit 24,4 % bzw. 15,4 % (Tabelle 2), wobei erster nur am Bodensee und an den Voralpenseen auftrat. Die 18 großflächigsten SET waren für rd. 90 % der gesamten BoStA-Fläche verantwortlich (Tabelle 2).

Der Katalog der Strukturelementtypen umfasst die *Infrastruktur*, d. h. die aus nautischer Sicht notwendigen und hilfreichen Strukturelemente, und die *Suprastruktur*, d. h. Einrichtungen, die lediglich dem Komfort und der Freizeitgestaltung der Bootsbesatzungen und ggf. des landseitigen Publikums dienen ([11]). In der Zusammenschau zählten 34 der insgesamt 52 SET zur nautischen Infrastruktur, die anderen 18 SE zur Suprastruktur der BoStA. Im Durchschnitt aller Anlagen bestanden die BoStA zu 78,3 % ihrer Fläche aus Infrastruktur-SE und zu 22,7 % aus SE, die mit dem Zweck einer BoStA kaum etwas zu tun haben.

Tabelle 1:

Erfasste Seen, Bootsstationierungsanlagen (BoStA), Strukturelementtypen (SET) und Liegeplätze (LP) am Bodensee, an zwei Voralpenseen in Bayern und 15 norddeutschen Tieflandseen in Brandenburg. WLP – Wasserliegeplätze, LLP – Landliegeplätze. D, A, CH – Uferanliegerstaaten.

	Bodensee (D-A-CH)	Voralpenseen	Tieflandseen
Anzahl Seen	1 (29 km Uferlänge)	2	15 (18 Uferabschnitte)
Zahl der erfassten BoStA-Typen	19 (18 ohne 1.1 Ankerplatz)	10	6
Zahl der erfassten BoStA	106 (105 ohne 1.1 Ankerplatz)	43	87
Fläche der erfassten BoStA	530.995 m ² (344.178 m ² ohne 1.1 Ankerplatz)	454.813 m ²	423.716 m ²
Zahl der erfassten SE-Typen	46 (45 ohne 1.1 Ankerplatz)	38	33
Zahl der erfassten Liegeplätze	2.641 gesamt (2.601 ohne 1.1 Ankerplatz) davon 2081 WLP (2041 ohne 1.1 Ankerplatz) + 560 LLP	3.660 gesamt, davon 2.461 WLP + 1.199 LLP	2.023 gesamt, davon 1.861 WLP + 162 LLP

Tabelle 2:

Wichtigste Strukturelementtypen in den erfassten Bootsstationierungsanlagen (BoStA) am Bodensee (106 BoStA), an zwei Voralpenseen in Bayern (43 BoStA) und an 15 Tieflandseen in Brandenburg (87 BoStA). Die SE der gelisteten Typen machen zusammen mehr als 90 % der BoStA-Fläche aus. Gruppe: Infra – nautische Infrastruktur, Supra – touristische und sonstige Suprastruktur.

Code / Kurzbezeichnung	Gruppe	Fläche (m ²)	Fläche (%)
1.2.2 Ankerbojen-Liegeplatz	Infra	218.677	15,51
1.1.3 Navigationsfläche	Infra	216.984	15,39
1.2.1 Anker-Liegeplatz	Infra	196.817	13,96
1.2.5 Pfahlsteg-Liegeplatz	Infra	83.715	5,94
3.9.2 Kfz-Verkehrsflächen	Supra	78.932	5,60
3.9.3 Grünanlage	Supra	66.074	4,69
1.2.6 Schwimmsteg-/Ponton-Liegeplatz	Infra	57.158	4,06
1.2.4 Molen-/Kai-/Böschung-Liegeplatz	Infra	53.140	3,77
1.1.2 Hafeneinfahrt	Infra	51.117	3,63
3.1.2 Trockenlager	Infra	49.340	3,50
3.1.9 Freiflächen Schifffahrt (sonst.)	Infra	43.282	3,07
3.9.1 Fußgänger-/Fahrradweg	Supra	30.852	2,19
3.9.9 Freiflächen (sonst.)	Supra	29.205	2,07
3.9.4 Freizeitfläche	Supra	23.874	1,69
4.1.2 Bootshalle	Infra	18.890	1,34
1.3.1 Pfahlsteg-Einheit	Infra	18.175	1,29
1.5.1 Kai	Infra	16.454	1,17
1.9.9 Wasserflächen (sonst.)	Infra	14.889	1,06
1.3.2 Schwimmsteg-Einheit	Infra	13.764	0,98
Summe		1.281.337	90,91

Flächengröße der Bootsstationierungsanlagen

Die Gesamtzahl der bisher klassifizierten BoStA-Typen liegt bei 26 (Tabelle 1 in [9], Kap. 4 in diesem Band). Davon wurden in den drei Untersuchungsgebieten 20 Typen identifiziert, die mit 236 Einzelanlagen vertreten waren. Die häufigsten Anlagen waren die Typen 3.1 *Bootssteg/Pfahlsteg* (69 Anlagen) und 5.1 *Kleinsthafen* (26 Anlagen). Acht Typen traten mit weniger als je fünf Anlagen in Erscheinung (Tabelle 3). Sechs BoStA-Typen waren in allen Untersuchungsgebieten verbreitet, zehn kamen nur in einem Untersuchungsgebiet, zumeist am Bodensee, vor. Die durchschnittliche Fläche je Anlage reichte von

36 m² (Typ 4.2 *Bootshaus*) bis 218.677 m² (Typ 1.2 *Ankerboje (Bojenfeld)*). Der Median aller erfassten Anlagen lag bei 15.829 m².

Einige BoStA lagen fast ausschließlich in der Wasserfläche der Seen, z. B. die Ankerbojen-Felder, Steganlagen (Schwimmstege, Pfahlstege) und Mauerliegeplätze. Andere BoStA-Typen, wie Landliegeplätze, Strandliegeplätze und Bootsgaragen, aber auch komplexe Einheiten wie Marinas, nahmen überwiegend Landflächen in Anspruch (Tabelle 3). Im gewogenen Mittel aller Anlagen und Untersuchungsgebiete entfiel der Flächenverbrauch mit 31,5 % (444.636 m²) auf Landflächen, der verbleibende Rest (964.889 m², 68,5 %) lag in der Wasserfläche der Seen.

Tabelle 3:

Anzahl (N) und Gesamtfläche (A, m²) der kartierten BoStA-Typen in den Untersuchungsgebieten am Bodensee, in Bayern und Brandenburg sowie die landseitigen (A (Land), %) und wasserseitigen Flächenanteile (A (Wasser), %).

BoStA-Typ	N (BoStA)	A (BoStA)	A (Land)	A (Wasser)
	[-]	[m ²]	[%]	[%]
1.1 Ankerplatz	1	196.817	0	100
1.2 Ankerboje (Bojenfeld)	11	218.677	0	100
2.1 Anbindepfahl	1	225	0	100
2.2 Mauer-Liegeplatz	11	17.030	30	70
2.9 Pfähle u. Mauern, sonstige	2	2.077	9	91
3.1 Bootssteg/Pfahlsteg	69	24.384	6	94
3.2 Schwimmsteg	1	163	11	89
3.4 Bootssteganlage/Pfahlstege	12	203.630	42	58
3.5 Bootssteganlage/Schwimmstege	7	119.691	40	60
3.6 Bootssteganlage (sonst.)	3	14.628	27	73
4.1 Bootsschuppen	18	18.790	18	82
4.2 Bootshaus	1	36	30	70
5.1 Kleinsthafen	26	7.930	18	82
5.2 Hafen	18	336.653	37	63
6.1 Marina	3	213.000	65	35
7.1 Strand-Liegeplatz	21	3.405	90	10
7.2 Trockenlager	21	31.032	95	5
6.3 Bootsgarage	2	758	87	13
6.9 Land-Liegeplätze (sonst.)	7	501	58	42
9.1 Bootsstationierungsanl. (sonst.)	1	96	37	63
Gesamt	236	1.409.524	32	68

Liegeplätze

Flächenverbrauch nach BoStA-Typ

Die erfassten BoStA enthielten 8.324 Liegeplätze (Tabelle 4). Davon enthielt der 1.1 *Ankerplatz* am Bodensee etwa 40 Liegeplätze, von denen in der folgenden Auswertung abgesehen wird. Die verbleibenden 8.284 LP verteilen sich sehr ungleichmäßig auf die verschiedenen BoStA-Typen der drei Untersuchungsgebiete. Der größte Teil der Liegeplätze fand sich in 3.4 *Bootssteganlagen/Pfahlsteg* (24,1 %) und in 5.2 *Hafen* (26,0 %), gefolgt von 3.5 *Bootssteganlage/Schwimmsteg* (12,5 %), 7.2 *Trockenlager* (10,1 %) und in 6.1 *Marina* (9,7 %). Alle anderen BoStA-Typen spielten eine untergeordnete Rolle; sie beinhalteten in der Summe nur 17,6 % aller Liegeplätze.

Der Brutto-Flächenverbrauch je Liegeplatz ergibt sich als Quotient aus der BoStA-Fläche und der Liegeplatzzahl. Der Wert bezieht nicht nur die Liegeplatzfläche im engeren Sinn mit ein, sondern anteilmäßig auch die nautische Infrastruktur sowie die touristische und sonstige Suprastruktur. Im gewogenen Mittel aller BoStA-Typen und Untersuchungsgebiete lag der spezifische Brutto-Flächenverbrauch bei 147 m²/LP (ohne Typ 1.1. *Ankerplatz*). Davon entfallen 54 m²/LP auf die Landseite und 93 m²/LP auf die Wasserseite.

Den höchsten Flächenverbrauch hatte der Typ 1.2 *Ankerboje (Bojenfeld)* mit durchschnittlich 609 m²/LP. Auch die 3.6 *Bootssteganlage (sonst.)* und die 6.1 *Marina* wiesen mit 206 m²/LP bzw. 266 m²/LP hohe Werte auf. Die geringste Fläche wurde in 4.2 *Bootshäusern* (36 m²/LP) und in 7.2 *Trockenlagern* (37 m²/LP) verbraucht.

Tabelle 4:

Anzahl (N) und Gesamtfläche (A, m²) der Liegeplätze in den kartierten BoStA-Typen (vgl. Tabelle 3 sowie wasserseitige und landseitige Flächenanteile je Liegeplatz (A, m²/LP; Mittelwerte).

BoStA-Typ	N (LP)	A (gesamt)	A (Land)	A (Wasser)
	[-]	[m ² /LP]	[m ² /LP]	[m ² /LP]
1.1 Ankerplatz	40	4920	0	4920
1.2 Ankerboje (Bojenfeld)	359	609	0	609
2.1 Anbindepfahl	4	56	0	56
2.2 Mauer-Liegeplatz	271	63	19	44
2.9 Pfähle u. Mauern (sonst.)	21	99	9	90
3.1 Bootssteg/Pfahlsteg	326	75	6	70
3.2 Bootssteg/Schwimmsteg	2	81	9	72
3.4 Bootssteganlage/Pfahlstege	1997	102	42	59
3.5 Bootssteganlage/Schwimmst.	1035	115	47	69
3.6 Bootssteganlage (sonst.)	71	206	55	151
4.1 Bootsschuppen	230	82	16	67
4.2 Bootshaus	1	36	11	25
5.1 Kleinsthafen	80	99	18	81
5.2 Hafen	2158	156	57	99
6.1 Marina	800	266	172	94
7.1 Strandliegeplatz	77	49	40	9
7.2 Trockenlager	835	37	35	2
6.3 Bootsgarage	7	108	94	14
6.9 Landliegeplätze (sonst.)	8	63	36	26
9.1 BoStA (sonst.)	2	48	18	30
Gesamt (ohne Typ 1.1 Ankerplatz)	8.284	147	54	93

Fünf BoStA-Typen waren in allen drei Untersuchungsgebieten vertreten. Im Vergleich ergaben sich regionale Unterschiede: So wiesen die 3.1 *Bootssteg/Pfahlstege* in Brandenburg mit 68 m²/LP den geringsten Flächenverbrauch auf; diese Stege waren regional stark mit kleinen Angelbooten von etwa 3 bis 5 m Länge belegt. Für die Typen 3.4 und 3.5, *Bootssteganlagen/Pfahlsteg* bzw. */Schwimmsteg*, wurden besonders geringe Werte an den Voralpenseen in Bayern ermittelt, ebenso für Liegeplätze in 4.1 *Bootsschuppen* und in 5.2 *Häfen*. Die Hintergründe sind im Einzelnen nicht bekannt.

Flächenverbrauch nach Liegeplatz-Typ

Insgesamt wurden im Strukturelemente-Typenkatalog 17 Liegeplatz-Typen unterschieden, die teils dem wasserseitigen (8 LP-Typen), teils dem landseitigen Bereich (5 LP-Typen) zuzuordnen sind, in weiteren 4 Fällen aber sowohl an Land als auch im Wasser eingerichtet sein können ([9], Kap. 4 in diesem Band; Tabelle 5). Die häufigsten LP-Typen waren 1.2.5 *Pfahlsteg-Liegeplätze* mit 31,0 % aller LP (100 % = 8.284 LP, ohne Typ 1.2.1 *Anker-Liegeplatz*), gefolgt von 1.2.6 *Schwimmsteg-* bzw. *Ponton-LP* (22,5 %) und 3.1.2 *Trockenlager-LP* (19,4 %) und schließlich 1.2.4 *Molen-/Kai-/Böschungs-Liegeplätze* mit 16,4 %. Alle anderen LP-Typen machten zusammen nur 10,7 % aus.

Der Netto-Flächenverbrauch ergibt sich direkt aus der Liegefläche eines Bootes oder aus der Summe der Liegeflächen dividiert durch die Anzahl der dort stationierten Boote. Im Mittel aller LP-Typen und Untersuchungsgebiete betrug die Liegefläche 59 m²/LP (ohne 1.2.1 *Anker-Liegeplatz*). Zwischen den LP-Typen ergaben sich jedoch erhebliche Unterschiede. Am geringsten war der mittlere Flächenverbrauch mit jeweils 31 m²/LP im *Trockenlager*, an *Schwimmsteg-* und *Pfahlsteg-Liegeplätzen*. Besonders hoch war der Flächenbedarf für *Ankerbojen-LP* mit durchschnittlich 609 m²/LP sowie für *sonstige Wasser-Liegeplätze* (219 m²/LP). Bei den anderen LP-Typen bewegten

sich die Werte zwischen etwa 40 und 80 m²/LP. Bemerkenswert war der vergleichsweise geringe Bedarf der landseitigen LP ($M = 35 \text{ m}^2/\text{LP}$), während derjenige der ausschließlich wasserseitigen LP fast doppelt so hoch war ($M = 67 \text{ m}^2/\text{LP}$).

Von den insgesamt 17 LP-Typen waren nur fünf in allen Untersuchungsgebieten vorhanden. Hier zeigten sich regionale Unterschiede. Für die Typen 1.2.4 *Molen-/Kai-/Böschungs-Liegeplatz*, 1.2.5 *Pfahlsteg-Liegeplatz* und 1.2.7 *Bootsschuppen-Liegeplatz* war der spezifische Flächenverbrauch am Bodensee deutlich höher als in den beiden anderen Gebieten.

Nur für den Bodensee lag eine repräsentative Untersuchung vor, die auf den gesamten See hochgerechnet werden kann. Etwa 96 % aller erfassten LP ($n = 2.500$, ohne Typ 1.2.1 *Anker-Liegeplatz*) verteilten sich auf nur fünf LP-Typen (Abbildung 1). Dabei wird deutlich, dass der Typ 1.2.2 *Ankerbojen-Liegeplatz* zwar nur 5,6 % aller Liegeplätze, dafür aber 45,6 % aller Liegeflächen am Bodensee-Ufer einnahm.

Wasseraustauschpotenzial

Das Wasseraustauschpotenzial bezeichnet den Grad des möglichen Wasseraustauschs zwischen der Bootstationierungsanlage und dem freien See (vgl. [9], Kap. 4 in diesem Band). Von den insgesamt 8.324 betrachteten Liegeplätzen der drei Untersuchungsgebiete befanden sich 23,6 % oberhalb der Mittelwasserlinie, so dass Schadstoffe mutmaßlich nicht direkt in den See gelangen (Tabelle 6). Bei 46,3 % der LP war von einem nicht oder nur wenig eingeschränkten Wasseraustausch auszugehen. Lediglich bei 28,6 % der LP war der Wasseraustausch deutlich eingeschränkt, davon bei 1,5 % der LP durch besondere Umgebungsbedingungen, die jedoch nur in einem Bodensee-Uferabschnitt eine Rolle spielten. Der Anteil von Liegeplätzen mit freiem Wasseraustausch war an den Voralpenseen in Bayern besonders hoch.

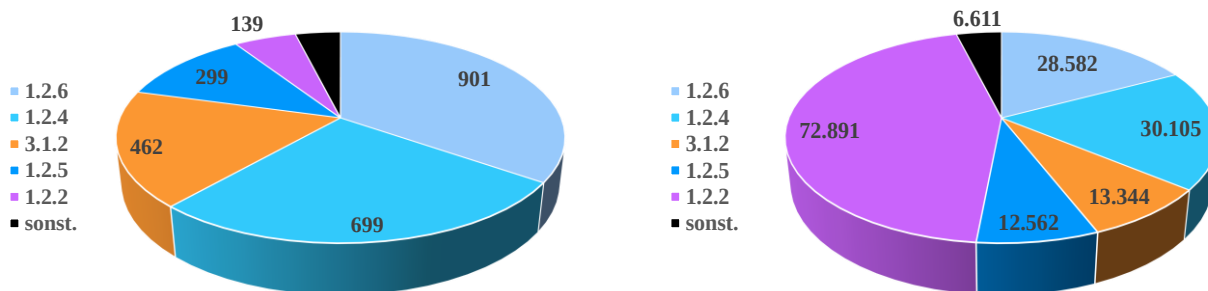


Abbildung 1.

Häufigkeit von Liegeplatzflächentypen am Bodensee. Links: nach Anzahl der Liegeplätze. Rechts: nach Flächenverbrauch der Liegeplätze (m²). Datengrundlage: Tabelle 5. Code der Liegeplatzflächentypen vgl. Tabelle 5.

Tabelle 5:Anzahl der Liegeplätze und Netto-Flächenverbrauch pro Liegeplatz (m^2/LP) differenziert nach Liegeflächentyp.

Strukturelement-Typ (Liegeplatz-Typ)	Bereich	N (LP)	A (LP)	A (LP)
		[-]	[m^2]	[m^2/LP]
1.2.1 Anker-Liegeplatz	Wasser	40	196.817	4.920
1.2.2 Ankerbojen-Liegeplatz	Wasser	359	218.677	609
1.2.3 Anbindepfahl-Liegeplatz	Wasser	4	225	56
1.2.4 Molen-/Kai-/Böschungs-Liegeplatz	Wasser	1.360	53.139	39
1.2.5 Pfahlsteg-Liegeplatz	Wasser	2.571	83.715	33
1.2.6 Schwimmsteg-/Ponton-Liegeplatz	Wasser	1.866	57.158	31
1.2.7 Bootsschuppen-Liegeplatz	Land/Wasser	207	7.957	38
1.2.8 Bootshaus-Liegeplatz	Land/Wasser	3	248	83
1.2.9 Bootsunterstände (sonst.)	Land/Wasser	5	157	31
1.2.99 Wasser-Liegeplätze (sonst.)	Wasser	5	1.097	219
1.3.9 Stege/Plattformen (sonst.)	Wasser	6	101	17
2.1.1 Bootsrampe (=Bootsslip, Slipanlage)	Land/Wasser	6	335	56
3.1.1 Strand-Liegeplatz	Land	77	3.405	44
3.1.2 Trockenlager	Land	1.607	49.340	31
3.9.8 Mehrzweckflächen	Land	16	815	
4.1.1 Bootsgarage	Land	8	388	49
4.1.2 Bootshalle	Land	184	11.474	62
Gesamt (ohne Typ 1.2.1 Anker-Liegeplatz)		8.284	488.231	59

Tabelle 6:

Wasseraustauschpotenzial. Anzahl der Liegeplätze nach dem Typ ihres Wasseraustauschpotenzials (Bodensee: inkl. 1.2.1 Anker-Liegeplätze).

	Anzahl LP	% LP
Landfläche	1.961	23,6
frei bis wenig eingeschränkt	3.854	46,3
deutlich eingeschränkt	2.381	28,6
umgebungsbedingt eingeschränkt	128	1,5
Gesamt	8.324	100,0

Uferpotenzialflächen und Nutzungsgrad

Die Uferpotenzialfläche beschreibt denjenigen Uferbereich, der potenziell hätte durch BoStA bebaut bzw. genutzt werden können (vgl. [9], Kap. 4 in diesem Band). Der Quotient von tatsächlich durch BoStA genutzten zur Potentialfläche ist eine Maßzahl, in welchem Maße eine Uferabschnittsfläche bereits durch BoStA überbaut ist.

Entsprechende Stichprobendaten wurden nur für den Bodensee erhoben. Als Abschnittslänge entlang der mittleren Mittelwasserlinie wurde 1 Kilometer gewählt. Im Mittel waren 4,40 % der Uferpotenzialfläche bereits durch Bootsstationierungsanlagen genutzt (Tabelle 8). Sieben Uferabschnitte waren völlig frei von BoStA (0 %), drei Uferabschnitte fielen durch eine sehr hohe Inanspruchnahme zwischen 16,8 % und 58,5 % auf (beide im Seerhein, Stadt Konstanz). Bezogen auf die einzelnen Seeteile

ergaben sich charakteristische Unterschiede; danach sind der Überlinger See und das Südufer des Obersees stark in Anspruch genommen.

Diese Angaben enthalten nur BoStA für die Sportschifffahrt und solche mit gemischter Nutzung. Nicht be-

rücksichtigt sind die Anlagen für Berufsfischerei, Berufsschifffahrt, Schifffahrtsverwaltung, Wasserschutzpolizei/Seepolizei, Werft- und Reparaturbetriebe u. ä., selbst wenn sie in geringem Umfang Wasser- und Landliegeplätze für Sportboote enthalten.

Tabelle 7:

Uferpotenzialflächen am Bodensee (ohne Typ. 1.1.2 Ankerfläche, Abschn. 287). *M* – gewichteter Mittelwert, *SD* – Standardabweichung, *n* – Stichprobenumfang (Anzahl Uferabschnitte von je 1 km Länge).

	Uferpotenzialfläche (m ²)		BoStA-Fläche (m ²)		Quotient (%)	
	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>M</i>	<i>Min ; Max</i>
Untersee (n = 8)	280.221	114.274	9.271	16.403	3,31	0,0 ; 24,4
Überlinger See (n = 5)	165.063	119.644	11.038	24.664	6,69	0,0 ; 26,8
Obersee Nordufer (n = 6)	354.373	333.298	11.458	11.705	3,23	0,0 ; 14,2
Obersee Südufer (n = 7)	331.068	181.215	15.899	22.132	4,80	0,0 ; 12,1
Seerhein (n = 2)	39.892	16.556	12.389	5.817	31,06	16,0 ; 58,5
alle Seeteile	271.092	204.758	11.935	17.371	4,40	0,0 ; 58,5

DISKUSSION

Für raum- und fachplanerische Zielsetzung und für die Beurteilungen der ökologischen Belastungen einer Bootsstationierungsanlage (BoStA) ist es hilfreich zu wissen, aus welchen Strukturelementen sich die BoStA zusammensetzt und wie groß deren Flächenanteile sind. Von Interesse ist auch, wie effizient mit der zur Verfügung stehenden Uferfläche umgegangen wurde, d. h. wie groß der Flächenverbrauch pro Liegeplatz ist. Erst auf der Grundlage valider Zahlen haben Planer, Nutzer, Umweltschützer und Fachbehörden die Möglichkeit, sich um die Optimierung eines konkreten Objekts im Sinne eines minimalen Flächenverbrauchs zu bemühen. In diesem Kapitel haben wir anhand einiger Auswertungsbeispiele die BoStA-MAP-Kartierungsergebnisse aus drei Untersuchungsgebieten (Bodensee, Voralpenseen in Bayern, Tieflandseen in Brandenburg) dargestellt.

Bootsstationierungsanlagen

In Europa sind knapp 6,66 Mio. Boote unterwegs, was einer Dichte von 15,6 Booten je 1.000 Einwohnern entspricht ([12]). Mell ([7]) schätzte den Sportbootsbestand an Deutschland Küsten und Binnengewässern auf seinerzeit 482.519 Einheiten, davon 284.651 Motorboote und 197.868 Segelboote. Etwa 80 % des Bestandes wurden den Binnengewässern zugerechnet ([2]). Seitdem scheint der Bootsbestand auf rd. 448.000 Einheiten zurückgegangen zu sein ([8]). Auf Schweizer Gewässern verkehrten in

2023 rd. 91.300 Sportboote, wobei der Anteil der Motorboote in den zurückliegenden Jahren stark angewachsen ist ([1]).

In Europa stehen für eine Flotte von 5,74 Mio. Boote etwa 10.600 Häfen oder Marinas mit 1,14 Mio. Wasser- und Landliegeplätzen zur Verfügung ([12]). In einer Studie des deutschen Umweltbundesamts ermittelten Watermann et al. ([15]) 3.091 BoStA mit Gesamtanzahl von 206.279 (Wasser-)Liegeplätzen, von denen sich 146.425 (71 %) im Süßwasser befanden. Als Gebiete mit hohen Liegeplatzzahlen erwiesen sich neben der Ostseeküste und der Unterelbe ab Hamburg die Mecklenburger Seenplatte, die Gewässer in und um Berlin und der Bodensee und weiterer Voralpenseen. Den Erhebungen zufolge liegen 1.472 Einheiten an Seen und Flusseen; sie wiesen eine Fläche von 9,9 km² und eine Zahl von ca. 96.400 Wasserliegeplätzen auf. Die Autoren haben eine Erfassungseffizienz von 80 % angestrebt, d. h. die tatsächliche Zahl an Wasserliegeplätzen dürfte noch um einiges höher sein.

Für einzelne Reviere liegen detaillierte Erhebungen vor. Am Bodensee wurden im Zuge von Uferstrukturkartierungen auch Bootsstationierungsanlagen erfasst ([13]). Aus den Daten konnten 618 Anlagen mit einer Gesamtfläche von 4,49 km² extrahiert werden ([9], Kap. 4 in diesem Band), in denen 23.681 zugelassene Wasserliegeplätze und 5.897 Landliegeplätze zur Verfügung standen ([14]). Auf jeden Uferkilometer entfielen damit durchschnittlich 2,14 BoStA (vgl. auch [4]).

An den Wasserstraßen in Berlin wurde von Media Mare ([6]) eine umfassende Bestandsaufnahme von „wasserseitigen Einrichtungen“ vorgenommen, worunter hauptsächlich Einzelstege und Steganlagen zu verstehen sind. Insgesamt wurden 1.116 Standorte entlang der rd. 195 km langen Bundes- und Landeswasserstraßen in Berlin identifiziert, an denen 27.371 (Wasser-)Liegeplätze gezählt wurden.

Insgesamt sind die genannten Zahlen nur bedingt vergleichbar, weil den Erhebungen unterschiedliche klassifikatorische Ansätze und definitorische Abgrenzungen der zu erfassenden Anlagen und ihrer minimalen Flächengröße zu Grunde lagen. Dennoch vermitteln sie einen guten Eindruck von der Menge an Bootsstationierungsanlagen und Liegeplätzen. Um für künftige Arbeiten einen einheitlichen Erfassungsrahmen herzustellen, haben wir einen hierarchischen und vollständigen Katalog von 26 BoStA-Typen vorgeschlagen ([9], Kap. 4 in diesem Band), der auch in der vorliegenden Ausarbeitung zur Anwendung kam.

Strukturelemente

Bootsstationierungsanlagen, so unser definitorischer Vorschlag, setzen sich lückenlos aus Strukturelementen zusammen, die durch ihre Projektionsfläche auf den Gewässergrund oder die angrenzende natürliche oder künstlich hergerichtete Landfläche gegeneinander abgegrenzt sind. Jedem Strukturelementtyp (SET) sind eine detaillierte Beschreibung und weitere Attribute zugeordnet, darunter auch eine „Effektstärke“, mit der die ökologischen Effekte, die typischerweise von einem SET ausgehen, beschrieben wird ([10], Kap. 6 in diesem Band).

Der Objekttypenkatalog des BoStA-MAP-Verfahrens enthält 55 unterschiedliche Strukturelementtypen ([9], Kap. 4 in diesem Band), von denen 52 in den 18 von uns untersuchten Seen identifiziert werden konnten. Am Bodensee kamen insgesamt 46 SET vor, 26 SET waren in allen drei Untersuchungsgebieten vertreten. 34 Strukturelementtypen konnten der nautischen Infrastruktur, 18 der touristischen und sonstigen Suprastruktur der BoStA zugeordnet werden. Dabei traten auch regionale Unterschiede in der Häufigkeit der SET zutage. Weitergehende Vergleiche mit der Fachliteratur waren nicht möglich, da unserer Kenntnis nach geeignete Erhebungen bislang fehlen.

Liegeplatzspezifischer Flächenverbrauch

Der vorrangige Zweck einer Bootsstationierungsanlage ist die Bereitstellung von Liegeplätzen für Boote und Schiffe der Sport- und der Berufsschifffahrt. Der „Liegeplatz“ ist die Einheit, die verschiedene BoStA miteinander vergleichbar macht. Flächengröße und Ausstattung einer BoStA werden also sinnvollerweise auf den einzelnen

Liegeplatz bezogen. Bei der Ermittlung des liegeplatzspezifischen Flächenverbrauchs sind zwei Kenngrößen relevant ([11]):

- der Quotient aus der Fläche der gesamten BoStA dividiert durch die tatsächliche Zahl der Liegeplätze (Brutto-Flächenverbrauch),
- der Quotient aus der Fläche bzw. Flächensumme der Liegeplatzflächen dividiert durch die tatsächliche Zahl der Liegeplätze (Netto-Flächenverbrauch).

Unsere Erhebungen zeigen, dass der Brutto-Flächenverbrauch stark vom BoStA-Typ, aber auch von regionalen Unterschieden abhängt. Neben einigen sehr raumgreifenden Stationierungsanlagen wie z. B. *Ankerbojen (Bojenfelder)* und *Marinas* gibt es durchaus auch sparsame Konzepte, v. a. im Bereich der Stationierung an Land.

In der Literatur waren nur wenige Angaben über den liegeplatzspezifischen Flächenverbrauch zu finden. In der Studie von Media Mare ([6]) wurden die (Wasser-)Liegeplätze (WLP) an Stegen nach visueller Schätzung in bestimmte Längen-Klassen von <4 m bis >12 m eingeteilt, wobei die Klasse 4 m bis 8 m mit 74 % aller Liegeplätze den größten Anteil einnahm. Im bundesweiten Durchschnitt standen Süßwasser-Häfen 83 m²/WLP an (Wasser-)Fläche zur Verfügung ([15]). Für den Bodensee werden pro Liegeplatz 35 bis 75 m² Wasserfläche und weitere 50 bis 100 m² Landfläche angegeben ([3]). Eigene Berechnungen anhand älterer Daten kommen hier auf 150 m² Brutto-Flächenverbrauch ([9], Kap. 4 in diesem Band).

Diese Zahlen decken sich größenordnungsmäßig mit den von uns ermittelten Werten, wobei im Durchschnitt aller erfassten Einheiten (236 BoStA, 8.284 LP) der Netto-Flächenverbrauch bei 59 m²/LP und der Brutto-Flächenverbrauch bei 147 m²/LP lag. Allerdings ist bei den Literaturangaben die methodische Grundlage nicht hinreichend erläutert; beispielsweise fehlen Angaben, welche Wasserflächen in einer BoStA einem Liegeplatz zugeordnet werden, und es fehlen Erläuterungen zur (teilweisen) Berücksichtigung von Landliegeplätzen. Hier haben wir im BoStA-MAP-Verfahren einen methodischen Vorschlag gemacht, der u. a. die beschriebene klare Trennung von Netto- und Brutto-Flächen vorsieht. Auf dieser Basis konnten wir erhebliche Unterschiede zwischen den insgesamt 17 verschiedenen Liegeplatz-Typen sichtbar machen, deren Netto-Flächenverbrauch eine Spannweite zwischen 30 und 600 m²/LP überdeckt.

Fazit

Die Zusammenstellung der stichprobenartigen Untersuchungsergebnisse vom Bodensee, zwei bayerischen Voralpenseen und 15 nordostdeutschen Tieflandseen haben die Auswertungsmöglichkeiten einer desktop-orientierten Luftbilderfassung von Bootsstationierungsanlagen und ihrer Komponenten aufgezeigt (BoStA-MAP). Damit

besteht die Möglichkeit, bei der ökologischen Beurteilung von bestehenden oder geplanten Anlagen zu einer differenzierten Sicht zu kommen und umweltschonende Lösungen einzufordern (vgl. zusammenfassend [5]). Auch

die rechtliche Beurteilung unter der normativen Leitlinie des *Wohls der Allgemeinheit* (vgl. zusammenfassend [16]) und der Genehmigungsprozess (z. B. Wasserrechts- und UVP-Verfahren) könnten davon profitieren.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] BFS, Bundesamt für Statistik der Schweizerischen Eidgenossenschaft (2024): Motor- und Segelboote: Bestand im Jahr 2023. <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home.gnpdetail.2024-0318.html> (zuletzt aufgerufen im Jan. 2025).
- [2] Göbner, V. (2019): Das wird auf uns zukommen. Segel-Reporter. Download: <https://segelreporter.com/regatta/recycling-wohin-mit-alten-gfk-booten-in-frankreich-muessen-30-000-zum-abwracker/>
- [3] IGKB, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (2004): Der Bodensee. Zustand – Fakten – Perspektiven. Bregenz 177 S., ISBN 3-902290-04-8.
- [4] IGKB, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (2023): Liegeplatzstatistik Bodensee. Wasser- und Trockenliegeplätze pro Gemeinde, Stichtag 01.01.2023. https://www.igkb.org/fileadmin/user_upload/Interner_Bereich/BOWIS/Aktuelle_Themenkarten/Liegeplatzstatistik/Karte_Wasser-_und_Trockenliegeplaetze_2023.pdf (zuletzt aufgerufen Jan. 2025)
- [5] Krauß, M. & van Lührte, A. (2007): Störungseinfluss von Steganlagen auf das Röhricht als Lebensraum. Gutachten für das Bezirksamt Spandau, Abt. Bauen, Planen und Umweltschutz. Berlin, 45 S.
- [6] Media Mare (2000): Kapazitäten und Entwicklungspotenziale wasserseitiger Nutzungsformen in Berlin. Gutachten für die Senatsverwaltung für Wirtschaft und Technologie, Ref. Tourismus des Landes Berlin.
- [7] Mell, W.-D. (2016): Strukturen im Bootsmarkt – Update 2016. FVSF-Forschungsbericht Nr. 7, 104 S., hrsg. von der Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschiffahrt e.V. (FVSF).
- [8] Mell, W.-D. (2023): Strukturen im Bootsmarkt - Update 2023. FVSF-Forschungsbericht Nr. 9, 67 S., hrsg. von der Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschiffahrt e.V. (FVSF).
- [9] Ostendorp, J. und Ostendorp, W. (2025). Klassifikation und Kartierung von Bootsstationierungsanlagen und ihrer Strukturelemente (BoStA-MAP). In: Peeters, J. Köhler, R. und Ostendorp, W. Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschiffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam, S. 109–125. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [10] Ostendorp, W. und Ostendorp, J. (2025). Quantifizierung der ökologischen Effekte von Bootsstationierungsanlagen (BoStA-IMPACT) In: Peeters, J. Köhler, R. und Ostendorp, W. Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschiffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam, S. 139–156. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [11] Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2025): Strukturelemente in Bootsstationierungsanlagen und liegeplatzspezifischer Flächenverbrauch: ein überregionaler Vergleich.– Bericht der AG Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt. Konstanz, 17 S. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7p0z2cpnqnb8>
- [12] Pagani Isnardi, S., Morchio, E., Mustorgi, M., Fortis, M., Carminati, M., Corradini, S., Sartori, A. & Ivaldi, E. (2022): La Nautica in Cifre – Boating in Figures, Industry Statistics for 2022. Report of the Confindustria Nautica (Italian Marine Industry Association) and the Fondazione Edison, 112 pp. ISBN 978-88-946050-8-2. Download: www.lanauticaincifre.it
- [13] Teiber, P. (2002): Zustandsbeschreibung des Bodensees 2000/2001. CD-ROM., Hrsg.: Int. Bodensee-Konferenz (IBK) & LfU Baden-Württemberg.
- [14] Vorarlberger Landesregierung (Hrsg.) (2001): Bodensee-Schiffsstatistik 2000. <https://vorarlberg.at/-/schiffahrt> (Die Bodensee-Schiffsstatistik wird im Auftrag der Internationalen Schifffahrtskommission Bodensee (ISKB) erstellt).
- [15] Watermann, B., Daehne, D., Fürle, C. & Thomson, A. (2015): Sicherung der Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung im Rahmen des EU-Biozid-Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungsphase im Bereich Sportboothäfen. UBA-Texte 68: 160 S. ISSN 1862-4804. Dessau.
- [16] Zepf, U. (2014): Die Zukunft der Genehmigungsfähigkeit von Sportbootsteganlagen (am Beispiel Berlins). Zeitschrift für Wasserrecht. Jg. 2014, Heft 3, S. 121-152.

Kapitel 6

Quantifizierung der ökologischen Effekte von Bootsstationierungsanlagen (BoStA-IMPACT)

Wolfgang Ostendorp¹ und Jörg Ostendorp²



- ⇒ Die Strukturelemente von Bootsstationierungsanlagen haben qualitativ wie quantitativ sehr unterschiedliche ökologische Auswirkungen.
- ⇒ Die Effekte erstrecken sich auf die Wasser- und/ oder die Landseite und betreffen die Bau- und/ oder die Betriebs- bzw. Nutzungsphase.
- ⇒ Die ökologischen Effekte werden in einem hierarchischen Typenkatalog klassifiziert und mit einer Bewertungsziffer (Effektstärke) versehen.
- ⇒ Das Modell erlaubt sowohl eine differenzierte als auch summarische Quantifizierung der ökologischen Effekte.
- ⇒ Das Modell ist desktop-orientiert und kommt mit leicht verfügbaren Datenquellen aus.
- ⇒ Das Modell ist monitoringfähig, szenarienfähig und gegenüber umweltwissenschaftlichem Erkenntnisfortschritt revisionsfreundlich.

Kurzzusammenfassung

Bootsstationierungsanlagen (BoStA) setzen sich aus verschiedenen Strukturelementen (SE) zusammen, die entsprechend ihren physischen und funktionellen Eigenheiten, Betriebs- und Nutzungsweisen eine Vielzahl unterschiedlicher ökologischer Effekte (EE) haben können. Wir stellen ein einfaches Modell vor, mit dessen Hilfe die ökologischen Effekte klassifiziert und quantifiziert werden können (BoStA-IMPACT-Verfahren). Grundlage sind fachlich begründete Kataloge der 55 SE- und 26 EE-Typen. Das Modell geht davon aus, dass die EE proportional dem Produkt aus der Fläche des SE und eines Index sind, der die Effektstärke S ($0 \leq S \leq 4$) je Einheit ausdrückt. Die Strukturelement- und Effekttypen spannen eine 26×55 Effektmatrix auf. Durch Biclustering werden charakteristische Ursache-Effekt-Cluster für die wasser- und landseitigen Auswirkungen sichtbar. Das Modell ist flexibel und kann durch die Wahl von Aggregierungsregeln, Wichtungen und Individualisierungen an die spezifische Fragestellung angepasst werden. Beispiele von realen BoStA am Bodensee und an Seen in Brandenburg und Bayern verdeutlichen die Praxistauglichkeit des Verfahrens.

Abstract

Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2025): Quantification of the ecological effects of boat stationing facilities (BoStA-IMPACT). In: Peeters, F., Köhler, R. & Ostendorp, W. (eds.), Ecological pressures from recreational boating and passenger ships on lakes in Germany: Conflicts between lake use for boating and water protection goals. 1st ed., Konstanz, Potsdam, p. 139–156, <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

Boat stationing facilities (BoStA) are made up of different structural elements (SE), which can have a variety of different ecological effects (EE) depending on their physical and functional characteristics and mode of operation or use. We present a simple model that can be used to classify and quantify the ecological effects (BoStA-IMPACT). It is based on professionally substantiated catalogs of 55 SE and 26 EE types. The model assumes that the EEs are proportional to the product of the area of the specific SE and an index that expresses the effect strength S ($0 \leq S \leq 4$) per unit. The structural element and the effect types span a 26×55 effect matrix. Biclustering reveals characteristic cause-effect clusters for the water-side and land-side effects. The model is flexible and can be adapted to the specific question by selecting aggregation rules, weightings and individualizations. Examples of real BoStA at Lake Constance and at lakes in Brandenburg and Bavaria illustrate the practical suitability of the method.

¹ Wolfgang Ostendorp, AG Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität. Konstanz, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de.

² EcoDataDesign Consultant, Birkenstrasse 50, 45133 Essen, ostendorp@ecodatadesign.de.

³ Kartenhintergrund: DOP20c © Bayerische Vermessungsverwaltung – www.geodaten.bayern.de; Nutzungsvertrag LDBV 02/2023.

EINLEITUNG

Unter Bootsstationierungsanlagen (BoStA) sind eine breite Palette von Anlagen zu verstehen, die sich in ihrer Komplexität und räumlichen Ausdehnung stark unterscheiden. Sie erstrecken sich allgemein sowohl auf die Seeseite (Sub- und Eulitoral) als auch auf die Landseite (Epilitoral). BoStA sind i. d. R. aus mehreren unterschiedlichen Komponenten (Strukturelemente, SE) zusammengesetzt, die entsprechend ihren physischen und funktionellen Eigenheiten sowie Betriebs- bzw. Nutzungsweisen eine Vielzahl unterschiedlicher ökologischer Effekte (EE) haben können. Die ökologischen Effekte können sich qualitativ wie quantitativ unterschiedlich auf aquatische, amphibische und terrestrisch lebende Pflanzen und Tiere, Populationen und Biozöosen, und Ökosystemfunktionen auswirken. Die Auswirkungen dürften i. d. R. eine jahreszeitliche Abhängigkeit (innerhalb bzw. außerhalb der Wassersport-Saison) aufweisen und überdies von der Nutzungsintensität abhängen. Und nicht zuletzt spielen vermutlich auch die naturräumlichen Randbedingungen wie Uferexposition, Uferneigung, Seefläche u. a. sowie weitere anthropogene Belastungen (z. B. Nährstoffbelastung) eine Rolle.

Einschließlich aller zu erwartenden Interaktionen ergibt sich ein hoch komplexes Wirkungsgefüge, dessen ökologische Konsequenzen kaum zu überblicken und an Planer und Entscheidungsträger zu kommunizieren sind. Entsprechend unsicher ist die Ableitung von praxisnahen Planungs- und Maßnahmenempfehlungen, die darauf abzielen, ökologisch nachteilige Folgen zu minimieren oder gar nicht erst entstehen zu lassen.

Eine praxisorientierte Überbrückung dieser Kenntnislücken bietet das stark vereinfachende BoStA-IMPACT-Modell an, das im Kern davon ausgeht, dass die konkreten ökologischen Effekte proportional der Fläche des Strukturelements und eines Index sind, der den Effekt je Einheit ausdrückt. Die Fläche des Strukturelementes ist grundsätzlich erfassungstechnisch zugänglich (z. B. anhand von Luftbild-, Karten- oder Betreiber-Information), während sich der Index einer messtechnischen Zugänglichkeit entzieht und durch einen Schätzwert (Score) ersetzt werden muss. Es ist hinreichend, wenn dieser Schätzwert ordinal skaliert ist, beispielsweise entlang einer monoton aufsteigenden fünfteiligen Skala, wie sie auch in anderen Zusammenhängen (z. B. EG-WRRL-Monitoring, HMS-Verfahren [7]) verwendet wird. Der fachlich begründete Schätzwert wird aus (sektoralen) Untersuchungsergebnissen in der Fachliteratur sowie aus umweltwissenschaftlichen Evidenzen und Plausibilitäten abgeleitet, die zu einer Experteneinschätzung verschmolzen werden.

Auf dieser konzeptionellen Basis wurde das BoStA IMPACT-Verfahren entwickelt, das auf dem BoStA MAP-Verfahren zur Ermittlung der Flächen von Strukturelementen von BoStA sowie weiterer Komponenten aufsetzt

([6]). Die Kombination beider Verfahrenskomponenten erlaubt die nach aktuellem Stand weitestgehende Ausschöpfung von relevanten Informationen. Das BoStA IMPACT-Verfahren gleicht darin dem HMS-Verfahren zur Struktur-Erfassung und -Klassifikation von Seeufern ([7]), so wie es an zahlreichen Seen in Brandenburg und darüber hinaus angewandt wurde. Insofern sind beide Verfahren kompatibel.

Ziele dieses Verfahrens sind die

- ökologische Klassifikation bestehender BoStA unter Berücksichtigung ihrer Flächeninanspruchnahme und ihrer Liegeplatzzahl,
- Option eines ökologischen Vorher-Nachher-Vergleichs bei der Realisation von (Bau-)Vorhaben an einem naturnahen oder bereits anthropogen veränderten Ufer (Monitoringfähigkeit),
- Option eines ökologischen Vergleichs unterschiedlicher Planungsvarianten bei (Bau-)Vorhaben (Szenarienfähigkeit).

Das vorliegende Kapitel ist die gekürzte Fassung eines Forschungsberichts für das SuBoLakes-Projekt ([9]). Hinsichtlich weitergehender Informationen wird auf diesen Bericht verwiesen.

VORGEHENSWEISE

Die methodengeleitete Vorgehensweise gliederte sich in folgende Schritte:

1. vollständige Sichtung der einschlägigen Review-Artikel sowie die ausschnittsweise Sichtung von Originalarbeiten (international, Binnen- und Küstengewässer, regelmäßig publizierte Arbeiten sowie ‚graue Literatur‘, Leitfäden und Empfehlungen von Fachverbänden u. ä.),
2. Beschreibung und hierarchische Klassifikation von ökologischen Effekt-Typen (EET), die sich durch den Bau und/ oder den Betrieb bzw. Nutzung von BoStA ergeben,
3. Erstellung von Steckbriefen in denen die ökologischen Effekte verbal-argumentativ mit den Strukturelementtypen (SET) verknüpft wurden, um Aussagen darüber zu gewinnen, welche Effekte üblicherweise mit den jeweils betrachteten Strukturen (und Nutzungen) verbunden sind, welche modifizierenden Randbedingungen auftreten, und welche Mitigationsmaßnahmen ergriffen werden können,
4. Zusammenstellung der Einzelergebnisse in einer 26×55 Wirkungsmatrix (26 EET, 55 SET), in deren Zellen nach Experteneinschätzung die fünfstufige Effektstärke (0, ..., 4) eingetragen wurde,
5. Formulierung eines Modells zweiter Ordnung sowie zugehöriger Modifikationen (Aggregation, Wichtung, Individualisierung) und Visualisierungsschritte (GIS-Software), und schließlich die

6. Demonstration der Praxistauglichkeit anhand ausgewählter Beispiele.

ERGEBNISSE

Sichtung der internationalen Literatur

Für die möglichst vollständige Erfassung der ökologischen Effekttypen wurde die zusammenfassende Literatur (Review-Artikel u. a.) umfassend ausgewertet. Die Vorgehensweise bei der Literaturrecherche ist in [4] beschrieben (vgl. Kapitel 1 in diesem Band). Die Ergebnisse, die zu einem großen Teil aus Küsten- und Übergangsgewässern anderer europäischer Länder und der USA stammen, wurden einer kritischen fachlichen Plausibilitätskontrolle unterzogen, bevor sie in die weitere Verfahrensentwicklung einbezogen wurden.

Klassifikation von ökologischen Effekttypen

Das Produkt der kritischen Literatursauswertung besteht aus einem kommentierten Katalog der Effekttypen (Tabelle 1 in [4]). Berücksichtigt wurden nur die (potenziellen) direkten Effekte der Strukturelemente, wobei die Strukturen stets zusammen mit den üblichen Nutzungen zu sehen sind.

Der Katalog vermittelt einen Eindruck von der Vieltätigkeit der Effekte, die beispielsweise bei gutachterlichen Stellungnahmen für eine UVP zu berücksichtigen sind. Nach Art einer Check-List können im konkreten Fall die besonders relevante Belastungsformen identifiziert und nachfolgend näher analysiert werden. Die Aufstellung bedeutet jedoch nicht, dass die Auswirkungen in jedem Fall auftreten bzw. zu jeder Zeit von ökologischer Bedeutung sind. Zusätzlich muss auch die Saisonalität bestimmter Auswirkungen berücksichtigt werden sowie die Tatsache, dass eine hohe Nutzungsintensität durch Bootsbetrieb etc. die Effekte verstärken kann.

Steckbriefe

Die Strukturelementtypen, die in Bootsstationierungsanlagen der Binnengewässer in Deutschland vorkommen können, wurden bereits für das BoStA-MAP-Verfahren in einem hierarchischen Katalog zusammengestellt (Kapitel 4 in diesem Band, [6]).

Die Strukturelemente lassen sich den ökologischen Effekten zugeordnet, die durch sie hervorgerufen werden. Dies wurde in Form von Steckbriefen umgesetzt, die eine detaillierte Beschreibung und weitere Angaben enthalten. Die hier zusammengestellten Informationen bilden die Grundlage für eine synoptische Experteneinschätzung der Effektstärken in der Wirkungsmatrix. Die Tabelle 1 ent-

hält das Formular der Steckbriefe; es verdeutlicht zugleich die Aspekte, die bei der Beschreibung der ökologischen Effekte berücksichtigt wurden

Die nach Strukturelementtypen differenzierten Kommentare einer jeden Tabelle beziehen sich nur auf den jeweils behandelten ökologischen Effekt.

Dabei wird zunächst auf den naturnahen Zustand, ohne BoStA und ohne Vorbelastungen durch andere anthropogene Strukturveränderungen eingegangen. Falls sinnvoll wird zwischen der aquatischen und terrestrischen Zone unterschieden. Anschließend wird auf die Bedeutung des naturnahen Zustands für Ökosystemkomponenten und -funktionen und Ökosystemleistungen eingegangen. Es folgt eine Beschreibung der Eingriffe beim Bau bzw. der Einrichtung und im Betrieb bzw. während der Nutzungsphase des jeweiligen BoStA-Strukturelements. Grundlage sind die Fachliteratur sowie die eigenen Geländeerfahrungen, ergänzt durch fachliche Plausibilitäten.

Die ebenfalls dargestellten Kofaktoren können dazu beitragen, die Effekte zu verstärken oder abzumildern. Schließlich werden noch die mutmaßlichen lokalen und seeweiten Folgewirkungen und die Persistenz der Effekte betrachtet. Am Ende wird auf Möglichkeiten der Vermeidung oder Minderung der Effekte hingewiesen.

Ein ausführliches Beispiel ist in [9] enthalten.

Wirkungsmatrix

In der 26 x 55 Wirkungsmatrix sind die 26 ökologischen Effekttypen, die durch insgesamt 55 Strukturelement hervorgerufen werden, übersichtlich dargestellt (vgl. [9]). Jede Zelle ist mit einer ordinalskalierten Werteziffer (Score) belegt, die die Effektstärke ausdrückt:

- 0 der Effekt fehlt aller Erfahrung nach
- 1 „geringer“,
- 2 „mäßiger“,
- 3 „starker“,
- 4 „schwerwiegender“ ökologischer Effekt.

Hinzu kommt die Signatur ‚X‘ für Effekte, die aus sachlogischen Gründen nicht auftreten können. Die Fünfteiligkeit der Skala entspricht den Vorgaben der EG-WRRL, wie sie auch im HMS-Verfahren umgesetzt wurden.

In rd. 29 % der insgesamt 1430 Kombinationen war die Kombination aus sachlogischen Gründen nicht gegeben, d. h. die Zellen enthielten ein ‚X‘. Die Effektstärken waren in etwa normalverteilt (Abbildung 1). Der Score 1 („geringe Effekte“) war mit 391 Nennungen der häufigste Wert. „Mäßige“ ökologische Effekte (Score 3) waren in 228 Fällen zu verzeichnen, gefolgt von „keinen“ (Score 0; 213 Nennungen) und „starken“ (Score 3; 101 Nennungen). Lediglich bei 80 Kombinationen ist mit „schwerwiegenden“ Effekten (Score 4) zu rechnen.

Tabelle 1:

Schema zur Darstellung der fachlichen Grundlagen für die Verknüpfung der BoStA-Strukturelementtypen (SET) mit den ökologischen Effekttypen (EET), die durch erste hervorgerufen werden können. Die Zelleinträge sind gruppiert (Codes in /.../) und verbal-argumentativ beschrieben.

EET <Code>: <Bezeichnung>	
naturnaher Zustand	Bedeutung für das Ökosystem (ECF)
/A1/ naturnahe Substratoberflächen /A2/ standortgemäßes Material, z. B. Fels, glaziales Geschiebe, Sedimente (Seekreide, Sand, Kies), Oberböden (A-Horizont), Anmoor-Bildungen, Torfe u. ä., /A3/ zugehörige Kleinstrukturen (Astholz, Baumwurf, Falllaub u. a.) /A4/ standortgemäße Vegetation (Unterwasserrasen, Schwimmblattdecken, Röhrichte, Seggenrieder, Strandvegetation, extensiven Grasfluren, Felsvegetation, Heiden, Ufergehölzen, Wälder u. ä.)	/E1/ Bereitstellung naturnaher, sich eigendynamisch entwickelnder Biotope für eine standortgerechte, typische Vegetation und Tierwelt aus überwiegend heimischen Arten /E2/ struktureller Biotop-Bestandteil (Schutz- und Versteckmöglichkeiten, Nahrungsraum, Reproduktionsraum, Wanderhabitat) /E3/ Primärproduktion (Biomasse-Produktion als Grundlage des Kohlenstoffkreislaufs) /E4/ Bestandteil des Nahrungsnetzes für
Beschreibung des Eingriffs	Betroffene Ökosystemleistungen (ESS)
<verbal-argumentative Beschreibung>	/F/ (Codes nach Haines-Young & Potschin 2018; Übersetzung durch W. Ostendorf) 1.1.6.1 Wildtiere (Land- und Wassertiere), die zu Ernährungszwecken verwendet werden 2.1.2.2 Geräuschkämpfung 2.1.2.3 visuelle Abschirmung 2.2.2.3 Aufrechterhaltung von Aufwuchspopulationen und Lebensräumen (einschließlich Schutz des Genpools); (Bereitstellung von Lebensräumen für wildlebende Pflanzen und Tiere, die für uns nützlich sein können) 2.2.3.1 Schädlingsbekämpfung (einschließlich invasiver Arten) 2.2.5.1 Regulierung des chemischen Zustands von Süßgewässern durch lebende Prozesse 2.2.6.1 Regulierung der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre und der Ozeane 3.1.1.1 Merkmale lebender Systeme, die Aktivitäten ermöglichen, welche die Gesundheit, die Erholung oder das Vergnügen durch aktive oder immersive Interaktionen fördern (Nutzung der Umwelt für Sport und Erholung; Nutzung der Natur, um fit zu bleiben) 3.1.1.2 Merkmale lebender Systeme, die Aktivitäten ermöglichen, die die Gesundheit, die Erholung oder das Vergnügen durch passive oder beobachtende Interaktionen fördern (Pflanzen und Tiere dort beobachten, wo sie leben; die Natur nutzen, um Stress abzubauen) 3.1.2.4 Merkmale lebender Systeme, die ästhetische Erfahrungen ermöglichen (Die Schönheit der Natur) 3.2.2.1 Merkmale oder Eigenschaften von lebenden Systemen, die einen Existenzwert haben (Die Dinge in der Natur, die unserer Meinung nach bewahrt werden sollten) 4.2.1.1 Oberflächenwasser für Trinkwasser (Natürliche Oberflächengewässer, die eine Trinkwasserquelle darstellen)

Tabelle 1 (Fortsetzung)

Beschreibung des Eingriffs (Fortsetzung)		Betroffene Ökosystemleistungen (ESS)			
		5.1.1.1 Verdünnung durch Süßwasser- und Meeresökosysteme (Verringerung der Konzentration eines organischen oder anorganischen Stoffes durch Vermischung in einem Süßwasser-Ökosystem, wodurch die schädlichen Auswirkungen gemildert und die Kosten für die Beseitigung auf anderem Wege verringert werden) 5.1.1.3 Vermittlung durch andere chemische oder physikalische Mittel (z. B. durch Filtration, Sequestrierung, Lagerung oder Akkumulation) (Natürliche Verarbeitung von Abfällen) 5.2.2.1 Erhaltung und Regulierung durch anorganische natürliche chemische und physikalische Prozesse (Regulierung der Lebensbedingungen durch die physische Umwelt) 6.1.1.1 Natürliche, abiotische Merkmale der Natur, die aktive oder passive physische und erfahrungsbezogene Interaktionen ermöglichen (Dinge in der physischen Umwelt, die wir aktiv oder passiv erleben können)			
SET (Code)	Bau / Einrichtung	Betrieb / Nutzung		Folgewirkungen (lokal/ seewert) Persistenz	Vermeidung/ Minderung
		allgemein	Kofaktoren		
	/B0/ entfällt /B1/ physische/ visuelle Störung durch Baufahrzeuge, Bautätigkeit usw. /B2/ Geräuscentwicklung (über Wasser) /B3/ Geräuscentwicklung (unter Wasser): Rammen von Spundwänden, Abkippen von Schüttgut /B4/ Aufwirbelung von Sediment, Erzeugung von Trübefahren /B5/ Störung der Sedimentoberfläche mit Freisetzung von Nährstoffen, sauerstoffzehrenden Stoffen, Schadstoffen /B6/ Versiegelung der natürlichen Sedimentoberfläche, Unterbindung des Stoffaustausches zw. Sediment und Wasserkörper	/C1/ nutzungsbedingt verstärkte Wellentätigkeit /C2/ bauartbedingt stärkere Wellenbelastung /C3/ Notwendigkeit einer zusätzlichen Fußsicherung/Sohlpanzerung /C4/ Veränderung der Intensität der Uferlängsströmung (uferparallele Bauwerke) /C5/ Veränderung der Intensität von Uferquerströmungen (Rip-Strömung; ufersenkrechte Bauwerke) /C6/ Verminderung des Wasseraustausches zwischen BoStA und See /C7/ Anreicherung von Treibgut (strömungsarme Wasserflächen) /C8/ Ablagerung von organisch und nährstoffbelastetem Feinsediment (Verschlammung, Belastung des Sauerstoff-Haushalts)	verstärkend: abschwächend: Bauweise Wassertiefe	lokale Folgewirkungen: /G1/ Verschlechterung der Lebensraum-Qualität für ... /G2/ Reduzierung der Lebensraum-Fläche für ... /G3/ Verminderung der biologischen Vielfalt durch strukturelle Einförmigkeit /G4/ Verminderung der Individuendichte (...Taxa ...) durch strukturelle Einförmigkeit /G5/ Verminderung der biologischen Vielfalt und/oder der Individuendichte durch extreme Lebensbedingungen für ... /G6/ Unterbrechung des Land-See-Kontinuums (Wanderungshindernis für ...) /G7/ relative Förderung neozoischer Arten	

Tabelle 1 (Fortsetzung)

SET (Code)	Bau / Einrichtung	Betrieb / Nutzung		Folgewirkungen (lokal/seeweit) Persistenz	Vermeidung/ Minderung
		allgemein	Kofaktoren		
	/B7/ Beseitigung der naturnahen Unterwasservegetation, Schwimmblattdecken, Röhrichte und Ufervegetation, Uferwälder und Grünlandvegetation /B8/ Vernichtung der naturnahen benthischen Fauna (Makrozoobenthos), z. B. Großmuscheln /B9/ Schädigung/Zerstörung des Fischlaichs bei Bauarbeiten in der Laichzeit /B10/ Beeinträchtigung der Erholungssuchenden bei Bauarbeiten in der Sommerperiode /B11/ Risiko der Gewässerverschmutzung durch Treibstoffe der Baufahrzeuge /B12/ Umweltbelastungen durch Beseitigung des Bagger-/ Spülgutes (Verklappung, Deponie) /B13/ Einbringung von künstlichen oder standortuntypischen Substraten	/C9/ Notwendigkeit häufiger Ausbaggerung/Entschlammung (zusätzliche Umweltbelastungen durch Verklappung/ Deponie des Bagger-/ Spülguts) /C10/ Gefahr von Oberflächen-/ Sedi- menterosion in Bauwerksnähe /C11/ Beeinflussung der lokalen Feststoffbilanz im Litoral (Erosions-/ Akkumulationsgleichgewicht) /C12/ geringerer Lichtgenuss für wurzelnde Tauchblattpflanzen durch Erhöhung der Wassertiefe /C13/ geringerer Lichtgenuss für Tauchblatt- u. Röhrichtpflanzen durch Beschattung /C14/ mechanische Schädigung von Pflanzenorganen, v. a. der Tauch- und Schwimmblattpflanzen		/G8/ Biomasse- und Nährstoffentnahme; Beeinflussung des Kohlenstoffkreislaufs /G9/ Habitatfragmentierung <u>seeweite Folgewirkungen</u> /H9/ Beeinträchtigung des Landschaftsbildes <u>Persistenz</u> (Betrieb, Nutzung) /I1/ weniger als 1 Monat /I2/ 1 – 6 Monate /I3/ 6 Monate – 1 Jahr /I4/ 1 - 5 Jahre /I5/ 5 – 10 Jahre /I6/ 10 – 50 Jahre /I7/ 50 – 100 Jahre /I8/ mehr als 100 Jahre	

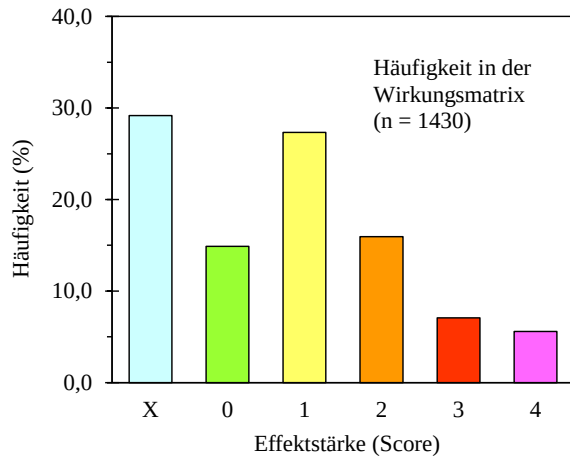


Abbildung 1:

Häufigkeit der vergebenen Punkte (Scores) in der Wirkungsmatrix (26 ökologische Effekte x 55 Strukturelemente). Scores: 0 – keine, 1 – geringe, 2 – mäßige, 3 – starke, 4 – schwerwiegende ökologische Effekte (EET).

Die einzelnen Strukturelementtypen können mehrere ökologische Effekte hervorrufen, wobei gleichzeitig unterschiedliche Effektstärken wirksam werden (Abbildung 2). Zu den Typen, die sich „stark“ oder „schwerwiegend“ (Scores 3 und 4) auf vergleichsweise viele (≥ 7 Nennungen) ökologische Effekte auswirken, gehören:

- 1.5.3 Hafenmole, begehbar (10 Nennungen)
- 1.5.2 Hafenmole, nicht begehbar (8 Nennungen)
- 1.5.9 Kais, Molen - sonstige (7 Nennungen)
- 1.9.1 Hafeneinfahrt (7 Nennungen)

Andere Strukturelementtypen wirken sich höchstens „mäßig“ aus (jeweils 0 Nennungen für Scores 4 und 5):

- 1.1.9 Wasserverkehrsflächen, sonstige
- 1.2.3 Anbindepfahl-Liegeplatz
- 1.2.99 Wasserliegeplätze, sonstige
- 1.4.1 Böschung aus Sand, Kies, Geröll
- 1.9.9 Wasserflächen, sonstige
- 3.9.3 Grünanlage
- 3.9.9 Freiflächen, sonstige
- 9.1.1 Flächen, sonstige

Zur ersten Gruppe gehören typischerweise wasserseitige Einbauten, die sich durch Veränderungen der Uferlinienführung, Reliefveränderungen und Substratveränderungen auszeichnen und die üblicherweise nicht nach ingenieurb biologischen Grundsätzen ausgeführt sind. Zur zweiten Gruppe zählen u. a. Wasser- und Landflächen, die nicht durch „harte“ (Wasser-)Bauwerke oder Gebäude betroffen sind. Hierzu gehören auch „sonstige“ Flächen, die in diesem Verfahren konservativ, d. h. vergleichsweise günstig bewertet wurden, da keine Details über sie bekannt sind. Für den konkreten Anwendungsfall besteht aber die Möglichkeit der individuellen Abwertung durch den Anwender.

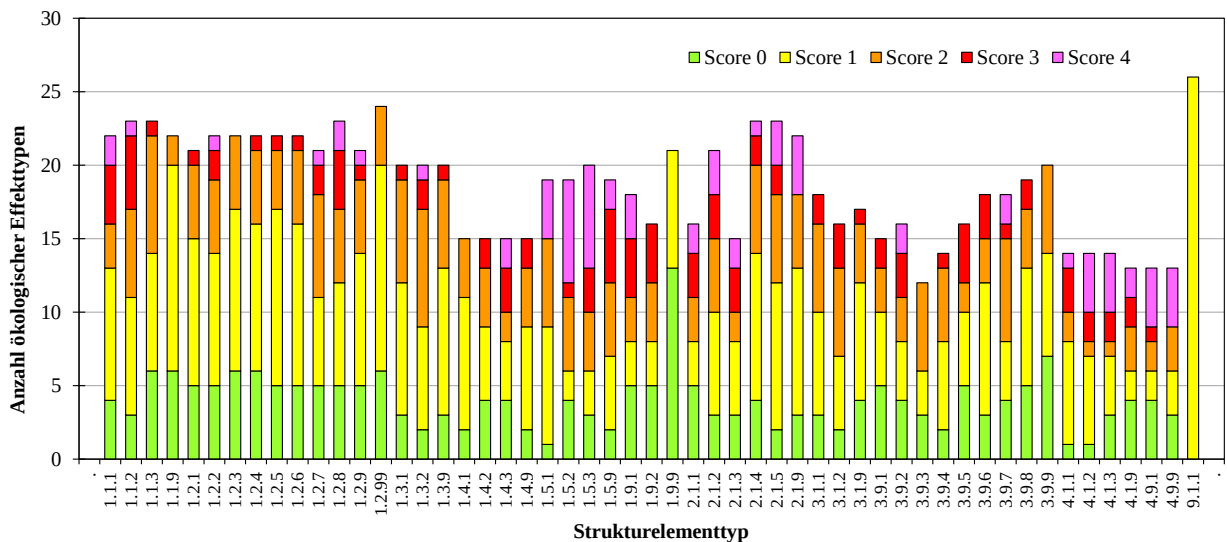


Abbildung 2:

Anzahl ökologischer Effekte, die durch die angegebenen Strukturelementtypen mutmaßlich hervorgerufen werden. Die Höhe der Säulen gibt die Zahl der ökologischen Effekte an (max. 26), die Farbgebungen stellen die Häufigkeiten der mit Scores 0, 1, 2, 3 oder 4 klassifizierten Effektstärken dar. Erläuterungen zu den Strukturelementtypen vgl. Tabelle 2, [6] und [8].

Die einzelnen ökologischen Effekte können zumeist durch mehrere Strukturelementtypen hervorgerufen werden, wobei die jeweils relevanten Effektstärken verschiedenen sind (Abbildung 3). Die drei ökologischen Effekttypen, an denen besonders viele Strukturelement-Typen (> 15 Nennungen) mit „starker“ (Score 3) oder „schwerwiegender“ (Score 4) Wirkung beteiligt sein können, sind:

- 2.1 ‚Beseitigung, Abdeckung bzw. Überschüttung und Einsedimentierung natürlicher Substratoberflächen‘ mit 28 Nennungen,
- 2.5 ‚Bereitstellung künstlicher Oberflächen, physischer Strukturen und Vegetationsstrukturen‘ mit 24 Nennungen,
- 2.6 ‚Trivialisierung oder Diversifizierung von Lebensraumstrukturen‘ mit 20 Nennungen.

Dem stehen fünf ökologische Effekte gegenüber, die durch keinen Strukturelementtyp „stark“ oder „schwerwiegend“ verändert werden (0 Nennungen in allen Fällen):

- 7.4 ‚Freisetzung von Abwasser (Schwarzwasser, Grauwasser, Küchenabwasser)‘,
- 7.5 ‚Einbringung fester Gegenstände und Abfälle‘,
- 7.6 ‚Einbringung von Kunststoffpartikeln‘,
- 8.1 ‚Erleichterung der Etablierung und lokalen Ausbreitung von Neobiota‘,
- 10.1 ‚allgemeine, sonstige, multiple Wirkungen‘.

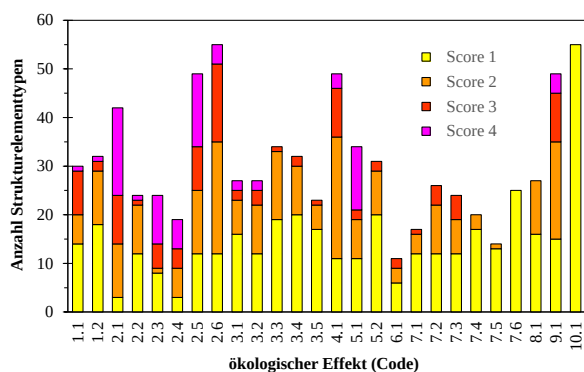


Abbildung 3:

Anzahl von Strukturelementtypen, die mit angegebener Effektstärke (Score) zu einem ökologischen Effekttyp führen. Erläuterungen zu den ökologischen Effekttypen vgl. [4].

Ursache-Effekt-Cluster

Die 26×55 -Wirkungsmatrix wurde einem Biclustering unterzogen, das neben zwei Dendrogrammen für (i) die Strukturelement-Typen als verursachenden Faktoren und (ii) den ökologischen Effekttypen als Folgewirkungen auch (iii) eine Colormap lieferte (Abbildung 4). Die optimale Zahl der Cluster, ermittelt mit dem *Cubic Cluster Criterion* (CCC), war 3 für die Strukturelementtypen und 2 für die ökologischen Effekttypen. Das Konstel-

lationsdiagramm zeigt die innere Struktur der Wirkungsmatrix (Abbildung 4). Je nach Interpretation werden fünf bis sieben Cluster sichtbar.

In der Colormap, in der Zeilen (Strukturelementtypen, SET) und Spalten (ökologische Effekttypen, EET) entsprechend dem zugehörigen Clusterergebnis (Dendrogramm) sortiert sind (Abbildung 5), werden mehrere Schwerpunktbereiche (Symptom-Cluster) „starker“ (Score 3) und „schwerwiegender“ (Score 4) Effekte sichtbar, die an bestimmte Strukturelementtypen gebunden sind. Diese Symptom-Cluster werden hier als Syndrome bezeichnet.

Das **Syndrom A** beinhaltet im Wesentlichen physische Veränderungen der ursprünglichen Sedimentoberflächen im seeseitigen Bereich durch Beseitigung, Abdeckung und Überschüttung (EET 2.1), Schaffung künstlicher Oberflächenstrukturen (EET 2.5) mit der Folge der Trivialisierung oder (künstlichen) Diversifizierung der benthischen Lebensraumstrukturen (EET 2.6). Bau und Erhalt von Böschungen (SET-Gruppe 1.4), Kais und Hafenmolen (SET-Gruppe 1.5), Wellenschutz-Bauten (SET-Gruppe 1.9) sowie hafentechnischen Anlagen (SET-Gruppe 2.1) sind die Ursachen. Da es sich häufig um großvolumige Bauwerke handelt, sind auch nachteilige Wirkungen für das Landschaftsbild zu befürchten (EET 9.1). Im Unterschied zum Syndrom B (s. u.) kommen hydrodynamisch relevante Relief- und/ oder Wassertiefenveränderungen (EET 2.3) hinzu, die zu Veränderungen der Durchströmbarkeit und des Feststoffhaushalts führen (EET 3.1 u. 3.2) und damit zum Risiko einer Flächen- und Ufererosion beitragen.

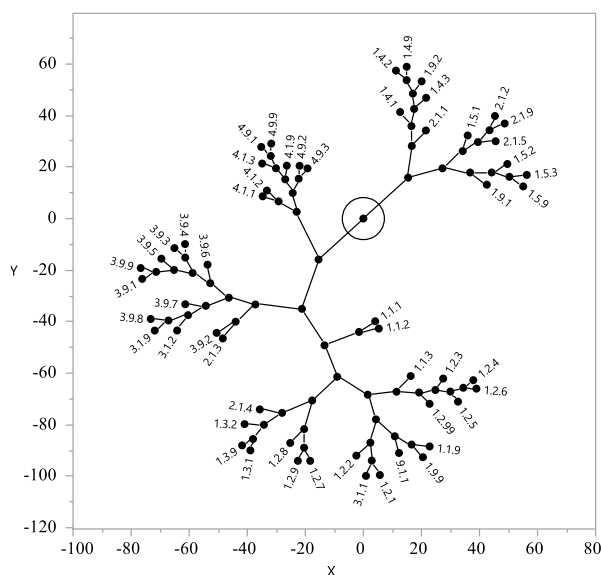


Abbildung 4:

Konstellationsdiagramm als Ergebnis des Biclusterings von ökologischen Effekttypen (Spalten) als Resultat von Ursachen (Strukturelementtypen, Zeilen). Es werden je nach Interpretationsweise zwischen fünf und sieben „Äste“ sichtbar, die den einzelnen Clustern entsprechen. Die dreistelligen Codes bilden die Strukturelementtypen ab (vgl. Tabelle 2 und [6]).

Das **Syndrom B** beschreibt ähnliche ökologische Effekte, allerdings ist nun der landseitige Bereich angesprochen. Ursächlich sind Gebäude für die Schifffahrt (SET-Gruppe 4.1) wie Bootsgaragen, Bootshallen und Funktionsgebäude und Gebäude unterschiedlicher Widmung (SET 4.9). Im Unterschied zum Syndrom A treten hier die Überbauung mit *Hochbauten* (EET 2.4) sowie die künstliche Beschattung (EET 5.1) stärker in den Vordergrund.

Das **Syndrom C** hat einen seeseitigen Schwerpunkt und wird durch Bauten hervorgerufen, die nicht so sehr durch ihre physische Dimension, als vielmehr durch die spezifischen Nutzungen für die Schifffahrt hervortreten (SET-Gruppen 1.2 und 1.3: Bootsschuppen, Bootshäuser, Pfahlstege, Schwimmstege, Bootswaschplätze, Bootstankstellen u. a.). Hier werden künstliche Substrate bereit

gestellt (EET 2.5), was zu einer Trivialisierung oder künstlichen Diversifizierung von Lebensraumstrukturen (EET 2.6) sowie zu einer Beschattung des Wasserkörpers und der Sedimente führt (EET 5.1).

Das wenig scharf umrissene **Syndrom D**, welches sich auf Wasserflächen bezieht, ist gekennzeichnet durch ein hohes Potenzial zur Freisetzung von Abgasen (EET 7.1), Ölen, Treib- und Schmierstoffen (EET 7.2), die fortlaufende Freisetzung von Bestandteilen von Bootsanstrichen, z. B. Bioziden aus Antifoulings (EET 7.3) sowie die Aufwirbelung von Trübstoffen (EET 3.4) mit der Gefahr der Freisetzung von Schadstoffen (EET 3.5). Ursächlich sind dafür die verschiedenen Typen von Wasserliegeplätzen (SET-Gruppe 1.2) und Wasserflächen (SET-Gruppe 1.1).

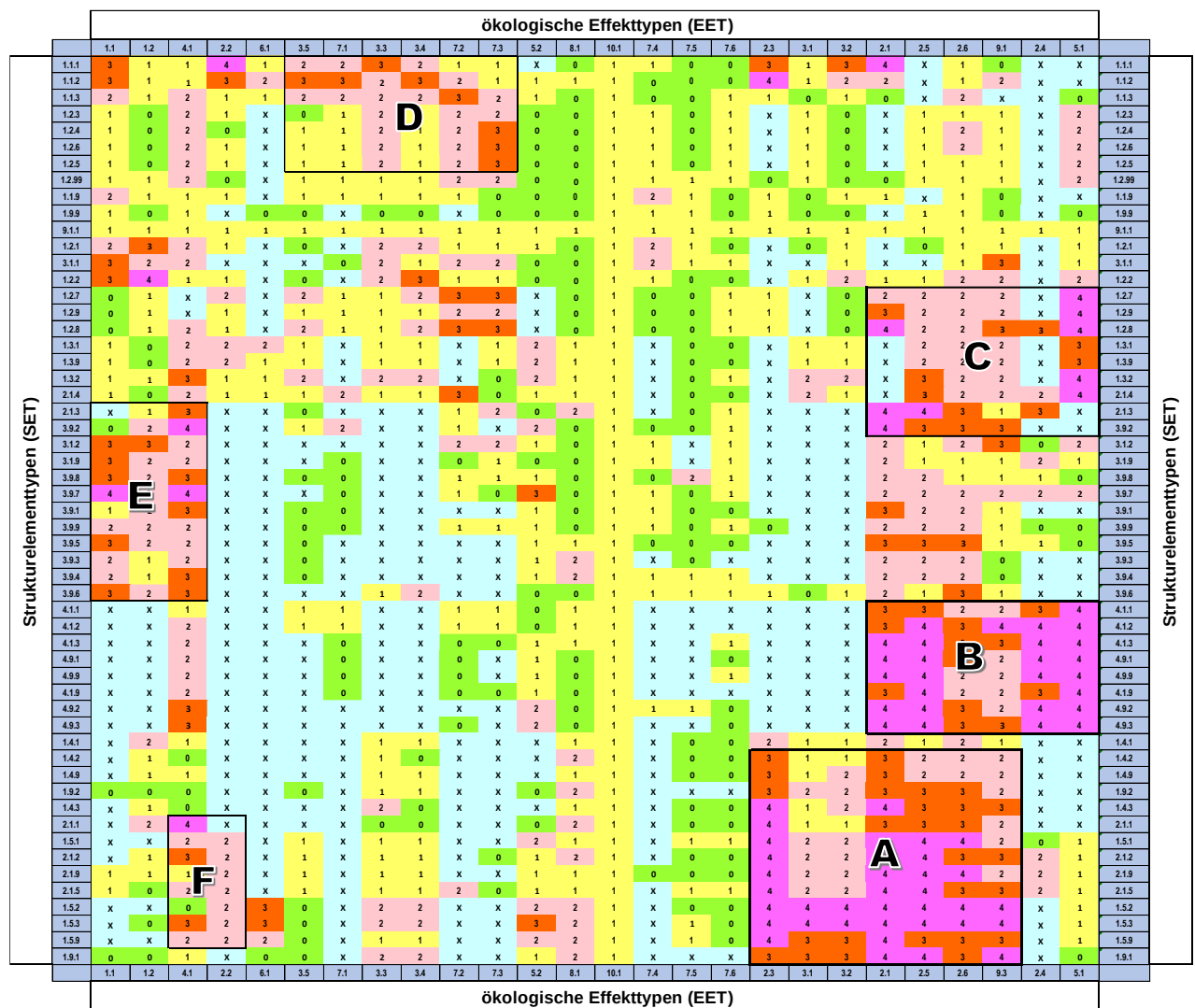


Abbildung 5:

Farbig unterlegte Wirkungsmatrix, durch Biclustering sortierte Zeilen (Strukturelement-Typen) und Spalten (ökologische Effektypen). Die jeweiligen Punktwerte (Scores) sind farblich hervorgehoben. A, ..., F – Syndrome (s. Text).

Ein weiteres Symptom-Cluster (**Syndrom E**) betrifft die mechanische Beschädigung von Pflanzen und Vegetation sowohl seeseits als auch landseits (EET 1.1) sowie die Störung der Oberflächensedimente und -böden, ihrer Bodenfauna und ihrer chemischen Umsetzungen und Austauschprozesse (EET 1.2) durch menschliche Aktivitäten (EET 4.1), während eine Gebäude-Bebauung weitgehend fehlt. Die Wirkungen gehen überwiegend von Freizeitflächen mit den zugehörigen Aktivitäten im landseitigen Bereich aus (Grünanlagen, Freizeitflächen, Spiel- und Sportanlagen, Badestränden und Camping-/ Caravanplätzen) wie sie für große Steg- und Hafenanlagen sowie Marinas charakteristisch sind. Aber auch Flächen für die Schifffahrt (Bootswaschplätze, Trockenlager u. a.) haben daran ihren Anteil.

Das **Syndrom F** beinhaltet seeseitige Bauwerke und Einrichtungen, die typischerweise mit der (störenden) Anwesenheit von Publikum verknüpft sind, beispielsweise Kais und Hafenmolen (SET-Gruppe 1.5) und hafentechnischen Anlagen (SET-Gruppe 2.1). Bauten dieser Art sind überdies oft mit Tiefgründungen und Aufschüttungen verbunden, so dass die Gefahr der Störung tiefer Sedimentschichten besteht (EET 2.2), wodurch wiederum das Risiko der Beschädigung von Bodendenkmalen hervorgerufen wird.

Diese Beispiele zeigen unterschiedliche Syndrome, die durch bestimmte Gruppen von Strukturelementtypen hervorgerufen werden können. Sie zeigen aber auch, dass eine sachgerechte Gliederung und ökologische Interpretation der Vielfalt möglich und zielführend sind.

See- und landseitige ökologische Effekte

Bootsstationierungsanlagen erstrecken sich oft zugleich auf die seeseitige und die landseitige Uferzone. Dementsprechend treten die ökologischen Effekte grundsätzlich nur seeseits (9 von 26 EET) oder nur landseits (0 EET) oder in beiden Zonen auf (17 EET). Fünf EET werden nur beim Bau wirksam, 18 nur im Betrieb bzw. in der Nutzungsphase und 3 sowohl in der Bau- als auch in der Betriebsphase.

Die gesamte Punktezahl der 26 x 55 Wirkungsmatrix beträgt 1.470 Punkte. Davon entfallen 18,6 % auf ökologische Effekte, die nur seeseits auftreten, während der überwiegende Teil der Belastungen (81,4 %) sowohl im seeseitigen als auch im landseitigen Bereich erscheint. Ausschließlich landseitige Wirkungen kommen nicht vor. Bezogen auf die Unterscheidung von Bau- und Betriebs-/Nutzungsphase überwiegen mit 70,7 % aller Scores die Wirkungen in der Betriebsphase, während 19,9 % der Effekte auf die Bauphase beschränkt sind. Für beide Phasen sind 9,4 % aller Scores charakteristisch.

Modell

Die Stärke des ökologischen Effekts eines realen (Luftbild-)Objekts (J_{obj}) kann als Produkt aus seiner (Projektions-)Fläche (A_{obj}) und seinem objekttypspezifischen Index (I_{obj}) verstanden werden:

$$J_{obj} = A_{obj} \times I_{obj} \quad \text{Gl. 1}$$

Die Fläche A_{obj} wird im Rahmen der GIS- und datenbank-gestützten Luftbildkartierung (vgl. [7]) berechnet, I_{obj} basiert, wie bereits erläutert, auf der Experteneinschätzung seiner ökologischen Auswirkungen.

Der Index I_{obj} berechnet sich als Verhältnis der tatsächlichen Effektsomme (*sum of scores*) SS_{obj} zur maximal möglichen Effektsomme:

$$I_{obj} = SS_{obj} / SS_{max} \quad \text{Gl. 2}$$

Der SS_{obj} -Wert berechnet sich als Summe der für das betr. Strukturelement vergebenen Wertepunkte (Scores, S_{obj} mit $0 \leq S_{obj} \leq 4$):

$$SS_{obj} = \sum_{i=1}^{26} S_{obj,i} \quad \text{Gl. 3}$$

Der SS_{max} Wert ergibt sich aus der Gesamtzahl der ökologischen Effekte des Modells (hier: 26) abzüglich der mit X belegten Zellen, multipliziert mit der maximalen Effektsstärke (hier: Score $S = 4$). Die Kennzeichnung ‚X‘ bedeutet, dass aus sachlogischen Gründen kein Effekt auftreten kann. Tritt keine ‚X‘-Zelle auf, ist $SS_{max} = 4 \times 26 = 104$. Zur besseren Übersicht kann der Quotient mit 100 multipliziert und als Prozent ausgedrückt werden.

Diese Art der Darstellung von I_{obj} entspricht bildlich der Summenbildung über alle Spalten einer Zeile in Abbildung 5. Daneben sind aber noch andere Auswertungen und Modellanpassung möglich.

Option: Aggregation

Grundsätzlich können viele unterschiedliche Auswahlen und Kombinationen aggregiert werden. Wichtig ist eine solide fachliche Begründung, vor welchem Hintergrund und mit welcher Fragestellung die jeweiligen EET ausgewählt wurden.

Eine naheliegende Option ist die Aggregation auf der zweiten Hierarchie-Ebene der EET (vgl. Tabelle 2). So könnten z. B. alle „Veränderungen von Strukturen“ (EET 2.1 bis 2.6) zusammengefasst und den „Veränderungen des Wasseraustausches und des Feststoffhaushalts“ (EET 3.1 bis 3.5) gegenübergestellt werden. Oder es werden nur die seeseits wirksamen Effekte herausgearbeitet, oder nur diejenigen, die direkte Auswirkungen auf eine bestimmte Ökosystemkomponente (z. B. Sedimente) oder eine bestimmte Organismengruppe (z. B. Fische) haben.

Die Zusammenfassung von mehreren ausgewählten EET zu einem Merkmal bringt es mit sich, dass für dieses aggregierte Merkmal ein übergreifender Summenscore

gefunden werden muss. Dies kann auf Grundlage unterschiedlicher Aggregationsregeln geschehen. Eine mögliche Regel wäre die Mittelwertbildung über die in der jeweiligen Gruppe enthaltenen Effektstärken. Eine andere wäre die Auswahl der maximalen Effektstärke innerhalb jeder Gruppe (vgl. Tabelle 2).

Nicht nur ökologische Effekttypen können auf diese Weise („spaltenweise“) aggregiert werden, sondern auch Strukturelementtypen („zeilenweise Aggregation“) oder auch beide zusammen („clusterweise“). Ob dies jedoch aus ökologischer Sicht sinnvoll ist, muss der Bearbeiter entscheiden und vertreten.

Tabelle 2:

Übersicht der Strukturelement-Typen und der zugewiesenen Indizes ($I_{obj} \times 100$) nach Aggregation der ökologischen Effekttypen auf der zweiten Hierarchieebene. Einzelheiten zur Berechnungsweise s. Text. Die leeren Zellen stellen nicht auswählbare Hierarchie-Knoten dar.

Strukturelement-Typ	Code	Index <i>I</i>
Wasserflächen	1	
Verkehrsflächen	1.1	
Zufahrtsrinne	1.1.1	41,7
Hafeneinfahrt	1.1.2	52,5
Navigationsfläche	1.1.3	38,9
Wasserverkehrsflächen (sonst.)	1.1.9	22,2
Wasserliegeplätze (Einheiten)	1.2	
Anker-Liegeplatz	1.2.1	36,1
Ankerbojen-Liegeplatz	1.2.2	44,4
Anbindepfahl-Liegeplatz	1.2.3	33,3
Molen-/Kai-/Böschungsliegeplatz	1.2.4	38,9
Pfahlsteg-Liegeplatz	1.2.5	36,1
Schwimmsteg-/Ponton-Liegeplatz	1.2.6	38,9
Bootsschuppen-Liegeplatz	1.2.7	46,9
Bootshaus-Liegeplatz	1.2.8	55,6
Bootsunterstände (sonst.)	1.2.9	43,8
Wasserliegeplätze (sonst.)	1.2.99	30,6
Stege und Plattformen (Einheiten)	1.3	
Pfahlsteg-Einheit	1.3.1	40,0
Schwimmsteg-Einheit	1.3.2	47,5
Stege/Plattformen (sonst.)	1.3.9	37,5
Böschungen	1.4	
Böschung (Sand, Kies, Geröll)	1.4.1	28,1
Böschung (Blöcke)	1.4.2	31,3
Böschung (fugenarme Abdeckung)	1.4.3	37,5
Böschungen (sonst.)	1.4.9	34,4
Kais und Hafenmolen	1.5	
Kai	1.5.1	46,9
Hafenmole, nicht begehbar	1.5.2	55,6
Hafenmole, begehbar	1.5.3	62,5
Kais, Molen (sonst.)	1.5.9	55,6
sonstige Wasserflächen	1.9	
Wellenschutz, vollständig	1.9.1	44,4
Wellenschutz, unvollständig	1.9.2	31,3
Wasserflächen (sonst.)	1.9.9	12,5

Strukturelement-Typ	Code	Index <i>I</i>
hafentechnische Anlagen	2	
hafentechnische Anlagen	2.1	
Bootsrampe (= Bootsslip, Slipanlage)	2.1.1	44,4
Bootskran (= Hafenkran)	2.1.2	47,2
Bootswaschplatz (-anlage)	2.1.3	38,9
Bootstankstelle (Seetankstelle)	2.1.4	50,0
Verladeeinrichtung	2.1.5	47,2
Hafentechnische Anlagen (sonst.)	2.1.9	36,1
Freiflächen	3	
Freiflächen für die Schifffahrt	3.1	
Strandliegeplatz	3.1.1	41,7
Trockenlager	3.1.2	46,9
sonstige Freiflächen f. d. Schifffahrt	3.1.9	34,4
Freiflächen sonstiger Widmung	3.9	
Fußgänger-/Fahrradweg	3.9.1	33,3
Kfz-Verkehrsflächen	3.9.2	52,8
Grünanlage	3.9.3	27,8
Freizeitfläche	3.9.4	33,3
Spiel- und Sportanlage	3.9.5	33,3
Strand	3.9.6	38,9
Camping-/Caravanplatz	3.9.7	53,1
Mehrzweckflächen	3.9.8	36,1
Freiflächen (sonst.)	3.9.9	27,8
Gebäude	4	
Gebäude für die Schifffahrt	4.1	
Bootsgarage	4.1.1	43,8
Bootschalle	4.1.2	56,3
Funktionsgebäude	4.1.3	57,1
sonstige Gebäude	4.1.9	46,4
Gebäude unterschiedlicher Widmung	4.9	
Zweckgebäude	4.9.1	46,4
Ferienhaus (Marina)	4.9.2	53,6
Hotelanlage (Marina)	4.9.3	53,6
Gebäude (sonst.)	4.9.9	50,0
sonstige Flächen	9	
sonstige Flächen	9.1	
Flächen (sonst.)	9.1.1	25,0

Option: Wichtung

Aus spezifischen fachlichen Erwägungen heraus könnte es geboten sein, bestimmte EET aus der Gesamtmenge von k Effekttypen gegenüber anderen stärker oder geringer zu gewichten. Dazu werden Wichtungsfaktoren g in die Gleichung 3 eingefügt:

$$SS_{obj} = \frac{\sum_1^k (S_{obj,i} \times g_i)}{\sum_1^k g_i} \quad \text{Gl. 4}$$

Option: Individualisierung

Bei einer konkreten Luftbild- oder Geländeerfassung könnte der Bearbeiter zu dem Schluss kommen, dass bestimmte Strukturelemente deutlich stärkere oder geringere Effekte haben als es der SET-Katalog für die Effekttypen vorsieht. Insbesondere bei den „Sonstigen“ Strukturelementtypen (Endziffer .9) dürfte dies regelmäßig der Fall sein, da sie eine sehr große Bandbreite verschiedenartiger, wenn auch selten auftretender Objekte abdecken müssen. Die Individualisierung der Strukturelemente kann auf verschiedenen inhaltlichen und technischen Ebenen erfolgen; hierbei sind bestimmte Regeln zu beachten, die in [9] erläutert werden.

Ermittlung der Gesamtbelastung einer BoStA

Die ökologische Gesamtbelastung einer BoStA ergibt sich aus Summe

$$J_{BoStA} = \sum_1^k J_{obj,j,i} \quad \text{Gl. 3}$$

über alle Indizes J , wie in Gl. 1 beschrieben. Hierbei wird unterstellt, dass die BoStA-Fläche exakt der Summe aller Teilflächen der Strukturelemente ist.

Kartierungs- und Klassifikationsbeispiel

Nachfolgend sind am Beispiel der kommunalen Steganlage in Wangen am Bodensee-Untersee die Ergebnisse der Kartierungen (BoStA-MAP) und der ökologischen Klassifikationen (BoStA-IMPACT) dargestellt (Abbildung 7).

In der oberen linken Teilabbildung wird die Abgrenzung der Bootsstationierungsanlage über dem Luftbild (DOPc) dargestellt. Rechts daneben findet sich die eingefärbte Darstellung der Objekte in ihrer natürlichen Ausdehnung. In der darunter befindlichen Legende sind nur die dort vorkommenden Objekttypen wiedergegeben. In der unteren linken Teilabbildung sind die Objekte nach ihrem objekttypspezifischen Index $I_{obj} \times 100$ inkl. etwaiger Auf- oder Abwertungen dargestellt. Für den Index gilt das gemeinsame Klassifikations- und Farbgebungsschema der

Abbildung 6. Die gelben Punkte in den Abbildungen entsprechen einzelnen Liegeplätzen bzw. Liegeplatzgruppen mit mehreren Einzelliegeplätzen

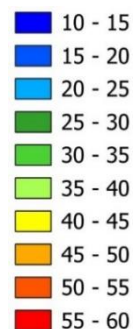


Abbildung 6:

Farbschema für die Darstellung des objekttypspezifischen Index $I_{obj} \times 100$ (Erläuterungen s. Text).

DISKUSSION

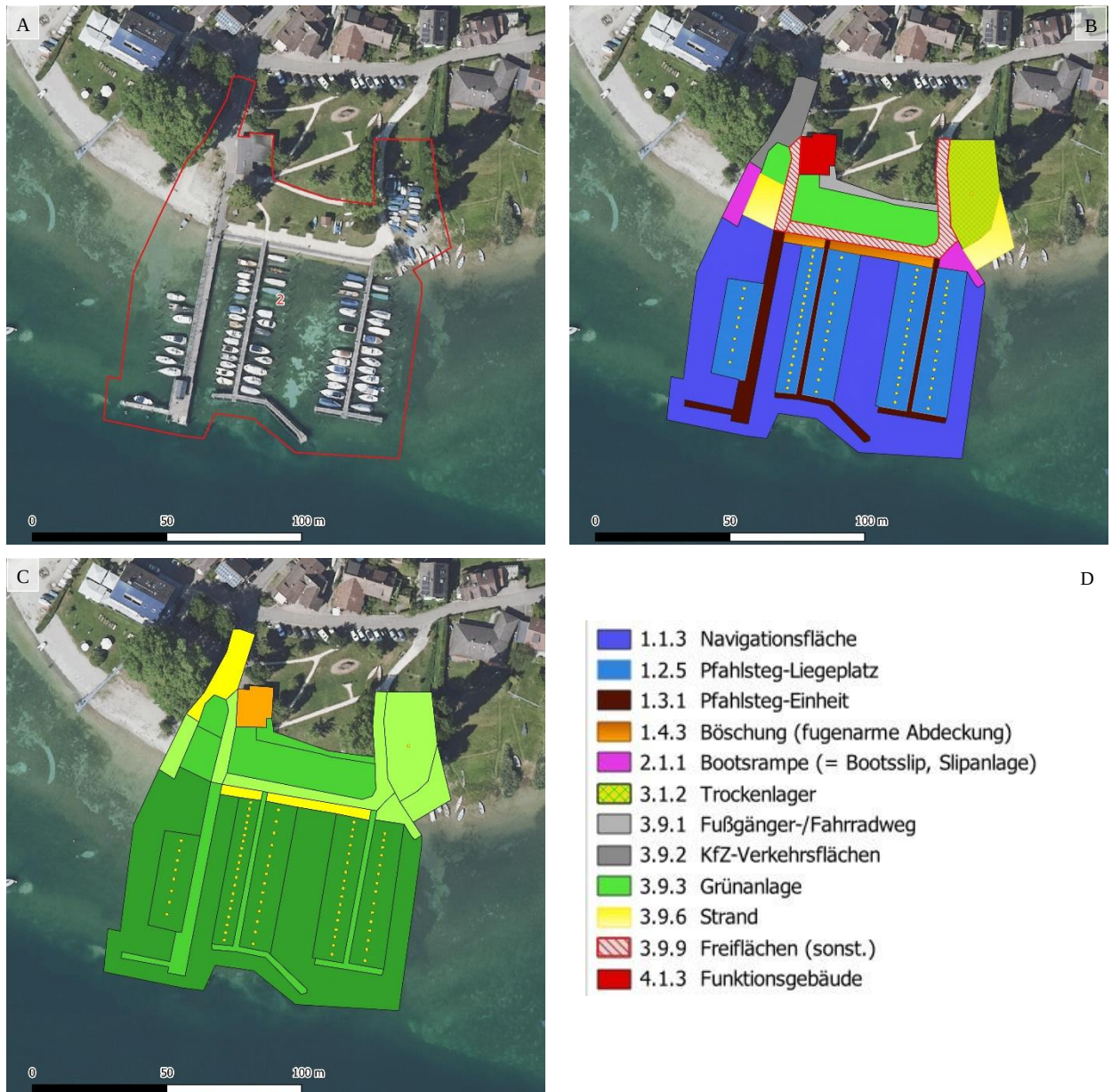
Bootsstationierungsanlagen enthalten viele unterschiedliche Strukturelementtypen, die sich in unterschiedlicher Weise und unterschiedlicher Stärke auf die Umwelt auswirken. Exakte Nachweise sind im Einzelfall oft schwierig zu führen, insbesondere dann, wenn weitere anthropogene Belastungen hinzukommen, und erst recht, wenn sich die Anlage erst in der Planung befindet.

Vor diesem Hintergrund besteht bei kommunalen Planern und Genehmigungsbehörden ein Bedarf, die zu erwartenden ökologischen Effekte summarisch einschätzen und mit möglichen Planalternativen vergleichen zu können.

Auch für überörtliche Perspektiven, etwa im Rahmen von Raumordnungsplänen oder für die hydromorphologische Zustandsbewertung und Überwachung von Wasserkörpern sind Hinweise auf regionale Belastungsschwerpunkte durch Wassersporteinrichtungen von Interesse.

In diesem Beitrag stellen wir ein Modell vor, das – nach vorgängiger (Luftbild-)Kartierung nach dem BoStA-MAP-Verfahren ([5], [8]) – eine sachlich hoch aufgelöste und zugleich eine zusammenfassende Einschätzung der ökologischen Auswirkungen ermöglicht.

Da sich das Verfahren auf kartographische Daten, insbesondere auf Luftbilder, und weitere Sachinformationen (z. B. Liegeplatz-Zahl und andere Angaben des Betreibers) stützt, kann es auch historische Zustände analysieren und damit im Vergleich zur aktuellen Situation eine etwaige Verschlechterung oder Verbesserung des Uferabschnitts dokumentieren (Monitoringfähigkeit).



ID	Bootsstationierungsanlage (BoStA)	Flächen [m²]	Liegeplätze [Anzahl]	Index ($I_{obj} \times 100$)
2	<u>Steganlage</u> Wangen (Bodensee-Untersee – Baden-Württemberg) <u>BoStA-Typ</u>: 3.4 Bootssteganlage/Pfahlstege <u>Widmung</u>: 1 Sport- und Freizeitschiffahrt <u>Beschreibung</u>: Kleine Pfahlsteganlage mit mäßiger landwärtiger Infrastruktur, einem Trockenliegeplatzbereich und zwei Einlassstellen für Boote. Am Weststeg Anlegestelle für Kursschiffahrt. <u>Betreiber</u>: https://www.oehningen.de/gemeinde/freizeit-und-sport/hafen-wassersport/	Gesamt: 11.709 Land: 3.536 Wasser: 8.173	Gesamt: 84 Land: ca. 10 Wasser: 74	Mittelwert: 30,7 Fläche: 358.974 Index der gesamten Anlage: J = 110.205

Abbildung 7:

Darstellung der Ergebnisse des BoStA-MAP und des BoStA-IMPACT-Verfahrens am Beispiel einer Steganlage in Wangen (Bodensee-Untersee – Baden-Württemberg). Das Farbschema in Teilabbildung [D] bezieht sich auf die Teilabbildung [B]. Farbschema für die Teilabbildung [C] siehe Abbildung 6. Kartenhintergrund: DOP20c © LGL (www.lgl-bw.de)

Weiterhin können konkurrierende Planungen miteinander verglichen werden (Szenarienfähigkeit), um die zukünftigen mutmaßlichen ökologischen Folgen einschätzen zu können. Umweltwissenschaftlicher Kenntnisfortschritt, beispielsweise bei der Beurteilung bestimmter Strukturelemente, lässt sich schnell mit Hilfe einer Datenbank umsetzen und mittels GIS-Software visualisieren, ohne dass die Kartierungen wiederholt werden müssten (Innovationsfreudigkeit).

Dieses einfache Modell hat einige Vorteile:

- es ist leicht nachzuvollziehen und gegenüber Nicht-Fachleuten zu kommunizieren,
- es entspricht der allgemeinen Überzeugung, dass bestimmte Flächeninanspruchnahmen oder Nutzungen für die Umwelt umso nachteiliger sind, je umfangreicher sie sind,
- die subjektive (jedoch fachwissenschaftlich fundierte) Komponente ist nicht „diffus“ verteilt, sondern allein im Faktor I_{obj} lokalisiert,
- die Datenbasis ist einfach zu beschaffen (Luftbild, GIS, BoStA-Betreiber-Informationen) und zu aktualisieren,
- gegenüber Erkenntnisfortschritten ist es revisionsfreudig, indem nur I_{obj} angepasst werden muss,
- durch Auswertung historischer Luftbilder sind retrospektive Analysen möglich,
- im Hinblick auf Bau- bzw. Renaturierungsplanungen ist das Modell szenarienfähig.

Das Modell entspricht der Ebene der zweiten Näherung (2^{nd} order approximation), von der erwartet werden darf, dass sie mit (i) einem geringen (Arbeits-)Aufwand und (ii) einem mäßigen Anspruch an die Verfügbarkeit von Daten auskommt und dabei (iii) ungeachtet vielfältiger Kenntnislücken verlässliche und praktisch verwertbare Ergebnisse liefert (heuristischer Ansatz). Das Modell arbeitet additiv, d. h. es unterstellt, dass sich einzelne ökologische Effekte zu einem Gesamteffekt addieren. Auch diese Annahme ist nur eine Näherung an die komplexe ökologische Wirklichkeit.

Näherungen höherer Ordnung könnten beispielsweise darin bestehen, funktionale Interaktionen zwischen verschiedenen Objekten sowie topologische Beziehungen (räumliche Entfernung und Zuordnung von Luftbildobjekten) oder räumlich entfernte Wirkungen, die über die Projektionsfläche hinausgehen, abzubilden (hierzu vgl. [10]). Weiterhin könnten bestimmte Taxa-Gruppen (z. B. Laufkäfer, Makroinvertebraten, Fische, Vögel) als Indikatoren identifiziert werden (vgl. [1], [2], [3]) oder es könnten besonders sensible Zeiträume (z. B. Paarungs-/Fortpflanzungsperiode) definiert werden. In diesen Fällen würde der Anspruch an die Qualität der Ausgangsdaten bzw. der Erhebungsaufwand sowie der Modellieraufwand exponentiell ansteigen, womöglich, ohne dass dem

ein praktisch verwertbarer Erkenntnisgewinn gegenüberstünde. Vor diesem Hintergrund plädieren wir für die Fokussierung auf eine Näherung zweiter Ordnung.

Der Rückgriff auf eine Experteneinschätzung der ökologischen Effektstärke (Score) stellt einen kritischen Punkt des Verfahrens dar. Das Expertenurteil geht mit einer subjektiven Variabilität einher, insbesondere dann, wenn die jeweiligen Experten auf unterschiedliche Erfahrungshintergründe zurückgreifen. Wie in anderen Bereichen auch, lässt sich diese Variabilität beschränken, wenn

- die Zahl der einfließenden Expertenmeinungen (vgl. [2], [3]),
- Angebote für gemeinsame Schulungen und Ringtests,
- die Menge, Qualität und Breite zielgerichteter empirischer Untersuchungen an Bootsstationierungsanlagen und ihren Strukturelementen

gesteigert werden können. Auf dieser Grundlage können die Scores auch älterer Erhebungen nachträglich angepasst werden, so dass sie für eine Neubewertung einer Bootsstationierungsanlage herangezogen werden können, ohne dass eine erneute Erfassung der Flächendeckung der Strukturelemente notwendig ist.

Das Anwendungsbeispiel vom Bodensee-Untersee sowie weitere Beispiele ([9]) aus drei unterschiedlichen Seenlandschaften Deutschlands belegen die raumübergreifende Praxistauglichkeit dieses Verfahren. Anhand leicht verfügbarer Information und mit vergleichsweise geringem Arbeitsaufwand gelingt eine weitreichenden Ersteinschätzung einer breiten Palette von ökologischen Effekten, die auch an Nicht-Fachleute vermittelbar ist.

LITERATURVERZEICHNIS

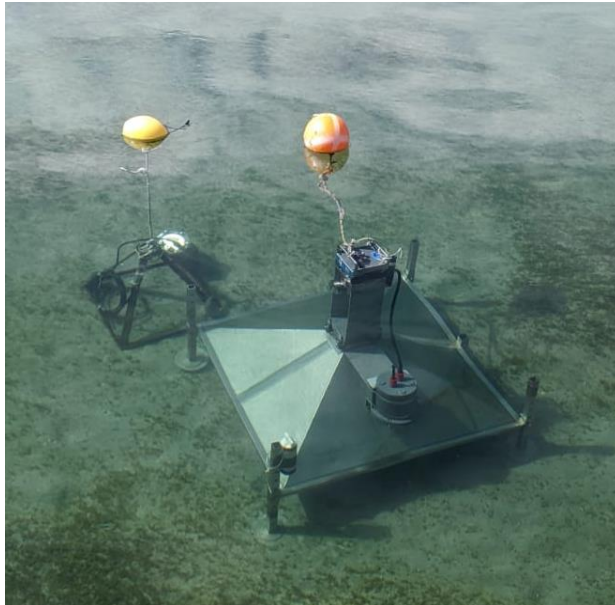
- [1] Miler, O., Ostendorp, W., Brauns, M., Porst, G., Pusch, M. (2015): Ecological assessment of morphological shore degradation at whole lake level aided by aerial photo analysis. *Fundamental and Applied Limnology* 186/4 (2015), 353–369.
- [2] Ostendorp, W. (2014): Ökologische Auswirkungen von Ufermauern und Uferaufschüttungen am Bodensee-Untersee: Ergebnisse einer Expertenbefragung. – *Mitt. Thurg. Naturf. Ges.* 67: 85–103.
- [3] Ostendorp, W. (2014): Auswirkungen der Ufermauern am Bodensee-Untersee auf die litorale Fauna und Flora: Ergebnisse szenariobasierter Expertenurteile. – *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz N.F.* 21/3: 371–404.
- [4] Ostendorp, W. (2025): Umweltbelastungen durch die Sport- und Fahrgastschifffahrt – eine Übersicht. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W. (2025). *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewäs-*

- erschutzziele und Nutzungsansprüchen. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam, S. 9–36. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [5] Ostendorp, J. & Ostendorp, W. (2025): Liegeplatzspezifischer Flächenverbrauch von Bootsstationierungsanlagen: Verfahrenserprobung (BoStA-MAP) und Stichprobenkartierung am Bodensee. Bericht der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 35825/01. Konstanz, 24 S. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-1ifhxm8gtl600>
- [6] Ostendorp, J. & Ostendorp, W. (2025): Klassifikation und Kartierung von Bootsstationierungsanlagen und ihrer Strukturelemente (BoStA-MAP). In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W. (2025). Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschiffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam, S. 109–126. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [7] Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2014): Hydromorphologie der Seen. – Band 2: Erfassung und Klassifikation der hydromorphologischen Veränderungen von Seen nach dem HMS-Verfahren (Anwenderhandbuch). - Fachbeiträge des LUGV, Heft 141, 236 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- [8] Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2025): Typisierung von Bootsstationierungsanlagen (BoStA), ihrer Struktur- und Ausstattungselemente. Bericht der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 35825/01. Konstanz, 29 S., <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-gi7h90rsonzx6>
- [9] Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2024): Quantifizierung der ökologischen Effekte von Bootsstationierungsanlagen an Seen in Deutschland. Bericht der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 35825/01. Konstanz, 51 S., <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-vz5r0klbdl6w7>
- [10] Törnqvist, O., Klein, J., Vidisson, B., Häljestig, S., Katif, S., Nazerian, S., Rosengren, M., Giljam, C. (2020): Fysisk störning av grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden [Physische Störung von Flachwassergebieten - Kartierung und Analyse der potenziellen Einflusszone sowie regionale und nationale Statistiken über gestörte Gebiete]. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12, 126 sidor (exklusive appendix). METRIA AB (URL: <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1479102&dsid=-9920>).

Kapitel 7

TREIBHAUSGASE UND SCHIFFFAHRT: METHANEMISSIONEN DURCH SCHIFFSWELLEN

Frank Peeters und Ole Lessmann ¹



- ⇒ Oberflächenwellen in der Flachwasserzone von Seen führen zu Druckschwankungen am Seeboden, die methanhaltigen Blasen aus dem Sediment freisetzen können.
- ⇒ Schiffswellen können Blasenflüsse auslösen, die zwar nur kurzfristig aber regelmäßig bei jeder Passage eines Schiffswellenzuges auftreten.
- ⇒ Die durch Schiffswellen freigesetzten Blasenflüsse führen im Bodensee zu beachtlichen Methanemissionen.
- ⇒ Sowohl die Schiffswellenbelastung als auch die Methanproduktion in Flachwasserzonen von Seen ist räumlich heterogen, sodass eine zuverlässige beckenweite Abschätzung von Methanemissionen durch Schiffswellen räumlich aufgelöste Daten zur Blasenfreisetzung erfordert.

Einleitung

Sport- und Fahrgastschifffahrt wirkt sich nicht nur auf die Biozönose in der Flachwasserzone von Seen aus ([5]), sondern verursacht auch die Freisetzung von Treibhausgasen. Verbrennungsmotoren in Schiffen erzeugen CO₂ und Stickoxide. Diese Umweltbelastung mit Treibhausgasen kann vergleichsweise einfach durch den Einbau alternativer Antriebe vermieden werden (Elektromotoren oder mit Wasserstoff betriebene Motoren). Allerdings führen die mit der Schifffahrt einhergehenden Schiffswellen ebenfalls zu einer Freisetzung von Treibhausgasen, und zwar des sehr klimawirksamen Treibhausgases Methan. Unsere Messungen zeigen, dass beim Einlaufen von Schiffswellen in die Flachwasserzone am Seeboden Druckschwankungen auftreten, die zu einer Freisetzung von methanhaltigen Blasen aus dem Sediment führen. Die durch die Wellen der Fahrgastschifffahrt in der Flachwasserzone ausgelösten Blasenflüsse liefern einen beachtlichen Beitrag zur Gesamtemission von Methan aus Seen. Im Folgenden werden nach einer kurzen Einführung in die natürliche Verteilung und Freisetzung von Methan aus Seen die Ergebnisse unserer Messungen zur schiffswellen-induzierten Freisetzung von Methan vorgestellt und diskutiert.

METHAN UND DESSEN FREISETZUNGSPFADE IN SEEN

Seen sind global eine der größten natürlichen Quellen von Methan ([15]). Methan wird in Seen gewöhnlich unter sauerstofffreien (anoxischen) Bedingungen in Seesedimenten durch Mikroorganismen (Archaeen) produziert ([8]) und unter oxidischen Bedingungen durch Bakterien mit gelöstem Sauerstoff zu CO₂ oxidiert ([17]). Das im

Sediment produzierte Methan diffundiert aus dem Sediment in Richtung Wassersäule, wobei der überwiegende Teil des transportierten Methans oxidiert wird, sobald oxidische Bedingungen vorherrschen. Typischerweise erreicht nur ein kleiner Anteil des im Sediment produzierten Methans das Oberflächenwasser, von wo das Methan in die Atmosphären diffundiert. Dieser diffusive Fluss von Methan liefert einen großen Anteil der Gesamtemission von Methan aus einem See ([1]). In der Flachwasserzone sind

¹ Frank Peeters und Ole Lessmann, Universität Konstanz, Limnologisches Institut, Arbeitsgruppe Umweltphysik, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, frank.peeters@uni-konstanz.de, ole.lessmann@uni-konstanz.de.

² Foto: Feldeinsatz von Messgeräten (Gasblasensammler und Drucksensor) in der Oberen Güll im Bodensee (Foto von Lea Loraine Ropella).

die Methankonzentrationen typischerweise höher als im Oberflächenwasser fern der Ufer ([4]). Methan wird daher von der Flachwasserzone ins offene Wasser transportiert ([2], [12]) und das Methan, das an der Wasseroberfläche von Seen diffusiv in die Atmosphäre freigesetzt wird, stammt zum überwiegenden Teil aus der Flachwasserzone ([12], [13]). Schiffswellen führen zu Turbulenz und zu Resuspension von Sedimenten in der Flachwasserzone. Dadurch erhöht sich der Transport von Methan aus dem Sediment in die Wassersäule, was zu einer Zunahme der Methankonzentrationen in der Flachwasserzone führt ([7]). Schiffswellen tragen daher zu den erhöhten Methankonzentrationen in der Flachwasserzone bei und verstärken dadurch den diffusiven Fluss von Methan in die Atmosphäre.

Zusätzlich zum diffusiven Fluss führen Blasen, die aus dem Sediment aufsteigen, zu einem Transport von Methan aus dem Sediment zur Wasseroberfläche und weiter zur Atmosphäre. Im Sediment entsteht eine Gasphase, wenn die Summe der Gleichgewichtspartialdrücke aller Gase größer ist als die Summe von Gesamtumgebungsdruck (Wasserdruck plus Atmosphärendruck) und Oberflächenspannung. Dies erfordert eine ausreichend große Produktion von Gas im Sediment. In Seen ist dies üblicherweise Methanproduktion. Die Freisetzung von Blasen aus dem Sediment erfolgt, wenn der Druck durch das Gas ausreicht, um das Sedimentgefüge aufzubrechen. Häufig wird die Blasenfreisetzung durch eine plötzliche Druckabnahme im Sediment auf Grund einer äußeren Veränderung in der Wassersäule ausgelöst, wie z. B. bei der saisonalen Abnahme des Wasserspiegels in Talsperren ([6]), täglichen Wasserspiegelschwankungen im Pump-Speicherbetrieb ([3]), schleusenbedingtem Abfall des Wasserspiegels oder der Passage von Schiffen in Fließgewässern ([11]). Der Blasenfluss von Methan ist häufig für den größten Anteil der Methanemission aus einem See verantwortlich ([1]). Allerdings ist die Datenlage zu seeweiten Emissionen von Methan durch Blasen auf Grund der zeitlichen und räumlichen Heterogenität der Blasenfreisetzung sehr begrenzt und insbesondere für große tiefe Seen praktisch nicht vorhanden.

Unsere neuen Messergebnisse vom Bodensee zeigen, dass Schiffswellen, selbst wenn sie in großem Abstand zum Ufer erzeugt werden, beim Einlaufen in die Flachwasserzone die Freisetzung von methanhaltigen Gasblasen auslösen und so zur Emission von Methan führen ([9]). Die schiffswelleninduzierte Freisetzung von Methanblasen findet zwar nur während den kurzen Zeitintervallen der Wellenpassagen statt, führt aber zu signifikanten Emissionen von Methan ([9]).

MESSUNG DES DURCH GASBLASEN FREISETZTEN GASVOLUMENS UND FELDEXPERIMENTE IM BODENSEE

Gasblasenflüsse wurden mithilfe von an der Universität Konstanz entwickelten Blasensammlern bestimmt (Abbildung 1). In den Blasensammlern wird das aufgefangene Gas in einen vertikal aufgestellten Zylinder überführt. Am oberen Ende dieses Zylinders befindet sich ein Sensor, der den Druckunterschied zwischen dem Gas im Zylinder und dem Umgebungswasser mit 1 Hz misst. Aus diesen Daten lässt sich das Volumen des aufgefangenen Gases berechnen und mit Hilfe gemessener Umgebungsbedingungen Druck und Temperatur auf das Gasvolumen unter Standardbedingungen (1 atm, 293,15 K) umrechnen (Details siehe [3], [9]). Der mit den aufgefangenen Gasblasen einhergehende Gasfluss wurde aus der Änderung des Gasvolumens mit der Zeit unter Verwendung eines einfachen digitalen Filters berechnet. Für die nachfolgend vorgestellten Ergebnisse wurde die Zeitreihe der Gasvolumina unter Standardbedingungen mit einem gleitenden Mittelwert geglättet (300 Werte bzw. 5 Minuten). Die Änderung der gefilterten Gasvolumina pro Zeiteinheit wurde gleitend über die Zeitreihe aus den Unterschieden der Gasvolumina in 5-Minuten-Abständen berechnet. Den Gasfluss erhält man aus der Änderung des Gasvolumens pro Zeit bezogen auf die Querschnittsfläche des Auffangtrichters des Blasensammlers.

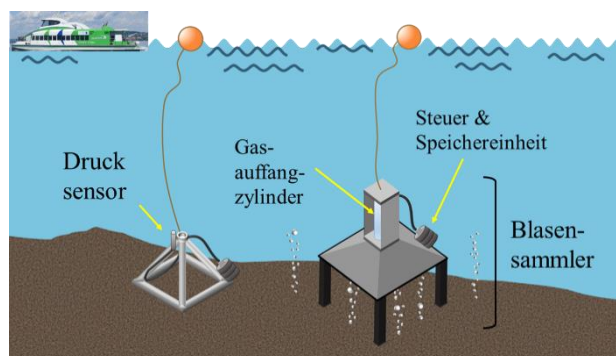


Abbildung 1: Messung von Gasblasenfluss und Welleneigenschaften in der Flachwasserzone. Aufstellung von Blasensammler und Drucksensor in der Flachwasserzone auf dem Sediment. Zusätzlich wurde eine weitere Messeinheit zur Erfassung von Wassertemperatur und Druck installiert.

Die Welleneigenschaften der einlaufenden Schiffswellen wurden, wie in diesem Band in Kapitel 3 [14] beschrieben, aus zeitlich hochaufgelösten Druckmessungen (16 Hz) berechnet. Unter Berücksichtigung der wellenlängenabhängigen Abnahme des Drucks mit der Tiefe wurden außerdem die mit den Wellen einhergehenden Druckänderungen an der Sedimentoberfläche bestimmt. Die Zeitserie wurde in Minutenintervalle aufgeteilt und in jedem Minutenintervall die Welle mit der größten Wellenhöhe identifiziert. Die von der Welle mit der größten Wel-

lenhöhe H_{max} erzeugte Druckabnahme an der Sedimentoberfläche wird im Folgenden mit dp_{max} beschrieben, wobei bei dp_{max} wegen der Druckabnahme negative Werte hat.

Gasfluss und Wellenmessungen wurden kontinuierlich vom 11.07.2024 bis zum 05.08.2024 gleichzeitig an den zwei Standorten S_{CH-7} und S_{CH-1} am Schweizer Ufer und zu unterschiedlichen Zeiten in der Saison am Standort S_{obg} in der Oberen Güll durchgeführt (Abbildung 2). Die Wassertiefe an den Stationen S_{CH-7} und S_{CH-1} war 2,5 m, an der Station S_{obg} 1,7 m. Entlang der Schiffsrouten des Katamarans und der Autofähre Konstanz–Meersburg werden Wellen erzeugt, die schließlich in die Flachwasserzonen an den verschiedenen Messstationen einlaufen (Abbildung 2). Mit Hilfe des empirischen Modells zur Uferexposition und Ausbreitung von Schiffswellen (siehe Kapitel 3 in diesem Band [14]) wurden die Ankunftszeiten der Katamaranwellen an S_{CH-7} , S_{CH-1} und S_{obg} aus einer typischen Fahrtroute des Katamarans von Friedrichshafen nach Konstanz und dem Fahrplan des Katamarans prognostiziert. Die Ankunftszeiten der Wellen der Autofähre an S_{obg} wurden aus der Fahrtroute der Autofähre von Meersburg nach Konstanz und dem entsprechenden Fahrplan vorhergesagt.

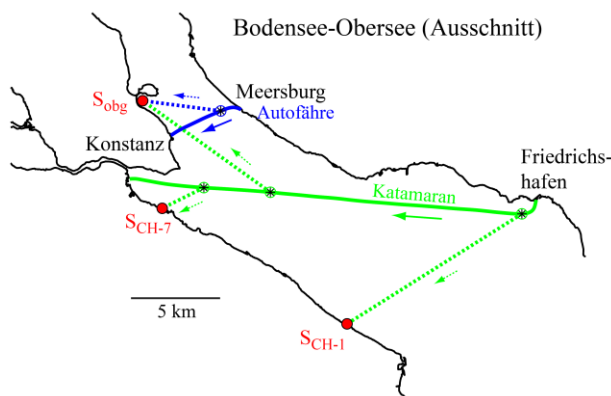


Abbildung 2: Messstandorte, Schiffsrouten und Wellenausbreitung. Schiffsrouten sind als durchgezogene Linien dargestellt: Katamaranfahre hellgrün und Autofähre blau. Die Ausbreitung der von diesen Schiffen erzeugten Wellen bis zum Einlaufen in die Flachwasserzone an den Messstandorten (gestrichelte Linien) wurde mit dem vereinfachten Schiffswellenausbreitungsmodell (Wellenausbreitung erfolgt 35° zur Schiffsroute) berechnet.

AUSLÖSUNG VON GASFLÜSSEN DURCH WELLEN DES KATAMARANS

An der Station S_{CH-7} traten tagsüber regelmäßig im Stundenabstand große Blasenflüsse auf (Abbildung 3a). Diese Ereignisse mit großer Blasenfreisetzung hingen eng

zusammen mit dem Einlaufen von Wellen, die vom Katamaran auf seiner Route von Friedrichshafen nach Konstanz erzeugt wurden. Katamaranwellen ließen sich in den Beobachtungen relativ zuverlässig identifizieren, da sie wegen der hohen Fahrtgeschwindigkeit des Katamarans Perioden von ca. 4 s oder größer aufweisen (Abbildung 3d). Die mit Hilfe des empirischen Modells zur Wellenausbreitung (Kapitel 3 in diesem Band [14]) prognostizierten Ankunftszeiten des Katamarans an der Station S_{CH-7} lagen etwa 2 Minuten vor den beobachteten Ankunftszeiten und wurden daher um 2 Minuten verschoben. Das Muster der so berechneten Ankunftszeiten der Katamaranwellen stimmte sehr gut mit den Wellenbeobachtungen überein (Abbildung 3a). Die maximalen Wellenhöhen der Katamaranwellen an der Station S_{CH-7} lagen zwischen 0,1 und 0,2 m (Abbildung 3c). Mit den Katamaranwellen gingen Druckabnahmen am Sediment einher (Abbildung 3b), die offensichtlich ausreichend groß waren, um die Freisetzung von Gasblasen auszulösen (Abbildung 3a, b).

Das zeitliche Muster der Blasenfreisetzungseignisse an Station S_{CH-7} stimmte sehr gut mit dem Muster der Ankunftszeiten der Katamaranwellen überein (Abbildung 3a, 3a–d). An Sonntagen und Samstagen fanden am Morgen die ersten Blasenfreisetzungseignisse um 9 Uhr statt, an Wochentagen, an denen der Katamaran früher fährt, dagegen bereits um 7 und 8 Uhr (Abbildung 4). Die zusätzlichen Abendfahrten des Katamarans an Samstagen führten zu Blasenfreisetzungseignissen um 21 und 23 Uhr, die an den anderen Tagen um diese Zeiten nicht auftraten (Abbildung 4).

Gegen Ende des in Abbildung 3 dargestellten Tages (15. Juli 2024, ab 22:00) wurden die Wellen mit den größten Wellenhöhen durch Wind verursacht. Letzteres lässt sich an den vergleichsweise kleinen Wellenperioden erkennen. Da solche Windwellen kleine Wellenlängen haben, nehmen die mit diesen Wellen einhergehenden Druckfluktuationen mit der Tiefe stärker ab als bei den langwelligeren Katamaranwellen. Obwohl die Windwellen an Station S_{CH-7} höhere Wellenhöhen aufwiesen als die Katamaranwellen (Abbildung 3c), war dp_{max} an der Sedimentoberfläche in 2,5 m Wassertiefe durch die Windwellen kleiner als durch die Katamaranwellen (Abbildung 3b). Dies kann einer der Gründe sein, warum mit den beobachteten Windwellen keine großen Blasenflüsse verbunden waren (Abbildung 3a). Möglicherweise spielte für die Auslösung von Blasenfreisetzung auch die Dauer der Druckentlastung am Sediment eine Rolle, die bei den vergleichsweise langen Perioden der Katamaranwellen größer ist als bei den kürzeren Perioden der Windwellen.

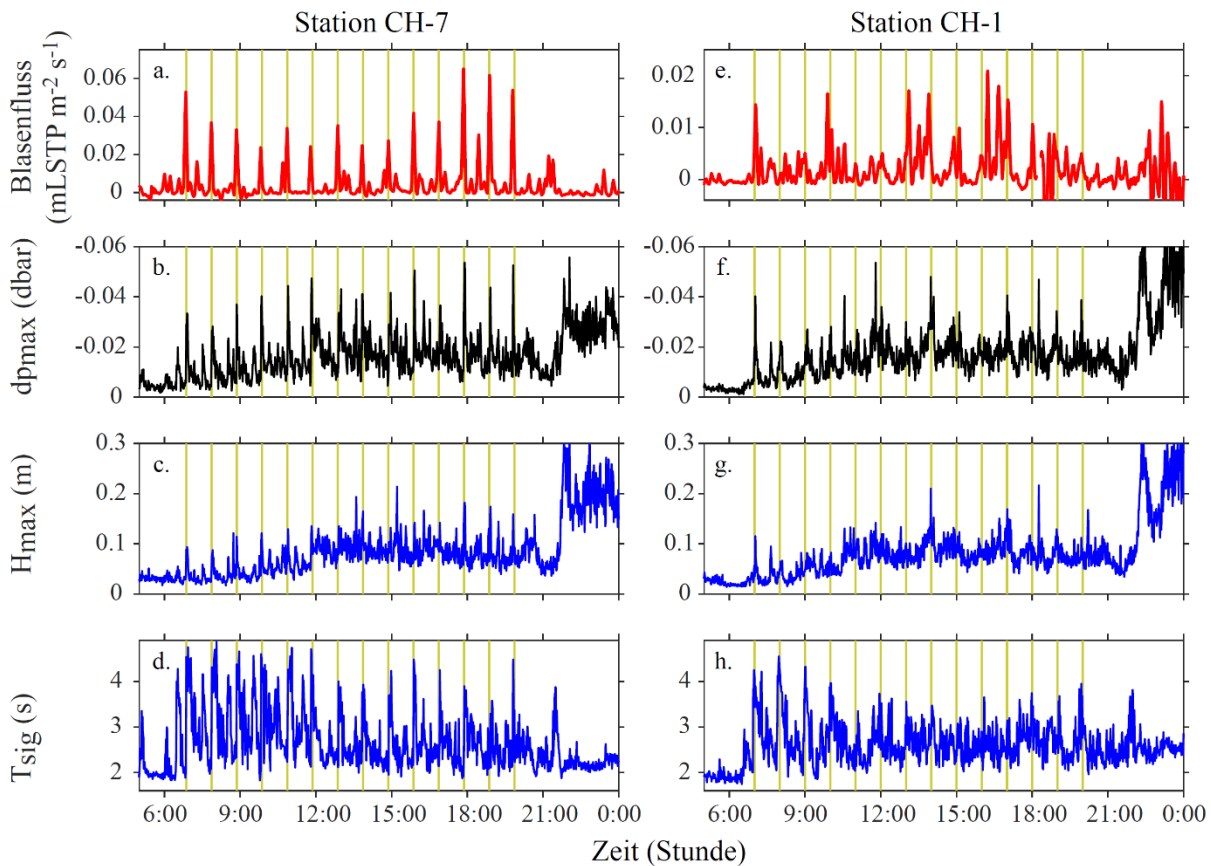


Abbildung 3: Blasenflüsse und Eigenschaften der an den Messstandorten S_{CH-7} und S_{CH-1} einlaufenden Wellen. An Station S_{CH-7} sind die Blasenflüsse (a) deutlich größer als an Station S_{CH-1} (e) (der maximalen Werte der Skala in (e) ist dreimal kleiner als in (a)). Das zeitliche Muster der vom Katamaran erzeugten und in das Ufer einlaufenden Wellen wurde mit Hilfe des empirischen Modells zur Ausbreitung von Schiffswellen (Kapitel 3 in diesem Band, [[14]]) und dem Fahrplan des Katamarans prognostiziert (ockergelbe Linien). An Station S_{CH-7} wurden auf Grund der Beobachtungen die prognostizierten Einlaufzeiten der Katamaranwellen um 2 Minuten zu späteren Zeiten verschoben. Die Messungen wurden an beiden Stationen am 15. Juli 2024 durchgeführt.

An Station S_{CH-1} stimmten prognostizierte und gemessene Ankunftszeiten der Katamaranwellen überein. Die Wellen des Katamarans trafen bei S_{CH-1} etwa 8 Minuten später ein als an S_{CH-7} , obwohl die bei S_{CH-1} einlaufenden Wellen deutlich früher entlang der Fahrtroute erzeugt wurden als diejenigen bei S_{CH-7} . Der Grund für die späte Ankunft der Wellen an S_{CH-1} liegt darin, dass die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Wellenpakete v_g deutlich geringer ist als die Schiffsgeschwindigkeit v_o ($v_g = 0,41 \cdot v_o$) und die zurückgelegte Strecke der bei S_{CH-1} einlaufenden Schiffswellen mit 11,5 km deutlich größer war als bei S_{CH-7} (2,6 km) (Abbildung 2). Auf Grund der großen Laufstrecke waren die Wellenhöhen der Katamaranwellen und die mit diesen Wellen einhergehenden Druckabnahmen dp_{max} an S_{CH-1} kleiner als an S_{CH-7} (Abbildung 3g, f). Die mit dem Einlaufen von Katamaranwellen einhergehenden Blasenflüsse waren an S_{CH-1} (Abbildung 3e) deutlich geringer als an S_{CH-7} (Abbildung 3a). Außerdem gab es an Station S_{CH-1} zu den prognostizierten Ankunftszeiten von Katamaranwellen nicht jedes Mal ein Blasenfreisetzungereignis (Abbildung 4e–f).

Das Einlaufen von Katamaranwellen, und damit auch die durch die Katamaranwellen induzierte Freisetzung von Blasen, waren kurzfristige Ereignisse, die nur tagsüber stattfanden. Um die Auswirkung der Katamaranwellen auf den Gesamtblasenfluss innerhalb eines Tages untersuchen zu können, wurde der Blasenfluss ohne Einfluss von Katamaranwellen und der durch Katamaranwellen zusätzlich induzierte Blasenfluss geschätzt. Dazu wurde angenommen, dass die durch Katamaranwellen induzierte Freisetzung von Blasen nur die Blasenflüsse innerhalb eines Zeitfensters von 15 Minuten um den Zeitpunkt des Einlaufens der Katamaranwellen beeinflussen (7 Minuten vor und 7 Minuten nach dem prognostizierten Einlaufen). Der Mittelwert der Blasenflüsse innerhalb eines Tages ohne die Zeiten mit Katamaranwelleneinfluss kann dann als Tagesmittelwert des Blasenflusses ohne Schiffswelleneinfluss angesehen werden. Das gesamte Gasvolumen, das innerhalb eines Tages ohne Schiffswellen pro Fläche freigesetzt würde, $v_{d,o-s}$, ist dann der mittlere Blasenfluss ohne Schiffswellen multipliziert mit der Zeit eines vollen Tages. Dieses Vorgehen geht davon aus, dass während der

Zeiten mit Schiffswelleneinfluss auch ohne die Störung durch Schiffswellen ein Blasenfluss mit dem gleichen mittleren Blasenfluss wie im Rest des Tages erfolgt. Der zusätzliche Blasenfluss, der innerhalb eines Tages ausschließlich durch die Schiffswellen ausgelöst wird, $v_{d,s}$, ergibt sich aus der Differenz zwischen dem während eines Tages insgesamt pro Fläche freigesetzten Blasenvolumens v_d und dem Blasenvolumen, das ohne Schiffswelleneinfluss pro Fläche und Tag freigesetzt wurde ($v_{d,s} = v_d - v_{d,o-s}$).

An Station S_{CH-7} war sowohl das pro Tag durch alle Blasen freigesetzte Gasvolumen, als auch der Beitrag des pro Tag durch Katamaranwellen ausgelösten Blasenvolumens deutlich größer als an Station S_{CH-1} (Abbildung 5a, b; Tabelle 1). Insgesamt wurde an Station S_{CH-7} etwa 80 % mehr Gas freigesetzt als an Station S_{CH-1} (Tabelle 1). Ohne die Störung der Flachwasserzone durch Katamaranwellen würde allerdings an Station S_{CH-7} im Mittel nur ca. 30 % mehr Gas freigesetzt werden als an Station S_{CH-1} (Abbildung 5c; Tabelle 1). An Station S_{CH-7} lieferten die durch Katamaranwellen ausgelösten Blasen einen zusätzlichen Gasfluss, der etwa 59 % der Gasfreisetzung von Blasen ohne Schiffswelleneinfluss und 37 % des Gesamtblasen-

flusses entspricht. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass an Station S_{CH-7} die Gasproduktion im Sediment etwas höher war als Station S_{CH-1} , der größte Unterschied zwischen den beiden Stationen in Bezug auf Gasblasenfreisetzung aber an der Auslösung von Blasenflüsse durch Wellen des Katamarans lag, die an S_{CH-7} regelmäßig und deutlich größere Gasvolumina freisetzen als an S_{CH-1} .

Tabelle 1: Mittelwerte der Gasflüsse durch Blasen an den Messstationen S_{CH-7} und S_{CH-1} und das Verhältnis dieser Gasflüsse. Unterschieden werden Gasflüsse, die ohne Katamaranwellen auftreten würden und die, die zusätzlich durch Katamaranwellen induziert werden.

	Mittlere Gasfluss Station S_{CH-7} mmol m ⁻² d ⁻¹	Mittlerer Gasfluss Station S_{CH-1} mmol m ⁻² d ⁻¹	Verhältnis Gasflüsse S_{CH-7}/S_{CH-1}
			-
Gesamt	12,8	7,2	1,8
Hintergrund (ohne Schiffswellen)	8,0	6,3	1,3
Induziert durch Katamaranwellen	4,7	0,8	5,9

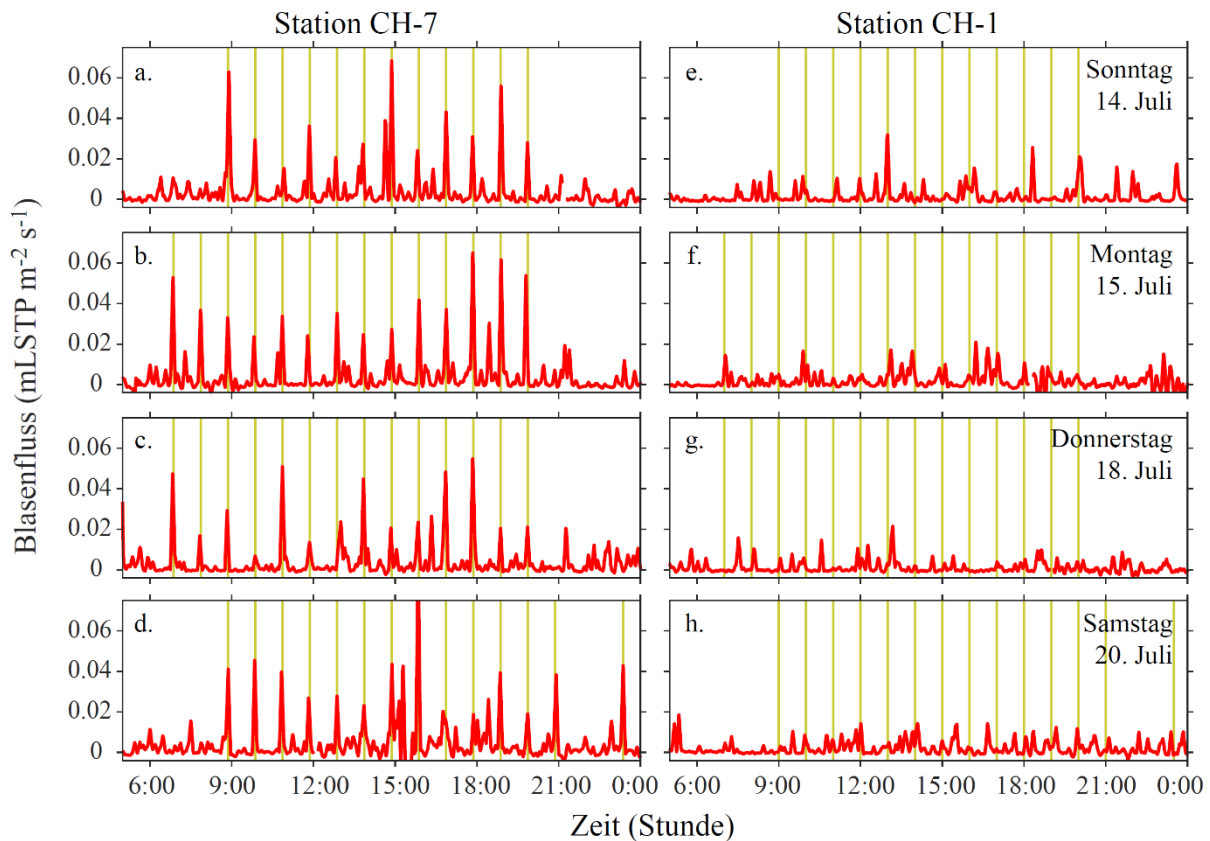


Abbildung 4: Blasenflüsse und einlaufende Katamaranwellen an unterschiedlichen Wochentagen. An Station S_{CH-7} traten jedes Mal, wenn Katamaranwellen in die Uferzone einliefen, Ereignisse mit hohen Blasenflüssen auf. An Station S_{CH-1} waren die Blasenflüsse generell erheblich niedriger als an Station S_{CH-7} und einlaufenden Katamaranwellen waren nicht immer mit erhöhten Blasenflüssen verbunden. An Station S_{CH-7} am Samstag 20. Juli 15:50 war der Blasenfluss 0,09 mL STP m⁻² s⁻¹ und ist daher an der oberen Grenze in (Abbildung 4d) abgeschnitten.

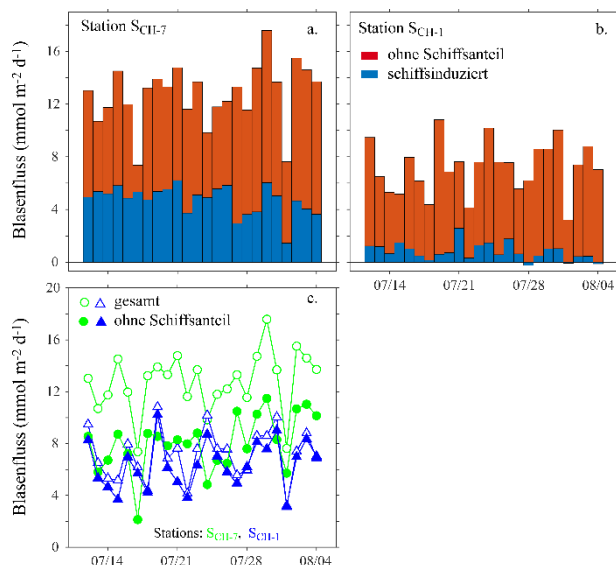


Abbildung 5: Vergleich der Gasflüsse durch schiffswelleninduzierte Gasblasenereignisse, ohne Schiffswelleneinfluss, und der gesamter Gasfluss. Blasenflüsse an der Messstation S_{CH-7} (a) und S_{CH-1} (b) und an beiden Stationen im Vergleich (c).

Auslösung von Gasflüssen durch Wellen der Autofähren

In der Oberen Güll traten an Station S_{obj}, wie an Station S_{CH-7}, tagsüber regelmäßig große Blasenflüsse auf, wenn Katamaranwellen in die Uferzone einliefen (Abbildung 6). Diese Wellen werden vom Katamaran auf seiner Fahrt von Friedrichshafen nach Konstanz erzeugt (Abbildung 2) und haben bereits 8,8 km zurückgelegt, bevor sie in der Oberen Güll eintreffen und zur Freisetzung von Gasblasen führen. Allerdings gab es in der Oberen Güll noch weitere Ereignisse mit erhöhten Blasenflüssen, die nicht durch Katamaranwellen ausgelöst wurden. In die Obere Güll laufen tagsüber Schiffswellen verschiedener Fahrgastschiffe ein, u. a. Wellen des Katamarans und weiterer Personenschiffe, aber vor allem die Wellen verschiedener Autofähren, die tagsüber im 15 Minuten Takt zwischen Meersburg und Konstanz verkehren. Nachts fahren dagegen nur Autofähren und zwar im Stundentakt. Typischerweise wird während einer gesamten Nacht die gleiche Fähre für alle Überfahrten eingesetzt. In der Oberen Güll laufen nur diejenigen Wellen der Autofähren ein, die auf der Route von Meersburg nach Konstanz in etwa 4,4 km Entfernung von der Oberen Güll erzeugt werden. Beim Einlaufen dieser Fährwellen in die Flachwasserzone der Oberen Güll waren die von dem FS *Lodi* erzeugten Wellen deutlich größer als die des älteren Fährschiffes FS *Meersburg* (Abbildung 6c, k und Kapitel 3 in diesem Band [14]) und führten im Unterschied zu den Wellen des Fährschiffes FS *Meersburg* zu einer Störung der Sedimente, die ausreichte, um Blasenfreisetzung auszulösen (vgl. Abbildung 6a–b, i–j).

Beobachtungen zwischen Mai und September dokumentieren, dass schiffswelleninduzierte Blasenfreisetzungseignisse in der Oberen Güll regelmäßig und mit sehr ähnlichem Muster wie in Abbildung 6 auftreten. Im Gegensatz dazu zeigten Messungen im April und Oktober in der Oberen Güll keine Blasenfreisetzung. Vermutlich müssen die Wassertemperaturen ausreichend hoch sein, damit im Sediment genügend Methan für die Bildung von Gasblasen produziert werden kann.

Schätzung der durch Schiffswellen freigesetzten Methan-Menge

Gasblasen, die aus dem Sediment in der Flachwasserzone der Oberen Güll freigesetzt wurden, bestanden zu etwa 80 % aus Methan. Dieser Methananteil in den Gasblasen stimmt sehr gut mit Messungen anderer Studien überein, in denen Gasblasen aus Sedimenten von Flachwasserzonen untersucht wurden ([11], [18]). Nimmt man an, dass alle Blasen aus den Sedimenten der Flachwasserzone des Bodensees zu 80 % aus Methan bestehen, dann wird allein durch die Wellen des Katamarans an der Station S_{CH-7} ein Methanfluss von etwa $60 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ausgelöst.

Unter der Annahme, dass die Gasblasen beim Aufstieg über die kurze Strecke vom Sediment der Flachwasserzone bis zur Wasseroberfläche kein Gas an das Umgebungswasser abgeben, führt der schiffswelleninduzierte Gasblasenfluss an der Station S_{CH-7} zu einer Treibhausgasemission vom See in die Atmosphäre von $60 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Diese Methanemission ist etwa 30-mal größer als die mittlere Methanemission durch diffusiven Transport im Bodensee. Letztere wurde aus einer mittleren Methankonzentration von $0,2 \mu\text{mol L}^{-1}$ ([4], Messungen vom 9. Juli 2013 im Überlingersee, dem nördliches Teilbecken des Bodensees mit etwa 61 km^2 Oberfläche und maximaler Tiefe von 147 m) und einer typischen Gasaustauschgeschwindigkeit von $0,6 \text{ m d}^{-1}$ für Methan bei 20°C und Windgeschwindigkeiten bis $4,2 \text{ m s}^{-1}$ ([10]; [16]) grob geschätzt und liegt bei ca. $2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

Um die Emissionsraten der durch Katamaranwellen induzierten Methanemissionen aus dem gesamten Obersee abschätzen zu können, werden nicht nur Daten der durch Katamaranwellen ausgelösten Blasenflüsse, sondern auch die Flächen der betroffenen Uferzonen benötigt. Der Vergleich der Blasenflüsse an Station S_{CH-7} mit denjenigen an Station S_{CH-1} und S_{obj} deutet darauf hin, dass für die Freisetzung großer Blasenflüsse eine ausreichend große Druckabnahme am Sediment erforderlich ist. Im Folgenden wird angenommen, dass Katamaranwellen, die vom Katamaran bei Fahrtgeschwindigkeiten über 30 km h^{-1} erzeugt werden (als Tiefwasserwellen haben diese Schiffswellen Wellenlängen $\geq 30 \text{ m}$), in der Ufer-

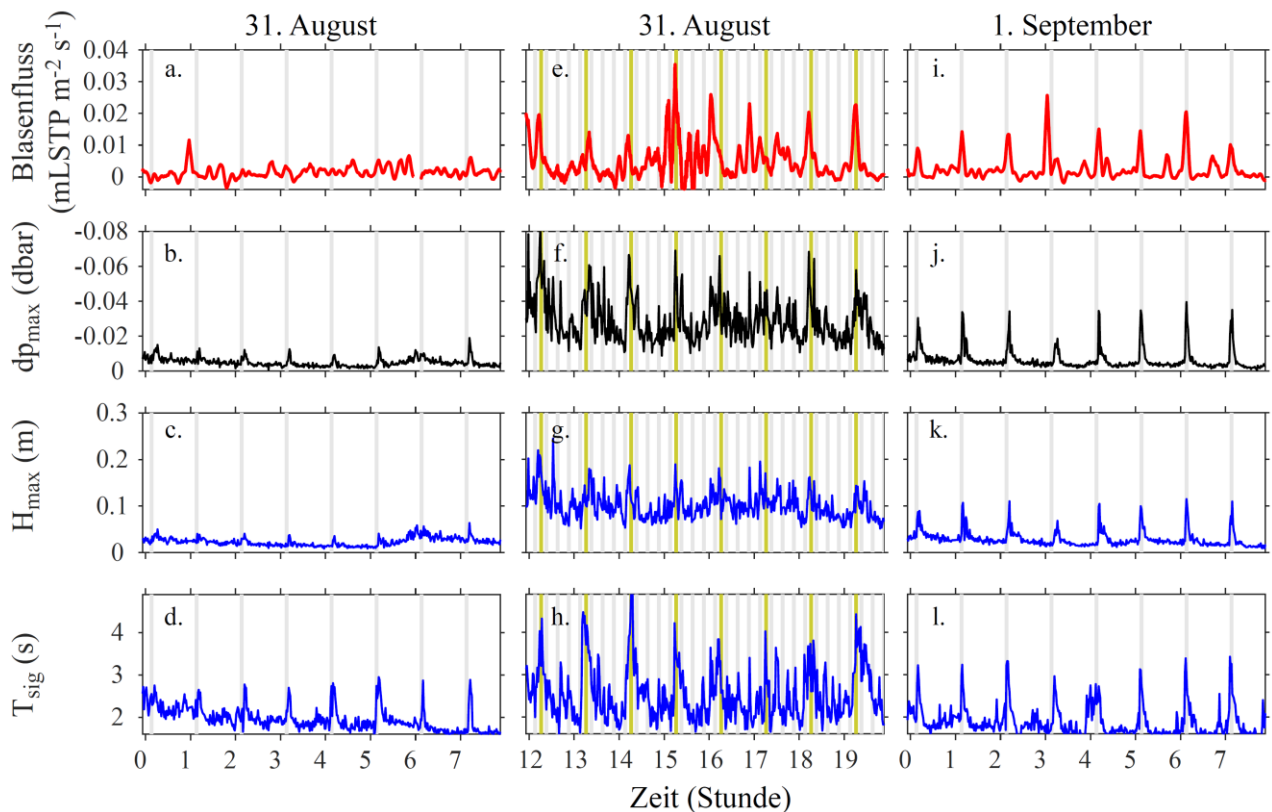


Abbildung 6: Blasenfreisetzung in der Oberen Güll durch Wellen der Autofähren und des Katamarans. Messungen an der Station Sobg bei 1,7 m Wassertiefe. Vertikale Linien: Ankunftszeiten der Wellen des Katamarans (ockergelbe Linien) und der Autofähren (graue Linien).

zone Wellenhöhen von mindesten 0,1 m haben müssen, um Blasenflüsse mit Methanemissionen in der oben abgeschätzten Größe auszulösen.

Nutzt man die Ergebnisse des empirischen Modells für die Ausbreitung von Katamaranwellen auf der Fahrt des Katamarans mit Schiffsgeschwindigkeiten $\geq 30 \text{ km h}^{-1}$, lassen sich die Uferabschnitte identifizieren, an denen die prognostizierten maximalen Wellenhöhen größer sind als 0,1 m. Geht man weiter davon aus, dass die durch die Katamaranwellen induzierte Blasenfreisetzung in einem Wassertiefenbereich zwischen 0,5 m bis 3,0 m Wassertiefe erfolgt, ergibt sich eine etwa $4 \times 10^6 \text{ m}^2$ große Fläche mit Blasenfreisetzung durch Katamaranwellen für Katamaranfahrten von Friedrichshafen nach Konstanz und eine etwa $6 \times 10^6 \text{ m}^2$ große Fläche für Fahrten in entgegengesetzter Richtung. Auf der gesamten Fläche von 10 km^2 würde ein durch Katamaranwellen ausgelöster Blasenfluss mit Freisetzung von $60 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ zu einer Gesamtemission von 600 kg CH_4 pro Tag führen. Allerdings zeigen Messungen an einer Station am Nordufer des Bodensees, dass dort die durch Katamaranwellen ausgelösten Methanflüsse nur etwa halb so groß wie an Station S_{CH-7} sind ([9]). Aber selbst wenn man diese niedrigeren Werte als mittlere Methanemission durch Katamaranwellen induzierte Blasenflüsse verwendet, ergibt sich

eine Gesamtemission von ca. 300 kg CH_4 pro Tag. Dieser Wert entspricht etwa einem Drittel der Gesamtemission von CH_4 pro Tag durch diffusiven Transport aus dem gesamten Bodensee während der Sommermonate. Die Gesamtemission durch diffusiven Transport wurde dabei aus dem diffusiven Fluss von $2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (siehe weiter oben) bei einer Gesamtoberfläche des Obersees von 473 km^2 auf rund 950 kg CH_4 pro Tag geschätzt.

Die durch Katamaranwellen ausgelösten Blasenflüsse sind allerdings nur ein Teil der insgesamt durch die Wellen aller Schiffe freigesetzten Gasblasen. Daher ist zu erwarten, dass die im Zusammenhang mit dem gesamten Schiffsverkehr auftretenden Methanemissionen nochmals deutlich größer sind als die durch die Katamaranwellen ausgelösten Methanemissionen.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Schiffswellen lösen die Freisetzung von Gasblasen aus dem Sediment aus. Da diese Gasblasen zum überwiegenden Teil aus Methan bestehen, trägt der Schiffsverkehr zur Freisetzung von Methan aus Seen bei. Nur unter warmen Witterungsbedingungen wird ausreichend Methan produziert, sodass Methanfreisetzung durch Blasen auf die Zeitperiode von spätem Frühling bis zum frühen

Herbst beschränkt ist. Diese Zeitperiode deckt sich allerdings mit der Saison der Fahrgast- und Freizeitschifffahrt. Eine grobe Schätzung der durch Katamaranwellen ausgelösten Gasblasenflüsse im Bodensee deutet darauf hin, dass die Wellen des Katamarans zur Freisetzung großer Mengen Methans führen, die an manchen Uferabschnitten fast 60 % des natürlicherweise durch Gasblasen emittierten Methans ausmachen können.

In den Sommermonaten liegt die Gesamtemission von Methan durch schiffswelleninduzierte Blasenfreisetzung im Bodensee in der gleichen Größenordnung wie die gesamte Freisetzung von Methan durch diffusiven Transport. Bei der Einschätzung der Emission von Methan durch Schiffswellen gibt es allerdings noch mehrere offene Fragen: Die Wahrscheinlichkeit, dass Störungen des Sediments zu Ereignissen mit verstärkter Blasenfreisetzung führen, hängt von der Größe und Intensität der Störung, den Sedimenteigenschaften und der Übersättigung des Porenwassers mit Methan ab. Letzteres wird durch die Produktion von Methan im Sediment beeinflusst, und hängt damit von der Temperatur und dem abbaubaren organischen Material im Sediment, dem Umgebungsdruck im Sediment, dem diffusiven Transport vom Methan aus dem Sediment und der Häufigkeit und Intensität des Methantransports durch Blasenfreisetzungseignisse ab. Für eine zuverlässigere Einschätzung der seeweiten Bedeutung von Schiffswellen für die Freisetzung von Methan durch Blasenflüsse sind daher weitere Messungen von Blasenflüssen notwendig: (a) an verschiedenen Uferabschnitten mit unterschiedlichen Sedimenteigenschaften, (b) in mehreren Tiefenbereichen der Flachwasserzone, (c) während Ereignissen mit Starkwind, (d) an Uferabschnitten mit Exposition zu Fahrgastschiffen und gleichzeitigem Auftreten verschiedener Schiffswellen in kurzen Abständen, (e) zu Zeiten mit unterschiedlichen Wassertemperaturen und (f) an mehreren nah beieinanderliegenden Standorten am gleichen Uferabschnitt, um die Heterogenität der Blasenflüsse bei gleichen Umweltbedingungen abschätzen zu können.

Unsere Untersuchungen zeigen aber bereits, dass Schiffswellen Blasenflüsse auslösen, die zu beachtlichen Methanemissionen führen und dass diese schiffswelleninduzierten Methanemissionen einen nicht zu vernachlässigen Anteil der Treibhausgasemission vom Bodensee beitragen.

DANKSAGUNG

Wir bedanken uns bei Devin Jachtmann für die intensive Mitarbeit bei den Feldkampagnen und der Kalibrierung der Messgeräte, bei Lea Loraine Ropella für das Foto vom Feldeinsatz der Messinstrumente und bei Soo Hyun Im für den Entwurf von Abbildung 1. Anton Pranger und

Karla Martínez-Cruz danken wir für konstruktive Kommentare zur Datenverarbeitung und -darstellung sowie für die kritische Durchsicht des Manuskriptentwurfs.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Bastviken, D., Cole, J., Pace, M., Tranvik, L. (2004): Methane emissions from lakes: dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochem Cycles* 18, GB4009, <https://doi.org/10.1029/2004GB002238>
- [2] Delsontro, T., Giorgio, P. A., Prairie, Y. T. (2018): No Longer a Paradox: The Interaction Between Physical Transport and Biological Processes Explains the Spatial Distribution of Surface Water Methane Within and Across Lakes. *Ecosystem* 21, 1073–1087, <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0205-1>
- [3] Encinas Fernandez, J., Hofmann, H., Peeters, F. (2020): Diurnal pump-storage operation minimizes methane ebullition fluxes from hydropower reservoirs. *Water Resources Research*. 56, e2020WR027221, <https://doi.org/10.1029/2020WR027221>
- [4] Encinas Fernandez, J., Peeters, F., Hofmann, H. (2016): On the methane paradox: Transport from shallow-water zones rather than in situ methanogenesis is the mayor source of CH₄ in the open surface water of lakes. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 121, 2717–2726, <https://doi.org/10.1002/2016JG003586>
- [5] Gabel, F., Lorenz, S., Stoll, S. (2017): Effects of ship-induced waves on aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment* 601-602, 926–939. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.206>
- [6] Harrison, J. A., Deemer, B. R., Birchfield, M. K., O'Malley, M. T. (2017): Reservoir water-level drawdowns accelerate and amplify methane emission. *Environmental Science & Technology* 51(3), 1267–1277, <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03185>
- [7] Hofmann, H., Federwisch, L., Peeters, F. (2010): Wave-induced release of methane: Littoral zones as a source of methane in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 55, <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.5.1990>
- [8] Le Mer, J., Roger, P. (2001): Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review, *Eur. J. Soil Biol.* 37, 25–50, [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6)
- [9] Lessmann, O., Martinez-Cruz, K., Ropella, L. L., Tutas, N., Peeters, F. (2025): Ship waves induce methane ebullition in the littoral zone of a large lake. *Authorea* <https://doi.org/10.22541/au.174283759.97027476/v1>
- [10] Liss, P. S., Merlivat, L. (1986): Air–sea gas exchange rates: Introduction and synthesis. In: Reidel, D. (Ed.), *The Role of Air–Sea Exchange in Geochemical Cycling*. Publishing Company, Dordrecht, The Netherlands, pp. 113–127. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4738-2_5
- [11] Maeck, A., Hofmann, H., Lorke, A. (2014): Pumping methane out of aquatic sediments – ebullition forcing mechanisms in an impounded river. *Biogeosciences* 11, 2925–2938, <https://doi.org/10.5194/bg-11-2925-2014>

- [12] Peeters, F., Encinas-Fernandez, J., Hofmann, H. (2019): Sediment fluxes rather than oxic methanogenesis explain diffusive CH₄ emissions from lakes and reservoirs. *Nature – Scientific Reports* 9: 42, <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36530-w>
- [13] Peeters, F., Hofmann, H. (2021): Oxic methanogenesis is only a minor source of lake-wide diffusive CH₄ emissions from lakes. *Nature Communication* 12(1), 1–5, <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21215-2>
- [14] Peeters, F., Lessmann, O., Ostendorp, W. (2025): Wellenbelastung durch Sport- und Fahrgastschifffahrt. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 73–108. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [15] Rosentreter, J. A., Borges, A. V., Deemer, B. R., Holgerson, M. A., Liu, S., Song, C., Melack, J., Raymond, P. A., Duarte, C. M., Allen, G. H., Olefeldt, D., Poulter, B., Battin, T. I., Eyre, B. D. (2021): Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources, *Nat. Geosci.* 14, 225–230, <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00715-2>
- [16] Schwarzenbach, R. P., Gschwend, P. M., Imboden, D. M. (2003): *Environmental organic chemistry*. A John Wiley & Sons.
- [17] Segers, R. (1998): Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes, *Biogeochemistry* 41, 23–51, <https://doi.org/10.1023/A:1005929032764>
- [18] Sepulveda-Jauregui, A., Walter Anthony, K. M., Martinez-Cruz, K., Greene, S., and Thalasso, F. (2015). Methane and carbon dioxide emissions from 40 lakes along a north–south latitudinal transect in Alaska. *Biogeosciences* 12, 3197–3223, <https://doi.org/10.5194/bg-12-3197-2015>

Kapitel 8

Auswirkungen von Ufermauern unter dem Einfluss von Wind- und Schiffswellen am nördlichen Bodenseeufer

Jens Peter Armbruster¹, Oliver Miler² und Wolfgang Ostendorp¹



- ⇒ Unsere Untersuchungen bestätigen, dass Ufermauern die hydromorphologischen und biologischen Eigenschaften im Litoral beeinträchtigen, was sich in Veränderungen von turbulenter Wasserbewegung, Oberflächensedimenten, Makrophyten und Makrozoobenthos zeigt.
- ⇒ Angesichts der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), den „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen, unterstreichen unsere Befunde den dringenden Handlungsbedarf zur Renaturierung verbauter Uferbereiche.
- ⇒ Die gewonnenen Erkenntnisse liefern wichtige Grundlagen für die Entwicklung spezifischer Bewertungsmethoden und die Planung künftiger Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Funktionen der Uferzone.

Kurzzusammenfassung

Seeufermauern stehen im Verdacht, die ökologischen Bedingungen in ihrem Vorfeld zu beeinträchtigen. In einer vergleichenden Freilanduntersuchung am Nordufer des Bodensee-Obersees wurden turbulente Wasserbewegung, Oberflächensedimenttextur, Makrophyten und Makrozoobenthos-Besiedlung an paarweise angeordneten Uferabschnitten mit bzw. ohne Ufermauer verglichen. An ufernahen Probenahmepositionen zeichneten sich die verbauten Uferabschnitte u. a. durch eine signifikant geringere Phytomassendichte der submersen Makrophyten, geringere Makrozoobenthos-Dichten, niedrigere Anzahl der Makrozoobenthos-Genera, -Familien und -Taxa sowie größere Korrosionsraten an Gips-Körpern aus (insgesamt 26 signifikante unterschiedliche Parameter). An uferfernen Positionen wurden lediglich sieben signifikante Unterschiede festgestellt. Dieser Text ist eine gekürzte und überarbeitete Fassung des Forschungsberichts Armbruster, J. P., Miler, O., Ostendorp, W. (2025), <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-rknkh5p4h4u96>

Abstract

Armbruster, J. P., Miler, O. and Ostendorp, W. (2025): Effects of retaining walls influenced by wind and ship waves on the northern shore of Lake Constance. In: Peeters, F., Köhler, R. and Ostendorp, W. (eds.), Ecological pressures from recreational boating and passenger ships on lakes in Germany: Conflicts between lake use for boating and water protection goals. 1st ed., Konstanz, p. 169–186. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

Retaining walls are suspected of impairing the ecological conditions in their foreshore. In a comparative field study, on the northern shore of Lake Constance, turbulent water movement, surface sediment texture, macrophytes and macroinvertebrates were compared on the basis of paired shore sections with and without retaining walls. At nearshore positions, the reinforced shore sections were characterised by significantly lower phytomass densities of submerged macrophytes, lower macroinvertebrate densities, lower numbers of macroinvertebrate genera, families and taxa as well as higher corrosion rates on gypsum bodies (a total of 26 significantly different parameters). Only seven significant differences were found at offshore positions. This text is an abridged and revised version of the research report Armbruster, J. P., Miler, O., Ostendorp, W. (2025), <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-rknkh5p4h4u96>

¹ Jens Peter Armbruster, Wolfgang Ostendorp, Arbeitsgruppe Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, jens.armbruster@yahoo.com, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de. Foto: Ufermauer in Hagnau, Bodensee-Obersee (© W. Ostendorp)

² Oliver Miler, AquaSciConsulting Dr. Miler, Petershauserstr. 22, 78467 Konstanz, oliver.miler@web.de

EINLEITUNG

Seeufer sind Übergangsräume, die terrestrische und pelagiale Ökosysteme von Seen verbinden ([9], [36], [41]). Sie stellen einzigartige Habitate für Pflanzen, Invertebraten, Amphibien, Fische und Vögel bereit und sind Zonen des Austausches von organischem Material sowie Nährstoffen zwischen terrestrischen und pelagialen Lebensräumen ([36], [41], [44], [45]).

Viele Seeufer unterliegen einem hohen anthropogenen Nutzungsdruck. Damit gehen uferstrukturelle Veränderungen einher, die der Erosionssicherung (Ufermauern), dem Hochwasserschutz, der Erholung (Strandbäder) und dem Wassersport dienen (Häfen, Steganlagen). Am Bodensee-Obersee sind ca. 63 % der gesamten Uferlänge durch Uferbauwerke verändert. Den größten Anteil aller Uferverbauungen nehmen dabei mit 33 % Betonmauern oder Mauern aus gesetzten und verfugten Steinen ein ([38]).

Ufermauern stehen unter dem Verdacht, die Integrität der Seeuferzone als Ökoton zu beeinträchtigen ([4], [40]). Damit stehen sie dem Umweltziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), den „guten ökologischen Zustand“ für alle berichtspflichtigen Seen zu erreichen, entgegen ([2], [28], [43]).

Der Schwerpunkt der Untersuchungen zu den Auswirkungen von Ufermauern lag jedoch bisher im marinen Bereich. An Binnenseen wurden bislang nur wenige Studien durchgeführt (zuletzt [25] und die darin aufgeführte Literatur).

Somit besteht diesbezüglich noch beträchtlicher Forschungsbedarf, der sich v. a. aus den Monitoring-Verpflichtungen der EG-WRRL ableitet. Dabei mangelt es bislang an spezifischen biologischen Bewertungsmethoden und routinemäßiger Überwachung des uferstrukturellen Zustands ([28]).

In diesem Beitrag untersuchen wir, inwieweit bodennahe Strömung und Turbulenz, Korngrößenverteilung der Oberflächensedimente, Makrophyten und Makrozoobenthos durch das Vorhandensein von Ufermauern beeinflusst werden. Wir erwarteten, dass

1. sich in einer ufernahen Zone signifikante Unterschiede zwischen mit Ufermauer verbauten und naturnahen Ufern zeigen,
2. die signifikanten Unterschiede in einer uferfernen Zone verschwinden.

Das Probenahme-Design wurde so angelegt, dass die Effekte von Störvariablen weitgehend ausgeschlossen wurden, wodurch signifikante Unterschiede zwingend auf die Existenz der Ufermauer zurückgeführt werden können. Die Ergebnisse sollen eine Einschätzung über die Wirkungen von Ufermauern im Hinblick auf die Umweltziele der EG-WRRL erlauben und Hinweise für künftige Renaturierungsmaßnahmen geben. Weitere Einzelheiten und Ergebnisse können [3] entnommen werden.

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Der Bodensee ist der drittgrößte (536 km²) und zweit-tiefste (251 m) See Zentraleuropas ([13]). Er teilt sich in den seichteren, mesotrophen Untersee sowie den tiefen, oligotrophen Obersee (472 km²) auf. Der Anteil des Litorals (0–10 m Wassertiefe) an der Gesamtfläche beträgt 14 % (66 km²). Der Bodensee ist einer der letzten großen Voralpenseen mit einem naturnahen Jahreswasserstandsgang. Die jahreszeitlichen Schwankungen des Wasserstands von im langjährigen Durchschnitt 1,9 m werden zu großen Teilen durch das nival-glaziale Abflussregime des Alpenrheins hervorgerufen. Im langjährigen Mittel erreicht der Pegel im Februar/ März seinen niedrigsten und im Juni seinen Höchststand. Der Mittelwasserstand des Obersees liegt bei 395,24 m NHN (Periode 01. Dezember 1990 bis 30. November 2021). Am Bodensee dominieren Winde aus West- bzw. Südwest (230–290°). Im Uferbereich finden sich eiszeitliche Geschiebe (Grundmoräne) und fluvioglaziale Schotter und Sande, die teils mit geringer Mächtigkeit über der Oberen Süßwassermolasse liegen. Stellenweise treten die Molasseplatten auch an die Oberfläche.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN

Die Geländeuntersuchungen und Probenahmen wurden am nördlichen Ufer des Bodensee-Obersees zwischen Überlingen und Nonnenhorn durchgeführt.

Fünf Uferstrecken wurden ausgewählt, um das Nordufer möglichst gut abzudecken (Abbildung 1). Gleichzeitig spiegeln die fünf Uferstrecken einen von West nach Ost verlaufenden Gradienten der Wellenbelastung wider.

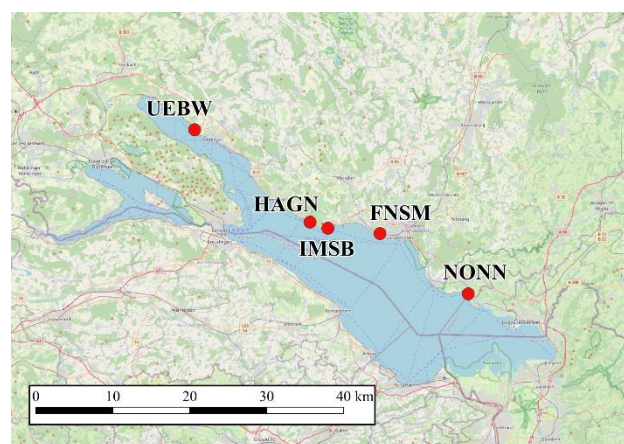


Abbildung 1:

Übersicht über die Lage der fünf Untersuchungsflächenpaare am nördlichen Bodenseeuferrand. Dargestellt sind die Uferstrecken in Überlingen (UEBW), Hagnau (HAGN), Immenstaad (IMSB), Friedrichshafen (FNSM) und Nonnenhorn (NONN); Kartengrundlage: Open Street Maps.

Bei der Auswahl der Uferstrecken wurde darauf geachtet, dass zusätzliche Beeinträchtigungen wie beispielsweise Badebetrieb oder Steganlagen keine Rolle spielten. Eine Uferstrecke setzte sich jeweils aus

- a) einem mit Ufermauer verbauten Abschnitt („TEST“, Abbildung 2) und
- b) einem unverbauten, naturnahen Uferabschnitt („REF“, Abbildung 3)

zusammen.

An jedem TEST- und REF-Abschnitt wurden

- a) eine ufernahe (NS) und
- b) eine uferferne (OS)

Probenahmeposition ausgewiesen.



Abbildung 2:

Mit Ufermauer bewehrter Uferabschnitt in Friedrichshafen (FNSM-TEST). Zu erkennen sind die beleuchtete Boje für den Drucksensor (Wellenmessungen) sowie die orangefarbenen Bojen, welche die Lage der Probenahmepositionen kennzeichnen; UTM 32N 533984 5278016; 13. Juni 2019 © J. P. Armbruster.



Abbildung 3:

Naturnaher Uferabschnitt in Friedrichshafen (FNSM-REF). Am Ufer ragt ein Sturzbaum in den See hinein (linker Bildrand: Weide, *Salix* sp.); UTM 32N 533815 5278071; 23. Mai 2019 © J. P. Armbruster.

Zunächst wurden die Probenahme-Positionen einer Uferstrecke am TEST-Abschnitt festgelegt (NS – 1,5 m und OS – 10 m uferliniennormal seewärts des Mauerfußes). Anschließend wurden am REF-Abschnitt derselben Uferstrecke die entsprechenden Positionen so festgelegt, dass sie annähernd die gleiche Wassertiefe, aber nicht notwendigerweise die gleiche Uferentfernung hatten.

Alle Positionsdaten verwenden WGS84 UTM 32N als Koordinatenbezugssystem. Höhenangaben sind im Bezugssystem DHHN92 angegeben (m NHN Normalhöhennull).

MESSGRÖSSEN

An jeder der 20 Probenahmepositionen wurden die nachfolgend genannten Zielvariablen *Y* sowie potentielle Störvariablen *Z* gemessen. Nähere Informationen zu den Positionen, der Vorgehensweise bei der Probenahme, die Berechnung der statistisch ausgewerteten Parameter sowie die Datentabellen können einem detaillierten Arbeitsbericht entnommen werden ([3], vgl. auch [25]).

Ziel-(Response-)Variablen

- 1) Korrosionsrate ($\Delta m/\Delta t$, $\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) von standardisierten Gipskörpern als Indikator der bodennahen Strömung und Turbulenz (*Gypsum dissolution technique*, *GDT*),
- 2) Prozentuale Anteile der Korngrößenklassen der Oberflächensedimente (*PSD*, %),
- 3) Flächendeckungsgrad von Geröllen ($d > 35 \text{ mm}$) auf dem Seeboden (*COC*, $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$),
- 4) Deckungsgrad der submersen Makrophyten-Vegetation (*SMC*, %),
- 5) aschefreie Phytomassedichte (*AFDW*, g m^{-2}),
- 6) prozentuale Deckungsanteile der Makrophyten-Arten (%),
- 7) Artenzahl der submersen Makrophyten (*SNSM*, Arten),
- 8) Sohlniveau der oberen Wuchsgrenze der submersen Makrophyten – Obere Makrophytengrenze (*OMG*, m NHN),
- 9) Gesamtdichte der Makroinvertebraten (*MZB*) im standörtlich vorliegenden Substrat [*pz_insitu*, Individuen m^{-2} , Abbildung 6] sowie in drei Typen künstlicher Substrate, welche niedrige (Betonplatte *pz_Bet*, Individuen m^{-2} , Abbildung 7), mittlere (Hochlochziegel *pz_Zvor*; *pz_Zmit*; *pz_Zhin*; Individuen m^{-2} , Abbildung 8) und hohe Substratkomplexität (Gabione *pz_Gab*, Individuen m^{-2} , Abbildung 9) simulieren,
- 10) daraus abgeleitet verschiedene *MZB*-Metrics (vgl. <https://gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perlodes-online.html>).

Störvariablen

- 1) Länge des Uferabschnitts (*lAbs*, m)
- 2) Exposition der Uferlinie (*Expo*, °)
- 3) Breite der unteren Eulitoral-Zone (*wEul*, m)
- 4) Neigung der unteren Eulitoral-Zone (*nEul*, °)
- 5) Breite des Sublitorals (*wSub*, m)
- 6) Neigung des Sublitorals (*nSub*, °)
- 7) Sohlniveau der Probenahmepositionen (*WD*, m NHN)

Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse untereinander zu gewährleisten, wurde auf eine möglichst zeitgleiche Beprobung der Uferstrecken geachtet (Abbildung 4). Die Beprobung der Uferabschnitte einer Uferstrecke fand immer am selben Tag statt.

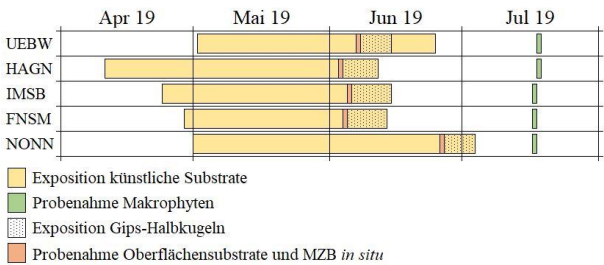


Abbildung 4: Übersicht über die im Zeitraum von April bis Juli 2019 durchgeführten Freilanduntersuchungen.

Design und statistische Auswertung

Das Untersuchungsdesign entsprach einem faktoriellen Probenahmeplan mit paarweisen Messwerten ($n_1 = n_2 = 5$ Uferstrecken), wobei TEST-Abschnitte (mit Ufermauer) und REF-Abschnitte (naturbelassene Ufer) verglichen wurden. Die Vergleiche der Zielvariablen *Y* wurden in gleicher Weise für die ufernahe (NS) und die uferferne Position (OS) durchgeführt:

- 1. $Y_{NS,TEST} - Y_{NS,REF} = \Delta Y_{NS}$
- 2. $Y_{OS,TEST} - Y_{OS,REF} = \Delta Y_{OS}$

ΔY wurde parametrisch (*t*-Test für paarweise angeordnete Messwerte, $H_0: \Delta Y = 0$) und nicht-parametrisch (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test) getestet.

Wir erwarteten, dass signifikante Abweichungen der Zielvariablen von Null ($\Delta Y \neq 0$; $p < 0,05$) für ΔY_{NS} wesentlich häufiger und ausgeprägter auftreten, als für ΔY_{OS} . Weiterhin erwarteten wir, dass sich die paarweisen Differenzen der Störgrößen *Z* nicht von Null unterscheiden. Unter der Gültigkeit beider Hypothesen kennzeichnet die NS-Position den Mauereffekt, während die OS-Position die sonstigen lokalen Unterschiede zwischen den naturnahen und den mit Mauern bewehrten Abschnitten abbildet. Die statistischen Analysen wurden mit R 4.4.1 ([30]) und RStudio 2024.09.0 ([31]) durchgeführt.

ERGEBNISSE

Prüfung der Voraussetzungen

Die paarweisen Differenzen ΔZ der Störvariablen Länge des Uferabschnitts (*lAbs*), Exposition (*Expo*), Breite unteres Eulitoral (*wEul*) sowie Breite bzw. Neigung des Sublitorals (*wSub* bzw. *nSub*) waren nicht signifikant verschieden von Null.

Signifikante Unterschiede wurden bei den paarweisen Differenzen der Neigung des unteren Eulitorals festgestellt (*nEul*). Dabei zeichneten sich die mit Ufermauer bewehrten Uferabschnitte (TEST) durch höheres Gefälle als die naturbelassenen Uferabschnitte (REF) aus (Tabelle 1).

Tabelle 1:

Übersicht über die Ergebnisse der paarweisen *t*-Tests der Störvariablen *Z*: Länge des Uferabschnitts (*lAbs*), Exposition (*Expo*), Breite der unteren Eulitoral-Zone (*wEul*), Neigung der unteren Eulitoral-Zone (*nEul*), Breite des Sublitorals (*wSub*) und Neigung des Sublitorals (*nSub*). Angegeben sind Mittelwert sowie Standardabweichung der Störvariablen *Z* an TEST- (Z_{TEST}) und an REF-Abschnitten (Z_{REF} , $M \pm SD$, $n = 5$), Mittelwert und Standardabweichung der paarweisen Differenzen ΔZ sowie *t*- und *p*-Werte.

<i>Z</i>	Einheit	Z_{TEST}	Z_{REF}	ΔZ	Statistik	
		$M \pm SD$	$M \pm SD$	$M \pm SD$	<i>t</i>	<i>p</i>
<i>lAbs</i>	m	49 ± 16	141 ± 127	-92 ± 136	-1,52	0,204
<i>Expo</i>	°	199 ± 38	217 ± 28	-18 ± 23	-1,73	0,159
<i>wEul</i>	m	5 ± 4	19 ± 15	-14 ± 16	-1,97	0,120
<i>nEul</i>	°	11,6 ± 6,0	3,7 ± 3,3	7,9 ± 6,2	2,86	0,046
<i>wSub</i>	m	225 ± 141	234 ± 136	-9 ± 41	-0,47	0,665
<i>nSub</i>	°	2,0 ± 2,4	0,9 ± 0,6	1,1 ± 2,8	0,88	0,428

Sohlniveau der Probenahmepositionen

Im Mittel aller Uferabschnitte ($n = 10$) lag das Sohlniveau der Probenahmepositionen (*WD*) der ufernahen Positionen (NS) auf 394,68 m NHN und damit 0,36 m oberhalb der uferfernen Positionen (OS, 394,32 m NHN). Die paarweisen Differenzen ΔZ von *WD* unterschieden sich weder in NS noch in OS signifikant von Null (Tabelle 2).

Turbulente Wasserbewegungen

Korrosionsrate der Gipskörper

Nach einer durchschnittlichen Expositionsdauer von 190 ± 21 h ($M \pm SD$, $n = 60$ Gipskörper) hatten die Gips-Halbkgeln zwischen 29,3 und 77,1 % ihrer ursprüng-

lichen Masse verloren. Die Werte für die Korrosionsrate $\Delta m/\Delta t$ lagen zwischen 14,4 und 38,3 g m⁻² h⁻¹ ($M = 28,63$ g m⁻² h⁻¹) (Tabelle 3). An den naturnahen Referenz-Abschnitten (REF) unterschied sich $\Delta m/\Delta t$ nahezu nicht zwischen ufernaher (NS) und uferferner Zone (OS).

An den NS-Positionen zeigte sich ein schwach signifikanter Mauereffekt, wobei im Mittel $\Delta m/\Delta t$ an verbauten Uferabschnitten (TEST) gegenüber REF um 13 % erhöht war. An den OS-Positionen verschwanden die Unterschiede zwischen TEST- und REF-Abschnitten. Die paarweisen Differenzen unterschieden sich nicht von Null.

Tabelle 2:

Übersicht über die Ergebnisse der paarweisen *t*-Tests des Sohl-niveaus der Probenahme-positionen (WD). Angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung der TEST-Abschnitte Z_{TEST} und der REF-Abschnitte Z_{REF} ($M \pm SD$, $n = 5$), Mittelwert und Standardabweichung der paarweisen Differenzen ΔZ sowie *t*- und *p*-Werte jeweils für die ufernahen (NS) und die uferfernen Positionen (OS).

		Z_{TEST}	Z_{REF}	ΔZ	Statistik	
Z		$M \pm SD$	$M \pm SD$	$M \pm SD$	<i>t</i>	<i>p</i>
WD [m NHN]	NS	394,71 ± 0,28	394,68 ± 0,25	0,03 ± 0,05	1,37	0,243
	OS	394,33 ± 0,22	394,32 ± 0,24	0,01 ± 0,04	0,65	0,553



Abbildung 5:

Auf dem Seeboden installierte Gips-Halbkugel kurz vor der Bergung an der Uferstrecke in Hagnau (HAGN-REF); UTM 32N 524730 5279557; 14. Juni 2019 © W. Ostendorp. Deutlich zu erkennen ist die allseitige Korrosion der Gipshalbkugel, welche ursprünglich bis zum Kopf des Nagels gereicht hatte.

Oberflächensedimente

Textur

Die Oberflächensedimente an den Probenahme-positionen ($n = 20$) waren vor allem von Grobkies (gK , 35,5–112 mm) und Mittelkies (mK , 6,3–35,5 mm) geprägt. Gerölle (gG , >112 mm) und grobsandiger Feinkies (fK , 0,63–6,3 mm) waren ebenfalls häufig. Der Anteil von Mittel-

sand (mS , <0,63 mm) war vergleichsweise gering. Bei allen Fraktionen waren allerdings erhebliche Mittelwertstreuungen vorhanden. An den naturnahen REF-Abschnitten fielen die Unterschiede zwischen NS- und OS-Positionen vergleichsweise gering aus: In den OS-Positionen waren die durchschnittlichen Anteile der Fraktionen mS , fK und mK höher als in den NS-Positionen; die Fraktionen gK und gG waren in den NS-Positionen höher. Beim Vergleich der TEST- und REF-Abschnitte unterschieden sich in den NS-Positionen die paarweisen Differenzen ΔY_{NS} der Fraktion gK signifikant von Null. Dabei waren im Mittel die Werte der TEST-Abschnitte um 28 % niedriger als die der REF-Abschnitte ($n = 5$, Tabelle 3). Wegen des abweichenden Verhaltens im Uferabschnitt UEBW, war ΔY_{NS} der Fraktionen mS , fK und gG in der NS-Zone nicht signifikant verschieden von Null. Dabei waren mS und fK an den REF-Abschnitten im Mittel um 1 % (mS) bzw. 4 % (fK) höher als an den TEST-Abschnitten. gG war an den REF-Abschnitten im Mittel um 17 % niedriger als an den TEST-Abschnitten. Die prozentualen Anteile der Fraktion mK waren in NS an vier von fünf TEST-Abschnitten höher als an den REF-Abschnitten. Für mK zeigte die Uferstrecke NONN ein abweichendes Verhalten, wodurch ΔY_{NS} nicht signifikant verschieden von Null war. Im Mittel betrug die Differenz zwischen TEST- und REF-Abschnitten 17 %.

An den OS-Positionen waren die prozentualen Anteile der Fraktionen mS , fK , gK und gG an TEST- und REF-Abschnitten in etwa gleich. Ein signifikanter Unterschied wurde für die paarweisen Differenzen von mK gemessen, wobei in TEST die Mittelwerte um 16 % höher waren als in REF.

Deckungsgrad von Geröllen

Die Flächendeckung von Geröllen auf dem Seeboden (COC) schwankte zwischen 7 % und 100 % ($M = 52$ %, $n = 20$). An den REF-Abschnitten erreichten die Messwerte der OS-Positionen im Mittel nur knapp 60 % der NS-Positionen.

Sowohl in den NS-Positionen als auch in den OS-Positionen waren nahezu keine Unterschiede vorhanden (Tabelle 3). Die paarweisen Differenzen ΔY von COC unterschieden sich nicht signifikant von Null ($n = 5$).

Submerse Makrophyten

Vegetationsbedeckung

Im Durchschnitt aller Positionen waren 39 % des Seebodens von submersen Makrophyten bedeckt ($n = 20$). Das Spektrum der Vegetationsbedeckung SMC reichte von 0 % bis 100 %. An den REF-Abschnitten war der Mittelwert von SMC in den NS-Positionen um 37 % niedriger als in den OS-Positionen.

Tabelle 3:

Übersicht über die Ergebnisse der paarweisen *t*-Tests (bzw. Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test) der Response-Variablen *Y*. Erläuterungen zu den Formelzeichen sind im Text gegeben. Für die ufernahen (NS) und die uferfernen Positionen (OS) sind jeweils Mittelwerte und Standardabweichungen der mit Ufermauer verbauten Abschnitte Y_{TEST} bzw. der naturnahen Abschnitte Y_{REF} ($M \pm SD$, $n = 5$), die Mittelwerte und Standardabweichungen der paarweisen Differenzen ΔY sowie *t*- und *p*-Wert angegeben. Die Verwendung des Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Tests ist durch blaue Schriftfarbe gekennzeichnet.

<i>Y</i>	Einheit	NS					OS				
		Y_{TEST}	Y_{REF}	ΔY	<i>t</i>	<i>p</i>	Y_{TEST}	Y_{REF}	ΔY	<i>t</i>	<i>p</i>
$\Delta m/\Delta t$	$g\ m^{-2}\ h^{-1}$	32,0 $\pm 3,0$	27,7 $\pm 3,6$	4,3 $\pm 4,1$	-2,37	0,076	28,5 $\pm 2,1$	26,4 $\pm 6,4$	2,1 $\pm 7,2$	0,65	0,553
<i>PSD</i> , <i>mS</i>	%	0 ± 0	1 ± 2	-1 ± 2	-1,15	0,313	2 ± 2	3 ± 4	-1 ± 5	-0,58	0,592
<i>PSD</i> , <i>fK</i>	%	2 ± 3	7 ± 6	-4 ± 7	-1,31	0,259	8 ± 11	12 ± 19	-4 ± 23	-0,43	0,692
<i>PSD</i> , <i>mK</i>	%	37 ± 23	20 ± 13	17 ± 28	1,34	0,252	39 ± 15	24 ± 15	16 ± 10	3,34	0,029
<i>PSD</i> , <i>gK</i>	%	31 ± 17	59 ± 15	-28 ± 15	-4,19	0,014	37 ± 8	52 ± 29	-15 ± 32	-1,03	0,360
<i>PSD</i> , <i>gG</i>	%	29 ± 17	12 ± 13	17 ± 21	1,79	0,147	14 ± 22	9 ± 9	5 ± 25	0,45	0,677
<i>COC</i>	$m^2\ m^{-2}$	0,5 $\pm 0,3$	0,7 $\pm 0,4$	-0,2 $\pm 0,6$	-0,73	0,507	0,5 $\pm 0,2$	0,4 $\pm 0,2$	0,1 $\pm 0,2$	0,63	0,563
<i>SMC</i>	%	4 ± 7	21 ± 20	-17 ± 22	-1,75	0,155	71 ± 42	58 ± 39	14 ± 30	1,05	0,354
<i>AFPM</i>	$g\ m^{-2}$	0 ± 0	21 ± 21	-21 ± 20	-2,31	0,082	112 ± 94	125 ± 117	-13 ± 79	-0,36	0,739
<i>SNSM</i>	Arten	2,0 $\pm 1,6$	1,6 $\pm 1,1$	0,4 $\pm 1,5$	0,59	0,587	1,4 $\pm 1,5$	2,0 $\pm 1,7$	-0,6 $\pm 2,9$	-0,47	0,666
% <i>Cha_as</i>	%	30 ± 45	58 ± 53	-28 ± 46	-1,34	0,252	60 ± 55	58 ± 45	2 ± 21	0,17	0,871
% <i>Cha_co</i>	%	0 ± 0	19 ± 43	-19 ± 43	-1,00	0,374	16 ± 36	20 ± 45	-4 ± 9	-1,00	0,374
% <i>Stu_pe</i>	%	7 ± 16	0 ± 0	7 ± 16	0,96	0,390	0 ± 0	9 ± 14	-9 ± 14	-1,34	0,250
% <i>Pot_pe</i>	%	10 ± 14	3 ± 4	7 ± 16	1,02	0,365	4 ± 9	0 ± 0	4 ± 9	1,00	0,374
% <i>Myr_sp</i>	%	30 ± 35	0 ± 0	30 ± 35	1,94	0,125	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	1,00	0,374
<i>pz_insitu</i>	log(Ind. m^{-2})	3,61 $\pm 0,20$	4,02 $\pm 0,21$	-0,41 $\pm 0,07$	-7,50	0,063	3,87 $\pm 0,14$	4,13 $\pm 0,31$	-0,25 $\pm 0,40$	-1,44	0,224
<i>pz_Bet</i>	log(Ind. m^{-2})	3,29 $\pm 0,42$	3,21 $\pm 0,31$	0,07 $\pm 0,24$	0,70	0,522	3,03 $\pm 0,47$	3,32 $\pm 0,42$	-0,29 $\pm 0,36$	-1,83	0,141
<i>pz_Zvor</i>	log(Ind. m^{-2})	2,83 $\pm 0,18$	2,96 $\pm 0,17$	-0,13 $\pm 0,26$	-1,00	0,393	2,86 $\pm 0,14$	2,62 $\pm 0,13$	0,24 $\pm 0,18$	2,59	0,081
<i>pz_Zmit</i>	log(Ind. m^{-2})	2,87 $\pm 0,12$	2,88 $\pm 0,26$	-0,01 $\pm 0,24$	-0,05	0,962	2,85 $\pm 0,29$	2,92 $\pm 0,30$	-0,07 $\pm 0,48$	-0,29	0,790
<i>pz_Zhin</i>	log(Ind. m^{-2})	2,65 $\pm 0,44$	2,84 $\pm 0,15$	-0,19 $\pm 0,32$	-1,06	0,402	2,86 $\pm 0,21$	2,90 $\pm 0,33$	-0,04 $\pm 0,31$	-0,22	0,47
<i>pz_Gab</i>	log(Ind. m^{-2})	2,94 $\pm 0,52$	3,07 $\pm 0,37$	-0,13 $\pm 0,72$	-0,37	0,734	3,18 $\pm 0,27$	3,09 $\pm 0,36$	0,09 $\pm 0,26$	0,74	0,51

Beim Vergleich der TEST- und REF-Abschnitte unterschieden sich die paarweisen Differenzen ΔY von *SMC* weder in NS noch in OS signifikant von Null ($n = 5$). In NS war *SMC* an den REF-Abschnitten im Mittel um 17 % höher als an den TEST-Abschnitten. Dabei war UEBW die einzige Uferstrecke, an der *SMC* am TEST-Abschnitt höher als am REF-Abschnitt war. An der Station NONN war in NS gar keine Vegetation vorhanden. In den OS-

Positionen unterschied sich *SMC* nicht signifikant zwischen TEST- und REF-Abschnitten.

Phytomasse

Das Spektrum der aschefreien Phytomassedichte *AFPM* erstreckte sich von 0 $g\ m^{-2}$ bis 260 $g\ m^{-2}$ ($M = 65\ g\ m^{-2}$, $n = 20$). Dabei wiesen an den REF-Abschnitten

die NS-Positionen stets eine geringere *AFPM* auf, als die OS-Positionen. Im Mittel wies die *AFPM* in den NS-Positionen nur etwa 17 % der OS-Positionen auf.

Beim Vergleich der TEST- und REF-Abschnitte zeigte sich in NS ein schwach signifikanter Mauereffekt, wobei im Mittel *AFPM* an REF um das siebzigfache größer war als an TEST ($n = 5$, Tabelle 3). An den uferfernen Positionen unterschied sich *AFPM* nicht zwischen TEST- und REF-Abschnitten.

Deckungsanteile der Arten und Artenzahl

Insgesamt wurden 9 Makrophyten-Arten nachgewiesen, wobei die Station NONN-REF-OS am artenreichsten war (5 Arten). Im Mittel wurden an jeder Probenahme-position 1,75 Arten erfasst ($n = 20$). Den größten Anteil an der Vegetationsdeckung hatte *Chara aspera* WILLD. (%*Cha_as*) mit im Durchschnitt 52 % Deckungsanteil gefolgt von *Chara contraria* KÜTZ (%*Cha_co*) mit 14 % und *Myriophyllum spicatum* L. (%*Myr_sp*) mit knapp 8 % ($n = 20$). An den REF-Abschnitten unterschieden sich Artenzahl (*SNSM*) und Deckungsanteil der Makrophyten-Arten kaum zwischen NS- und OS-Positionen. Es dominierten die Armleuchteralgen *C. aspera* und *C. contraria*. Laichkräuter traten stetig und mit geringer Flächendeckung auf.

Die paarweisen Differenzen ΔY von *SNSM* unterschieden sich weder in den NS- noch in den OS-Positionen signifikant von Null ($n = 5$, Tabelle 3). Auch für die prozentualen Flächendeckungsanteile der Makrophyten-Arten wurden keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen. Bemerkenswert war der hohe prozentuale Anteil von *M. spicatum* in den NS-Positionen der TEST-Abschnitte. An allen anderen Probenahme-positionen spielte die Art nahezu keine Rolle.

Obere Makrophytengrenze

OMGmin

Das Sohlniveau mit dem uferliniennächsten Vorkommen von Unterwasserpflanzen (*OMGmin*) lag zwischen 393,44 m NHN und 395,54 m NHN.

An den REF-Abschnitten lag *OMGmin* im Mittel auf einem Sohlniveau von 395,01 m NHN ($n = 5$) und damit um durchschnittlich 0,67 m höher als an den TEST-Abschnitten (Tabelle 4). Damit bestand ein ausgeprägter Mauereffekt. Die paarweisen Differenzen ΔY von *OMGmin* waren signifikant verschieden von Null.

OMG10

Das Sohlniveau, bei dem die Vegetation eine durchschnittliche Deckung von 10 % (*OMG10*) erreichte, lag zwischen 393,44 m NHN und 395,24 m NHN.

An den REF-Abschnitten lag *OMG10* im Mittel aller Uferstrecken auf 394,85 m NHN ($n = 5$). Es zeigte sich ein signifikanter Mauereffekt, wobei *OMG10* an den REF-Abschnitten im Mittel 0,60 m höher lag als an den TEST-Abschnitten ($n = 5$, Tabelle 4).

OMG50

Das Sohlniveau bei dem die Vegetation eine durchschnittliche Deckung von 50 % erreichte (*OMG50*) lag zwischen 393,04 m NHN und 395,01 m NHN.

An den REF-Abschnitten lag *OMG50* im Durchschnitt aller Uferstrecken auf 394,44 m NHN ($n = 5$). An vier von fünf untersuchten Uferstrecken war *OMG50* an den REF-Abschnitten höher gelegen als an den TEST-Abschnitten. Im Mittel betrug der Unterschied 0,2 m ($n = 5$, Tabelle 4). Aufgrund des abweichenden Verhaltens der Uferstrecke NONN waren die paarweisen Differenzen allerdings nicht signifikant verschieden von Null.

Tabelle 4:

Übersicht über die Ergebnisse der paarweisen *t*-Tests der Oberen Makrophytengrenze (*OMG*). Angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung der verbauten Uferabschnitte Y_{TEST} und der naturbelassenen Uferabschnitte Y_{REF} ($M \pm SD$, $n = 5$), die Mittelwerte und Standardabweichungen der paarweisen Differenzen ΔY sowie *t*- und *p*-Werte.

	Y_{TEST}	Y_{REF}	ΔY	Statistik	
<i>Y</i>	$M \pm SD$	$M \pm SD$	$M \pm SD$	<i>t</i>	<i>p</i>
<i>OMGmin</i> [m NHN]	394,34 $\pm 0,61$	395,01 $\pm 0,57$	-0,67 $\pm 0,25$	-5,43	0,012
<i>OMG10</i> [m NHN]	394,34 $\pm 0,54$	394,85 $\pm 0,37$	-0,60 $\pm 0,25$	-5,30	0,006
<i>OMG50</i> [m NHN]	394,24 $\pm 0,61$	394,44 $\pm 0,81$	-0,19 $\pm 0,28$	-1,50	0,208

Makroinvertebraten

Standörtliche Substrate

In den standörtlichen Substraten (*in situ*, Abbildung 6) wurden insgesamt 36 Makrozoobenthos (MZB)-Taxa nachgewiesen. Auf den einzelnen Beprobungsflächen schwankten die Individuendichten zwischen 2.037 und 35.910 Individuen m^{-2} . Im Mittel waren pro Probenahme-fläche 9.926 Individuen m^{-2} vorhanden ($n = 20$). Die häufigsten Taxa waren Chironomidae, *Dreissena rostriformis bugensis* ANDRUSOV, 1897 und *Dikerogammarus villosus* (SOWINSKY, 1894). An den REF-Abschnitten wiesen die Individuendichten der NS-Positionen im Mittel nur 70 % der Individuendichten der OS-Positionen auf.

Insgesamt zeigte in NS die logarithmierte Individuendichte im standörtlichen Substrat *pz_in situ* einen schwach

signifikanten Mauereffekt (Tabelle 3). Dabei wiesen die TEST-Positionen im Mittel eine um 38 % niedrigere Individuendichte als die REF-Positionen auf ($n = 5$). Auch in den OS-Positionen war der Mittelwert der paarweisen Differenzen ΔY negativ, aber nicht mehr signifikant verschieden von Null. Weiterhin konnten im standörtlichen Substrat signifikante Unterschiede bei insgesamt neun Metrics nachgewiesen werden (Tabelle 5). Sechs Metrics (*Average Score per Taxon*, *Anzahl EPT-Taxa* (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera), *Anzahl Familien*, *Anzahl Genera*, *Anzahl Taxa* und *Gesamtabundanz*) unterschieden sich nur in NS, wobei für alle galt, dass der Wert an den REF-Abschnitten höher als an den TEST-Abschnitten war. In OS unterschieden sich die paarweisen Differenzen dreier Metrics signifikant von Null: *Anzahl Bivalvia Taxa* und *%Trichoptera* waren an den REF-Abschnitten höher, *Evenness* an den TEST-Abschnitten.



Abbildung 6:

Standörtlich vorliegendes Substrat bei Friedrichshafen (FNSM-REF). Zu sehen sind grobe Kiese und Gerölle die zum Teil von *Dreissena rostriformis bugensis* ANDRUSOV, 1897 besiedelt sind. Dazwischen wachsen Armleuchteralgen; UTM 32N 533815 5278071; 17. Juli 2019 © W. Ostendorp.

Künstliche Substrate

Betonplatte

Auf den Betonplatten (Abbildung 7) wurden insgesamt 24 MZB-Taxa nachgewiesen. Im Mittel waren je Betonplatte 2.215 Individuen m^{-2} vorhanden und damit deutlich weniger als in den standörtlichen Substraten ($n = 20$). Die Individuendichten schwankten zwischen 169 und 7.004 Individuen m^{-2} . Im Mittel waren es 2.215 Individuen m^{-2} . Am häufigsten traten die Taxa Chironomidae, Oligochaeta und *D. rostriformis bugensis* auf. An den REF-Abschnitten wiesen die Individuendichten der NS-Positionen im Mittel nur 70 % der der OS-Positionen auf.

An vier von fünf untersuchten Uferstrecken waren die Individuendichten der Betonplatten (*pz_Bet*) an den TEST-Abschnitten höher als an den REF-Abschnitten. Im

Durchschnitt waren an den TEST-Abschnitten etwa 500 Individuen m^{-2} mehr vorhanden als an den REF-Abschnitten ($n = 5$). Wegen des abweichenden Verhaltens der Uferstrecke HAGN, wurde kein signifikanter Unterschied der paarweisen Differenzen von Null festgestellt (Tabelle 3). In OS war *pz_Bet* an den REF-Abschnitten höher. Auch hier waren die paarweisen Differenzen nicht signifikant verschieden von Null. Die paarweisen Differenzen der berechneten Metrics unterschieden sich allesamt nicht signifikant zwischen TEST- und REF-Abschnitten (Tabelle 5).



Abbildung 7:

Betonplatte kurz nach der Installation auf dem Seeboden bei Nonnenhorn (NONN-TEST). Zu erkennen ist die glatte, strukturlose Oberfläche der Betonplatte sowie der Stahlhaken, mit dem die Betonplatte auf dem Seeboden fixiert wurde.; UTM 32N 545440 5269883; 01. Mai 2019 © W. Ostendorp.

Ziegelgruppe

(a) Allgemein

Die Hochloch-Ziegelsteine (Abbildung 8) wiesen die geringsten Individuendichten aller beprobten Substrate auf. Sie schwankten zwischen 142 Individuen m^{-2} und 1.995 Individuen m^{-2} ($n = 56$). Im Vergleich der drei Einzelziegel wies der mittlere Ziegel mit der Öffnung nach oben die höchste mittlere Individuendichte auf (Ziegel „Mitte“, $M = 743$ Individuen m^{-2} , $n = 19$), gefolgt vom Ziegel mit der Öffnung landseits (Ziegel „Vorne“, $M = 644$ Individuen m^{-2} , $n = 19$) und dem Ziegel mit der Öffnung seeseits (Ziegel „Hinten“, $M = 620$ Individuen m^{-2} , $n = 18$). An den REF-Abschnitten waren die mittleren Individuendichten der NS-Positionen beim Ziegel „Hinten“ um 32 % und beim Ziegel „Mitte“ um 17 % niedriger als an den OS-Positionen. Beim Ziegel „Vorne“ war die Individuendichte in NS fast doppelt so hoch wie in OS. Bezogen auf die Anzahl der nachgewiesenen Taxa unterschieden sich die Ziegel ebenfalls: Während auf den mittleren Ziegeln insgesamt 30 Taxa nachgewiesen wurden, waren es auf den beiden randlichen Ziegeln jeweils 23 Taxa. Auf

allen drei Ziegeln waren die Taxa Chironomidae, *D. villosus* und *D. rostriformis bugensis* am häufigsten.

Am Ende der Expositionszeit konnte an der Position NONN-TEST-OS keines der drei Ziegelgruppen Repli-

kate geborgen werden. Die Uferstrecke NONN wurde daher aus den paarweisen Vergleichen ausgeschlossen. Somit flossen nur vier Uferstrecken in die statistische Auswertung der Ziegel ein.

Tabelle 5:

Zusammenfassung der statistischen Ergebnisse für die MZB-Metrics, getrennt nach ufernahen (NS) und uferfernen Probenahme-positionen (OS). Aufgelistet sind nur Metrics, deren paarweise Differenzen mindestens bei einem Treatment signifikante Ergebnisse lieferten. Rot hinterlegt sind Metrics, bei denen die paarweisen Differenzen ΔY aus TEST- (T) und REF-Abschnitten (R) signifikant negativ waren. Grün hinterlegt sind Metrics, bei denen ΔY signifikant positiv war. Nicht signifikante Ergebnisse sind mit „n. s.“ gekennzeichnet.

Metric	NS						OS					
	<i>In situ</i>	Betonplatte	Ziegel Vorne	Ziegel Mitte	Ziegel Hinten	Gabione	<i>In situ</i>	Betonplatte	Ziegel Vorne	Ziegel Mitte	Ziegel Hinten	Gabione
Gesamtabundanz	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
Anzahl Genera	T < R	n. s.	T < R	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
Anzahl Familien	T < R	n. s.	n. s.	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
Anzahl Taxa	T < R	n. s.	n. s.	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
Anzahl Bivalvia Taxa	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
Anzahl EPT-Taxa	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	T < R
Anzahl Gastropoda Taxa	n. s.	n. s.	T < R	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	T < R
%Gastropoda	n. s.	n. s.	T < R	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
%Hirudinea	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	T < R	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
%Trichoptera	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
%Kriechend/laufend	n. s.	n. s.	T < R	n. s.	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
%Präferenz Lithal	n. s.	n. s.	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
%Präferenz Psammal	n. s.	n. s.	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
Shannon-Wiener-Diversität	n. s.	n. s.	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
Evenness	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	T > R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
Margalef Index	n. s.	n. s.	n. s.	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
Average Score per Taxon	T < R	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.

(b) „Ziegel Vorne“ (Öffnung landseits)

In den NS-Positionen unterschieden sich die logarithmierten Individuendichten der Ziegel „Vorne“ *pz_Zvor* nicht zwischen TEST- und REF-Abschnitten. In den OS-Positionen war *pz_Zvor* an TEST gegenüber REF im Mittel um 57 % erhöht ($n = 4$, Tabelle 3). Der Unterschied der paarweisen Differenzen unterschied sich schwach signifikant von Null.

Signifikante Unterschiede konnten auch für die paarweisen Differenzen der Metrics *Shannon-Wiener-Diversität*, *Anzahl Gastropoda Taxa*, *%Gastropoda*, *Anzahl Genera*, *%Kriechend/laufend*, *%Präferenz Lithal* und *%Präferenz Psammal* nachgewiesen werden (Tabelle 5). Alle Unterschiede betrafen die NS-Positionen. Die Mittelwerte

der Metrics waren allesamt an den REF-Abschnitten höher als an den TEST-Abschnitten. In OS waren keine Unterschiede vorhanden.

(c) „Ziegel Mitte“ (Öffnung oben)

An drei von vier untersuchten Uferstrecken waren die logarithmierten Individuendichten der mittleren Ziegel (*pz_Zmit*) an den REF-Abschnitten höher als an den TEST-Abschnitten. Der Unterschied war vergleichsweise schwach ausgeprägt: Im Mittel waren an den REF-Abschnitten etwa 63 Individuen m^{-2} mehr vorhanden als an den TEST-Abschnitten ($n = 4$). Wegen des abweichenden Verhaltens der Uferstrecke IMSB wurde kein signifikanter Unterschied der paarweisen Differenzen ΔY_{NS} von Null

festgestellt (Tabelle 3). In OS unterschied sich *pz_Zmit* nicht zwischen TEST und REF.

Signifikante Unterschiede der paarweisen Differenzen von Null wurden für die Metrics *Margalef-Index*, *Anzahl Gastropoda Taxa*, *%Gastropoda*, *Anzahl Familien*, *Anzahl Genera* und *Anzahl Taxa* nachgewiesen (Tabelle 5). Bei allen war der Mittelwert an den REF-Abschnitten höher als an den TEST-Abschnitten. Die Unterschiede wurden nur in NS nachgewiesen.

(d) „Ziegel Hinten“ (Öffnung seeseits)

Sowohl in NS als auch in OS unterschieden sich die paarweisen Differenzen ΔY der logarithmierten Individuendichten des hinteren Ziegels *pz_Zhin* nicht von Null ($n = 3$, Tabelle 3). Signifikante Unterschiede von Null konnten bei den paarweisen Differenzen der Metrics *%Hirudinea* und *%Kriechend/laufend* festgestellt werden. In beiden Fällen war der Wert an den naturnahen REF-Abschnitten höher als an den verbauten TEST-Abschnitten (Tabelle 5). Die Unterschiede traten nur in den NS-Positionen auf und verschwanden in OS.



Abbildung 8:

Ziegelgruppe kurz nach der Installation auf dem Seeboden bei Nonnenhorn (NONN-TEST). Die Ziegelgruppe wurde mit zwei Stahlhaken auf dem Seeboden verankert. Die Stahlhaken wurden durch die Lochöffnungen des mittleren Ziegels geführt; UTM 32N 545440 5269883; 01. Mai 2019 © W. Ostendorp.

Gabione

In den Gabionen (Abbildung 9) wurden insgesamt 31 MZB-Taxa nachgewiesen. Die Anzahl der Taxa war zwar geringer als im standörtlichen Substrat, jedoch höher als auf allen anderen künstlichen Exponaten. Die Individuendichten schwankten zwischen 236 Individuen m^{-2} und 4.219 Individuen m^{-2} . Im Mittel waren in einer Gabione 1.547 Individuen m^{-2} vorhanden ($n = 19$). Am häufigsten traten die Taxa *D. rostriformis bugensis*, Chironomidae und *D. villosus* auf. An den REF-Abschnitten wiesen die NS-Positionen durchschnittlich 76 % der Individuendichten der OS-Positionen auf.

Da an der Position NONN-TEST-NS am Ende der Expositionszeit keines der drei Gabionen-Replikate geborgen werden konnte, flossen nur vier Uferstrecken in die statistische Auswertung ein.

Sowohl in NS als auch in OS unterschieden sich die Mittelwerte der logarithmierten Individuendichten in den Gabionen *pz_Gab* kaum zwischen TEST- und REF-Abschnitten ($n = 4$, Tabelle 3). Demzufolge waren auch keine signifikanten Unterschiede der paarweisen Differenzen ΔY von Null vorhanden. Für ΔY der Metrics *%Hirudinea*, *Anzahl EPT-Taxa* und *Anzahl Gastropoda Taxa* wurden signifikante Unterschiede festgestellt: *%Hirudinea* unterschied sich nur NS signifikant von Null, wobei ΔY_{NS} negativ war (Tabelle 5). OS unterschied sich ΔY_{OS} der Metrics *Anzahl EPT Taxa* und *Anzahl Gastropoda Taxa* signifikant von Null, obwohl NS kein signifikanter Unterschied vorlag.



Abbildung 9:

Gabione kurz nach der Installation auf dem Seeboden bei Nonnenhorn (NONN-TEST). Zu sehen ist, wie sich die Kiese innerhalb des Raschelsacks flach über dem Seeboden ausbreiten. Ein zur Verankerung auf dem Seeboden eingesetzter Stahlhaken wurde mittig durch die Gabione geführt; UTM 32N 545440 5269883; 01. Mai 2019 © W. Ostendorp.

DISKUSSION

Seeufermauern stehen im Verdacht, die litoralen Habitate und Biozönosen über mehrere kausale Pfade zu beeinträchtigen ([24], [11], [8]).

Ein Wirkungspfad beginnt damit, dass standortfremde Substrate (z. B. Beton- oder Steinoberflächen) zur Besiedlung durch eine angepasste (Algen-)Flora und Invertebratenfauna zur Verfügung gestellt werden. Diesen Pfad haben wir durch die Exponierung von standardisierten Betonplatten nachgebildet.

Ein zweiter Pfad betrifft die veränderten Reliefbedingungen, d. h. die Tatsache, dass die Substratoberflächen senkrecht ausgerichtet sind, was die Ansiedlungsmöglichkeiten, den Lichtgenuss und den mechanischen Stress

durch Wellengang deutlich verändert. Überdies ist zu erwarten, dass hohe, senkrecht ausgerichtete und glatte Maueroberflächen ein beträchtliches Wanderungshindernis für bestimmte Invertebraten-Gruppen, Amphibien, Reptilien und Säugetiere darstellen ([24]). Dieser Aspekt wurde von uns nicht untersucht.

Ein dritter Pfad beginnt mit der Veränderung des Wellenfelds und der ufernahen turbulenten Strömungen im unmittelbaren Vorfeld der Bauwerke, insbesondere während auflandiger Starkwindereignisse ([19], [20], [21], [33], [37] für den marinen Bereich) oder – bereits bei ruhiger Witterung – durch vorbeifahrende Fahrgastschiffe ([26], vgl. Kap. 3 in diesem Band).

In unserer Untersuchung haben wir uns auf den dritten Aspekt fokussiert. Mit einem einfachen faktoriellen Probenahmeplan haben wir am Beispiel des Schiffs- und Windwellen exponierten Nordufers des Bodensee-Obersees nachgewiesen, (i) dass auch an Binnenseen signifikante Mauer-Effekte auftreten und dass (ii) die direkten Mauereffekte nur bis etwa 10 Meter weit in das Sublitoral hineinreichen.

Dazu haben wir fünf Uferstrecken ausgewählt, die jeweils aus einem naturbelassenen und einem mit einer langen Ufermauer verbauten Abschnitt bestanden. An den verbauten Abschnitten haben wir in etwa 1,5 m (ufernah, NS) und 10 m Entfernung (uferfern, OS) vor der Mauer Untersuchungen und Probenahmen durchgeführt. Die korrespondierenden Positionen in den unverbauten Abschnitten lagen in etwa der gleichen Wassertiefe. Der Vergleich der ufernahen Positionen zwischen verbauten und naturbelassenen Abschnitten repräsentiert den Mauereffekt, während der Vergleich der uferfernen Positionen eher die Unterschiede anderer Umweltfaktoren abbildet, die nicht direkt mit dem Mauereffekt zu tun haben.

Die hydrodynamischen Vorgänge, die bei wind- oder schiffsinduziertem Wellengang an einer Ufermauer und der unmittelbar vorgelagerten Einflusszone stattfinden, sind aus dem marinen Bereich gut bekannt ([25] und die darin zitierte Literatur). Sie sind gekennzeichnet durch

- die hydraulische Impermeabilität des Bauwerks, die für eine hohe Reflektivität sorgt,
- die Intensivierung der turbulenten Wasserbewegungen durch Wellenbrechen, Uprush und Backwash sowie Bildung partiell stehender Wellen,
- Veränderungen der Korngrößenverteilung, insbesondere des Anteils der Feststofffraktion, für die unter den gegebenen Bedingungen die Netto-Transportrate Null ist und
- Veränderungen des vorgelagerten Uferreliefs (z. B. Trogbildung am Mauerfuß).

Als modifizierende Faktoren treten u. a.

- die Merkmale der einlaufenden Wellen (v. a. Wellenhöhe und -periode, Einlaufwinkel, Bereich des Wellenbrechens)

- Neigung und Bodenrauigkeit und
- Wassertiefe am Fuß der Mauer

auf. Die wichtigsten Ergebnisse sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

Störvariablen

Unser Beprobungsplan (paarweise Beprobung mit fünf Replikaten) sah vor, dass weitere Variablen, die den Wellenenergie-Eintrag und das Wellenverhalten in der Flachwasserzone beeinflussen, beispielsweise die Uferlinien-Exposition und die Sublitoral-Breite sowie die Wassertiefe im jeweiligen Uferabschnitt konstant bleiben. Diese Annahme wurde mit positivem Ergebnis geprüft: signifikante Unterschiede zwischen naturnahem und mauerbewehrtem Ufer traten lediglich bei der Neigung der unteren Eulitoral-Zone auf. Für diesen Effekt verantwortlich sind Ufermauern, die einen Mauerfuß unterhalb der mittleren Mittelwasserlinie haben (395,24 m NHN). Denn die Ufermauern begrenzen das Eulitoral landseitig, woraus eine Verschmälerung dieser Zone resultiert. Damit wird durch die senkrechte Mauer mit aufgefülltem Hinterland rechnerisch die mittlere Neigung gegenüber dem erwartungsgemäß gleichförmigen Relief der naturbelassenen Uferabschnitte drastisch erhöht. In unserer Studie lag der Mauerfuß aller untersuchten Ufermauern unterhalb der mittleren Mittelwasserlinie. Also kann von der Gültigkeit unserer Annahme ausgegangen werden, so dass die nachfolgend dargestellten Unterschiede zwischen den mauerbewehrten und den naturnahen Ufervarianten allein auf den Mauereffekt zurückgeführt werden können.

Turbulente Wasserbewegungen

Die Intensität der turbulenten Wasserbewegungen wurde durch die Korrosionsrate standardisierter Gipskörper abgebildet. Zur Erfassung der bodennahen Strömungen entwickelten [7] und [23] unabhängig voneinander ein indirektes Verfahren, das den Masseverlust von Gipskörpern als ein Maß für die Strömungsgeschwindigkeit, turbulente Wasserbewegung und Exposition einer Lokalität verwendet. Die sogenannte *gypsum dissolution technique* (GDT) findet Anwendung in marinen und limnischen Ökosystemen (z. B. [1], [10], [14], [27]). Allerdings stellt die GDT lediglich ein Verfahren zur Erfassung der allgemeinen und durchschnittlichen Wasserbewegung, d. h. der laminaren Strömungen und turbulenten Wasserbewegung einschließlich der Korrosion durch mitgeführte Feststoffpartikel dar ([29]).

In unserer Untersuchung zeigten sich im seichten Wasser vor Ufermauern (Position NS) schwach signifikant höhere durchschnittliche Korrosionsraten als an den vergleichbaren Positionen naturbelassener Uferstrecken.

In größerer Entfernung von der Uferlinie bzw. der Mauer verringerte sich der Effekt, so dass die Differenzen nicht mehr signifikant waren (Tabelle 6). Damit konnte gezeigt werden, dass es am Bodensee-Ufer zu einer deutlichen Turbulenzerhöhung im Vorfeld von Mauern kommt. Dieses Ergebnis steht in Einklang mit dem Resultat aus [25].

Tabelle 6:

Zusammenfassung der Ergebnisse. Angegeben ist, wie sich TEST- (T) und REF-Abschnitt (R) an ufernahen (NS) und uferfernen Positionen (OS) zueinander verhalten und ob die Ergebnisse statistisch signifikant waren: „**“ – $p < 0,05$; „(*)“ – $0,05 \geq p > 0,10$.

Variable	NS	OS
$\Delta m/\Delta t$	T > R ^(*)	T ≈ R
PSD, mS	T < R	T ≈ R
PSD, fK	T < R	T ≈ R
PSD, mK	T > R	T > R [*]
PSD, gK	T < R [*]	T ≈ R
PSD, gG	T > R	T ≈ R
COC	T ≈ R	T ≈ R
SMC	T < R	T ≈ R
AFPM	T < R [*]	T ≈ R
SNSM	T ≈ R	T ≈ R
%Cha_as	T ≈ R	T ≈ R
%Cha_co	T ≈ R	T ≈ R
%Stu_pe	T ≈ R	T ≈ R
%Pot_pe	T ≈ R	T ≈ R
%Myr_sp	T > R	T ≈ R
OMGmin		T < R [*]
OMG10		T < R [*]
OMG50		T < R
pz_insitu	T < R ^(*)	T < R
pz_Bet	T > R	T < R
pz_Zvor	T ≈ R	T > R ^(*)
pz_Zmit	T < R	T ≈ R
pz_Zhin	T ≈ R	T ≈ R
pz_Gab	T ≈ R	T ≈ R

Oberflächensedimente

Die beobachteten Unterschiede in der Intensität der turbulenten Wasserbewegungen spiegelten sich nicht in der Korngrößenverteilung der Oberflächensedimente wider. Die in [25] dokumentierte Auswaschung der Feinsedimente vor Ufermauern konnte in der vorliegenden Untersuchung statistisch nicht bestätigt werden. Erstaunlicherweise war in unserer Untersuchung der Anteil der groben Kiese im seichten Wasser der naturbelassenen Ufer gegenüber den verbauten Ufern erhöht (Tabelle 6).

Es fiel auf, dass sich bei den Fraktionen Mittelsand (mS), grobsandiger Feinkies (fK) und Gerölle (gG) die Uferstrecke in Überlingen anders als alle anderen Uferstrecken verhielt, wodurch ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen naturnahen und verbauten Uferabschnitten aufgehoben wurde. Möglicherweise ist für die Abweichung das vergleichsweise hohe Niveau des Mauerfußes in UEBW-TEST die Ursache (Niveau Mauerfuß: 395,14 m NHN, d. h. nur 0,10 m unterhalb des mittleren Mittelwasserstands). Inwieweit die – verglichen mit dem Obersee – geringe Wellenbelastung im Überlinger See eine Rolle spielt, soll in einer nachfolgenden Arbeit herausgefunden werden ([26], vgl. Kap. 3 in diesem Band).

Ein Effekt auf den Flächenanteil der Gerölle an der Sedimentoberfläche ($d > 35$ mm), wie er in [25] gefunden wurde, konnte in der hier vorliegenden Studie nicht nachgewiesen werden. Es hat den Anschein, dass die lokalen Gegebenheiten den Flächenanteil der Gerölle stärker prägen, als es der Effekt der Ufermauern tut.

Makrophyten

Das Vorkommen und Wachstum submerser Makrophyten an einem Uferabschnitt wird von den Faktoren Wassertiefe, Oberflächensedimentstruktur und Wellenwirkung bestimmt ([6], [15], [16], [17], [18]). Letztere kann sowohl die Phytomasse als auch die Obere Makrophytengrenze OMG (d. h. die Wassertiefe, bis zu der vom Ufer aus betrachtet Makrophytenwachstum möglich ist, [32]) beeinflussen. Wir konnten Effekte der Ufermauern auf die Makrophyten in Form von verringerter Phytomasse sowie einer seewärtigen Verschiebung (d. h. in eine größere Wassertiefe) der Oberen Makrophytengrenze nachweisen (Tabelle 6). Diese Ergebnisse stehen in Einklang mit den Ergebnissen aus [25]. Potentielle Mechanismen, die zu einer Beeinträchtigung des Makrophytenwachstums vor Ufermauern führen können sind:

- (i) stärkere Belastung oder sogar Entwurzelung durch erhöhte Welleneinwirkung ([5], [34], [35]),
- (ii) Abrieb durch Sedimentpartikel, die durch bodennahe Strömungen mobilisiert werden ([22]),
- (iii) Auswaschung von Feinsedimenten und damit einhergehend Zerstörung des Keimbetts für Diasporen sowie Verringerung der Nährstoffverfügbarkeit ([15]),
- (iv) Einschränkung der Wiederbesiedelung des Seegrunds nach Sturmereignissen aufgrund von Abdrift der Diasporen ([42]).

Die in [25] nachgewiesene Veränderung des Deckungsgrads der submersen Makrophyten-Vegetation konnten wir in der vorliegenden Studie nicht nachweisen (Tabelle 6). In Teilen ist dies durch das Fehlen von Makrophyten an den ufernahen Positionen der Uferstrecke am

Nonnenhorn zu erklären. Zudem weicht – wie auch schon bei den prozentualen Anteilen der Oberflächensedimente – die Uferstrecke in Überlingen vom Trend der anderen Uferstrecken ab.

Makroinvertebraten

Die Substratabhängigkeit der Makroinvertebraten-(MZB)-Besiedlung ist durch zahlreiche Untersuchungen bekannt ([12], [39], [46]) Demzufolge können sich Mauereffekte (i) allein durch die hydrodynamische Belastung und (ii) zusätzlich über die veränderte Substrattextur einschließlich der makrophytischen Besiedlung auswirken. Um zwischen den beiden Ursachenkomplexen unterscheiden zu können, haben wir sowohl die natürlicherweise vorliegenden Substrate mit jeweils standörtlich variierender Textur als auch standardisierte künstliche Exponate eingesetzt. Die Exponat-Typen wurden so gewählt, dass sie drei Stufen der Substratkomplexität abbildeten (niedrig – mittel – hoch).

Ein Effekt der Mauer auf die MZB-Individuendichten konnte nur im standörtlich auftretenden Substrat nachgewiesen werden (Tabelle 3 und Tabelle 6). Weitere Unterschiede konnten durch die Auswertung der MZB-Metrics gefunden werden: Ufernah unterschieden sich die paarweisen Differenzen von insgesamt 22 Metrics signifikant zwischen verbauten und unverbauten Uferabschnitten. An den uferfernen Probestellen waren es nur fünf (Tabelle 5). Die Unterschiede waren sowohl im standörtlichen Substrat als auch an den künstlichen Exponaten vorhanden. Vor allem der vordere und der mittlere Hochlochziegel aus der Ziegelgruppe, mit den Öffnungen landseits bzw. nach oben, erwies sich als besonders sensitiv beim Anzeigen von Unterschieden. Keine signifikanten Unterschiede wurden auf den Betonplatten gefunden. Diese können daher als für die Erfassung eines Mauereffekts unbrauchbar eingestuft werden. Bemerkenswert ist, dass an den ufernahen Positionen der verbauten Uferabschnitte die Betonplatten sogar höhere Individuendichten aufwiesen, als an den ufernahen Positionen der naturnahen Abschnitte. Die Gabionen, welche dem *in situ* vorliegenden Substrat am nächsten kamen, waren ebenfalls wenig geeignet: ein signifikanter Unterschied in der ufernahen Zone stand zwei signifikanten Unterschieden uferfern gegenüber. Bei den von Ufermauern beeinträchtigten Metrics handelt es sich vor allem um Metrics der taxonomischen Diversität sowie um störungssensitive Taxa. Aber auch funktionale Metrics wurden beeinflusst. In der ufernahen Zone war der Einfluss der Ufermauern durchweg negativ, d. h. die Metrics deuteten auf „naturfernere“ Bedingungen an TEST-Abschnitten hin als an REF-Abschnitten.

ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen unserer Untersuchungen konnten wir den Einfluss von Ufermauern auf das Litoral am nördlichen Bodenseeufer nachweisen. Das hier angewendete Untersuchungsdesign („paarweise Vergleiche“) hat sich als sehr geeignet herausgestellt und sollte auch in künftigen Untersuchungen Anwendung finden. Die ausschließlich negativen Unterschiede zwischen verbauten und naturbelassenen Uferstrecken an ufernahen Probenahmestellen bestätigen die starke Beeinträchtigung des Litorals durch Ufermauern: Wir konnten messen, dass Ufermauern die turbulenten Wasserbewegungen in ihrem Vorfeld erhöhen. Ebenso wirkten sich die Ufermauern negativ auf die submersen Makrophyten und das Makrozoobenthos aus. Einen Mauereffekt auf die Sedimenttextur konnten wir nicht nachweisen. Insgesamt weisen die Ergebnisse auf einen naturferneren ökologischen Zustand von Ufern mit Mauern hin, verglichen mit dem naturbelassener Ufer.

DANKSAGUNG

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des Forschungsprojekts SuBoLakes (<https://www.subolakes.de>) statt, das durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert wurde (Projekt 35825/01).

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Angradi, T., Hood, R. (1998): An application of the plaster dissolution method for quantifying water velocity in the shallow hyporheic zone of an Appalachian stream system. *Freshwater Biology* 39(2): 301–315.
- [2] Argillier, C., Carriere, A., Wynne, C., Hellsten, S., Vartia, K., Poikane, S. (2023): Lake hydromorphology assessment in Europe: Where are we 20 years after the adoption of the Water Framework Directive? *Science of the Total Environment* 855: 158781. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158781
- [3] Armbruster, J. P., Miler, O., Ostendorp, W. (2025): Auswirkungen von Ufermauern unter dem Einfluss von Wind- und Schiffswellen am nördlichen Bodenseeuf. – Bericht der AG Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt. Konstanz, 26 S. + Anhang. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-rknkh5p4h4u96>
- [4] Brauns, M., Garcia, X. F., Walz, N., Pusch, M. T. (2007): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44(6): 1138–1144.
- [5] Brewer, C. A., Parker, M. (1990): Adaptations of macrophytes to life in moving water: upslope limits and mechanical properties of stems. *Hydrobiologia* 194 (2): 133–142.

- [6] Chambers, P. A. (1987): Nearshore occurrence of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44(9): 1666–1669.
- [7] Doty, M. S. (1971): Measurement of water movement in reference to benthic algal growth. *Botanica Marina* 14(1): 32–35.
- [8] Dugan, J. E., Emery, K. A., Alber, M., Alexander, C. R., Byers, J. E., Gehman, A. M., McLenaghan, N., Sojka, S. E. (2018): Generalizing ecological effects of shoreline armouring across soft sediment environments. *Estuaries and Coasts* 41(Suppl. 1):180–196.
- [9] Francis, T. B., Schindler, D. E. (2009): Shoreline urbanization reduces terrestrial insect subsidies to fishes in North American lakes. *Oikos* 118(12): 1872–1882.
- [10] Fulton, C. J., Bellwood, D. R. (2005): Wave-induced water motion and the functional implications for coral reef fish assemblages. *Limnology and Oceanography* 50(1): 255–264.
- [11] Gittman, R. K., Scyphers, S. B., Smith, C. S., Neyland, I. P., Grabowski, J. H. (2016): Ecological consequences of shoreline hardening: a meta-analysis. *BioScience* 66: 763–773.
- [12] Heino, J. (2000): Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia* 418: 229–242. <https://doi.org/10.1023/A:1003969217686>
- [13] IGKB (2004): Der Bodensee. Zustand-Fakten-Perspektiven. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Stuttgart: 177 S.
- [14] Jokiel, P. L., Morrissey, J. I. (1993): Water motion on coral reefs: evaluation of the 'clod card' technique. *Marine Ecology Progress Series* 93: 175–181.
- [15] Jupp, B., Spence, D. (1977): Limitations of macrophytes in a eutrophic lake, Loch Leven: II. Wave action, sediments and waterfowl grazing. *The Journal of Ecology* 65: 431–446.
- [16] Keddy, P. A. (1982): Quantifying within-lake gradients of wave energy: interrelationships of wave energy, substrate particle size and shoreline plants in Axe Lake, Ontario. *Aquatic Botany* 14: 41–58.
- [17] Keddy, P. A. (1983): Shoreline vegetation in Axe Lake, Ontario: effects of exposure on zonation patterns. *Ecology* 64(2): 331–344.
- [18] Keddy, P. A. (1985): Wave disturbance on lakeshores and the within-lake distribution of Ontario's Atlantic coastal plain flora. *Canadian Journal of Botany* 63(3): 656–660.
- [19] Kraus, N. C. & McDougal (1996): The effects of seawalls on the beach: Part 1, An updated literature review. *Journal of Coastal Research* 12: 691–701.
- [20] Martin, D., Bertasi, F., Colangelo, M. A., de Vries, M., Frost, M., Hawkins, S. J., Macpherson, E., Moschella, P. S., Satta, M. P., Thompson, R. C. (2005): Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna.: evaluation and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering* 52: 1027–1051.
- [21] Miles, J. R., Russell, P. E., Huntley, D. A. (2001): Field measurements of sediment dynamics in front of a seawall. *Journal of Coastal Research* 17: 195–410.
- [22] Murphy, K., Eaton, J. W. (1983): Effects of pleasure-boat traffic on macrophyte growth in canals. *Journal of Applied Ecology*: 713–729.
- [23] Muus, B. J. (1968): A field method for measuring "exposure" by means of plaster balls: a preliminary account. *Sarsia* 34(1): 61–68.
- [24] Ostendorp, W., 2014. Auswirkungen der Ufermauern am Bodensee-Untersee auf die litorale Fauna und Flora: Ergebnisse szenariobasierter Expertenurteile Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz N.F. 21: 371–404.
- [25] Ostendorp, W., Hofmann, H., Teufel, L., Miler, O. (2019): Effects of a retaining wall and an artificial embankment on nearshore littoral habitats and biota in a large Alpine lake. *Hydrobiologia* 847: 365–389.
- [26] Peeters, F., Lessmann, O., Ostendorp, W. (2025): Wellenbelastung durch Sport- und Fahrgastschifffahrt. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W. (2025). Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen. 1. Aufl., Konstanz, S. 73–108. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [27] Petticrew, E. L., Kalff, J. (1991): Calibration of a gypsum source for freshwater flow measurements. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(7): 1244–1249.
- [28] Poikane, S., Zohary, T., Cantonati, M., (2020): Assessing the ecological effects of hydromorphological pressures on European lakes. *Inland Waters* 10: 241–255. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1654800>
- [29] Porter, E. T., Sanford, L. P., Suttles, S. E. (2000). Gypsum dissolution is not a universal integrator of 'water motion'. *Limnology and Oceanography* 45(1): 145–158.
- [30] R Development Core Team (2024): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- [31] RStudio Inc. (2024): RStudio: Integrated development environment for R. RStudio Inc., Boston, MA, U.S.A.
- [32] Riis, T., Hawes, I. (2003): Effect of wave exposure on vegetation abundance, richness and depth distribution of shallow water plants in a New Zealand lake. *Freshwater Biology* 48(1): 75–87.
- [33] Runyan, K. Griggs, G. B. (2003): The effects of armor-ing seacliffs on the natural sand supply to the beaches of California. *Journal of Coastal Research* 19: 336–347.
- [34] Schutten, J., Dainty, J., Davy, A. J. (2004): Wave-induced hydraulic forces on submerged aquatic plants in shallow lakes. *Annals of Botany* 93: 333–341.
- [35] Schutten, J., Davy, A. (2000): Predicting the hydraulic forces on submerged macrophytes from current velocity, biomass and morphology. *Oecologia* 123 (4): 445–452.
- [36] Strayer, D. L., Findlay, S. E. (2010): Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72(2): 127–163.

- [37] Tait, G. F., Griggs, G. B. (1991): Beach response to the presence of a seawall. Comparisons of field observations. Final report CERC 91-1 for the Dept. of the Army, US Army Corps of Engineers (ed.).
- [38] Teiber-Sießegger, P. (2009): Limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) 55: 122 S.
- [39] Tolonen, K. T., Hämäläinen, H., Holopainen, I. J., Karjalainen, J. (2001): Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 39–67. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/152/2001/39>
- [40] Trial, P. F., Gelwick, F. P., Webb, M. A. (2001): Effects of shoreline urbanization on littoral fish assemblages. *Lake and Reservoir Management* 17(2): 127–138.
- [41] Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P. B., Vander Zanden, M. J. (2011): Borders of biodiversity: life at the edge of the world's large lakes. *BioScience* 61(7): 526–537.
- [42] Van Zuidam, B. G., Peeters, E. T. (2015): Wave forces limit the establishment of submerged macrophytes in large shallow lakes. *Limnology and Oceanography* 60(5): 1536–1549.
- [43] Völker, J., Baumgarten, C., Blondzik, K., Borchardt, D., Hilliges, F., Mathan, C., Naumann, S., Osiek, D., Rechenberg, J., Schmedtje, U., Ullrich, A., Weiß, A., Wolter, R. (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie: Deutschlands Gewässer 2015. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- [44] Wensink, S. M., Tiegs, S. D. (2016): Shoreline hardening alters freshwater shoreline ecosystems. *Freshwater Science* 35(3): 764–777.
- [45] Wetzel, R. G. (2001): *Limnology: lake and river ecosystems*. Gulf Professional Publishing.
- [46] White, J., Irvine, K., 2003. The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 331–351. <https://doi.org/10.1002/aqc.586>

Kapitel 9

Einfluss von Trophie, Schifffahrt und Seeuferstruktur auf biologische Bewertungsmetriks und Zusammensetzung von Makrozoobenthos- und Makrophytengemeinschaften

Oliver Miler¹, Jürgen Böhmer², Klaus van de Weyer³, Jörg Ostendorp⁴, Wolfgang Ostendorp⁵



© Dr. Reinhard Müller 2019

- ⇒ Multivariate Analysen und Metrikkorrelationen zeigten signifikante Effekte uferstruktureller und trophischer Belastungen auf Metriks und die Zusammensetzung von Makrozoobenthos- und Makrophytengemeinschaften und die klare Auftrennung beider Stressoren.
- ⇒ Die Effekte von Bundes- und Landeswasserschiffahrtstraßen auf Metriks und die Zusammensetzung von Makrozoobenthos- und Makrophytengemeinschaften waren statistisch gering ausgeprägt.
- ⇒ Diese Analysen stellen eine Basis dafür dar (1) die EU-WRRL-Bewertungsindizes AESHNA und PHYLIB zu validieren und ggf. an brandenburgische Seen anzupassen und (2) diese Bewertungsindizes weiterzuentwickeln, z. B. mit Indikatorarten-Analysen und Berechnung von neuen Metriks.

Kurzzusammenfassung

Multivariate Analysen und Metrikkorrelationen zeigten signifikante Effekte uferstruktureller und trophischer Belastungen auf Metriks und die Zusammensetzung von Makrozoobenthos (MZB)- und Makrophyten (MPH)-Gemeinschaften. Die Auftrennung der Effekte uferstruktureller und trophischer Belastungen war klar erkennlich. Eine qualitative Einteilung der MZB-Probestellen bezüglich des Vorhandenseins von Bootstegen ergab vergleichsweise starke Korrelationen mit MZB-Metriks. Zielführende weitere Analysen beinhalten z. B. die Validierung der EU-WRRL-Bewertungsindizes AESHNA und PHYLIB und deren Weiterentwicklung durch Indikatorarten-Analysen (Faunaindexentwicklung). Dieser Text ist eine gekürzte Fassung von Miler, O., Böhmer, J., van de Weyer, K., Ostendorp, J., Ostendorp, W. (2025), <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-y1ww0h6x02f30>

Miler, O., Böhmer, J., van de Weyer, K., Ostendorp, J. and Ostendorp, W. (2025). Influence of trophic state, vessel traffic and hydromorphology on biotic assessment metrics and the taxonomic and functional composition of benthic macroinvertebrate and macrophyte communities. In: Peeters, F., Köhler, R. and Ostendorp, W. (2025): Ecological pressures from recreational boating and passenger ships on lakes in Germany: Conflicts between lake use for boating and water protection goals. 1st ed., Konstanz, Potsdam, p. 187–216, <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

Abstract

Multivariate statistics and correlations with metrics showed significant effects of hydromorphological and trophic pressures on metrics and the composition of macroinvertebrate (MZB) and macrophyte (MPH) communities. The separation of the effects of hydromorphological and trophic pressures was clearly visible. A qualitative variable classifying macroinvertebrate sampling sites with respect to the presence of docks and marinas showed comparatively strong correlations with MZB metrics. Further useful analyses include the validation of the existing EU WFD assessment indices AESHNA and PHYLIB and their further development via indicator species analyses (fauna index development). This text is an abridged version of Miler, O., Böhmer, J., van de Weyer, K., Ostendorp, J., Ostendorp, W. (2025), DOI: <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-y1ww0h6x02f30>.

¹ AquaSciConsulting, Petershauserstrasse 22, 78467 Konstanz, oliver.miler@web.de

² BIOFORUM GmbH, Sudetenstr. 34, 7320 Kirchheim/Teck, juergen.boehmer@uni-hohenheim.de

³ lanaplan GbR, Lobbericher Str. 5, 41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de

⁴ EcoDataDesign, Birkenstr. 50, 45133 Essen, joerg.ostendorp@posteo.de

⁵ AG Umweltphysik, Limnologisches Institut der Universität Konstanz, 78464 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

EINLEITUNG

Seen in Europa sind durch vielfache Umweltstressoren beeinflusst ([6], [35], [55], [57]). Seit Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) im Jahr 2000 wurde eine Vielzahl biologischer Bewertungsmethoden entwickelt ([6], [55], [57]), denn die EU-WRRL erfordert eine Bewertung des ökologischen Zustands mithilfe biologischer Qualitätselemente (BQEs, [20]). Im Falle der Seen in Deutschland ist die Nährstoffbelastung mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus kommunalen Abwässern und düngemittelbelasteten landwirtschaftlichen Nutzflächen das vordringlichste Problem. Zur Indizierung der Belastungen und des daraus resultierenden trophischen Zustands dienen bestimmte physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Phosphor- und Stickstoffverbindungen, Trübung bzw. Transparenz der Wassersäule u. a.) sowie BQEs, z. B. Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos ([24], [53], [60]). Zudem reagieren auch das profundale und sublitorale Makrozoobenthos und die Fischfauna indirekt auf Nährstoffbelastungen ([4], [54], [56]), während das eulitorale Makrozoobenthos stark auf uferstrukturelle Änderungen reagiert ([14], [35], [58]). Allerdings ist die Spezifität der biologischen Qualitätselemente gegenüber trophischen und sonstigen Belastungen sehr unterschiedlich ([4], [28], [57]). Die biologischen Qualitätselemente für Seen und die daraus resultierenden Metriks werden keineswegs nur durch das seit langem bekannte und intensiv erforschte Problem der Nährstoffbelastung beeinflusst ([4], [53]), sondern auch von weiteren anthropogenen Stressoren, beispielsweise hydromorphologischen Belastungen. Im Kern handelt es sich bei Hydromorphologie um Merkmale der Uferstruktur, der Beckenmorphologie, des Wasserhaushalts und des limnophysikalischen Verhaltens des Wasservolumens ([48], [49]).

Für die Bewertung der Trophie von Seen werden (unter anderem) Makrophyten und für die Bewertung uferstruktureller Belastungen das eulitorale Makrozoobenthos verwendet ([14], [53], [55], [57]). Die Bewertung des ökologischen Zustands erfolgt auf Wasserkörper-(See-) Ebene und basiert auf multimetrischen Indizes ([9], [40]). Bei der Verwendung von Makrozoobenthos-Metriks in biotischen Bewertungssystemen für strukturelle Veränderungen, werden die Effekte stofflicher Belastungen oft zu wenig beachtet. Wie die Effekte mehrerer Stressoren miteinander interagieren und sich relativ zueinander auf das Makrozoobenthos auswirken, hat in den letzten Jahren zunehmend Auf-

merksamkeit erfahren. Entsprechende Untersuchungen sind von hoher Bedeutung für die Entwicklung und Anwendung stressor-spezifischer Bewertungsmethoden und sind weiterhin Bestandteil aktueller Forschungsprojekte (MARS Projekt: [6], [23]; siehe auch [25], [35], [36]).

Um die gleichzeitig wirkenden Effekte uferstruktureller Veränderungen und trophischer Belastungen vergleichend analysieren zu können, bedarf es umfangreicher Monitoring-Datensätze, die sowohl die chemisch-physikalischen Parameter der EU-WRRL und detaillierte Uferstrukturmessungen als auch Makrophyten- und Makrozoobenthos-Erhebungen beinhalten. Ein solcher Datensatz lag in noch nicht aufbereiteter Form beim Landesamt für Umwelt (LfU) Brandenburg vor. Die Fachbehörden des Landes Brandenburg haben zwischen 2008 und Ende 2015 insgesamt 60 prioritäre Gewässerentwicklungskonzepte (GEKs) erarbeitet. Hierbei wurden vielfach auch flächendeckende Seeuferstrukturkartierungen durchgeführt, die nicht nur EU-WRRL-berichtspflichtige Seewasserkörper ($A_0 \geq 0,5 \text{ km}^2$), sondern auch kleinere Seen beinhalteten. Außerhalb der GEK-Bearbeitungen wurde parallel dazu ab 2005 ein zyklisches Monitoring der chemisch-physikalischen Parameter (ACP) und der Makrophyten (MPH) durchgeführt. Zusätzlich wurden 2007, 2008, 2019 und 2020 an zahlreichen EU-WRRL-berichtspflichtigen Seen Makrozoobenthos-Beprobungen durchgeführt.

Im SuBoLakes-Projekt wurden diese Datensätze zunächst in einer Datenbank zusammengeführt, um die Effekte uferstruktureller und trophischer Belastungen auf Makrozoobenthos- (MZB) und Makrophytengemeinschaften (MPH) statistisch zu analysieren, ökologisch zu interpretieren und im Hinblick auf EU-WRRL-Bewertungen zu verwenden ([50]). Ziel der nachfolgenden statistischen Analysen war es, (1) die Stärke der Effekte von Trophie und Uferstruktur festzustellen, (2) die Auftrennung dieser Effekte zu analysieren und (3) Taxa und Metriks zu identifizieren, welche in weiterführenden Untersuchungen näher betrachtet werden und eventuell in Zukunft in biologische Bewertungsmethoden integriert werden können ([38]). Um die in (3) beschriebenen Informationen in ausreichender Form bereitstellen und nutzen zu können, wird es notwendig sein, in zukünftigen Analysen gezielt uferstrukturell belastete Stellen für MZB und MPH zu beproben, um den gesamten Belastungsgradienten zufriedenstellend abzudecken.

Dieser Beitrag ist eine gekürzte und überarbeitete Fassung zweier Forschungsberichte ([38], [50]), auf die hinsichtlich weiterer Details verwiesen wird.

METHODEN

Datenbasis

Gebietskulisse waren die Seen und Flusseen in Brandenburg sowie einige grenzüberschreitende Seen bzw. Flusseen im Grenzgebiet zum Land Berlin. Hinzu kamen zwei hydromorphologisch untersuchte Seen, die in Mecklenburg-Vorpommern liegen (Kleiner und Großer Mechowsee). Für die Zusammenstellung und nachfolgende Analyse der Daten in diesem Projekt fanden nur diejenigen Seen und Flusseen Berücksichtigung, an denen mit der Methodik des EU-WRRL-Monitorings mindestens zwei der folgenden Qualitätskomponenten verfügbar waren, wobei eine von ihnen MZB oder MPH sein musste (insgesamt 301 Stillgewässer):

- allgemeine chemische und physikalische Komponenten (ACP: ausgewählte Bewertungsparameter)
- hydromorphologische Komponenten (HYMO), insbesondere Uferstrukturgüte (US)
- Makrophyten (MPH)
- Makrozoobenthos (MZB)

Der Ausgangsdatensatz beinhaltet:

- 198 EU-WRRL-berichtspflichtige Seen und Flusseen ($A_0 \geq 0,5 \text{ km}^2$),
- 110 Stillgewässer des brandenburgischen „Kleinseen-Monitorings“ des LfU Brandenburg (Ref. W14) sowie
- 71 weitere kleinere Stillgewässer, die aus unterschiedlichen Gründen untersucht wurden.

Datenbestand, Datenprüfung und Datenaufbereitung

Die analysierten ACP, US, MPH und MZB-Datensätze wurden im Rahmen des zyklischen EU-WRRL-Monitorings sowie der Erarbeitung von einzugsgebietsbezogenen Gewässerentwicklungskonzepten vom heutigen Landesamt für Umwelt Brandenburg bzw. dessen Beauftragten erhoben. Die Datenerhebungen wurden, was Auswahl der Seen, die angewandte Methodik, die Positionen und den Zeitpunkt der Erhebungen (US, MPH) bzw. Probennahmen (MZB) anging, nicht koordiniert vorgenommen. Somit lagen sehr heterogene, lücken- und fehlerhafte Datensätze vor. Vor der Verwendung der Datensätze war eine detaillierte Bestandsaufnahme der verfügbaren Daten notwendig, weiterhin eine Prüfung auf Vollständigkeit und Konsistenz und nutzerfreundliche Zusammenstellung. Anschließend erfolgte eine Auswahl derjenigen Datensätze, die für Vergleiche

zwischen ACP, US, MPH und MZB geeignet waren (Einzelheiten vgl. [50]).

Die Prüfung und Aufbereitung der zur Verfügung stehenden Daten beinhaltete die

- Validierung der Identifikation und Abgrenzung hydromorphologisch bearbeiteter Seen und Flusseen
- fachübergreifende Prüfung der Daten
 - o fachliche Prüfung der allgemeinen chemisch-physikalischen Daten (ACP)
 - o fachliche Prüfung der hydromorphologischen Daten/Uferstruktur (US)
 - o fachliche Prüfung der Makrophyten-Daten (MPH) und zugehörigen abiotischen Parameter
 - o fachliche Prüfung der Makrozoobenthos-Daten (MZB) und zugehörigen Umweltparameter
- Aufbereitung und Zusammenführung der Daten

Die Teilmenge an plausibilisierten Daten, die für die vorliegende Fragestellung benötigt wurden, wurde in einer MS Access-Datenbank zusammengestellt. Zur räumlichen Darstellung der Daten auf der Ebene von Uferabschnitten und Wasserkörpern dienten ESRI Arc-Map- und QGIS-Projekte.

Prädiktoren

LAWA-Seetyp und Gewässermorphologie

Die beprobten Seen wurden in LAWA-Seetypen nach [30] eingeteilt; dabei wurde der Einteilung des LfU Brandenburg gefolgt. Daten zur Seenmorphologie wurden vom LfU Brandenburg zur Verfügung gestellt: Seefläche (in ha), Einzugsgebietsfläche (in km^2), maximale Seetiefe (in m), mittlere Seetiefe (in m), Seevolumen (in 10^6 m^3), Volumenquotient ($VQ \text{ in m}^{-1} = \text{Einzugsgebietsfläche in m}^2 / \text{Seevolumen in m}^3$).

Uferstruktur

Die hydromorphologischen Daten wurden im Rahmen der Gewässerentwicklungskonzept (GEK)-Bearbeitung im Zeitraum 2010 bis 2016 erhoben bzw. veröffentlicht. Dabei kamen je nach GEK verschiedene Ausbau- und Entwicklungsstufen des HMS-Verfahrens zur Anwendung: HMS-Übersichtsverfahren ([51]), erweitertes HMS-Verfahren Detailvariante und HMS-Detailverfahren ([49]). Die mit diesen drei HMS-Verfahrensvarianten erhobenen Daten wurden harmonisiert. Das Seeufer wurde in Segmente in drei uferparallele Subzonen eingeteilt: Epilitoral, Eulitoral und Sublitoral ([49], [51]). In jedem Segment und jeder Subzone wurden allen Objekten nach Objekttypenkatalogen skalare Index-

Werte zwischen 1 (naturnah) und 5 (naturfern) gewichtet nach deren prozentualen Flächenanteilen zugeordnet ([49], [51]). Die Flächenerfassung erfolgte in GIS auf Basis von Luftbildern. Anschließend konnten daraus dann flächengewichtete Mittelwerte der Indexwerte für jedes Segment und jede Subzone berechnet werden.

Trophie

Daten zur Trophie wurden vom LfU Brandenburg zur Verfügung gestellt. Die Aktualität dieser Daten reichte dabei je nach Parameter von 1990 bis 2021. Hierbei wurden die folgenden Parameter gemessen und bereitgestellt: Chlorophyll-a Saisonmittelwert ($\mu\text{g/l}$) (*Chl_Saison*), Sichttiefe Saisonmittelwert (m) (*ST_Saison*), Phosphor Zirkulationswert ($\mu\text{g/l}$) (*TP_Frühjahr*), Phosphor Saisonmittelwert ($\mu\text{g/l}$) (*TP_Saison*), Stickstoff Saisonmittelwert (mg/l) (*TN_Jahresmittel*) und LAWA-Trophieindex (*TI_akt*). Für die statistischen Analysen wurden die Probestellen nach den Chlorophyll-a Saisonmittelwerten der Seen (Datenbestand des LfU Brandenburg, vgl. [50]), in denen sich diese befanden, in Trophieklassen eingeteilt (siehe Tabelle 2 in [60]).

Schiffbarkeit

Schiffbare Seen sind solche, die als Wasserstraße (Bundeswasserstraße, BWS oder Landeswasserstraße, LWS) ausgewiesen sind. Fracht-, Fahrgast- und Sportschifffahrt ist überwiegend für die EU-WRRRL-pflichtigen Seen ($A_0 > 0,5 \text{ km}^2$) relevant, während dieser Faktor für kleinere Seen insgesamt keine Bedeutung hat.

Der mögliche Einfluss der Schifffahrt wurde hier vereinfachend aus der Widmung als Wasserstraße abgeleitet. Eine detaillierte Betrachtung ist erst in Kenntnis der

- Verkehrsfrequenzen (bzgl. der Störungen durch Schiffswellen), und der
- Häufigkeit und Fläche von Bootsstationierungsanlagen, BoStA (bzgl. der uferstrukturellen Beeinträchtigungen)

möglich. Während die Bootsstationierungsanlagen durch die Uferstrukturkartierungen nach dem HMS-Verfahren im Zuge der GEK-Bearbeitungen detailliert erfasst wurden, waren uns für die Verkehrsfrequenzen keine validen Zahlen geläufig.

Zusätzlich einbezogene Uferstruktur-Parameter

Zur Erweiterung der Interpretationsmöglichkeiten wurden Daten aus dem ersten Projekts Brandenburgs zu Seen-MZB und Uferstruktur herangezogen, aus dem auch die 2007 und 2008 erhobenen MZB-Daten der vor-

liegenden Studie stammen ([33], [34]). Diese lagen daher auch nur für 2007 und 2008 vor, und damit auch für die 2019 und 2020 erneut untersuchten Probestellen ([45], [46]):

- Strukturwertung: Strukturbewertung der Probestellen nach Experteneinschätzung (auf Basis der gewässertypischen Uferstruktur sowie künstlicher Strukturen);
- Naturnah%: Der prozentuale Anteil naturnaher Strukturen entspricht der Summe der Anteile von Wiese/Grünland, Röhricht/Seggenriede, Krautflur/Hochstauden, Auengehölzen sowie Wald-/Forstgehölzen in einem 100 m-Streifen auf 200 m Uferlänge (Basis: Corine Landnutzung);
- Vegetationsindizes 1 und 2 mittels gewichtet verrechneter Landnutzungsdaten zum Uferbewuchs und -verbau.

Des Weiteren wurden die Informationen zu „Schifffahrtsstraße“ aus [50] einbezogen (0 für nein, 1 für ja). Für alle MZB-Probestellen wurde „Bootsstationierungen nahe UPs“ nacherhoben, eine grobe Klassifikation aufgrund der auf Luftbildern erkennbaren Hinweise auf Bootsstationierungen: Hierzu wurden jährliche Luftbilder aus dem Probenahmejahr ± 2 Jahre in 50-100 m Umkreis um die Probestellen angeschaut und in 5 Stufen klassifiziert: Von 1 = keine Hinweise auf Bootsstationierungen, über 2 = einzelne Boote oder Stege oder Uferschneisen für das Slippen von Booten, 3 = mehrere Boote bzw. Stege oder Slipanlage am Ufer, 4 = viele Boote oder Stege bis 5 = Hafenanlage. Der Parameter „Bootsbelastung“ wurde dann aus der Summe der Werte von „Schifffahrtsstraße“ und „Bootsstationierungen nahe Ufer“ gebildet (Werte 1 bis 6).

Datensatzauswahl

In einem zweiten Schritt wurden die geprüften Informationen in einer Tabelle zusammengestellt, die neben den Stammdaten der Seen auch die nach Untersuchungsjahr gegliederten Angaben darüber enthielt, ob ACP-, US-, MPH- und MZB-Erhebungen vorlagen (unabhängige Variable, Prädiktoren).

Von besonderem Interesse waren diejenigen Seen der beiden Monitoringprogramme, für die Daten *mehrerer* Parametergruppen vorlagen. Danach ließen sich verschiedene Schnittmengen bilden (Tabelle 1). So lagen für 29 Seen alle vier Parametergruppen mit zumindest einer Erhebung in einem Untersuchungsjahr vor („Kern-datensatz“). In allen anderen Fällen fehlte mindestens eine Parametergruppe. Für die partielle Auswertung von ACP, US und MPH standen immerhin 76 Seen zur Verfügung, für andere Auswertungen mit MZB dagegen nur

29 Seen. Die jeweils erfassten Seen waren regional unterschiedlich verteilt (

Abbildung 1). Die Seen mit MPH-Erhebungen entsprachen der Seengruppe, für die auch ACP-Daten vorlagen. Sie sind entsprechend der naturräumlichen Voraussetzungen über das gesamte Landesgebiet verteilt. Auch bei den Seen mit MZB-Erhebungen ist eine breite, wenn auch lückige regionale Streuung zu erkennen. Hingegen konzentrieren sich die Seen mit US-Erhebungen auf das nördliche Landesgebiet. Gleichzeitig wird die geringe Überlappung von MZB- und HYMO-Erhebungen deutlich.

Da der Kerndatensatz ursprünglich nur 16 Seen umfasste, wurden weitere Seen uferstrukturell erfasst, um den Stichprobenumfang zu erhöhen. Insgesamt lagen schließlich 29 Seen vor, in denen jeweils mindestens vier Stationen (für Daten aus Uferstruktur, MPH, MZB) sowie die Hauptmessstelle für ACP zur Verfügung stehen. Damit sind fünf der sechs LAWA-Seetypen-Klassen mit fünf bis acht Seen vertreten, lediglich für den Typ 14 „polymiktischer Tieflandsee m. relativ kleinem EZG“ standen nach wie vor nur drei Seen zur Verfügung.

bisher erfasst: 382 Seen (davon 2 in MV) ... davon: • 198 WRRL-berichtspflichtig • 110 im “Kleine Seen-Programm” • 70 sonstige Seen (Gründe für die Auswahl nicht bekannt, 2 in MV)											
von 382 Seen: • 301 mit ACP-Erfassung u. Klassifikation (Trophie-Index) • 159 mit HyMo/Uferstruktur-Erfassung u. Klassifikation (2 in MV) • 301 mit MPH-Erfassung, davon 274 mit Klassifikation (nur: MIB) • 39 mit MZB-Erfassung und Klassifikation											
von 382 Seen: <table><tr><td>• $\text{HyMo} \cap \text{ACP} \cap \text{MPH} \cap \text{MZB}$:</td><td>29 Seen (“Kern-Datensatz”)</td></tr><tr><td>• $\text{HyMo} \cap \text{ACP} \cap \text{MPH}$:</td><td>89 Seen (“MPH-Datensatz”)</td></tr><tr><td>• $\text{HyMo} \cap \text{MZB}$:</td><td>29 Seen (s. o.)</td></tr><tr><td>• $\text{HyMo} \cap \text{ACP} \cap \text{MZB}$:</td><td>29 Seen (s. o.)</td></tr><tr><td>• $\text{ACP} \cap \text{MPH} \cap \text{MZB}$:</td><td>38 Seen (“ACP-Datensatz”)</td></tr></table>		• $\text{HyMo} \cap \text{ACP} \cap \text{MPH} \cap \text{MZB}$:	29 Seen (“Kern-Datensatz”)	• $\text{HyMo} \cap \text{ACP} \cap \text{MPH}$:	89 Seen (“MPH-Datensatz”)	• $\text{HyMo} \cap \text{MZB}$:	29 Seen (s. o.)	• $\text{HyMo} \cap \text{ACP} \cap \text{MZB}$:	29 Seen (s. o.)	• $\text{ACP} \cap \text{MPH} \cap \text{MZB}$:	38 Seen (“ACP-Datensatz”)
• $\text{HyMo} \cap \text{ACP} \cap \text{MPH} \cap \text{MZB}$:	29 Seen (“Kern-Datensatz”)										
• $\text{HyMo} \cap \text{ACP} \cap \text{MPH}$:	89 Seen (“MPH-Datensatz”)										
• $\text{HyMo} \cap \text{MZB}$:	29 Seen (s. o.)										
• $\text{HyMo} \cap \text{ACP} \cap \text{MZB}$:	29 Seen (s. o.)										
• $\text{ACP} \cap \text{MPH} \cap \text{MZB}$:	38 Seen (“ACP-Datensatz”)										

Response-Variablen

Makrozoobenthos-Metriks

Das multimetrische Bewertungssystem

Das Bewertungssystem basiert auf einer Reihe von biologischen Bewertungsindizes, sogenannten Metriks, die je nach Gewässertyp variieren. Die bewertungsrelevanten Metriks werden mittels sogenannter Ankerpunkte auf 1,0 (Referenzzustand) bis 0,0 (stark belasteter Zustand) normiert und zu einem multimetrischen Index verrechnet. Dieser bestimmt anschließend die Bewertungsklasse und stellt das Endergebnis der Bewertung dar.

Die multimetrischen Indizes der natürlichen Wasserkörper wurden in Verbindung mit den Ankerpunkten im Dezember 2011 erfolgreich interkalibriert ([9]). Die Bewertungsstrenge lag dabei im Bereich des internationalen Akzeptanzbandes, so dass keine Anpassungen vorgenommen werden mussten.

Tabelle 1:

Bestandaufnahme der in den GEKs in Brandenburg verfügbaren Untersuchungen der allg. chemisch-physikalischen Parameter (ACP), der uferstrukturellen Kartierungen (US), der Makrophyten-Erhebungen (MPH) und der Makrozoobenthos-Probennahmen (MZB).

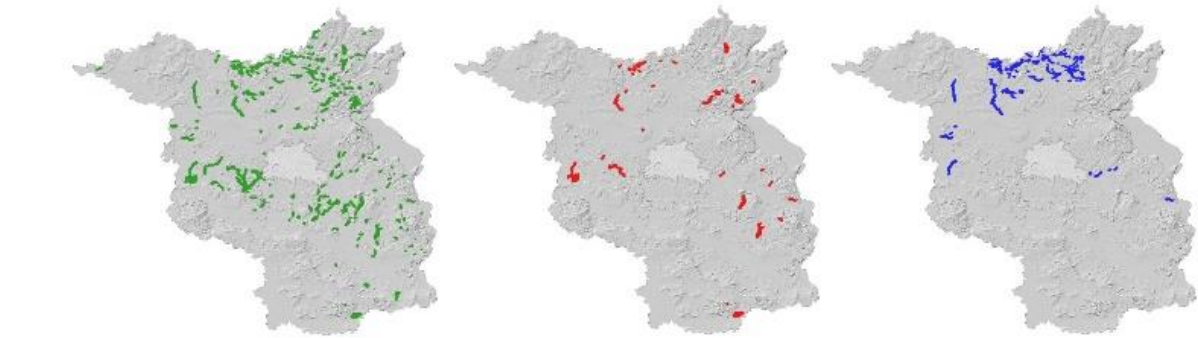


Abbildung 1:

Regionale Verbreitung der (a) Makrophyten-Erhebungen (MPH), (b) der Makrozoobenthos-Probennahmen (MZB) und der (c) Uferstruktur-Erhebungen an EU-WRRL-berichtspflichtigen Seewasserkörpern sowie an Seen des Kleinseen-Monitorings. Die MPH-Erhebungen sind weitgehend deckungsgleich mit den ACP-Monitoring. Kartenhintergrund: DGM200 © Geo-Basis-DE / BKG 2022.

Aufgrund der späteren Veränderungen der Metrikzusammensetzungen der multimetrischen Indizes sowie der Faunaindex-Indikatorlisten musste die Bewertungsstrenge wieder an das ursprüngliche Niveau angepasst werden. Dies erfolgte durch eine entsprechende Anpassung der Ankerpunkte.

Berechnung der Metriks und zugrundeliegender Indikatorlisten

Hier werden Informationen zur Berechnung der bewertungsrelevanten Metriks nach [8], [10] und [11] gegeben. Ausführlichere Darstellungen fanden Eingang in die Methodischen Handbücher zur ökologischen Fließgewässerbewertung ([31], [32]). Dies umfasst vor allem die Berechnungsalgorithmen sowie die zugrundeliegenden ökologischen Einstufungen der Taxa. Für alle auf ökologischen Einstufungen basierenden Metriks wurden nur die eingestufteten Taxa berücksichtigt, um Einflüsse des Anteils eingestufter Taxa auf das Ergebnis zu vermeiden. Die meisten Metriks konnten auf dreierlei Art berechnet werden: Basierend auf der Individuenzahl (markiert mit „*Ind*“ in der Metrikbezeichnung), bezogen auf Häufigkeitsklassen (markiert mit „*HK*“ in der Metrikbezeichnung), oder bezogen auf die Präsenz der Taxa (Taxazahlen oder Metriks mit „*Art*“ in der Metrikbezeichnung). Zwei der in Bayern entwickelten gebräuchlichen Metriks wurden mittels quadratwurzeltransformierter Individuenzahlen berechnet. Zur Berechnung der Häufigkeitsklassen wurden die Individuenzahlen jeder Art folgendermaßen in Häufigkeitsklassen umgewandelt: 1-2 = HK 1; 3-10 = HK 2; 11-30 = HK 3; 31-100 = HK 4; 101-300 = HK 5; 301-1000 = HK 6; > 1000 = HK 7. Die ökologischen Informationen zur Berechnung der Metriks wurden zunächst von [44] für Österreich sowie [63] für Deutschland erarbeitet und danach in diversen EU-Projekten (z. B. AQEM und EUROLIMPACS) zusammengeführt und überarbeitet. Sie sind auch im Internet unter der URL <http://www.freshwaterecology.info> abrufbar ([64]). Auch die Software ASTERICS ([2], [3]) zur Bewertung von Fließgewässern gemäß EU-WRRL benutzt dieselben Listen zur Berechnung einer großen Anzahl biologischer Metriks. Viele der für AESHNA relevanten Metriks können daher direkt oder indirekt über ASTERICS ([2], [3]) berechnet werden. Für weitere AESHNA-Metriks wurde die Gesamtliste (nachfolgend „autökologische Liste“ genannt) um weitere Informationen erweitert.

Der Faunaindex für Seen basiert auf ufertypspezifischen Sensitivitätseinstufungen der Taxa gegenüber hydromorphologischen Belastungen und Habitatveränderungen. Der belastungsspezifische Faunaindex wurde mittels Probandaten abgeleitet (Taxa und LAWA-Morphologieklassifizierung; [34], [37], [39], [40]), während

in der bayerischen Liste der Fokus darauf lag, wie typisch die Taxa für den jeweiligen Ufertyp waren (Einstufung auf Basis von Erfahrung und Daten von Faunaexperten). Die Einstufungswerte reichten beim belastungsspezifischen Faunaindex von 1 = indikativ für hydromorphologisch unveränderte Habitate, bis 5 = indikativ für hydromorphologisch stark veränderte Habitate und beim bayerischen Faunaindex von +2 = für den Ufertyp typische charakteristische Art, bis -2 = invasives Neozoon. Der Faunaindex wurde separat für die Ufertypen berechnet. Für den AESHNA Faunaindex waren diese „Grobmaterial“, „Feinmaterial“ und „Schilf/organisch“, für den Bayerischen Faunaindex waren es „Brandung/Geröll“, „Seekreide“ und „Verlandung“. Die *typspezifische Vielfalt* zählte die Anzahl der typspezifischen Taxa (Taxa mit guter Faunaindex-einstufung). Somit kombinierte das Metrik Artenvielfalt und Sensitivität und ließ daher eine empfindlichere Reaktion auf Belastung erwarten als die reine Artenzahl. Analog zum Faunaindex wurde das Metrik *typspezifische Vielfalt* separat für die Ufertypen berechnet.

Das Metrik ASPT (*Average Score Per Taxon*) basierte auf Empfindlichkeitseinstufungen von Makrozoobenthosfamilien. Es reagiert auf diverse Belastungen, insbesondere Saprobie in Fließgewässern.

Das Metrik „Diversität“ ist ein Bewertungskriterium der EU-WRRL und wird in vielen taxonomischen Auswertungen berücksichtigt. Es gibt eine Vielzahl von Diversitätsmetriks. Stärkere Belastungen führen in der Regel zu Diversitätsabnahmen. EPTCBO steht für Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia und Odonata. Da diese Gruppen sehr viele belastungs-intolerante Taxa beinhalten, werden in diesem Metrik Taxavielfalt und sensitive Taxa kombiniert, und es ist daher in der Regel stärker negativ mit der Belastung korreliert als reine Diversitätsmetriks ([7], [31], [32], [37]).

Metriks zur taxonomischen Zusammensetzung waren zumeist Prozentanteile bestimmter Taxa oder taxonomischer Gruppen, oder stellen Verrechnungen mehrerer Gruppen dar.

Metriks zu Gilden/funktionalen Gruppen basierten auf Gruppen von Arten, welche auf ähnliche Weise vergleichbare Ressourcen nutzen oder vergleichbare biologische Eigenschaften besitzen (sogenannte „Traits“), z. B. bestimmte Ernährungstypen oder Fortpflanzungsstrategien.

Für weitere Details und zusätzliche Informationen zu den berechneten und verwendeten Metriks siehe [38] sowie [2] und [3] für Erläuterungen zu ASTERICS. Weitere Informationen zur Makrozoobenthosbewertung mit ASTERICS/PERLODES sind unter https://gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=124&clang=0 zu finden.

Ankerpunkte und Normierung der Metriks

Die berechneten Metriks wurden von uns mithilfe von typspezifischen Ankerpunkten (Referenz- und Belastetwerte, siehe [37] und [40]) zu EQR-Werten normiert (*Ecological Quality Ratio*, d. h. Referenz = 1 und hochbelastet = 0). Soweit es die Datenlage zuließ, wurden für jede Kombination von See- und Ufertyp eigene Ankerpunkte festgelegt, andernfalls nur nach Typgruppe und Ökoregion. Die Normierung erfolgte nach der folgenden Formel:

$$\text{Normierter Metrikwert} = \frac{\text{Metrikwert} - \text{Belastetwert}}{\text{Referenzwert} - \text{Belastetwert}}$$

Metrikwerte höher als 1 wurden gleich 1 gesetzt und

Metrikwerte kleiner als 0 wurden gleich 0 gesetzt. Die normierten Metriks wurden für jede Probestelle zu einem multimetrischen Index (*MMI*) gemittelt. Die Zusammensetzung der *MMIs* für die Gewässertypen ist in [37] und [40] beschrieben.

Makrophyten-Metriks

Neben den bereits in [52] beschriebenen Indizes *MIB*, *I_{Arten}*, *UMG* und *I_{UMG}* haben wir weitere Indizes berechnet. Die von uns berechneten und in den statistischen Analysen verwendeten Makrophytenmetriks sind in Tabelle 2 und Tabelle 3 weiter erläutert. Für Details zu den Indizes *MIB*, *I_{Arten}*, *UMG* und *I_{UMG}* siehe [52].

Tabelle 2:

Erläuterungen zu den Metriks Makrophytenindex Brandenburg ([52]): Index Arten, Untere Makrophyten-Grenze, Index Untere Makrophytengrenze, sowie zu den Metriks der Diversitäten der Makrophytentaxa und Wuchsformen

Metrik	Erklärung
<i>S(M)</i>	Anzahl Makrophytentaxa
<i>H(M)</i>	Shannon-Wienerindex (Makrophytentaxa) = $-\sum(\pi_i * \ln(\pi_i))$; π_i = prozentualer Anteil der Individuen eines Taxons an der Gesamtanzahl der Individuen aller Taxa; $\ln$ = natürlicher Logarithmus
<i>Evenness(M)</i>	Evenness (Makrophytentaxa) = Shannon-Wienerindex (Makrophytentaxa)/ $\ln(\text{Anzahl Taxa})$
<i>Simp(M)</i>	Simpsonindex (Makrophytentaxa) = $1 - ((\sum(n_i - 1) / (\sum(n_i - 1)))$; n_i = Anzahl der Individuen eines Taxons, N = Gesamtanzahl der Individuen aller Taxa
<i>InvSimp(M)</i>	Inverser Simpsonindex (Makrophytentaxa) = $1/\text{Simpsonindex (Makrophytentaxa)}$
<i>S(W)</i>	Anzahl Wuchsformen
<i>H(W)</i>	Shannon-Wienerindex (Wuchsformen) = $-\sum(\pi_i * \ln(\pi_i))$; π_i = prozentualer Anteil der Individuen einer Wuchsform an der Gesamtanzahl der Individuen aller Wuchsformen; $\ln$ = natürlicher Logarithmus
<i>Evenness(W)</i>	Evenness (Wuchsformen) = Shannon-Wienerindex (Wuchsformen)/ $\ln(\text{Anzahl Wuchsformen})$
<i>Simp(W)</i>	Simpsonindex (Wuchsformen) = $1 - ((\sum(n_i - 1) / (\sum(n_i - 1)))$; n_i = Anzahl der Individuen einer Wuchsform, N = Gesamtanzahl der Individuen aller Wuchsformen
<i>InvSimp(W)</i>	Inverser Simpsonindex (Wuchsformen) = $1/\text{Simpsonindex (Wuchsformen)}$

Tabelle 3:

Abkürzungen der Metriks der Makrophytenwuchsformen (Morphologie). Weitere Details und Erklärungen zu den Wuchsformen sind in [27], [68] und [69] zu finden. Verändert nach <http://www.freshwaterecology.info> ([64]).

Metrik	Wuchsform	Abkürzung (multivariate Analysen)
<i>abu_MPH</i>	-	
% <i>Helophyt</i>	Helophyt	<i>Helo</i>
% <i>Hydrophyt</i>	obligater Hydrophyt	
% <i>Amphiphyt</i>	Amphiphyt	
% <i>batrachid</i>	batrachid	<i>B</i>
% <i>Bry</i>	bryid	<i>Bry</i>
% <i>C</i>	ceratophyllid	<i>C</i>

Tabelle 3 (Fortsetzung)

Metrik	Wuchsform	Abkürzung (multivariate Analysen)
%Ca	charid	Ca
%E	elodeid	E
%Eq	equisetoid	Eq
%G	graminoid	G
%Herb	herbid	Herb
%Hy	hydrocharid	Hy
%I	isoetid	I
%Ju	juncid	
%L	lemnid	L
%M	myriophyllid	M
%Mpot	magnopotamid	Mpot
%N	(magno)nymphaeid	N
%Pep	peplid	
%Ppot	parvopotamid	Ppot
%R	ricciellid	R
%S	stratioid	S
%V	vallisnerid	V

Statistische Auswertung

Univariate Korrelationen

Bei univariaten Korrelationen wird die abhängige Variable mit nur einer unabhängigen Variable korreliert. Da die Daten nicht normalverteilt waren, wurden Rangkorrelationen nach Spearman berechnet (als Spearman's R oder auch Spearman's ρ bezeichnet). Pearson-Korrelationen dienten zur Erhöhung der Aussagesicherheit, wurden jedoch nachfolgend nicht dargestellt. Alle Berechnungen wurden auf Ebene der Probestellen durchgeführt. Für die Analysen auf Ebene der Seen wurden jeweils arithmetische Mittelwerte berechnet.

Multivariate Analysen

Die Wuchsformen der Makrophyten wurden nach [27] klassifiziert. Im Zuge der statistischen Datenauswertung wurden nichtmetrische Verfahren verwendet, die für die vorliegenden Daten besonders geeignet sind ([1], [16]). Zur Aggregation der Taxalisten aller beprobten Habitate einer Probestelle zur Gesamt-Taxaliste der Probestelle wurden die Dichten in Individuen pro m² unter Gewichtung nach dem Anteil der jeweiligen Habitate (visuell abgeschätzt gemäß [12] und [15]) berechnet und somit für alle Taxa übernommen. Alle ähnlichkeitsbasierten Auswertungen wurden mit Dichten durchgeführt, die vor der Analyse 4.-Wurzel transformiert wurden, um den Effekt dominanter Arten zu reduzieren. Zur

Ordination der Makrozoobenthos-Artenzusammensetzung wurde die Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) verwendet. Dieses Ordinationsverfahren basiert auf Ähnlichkeitsmatrizen, die unter Verwendung des Bray-Curtis Ähnlichkeitskoeffizienten erzeugt wurden. Ziel der NMDS-Ordination ist es, Objekte basierend auf ihrer Ähnlichkeit so anzuordnen, dass die Distanz zwischen den Objekten mit zunehmender Bray-Curtis Ähnlichkeit abnimmt. Wir verwenden hier NMDS auch für die Darstellung von gruppierten Objekten, beispielsweise die Zusammensetzung von Makrozoobenthosgemeinschaften an Probestellen unterschiedlicher Trophieklassen.

Im Anschluss an die Ordination wurde geprüft, inwiefern sich die Gruppen, z. B. Trophieklassen signifikant bezüglich ihrer Ähnlichkeit voneinander unterscheiden. Dazu wurde eine permutative multivariate Varianzanalyse (*Permutational multivariate analysis of variance*, PERMANOVA) durchgeführt, welche Gruppen von Objekten vergleicht und testet, ob die Schwerpunkte und Streuung der Gruppen ähnlich sind. PERMANOVA (ähnlich wie ANOVA) misst die Quadratsumme der Bray-Curtis-Distanzen zwischen n Gruppen ($n \geq 2$) und verwendet die F-Statistik, um die Varianz innerhalb von Gruppen mit der Varianz zwischen Gruppen zu vergleichen. Das Ergebnis wird durch die R-Statistik zum Ausdruck gebracht, die eine Skala von 0 (hohe Ähnlichkeit zwischen Gruppen) bis 1 (geringe Ähnlichkeit zwischen den Gruppen) besitzt. Für die Interpretation der PERMANOVA-Analyseergebnisse sind die R² Werte von

hauptsächlich und die Signifikanz der Ergebnisse von nachgeordneter Bedeutung ([17]).

Abschließend wurde mittels einer Indikatorarten-Analyse geprüft, welche Arten signifikant zur Gruppentrennung beitrugen ([18]). Der daraus resultierende Indikatorwert reicht von 0 (kein Indikator) bis 1 (sehr guter Indikator) und das berechnete Signifikanzniveau gibt an, ob der berechnete Indikatorwert signifikant von Null verschieden ist. Indikatorwerte lassen sich analog zu Zeigerwerten nach [19] verstehen. Ein niedriger Indikatorwert für ein gegebenes Taxon bedeutet, dass dieses Taxon wenig indikativ für eine bestimmte Gruppe, beispielsweise die Trophieklasse (o)ligotroph, ist. Umgekehrt zeigt ein hoher Indikatorwert an, dass ein Taxon stark indikativ für eine bestimmte Gruppe, beispielsweise die Trophieklasse (o)ligotroph, ist und hauptsächlich an Probestellen vorkommt, die dieser Gruppe zugeordnet werden können.

Für die Analyse intervall-skalierteter Umweltvariablen wurde die Funktion *envfit* (*environmental fit*) des R Packages *vegan* verwendet ([47]). Diese Analyse-methode korreliert Umweltvariablen linear mit den Projektionen der Probenahmepunkte (taxonomische Zusammensetzungen der in die Analyse miteinbezogenen Probenahmestellen) auf die zweidimensionale Ebene (dargestellt in NMDS-Grafiken). Die dargestellten NMDS-Grafiken beinhalten die signifikanten *envfit* Korrelationen der Projektionen mit Umweltvariablen als Pfeile,

deren Länge proportional zur Korrelationsstärke ist.

Für alle Statistiken wurde RStudio 2024.09.1, R 4.4.1 und R 4.1.0 sowie die R Packages *Hmisc*, *labdsv*, *pairwiseAdonis* und *vegan* verwendet ([22], [29], [47], [59], [61], [62]).

ERGEBNISSE

Univariate Korrelationen

Die Berechnungen basierten auf 612 Datensätzen, davon 532 mit Makrophytendaten und 234 mit Makrozoobenthosdaten. Die Umweltparameter waren überwiegend vollständig vorhanden, durch fehlende Werte bei manchen Parametern konnten die Fallzahlen für die Korrelationen je nach Parameterkombination aber auch geringer ausfallen. Nachfolgend wurden nur signifikante Korrelationen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ dargestellt.

Es wurden nur Ergebnisse für die Spearman-Rangkorrelationen dargestellt. Die ebenfalls berechneten Korrelationswerte nach Pearson unterschieden sich davon meist nur leicht, in Einzelfällen auch stärker, aber die generellen Trends und Aussagen entsprachen sich. Im ersten Schritt wurden alle Parameter untereinander in

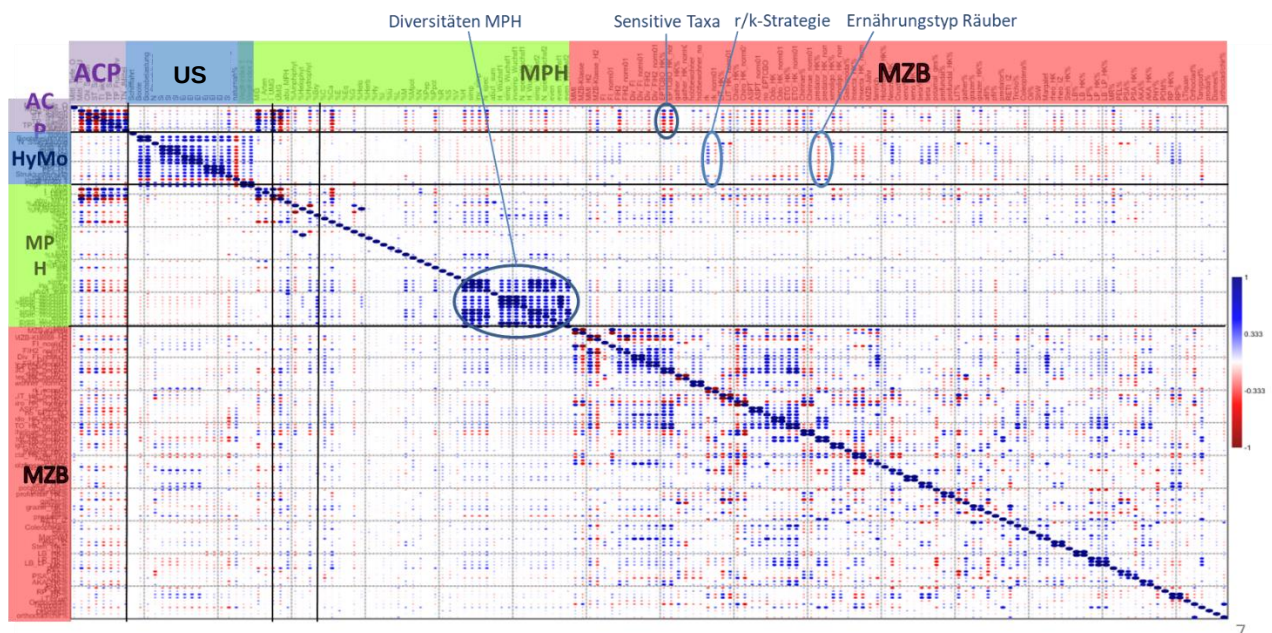


Abbildung 2:

Grafische Darstellung der Spearman-Rang-Korrelationen aller Variablen untereinander: Die Korrelationsstärke ist durch die Farbin-tensität und die Kreisgröße dargestellt, positive Korrelationen in blau und negative in rot. ACP = Allgemeine chemisch-physikalische Parameter, US = Uferstruktur, MPH = Makrophyten, MZB = Makrozoobenthos. Die Informationen sind spiegelbildlich um die Dia-gonale verteilt. $n = 612$ für ACP und US, $n = 532$ für MPH und $n = 234$ für MZB (Maximalwerte, bei manchen Parameterkombinationen auch weniger); nur signifikante Korrelationen sind dargestellt (Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 0,05$).

Korrelationstabellen verglichen. Aufgrund der Vielzahl der Variablen wurden diese gruppiert und grafisch zusammengefasst (Abbildung 2). Es wurde ersichtlich, dass die stärksten Korrelationen zwischen sachverwandten Parametern auftraten, insbesondere der allgemeinen chemisch-physikalischen (ACP-) Parameter und der Uferstruktur (US)-Parameter, sowie auch zwischen nahe verwandten Metriks innerhalb der Makrophyten (MPH) und des Makrozoobenthos (MZB).

Bei den Korrelationen aller Parameter innerhalb der verschiedenen Blöcke war festzustellen, dass für ACP sowie US starke Korrelationen aller Parameter untereinander auftraten, wobei beim ACP nur die Sichttiefe negativ mit den anderen korreliert war, alle weiteren dagegen positiv. Die schwächste Korrelation hatte ein Spearman $|r_s|$ von 0,53; alle anderen einen Betrag von $|r_s|$ zwischen 0,57 und 0,96. Insgesamt hatten also alle ACP-Parameter mehr oder weniger die gleiche Aussage, und nahmen mit zunehmender Nährstoffbelastung zu; nur die Sichttiefe nahm dabei ab. Bei den US-Parametern untereinander war nur der Parameter „*naturnah%*“ negativ mit den anderen Parametern korreliert, alle anderen dagegen positiv, meist mit einem Betrag von $|r_s| > 0,50$. Auch hier hatten alle Parameter weitgehend die gleiche Aussage und waren gegenläufig zur Naturnähe.

Beim MPH waren alle Bewertungsparameter untereinander stark positiv korreliert mit $|r_s|$ von 0,35 (*I_{Arten}* vs *I_{UMG}*) bis 0,90 (*MIB* vs *I_{UMG}*). Auch die Diversitätsparameter untereinander korrelierten besonders deutlich, da sie naturgemäß Ähnliches aussagten (markiert in Abbildung 2). Die weiteren Parameter wiesen untereinander überwiegend schwache bis mittlere Korrelationen auf, die je nach Kombination positiv oder negativ ausfielen. Beim MZB traten je nach Metrik-Kombination starke bis keine Korrelationen auf. Das wies auf stark unterschiedliche Aussagen der verschiedenen Metriks hin.

Korrelationen Makrozoobenthosmetriks – Umweltvariablen

MZB versus ACP

Es fanden sich deutliche Korrelationen mit Chironomiden-Anteilen und Saprobie-Metriks (wie *%Oligosaprobe* oder *ASPT* etc.), sowie auch mit dem *Faunaindex nach Hess & Otto* (für BY und SH), aber keine mit der Standard AESHNA-Gesamtbewertung (diese ist kalibriert auf Strukturbelastungen nach LAWA). Dies entsprach der Erwartung, dass eine Nährstoffzunahme zu einer erhöhten Trophie (bedeutet erhöhte Biomasseproduktion) führte, und diese wiederum zu einer erhöhten Saprobie (bedeutet erhöhter Biomasseabbau), was die saprobie-liebenden Taxa förderte.

MZB versus US

Alle US-Parameter zeigten ähnliche Korrelationen mit den MZB-Parametern, wenn auch mit Unterschieden in den Korrelationsstärken je nach Parameterkombination. Eine Abnahme mit zunehmender Belastung fand sich generell bei einigen sensibleren Taxa (gute Korrelationen mit den Insekten insgesamt, den Tanypodinae und dem Ernährungstyp Räuber, etwas weniger deutlich mit den Libellen) sowie stehgewässertypischen Taxa (Metrikvarianten mit *LB...* sowie *LP*; für Erklärungen zu den Metriks siehe [2][2] und [3]) und den Taxa mit der Habitatpräferenz Phytal (submerse und emerse Pflanzen, Metrik *PHY%*; Abbildung 2, Abbildung 5). Die deutlich höchsten Korrelationen fanden sich hierbei mit der Natürlichkeit der Ufervegetation auf der Basis von CORINE Landnutzungsdaten sowie der Naturferne des Uferbereichs nach Experteneinschätzung, wobei mit letzterer die relativ stärksten Korrelationen auftraten, insbesondere für die Libellen (Spearman $|r_s| = 0,50$ mit *Odo_HK*). Diese Ergebnisse unterstrichen die Bedeutung der Ufervegetation für die Insekten und insbesondere die Libellen). Eine Zunahme mit zunehmender Belastung fand sich generell bei einigen Ubiquisten und Störungszeigern (u. a. *Neozoa_HK*, *Faunaindex FI, rk*) sowie auch bei den in Stehgewässern untypischen hohen Anteilen von Potamal- und strömungsliebenden Arten und passiven Filtrierern (*potamal_ges%*, *RP_HK%*, *rheo_IJ*, *pfil%* etc.; vgl. Abbildung 5).

Interessant war bei diesen Ergebnissen auch die Aufschlüsselung nach den drei Uferzonen Sub-, Epi- und Eulitoral, die im HMS-Verfahren unterschieden werden: In den meisten Fällen zeigten sich sehr ähnliche Ergebnisse, wobei die positiven Korrelationen etwas stärker ausfielen (Abbildung 5). Unter diesen wiederum waren zumeist die Korrelationen mit dem Eulitoral am stärksten und die mit dem Epilitoral am schwächsten. Eine Ausnahme bildeten jedoch die Insektenmetriks mit starker Beteiligung der Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Trichoptera (Köcherfliegen) und/oder Odonata (Libellen) bei denen ausnahmslos das Epilitoral die stärksten Korrelationen zeigte (u. a. die Metriks *ETO_HK*, *Tricho%*, *no_EPTCBO* etc.). Bei diesen Taxa war die epilitorale Vegetation sehr wichtig als Lebensraum für die Imagines. Ähnliches galt auch für die Holzfresser und Holzbewohner, die zwar nicht auf die landwärtige Vegetation als Habitat, aber als Quelle für den Eintrag von Ästen und Stämmen angewiesen waren (Abbildung 3).

Die bisherigen Darstellungen stützten sich auf die uferstrukturellen Gegebenheiten in der Umgebung der Probenahmestelle („Mittelsegment“). Die Einbeziehung benachbarter Ufersegmente verbesserte die Korrelationen



Abbildung 3:

Natürliches Ufer mit Totholz am Werbellinsee (© Dr. Reinhard Müller, 2019).

nen in vielen Fällen etwas, was auf einen weitreichenden Einfluss der Uferstruktur auf das MZB hinwies (> 50-100 m).

Insgesamt waren die Korrelationen mit der HMS-Klassifikationen zwar nur schwach ($|r_s| < 0,40$, außer für Neozoen), aber dennoch signifikant ($p < 0,05$). Das bedeutet, dass die HMS-Klassifikation nur einen kleinen Teil der Schwankungsbreite der Metriks erklärte, aber dennoch bedeutsam war. Die stärksten Korrelationen für die Uferstrukturparameter wurden für die Experteneinschätzung der Naturferne des Ufers beobachtet. Wahrscheinlich lag das darin begründet, dass die Experteneinschätzung nicht nur Schadstrukturen, sondern auch untypische Vegetation und auch positive Faktoren, wie Sturzbäume, einbezog, und dabei sowohl das Eulitoral als auch das nahe Epilitoral berücksichtigte.

MZB versus Boots- und Schifffahrtsbelastungen

Die gesamten Korrelationen der organismischen Metriks mit den drei Bootsmetriks sind in Abbildung 7 (für das MZB) und Abbildung 8 (für die MPH) dargestellt. Insgesamt waren die Korrelationen nur schwach, aber signifikant ($|r_s| > 0,10$). Trotzdem gingen die Reaktionen (Zu- bzw. Abnahme) in die Richtung, die der Hypothese entsprach (z. B. Abnahme der Diversität mit zunehmender Belastung).

Für das MZB wurden die stärksten Korrelationen für die Prädatoren (räuberischer Ernährungstyp, $|r_s| = -0,52$) beobachtet. Dies beruhte zum Teil auf der Abnahme der Libellen und weiterer sensibler Taxa, von denen viele auf eine intakte Ufervegetation angewiesen waren (Metriks z. B. *Odo_HK*, *ETO_HK*, *Coleoptera%* sowie auch Insekten insgesamt u.a.). Die Abnahme von Stillgewässertaxa bei gleichzeitiger leichter Zunahme der rheophilen Taxa wies auf Störungen durch Turbulenzen und Wellen hin, auch die deutliche Zunahme der

passiven Filtrierer, die auf suspendierte Schwebeteilchen sowie auf zumindest leichte Strömungen angewiesen waren (Metriks u. a. *LB% LB_HK%*, *pfil%*, *rp_HK%*, *rp%*; für Erklärungen zu den Metriks siehe [2], [3]). Dem gegenüber wurde der Anteil der aktiven Filtrierer nicht beeinflusst ($|r_s|$ nahe Null).

Die deutliche relative Abnahme der Holzfresser und -bewohner sprach für eine geringere Verfügbarkeit von Stämmen und Ästen in bootsbeeinflussten Bereichen, war aber auch eine Folge der trübungsbedingten Zunahme der passiven Filtrierer bzw. der Sand- und Schlammbewohner. Dies zeigte sich auch in der Zunahme der saprobiellen Tendenzen, die durch Feinsubstrate, Trübungen etc. gefördert wurden (Saprobietriks wie *ASPT*, *Oli%*, *Chiro_HK*, *beta_HK%* u. a.). Erwähnenswert ist ferner eine leichte Abnahme der Weidegänger (Grazer), die vermutlich auf der Makrophytenabnahme beruhte (s. unten sowie Abbildung 7).

Ein weiteres Metrik, das deutlich auf Bootsbelastungen (Abbildung 4) reagierte, war *rk*. Dieses Metrik zur Reproduktionsstrategie gibt das Verhältnis von r- zu k-Strategen an, und ist ein allgemeiner Störungszeiger, denn bei Störungen kommen die r-Strategen (hohe Reproduktionsrate, meist auch anspruchslose Ubiquisten, oft Neozoa) stärker zum Zug. Mitbedingt wurde dieser Anstieg daher durch die Zunahme des Neozoenanteils (*Neozoa_HK*) unter Belastung durch Bootsstationierungsanlagen. Da sich unter den Neozoen viele Crustaceen befanden (Krebstiere, Metrik *Crust%*), stieg auch deren Anteil. Auch die leichte Abnahme einer Reihe von Diversitätsmetriks zeigte allgemeine Störungen an (wie *famrich*, *Margalef*, *no-EPTCBO* u.a.). Viele der beschriebenen Veränderungen drückten sich auch in der Zunahme des Bewertungsmetriks *Faunaindex* aus.

Die beschriebenen Veränderungen beruhten in erster Linie auf den Einflüssen der Bootsstationierungen (Abbildung 4) im Uferbereich, durch Einbeziehung von



Abbildung 4:

Uferverbau und Bootsstege am Werbellinsee (© Dr. Reinhard Müller, 2019).

Schiffahrtsstraße-ja/nein verbesserten sich die meisten Korrelationen ein wenig, trotz der meist nur geringen Unterschiede zwischen Schiffahrtsstraßen und Nicht-Schiffahrtsstraßen. Bei einigen Metriks gab es auch eine Verschlechterung der Korrelationen. Das betraf vor allem Metriks, deren Indikatortaxa große Unterschiede zwischen ufernahen und uferfernen Bereichen aufwiesen (z. B. passive Filtrierer, Weidegänger, Holzfresser). Vermutlich wirkten sich die Bootsstationierungen durch die geringere Uferentfernung der Boote, die geringere Wassertiefe sowie die direkten strukturellen Veränderungen (z. B. Stege und Eintiefungen darum herum) stärker auf die ufernahen Organismen aus. Darüber hinaus fanden direkte mechanische Schädigungen der Makrophyten statt, die sich wiederum indirekt aufs MZB auswirkten. Insgesamt ähnelten sich die beobachteten

Veränderungen durch Bootsbelastung und Uferstruktur-Defizite. Dies ging wohl hauptsächlich darauf zurück, dass diese Belastungen auch stark in die HMS-Klassifizierung eingingen, was sich in der starken Korrelation zwischen dem HMS- und Bootsparametern zeigte ($|r_s| = 0,73$ zwischen „Bootsstationierungen+Schiffahrtsstraße“ und HMS-Eulitoral).

Korrelationen Makrophytenmetriks – Umweltvariablen

MPH versus ACP

Starke Korrelationen fanden sich bei allen Bewertungsparametern des Makrophytenindex Brandenburg (MIB) mit den chemischen Parametern innerhalb der

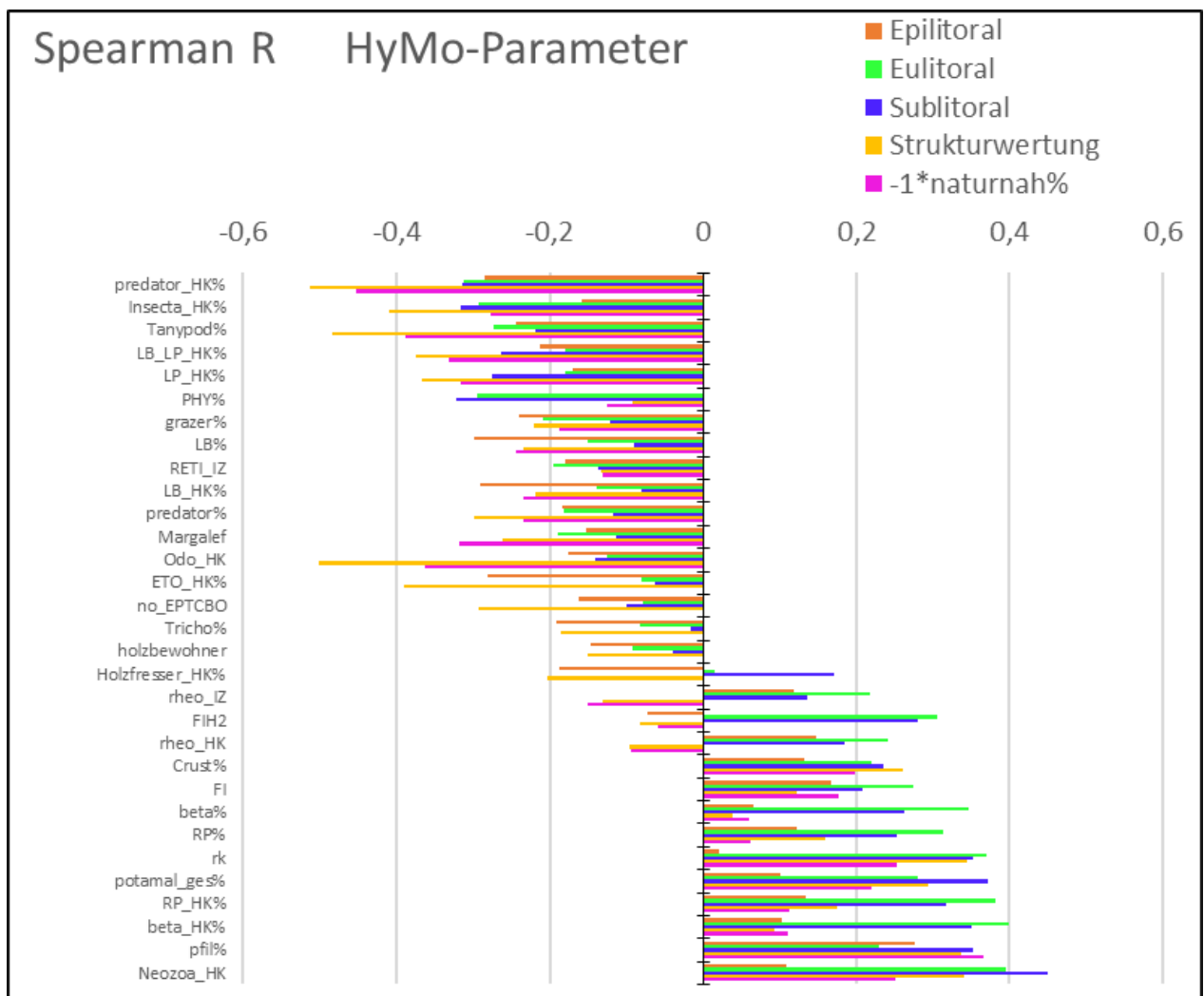


Abbildung 5:

Grafische Darstellung der stärksten Spearman-Rang-Korrelationen der MZB-Variablen gegenüber den HMS-Klassifizierungen des Epi-, Eu- und Sublitorals sowie der Experten-Strukturwertung und dem %-Anteil naturnaher Flächen (letzterer zur besseren Vergleichbarkeit mit -1 multipliziert), sortiert nach der mittleren Korrelation für die HMS-Zonen. Des Weiteren sind zusätzliche im Text erwähnte Metriks dargestellt. n = 234.

ACP-Parameter ($|r_s| < 0,84$; s. Abbildung 6). Nur beim Artenindex waren sie deutlich schwächer ($|r_s| < 0,50$). Bei den weiteren Metriks war das Bild sehr heterogen: Um -0,65 bei %Ca (für TP-Saison und Chlorophyll-Saison), bis -0,55 bei der Artenzahl, und etwas schwächer für die Diversitätsmaße sowie %Ppot, den Hydrophytenanteil und die MPH-Abundanz. Die weiteren Korrelationen lagen meistens im Bereich von $0 < |r_s| < 0,30$. Insgesamt führte Nährstoffzunahme über die Planktonzunahme (Chlorophyll a als Maß dafür) und die damit

verbundene Abnahme der Sichttiefe zu einer Verschiebung der unteren Makrophytengrenze (UMG) in Richtung geringerer Wassertiefe sowie zu einer Abnahme der Makrophytenabundanz, insbesondere der Chariden-Lebensform (überwiegend Characeen) und letztlich auch der Diversitäten. Da die Makrophytenbewertung in Brandenburg über den MIB in erster Linie von der unteren Makrophytengrenze bestimmt wurde, reagierte der MIB stark auf Nährstoffe.

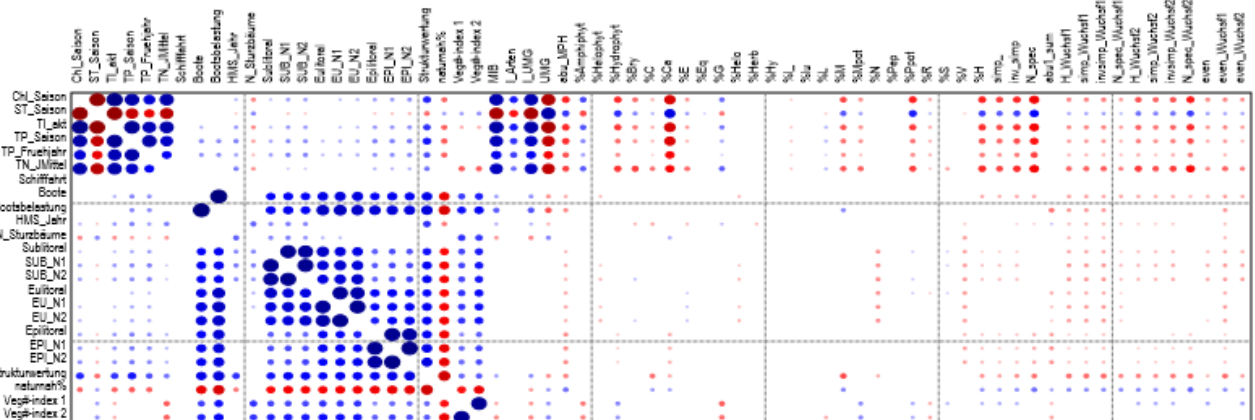


Abbildung 6:

Spearman Rang-Korrelationen der ACP- und US-Parameter mit den Makrophytenmetriks. Nur signifikante Korrelationen sind dargestellt, positive in blau und negative in rot. Die Korrelationsstärke ist durch die Farbintensität und die Kreisgröße repräsentiert. ($p < 0,05$; n meist 532, aber 195 für *Strukturwertung*, *naturnah%*, *VegIndex 1* und *VegIndex 2*).

MPH versus US

Die Korrelationen waren generell nur schwach, aber dennoch oft signifikant, (Abbildung 6; n meist 532, aber 195 für *Strukturwertung*, *naturnah%* sowie *VegIndex 1* und *VegIndex 2*; $p < 0,05$). Die höchsten Korrelationen (bis $|r_s| = 0,30$) zeigten die Diversitätsmaße, untere Makrophytengrenze und Abundanzen gegenüber dem Anteil naturnaher Flächen (Corine Landsat-Daten) und der Strukturwertung (Vor Ort Expertenklassifikation).

MPH versus Boots- und Schifffahrtsbelastungen

Die relativ stärksten Korrelationen ($|r_s|$ um 0,2) ergaben sich für die untere Makrophytengrenze (UMG) und den daraus transformierten Index (*I_UMG*), leicht schwächer für den Gesamtbewertungsindex Brandenburg (MIB), den Helophytenanteil (%*Helophyt*, negativ), den Anteil der Wuchsform Bryiden (%*Bry*, positiv), dem Anteil der Chariden (%*Ca*, negativ) sowie den Anteil der Wuchsform Myriophylliden (%*M*, negativ). Während bei diesen die Korrelationen mit *Schifffahrtsstraße* (ja/nein) und/oder *Schifffahrtsstraße*+*Bootsstationierung* (6 Klassen) meist leicht höhere absolute Kor-

relationen erreicht wurden als mit *Bootsstationierungen* allein, zeigten sich bei den Diversitätsmaßen deutlich stärkere Korrelationen mit den *Bootsstationierungen* als mit den *Schifffahrtsstraßen*, wo sie gegen Null oder sogar leicht gegenläufig tendierten (Abbildung 8). Anscheinend wirkten sich die *Bootsstationierungen* nahe der Untersuchungstranssekte stärker auf das Vorhandensein der Arten aus, während die *Schifffahrtsstraßen* eher mit Abundanzverschiebungen verbunden waren. Insgesamt waren Bootsbelastungen also mit einer Abnahme der unteren Makrophytengrenze, der Helophyten (Sumpfpflanzen), der Chariden und auch der Myriophylliden korreliert, während Bryide zunehmen.

Univariate Korrelationen auf Wasserkörperebene

Daten auf Wasserkörperebene wurden bei den meisten Parametern durch arithmetische Mittelwertbildung über alle Probestellen erzeugt, wodurch einerseits die Anzahl der Datensätze stark verringert wurde, gleichzeitig aber deren Streubreiten verringert wurden. Dadurch

blieben die Signifikanzen der Korrelationen im Vergleich zu denen der einzelnen Probestellen meist vergleichbar. Durch die Mittelung verkleinerten sich die hydromorphologischen Belastungsgradienten des Gesamtdatensatzes, weil die sowieso nur sehr wenigen

mittleren und hohen Belastungsstufen der Einzelstellen in der Masse der *gut* oder sogar *sehr gut* bewerteten Stellen nicht mehr ins Gewicht fielen, so dass unter den MZB-Daten für das HMS-Epilitoral nur zwei, für das HMS-Eulitoral ein und für das HMS-Sublitoral sogar

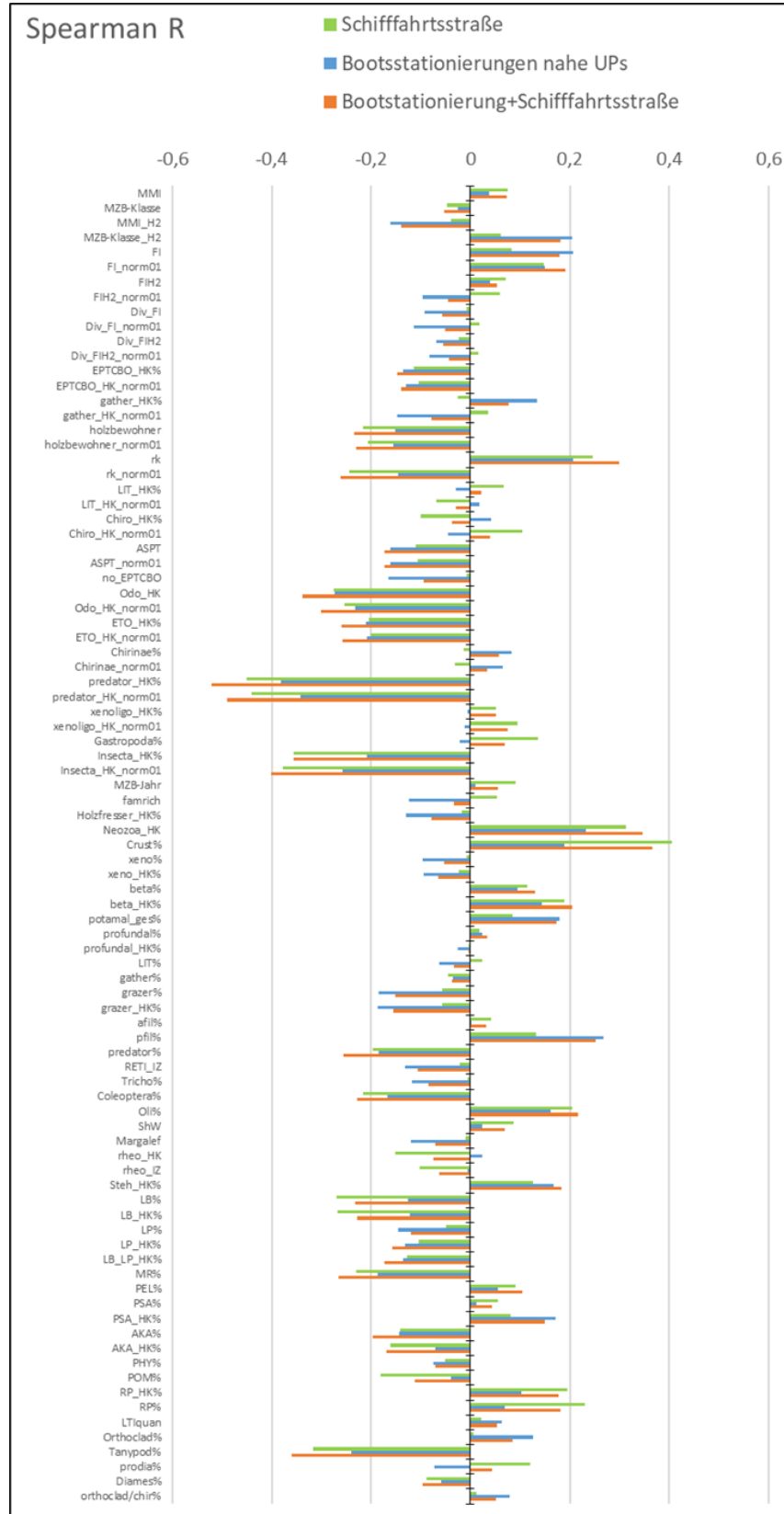
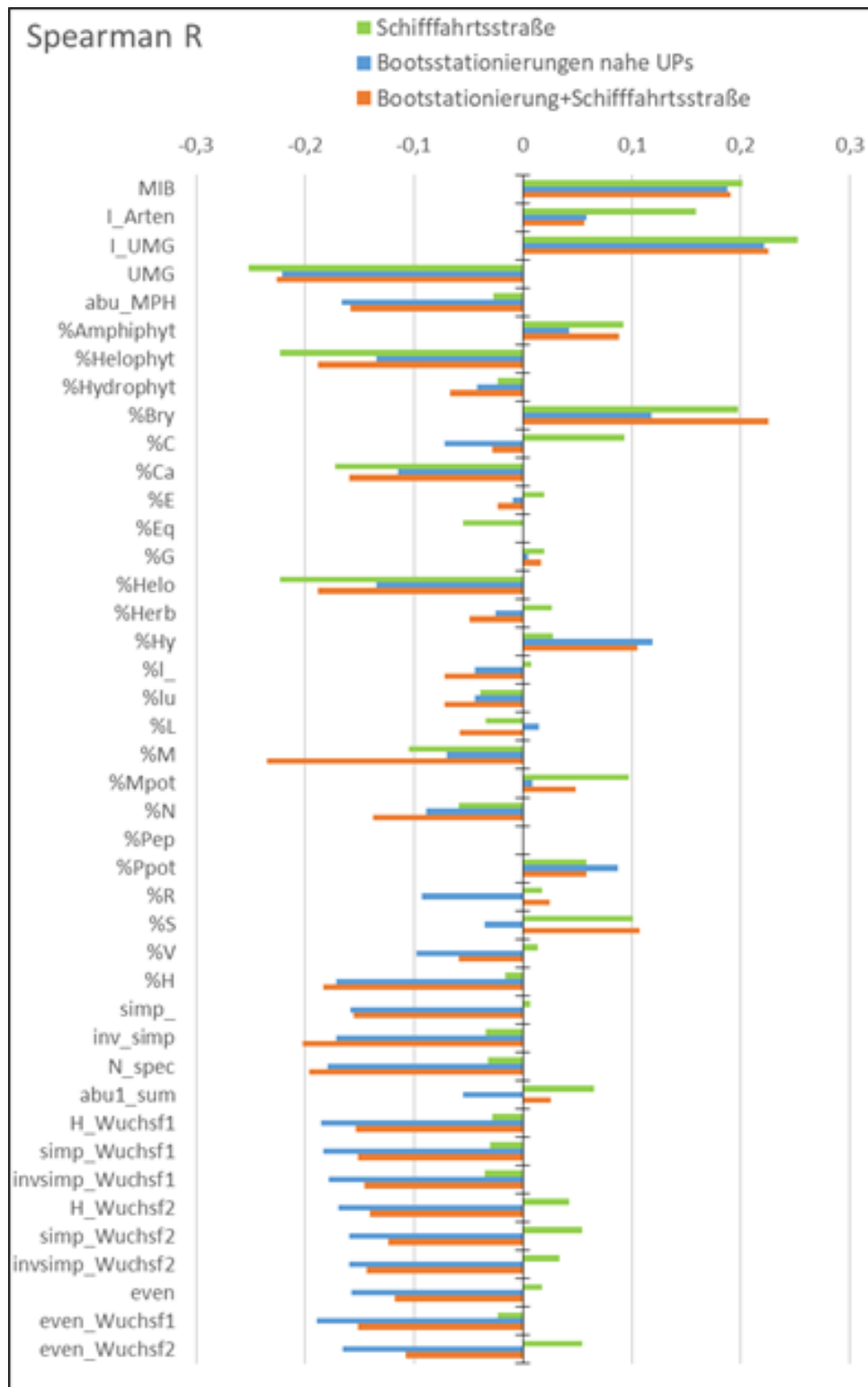


Abbildung 7:

Spearman Rangkorrelationen zwischen Makrozoobenthos- und Bootsmetriks. $n = 234$; $|rs|$ -Werte $> 0,12$ bzw. $< -0,12$ sind signifikant ($p < 0,05$).

**Abbildung 8:**

Spearman Rangkorrelationen zwischen Makrophyten- und Bootsmetriks. $n = 532$. $|r_s|$ -Werte $> 0,08$ bzw. $< -0,08$ sind signifikant ($p < 0,05$).

kein Datenpunkt der mittleren Belastungsstufe (3) und für alle Zonen keiner der hohen Belastungsstufen (4 oder 5) resultierten (s. Beispiele in Abbildung 9). Derartig kleine Belastungsgradienten ließen bei den vorhan-

denen Varianzen aber nur schwache Korrelationen zu. Ansonsten waren die Ergebnisse insgesamt dennoch vergleichbar mit denen der Probestellenebene, aber manchmal mit größeren p-Werten (weniger signifikant).

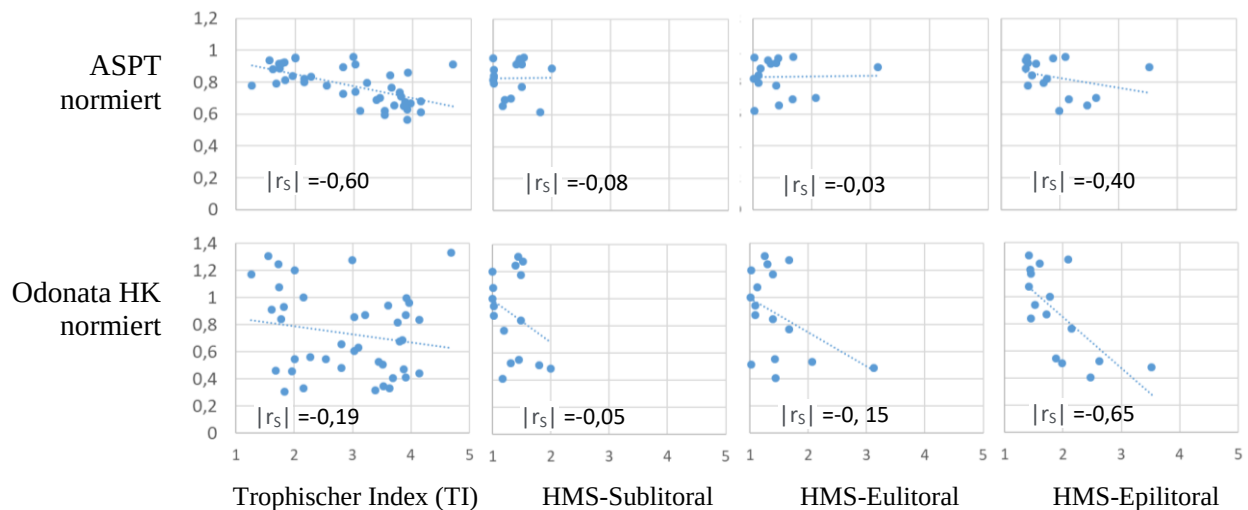


Abbildung 9:

Beispiele für Korrelationsdiagramme von Makrozoobenthos-Metriks auf Wasserkörperebene. Der Mangel an mittleren und hohen Belastungen bei der HMS-Klassifikation (x-Werte 3 bis 5) ist offensichtlich.

Multivariate Analysen

Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaften in Abhängigkeit von Umweltvariablen

PERMANOVA-Analysen

PERMANOVA-Analysen zeigten nur geringe Unterschiede der Makrozoobenthosgemeinschaften zwischen LAWA-Seetypen ($R^2 = 0,118$). Ergebnisse mit ähnlichen oder noch kleineren R^2 Werten zeigten sich bei PERMANOVA-Analysen der Effekte der Faktoren *Ufertype* ($R^2 = 0,051$), *schiffbar_ja_nein* ($R^2 = 0,032$) und *LSV_BWS_nein* ($R^2 = 0,017$) auf Makrozoobenthosgemeinschaften.

PERMANOVA-Analysen zeigten etwas höhere, aber dennoch geringe Unterschiede der Makrozoobenthosgemeinschaften zwischen Trophieklassen ($R^2 = 0,164$). Die paarweisen Vergleiche der Trophieklassen p2 und h ($R^2 = 0,258$), e2 und h ($R^2 = 0,202$) sowie o und p2 ($R^2 = 0,179$) zeigten etwas höhere R^2 Werte als die restlichen paarweisen Vergleiche der Makrozoobenthosgemeinschaften verschiedener Trophieklassen.

PERMANOVA-Analysen der *HMS_Impact_Eulitoral_2* Klassen zeigten geringe Unterschiede der Makrozoobenthosgemeinschaften ($R^2 = 0,164$), mit einem R^2 Wert vergleichbar zu den Trophieklassen ($R^2 = 0,169$). Die paarweisen Vergleiche der *HMS_Impact_Eulitoral_2* Klassen 3_3.25 und 1.5_1.75 ($R^2 = 0,320$), 2_2.25 und 3_3.25 ($R^2 = 0,308$) sowie 2_2.25 und 1.5_1.75 ($R^2 = 0,308$) zeigten etwas höhere R^2 Werte als die restlichen paarweisen Vergleiche der Makrozoobenthosgemeinschaften verschiedener Trophieklassen.

= 0,274) zeigten etwas höhere R^2 Werte als die restlichen paarweisen Vergleiche der Makrozoobenthosgemeinschaften verschiedener *HMS_Impact_Eulitoral_2* Klassen.

Indikatorarten-Analysen

Indikatorarten-Analysen zeigten signifikante Indikatortaxa für die LAWA-Seetypen 10 (11 Taxa), 11 (1 Taxon), 12 (11 Taxa), 13 (24 Taxa) und 14 (25 Taxa). Bemerkenswert war, dass von den fünf signifikanten Indikatortaxa mit den höchsten Indikatorwerten für den LAWA-Seetyp 12, drei zu invasiven Amphipoda-Taxa aus dem ponto-kaspischen Raum gehörten (*Dikergammarus villosus*, Indikatorwert = 0,387; *Corophium curvispinum*, Indikatorwert = 0,341; *Pontogammarus robustoides*, Indikatorwert = 0,294). Dieses Vorkommen wurde bereits in [39] und [41] beschrieben. Indikatorwerte für die LAWA-Seetypen waren generell niedrig bis moderat hoch, mit einem Maximum von 0,495.

Es wurden signifikante Indikatortaxa für die *Ufertype* Feinsubstrat (11 Taxa) und Grobsubstrat (28 Taxa), jedoch nicht für organisch/Schilf gefunden. Indikatorwerte für die *Ufertype* waren generell niedrig bis moderat hoch, mit einem Maximum von 0,591. Zudem zeigten Indikatorarten-Analysen signifikante Indikatortaxa für *schiffbar_ja_nein* = ja (33 Taxa) und *schiffbar_ja_nein* = nein (23 Taxa). Unter den signifikanten Indikatortaxa für als *Schiffahrtsstraßen* klassifizierte Seen (*schiffbar_ja_nein* = ja) waren die invasiven ponto-kaspischen Amphipoda *Pontogammarus robustoides*, *Dikergammarus villosus* und *Corophium curvispinum* zu finden mit Indikatorwerten von jeweils

0,472, 0,411 und 0,297. Indikatorwerte für den Faktor *schiffbar_ja_nein* waren generell niedrig bis moderat hoch, mit einem Maximum von 0,509.

Indikatorarten-Analysen zeigten signifikante Indikatortaxa für *LSV_BWS_nein* = BWS (15 Taxa), *LSV_BWS_nein* = LSV (34 Taxa) und *LSV_BWS_nein* = nein (11 Taxa). Unter den signifikanten Indikatortaxa für als Bundesschiffahrtsstraßen klassifizierten Seen (*LSV_BWS_nein* = BWS) waren die invasiven ponto-kaspischen Amphipoda *Dikerogammarus villosus* und *Corophium curvispinum* zu finden mit den beiden höchsten Indikatorwerten von jeweils 0,524 und 0,429. Zudem war unter den signifikanten Indikatortaxa für als Landeschiffahrtsstraßen klassifizierten Seen (*LSV_BWS_nein* = LSV) der invasive ponto-kaspische Amphipode *Pontogammarus robustoides* zu finden mit einem Indikatorwert von 0,327. Indikatorwerte für den Faktor *LSV_BWS_nein* waren generell niedrig bis moderat hoch, mit einem Maximum von 0,571.

Signifikante Indikatortaxa zeigten sich für die Trophieklassen e1 (2 Taxa), e2 (7 Taxa), h (12 Taxa), m1 (9 Taxa), m2 (2 Taxa), o (4 Taxa), p1 (4 Taxa) und p2 (8 Taxa). Indikatorwerte für die Trophieklassen waren generell niedrig, mit einem Maximum von 0,367. Indikatorarten-Analysen zeigten signifikante Indikatortaxa für die *HMS_Impact_Eulitoral_2* Klassen 1_1.25 (2 Taxa), 1.25_1.5 (18 Taxa), 1.5_1.75 (2 Taxa), 2_2.25 (33 Taxa) und 3_3.25 (12 Taxa). Indikatorwerte für die *HMS_Impact_Eulitoral_2* Klassen waren generell moderat bis hoch, mit einem Maximum von 0,919. Die höchsten Indikatorwerte ließen sich in den *HMS_Impact_Eulitoral_2* Klassen 2_2.25 und 1.25_1.5 finden.

Das indikative Vorkommen der drei invasiven Amphipoda Taxa *Pontogammarus robustoides*, *Dikerogammarus villosus* und *Corophium curvispinum* im LAWA-Seetyp 12, sowie in als (Bundes- oder Landes-) Schiffahrtsstraße klassifizierten Seen ließ sich damit erklären, dass (überproportional) viele Seen des LAWA-Seetyps 12, d. h. Flusseen des Tieflandes, als Schiffahrtsstraßen genutzt werden. Die Verbreitung von invasiven Taxa aus dem kaspischen und Schwarzen Meer, insbesondere, aber nicht ausschließlich von Amphipoda, Isopoda und Mysidacea, erfolgt in Europa vorwiegend über Kanäle und Flusssysteme, die als Wasserstraßen genutzt werden ([5], [21], [65]).

Environmental Fit-Analysen

Insgesamt drei Environmental Fit-Analysen wurden berechnet: (1) alle drei *Ufertypen* zusammengefasst (155 Probestellen, Abbildung 10), (2) nur der *Ufertyp* Feinsubstrat (40 Probestellen), und (3) nur der *Ufertyp* organisch/Schilf (110 Probestellen, Abbildung 11). Für den *Ufertyp* Grobsubstrat standen nur 9 Probestellen zur

Verfügung. Die Ergebnisse der Environmental Fit-Analysen zeigten signifikante Korrelationen von 22 Umweltvariablen (alle *Ufertypen*, Abbildung 10), 27 Umweltvariablen (Feinsubstrat) und 34 Umweltvariablen (organisch/Schilf, **Abbildung 11**) mit den Projektionen der Makrozoobenthosgemeinschaften.

Beim *Ufertyp* organisch/Schilf zeigten sich distinkte signifikante Korrelationen entlang der NMDS1 (x) und NMDS2 (y) Achsen (Abbildung 11). Entlang der NMDS2 Achse zeigten *Chl_Saison*, *TI_akt*, *TP_Saison*, und *TP_Fruehjahr* positive Korrelationen, wohingegen *Abschnitt_U_Tiefe_von*, *Abschnitt_U_Tiefe_bis*, *max_Tiefe*, *ST_Saison* und *UMG* negative Korrelationen aufwiesen. Makrozoobenthosgemeinschaften an Probestellen mit hoher Trophie (hohe Werte von *Chl_Saison*, *TI_akt*, *TP_Saison*, *TP_Fruehjahr*) waren demnach distinkt verschieden von Makrozoobenthosgemeinschaften an Probestellen mit niedriger Trophie (hohe Werte von *ST_Saison*). Letztere Probestellen waren zudem auch durch hohe Werte von *UMG* und *max_Tiefe* gekennzeichnet. Entlang der NMDS1 Achse zeigten alle analysierten HMS-Parameter signifikante Korrelationen, mit Ausnahme von *HMS_Impact_Sublitoral*, *HMS_Impact_Eulitoral* und *HMS_Impact_Epilitoral*. Anders ausgedrückt, HMS-Parameter wirkten sich auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaften aus; an Probestellen mit niedrigen und hohen Werten von HMS-Parametern fanden sich signifikant unterschiedliche Makrozoobenthosgemeinschaften. Generell deuteten diese Ergebnisse auf eine Trennung der Trophie- und Hydromorphologie-Effekte entlang der beiden NMDS1 und NMDS2 Achsen hin. Die Ergebnisse der Environmental Fit-Analysen für den *Ufertyp* Feinsubstrat und alle drei *Ufertypen* zusammengefasst zeigten ein ähnliches Muster mit Bezug auf die Korrelationen der Trophie-Parameter entlang der NMDS2 Achse (Abbildung 10). Die Auftrennung der HMS-Parameter entlang der NMDS1 Achse war jedoch weitaus weniger klar zu erkennen.

Probestellen mit geringer Trophie (hohe Werte von *ST_Saison* und *UMG*) und mit großer maximaler Seewassertiefe (hohe Werte von *max_Tiefe*) waren gekennzeichnet durch ETO (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata) Taxa wie z. B. (Libellulinae Gen. sp., Libellulidae Gen. sp., *Athripsodes* sp., *Gomphus* sp. Gomphidae Gen. sp.) und Coleoptera Taxa (*Oulimnius* sp., *Oulimnius tuberculatus*) wohingegen Probestellen mit hohen Werten von signifikanten HMS-Parametern durch invasive Taxa wie *Pontogammarus* sp., *Dikerogammarus* sp. und *Echinogammarus trichiatus* gekennzeichnet waren (Abbildung 11). Charakteristische Taxa für Trophie- und HMS-Parameter-Korrelationen waren weniger deutlich in der Environmental Fit-Analyse für alle drei

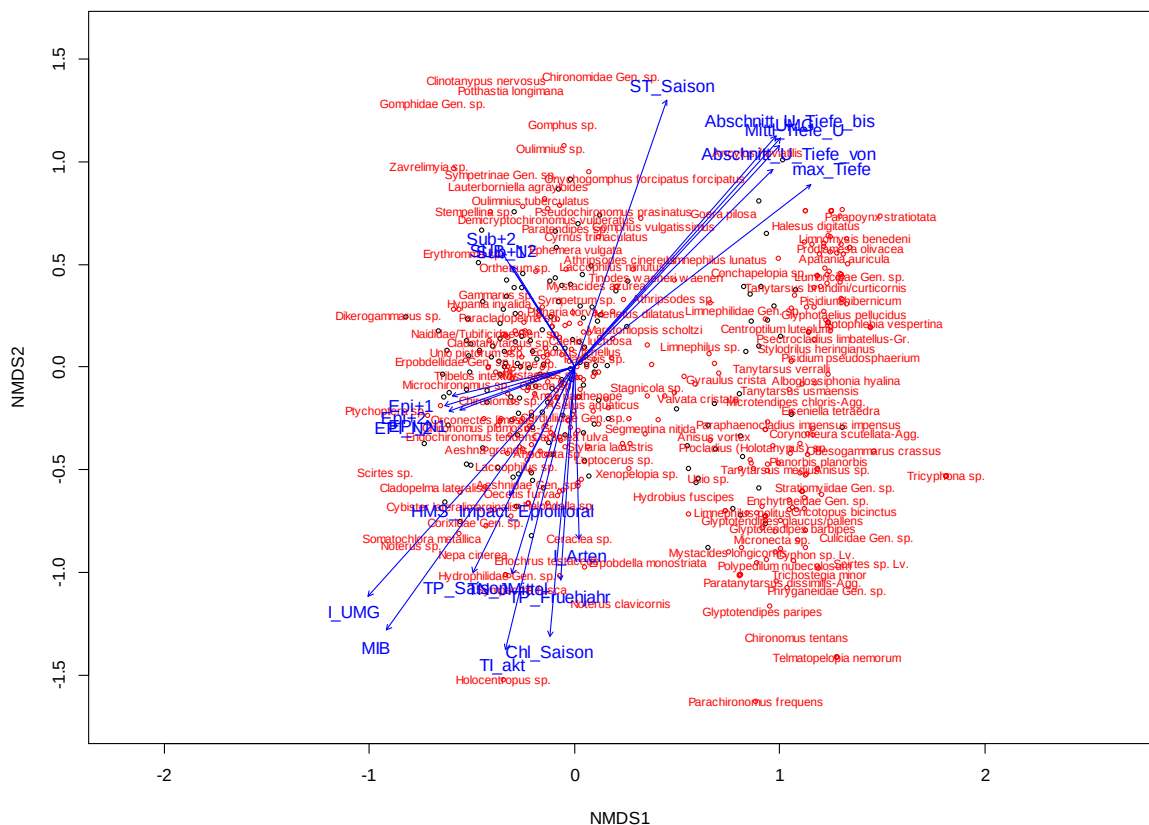
Ufertypen zusammengefasst zu erkennen (Abbildung 10).

Zusammensetzung der Makrophytengemeinschaften in Abhängigkeit von Umweltvariablen

Die im Folgenden dargestellten Analysen sowohl für Makrophytengemeinschaften als auch Wuchsförmigkeitsgemeinschaften der Makrophyten basieren auf den oberen Transektabschnitten. Multivariate statistische Analysen der unteren Transektabschnittsdaten zeigten ähnliche Ergebnisse, mit weniger stark ausgeprägter Auftrennung von trophischen und uferstrukturellen Variablen. Für weitere Details bezüglich der Analyseergebnisse siehe [38].

PERMANOVA-Analysen

PERMANOVA-Analysen zeigten nur geringe Unterschiede der Makrophytengemeinschaften zwischen LAWa-Seetypen ($R^2 = 0,008$). Ergebnisse mit ähnlichen oder noch kleineren R^2 Werten zeigten sich bei PERMANOVA-Analysen der Effekte der Faktoren *schiffbar_ja_nein* ($R^2 = 0,007$) und *LSV_BWS_nein* ($R^2 = 0,013$) auf Makrophytengemeinschaften. PERMANOVA-Analysen zeigten etwas höhere, aber dennoch geringe Unterschiede der Makrophytengemeinschaften zwischen Trophieklassen ($R^2 = 0,042$). Die paarweisen Vergleiche der Trophieklassen o und h ($R^2 = 0,071$), sowie h und p2 ($R^2 = 0,057$) zeigten etwas höhere R^2 Werte als die restlichen paarweisen Vergleiche der Makrophytengemeinschaften verschiedener Trophieklassen.



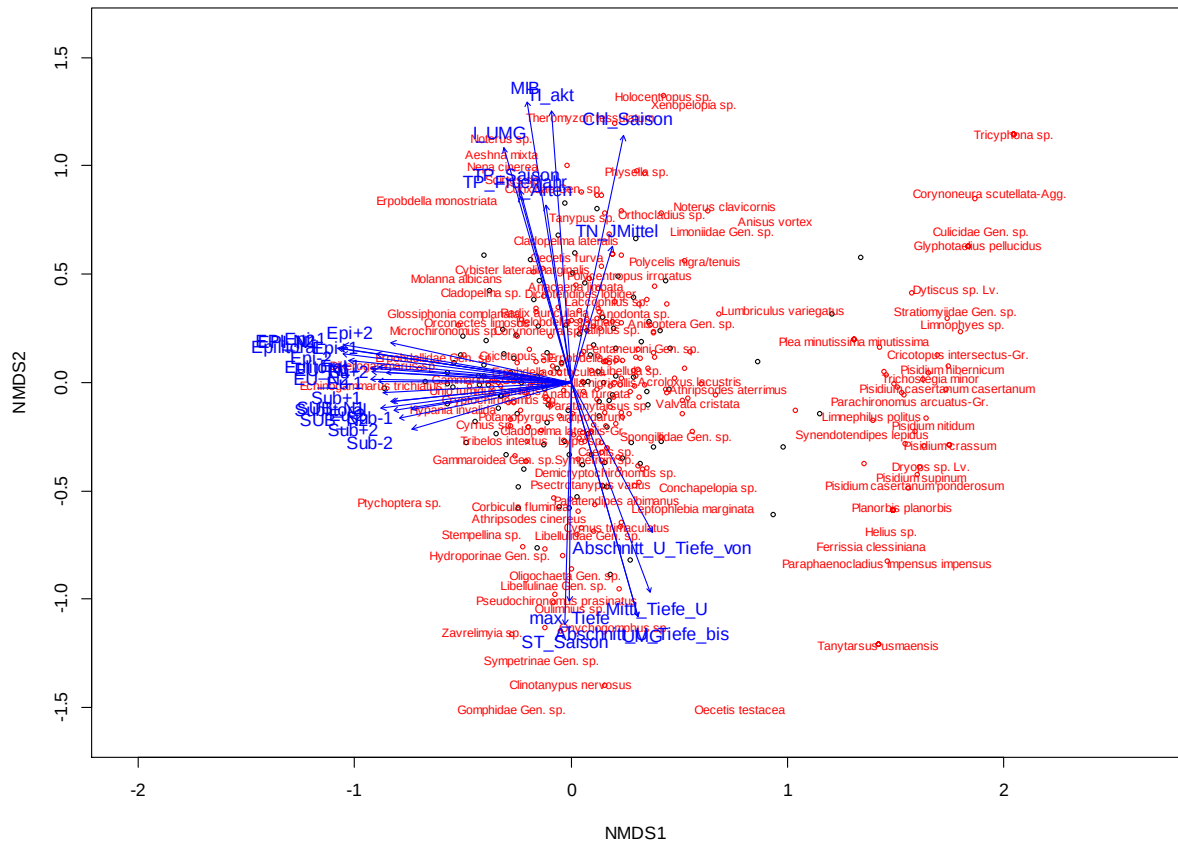


Abbildung 11:

NMDS der Makrozoobenthosgemeinschaften und Environmental Fit-Analyseergebnisse, *Ufertyp* organisch/Schilf (intervallskalierte Umweltvariablen). Nur Korrelationen mit Umweltvariablen signifikant $< 0,05$ * sind als Pfeile dargestellt. n = 110 Probenahmestellen in 27 Seen.

Potamogeton perfoliatus als signifikante Indikatortaxa für *schiffbar_ja_nein* = ja und *Schoenoplectus lacustris* und *Carex acutiformis* als signifikante Indikatortaxa für *schiffbar_ja_nein* = nein. Indikatorwerte für *schiffbar_ja_nein* waren generell niedrig, mit einem Maximum von 0,325. Indikatorarten-Analysen zeigten *Ceratophyllum demersum*, *Fontinalis antipyretica* und *Ranunculus circinatus* als signifikante Indikatortaxa für *LSV_BWS_nein* = BWS, *Potamogeton perfoliatus* als signifikantes Indikatortaxon für *LSV_BWS_nein* = LSV und *Carex acutiformis* als signifikantes Indikatortaxon für *LSV_BWS_nein* = nein. Indikatorwerte für *LSV_BWS_nein* waren generell niedrig, mit einem Maximum von 0,249. Indikatorarten-Analysen zeigten *Najas marina* ssp. *intermedia* und *Potamogeton pectinatus* als signifikante Indikatortaxa für die Trophieklasse m2. Für die Trophieklassen e1, e2, h, m1, o, p1 und p2 zeigten sich keine signifikanten Indikatortaxa. Indikatorwerte für die Trophieklassen waren generell niedrig, mit einem Maximum von 0,144.

Environmental Fit-Analysen

Die Ergebnisse der Environmental Fit-Analysen zeigten signifikante Korrelationen von 32 Umweltvariablen mit den Projektionen der Makrophytengemeinschaften (Abbildung 12). Hierbei zeigten sich distinkte signifikante Korrelationen entlang der NMDS1 (x) und NMDS2 (y) Achsen (Abbildung 12). Entlang der NMDS2 Achse zeigten *HMS_Impact_Epilitoral*, *Chl_Saison*, *TI_akt*, *TP_Saison*, *TP_Fruehjahr* und *TN_Jmittel* positive Korrelationen, wohingegen *Abchnitt_U_Tiefe_von*, *Abchnitt_U_Tiefe_bis*, *max_Tiefe*, *ST_Saison* und *UMG* negative Korrelationen aufwiesen. Makrophytengemeinschaften an O-Transektabschnitten mit hoher Trophie (hohe Werte von *Chl_Saison*, *TI_akt*, *TP_Saison*, *TP_Fruehjahr*, *TN_Jmittel*) waren also distinkt verschieden von Makrophytengemeinschaften an O-Transektabschnitten mit niedriger Trophie (hohe Werte von *ST_Saison*). Letztere O-Transektabschnitte waren zudem auch durch hohe Werte von *UMG* und *max_Tiefe* gekennzeichnet. Entlang der NMDS1 Achse zeigten alle anderen signifikanten HMS-Parameter positive Korrelationen, z. B.

HMS_Impact_Eulitoral und *HMS_Impact_Sublitoral*. Anders ausgedrückt, HMS-Parameter wirkten sich auf die Zusammensetzung der Makrophytengemeinschaften aus und an O-Transektabschnitten mit niedrigen und hohen Werten von HMS-Parametern befanden sich signifikant unterschiedliche Makrophytengemeinschaften. Zudem zeigten HMS-Parameter von HMS-Uferabschnitten benachbart zu den analysierten Makrophyten transekten (indiziert mit +1, +2, -1, -2) erwartungsgemäß weniger starke Korrelationen als HMS-Parameter von direkt zugeordneten HMS-Uferabschnitten (geringere Länge der Pfeile). Generell deuten diese Ergebnisse auf eine Trennung der Trophie- und Hydromorphologie-Effekte entlang der beiden NMDS1 und NMDS2 Achsen hin.

O-Transektabschnitte mit geringer Trophie (hohe Werte von *ST_Saison* und *UMG*) und mit großer maximaler Seewassertiefe (hohe Werte von *max_Tiefe*) waren gekennzeichnet durch *Chara* und *Nitella* Taxa, wohingegen *Lemna minor*, *Butomus umbellatus* und *Potamogeton praelongus* charakteristisch für O-Transektabschnitte mit hoher Trophie waren (hohe Werte von *Chl_Saison*, *TI_akt*, *TP_Saison*, *TP_Fruehjahr*, *TN_Jmittel*). *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*, *Potamogeton crispus* und *Trapa natans* waren charakteristisch für O-Transektabschnitte mit hohen Werten von signifikanten HMS-Parametern (Abbildung 12).

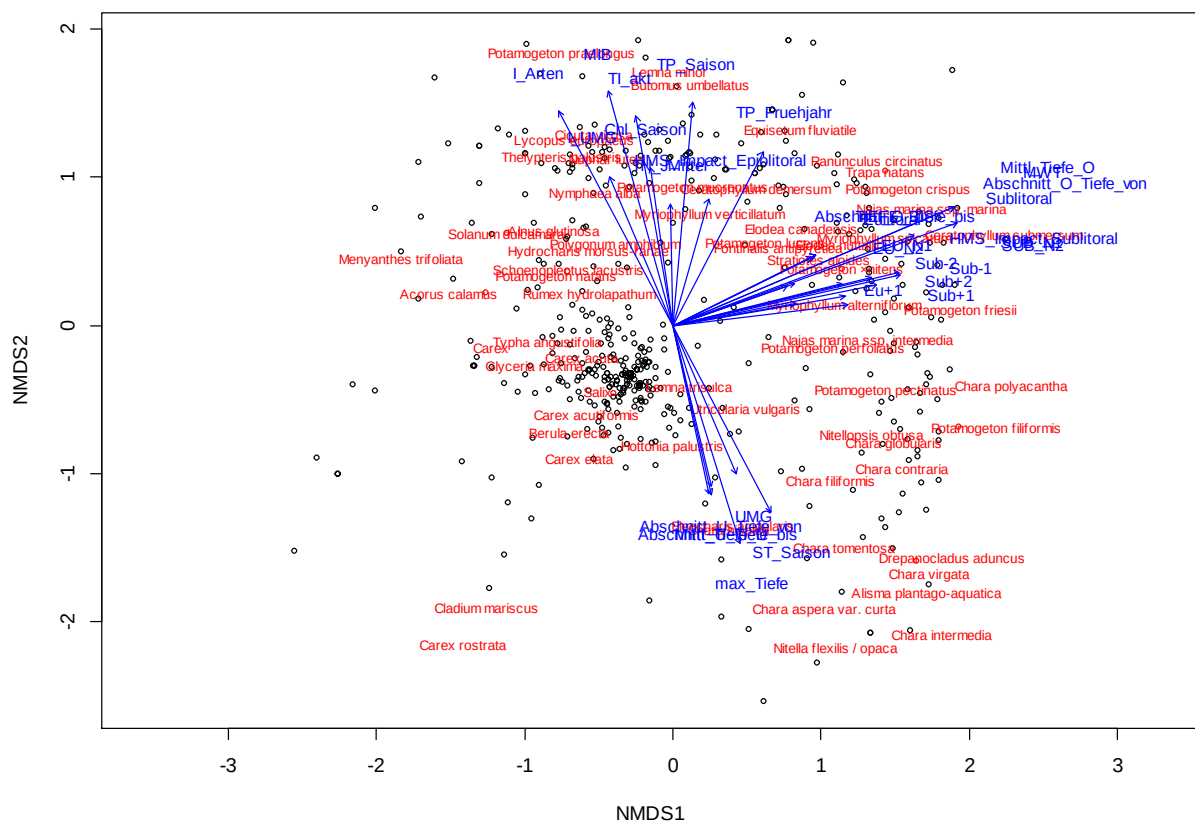


Abbildung 12:

NMDS der Makrophytengemeinschaften und Environmental Fit-Analyseergebnisse (intervallskalierte Umweltvariablen). Nur Korrelationen mit Umweltvariablen signifikant < 0,05 * sind als Pfeile dargestellt. Transektprobenahmestellen O (oberes Transektende). n = 483 Transekte in 78 Seen.

Zusammensetzung der Wuchsformengemeinschaften der Makrophyten in Abhängigkeit von Umweltvariablen

PERMANOVA-Analysen

PERMANOVA-Analysen von Wuchsformengemeinschaften der Makrophyten zeigten ähnliche Ergeb-

nisse wie die oben beschriebenen PERMANOVA-Analysen der Makrophytengemeinschaften. Für weitere Details bezüglich der Analyseergebnisse siehe [38].

Indikatorarten-Analysen

Indikatorarten-Analysen zeigten *Ca* (Charide) als signifikante Indikatorwuchsform für den LAWA-Seetyp 14. Für die LAWA-Seetypen 10, 11, 12 und 13 zeigten

sich keine signifikanten Indikatortaxa. Indikatorwerte für die LAWA-Seetypen waren generell niedrig, mit einem Maximum von 0,315. Indikatorarten-Analysen zeigten *C* (Ceratophyllide), *Ppot* (Parvopotamidae), *Bry* (Bryidae) und *Mpot* (Magnopotamidae) als signifikante Indikatorwuchsformen für *schiffbar_ja_nein* = ja. Keine signifikanten Indikatortaxa waren für *schiffbar_ja_nein* = nein vorhanden. Indikatorwerte für *schiffbar_ja_nein* waren generell niedrig, mit einem Maximum von 0,325. Indikatorarten-Analysen zeigten *C* und *Bry* als signifikante Indikatorwuchsformen für *LSV_BWS_nein* = BWS und *Mpot* als signifikante Indikatorwuchsform für *LSV_BWS_nein* = LSV. Keine signifikanten Indikatorwuchsformen waren für *LSV_BWS_nein* = nein vorhanden. Indikatorwerte für *LSV_BWS_nein* waren generell niedrig, mit einem Maximum von 0,277. Indikatorarten-Analysen zeigten *Ppot* als signifikante Indikatorwuchsform für die Trophieklasse m2 und *Ca* als signifikante Indikatorwuchsform für die Trophieklasse o. Für die Trophieklassen e1, e2, h, m1, p1 und p2 zeigten sich keine signifikanten Indikatorwuchsformen. Indikatorwerte für die Trophieklassen waren generell niedrig, mit einem Maximum von 0,154.

Environmental Fit-Analysen

Die Ergebnisse der Environmental Fit-Analysen zeigten signifikante Korrelationen von 33 Umweltvariablen mit den Projektionen der Wuchsförmengemeinschaften der Makrophyten (Abbildung 13). Die Anzahl und Richtung der signifikanten Korrelationen und deren Aufteilung entlang der NMDS1- und NMDS2-Achsen zeigten sehr starke Ähnlichkeiten zu den Ergebnissen der Environmental Fit-Analysen der Makrophytengemeinschaften an O-Transektabschnitten (Abbildung 13). O-Transektabschnitte mit geringer Trophie (hohe Werte von *ST_Saison* und *UMG*) und mit großer maximaler Seewassertiefe (hohe Werte von *max_Tiefe*) waren gekennzeichnet durch die Wuchsformen *I* (Isoetide) und *Ca*, wohingegen *L* (Lemnide), *N* (Nymphaeide) und *Eq* (Equisetide) charakteristisch für O-Transektabschnitte mit hoher Trophie waren (hohe Werte von *Chl_Saison*, *TI_akt*, *TP_Saison*, *TP_Fruehjahr*, *TN_Mittel*). *M* (Myriophyllide) und *Ppot* waren charakteristisch für O-Transektabschnitte mit hohen Werten von signifikanten HMS-Parametern (Abbildung 13).

DISKUSSION

Ziel dieser Untersuchung war es, die Effekte von uferstrukturellen (US) und trophischen Belastungen (ACP) sowie der Nutzung als Schifffahrtsstraße (SFS) auf Makrozoobenthos (MZB) und Makrophyten (MPH)

zu analysieren. Dies erfolgte anhand eines von uns aufbereiteten Datensatzes brandenburgischer Seen aus den Jahren 2007 bis 2020. Insgesamt zeigten sich ausgeprägte Einflüsse uferstruktureller und trophischer Belastungen sowohl auf die Gemeinschaften als auch auf die Metriks von Makrozoobenthos und Makrophyten. Die Effektstärke und die Auftrennung der Effekte variierte aber stark je nach Analysemethode (univariat/multivariat), untersuchten Organismengruppen (Makrozoobenthos/Makrophyten) und Stressoren (Uferstruktur/Trophie). Im Folgenden werden diese Ergebnisse in Zusammenhang mit der vorhandenen Literatur gebracht, auf ihre ökologische Schlüssigkeit diskutiert und kritisch im Hinblick auf die Verwendung für Bewertungsmethoden gemäß EU-WRRL betrachtet.

Korrelationsstärken

Bei der Beurteilung sowohl der univariaten als auch der multivariaten statistischen Ergebnisse spielen die Korrelationsstärken (Pearson's r , Spearman's r_s) der betrachteten Variablen eine große Rolle. Bei der Betrachtung der ACP-Parameter gab es zwar pro Wasserkörper nur einen Wert für alle Probestellen, aber es wurde das trophische Belastungsspektrum weitestgehend gut abgedeckt (1 bis 4 der fünf EU-WRRL-Klassen). Lediglich in der höchsten Belastungsklasse (5) gab es nur wenige Daten. Daher waren die Korrelationen sowohl auf Ebene der Probestellen als auch der Wasserkörper fast nur durch die Beziehungen zwischen den Variablen beeinflusst, und nur wenig durch die Häufigkeitsverteilung der Belastungsdaten.

Bei der Betrachtung der abschnittsweise erhobenen Uferstruktur-Parameter waren die HMS-Indizes auf Ebene der Probestellen sehr ungleichmäßig verteilt: Bei möglichen HMS-Indexwerten von 1,0 bis 5,0 dominierten Werte $< 2,0$. Diese geringe Abdeckung des theoretisch möglichen Belastungsgradienten gab die reale Situation an den Seen wieder. Vor allem durch das Fehlen der höchsten Belastungsstufen konnten jedoch bei den vorliegenden Varianzen der biologischen Parameter nur schwache Korrelationen erreicht werden, so dass die Zusammenhänge zwischen den Parametern nicht deutlich zu Tage traten. Es ist nicht auszuschließen, dass die Korrelationswerte höher wären, wenn der Anteil uferstruktureller Belastungen im Datensatz höher gewesen wäre. Aufgrund der höheren Datensatzzahlen trifft das für die Makrophyten etwas weniger stark zu als für das Makrozoobenthos.

Auf der Ebene der Wasserkörper wurde die Variationsbreite der HMS-Uferstruktur-Indizes durch die Mittelwertbildung der Probestellen noch weiter verringert. Gleichzeitig verringerten sich dadurch jedoch auch die

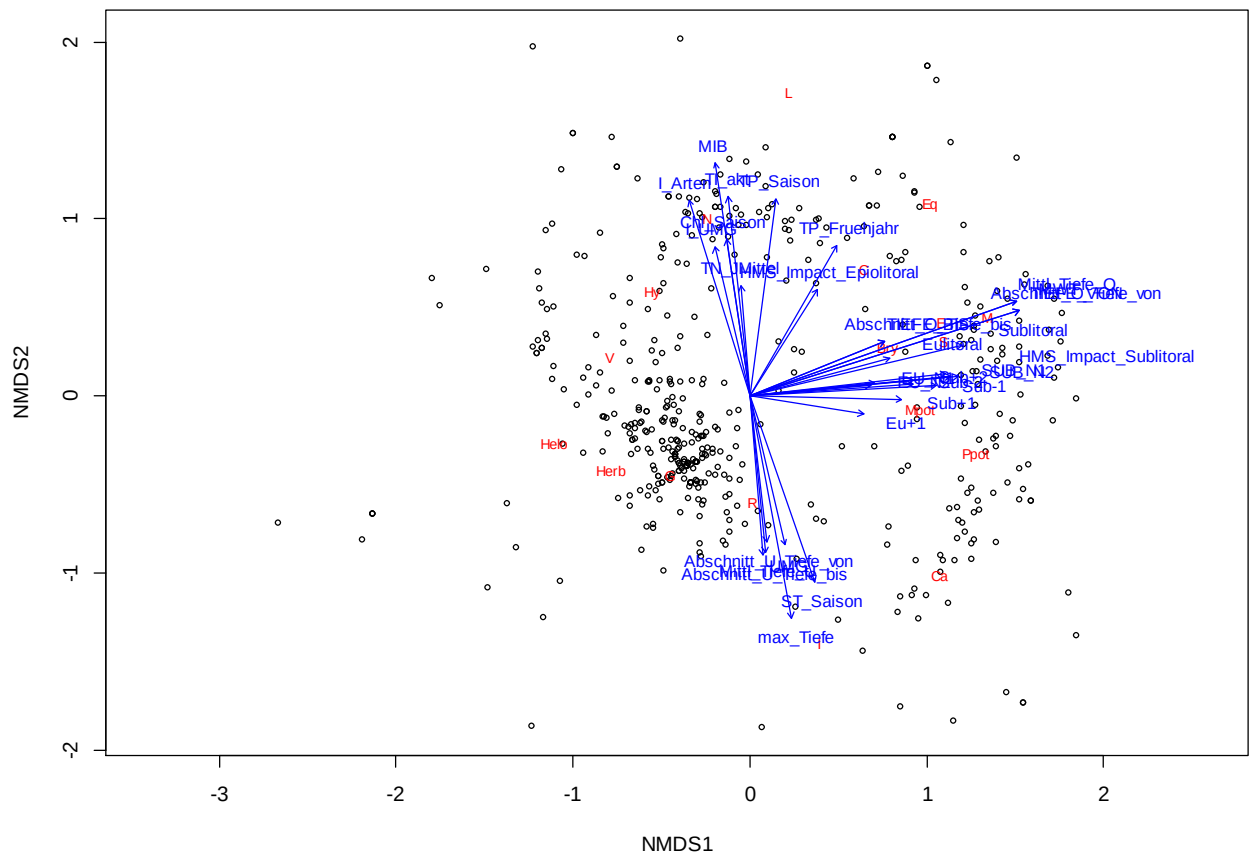


Abbildung 13:

NMDS der Wuchsförmengemeinschaften der Makrophyten und Environmental Fit-Analyseergebnisse (intervallskalierte Umweltvariablen). Nur Korrelationen mit Umweltvariablen signifikant $< 0,05$ * sind als Pfeile dargestellt. Transektprobenabnahmestellen O (oberes Transektende). $n = 483$ Transekte in 78 Seen.

Schwankungsbreiten der biologischen Parameter. Dadurch blieben die Korrelationsstärken im Vergleich zu den Probestellenebenen meist ungefähr konstant, jedoch führten die geringeren Datensatzzahlen zu geringeren Signifikanzen (höhere p-Werte).

EU-WRRL Bewertung und ökologische Zusammenhänge Makrozoobenthos – Umweltvariablen

Zusammenfassend zeigten die multivariaten Analysen starke Effekte sowohl der trophischen als auch der uferstrukturellen Umweltvariablen auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaften. Diese bestätigten die Befunde vorhergehender Studien an (Tiefland-)Seen in Brandenburg ([33], [34], [45], [46]), Deutschland ([13], [14], [36], [41]) und EU-weit ([9], [42], [55], [58]).

Die am besten korrelierenden Metriks unterschieden sich deutlich in Bezug auf die trophischen und die uferstrukturellen Umweltvariablen: Während die Tro-

phievariablen vor allem mit Saprobiezeigern und assoziierten Taxa korrelierten (z. B. %*Oligosaprobe*, ASPT und %*Chironomiden*), zeigte sich die uferstrukturelle Belastung in den Metriks zu den Insekten insgesamt, den Neozoen (sowie generell den Ubiquisten und Störungszeigern), den Ernährungstypen Räuber und passive Filterer, der Habitatpräferenz Phytal sowie Metriks zur Strömungspräferenz.

Diese Metriks drücken aus, dass eine Nährstoffzunahme zu einer erhöhten Biomasseproduktion (Trophie) und damit auch einem erhöhten Nahrungsangebot und Biomasseabbau (Saprobie) samt den damit verbundenen Folgen (wie O_2 -Haushalt) führt. Bei uferstrukturellen Veränderungen weisen die Metriks hingegen auf Habitatveränderungen und generelle Störungen hin. Störungen im Uferbereich werden vor allem auch durch die Taxa widerspiegelt, die auf eine intakte Uferstruktur angewiesen sind, z. B. Taxa der Ordnungen Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata und Coleoptera.

Hier zeigten sich auch Unterschiede für die unterschiedlichen Uferstruktur-Parameter: Die besten Korrelationen fanden sich hierbei mit der Natürlichkeit der

Ufervegetation (CORINE Landsat Daten) sowie der Naturferne des Uferbereichs (Experteneinschätzung), wobei mit letzterer die relativ stärksten Korrelationen auftraten, insbesondere für die Libellen (z. B. Spearman $|r_s| = 0,50$ mit „*Odo_HK*“). Wahrscheinlich kommt der Experteneinschätzung zugute, dass diese außer den Schadstrukturen auch die Natürlichkeit/Naturferne der Ufervegetation vom Schwimmblattgürtel bis zu den ufernahen Gehölzen integrierend einbezog, während die HMS-Uferstrukturparameter nur die erkennbaren Schadstrukturen berücksichtigten. Unter den HMS-Parametern waren zumeist die Korrelationen mit HMS-Index im Eulitoral am stärksten und mit dem Epilitoral am schwächsten, außer bei den Insekten-Metriks mit starker Beteiligung von Taxa, die als Imagines auf die epilitorale Vegetation oder Röhricht (Abbildung 14) angewiesen waren und damit am besten mit dem HMS-Index im Epilitoral korrelierten. Ähnliches galt auch für die Holzfresser und Holzbewohner, die zwar nicht auf die landwärtige Vegetation als Habitat, aber als Quelle für den Eintrag von Ästen und Stämmen angewiesen waren (Abbildung 3).

Die Auftrennung der Effekte von Uferstruktur- und Trophievariablen in den NMDS-Grafiken war weniger stark als erwartet. Aus der Literatur ist bekannt, dass sowohl Trophie als auch Uferstruktur die Zusammensetzung des eulitoral Makrozoobenthos beeinflussen, und dass die Varianz, die durch beide Stressoren erklärt werden kann („shared variation“) beträchtlich sein kann ([13], [14], [36]). Die nur moderat sichtbare Auftrennung der Uferstruktur- und Trophieeffekte in den multivariaten Analysen ließ sich zumindest teilweise mit dem weitgehend guten Zustand der beprobten Stellen erklären (HMS-Indexwerte in Eu-, Epi- und Sublitoral von meist 1 bis 2) und dem daher für die Bewertungsmethodenentwicklung entsprechend eher ungenügend ausgeprägten Degradationsgradienten. Anders ausgedrückt: Da die meisten Stellen in einem hydromorphologisch guten Zustand waren, ließen sich Unterschiede zwischen unterschiedlichen Degradationsstufen schwerer feststellen, als wenn der Degradationsgradient stärker ausgeprägt gewesen wäre. Dennoch zeigten die im Ergebnisteil beschriebenen PERMANOVA- und Indikatorarten-Analysen relativ starke Unterschiede von Makrozoobenthosgemeinschaften an Probestellen mit in Klassen eingeteilten HMS-Indexwerten des Eulitorals. Schon durch einfache Korrelationen ließ sich auch ein Zusammenhang mit Boots- und Schiffsbelastung nachweisen, der sogar schon ausreichen würde, um einen MZB-Bootsbelastungsindex abzuleiten. Da die Belastungsparameter durch den ja/nein-Parameter „Wasserstraße“ sowie den auf Luftbilddaten basierenden Parameter „Bootsstationierungen nahe UPs“ nur sehr ungenau wiedergegeben wurden (beide Parameter sagen

wenig über die Intensität des Bootsverkehrs aus), würden sich mittels genauer erfasster Daten noch weitaus klarere und spezifischere Aussagen treffen lassen.

Die signifikanten Korrelationen mit HMS-Uferstrukturparametern zeigten die Effektivität der HMS-Uferstrukturbewertungsmethode und deren Bedeutsamkeit für die Entwicklung makrozoobenthos-basierter Bewertungsmethoden. Konkret lassen sich beispielsweise die hier dargestellten Ergebnisse von Indikatorarten-Analysen für Erstellung oder Bearbeitung von Faunaindizes verwenden, z. B. den in der Bewertungsmethode AESHNA verwendeten ([39], [40]). Mit Hilfe weiterführender Analysen werden sich die hier gefundenen Zusammenhänge zwischen Makrozoobenthosgemeinschaften, Uferstruktur- und Trophieparametern konkret für die Weiterentwicklung und Validierung von makrozoobenthos-basierten Seenbewertungsmethoden verwenden lassen.

Allerdings muss hierbei die Zielsetzung beachtet werden: Der AESHNA-Faunaindex ist auf die LAWA-Hydromorphologieklassifizierung der Seen kalibriert, die, gemäß den Anforderungen der EU-WRRL, Veränderungen zum typspezifischen Naturzustand aufzeigen soll (wie auch das AESHNA-Verfahren selbst), während das HMS-Verfahren die Abweichungen von der Naturnähe durch sichtbare anthropogene Strukturen unabhängig vom Ufertyp erfasst. Beispielsweise wird ein naturnah erscheinendes Ufer ohne Röhricht und ohne erkennbare Belastungen durch das HMS-Verfahren konservativ als „gut“ bewertet, da das Fehlen von Röhricht auch durch natürliche Faktoren bedingt sein kann (Uferrelief, Beschattung, Substrat u. a.). Vom LAWA-Verfahren wie auch von AESHNA wird ein solches Ufer jedoch nicht als gut bewertet, wenn es im typspezifisch naturnahen Zustand Röhricht aufweisen sollte. Das HMS-Verfahren ist jedoch hervorragend geeignet, um morphologische Schadstrukturen für Sanierungsmaßnahmen aufzuzeigen.

EU-WRRL Bewertung und ökologische Zusammenhänge Makrophyten – Umweltvariablen

Erwartungsgemäß fanden sich starke Korrelationen mit den Nährstoffparametern bei den Bewertungsparametern des Makrophytenindex Brandenburg (Betrag von $|r_s|$ bis 0,84), sowie ein wenig schwächer bei einigen Wuchsformenmetriks. Die stärksten Korrelationen traten mit der Seetiefe an der unteren Makrophytengrenze auf, da erhöhte Nährstoffgehalte zu einer Abnahme der Sichttiefe und über das verringerte Lichtangebot auch zu einer Verschiebung der unteren Makrophytengrenze führten. Da die Makrophytenbewertung in Brandenburg über den MIB (Makrophytenindex Brandenburg) stark

von der unteren Makrophytengrenze bestimmt wurde, reagierte auch der *MIB* stark auf Nährstoffe.

Unter den Uferstruktur-Parametern zeigten die HMS-Indizes demgegenüber nur sehr schwache Korrelationen. Die relativ besten Korrelationen (bis $|r_s| = 0,30$) zeigten hingegen der Anteil naturnaher Flächen (Corine Landsat-Daten) und die Strukturwertung (Vor Ort Expertenklassifikation) mit den Diversitätsmaßen sowie den unteren Makrophytengrenzen und -abundanzen. Dies dürfte zu einem großen Teil auch darin begründet sein, dass diese Belastungsparameter die emersen Makrophyten (Helophyten) miteinbezogen.

Wenn auch nur schwach, waren Belastungen durch Bootsstationierungsanlagen insgesamt mit einer Abnahme der Wassertiefe an der unteren Makrophytengrenze, des Deckungsgrads der Helophyten (Sumpfpflanzen, Abbildung 14), der Chariden und auch der Myriophylliden korreliert, während der Deckungsgrad der Bryiden zunahm. In flachem Wasser könnte das auf dem direkten Kontakt der Boote mit den Röhricht- und den submersen Pflanzen beruht haben, sowie auch auf Eingriffen für Bootsstationierungsanlagen, aber es sind auch Auswirkungen von Wellen denkbar ([26]).



Abbildung 14:

Emerse Makrophyten (Helophyten) am Parsteiner See (© Dr. Reinhard Müller 2019).

Die multivariaten Analysen wiesen auf starke Effekte sowohl von trophischen als auch uferstrukturellen Umweltvariablen auf die Zusammensetzung der Makrophytengemeinschaften hin. Hierbei zeigten Analysen der Wuchsformen vergleichbare Ergebnisse zu denen der Makrophytengemeinschaften. Interessant hierbei war die gut ausgeprägte Auftrennung der Effekte von trophischen und uferstrukturellen Umweltvariablen, insbesondere bei den Transektprobenahmestellen O, d. h. in Ufernähe, in den NMDS-Grafiken. Die PERMA-

NOVA und Indikatorarten-Analyseergebnisse wiesen auf moderat ausgeprägte Effekte von Trophie auf die Zusammensetzung von Makrophytengemeinschaften und Wuchsformen der Makrophytengemeinschaften hin. Diese Befunde bestätigen die Ergebnisse früherer Untersuchungen ([24], [53], [66], [67]). Zusätzlich deuten die hier dargestellten Ergebnisse der multivariaten Analysen auf eine mögliche Bewertung hydromorphologischer Degradation mithilfe von Makrophyten in Seen hin. Dies bestätigen auch vorhergehende Untersuchungen aus Norwegen, welche die Indikation von Wasserstandsschwankungen in Seen mit Makrophytentaxa zeigten ([28], [43]). Die Ergebnisse der Indikatorarten-Analysen lassen sich für die Entwicklung und Verbesserung von Bewertungsindizes für trophische und hydromorphologische Belastungen basierend auf Makrophytengemeinschaften und Wuchsformen der Makrophytengemeinschaften verwenden.

AUSBLICK UND EMPFEHLUNGEN FÜR ZUKÜNFTIGE ANALYSEN

Das Hauptziel dieses Projektes war die Zusammenstellung und Analyse eines Datensatzes von Seen aus Brandenburg, um die Effekte uferstruktureller und trophischer Belastungen sowie von Belastungen durch die Nutzung als Wasserstraße auf Makrozoobenthos- und Makrophytengemeinschaften zu untersuchen. Bezüglich der Uferstruktur wurden insbesondere mit dem HMS-Verfahren ([48], [49]) erhobene Umweltvariablen in die Analysen miteinbezogen. Die in diesem Bericht dargestellten multivariaten Analysen und Metrikkorrelationen zeigten signifikante Effekte sowohl uferstruktureller als auch trophischer Belastungen auf Metriks und die Zusammensetzung von Makrozoobenthos- und Makrophytengemeinschaften, außerdem Auswirkungen der Bootsnutzung. So zeigte sich beispielsweise, dass bereits einfache Stege (mit dem damit verbundenen Boots- und Badeverkehr) Veränderungen der Makrozoobenthos- und Makrophytengemeinschaften hervorrufen. Mittels weiterer Untersuchungen und Analysen könnten hier Bewertungsmethoden entwickelt werden, die nicht die Schadstrukturen anzeigen sollen (das geht besser durch direkte Erfassung), sondern auch deren Auswirkungen bewerten können. Zusätzliche funktionale Makrophytenmetriks, z. B. Lebensdauer (einjährig, mehrjährig) und funktionale Diversitätsmetriks, könnten signifikant mit den Stressoren Uferstruktur und Trophie zusammenhängen und weitere Aussagen erlauben. Zudem wäre es auch sinnvoll, weitere multivariate Analysemethoden anzuwenden, wie z. B. Canonical Correspondence Ana-

lysis, Cluster Analysis und Varianzpartitionierung. Varianzpartitionierung kann Aufschluss auf die Varianz geben, welche durch Hydromorphologie und Trophie jeweils alleine („unique variation“), sowie zusammengekommen („shared variation“) erklärt wird (siehe [36]).

Der hier verwendete Datensatz führt jedoch auch zu Limitierungen in der Aussagekraft der dargestellten Ergebnisse. Die meisten untersuchten Seen enthielten nur eine geringe Anzahl uferstrukturell belasteter Stellen (Badestrände, Steganlagen, Ufermauern etc.), da (1) die Seen insgesamt nur wenig belastet waren und (2) die Auswahl der Makrozoobenthosprobestellen gemäß [12] und [15] proportional zur Uferlänge der Belastungskategorien (natürlich, Badestrände, Steganlagen, Ufermauern etc.) erfolgte. Letzteres erfolgte, um die Bewertungen der Probestellen eines Sees für eine Gesamt-See-Bewertung mitteln zu können ([37], [40]). Dies ist notwendig, um den ökologischen Zustand der Seen zu bewerten und den Berichtspflichten der EU-WRRL nachzukommen. Es wäre es hilfreich, in zukünftigen Analysen gezielt hydromorphologisch belastete Stellen für Makrozoobenthos und Makrophyten zu beproben, um den gesamten Belastungsgradienten abzudecken. Mit den in diesem Bericht analysierten und potentiell weiteren, in der Zukunft erhobenen Daten lassen sich dann multivariate Analysen und Metrikkorrelationen berechnen, um (1) die bestehenden EU-WRRL-Bewertungsindizes AESHNA und PHYLIB zu validieren und gegebenenfalls an brandenburgische Seen anzupassen sowie (2) generell weiterzuentwickeln. Die Weiterentwicklung kann beispielweise in der Entwicklung von Faunaindizes mithilfe von Indikatorarten-Analysen und der Identifizierung bisher nicht verwendeter Metriks von signifikanter Aussagekraft für die untersuchten Stressoren (Hydromorphologie, Trophie) bestehen.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Anderson, M. J., Gorley, R. N. & Clarke, K. R. (2008): PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.
- [2] AQEM-Konsortium & Wageningen Software Labs. (2013): ASTERICS - einschließlich Perlodes - (deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos), Version 4, Software-Handbuch für die deutsche Version. https://gewaesser-bewertung.de/media/asterics_softwarehandbuch_version4_1.pdf.
- [3] AQEM-Konsortium & Wageningen Software Labs. (2014): ASTERICS inkl. Perlodes. Desktop-Software. (Version 4.0.4) (Oktober 2014). https://gewaesser-bewertung.de/media/asterics_4.0.4-setup.zip.
- [4] Bazzanti, M., Mastrantuono, L., & Solimini, A. G. (2012): Selecting macroinvertebrate taxa and metrics to assess eutrophication in different depth zones of Mediterranean lakes. *Fundamental and Applied Limnology* 180(2): 133–143. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2012/0200>
- [5] bij de Vaate, A., Jazdzewski, K., Ketelaars, H. A. M., Gollasch, S. & van der Velde, G. (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59(7): 1159–1174. <https://doi.org/10.1139/f02-098>
- [6] Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L., Spears, B. M., Andersen, H. E., Argillier, C., Auer, S., Baattrup-Pedersen, A., Banin, L., Beklioglu, M., Bondar-Kunze, E., Borja, A., Branco, P., Bucak, T., Buijse, A. D., Cardoso, A. C., Couture, R.-M., Cremona, F., de Zwart, D. & Hering, D. (2020): Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* 4(8): 1060–1068. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>
- [7] Böhmer, J. (2017): Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Stehgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- [8] Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Kappus, B., Blank, J., Hock, C. & Siber, R. (1999): Integrierte ökologische Fließgewässerbewertung. Erarbeitung von Grundlagen zur leitbildorientierten biologischen Fließgewässerbewertung im Mittelgebirge. In: *Handbuch Angewandte Limnologie*, Kap. VIII –7.1. ecomed, Landsberg, 60 S. + 130 S. Anhang.
- [9] Böhmer, J., Arbaciauskas, K., Benstead, R., Gabriels, W., Porst, G., Reeze, B. & Timm, H. (2014): Water Framework Directive Intercalibration Technical Report: Central Baltic Lake Benthic Invertebrate Ecological Assessment Methods. <https://doi.org/10.2788/71003>
- [10] Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Zenker, A. (2003): Ökologische Fließgewässerbewertung auf der Basis des Makrozoobenthos - Weiterentwicklung und Umsetzung gemäß den Zielsetzungen der Wasserrahmenrichtlinie der EU. Projektbericht im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 60 S.
- [11] Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Zenker, A. (2004): Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. *Hydrobiologia* 516: 215–228.
- [12] Brauns, M., Böhmer, J. & Pusch, M. T. (2010): Entwicklung einer validierbaren und interkalibrierbaren Methode zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos. Projektbericht im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 61 S.
- [13] Brauns, M., Garcia, X. F., Pusch, M. T. & Walz, N. (2007): Eulittoral macroinvertebrate communities of lowland lakes: Discrimination among trophic states. *Freshwater Biology* 52(6): 1022–1032. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01750.x>

- [14] Brauns, M., Garcia, X. F., Walz, N. & Pusch, M. T. (2007): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44(6): 1138–1144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01376.x>
- [15] Brauns, M., Miler, O., Garcia, X.-F. & Pusch, M. (2013): Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes “Makrozoobenthos” im Litoral von Seen. Projektbericht im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 62 S.
- [16] Clarke, K. R. & Gorley, R. N. (2015): PRIMER v7: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.
- [17] Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J. & Warwick, R. M. (2014): Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.
- [18] Dufrene, M., & Legendre, P. (1997): Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345–366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAI]2.0.CO;2)
- [19] Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, Goltze Druck, Göttingen.
- [20] Europäische Kommission (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327.
- [21] Galil, B. S., Nehring, S. & Panov, V. E. (2007): Waterways as Invasion Highways – Impact of Climate Change and Globalization. *Ecological Studies* 193: 59–74. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_5
- [22] Harrell Jr., F. E. (2018): Hmisc (R package). <https://cran.r-project.org/web/packages/Hmisc/index.html>
- [23] Hering, D., Carvalho, L., Argillier, C., Beklioglu, M., Borja, A., Cardoso, A. C., Duel, H., Ferreira, T., Globevnik, L., Hanganu, J., Hellsten, S., Jeppesen, E., Kodes, V., Lyche-Solheim, A., Nöges, T., Ormerod, S. J., Panagopoulos, Y., Schmutz, S., Venohr, M. & Birk, S. (2015): Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress - An introduction to the MARS project. *Science of the Total Environment* 503–504: 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.106>
- [24] Hilt, S., Vermaat, J. & van de Weyer, K. (2022): Macrophytes. *Encyclopedia of Inland Waters*, Second Edition. Volume 2, 2022: 14–25. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00043-8>.
- [25] Jurca, T., Donohue, L., McGoff, E., Tunali, S. Y. & Irvine, K. (2021): Unravelling the effect of multiple stressors on ecological structure of littoral lake macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology*: iroh.202002048. <https://doi.org/10.1002/iroh.202002048>
- [26] Krauß, M. & van Lührte, A. (2007): Störungseinfluss von Steganlagen auf das Röhricht als Lebensraum. Gutachten für das Bezirksamts Spandau, Abt. Bauen, Planen und Umweltschutz. Berlin, 45 S.
- [27] LANUV NRW (2008): Fortschreibung des Bewertungsverfahrens für Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LANUV-Arbeitsblatt 3.
- [28] Lyche-Solheim, A., Feld, C. K., Birk, S., Phillips, G., Carvalho, L., Morabito, G., Mischke, U., Willby, N. J., Søndergaard, M., Hellsten, S., Kolada, A., Mjelde, M., Böhmer, J., Miler, O., Pusch, M. T., Argillier, C., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L. & Poikane, S. (2013): Ecological status assessment of European lakes: A comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia* 704(1): 57–74. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1436-y> WATER
- [29] Martinez Arbizu, P. (2020): pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis (R package). <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>
- [30] Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. BTU Cottbus - Aktuelle Reihe 5: 15–24.
- [31] Meier, C., Böhmer, J., Rolaufts, P. & Hering, D. (2006): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“- Neu layoutet durch Peter Rolaufts (2019). Begleittext Perloides/PTI_Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung.
- [32] Meier, C., Böhmer, J., Rolaufts, P. & Hering, D. (2006): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“- Beschreibung der Core-Metrics. Neu layoutet durch Peter Rolaufts (2019). Begleittext Perloides/PTI_Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung.
- [33] Michels, U. (2008): Bestandserfassung der benthischen wirbellosen Fauna in ausgewählten Seen des Landes Brandenburg. Projektbericht im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg.
- [34] Michels, U. & Böhmer, J. (2007): Bestandserfassung der benthischen wirbellosen Fauna in ausgewählten Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2007. Projektbericht im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg.
- [35] Miler, O. (2022): Hydromorphology – Interactions and Habitats. In *Encyclopedia of Inland Waters* (2nd ed., Vol. 4, S. 98–109). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00116-X>
- [36] Miler, O. & Brauns, M. (2020): Hierarchical response of littoral macroinvertebrates to altered hydromorphology and eutrophication. *Science of the Total Environment* 743: 140582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140582>
- [37] Miler, O., Böhmer, J. & Pusch, M. T. (2018): Weiterentwicklung des deutschen Makrozoobenthos- Bewertungs-

- tungsverfahrens für Seen ‚AESHNA‘ zu einer Struktur Gütegestützten Gesamtseebewertung. Projektbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- [38] Miler, O., Böhmer, J., van de Weyer, K., Ostendorp, J. und Ostendorp, W. (2025): Indikation von Uferstrukturbelastungen durch Makrophyten und Makrozoobenthos an Seen in Brandenburg. Teil 2: Einfluss von Trophie (ACP) und Uferstruktur (HyMo) auf biologische Bewertungsmetriks und Zusammensetzung von Makrozoobenthos- (MZB) und Makrophytengemeinschaften (MPH). Bericht der ARGE „Team Seeufer MMM“ für das Landesamt für Umwelt Brandenburg, Ref. W26, Projekt SuBoLakes (Az. 35825/01), AP 5 der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Konstanz, ii + 122 S. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-y1ww0h6x02f30>
- [39] Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J. & Pusch, M. T. (2011): Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos. Projektbericht im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 74 S.
- [40] Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J. & Pusch, M. T. (2013): Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens von Seen mittels Makrozoobenthos. Projektbericht im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 142 S.
- [41] Miler, O., Czarnecka, M. & Brauns, M. (2024): Are riverine lowland lakes a distinct European lake type according to the EU WFD? *Ecological Indicators* 165: 112201. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112201>
- [42] Miler, O., Porst, G., McGoff, E., Pilotto, F., Donohue, L. A., Jurca, T., Solimini, A. G., Sandin, L., Irvine, K., Aroviita, J., Clarke, R. T. & Pusch, M. T. (2013): Morphological alterations of lake shores in Europe: A multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators* 34: 398–410. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.002>
- [43] Mjelde, M., Hellsten, S., & Ecke, F. (2013): A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 704(1). 141–151. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1323-6>
- [44] Moog, O. (ed.) (1995): *Fauna Aquatica Austriaca*. 1. Auflage, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- [45] Müller, R., Brinkmann, R., Frase, T., Garcia, X.-F. & Schäfer, L. (2019): Monitoring der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos) in ausgewählten Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2019. Projektbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt Brandenburg.
- [46] Müller, R., Brinkmann, R., Frase, T., Garcia, X.-F. & Schäfer, L. (2020): Monitoring der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos) in ausgewählten Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2020. Projektbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt Brandenburg.
- [47] Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O’Hara, R. B., Solyomos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., de Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H. B. A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M. O., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Cunha, E. R., Smith, T., Stier, A., ter Braak, C. J. F. & Weedon, J. (2022): *vegan: Community Ecology Package* (R package). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.
- [48] Ostendorp, W. (2014): *Hydromorphologie der Seen*. – Band 1: Übersicht der bisherigen Verfahrensentwicklungen (Version 1.0). – Fachbeiträge des LUGV, Heft 140, 86 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- [49] Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2014): *Hydromorphologie der Seen*. – Band 2: Erfassung und Klassifikation der hydromorphologischen Veränderungen von Seen nach dem HMS-Verfahren (Anwenderhandbuch). Fachbeiträge des LUGV, Heft 141, 236 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- [50] Ostendorp, W., Miler, O., van de Weyer, K., Ostendorp, J., Böhmer, J. (2025): Indikation von Uferstrukturbelastungen durch Makrophyten und Makrozoobenthos an Seen in Brandenburg. Teil 1: Datenbestand und Datenprüfung. Bericht der ARGE „Team Seeufer MMM“ für das Landesamt für Umwelt Brandenburg, Ref. W26, Projekt SuBoLakes (Az. 35825/01), AP 5 der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Konstanz, iv + 50 S. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-1u1fp5x2lwyex8>
- [51] Ostendorp, W., Ostendorp, J., & Dienst, M. (2008): Hydromorphologische Übersichtserfassung, Klassifikation und Bewertung von Seeufern. *Zeitschrift für Wasserwirtschaft und Umwelt*, 1/2, 8–12.
- [52] Pätzolt, J. (2007): *Der Makrophytenindex Brandenburg – ein Index zur Bewertung von Seen mit Makrophyten*. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 16: 116–121.
- [53] Penning, W. E., Mjelde, M., Dudley, B. J., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M. S., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. J. & Ecke, F. (2008): Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology* 42(2): 237–251. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9182-y>
- [54] Pilotto, F., Free, G., Cardoso, A. C., Wolfram, G., & Solimini, A. G. (2012): Spatial variance of profundal and sublittoral invertebrate benthic communities in response to eutrophication and morphological pressures. *Fundamental and Applied Limnology* 180(2): 101–110. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2012/0206>
- [55] Poikane, S., Johnson, R. K., Sandin, L., Schartau, A. K. L., Solimini, A. G., Urbanic, G., Arbacauskas, K., Aroviita, J., Gabriels, W., Miler, O., Pusch, M. T., Timm, H. & Böhmer, J. (2016): Benthic macroinvertebrates in lake ecological assessment: A review of methods, intercalibration and practical recommendations. *Science of the Total Environment* 543: 123–134. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.021>

- [56] Poikane, S., Ritterbusch, D., Argillier, C., Bialokoz, W., Blabolil, P., Breine, J., Jaarsma, N. G., Krause, T., Kubecka, J., Lauridsen, T. L., Noges, P., Peirson, G., & Virbickas, T. (2017): Response of fish communities to multiple pressures: Development of a total anthropogenic pressure intensity index. *Science of the Total Environment* 586: 502–511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.211>
- [57] Poikane, S., Salas Herrero, F., Kelly, M. G., Borja, A., Birk, S. & van de Bund, W. (2020): European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of the Total Environment* 740: 140075. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140075>
- [58] Porst, G., Brauns, M., Irvine, K., Solimini, A. G., Sandin, L., Pusch, M. T. & Miler, O. (2019): Effects of shoreline alteration and habitat heterogeneity on macroinvertebrate community composition across European lakes. *Ecological Indicators* 98: 285–296. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.062>
- [59] R Development Core Team. (2024): R: A language and environment for statistical computing. <https://www.r-project.org>
- [60] Riedmüller, U., Hoehn, E. & Mischke, U. (2013): Trophie-Klassifizierung von Seen – Handbuch Trophie-Index. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Schwerin, Mecklenburg-Vorpommern, Germany.
- [61] RStudio Inc. (2024): RStudio: Integrated development environment for R. <https://posit.co/downloads>
- [62] Roberts, D. W. (2023): labdsv: Title Ordination and Multivariate Analysis for Ecology (R package). <https://cran.r-project.org/web/packages/labdsv/index.html>
- [63] Schmedtje, U. & Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.
- [64] Schmidt-Kloiber, A. & Hering D. (2015): www.freshwaterecology.info - an online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53: 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>
- [65] Soto, I., Cuthbert, R. N., Ricciardi, A., Ahmed, D. A., Altermatt, F., Schäfer, R. B., Archambaud-Suard, G., Bonada, N., Canedo-Argüelles, M., Csabai, Z., Datry, T., Dick, J. T. A., Floury, M., Forio, M. A. E., Forcellini, M., Frugot, J. F., Goethals, P., Haase, P., Hudgins, E. J., Jones, J. I., Kouba, A., Leitner, P., Lizée, M. H., Maire, A., Murphy, J. F., Ozolins, D., Rasmussen, J. J., Schmidt-Kloiber, A., Skuja, A., Stubbington, R., van der Lee, G. H., Vannevel, R., Varbíro, G., Verdonschot, R. C. M., Wiberg-Larsen, P., Haubrock, P. J. & Briski, E. (2023): The faunal Ponto-Caspianization of central and western European waterways. *Biological Invasions* 25: 2613–2629. <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03060-0>
- [66] van de Weyer, K. (2015): Zusammenhang zwischen Makrophyten und hydromorphologischen Faktoren in Seen. In: Mehl, D. et al.: *Verfahrensanleitung zur Prognose makrozoobenthos-relevanter Habitattypen an Seeufern*. LAWA Projekt Nr. O 2.14: Bewertungsrelevante Strukturkriterien für die Biokomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten/Phytobenthos an Seen: S. 50–62. <https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/o-2-14-prognose-der-habitattypen.pdf>
- [67] van de Weyer, K., Meis, S., Becker, E. & Ostendorp, W. (2019): ReWaM - Verbundprojekt HyMoBioStrategie: Auswirkungen hydromorphologischer Veränderungen von Seeufern (Bodensee) auf den Feststoffhaushalt, submerse Makrophyten und Makrozoobenthos-Biozönosen mit dem Ziel der Optimierung von Mitigationsstrategien; TP 5: Makrophyten unter dem Einfluss hydromorphologischer Belastungen: Laufzeit: 01.04.2015–30.12.2018. <https://doi.org/10.2314/KXP:1668861917>
- [68] van de Weyer, K., Schmidt, C., Kreimeier, B. & Wasong, D. (2018). Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten in Deutschland. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (Hrsg.), Fachbeiträge des LfU, Heft Nr. 119, 173 S.
- [69] Wiegand, G. (1991): Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. *Tuexenia* 11: 135–147.

Kapitel 10

Mitigationsstrategien und Handlungsempfehlungen für eine umweltverträgliche Lenkung

Ralf Köhler ¹



EINLEITUNG

Die Ergebnisse des SuBoLakes-Projekts machen deutlich, dass die wegen verschiedener Initiativen zur Tourismusförderung zu erwartende Intensivierung der Fahrgast- und Freizeitschiffahrt auf Seen („Wassertourismus“) zu erheblichen Steigerungen der Belastungen der Uferzonen führen wird, wenn keine Maßnahmen zur Lenkung der Schiffahrt ergriffen werden. Die praxisorientierten Ergebnisse des Projekts haben eine Reihe von Defiziten aufgezeigt, aus denen Handlungsempfehlungen abgeleitet werden können. Im folgenden Abschnitt werden die Maßnahmengruppen sowie die Adressaten und potentiellen Umsetzungspartner in einer systematischen Übersicht dargestellt (Mitigationsstrategien). In den daran anschließenden Abschnitten werden konkrete Handlungsempfehlungen dargestellt, wie sie sich aus den Arbeitspaketen des SuBoLakes-Projekts ergeben haben. Dabei werden Aspekte, die in diesem Projekt nicht bearbeitet wurden, nur am Rande behandelt, da sie bereits von anderer Seite untersucht und mit Empfehlungen bedacht worden sind. Hierzu gehören u. a. stoffliche Emissionen (Antifouling, Emission der Bootsmotoren), alternative Antriebe (Elektromotoren), Lärmemissionen der Sportboote und

Fahrgastschiffe sowie Probleme im Zuge des Abwrackens von Booten, des Recyclings und der Deponierung.

Im Folgenden werden zunächst Maßnahmen zur Mitigation der Auswirkungen der Freizeit- und Fahrgastschiffahrt und die zugehörigen Adressaten klassifiziert. Anschließend werden einige der sich auf Grund der Projektergebnisse als besonders wichtig und wirkungsvoll erscheinenden Handlungsempfehlungen vorgestellt.

MITIGATIONSSTRATEGIEN ²

Die Mitigationsstrategien, die zu einer Verringerung der bereits heute zu verzeichnenden Umweltbelastungen führen sollen, beinhalten zugleich die Definition der Handlungsfelder als auch die Benennung der Adressaten und potentielle Umsetzungspartner und schließlich auch die Wege bzw. Instrumente, die zur Zielerreichung führen. Diese Komponenten können wie folgt klassifiziert werden (vgl. auch [3]) (siehe Tabelle 1):

- a) Informations-, Motivations- und Überzeugungsinstrumente: Sie zielen darauf ab, auf freiwilliger Basis die gewohnten Handlungsweisen der Akteure so

¹ Ralf Köhler, Abt. W 2: Flussgebietsmanagement: W 26: Gewässerentwicklung und Moorschutz, Landesumweltamt Brandenburg (LfU). Foto: Sportboothafen in Kladow, Berlin-Spandau, © M. Krauß, mit frdl. Genehmigung.

² Der Text dieses Abschnitts ist Ostendorf (2025) [9] entnommen.

zu modifizieren, dass dem Umweltschutz eine größere Bedeutung beigemessen wird, wodurch letztlich die materiellen Belastungen der Umwelt geringer werden. Zur Zielgruppe gehören vorwiegend die einzelnen Bootsführer, daneben aber auch politische Entscheidungsträger. Die Initiative könnte von Umweltverbänden, Nutzerverbänden und von den zuständigen Behörden ausgehen. Ein historisches Beispiel sind die „10 Goldenen Regeln“ für das Verhalten von Wassersportlern in der Natur (sog. Tailfänger Erklärung von 1998), die von den meisten Wassersportverbänden übernommen und im Mitgliederkreis kommuniziert wurden. Allerdings wird in den „Regeln“ überwiegend das ohnehin gesetzlich Gebotene gefordert.

- b) Regulierungs- und Ordnungsinstrumente: Sie bezwecken, die rechtlichen, planerischen oder sonstigen normativen Vorgaben zu formulieren, an die sich die Nutzer unter Sanktionsandrohung halten müssen. Hierzu gehört auch die Stärkung der Kontrollinstitutionen (z. B. Vollzug) sowie die Kompetenzstärkung der Genehmigungsbehörden und der Träger öffentlicher Belange (TÖB) einschließlich der Umweltorganisationen als „Anwälte der Natur“. Zielgruppen sind vorwiegend die privaten Nutzer (z. B. Bootsführer), aber auch Industrien (z. B. Hersteller von Bootsmotoren, Schmierstoffen, Farben usw.) und sonstige Interessenvertreter (z. B. Tourismus-Industrie), daneben auch Planungs- und Genehmigungsbehörden und die (Wasserschutz-)Polizei. Die Initiativen gehen von den rechtsetzenden Institutionen aus, also den Bundes- und den Länderparlamenten (Gesetze), der Bundes- und den Länderregierungen (Verordnungen) und weiteren Gebietskörperschaften (z. B. Landkreise und kreisfreie Städte: Allgemeinverfügungen, Satzungen usw.).
- c) Ökonomische Instrumente: Sie zielen letztlich darauf ab, umweltfreundliche Handlungsalternativen billiger und umweltschädliche teurer zu machen (Anwendung des Verursacherprinzips im Konsum), um dadurch die Handlungsweisen der Akteure entsprechend zu modifizieren. Dem Werkzeug liegt die Überzeugung zu Grunde, dass Umweltschutzziele mit Hilfe von Anreizen und marktbasierenden Instrumenten oft effizienter und wirksamer zu erreichen sind als mit ordnungspolitischen Ge- und Verboten. Adressaten sind alle Marktteilnehmer im Sektor Erholung/Wassertourismus/Bootsport, die entspre-

chende Produkte (z. B. Bootsmotoren, Schmiermittel, Lacke) oder Dienstleistungen (z. B. Chartering, Urlaubs- und Freizeitangebote auf dem Wasser) nachfragen und sich dabei am Kosten-Nutzen-Verhältnis orientieren. Dazu gehören auch die Hersteller und Anbieter dieser Produkte bzw. Dienstleistungen. Die Initiativen können von privatwirtschaftlichen Interessenvertretern (Motiv: Gewinnerwartungen) und Verbänden (Motiv: Image, Öffentlichkeitsarbeit) sowie von staatlichen Institutionen (Motiv: Refinanzierung von Umweltschutzmaßnahmen, Wohl der Allgemeinheit) getragen werden.

Weiterhin rechnen wir als wichtiges Werkzeug das proaktive Handeln und die vorsorgende Planung der zuständigen Behörden hinzu (Umweltvorsorge, Vorsorgeprinzip):

- d) Umweltvorsorge als wichtige Komponente von Entscheidungsinstrumenten in den Fach- und übergeordneten Raumplanungen sowie in den Kommunalplanungen und Objektplanungen. Sie zielt auf eine Abkehr vom (bisherigen) Primat der bloßen Nachfragebedienung und fasst eine letztlich notwendige Kontingentierung ins Auge (z. B. Bodenseeufpläne am baden-württembergischen und bayerischen Bodenseeufer; Liegeplatzbegrenzung³).

Hinzu kommen

- e) (reaktive) Maßnahmen als lokales oder sektorales Mitigationinstrument, beispielsweise ingenieurbio-logische Gestaltung von Bootsstationierungsanlagen oder konstruktive Verbesserungen an Wasserfahrzeugen, Motoren und Antrieben sowie Abwasser- und Abfallentsorgungssystemen usw., sowie
- f) anwendungsorientierte Umweltforschung, die ausdrücklich umweltsozialwissenschaftliche Aspekte einbezieht und damit als wichtige Komponente von Entscheidungsprozessen dient.

Die Übersicht in Tabelle 1 zeigt ein breites Spektrum an Interventionen, die keineswegs nur von staatlichen Akteuren in Form von gesetzlichen Vorschriften, Ge- und Verboten ausgehen müssen. Eine wichtige Rolle könnte zweckgebundenen Nutzervereinigungen (z. B. Steggemeinschaften) und Bootssportvereinen und ihren Dachverbänden zukommen. So engagiert sich der Deutsche Motoryachtverband (DMYV e. V.) durch Zusammenarbeit mit staatlichen Stellen, Hochschulen, der Industrie und anderen Verbänden bei der Entwicklung biozidfreier

³ So ergriff die Internationale Bodenseekonferenz (IBK), ein konsultatives Gremium der Regierungs- bzw. Ressortchefs der Bodenseeanrainerländer, die Initiative und beschloss auf ihrer 9. Konferenz im Oktober 1988 u. a. „vor allem zum Schutz der

Flachwasserzone und des Ufers die Zahl der Liegeplätze und der Boote am Bodensee zu begrenzen“. Auf der 11. Konferenz im November 1990 in Feldkirch wurde die Beschlusslage noch einmal konkretisiert.

Tabelle 1:

Systematische Übersicht von Reaktionen auf die Umweltbelastungen durch die Sport- und Fahrgastschifffahrt

Code	Instrumente
1	Informations-, Motivations- und Überzeugungsinstrumente
1.1	Appell an den gesunden Menschenverstand und den rücksichtsvollen Umgang mit der Natur und mit anderen Nutzern
1.2	Integration von Umweltwissen in die Ausbildung und Prüfung für Befähigungs- und Fachkundenachweise
1.3	Schulungen, Referate, Informationsbroschüren usw. in den Verbänden und Vereinen
1.4	Einrichtung der Funktion einer/eines Umweltbeauftragten o. ä. in Nutzerverbänden und -vereinigungen
1.5	praktische Aktivitäten und Mitmach-Aktionen, Auszeichnungen u. Preise, Best Practice-Beispiele
1.6	aktive Kompetenzstärkung der zuständigen Behörden, der TÖB einschließlich der Umweltverbände; Leitfäden und Handlungsanleitungen
1.7	themenzentrierte Etablierung ‚runder Tische‘ unter Beteiligung aller Stakeholder, der TÖBs einschl. der Umweltverbände
1.8	Information von Entscheidungsträgern; Beteiligung an Stellungnahmen
1.9	Akzeptanzwerbung in der interessierten und der breiten Öffentlichkeit
2	Regulierungs- und Ordnungsinstrumente
2.1	freiwillige Selbstverpflichtungen (Hersteller, Dienstleister, Betreiber) zur transparenten Einhaltung von weitergehenden Umweltstandards
2.2	untergesetzliche Standards der regelsetzenden Institutionen und Empfehlungen der Fachverbände
2.3	Rechtsnormen: durch formell-materielle Gesetze des Bundes, ggf. in Umsetzung des Europarechts, und/oder der Länder bzw. durch Verordnungen der Bundes- oder Länderregierungen bzw. durch Satzungen und Verwaltungsvorschriften einschl. Gewohnheitsrecht, Richterrecht, und Verwaltungsakte (z. B. Allgemeinverfügung, Zulassung) zu regelnde Sachverhalte
2.3.1	Registrierung und Kennzeichnung von Sportbooten
2.3.2	technische Prüfung und (Betriebs-)Zulassung von Sportbooten
2.3.3	an einem Gewässer genehmigte Wasserfahrzeuge (Typen, Größen, Antriebe)
2.3.4	an einem Gewässer zugelassene Motor-Typen (z. B. Ausschluss von Zweitakt-Motoren mit Gemischtschmierung)
2.3.5	Befahrensregelungen (Schifffahrtsordnungen): minimale Uferabstände, Höchstgeschwindigkeiten u. a.
2.3.6	zeitliche Befahrensverbote (ggf. in Kombination mit räumlichen Einschränkungen), Ausweisung von Schutzzonen
2.3.7	räumliche Befahrensverbote (ggf. in Kombination mit zeitlichen Einschränkungen), Ausweisung von Schutzzonen
2.3.8	Nutzerlenkung (Hinweistafeln, Befahrenshindernisse u. a.)
2.3.9	Vorgaben und Auflagen für den Bau und Betrieb von BoStA
2.4	Praxis-Anforderungen an Befähigungsnachweise (z. B. Ankerkenntnisse)
2.5	Überwachung und Vollzug
2.5.1	schiffahrtspolizeiliche Überwachung und Vollzug (z. B. Wasserschutzpolizei der Länder)
2.5.2	wasserrechtlicher Überwachung und Vollzug (z. B. durch die unteren Wasserbehörden);
2.6	Vorgaben und Unterstützung beim Abwracken von nicht gewerblich genutzten Wasserfahrzeugen
3	Ökonomische Instrumente und Management
3.1	Ökolabels (n. DIN EN ISO 14020 – 14025) für Produkte
3.2	Berücksichtigung ökologischer Aspekte bei BoStA-Zertifizierungen
3.3	steuerliche Behandlung von (nicht gewerblich genutzten) Wasserfahrzeugen (z. B. Zweitwohnungssteuer)
3.4	kapazitätsoptimierendes Liegeplatzmanagement
3.5	Boat-Sharing-Systeme auf Vereinsbasis oder durch Nutzergemeinschaften
4	(proaktive) Umweltvorsorge
4.1	Raumbeobachtung, Raumordnung (Regionalpläne), kommunale Bauleitplanung, Objektplanung
4.2	Marktbeobachtungen und Trendanalysen
4.3	ökologische Tragfähigkeitsanalysen (carrying capacity) auf regionaler, seeweiter und lokaler Ebene mit ausdrücklicher Priorisierung einer nachhaltigen Entwicklung
5	(reaktive) Maßnahmen und konstruktive Verbesserungen
5.1	wasserbauliche Maßnahmen: z. B. Uferstabilisierungen in ingenieurbioologischer Ausführung
5.2	wasser- und landschaftsbauliche Maßnahmen: Rückbau und Uferrenaturierungen
5.3	konstruktive Verbesserungen der Anlagen am und im Wasser (z. B. BoStA)
5.4	konstruktive Verbesserungen am Wasserfahrzeug (Rumpfform, Antrieb, Motor, Abfall- u. Abwasserbehälter)
5.5	Entsorgungsinfrastruktur in BoStA
6	Forschung und Entwicklung
6.1	anwendungsorientierte Umweltforschung einschl. umweltsozialwissenschaftlicher Aspekte
6.2	Pflege von Sachdatenbanken (Registrierung, Zulassung, Liegeplätze u. a.) und Bereitstellung für die Forschung
6.3	Erfolgskontrolluntersuchungen und Monitoring bei Maßnahmenprogrammen (BACI-Design)
6.4	Initiierung und Anreize für Modell- und Entwicklungsvorhaben mit gemischter Partnerschaft

Antifouling-Beschichtungen, für alternative Antriebe und Kraftstoffe sowie für Maßnahmen zur Eindämmung der Verschleppung aquatischer Neobiota. Mit Unterstützung durch Verbandsmitglieder können neue, umweltschonendere Produkte oder Anwendungen unter realitätsnahen Bedingungen erprobt werden. Zugleich können die Verbände mit Erfahrungsberichten, Hinweisen auf Bezugsquellen usw. das (Kauf-)Verhalten ihrer Mitglieder beeinflussen. Ob sich, wie gelegentlich behauptet, vereinsgebundene Bootssportler auf dem Wasser „disziplinierter“ und Umweltbelangen gegenüber „aufgeschlossener“ verhalten als vereinsungebundene Freizeitkapitäne, sei dahingestellt. Auf jeden Fall dürfte der vereinsungebundene Bootssport technisch und organisatorisch schwieriger zu erreichen sein.

Insgesamt zeigt sich, dass es eine Vielzahl von Ansatzpunkten und Kommunikationswegen gibt, um die Umweltbelastungen im Bereich der Sport- und Fahrgastschifffahrt (i) zu identifizieren und zu beschreiben, und (ii) von den Akteuren ein Umdenken einzufordern. Allerdings scheint es nur wenige umweltsoziologische Untersuchungen zu geben, die sich mit der Effizienz dieser Instrumente, den mittelfristigen Erfolgsaussichten und schlussendlich den (positiven) Effekten auf die Umwelt befassen. Insofern sollten Maßnahmenpakete stets von Erfolgskotrolluntersuchungen begleitet sein. Als erprobtes statistisches Werkzeug bietet sich das BACI-Design (*before-after control impact*) an.⁴

HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Allgemeine Empfehlungen

Bei den Untersuchungen zum Rechtsrahmen und den Entwicklungstrends der Sport- und Freizeitschifffahrt (Kapitel 2: [7]) hat sich herausgestellt, dass bisher keine zuverlässigen Daten zum Bootsbestand (Anzahl und Größe) und zu Hafenanlagen an deutschen Seen vorliegen. Die in mehreren Initiativen, z. B. im „Masterplan Freizeitschifffahrt“ des Bundesministeriums für Digitales und Verkehr ([2]), geplante Entwicklung und Intensivierung der Sport- und Freizeitschifffahrt kann nur dann an lokale Gegebenheiten angepasst und nachhaltig gestaltet werden, wenn die bereits bestehende Nutzung der Gewässer bekannt ist. Daraus ergeben sich als wichtige Handlungsempfehlungen an Gesetzgebung und Verwaltung:

- die Einführung eines zentralen Bootsregisters für alle kennzeichenpflichtigen Boote nach dem Vorbild des Zentralen Fahrzeugregisters für Kraftfahrzeuge.
- die Einführung eines digitalen Liegeplatzkatasters, das öffentlich zugänglich ist.

Mit einem zentralen Bootsregister wird eine Grundlage für die Einführung einer zweckgebundenen Bootsteuer geschaffen, welche sich nach Bootsgröße, Motorleistung und Abgasnorm bemessen könnte. Diese Bootsteuer sollte als Kompensationsinstrument zur Teilfinanzierung von Gewässerunterhaltung, Schleusenwartung sowie Gewässerrenaturierung und für ökologische Aufwertungsmaßnahmen eingesetzt werden. Außerdem könnten regelmäßige technische Untersuchungen und Prüfungen der Abgaswerte aller kennzeichenpflichtigen Boote vorgeschrieben und überprüft werden. Um Abgasemissionen und Lärmbelastung zu reduzieren, empfiehlt es sich allerdings, Neuzulassungen auf elektrobetriebene Motorboote zu beschränken. Dies hätte den zusätzlichen positiven Effekt, dass Kraftstofftankstellen in Hafenanlagen langfristig überflüssig werden.

Mit der geplanten Intensivierung des Wassertourismus besteht die Gefahr, dass Boote zunehmend als reine Ferienwohnungen auf dem Wasser genutzt werden. Diesem Nutzungsverhalten könnte durch Vorgaben zur minimalen Anzahl von Schiffsbewegungen pro Jahr begegnet werden, allerdings müssten dafür Datenschutzrechtliche Fragen geklärt werden.

Maßnahmen zur Begrenzung der Uferbelastung durch Schiffswellen und BoStAs

Freizeit- und Fahrgastschifffahrt belasten die Uferzonen von Seen zum einen durch in Flachwasserzonen einlaufende Wellen der fahrenden Schifffahrt (Kapitel 3: [13]) und zum anderen durch Eingriffe in die Uferstruktur durch die für die stillliegende Schifffahrt erforderliche Infrastruktur (Kapitel 4 bis 6: [8], [11], [10]).

Begrenzung der Auswirkungen durch Schiffswellen

Die Uferbelastung durch Schiffswellen hängt von der Häufigkeit von Schiffspassagen der Uferstelle und der Höhe und Wellenlänge der Schiffswellen ab. Sie unterscheidet sich stark zwischen Seen und an Uferabschnitten innerhalb eines Sees und verändert sich während einer Saison und mit der Tageszeit (Kapitel 3: [13]). Kleinere Schiffe erzeugen Wellen mit kleineren Wellenhöhen. Je langsamer das wellenerzeugende Schiff fährt, desto klei-

⁴ Zur Einführung vgl. <https://www.coastalwiki.org/wiki/Sampling>

ner sind Höhe und Wellenlänge der Schiffswellen. Außerdem nimmt die Höhe der Welle mit ihrer Lauflängsdistanz ab, wobei die Abnahmerate kleiner wird je größer die zurückgelegte Lauflängsdistanz bereits ist. Aus diesen Beobachtungen lassen sich mehrere Handlungsempfehlungen zur Reduktion der Belastung von Uferzonen durch Schiffswellen ableiten:

- Begrenzung der Intensität der Schifffahrt.
- Begrenzung der zulässigen Größe von Freizeitschiffen abhängig vom See.
- Einführung von Abstandsregeln mit Vorgaben minimaler Uferabstände für Parallelfahrten in Seen, in denen solche noch nicht existieren. Eine Vergrößerung des vorgeschriebenen Routenabstands ist besonders effektiv, wenn bisherige Fahrtrouten nah am Ufer liegen.
- Vorgabe von maximalen Fahrtgeschwindigkeiten, die den Abstandsregeln angepasst sind.
- In kleinen Seen, in denen der Bootsverkehr nur in sehr geringem Abstand zum Ufer verkehren kann, empfiehlt sich eine Vorgabe von niedrigen Fahrtgeschwindigkeiten um 10 km h^{-1} .

Unsere Beobachtungen deuten darauf hin, dass eine stärkere Kontrolle der Einhaltung von Schiffsgeschwindigkeit und Uferabstand erforderlich sind, um die Vorgaben zum Schutz der Ufer durchsetzen zu können.

Im Bereich besonders schützenswerte Zonen, wie z. B. Natura 2000 Gebiete und Unterwasserdenkmäler des UNESCO Welterbes, sollten spezifische Fahrtrouten und Fahrtgeschwindigkeiten vorgeschrieben werden. Da sich Schiffswellen unter einem Winkel von 35° zur Fahrtroute ausbreiten, werden bei uferparalleler Fahrt die Wellen, die an einer Uferstelle einlaufen, bereits im 1,5-fachen des Uferabstands vor der Uferstelle erzeugt. Eine Reduktion der Schiffsgeschwindigkeit sollte entsprechend deutlich vor Erreichen einer Schutzzone vorgeschrieben werden. Außerdem könnte numerische Modellierung eingesetzt werden, um im Bereich von Schutzzonen spezifische Fahrtrouten vorzugeben.

Da die erzeugte Wellenhöhe u.a. von der Form des Bootsrumpfs abhängt, sind Vermessungsdaten zum Bootsrumpf für numerische Simulationen erforderlich. In manchen Seen, wie z.B. dem Bodensee, ist die Fahrgastschifffahrt für die größte Wellenbelastung verantwortlich. In solchen Fällen sollte vor der Zulassung neuer Fahrgastschiffe von den Betreibern verlangt werden, Information zur Form der Schiffsrumpfe und zur Wellenerzeugung der geplanten und eingesetzten Schiffe bereitzustellen. Außerdem sollte beim Design der Bootsform neuer Schiffe darauf geachtet werden, dass dieses auf die Erzeugung möglichst niedriger Wellen ausgerichtet ist.

Welche Flächen in der Flachwasserzone durch Schiffswellen betroffen sind, hängt u. a. vom Wasserstand

ab. Eine Ausdehnung der Freizeit- und Fahrgastschifffahrt in Zeiten mit Niedrigwasser, wie z. B. im Bodensee im Winter, erscheint daher nicht empfehlenswert. Die in Zukunft wahrscheinlich häufiger auftretenden Niedrigwasserphasen sollten im Hinblick auf eine „(proaktive) Umweltvorsorge“ bei der Entwicklung und Umsetzung von Konzepten für eine nachhaltige Freizeitschifffahrt berücksichtigt werden.

Schiffswellen führen in der Flachwasserzone häufig zu Resuspension von Sediment ([5]) und tragen damit zur Erosion bei, von der auch Unterwasserdenkmäler betroffen sein können. Sie können außerdem die Freisetzung von methanhaltigen Blasen aus dem Sediment auslösen (Kapitel 7: [12]). Diese schiffswelleninduzierten Blasenflüsse führen in Abhängigkeit von der Jahreszeit zu einer erheblichen Emission von Methan aus Seen ([12]). Um diese Treibhausgasemissionen möglichst klein zu halten, sollten die ins Ufer einlaufenden Schiffswellen möglichst kleine Wellenhöhen und kurze Perioden haben. Dies lässt sich erreichen durch niedrige Schiffsgeschwindigkeiten, große Abstände zum Ufer, kleine Bootsgrößen und einer möglichst geringen Anzahl an Schiffspassagen, und deckt sich daher mit den generellen Maßnahmen zur Reduktion der Wellenbelastung der Ufer.

Reduzierung und zukünftige Begrenzung der Auswirkungen von Bootsstationierungsanlagen

Für die Sportboot- und Fahrgastschiffsflotte müssen in ausreichendem Umfang Bootsstationierungsanlagen (BoStA) für den Saisonbetrieb (Wasserliegeplätze) und für die Lagerung außerhalb der Saison (Landliegeplätze) zur Verfügung stehen. Bisher gab es allerdings für deren Zahl, Größe und (umweltrelevante) Ausstattung kaum belastbare behördliche Angaben. Weiterhin fehlen mit wenigen Ausnahmen (z. B. Stegkonzepte im Land Berlin) zusammenfassende Darstellungen der Genehmigungsgrundlagen in den einzelnen Bundesländern. Außerdem stand bisher noch kein Verfahren zur Verfügung, mit dem die ökologischen Auswirkungen der BoStAs dargestellt und beurteilt werden konnten. In den Kapiteln 4 bis 6 ([8], [11], [10]) wurden zwei aufeinander aufbauende Verfahren entwickelt, mit denen (1) BoStAs und ihre Strukturelemente an Hand von leicht verfügbaren Daten- und Luftbildinformationen räumlich erfasst und qualitativ wie quantitativ ausgewertet (BoStA-MAP, [8]) und (2) ökologische Effekte klassifiziert und quantifiziert werden können (BoStA-IMPACT, [10]).

Um valide Daten über die Zahl, Größe, Ausstattung und Liegeplatzzahl von Bootsstationierungsanlagen zu erarbeiten, empfiehlt sich eine flächendeckende und behördenübergreifende Nutzung des einfach und deutschlandweit anwendbaren BoStA-MAP -Verfahrens.

Das Potential der BoStA-MAP und BoStA-IMPACT Verfahren wurde mit deren Anwendung auf mehrere Seen demonstriert und legt die Empfehlung nahe, dass diese Verfahren künftig als Standard- bzw. Bezugsverfahren für Monitoring, Bewertung und Planung angewendet und weiterentwickelt werden. Die Methoden, Datenbestände und Analyseergebnisse sollten von behördlicher Seite zentral verwaltet und verfügbar gemacht werden, um zukünftigen Untersuchungen und Anwendungen einen effizienten Zugang zu bereits erarbeiteten Ergebnissen zu ermöglichen.

Eine Begrenzung der Bootsflotte und der Bootsgröße für Sportboote, wie im Zusammenhang mit der Uferbelastung durch Wellen empfohlen, führt auch zu einer Begrenzung der Anzahl der erforderlichen BoStAs und der Größe der Strukturelemente in BoStAs. Dadurch werden der Flächenbedarf und als Konsequenz auch die ökologischen Auswirkungen der BoStA geringer.

Da sich insbesondere Uferstrukturen, und damit die mit Uferverbauungen zusammenhängenden strukturellen Eingriffe in die Uferzone, signifikant auf Populationen und Lebensgemeinschaften in der Flachwasserzone auswirken (Kapitel 8 [1] und Kapitel 9 [6]), sind gemeinschaftliche Gewässerschutzziele (EG-Wasserrahmenrichtlinie, WRRL) und Naturschutzziele (FFH-Richtlinie, Netzwerk Natura 2000) unmittelbar betroffen. Insbesondere für das Monitoring der WRRL sollten geeignete biologische und/oder hydromorphologische (uferstrukturelle) Indikatoren erarbeitet werden, die den Grad der Belastungen durch Sport- und Fahrgastschiffahrt abbilden. Erste Methoden und Hinweise wurden im Rahmen dieses Projekts erarbeitet ([1], [6]).

Beispielsweise zeigte sich an allen untersuchten Probenahmestellen in der Flachwasserzone des Bodensees eine negative Auswirkung verbauter Uferstrecken auf die Makrozoobenthosgemeinschaft im Vergleich zu benachbarten naturbelassenen Uferstrecken [1]. Diese Unterschiede in der Makrozoobenthosgemeinschaft bestätigen eine Beeinträchtigung des Litorals durch Ufermauern und unterstreichen, dass Eingriffe in die Uferstruktur durch den Ausbau von BoStAs negative Auswirkung auf den ökologischen Zustand der Uferzone hat. Für das Erreichen eines „guten ökologischen Zustands“ – ein zentrales Ziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie – besteht daher eher ein Handlungsbedarf zur Renaturierung verbauter Uferbereiche.

In einem zweiten Beispiel wurde anhand eines umfangreichen Datensatzes des Landesamts für Umwelt Brandenburg mit modernen statistischen Methoden versucht, diejenigen Einflussfaktoren herauszuarbeiten, die die Zusammensetzung der Unterwasservegetation (Makrophyten) und der ufernahen Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) bestimmen ([6]). Die Variabilität der sog. Metriks war beträchtlich. In einigen Fällen spiegelten sich

aber auch die Eigenschaft eines Sees als Wasserstraße und die Uferstrukturen als signifikante Faktoren wider.

Die Analysen stellen eine Basis dafür dar, die EU-WRRL-Bewertungsindizes AESHNA und PHYLIB zu validieren und ggf. an brandenburgische Seen anzupassen, und diese Bewertungsindizes weiterzuentwickeln, z. B. mit Indikatorarten-Analysen und Berechnung von neuen Metriks.

Es wäre es hilfreich, in zukünftigen Analysen gezielt hydromorphologisch belastete Stellen für Makrozoobenthos und Makrophyten zu beproben, um den gesamten Belastungsgradienten abzudecken.

ZUSAMMENFASSUNG

Zusammenfassend empfehlen wir,

- die Umweltbelastungen durch den motorisierten Wassersport und die Fahrgastschiffahrt auf den Seen in Deutschland stärker in den Fokus zu rücken,
- den Initiativen der Bundesregierung und regionaler Akteure zur Intensivierung des „Wassertourismus“ gewässer- und naturschutzfach orientierte Umweltfolgenabschätzungen an die Seite zu stellen, so dass neben den (positiven) ökonomischen Erwartungen auch die Risiken und die (negativen) Folgen für die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts sichtbar werden,
- die vielgestaltigen Aspekte der Umweltbelastungen durch die fahrende und die stillliegende Schiffahrt (BoStA) stets in engem Zusammenhang zu betrachten,
- die Vielzahl an sektoralen Datenerhebungen unterschiedlicher Institutionen besser zu vernetzen (Einführung eines zentralen Boots- und Ligeplatzregisters) und zu einem Gesamtbild zusammenzuführen,
- Die flächendeckende Kartierung und Klassifikation von Bootsstationierungsanlagen und ihrer Strukturelemente (BoStA-MAP) sollte von den zuständigen Behörden bundesweit in Angriff genommen werden
- eine kontinuierliche Trendbeobachtung u. a. im Sektor Sport- und Fahrgastschiffahrt zu etablieren, um Entwicklungen und die damit verbundenen Risiken rechtzeitig erkennen und kritisch begleiten zu können.

Eine enge Zusammenarbeit von Gesetzgebung, Behörden und Verbänden erscheint als wichtige Grundlage für eine erfolgsversprechende Weiterentwicklung und/oder Umsetzung der Vorschläge und Empfehlungen zur Förderung der Nachhaltigkeit von Sport- und Fahrgastschiffahrt auf Seen in Deutschland.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Armbruster, J. P., Miler, O., Ostendorp, W. (2025): Auswirkungen von Ufermauern unter dem Einfluss von Wind- und Schiffswellen am nördlichen Bodenseeuf. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 169–186. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [2] BMDV, Bundesministerium für Digitales und Verkehr (2022): Masterplan Freizeitschifffahrt. Berlin, 76 S.
- [3] Byrnes, T. A. & Dunn, R. J. K. (2020): Boating- and shipping-related environmental impacts and example management measures: A Review. *Journal of Marine Science and Engineering* 8(11): 908. <https://doi.org/10.3390/jmse8110908>
- [4] Hauff, V. (Hrsg.): *Unsere gemeinsame Zukunft: der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung*. 1. Auflage. Eggenkamp, Greven 1987, ISBN 978-3-923166-16-9.
- [5] Hofmann, H., Lorke, A., Peeters, F. (2011): Wind and ship wave-induced resuspension in the littoral zone of a large lake. *Water Resour. Res.* 47: <https://doi.org/10.1029/2010WR010012>
- [6] Miler, O., Böhmer, J., Van de Weyer, K., Ostendorp, J., Ostendorp, W. (2025): Einfluss von Trophie, Schifffahrt und Seeuferstruktur auf biologische Bewertungsmetriks und Zusammensetzung von Makrozoobenthos- und Makrophytengemeinschaften. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 187–216. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [7] Neubauer, D., Köhler, R. (2025): Sport- und Freizeitschifffahrt: Rechtsrahmen, sozioökonomische Eckdaten und Entwicklungstrends. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 37–72. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [8] Ostendorp, J., Ostendorp, W. (2025): Klassifikation und Kartierung von Bootsstationierungsanlagen und ihrer Strukturelemente (BoStA-Map). In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 109–126. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [9] Ostendorp, W. (2025): Umweltbelastungen durch die Sport- und Fahrgastschifffahrt – eine Übersicht. Bericht der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 35825/01. Konstanz, 55 S., <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-1rxt5oszihib89>
- [10] Ostendorp, W., Ostendorp, O. (2025): Quantifizierung der ökologischen Effekte von Bootsstationierungsanlagen (BoStA-Impact). In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 139–156. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [11] Ostendorp, W., Ostendorp, O. (2025): Strukturelemente in Bootsstationierungsanlagen und liegeplatzspezifischer Flächenverbrauch: ein überregionaler Vergleich. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 127–138. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [12] Peeters, F., Lessmann, O. (2025): Treibhausgase und Schifffahrt: Methanemissionen durch Schiffswellen. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 157–168. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>
- [13] Peeters, F., Lessmann, O., Ostendorp, W. (2025): Wellenbelastung durch Sport- und Fahrgastschifffahrt. In: Peeters, F., Köhler, R. und Ostendorp, W., *Ökologische Belastungen von Seen in Deutschland durch Sport- und Fahrgastschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzziele und Nutzungsansprüchen*. S. 73–108. 1. Aufl., Konstanz, Potsdam. <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-7aspyt48wvdp7>

Autoren

Autoren

Jens Peter Armbruster, M.Sc. Biological Sciences

Limnologisches Institut der Universität Konstanz
Arbeitsgruppe Umweltphysik
Mainaustraße 252, 78464 Konstanz
E-Mail: jens.armbruster@yahoo.com
Web: <https://www.researchgate.net/profile/Jens-Armbruster>

Limnologe mit Forschungsschwerpunkt auf der Ökologie des Bodenseeufer. Fundierte Expertise in der Analyse und Bewertung aquatischer Lebensräume sowie in der Entwicklung von Maßnahmen zum Gewässer- und Naturschutz. Aktuell tätig in den Bereichen Naturschutz und Landschaftsplanung.

Jürgen Böhrer, Dr. rer. nat.

Bioforum GmbH
Sudetenstr. 34, 73230 Kirchheim unter Teck
E-Mail: juergen.boehmer@uni-hohenheim.de und
info@bioforumgmbh.de

Biologe mit Schwerpunkt angewandte Gewässerökologie und EU-Wasserrahmenrichtlinie. Maßgeblicher Entwickler der Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren AESHNA (Seen) und PERLODES (Fließgewässer) und deren Interkalibrierung für Deutschland. Leiter der EU-weiten-Interkalibrierung Makrozoobenthos in Seen und Fische in großen Flüssen. Mitentwickler von WRRL-Interkalibrierungsmethoden. Aktuell viele Arbeiten zum Schutz einheimischer Flusskrebse.

Ralf Köhler, Dr. rer. nat.

Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU), Abteilung W2:
Wasserwirtschaft: Referat W26: Gewässerentwicklung und Moorschutz
Seeburger Chaussee 2, 14476 Potsdam/Groß Glienicke
E-Mail: ralf.h.koehler@t-online.de
Web: <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/ueber-uns/organigramm/>

Biologe mit den fachlichen Schwerpunkten: Limnologie, Natur- und Gewässerschutz, Ökotoxikologie.
Im Speziellen u.a.: Großschutzgebiete; Gewässerentwicklungskonzepte; WRRL und Natura 2000; ökologische Bewertung Kleiner Wasserkraft; Fließgewässer- und Seeuferstrukturgüte; Ökologie stehender Kleingewässer.
Ehrenamtlich u. a. seit 1986 im BUND für Gewässer- und Naturschutz aktiv

Ole Lessmann, M.Sc.

Limnologisches Institut der Universität Konstanz
Arbeitsgruppe Umweltphysik
Mainaustraße 252, 78464 Konstanz
E-Mail: ole.lessmann@uni-konstanz.de
Web: www.researchgate.net/profile/Ole_Lessmann

Umweltphysiker mit Forschungsschwerpunkt auf Methanemissionen aus Stauseen und Seen. Spezialisiert auf Softwareentwicklung und Auswertung von Umweltdaten. Derzeit im Bereich des chemischen Gewässermonitorings tätig.

Oliver Miler, Dr. rer. nat.

AquaSciConsulting Dr. Miler
Petershauserstrasse 22, 78467 Konstanz
Deutschland
E-Mail: oliver.miler@web.de
Web: www.researchgate.net/profile/Oliver_Miler

Experte in Seenbewertung, Makrozoobenthosökologie und Fischereimanagement. Schwerpunkte: Seeuferbewertung mit Makrozoobenthosgemeinschaften, Einfluss von Trophie und Hydromorphologie auf die Zusammensetzung litoraler Makrozoobenthosgemeinschaften, Fischereimanagement von Königslachsen (*Oncorhynchus tshawytscha*) und pazifischen Krabben, Garnelen und Muscheln, litorale Nahrungsnetze in submersen Makrophytenbeständen, Biomechanik und Ökohydraulik submerser und emerser Makrophyten in Fließgewässern.

Darshan Neubauer, M.Sc.

Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU), Abteilung W2:
Wasserwirtschaft: Referat W26: Gewässerentwicklung und
Moorschutz

Seeburger Chaussee 2, 14476 Potsdam/Groß Glienicke

Web: www.researchgate.net/profile/Darshan-Neubauer

Geoökologe (B.Sc.) und Geograph (M.Sc.) mit den Schwerpunkten biogeochemische Kreisläufe und mikrobielle Ökologie unter besonderer Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen.

Jörg Ostendorp, Dipl.-Biol.

EcoDataDesign

Birkenstr. 50, 45133 Essen

E-Mail: ostendorp@ecodatadesign.de

Biologe mit den Arbeitsschwerpunkten Integration, Analyse und Darstellung ökologischer Fachdaten mittels Datenbankentwicklungen und GIS, fachlicher Schwerpunkt zuletzt im Bereich der Seeuferstrukturkartierung, Mitentwickler des HMS-Verfahrens (Brandenburg).

Wolfgang Ostendorp, Priv.-Doz. Dr. rer. nat.

Limnologisches Institut der Universität Konstanz

Arbeitsgruppe Umweltphysik

Mainaustraße 252, D-78464 Konstanz

E-Mail: wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

Web: www.researchgate.net/profile/Wolfgang-Ostendorp

Limnologe mit den fachlichen Schwerpunkten Seeuferökologie, Renaturierungsbiologie, Sedimentologie, Gewässerschutz und Wasserrahmenrichtlinie; Entwickler des HMS-Verfahrens der Seeuferstruktur-Bewertung; aktuelle Forschungen über die Auswirkungen anthropogener Uferstrukturveränderungen und -nutzungen auf die Uferbiozönosen.

Frank Peeters, Prof. Dr. sc. nat.

Limnologisches Institut der Universität Konstanz

Arbeitsgruppe Umweltphysik

Mainaustraße 252, D-78464 Konstanz

E-Mail: frank.peeters@uni-konstanz.de

Web: www.limnologie.uni-konstanz.de/peeters/

Umweltphysiker mit Forschungsschwerpunkt aquatische Ökosysteme. Forschungsthemen: Physikalische Prozesse in aquatischen Systemen (Transport, Mischung, Wellen); Wechselwirkung zwischen abiotischen Bedingungen und Biota; Auswirkungen von Klimaveränderung und Eutrophierung auf Seen; Emissionspfade, Produktion und Transformation von Treibhausgasen in Stauseen und Seen.

Klaus van de Weyer, Dr. rer. nat.

lanaplan GbR

Lobbericher Str. 5, 41334 Nettetal

E-Mail: klaus.vdweyer@lanaplan.de

Web: www.lanaplan.de

Limnologe mit den fachlichen Schwerpunkten Makrophyten, Fließgewässer- und Seeökologie, Entwickler verschiedener Verfahren zur Bewertung von Gewässern anhand von Makrophyten; Gutachter und Sachverständiger für Makrophyten, Buchautor, Taucher, Unterwasserfotograf. Mitglied verschiedener nationaler und internationaler Gremien als Makrophyten-Experte. Gründer der lanaplan GbR.

Umschlagfoto: Das MS *Austria*, ausgestattet mit 2 Voith-Schneider-Antrieben von zusammen 1.492 PS (1.097 kW) verlässt den Anlegersteg in Kressbronn a. Bodensee (Foto: © W. Ostendorp).

