

BERICHT 32 | 2023

Biodiversität, Angeln und Gesellschaft

Wissensbasierte Empfehlungen für ein nachhaltiges
Fischereimanagement an Baggerseen

Robert Arlinghaus, Thomas Klefoth, Sven Matern, Johannes Radinger, Robert Nikolaus,
Jürgen Meyerhoff, Malwina Schafft, Eva-Maria Cyrus, Matthias Emmrich, Daniel Hering &
Christian Wolter

Unter Mitarbeit von:

Hans-Hermann Arzbach, Rachel Fricke, Leander Höhne, Andreas Maday, Alessandro Manfrin,
Charlotte Robichon, Ashley Trudeau, Ole Theis, Sebastian Theis & Nicola Wegener



IGB

Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei



BERICHT 32 | 2023

Biodiversität, Angeln und Gesellschaft

Wissensbasierte Empfehlungen für ein nachhaltiges
Fischereimanagement an Baggerseen

Robert Arlinghaus, Thomas Klefoth, Sven Matern, Johannes Radinger, Robert Nikolaus,
Jürgen Meyerhoff, Malwina Schafft, Eva-Maria Cyrus, Matthias Emmrich, Daniel Hering &
Christian Wolter

Unter Mitarbeit von:

Hans-Hermann Arzbach, Rachel Fricke, Leander Höhne, Andreas Maday, Alessandro Manfrin,
Charlotte Robichon, Ashley Trudeau, Ole Theis, Sebastian Theis & Nicola Wegener



Impressum

Herausgeber

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
im Forschungsverbund Berlin e. V.
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Direktor

Prof. Dr. Luc De Meester

Gestaltung

Unicom Werbeagentur

Druck

Leinebergland Druck

Lektorat

Rita Nandy

Konzept

Robert Arlinghaus

ISSN 1432-508X

doi: 10.4126/FRL01-006452830

Zitierhinweise für das gesamte Buch

Arlinghaus, R., Klefoth, T., Matern, S., Radinger, J., Nikolaus, R., Meyerhoff, J., Schafft, M., Cyrus, E.-M., Emmrich, M., Hering, D., Wolter, C. (2023). Biodiversität, Angeln und Gesellschaft: Wissensbasierte Empfehlungen für ein nachhaltiges Fischereimanagement an Baggerseen. Berichte des IGB, Band 32, 477 Seiten.

Zitierbeispiel für Kapitel innerhalb des Buches

Arzbach, H. H., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2023). Rechtlicher Rahmen von Lebensraumaufwertungen, Schutzgebietsmanagement und Besatz im Rahmen der fischereilichen Hege. Berichte des IGB, 32, 52 – 57.



Dieses Dokument ist lizenziert unter einer Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (CC BY): www.creativecommons.org/licenses/by/4.0/
Von dieser Lizenz ausgenommen sind übernommene Abbildungen bereits publizierter Quellen der Autor:innen.

Förderhinweis

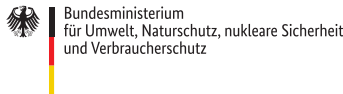
BAGGERSEE war ein Gemeinschaftsprojekt des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), des Anglerverbands Niedersachsen e. V. (AVN) und der Technischen Universität Berlin (TU), in Kooperation mit der Hochschule Bremen. Das Forschungs- und Umsetzungsprojekt wurde gefördert im Rahmen der gemeinsamen Förderinitiative „Forschung zur Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie“ durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) sowie das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV). Koordinator war Prof. Dr. Robert Arlinghaus vom IGB und der Humboldt-Universität zu Berlin (HU) (Förderkennzeichen BAGGERSEE 01LC1320A, 01LC1320B und 3514685C20).

Projektlaufzeit: 01.06.2016 bis 31.12.2022

BAGGERSEE ist ein Projekt folgender Partner



Die Förderer sind



Die in diesem Buch vorgestellten Ergebnisse wurden in Teilen auch durch das Störbagger-Projekt (Koordinator Robert Arlinghaus) gefördert, finanziert durch den Anglerverband Niedersachsen e. V., Landesfischereiverband Bayern e. V. und Landesverband Sächsischer Angler e. V. Weitere Mittel wurden durch die Stiftung Fischerei, Umwelt und Naturschutz (FUND) bereitgestellt. Die Arbeit an einem Kapitel des Co-Autors Alessandro Manfrin erfuhr Unterstützung durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft.

Dieses Buch gibt die Auffassung und Meinung der Autorinnen und Autoren sowie des Zuwendungsempfängers wieder und muss nicht mit der Auffassung des Zuwendungsgebers oder der Heimatinstitutionen der Autorinnen und Autoren übereinstimmen.

Autorinnen und Autoren

Das BAGGERSEE-Kernteam

© DAVID AUSSERHOFER



Prof. Dr. Robert Arlinghaus

Professor für Integratives Fischereimanagement
Humboldt-Universität zu Berlin &
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei
robert.arlinghaus@igb-berlin.de

© JO TITZE



Eva-Maria Cyrus

Anglerverband Niedersachsen e. V.
e.cyrus@av-nds.de

© FLORIAN MÖLLERS



Dr. Matthias Emmrich

Anglerverband Niedersachsen e. V.
m.emmrich@av-nds.de

© FLORIAN MÖLLERS



Prof. Dr. Thomas Klefoth

Professor für Ökologie und Naturschutz
Hochschule Bremen
thomas.klefoth@hs-bremen.de

© FLORIAN MÖLLERS



Dr. Sven Matern

Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei
sven.matern@igb-berlin.de

© FLORIAN MÖLLERS



Robert Nikolaus

Oberschule Neuenhagen

© FLORIAN WÜRZER



Dr. Johannes Radinger

Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei
johannes.radinger@igb-berlin.de

© KATHARINA BUNK



Malwina Schafft

Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei
malwina.schafft@igb-berlin.de

© DAVID AUSSERHOFER



Dr. Christian Wolter

Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei
christian.wolter@igb-berlin.de

Weitere Kapitelkoautoren

Dr. Hans-Hermann Arzbach

Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz
und Lebensmittelsicherheit
Dezernat Binnenfischerei – Fischereikundlicher Dienst
hans-hermann.arzbach@laves.niedersachsen.de

Prof. Dr. Daniel Hering

Aquatische Ökologie
Universität Duisburg-Essen
daniel.hering@uni-due.de

Rachel Fricke

University of Washington
rmfricke@uw.edu

Leander Höhne

Thünen-Institut für Fischereiökologie
leander.hoehne@thuenen.de

Andreas Maday

Anglerverband Niedersachsen e. V.
a.maday@av-nds.de

Dr. Alessandro Manfrin

RPTU Kaiserslautern-Landau
a.manfrin@rptu.de

Dr. Jürgen Meyerhoff

Hochschule für Wirtschaft und Recht Berlin
juergen.meyerhoff@hwr-berlin.de

Charlotte Robichon

Université Claude Bernard Lyon
charlotte.robichon@univ-lyon1.fr

Ole Theis

Hochschule Bremen
oletheis01@gmail.com

Dr. Sebastian Theis

Toronto and Region Conservation Authority, Kanada
theis@ualberta.ca

Dr. Ashley Trudeau

University of Wisconsin
ashley.trudeau@gmail.com

Nicola Wegener

Leibniz-Universität Hannover

Inhaltsverzeichnis

Vorwort.....	16
Zusammenfassung: Die 15 wichtigsten Projekterkenntnisse und Empfehlungen	20
1 Einleitung: Baggerseen und Angelfischerei.....	23
1.1 Projektkontext.....	23
1.2 Baggerseen als übersehene Gewässertypen	24
1.3 Baggerseen, fischereiliche Bewirtschaftung und Angelfischerei.....	28
1.4 Gute fachliche Praxis in der Binnen- und Angelfischerei	31
2 Einführung in das Ökosystem Baggersee	34
2.1 Genese und limnologische Besonderheiten	34
2.2 Ausdehnung von Baggerseen am Beispiel Niedersachsens	40
2.3 Besiedlungspfade von Baggerseen mit Fischen	43
2.3.1 Natürliche Besiedelung	43
2.3.2 Anthropogene (menschgemachte) Besiedlung von Baggerseen	45
2.4 Sind Fischgemeinschaften im Baggersee unnatürlich zusammengesetzt?	47
3 Rechtlicher Rahmen von Lebensraumaufwertungen, Schutzgebietsmanagement und Besatz im Rahmen der fischereilichen Hege	52
4 Überblick über Forschungsmethoden des BAGGERSEE-Projekts.....	58
4.1 Untersuchungsziele	58
4.2 Forschungsansatz der biologischen Maßnahmenevaluation	59
4.3 Untersuchungsgewässer	60
4.4 Biologische Datenerhebung.....	64

4.4.1	Abiotik	64
4.4.2	Fische	66
4.4.3	Submerse Makrophyten	69
4.4.4	Weitere Taxa	70
4.4.5	Totholz	75
4.5	Statistische Verfahren zur biologischen Maßnahmenerfolgsmessung	76
4.6	Sozio-ökonomische Methoden	78
4.6.1	Umfrage unter Anglerinnen und Anglern	84
4.6.2	Bevölkerungsbefragung	85
5	Biodiversitätsausstattung von Baggerseen.....	87
5.1	Arteninventar an Baggerseen	87
5.2	Fische	91
5.3	Makrozoobenthos	93
5.4	Libellen im terrestrischen Stadium	98
5.5	Vögel	100
5.6	Unterwasserpflanzen	104
5.7	Terrestrische Pflanzen	108
5.8	Amphibien	111
6	Nutzung und angelfischereiliches Management von Baggerseen aus Sicht von Anglerinnen und Anglern sowie der Bevölkerung	113
6.1	Bedeutung von Baggerseen für Anglerinnen und Angler sowie Angelvereine	113
6.1.1	Nutzung von Baggerseen durch Anglerinnen und Angler in Niedersachsen	113
6.1.2	Vorlieben von Baggerseeanglerinnen und -angler	116
6.1.3	Einschränkungsbereitschaft von Anglerinnen und Anglern für den Gewässerschutz	120
6.1.4	Bewirtschaftungsziele von Anglerinnen und Anglern sowie fischereilichen Bewirtschaftern im Vergleich	121
6.1.5	Aktuelle Vorgehen beim Fischereimanagement von Baggerseen durch Angelvereine	132
6.1.6	Wahrgenommene Effektivität von Managementmaßnahmen durch Anglerinnen und Angler	143
6.1.7	Präferenzen von Anglerinnen und Anglern für die ökologische Qualität und Biodiversität von Baggerseen	147

6.2	Bedeutung von Baggerseen für die Bevölkerung in Niedersachsen.....	155
6.2.1	Nutzung von Baggerseen durch die Bevölkerung	155
6.2.2	Globaleinschätzung der Angelfischerei und Erwartungen an die Ziele anglerischer Bewirtschaftung von Baggerseen durch die Bevölkerung	161
6.2.3	Präferenzen der Bevölkerung für die ökologische Qualität und Biodiversität an Baggerseen	166
6.2.4	Dokumentierte und potenzielle Nutzerkonflikte um die Ökosystemdienste von Baggerseen	171
7	Einfluss der anglerischen Bewirtschaftung und des Angels auf die Biodiversität an Baggerseen	179
7.1	Unterschiede in den Fischfaunen zwischen Natur- und Baggerseen unter Berücksichtigung der anglerischen Bewirtschaftung	179
7.2	Einfluss der angelfischereilichen Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt in Baggerseen.....	189
7.3	Auswirkungen der Gewässernutzung, inklusive Angeln, auf Natur und Umwelt – Literatursynthese	199
8	Förderung der Biodiversität an Baggerseen durch Lebensraummanagement und Besatz	214
8.1	Totholzökologie in Seen.....	214
8.1.1	Ökologischer Hintergrund	214
8.1.2	Totholz mengen in Baggerseen.....	215
8.1.3	Einfluss des Totholzes auf das Fischwachstum am Beispiel des Barsches	219
8.1.4	Nutzung von Uferhabitaten durch Fische in Baggerseen mit Schwerpunkt Totholzhabitate	225
8.1.5	Relative Bedeutung von Seevariablen vs. Uferstruktur auf die Fischabundanz im Litoral von Seen	240
8.1.6	Totholz in Baggerseen einbringen: praktische Aspekte.....	247
8.2	Ökologische Auswirkungen des Totholzeintrags in Baggerseen	254
8.2.1	Fische.....	254
8.2.2	Makrozoobenthos	266
8.2.3	Andere Organismengruppen	275
8.3	Ökologie des Flachwassers in Seen.....	284

8.3.1	Ökologischer Hintergrund	284
8.3.2	Flachwasserzonen in Baggerseen anlegen: praktische Aspekte	286
8.4	Ökologische Auswirkungen der Flachwasserzonenschaffung in Baggerseen	292
8.4.1	Fische	292
8.4.2	Makrozoobenthos	300
8.4.3	Andere Organismengruppen	309
8.5	Fischbesatz	317
8.5.1	Fischbesatzarten	317
8.5.2	Biodiversitätswirkungen von Fischbesatz	320
8.5.3	Fischbesatz durchführen: praktische Aspekte	324
8.6	Ökologische Auswirkungen von Fischbesatz in Baggerseen	328
8.6.1	Fische	328
8.6.2	Andere Organismengruppen	348
8.7	Wirkungen von Lebensraummanagement und von Fischbesatz auf die Wasserqualität	355
8.8	Ökologische Auswirkungen von Ruhezonen in Baggerseen	358
8.8.1	Ökologischer Hintergrund zu Schon- und Schutzgebieten	358
8.8.2	Schutzgebiete festlegen in oder an Baggerseen	361
8.8.3	Effekte von Schutzgebieten auf Fische und andere Organismen an Baggerseen	371
9	Abwägungen der Nutzen und Kosten von Lebensraumaufwertungen an Baggerseen	382
9.1	Die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen von Seen	382
9.2	Ökonomische Abwägungen zur Lebensraumaufwertung an Baggerseen	386
9.2.1	Kosten vs. Nutzen von lebensraumaufwertenden und anderen Maßnahmen auf Ebene der Angelvereine	387
9.2.2	Kosten vs. Nutzen von lebensraumaufwertenden Maßnahmen auf Ebene der Gesellschaft in Niedersachsen	394
10	Planung und Kommunikation bei der Durchführung von lebensraumaufwertenden Maßnahmen an Baggerseen	399
10.1	Zusammenarbeit von Wissenschaft mit Praxis und Behörden ..	399
10.2	Elemente der Wissenschaftskommunikation mit verschiedenen Akteursgruppen	410

10.2.1	Kommunikation mit Anglerinnen und Anglern.....	411
10.2.2	Kommunikation mit Verbänden und Behörden	415
10.2.3	Kommunikation mit der regionalen Bevölkerung	416
10.2.4	Kommunikation mit der überregionalen Bevölkerung.....	419
10.2.5	Reflexion der Öffentlichkeitsarbeit.....	419
11	Synthese: Harmonisierung von Schutz und Nutzung durch Angeln am Baggersee.....	422
11.1	Biozönotische Leitbilder von Baggerseen	422
11.2	Schlussfolgerungen für das angelfischereiliche Management von Baggerseen und den Einsatz von lebensraumverbessernden Maßnahmen	432
12	Zitierte Literatur	437
13	Danksagung	471

Vorwort

Dieses Buch, erschienen in der Reihe Berichte des IGB, fasst Grundlagen der guten fachlichen Praxis im angelfischereilichen Management an Baggerseen zusammen. Es basiert wesentlich auf Ergebnissen, die im Rahmen des sechsjährigen (2016 – 2022) Forschungs- und Umsetzungsprojekts BAGGERSEE entstanden sind. Dieses wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung, dem Bundesamt für Naturschutz und aus Eigenmitteln des IGB, des Angelverbands Niedersachsen, darin organisierter Angelvereine und der Hochschule Bremen finanziert. Prof. Dr. Robert Arlinghaus koordinierte das Projekt am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei. Weitere Forschungspartner waren in unterschiedlichen Rollen und Zeiträumen: die Technische Universität Berlin (Dr. Jürgen Meyerhoff), die Hochschule Bremen (Prof. Dr. Thomas Klefoth) und die Universität Duisburg-Essen (Prof. Dr. Daniel Hering). Der Umsetzungspartner war der Anglerverband Niedersachsen e. V. (zunächst Prof. Dr. Thomas Klefoth, später Dr. Matthias Emmrich).

Wesentliches Ziel von BAGGERSEE war es, die Wirksamkeit von Manipulationen der litoralen Lebensräume (d. h. der lichtdurchfluteten Uferzone eines Sees) auf Ganzsee-Ebene (über Totholzeinbringung und Flachwasserzonenschaffung) im Vergleich zu Fischbesatz in Bezug auf die Förderung der Erholungsqualität und der Biodiversität unterschiedlicher Organismengruppen zu überprüfen. Außerdem wurden Forschungsfragen zur Biodiversitätswirkung des anglerischen Managements von Baggerseen beantwortet. In diesem Buch, das gleichzeitig der Endbericht zum genannten Forschungsprojekt ist, werden die wesentlichen Ergebnisse im Detail dargestellt und Schlussfolgerungen für ein nachhaltiges Angel-

fischereimanagement gezogen. Obgleich der Schwerpunkt der Arbeiten auf Baggerseen lag, sind die Ergebnisse auf viele andere Gewässer- und Fischereimanagementsituationen in kleinen Seen übertragbar. Dieses Buch liefert daher wesentliche Erkenntnisse für ein nachhaltiges Angelfischereimanagement im Spannungsfeld von Gewässernutzung und Biodiversitätsschutz.

Das vorliegende Buch und das zugrundeliegende Projekt stellen eine Weiterentwicklung früherer Forschungsprojekte dar, die sich am IGB unter der Leitung von Prof. Dr. Robert Arlinghaus mit Themen des angelfischereilichen Managements auseinandergesetzt haben, konkret der Umgang mit Fischbesatz (Arlinghaus et al. 2015) und das Prinzip des adaptiven Managements, bzw. der lernfähigen Hege und Pflege von Gewässern (Arlinghaus 2017). Im Projekt BAGGERSEE wurden beide Aspekte auf das Lebensraummanagement von Uferzonen angewendet. Das Resultat war ein integratives Projekt, in dem eine Vielzahl von Angelvereinen innerhalb des Anglerverbands Niedersachsen e. V. über sechs Jahre eng mit der Forschung zusammengearbeitet haben. Im Kern ging es dabei um die Frage, welche Wirkung die Lebensraumschaffung im Uferbereich (Litoral) von Baggerseen hat und ob das Lebensraummanagement eine Alternative zu der traditionellen Fischbesatzpraxis darstellen kann. Neben ökologischen wurden auch sozialwissenschaftliche Methoden eingesetzt, um z. B. die Wertschätzung von Baggerseen in der Bevölkerung und bei Anglerinnen und Anglern als Grundlage der Bewertung der Erholungsqualität zu untersuchen. In diesem Buch werden daher sowohl die ökologischen als auch die sozialen und fischereibiologischen Ergebnisse zusammengefasst und Empfehlungen für die Praxis abgeleitet.

Das Buch ist in elf Kapitel gegliedert. Nach der Einführung zur Bedeutung von Baggerseen für die Angelfischerei (Kapitel 1), zum Ökosystemtyp Baggersee (Kapitel 2) und zu Rechtsgrundlagen der fischereilichen Hege (Kapitel 3), folgt die Darstellung der wesentlichen Forschungsmethoden im Projekt (Kapitel 4). Anschließend wird die Biodiversitätsausstattung von Baggerseen in Kapitel 5 beleuchtet. Kapitel 6 thematisiert die Nutzungsaspekte von Baggerseen durch Anglerinnen und Angler sowie anderen Erholungssuchenden, während Kapitel 7 die Biodiversitätseinflüsse der Gewässernutzung darstellt. Das Kapitel 8 fasst die ökologischen Maßnahmenenerfolge der Schaffung und Aufwertung litoraler Lebensräume und von Fischbesatz in Baggerseen zusammen, und Kapitel 9

quantifiziert die Kosten und Nutzen aus Sicht der beteiligten Menschen und Angelvereine. Planungs- und Kommunikationsgrundlagen für ähnlich gelagerte Projekte werden in Kapitel 10 beschrieben, bevor im 11. und letzten Kapitel eine allgemeine Synthese präsentiert wird. Schlussfolgerungen für die Praxis finden sich durchgängig in allen Kapiteln. Auf www.baggersee-forschung.de sowie www.ifishman.de findet man überdies Dokumentationen, Erklärfilme und Publikationen aus dem Projekt.

Da der Begriff Management über die traditionellen Begriffe Fischereihege und fischereiliche Bewirtschaftung hinausgeht und auch Menschen und ihre Verhaltensweisen integriert (Arlinghaus et al. 2016b, 2017a), findet sich dieser Begriff im Titel. Im Text werden die Begriffe Hege, Bewirtschaftung und Management aber synonym verwendet, wohl wissend, dass es bedeutende semantische und inhaltliche Unterschiede gibt. Während die Begriffe Bewirtschaftung und Management eine sozio-ökonomische Sichtweise im Sinne der Optimierung der Ressourcennutzung oder des Eingriffs zur Erreichung menschlicher Managementziele implizieren, meint der historisch ältere Begriff der (fischereilichen) Hege auch eine ethische Grundhaltung, die der Handelnde mitbringt und die seine bzw. ihre Rolle als Anwalt:in der Gewässer bzw. Gewässerwart:in und Gewässerschützerin oder -schützer betont (engl. Stewardship). Im Folgenden sollen diese philosophischen Spitzfindigkeiten keine Rolle mehr spielen, nicht ohne darauf hinzuweisen, dass es gute Gründe gibt, im Rahmen des Fischereimanagements weiter den historischen Begriff der fischereilichen Hege zu verwenden, insbesondere wenn damit auch Werthaltungen des Gewässerbewirtschafters bzw. der Gewässerbewirtschafterin gemeint sind. Und hier sind wir bei unserer Philosophie zum Umgang mit geschlechtergerechter Sprache angelangt. Wir verwenden wann immer möglich und sinnvoll geschlechtsneutrale Sprache, es sei denn, es handelt sich um juristisch agierende Personen wie z. B. Angelvereine als Gewässerbewirtschafters oder juristisch fixierte Begriffe wie Fischereiausübungsberechtigter. Sollte an der einen oder anderer Stelle die männliche Form Verwendung finden (z. B. der Angler), handelt es sich um ein generisches Maskulinum; es sind dann alle Geschlechter mitgemeint.

Das Buch wurde von Prof. Dr. Robert Arlinghaus konzeptualisiert und koordiniert. Verschiedene Autorentteams verfassten einzelne Kapitel und sind dementsprechend als Kapitelautorinnen und -autoren ausgewiesen. Alle genannten Personen trugen zu Korrekturen bei. Das Buch wäre ohne

die Unterstützung durch Eva-Maria Cyrus und einer Vielzahl engagierter Vereine, Vereinsvorstände, Anglerinnen und Angler und Behördenvertreter nicht möglich gewesen. All diesen Personen sowie dem Projektträger sei an dieser Stelle für die Beiträge besonders herzlich gedankt.

Viel Spaß bei der Lektüre und viel Geschick beim künftigen Management (Bewirtschaftung bzw. Hege und Pflege) der Angelgewässer. Rückmeldungen zur Verständlichkeit oder Verbesserungsvorschläge sind jederzeit sehr willkommen (Kontakt über www.baggersee-forschung.de oder www.ifishman.de).

Im Winter 2022

Prof. Dr. Robert Arlinghaus

Zusammenfassung: Die 15 wichtigsten Projekterkenntnisse und Empfehlungen

1. Baggerseen sind kleine, künstliche Gewässertypen. Über 70 Prozent der Seenfläche in Niedersachsen lässt sich Baggerseen zuordnen. In vielen Regionen sind Baggerseen die zahlen- und flächenmäßig dominanten Standgewässer.
2. Baggerseen spielen deutschlandweit eine wichtige Rolle für den Artenschutz und die Erholung durch den Menschen. Sie werden jedes Jahr an vielen Millionen Besuchertagen zur Naherholung, inklusive Freizeit- bzw. Angelfischerei, genutzt.
3. Die Qualität der Angelfischerei an Baggerseen steigt mit steigenden Raub- und Friedfischbeständen. Die Naherholungsqualität erhöht sich sowohl für Anglerinnen und Angler als auch für die übrige Bevölkerung weiter, wenn an den Seen bedrohte Arten vorkommen. Eine erhöhte Fischabundanz und eine gestiegene Biodiversität steigern die Ökosystemqualität aus Sicht von Menschen.
4. Sechs Prozent der niedersächsischen Bevölkerung geht an Baggerseen angeln. Spaziergehen (41 %) und Schwimmen (32 %) sind Nutzungsformen, die an Baggerseen verbreiteter sind als das Angeln. Anglerinnen und Angler sowie andere Freizeitnutzergruppen profitieren von einer hohen ökologischen Qualität von Baggerseen gleichermaßen. Wenn Angelvereine Baggerseen im Sinne einer guten fachlichen Praxis hegen, hat dies einen positiven Effekt für die gesamte Gesellschaft.
5. Die Fischartenzusammensetzung von anglerisch bewirtschafteten Baggerseen ähnelt der von Naturseen. Ein hoher Anteil des regionalen Artenpools verschiedener Tier- und Pflanzengruppen findet in Baggerseen oder an deren Ufern geeignete Lebensbedingungen.

6. Anglervereine sind die wichtigsten Gestalter (Heger und Pfleger) von Baggerseen und deren Fischbeständen. Sie bewirtschaften zahlreiche Baggerseen und fördern die Vielfalt einheimischer Fischarten. Anglerisch nicht bewirtschaftete Baggerseen weisen zwar ebenfalls Fischbestände auf, die Artenzusammensetzung geht aber auf zufällige Besiedlung zurück und ist sowohl artenarm als auch naturfern. Die Fischgemeinschaft unbewirtschafteter Baggerseen weist eine ähnliche Häufigkeit und Biomasse auf wie die von bewirtschafteten Seen.
7. Das Angeln an Baggerseen und die dortige angelfischereiliche Hege haben keine relevanten negativen Auswirkungen auf die Artenvielfalt und das Vorkommen bedrohter Arten. Dieses Ergebnis trifft auf eine Vielzahl von Artengruppen zu (Libellen, Singvögel, Wasservögel, Wasser- und Uferpflanzen). Zum Amphibienschutz eignen sich steilscharige Baggerseen weniger. Die Amphibienvielfalt war insgesamt gering und in anglerisch bewirtschafteten Baggerseen noch geringer als in unbewirtschafteten Vergleichsgewässern.
8. Anglerinnen und Angler beeinflussen die Flora und Fauna an Baggerseen und deren Ufer in ähnlicher Weise wie andere Naturnutzerinnen und Naturnutzer. Auf Vogelpopulationen hat das Uferangeln keinen pauschal negativen Effekt. Daher ist es wenig sinnvoll, aus naturschutzfachlichen Gründen das Angeln selektiv einzuschränken oder zu verbieten, wenn andere Gewässernutzungen weiterhin erlaubt sind.
9. Die gute fachliche Praxis im Angelfischereimanagement orientiert sich weg vom Fischbesatz hin zu Habitat aufwertenden Maßnahmen im Litoral von Baggerseen.
10. Fischbesatz schlägt häufig unbemerkt fehl. Ökosystem verbessernde Ansätze, wie beispielsweise das Anlegen von Flachwasserzonen in Baggerseen, erhöhen hingegen nachhaltig die Anzahl von Fischen sowie die Häufigkeit und Vielfalt anderer Organismengruppen. Der Grund dafür ist, dass Flachwasserbereiche in Baggerseen das entscheidende und begrenzende Habitat darstellen. Die Effekte von Totholzeintrag variieren stärker in Abhängigkeit der einzelnen Baggerseen. Die Schaffung von Flachwasserzonen oder das Einbringen von Totholz erhöhen den Nährstoffgehalt von Baggerseen nicht.
11. Litorale Lebensräume haben in strukturlosen und oft steilscharigen Baggerseen einen deutlich größeren Einfluss auf die Fischhäufigkeit als in Naturseen.

ZUSAMMENFASSUNG:
DIE 15 WICHTIGSTEN PROJEKTERKENNTNISSE UND EMPFEHLUNGEN

12. Der behördliche Biotopschutz fokussiert insbesondere auf Naturseen. Angelvereine stellen dagegen Uferabschnitte von Baggerseen häufig freiwillig unter Schutz. Die Anzahl niedersächsischer Seen über zehn Hektar Wasserfläche mit ausgewiesenen Schutzzonen wird durch diese freiwilligen Schutz- und Schongebiete mehr als verdoppelt.
13. Die von Angelvereinen freiwillig eingerichteten Ruhezonen mit beschränktem Zugang erhöhen die Habitatqualität am Ufer, die Fischreproduktion und die Präsenz störungssensitiver Tier- und Pflanzenarten.
14. Baggerseen und andere künstlich geschaffene Gewässer können im Sinne der biologischen Vielfalt verloren gegangene Feuchtgebiete und Flusslebensräume nur bedingt ersetzen, da Letztgenannte Bedingungen bieten, die in Baggerseen nicht zu finden sind. Gewässerschutz und Schutz der biologischen Vielfalt müssen daher unterschiedliche Gewässertypen berücksichtigen und sektorenübergreifend (Fischerei, Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Naturschutz) handeln.
15. Die Gesellschaft erwartet von der Angelfischerei eine Ausrichtung auf den Natur- und Artenschutz, weiß aber wenig über diesbezügliche Aktivitäten von Angelvereinen als Fischereiberechtigte. Die Akzeptanz der Angelfischerei könnte durch verstärkte transdisziplinäre Ansätze und bessere Öffentlichkeitsarbeit gesteigert werden. Inter- und transdisziplinäre Forschungsansätze, die Forschung und Praxis verbinden, können wesentliche Unsicherheiten zur Wirksamkeit von Gewässermanagementansätzen abbauen. Die Zusammenarbeit mit Angelvereinen hat sich hierbei bewährt und könnte in der Zukunft weiter ausgebaut werden.

1 Einleitung: Baggerseen und Angelfischerei

Robert Arlinghaus & Thomas Klefoth

1.1 Projektkontext

Vorliegendes Buch fasst die wesentlichen Ergebnisse und Erkenntnisse des zwischen 2016 und 2022 durchgeführten Projekts BAGGERSEE zusammen. Der Forschungsverbund von Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei, der Humboldt-Universität zu Berlin, der Technischen Universität Berlin und der Hochschule Bremen in enger Kooperation mit Angelvereinen, organisiert im Anglerverband Niedersachsen e. V., hat in diesem Zeitraum wesentliche Grundlagen zur Biodiversitätsausstattung von Baggerseen (Abbildung 1) und zur Förderung der Biodiversität und der Ökosysteme geschaffen. Das Projekt verfolgte mehrere Ziele. Vor allem wollte das Forschungsteam die hegerischen Möglichkeiten an Baggerseen überprüfen, die sowohl Biodiversität als auch Naherholungsqualität steigern. Das Projekt war Teil des Bundesprogramms Biologische Vielfalt und wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie dem Bundesamt für Naturschutz und zusätzlich mit Eigenmitteln des IGB, der Hochschule Bremen und des Anglerverbands Niedersachsen e. V. gefördert. Die wesentlichen Projektinnovationen sind:

- ▶ Zusammenstellung des Arteninventars an Baggerseen
- ▶ Erstmalige Durchführung von replizierten Ganzseeexperimenten zur Wirksamkeit von Totholzeinbringungen und Flachwasserzonenschaffungen im Litoral von Baggerseen
- ▶ Überprüfung der Effektivität von Mehrartenfischbesatz als Ergänzung früherer Arbeiten, die sich isoliert nur mit dem Besatz einzelner Arten beschäftigt haben.

Abbildung 1: Uferaufwertungen von Baggerseen standen im Fokus des Projekts.

© FLORIAN MÖLLERS



- ▶ Quantifizierung des gesellschaftlichen Nutzens, den die Lebensraumschaffung durch Angelvereine produziert.
- ▶ Ableitung von konkreten angelfischereilichen Managementempfehlungen zur Verbesserung und Aufwertung von Baggerseen.

1.2 Baggerseen als übersehene Gewässertypen

Baggerseen und andere künstlich geschaffene Standgewässer, wie (ablassbare) Fischteiche oder Talsperren, sind ein fester Bestandteil der Gewässerlandschaft Mitteleuropas und damit auch Deutschlands (Abbildung 2). Als Ergebnis ehemaliger Abbaustätten für Kies, Sand, Ton oder Lehm findet man Abgrabungsgewässer (fortan Baggerseen) vor allem entlang aller größeren Fließgewässer. Aber auch entlang von Autobahnen und Schnellstraßen gehören Baggerseen zum gewohnten Landschaftsbild. Der nötige und zunehmend auch knappe Sand für den Bau wurde und wird häufig in unmittelbarer Nähe der Baustellen gefördert. In Europa existieren aktuell etwa 26.000 aktive Abbaugelände (UEPG 2020). Baggerseen sind mittlerweile zu prägenden Landschaftselementen geworden (Soni et al. 2014, Mollema & Antonellini 2016), in ursprünglich gewässerarmen Regionen wie Niedersachsen machen sie den Großteil aller Standgewässer aus (Nikolaus et al. 2020). Was zunächst einen starken Eingriff in den Naturhaushalt darstellt, entpuppt sich später, aufgefüllt mit Grund- und Niederschlagswasser, als wichtiger Ort für die wassergebundene (aquatische) Artenvielfalt und die Freizeitbeschäftigung durch den Menschen (Meyerhoff et al. 2019). Viele Menschen nutzen Baggerseen zum Spaziergehen, Schwimmen oder Angeln. Wie Befragungen im Projekt BAGGERSEE gezeigt haben, summieren sich die Nutzungs-



Abbildung 2: Baggerseen sind häufige Elemente unserer Kulturlandschaft.

© FLORIAN MÖLLERS

tensitäten allein in Niedersachsen auf mehrere Millionen Besuchertage im Jahr. Dies unterstreicht die Bedeutung von Baggerseen für den Menschen.

Künstlich geschaffene Wasserflächen stellen wichtige Lebensräume für aquatische und semiaquatische Organismen dar (Emmrich et al. 2004, Santoul et al. 2004, Figuerola & Green 2004, Damjanović et al. 2019, Nikolaus et al. 2020, 2021, Seelen et al. 2021, Matern et al. 2022a). Da die meisten Flüsse und Auenlandschaften Deutschlands erheblich durch den Menschen beeinträchtigt sind, bilden Baggerseen wichtige Ersatzlebensräume für ausgewählte Säugetiere, Fische, Amphibien, Reptilien, Vögel, Insekten und Pflanzen. Alle Abgrabungsgewässer durchlaufen nach ihrer Fertigstellung eine rasche ökologische Veränderung. Aus der nackten Sand- und Kieslandschaft wird ein mit Wasser gefüllter Pionierstandort, an dem sich seltene Pflanzen in Ufernähe und unter Wasser ansiedeln können. An diesen zunächst fast wüstenähnlichen Landschaften (Abbildung 3) fühlen sich auch bestimmte Reptilien und Vögel wie die Uferschwalbe (*Riparia riparia*) und der Eisvogel (*Alcedo atthis*) wohl. Sie nisten in den zurückbleibenden Steilwänden. Gleiches gilt auch für Wildbienen und viele weitere Insektenarten wie beispielsweise Schmetterlinge (Lenda et al. 2012, Hofmann & Fleischmann 2020). Schon nach wenigen Jahren siedeln sich auch die ersten Fische an, und es konnten zahlreiche Wasservogelarten beobachtet werden. Mit zunehmender Alterung bewalden die Ufer. Schon nach wenigen Jahren sind viele Baggerseen von dichten Baumbeständen umgeben, sodass sie äußerlich einem Natursee ähneln.

Dies sollte aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass Baggerseen häufig unnatürlich steile Ufer haben und für die Tier- und Pflanzenwelt besonders

Abbildung 3: Sandhabitate prägen viele Baggerseen.

© MICHAEL GROHMANN



wichtige Ufer- und Litorallebensräume selten sind oder komplett fehlen (Emmrich et al. 2014). Gemeinsam haben alle Baggerseen, dass sie außer in Schleswig-Holstein deutschlandweit dem Fischereirecht unterliegen. Lokale Angelvereine üben dies häufig aus und ermöglichen den Bewohnerinnen und Bewohnern der Region ein Natur- und Angelerlebnis. In diesem Zusammenhang sind die Angelvereine über das Landesfischereigesetz zur Förderung der Natur und Artenvielfalt an den Uferandstreifen und insbesondere auch der Fische verpflichtet (Arlinghaus et al. 2017a). Dies unterscheidet das Angeln von allen anderen Nutzungen der Gewässer und macht Anglerinnen und Angler zu wichtigen ökologischen Gestaltern von Baggerseen im Rahmen der gesetzlichen Hegepflicht.

Im Bestreben, eine Vereinbarkeit von Naturschutz und Naturnutzung an den Gewässern herzustellen, gibt es zahlreiche fischereiliche Pflege- und Entwicklungsmöglichkeiten, die vom Ufergehölzschnitt, Müllsammeln und Fischbesatz bis hin zu Lebensraumverbesserungen, der freiwilligen Ausweisung von Ruhezeiten und dem gezielten Artenschutz reichen (Arlinghaus et al. 2016a, 2017a, Nikolaus et al. 2022). Wie Befragungen im Projekt BAGGERSEE gezeigt haben, werden diese Beiträge der organisierten Anglerschaft für den Gewässerschutz von der Bevölkerung kaum wahrgenommen. Außerdem gibt es, verglichen mit den heimischen Flüssen oder den größeren Naturseen, zu Baggerseen < 50 Hektar nur sehr wenig Forschung; deren Artenvielfalt wurde bisher kaum erfasst und der Beitrag der Anglerschaft für den Erhalt und die Förderung von Baggerseen wird nicht selten übersehen oder geringgeschätzt. Das Projekt BAGGERSEE verfolgte das Ziel, zumindest einige dieser Wissenslücken zu schließen. Gemeinsam mit einer Vielzahl lokaler Angelvereine in Niedersachsen wurden Gewässerstrukturen an Baggerseeufern aufgewertet, die Artenvielfalt über

eine Vielzahl von Baggerseen systematisch erfasst und die soziale Bedeutung der Seen und der Angelvereine für die Gesellschaft erforscht.

Künstlich geschaffene Standgewässer wie Baggerseen, Talsperren oder Teiche gehören in vielen Bundesländern zu den wichtigsten Gewässertypen und stellen gar den dominierenden Standgewässertyp dar. Die niedersächsische Kulturlandschaft beinhaltet zum Beispiel rund 30.000 Seen und Teiche, von denen die meisten künstlichen Ursprungs sind. Mit Blick auf die Gesamtwasserfläche sind in diesem Bundesland nur 23 Prozent Naturgewässer, der Großteil (77 %) wurde durch Menschen geschaffen (Cyrus et al. 2020, Nikolaus et al. 2020). Dabei handelt es sich vorrangig um kleinere Standgewässer mit weniger als zehn Hektar Fläche. Als Ersatzlebensräume und Trittsteinbiotope bieten diese kleinen Wasserkörper – häufig sind es Baggerseen – ein enormes Potential für den Naturschutz (Matern et al. 2019, Oertli & Parris 2019, Nikolaus et al. 2021). Weltweit, so auch in Deutschland, gibt es einen dramatischen Rückgang der aquatischen biologischen Vielfalt (fortan Biodiversität). Die Zerstörung und der Verlust von Klein- und Kleinstgewässern reduziert die Lebensräume vieler Arten (BMU & BfN 2020), Flüsse sind in großem Umfang staureguliert und verbaut. Seen leiden unter zu hohen Nährstoffeinträgen und dem Klimawandel. Dadurch sind Verlust und Veränderung der Arten und Artengemeinschaften im Süßwasser höher als an Land (Abell 2002, Reid et al. 2019). Künstlich geschaffene Baggerseen können diesen negativen Trends teilweise entgegenwirken und vor allem den Verlust an Lebensräumen regional kompensieren. Doch wie verträgt sich diese ökologische Funktion mit der wassergebundenen Naherholung und dem Angeln? Gibt es nicht erhebliche Zielkonflikte zwischen den Anforderungen des Natur- und Artenschutzes und der fischereilichen Nutzung von Seen?

Den meisten Seen in Deutschland ist gemein, dass sie dem Fischereirecht unterliegen und die Fischereirechtsinhaber gesetzlich zur Hege der Gewässer und der darin beheimateten Fischpopulationen verpflichtet sind. Dazu gehört, den natürlichen Fischbestand zu erhalten sowie explizit die natürlichen Lebensgemeinschaften im Gewässer und an seinen Ufern zu sichern und zu fördern (Lewin et al. 2010). Da Angelvereine einen Großteil der Fischereirechte an Baggerseen ausüben, sind sie in besonderem Maße angehalten, durch ihre Gewässerbewirtschaftung eine nachhaltige Naturnutzung mit den Zielen des Naturschutzes zu verbinden. Genau an dieser Stelle setzte das Forschungs- und Umsetzungsprojekt BAGGERSEE an.

1.3 Baggerseen, fischereiliche Bewirtschaftung und Angelfischerei

Süßwasserfische gehören zu den am stärksten bedrohten Wirbeltieren in Europa (Freyhof & Brooks 2011). Waren 2009 rund 36 Prozent von 89 einheimischen Süßwasserfisch- und Neunaugenarten bedroht oder bereits ausgestorben (Freyhof 2009), so ist diese Zahl in den letzten Jahren weiter angestiegen. Aktuell sind 47 der 90 bewerteten Arten (52 %) ausgestorben (9 Arten) oder in ihren Beständen bedroht (38) (Freyhof et al. 2022, im Druck). Schuld daran sind teils irreversible, negative Auswirkungen durch den Aus- und Verbau in Fließgewässern. Insbesondere führen Querbau- und Wasserkraftwerke dazu, dass auch viele an Seen gebundene, sogenannte stagno- oder limnophile Fischarten, vor allem Kleinfischarten, zunehmend von Habitatverlust, Grundwasserabsenkung, Klimawandel, Verfüllen, Vermüllen und Melioration von Kleingewässern, insbesondere Auengewässern, betroffen sind (Freyhof 2009). Dadurch steigt die fischökologische Bedeutung künstlicher Gewässer, wie Baggerseen und Teiche, für den Fischarten- und allgemeinen Biodiversitätsschutz.

Fische sind nicht nur wichtige Elemente der Biodiversität; sie stellen auch vielfältige versorgende (Fischertrag) und kulturelle (Angelerlebnis) Ökosystemleistungen bereit. Für das Wohlergehen von Anglern und Fischern sind wildlebende Fischbestände von zentraler Bedeutung. Das hobbymäßige Angeln ist heute in allen Industrienationen die dominierende Nutzungsform wildlebender Süßwasserfischpopulationen (Arlinghaus et al. 2019). Etwa 3,3 Mio. Menschen in Deutschland angeln regelmäßig; sie setzen dabei 5,2 Mrd. Euro pro Jahr um, was 52.000 Arbeitsplätze sichert (Arlinghaus 2004). Zum Vergleich: Die kommerzielle Seen- und Flussfischerei erlöst nur etwa 10 Mio. Euro pro Jahr und bewirtschaftet nur etwa die Hälfte der Wasserfläche, die von Anglerinnen und Anglern genutzt wird (Brämick & Schiewe 2022). Vielfach findet auch eine Doppelnutzung statt. Anglerinnen und Angler als dominierende Nutzer von Wildfischbeständen in Binnengewässern haben heute nicht nur eine wichtige ökologische, sondern auch eine relevante ökonomische und soziale Funktion (Arlinghaus 2006, Shephard et al. 2023).

Anglerinnen und Angler sind wie erwähnt nicht nur Nutzer von Fischbeständen und Ökosystemen (Abbildung 4), sondern als Gewässereigentümer oder -pächter auch zentrale Akteurinnen und Akteure in der Gewässerbe-



Abbildung 4: Anglerinnen und Angler sind zentrale Akteurinnen und Akteure in der Gewässerbewirtschaftung von Baggerseen.

© FLORIAN MÖLLERS

wirtschaftung und -pflege (Arlinghaus et al. 2017a). Gewässereigentümer sind automatisch auch Inhaber von Fischereirechten. In vielen Fällen wird das Fischereirecht aber auch an sogenannte Fischereiausübungsberechtigte per Pachtvertrag übertragen. So werden Angelvereine oder -verbände zu Fischereiausübungsberechtigten mit einer Hege- beziehungsweise Managementpflicht für die angepachteten oder im Eigentum befindlichen Gewässer. Der einzelne Angler bzw. die einzelne Anglerin, der/die z. B. Mitglied in einem Angelverein wird, erhält vom Fischereiausübungsberechtigten (Pacht) beziehungsweise Fischereirechtsinhaber (Eigentum) ein eingeschränktes Fang- und Aneignungsrecht (über den Fischereierlaubnisschein beziehungsweise die Angelkarte). Das bedeutet, dass die Pflicht und Befugnis zur Hege und Bewirtschaftung nicht auf die einzelne Anglerin oder den einzelnen Angler übertragen werden. Hegerische Entscheidungen wie z. B. Fischbesatz, die Verschärfung von gesetzlichen Fangbestimmungen oder die Planung von Uferentwicklungsmaßnahmen bleiben damit die exklusive Aufgabe der Fischereiausübungsberechtigten, d. h. der Angelvereine oder -verbände. Diese übernehmen in den Angelvereinen in der Regel speziell ausgebildete Gewässerwarte, in Abstimmung mit dem Gesamtvorstand.

Bei der großen Mehrzahl der Baggerseen in Deutschland dürfte ein Angelverein der Hauptbewirtschafter der Fischbestände sein. Das Hegeziel ist in allen Bundesländern ähnlich formuliert, z. B. in Niedersachsen in § 40 Niedersächsisches Fischereigesetz: Der Fischereiberechtigte hat einen der Größe und Art des Gewässers entsprechenden Fischbestand zu erhalten und zu hegen. Im Falle der Verpachtung obliegt diese Pflicht dem Fischereipächter, z. B. ein Angelverein, der das Fischereirecht vom

Gewässereigentümer pachtet. Zu den akzeptierten Hegemaßnahmen gehören neben Fischbesatz und Fangbestimmungen auch lebensraumaufwertende Maßnahmen (Lewin et al. 2010, Arlinghaus et al. 2016a, 2017a). Diese sind teilweise als Mindeststandards bereits in den Landesfischereigesetzen bzw. den Landesfischereiverordnungen geregelt (z. B. Mindestmaße, Schonzeiten) und dürfen vom Fischereiberechtigten im Sinne des Hegeziels lokal verschärft werden, solange die Maßnahmen nicht mit anderen gesetzlichen Regelungen wie z. B. Wasser- und Naturschutzrecht in Konflikt geraten (Arlinghaus et al. 2017a). Bei der Hege und beim Fischfang ist gemäß § 41 Niedersächsisches Fischereigesetz auf die natürlichen Lebensgemeinschaften im Gewässer und an seinen Ufern, insbesondere auf seltene Pflanzen- und Tierarten, angemessene Rücksicht zu nehmen. In manchen Fällen kann erst über die Habitatschaffung effektiv ein dem Gewässer angepasster Fischbestand erhalten und gefördert werden (Abbildung 5). Da in Deutschland die Fischnutzung an die Hegepflicht gemäß Fischereigesetz gekoppelt ist (Arlinghaus et al. 2017a), besteht ein enormes Potential für eigenverantwortlichen und selbstfinanzierten Naturschutz durch Angelvereine als Fischereiausübungsberechtigte. So werden Angelvereine und -verbände auch zu entscheidenden Akteuren bei der Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie an den Gewässern.

Ogleich die Fischerei, in Binnengewässern vor allem die Angelfischerei, durch die Hege der Fischbestände und Gewässer in vielen Fällen aktiv und meist auch sehr erfolgreich zum Artenschutz und Ökosystemschatz beiträgt (Matern et al. 2019), sind eine Reihe negativer fischereilicher Einflüsse dokumentiert (Lewin et al. 2006). Naturschutzfachlich besonders kritisch zu bewerten sind die Verbreitung gebietsfremder Arten oder Populationen, Überbesatz mit ökologischen Schlüsselarten wie Karpfen (*Cyprinus carpio*) oder die selektive Entnahme von Raubfischen und bestimmten Alters- und Größenklassen einer Art (Lewin et al. 2010). Als Resultat kann nicht nur die Artenzusammensetzung, die genetische Diversität sowie die Größen- und Altersstruktur des befischten Bestands, sondern auch das Nahrungsnetz über Befischung und fischereiliches Management verändert werden (Lewin et al. 2006). Dementsprechend ist die fischereiliche Hege bzw. Bewirtschaftung in Angelgewässern stets an den Zielen der Nachhaltigkeit und der Anpassungsfähigkeit (Resilienz) auszurichten (Cowx et al. 2010, FAO 2012, Arlinghaus et al. 2016a, 2017a, Cooke et al. 2019).

1.4 Gute fachliche Praxis in der Binnen- und Angelfischerei

Für ein nachhaltiges Fischereimanagement von Seen und Flüssen, inklusive Baggerseen, ist neben der Hegepflicht gemäß Fischereigesetz der Bundesländer auch das Prinzip der sogenannten guten fachlichen Praxis gemäß Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) bindend (Lewin et al. 2010, Arlinghaus et al. 2017a). Auch andere Regularien aus dem Naturschutz wirken sich auf die anglerische Bewirtschaftung von Binnengewässern aus, wie das im BNatSchG geregelte Verbot des Aussetzens nicht einheimischer Arten (Arlinghaus et al. 2015). Die gute fachliche Praxis als unbestimmter Rechtsbegriff im BNatSchG findet in allen Bereichen Anwendung, in denen es um die Nutzung natürlicher Ressourcen geht (u. a. Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft). Grundlegend bestimmt § 14 Abs. 2 BNatSchG, dass die land-, forst- und fischereiwirtschaftliche Boden- beziehungsweise Gewässernutzung nicht als Eingriff in die Natur anzusehen ist, soweit dabei die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege berücksichtigt werden. Entspricht die land-, forst- und fischereiwirtschaftliche Bodennutzung den in § 5 Abs. 2 bis 4 des BNatSchG genannten Anforderungen sowie den sich aus § 17 Abs. 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes und dem Recht der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft ergebenden Anforderungen an die gute fachliche Praxis, widerspricht sie in der Regel nicht den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege; sie stellt dann keinen Eingriff in die Natur dar.

Für den Fischereiausübungsberechtigten bedeutet dies zunächst einmal, dass er sich auf jeden Fall gesetzeskonform verhält, wenn er seine Fischbestände und Gewässer entsprechend der in seinem Bundesland empfohlenen Strategie zur „guten fachlichen Praxis“ ausrichtet. Dabei muss er speziell die Vorgaben gemäß Landesfischereigesetz (z. B. in Besatzfragen) beachten. Was aber gilt, wenn ein Hegekonzept oder eine Hegemaßnahme umgesetzt werden soll, zu dem/der es im Bundesland keine Strategie zur guten fachlichen Praxis in der Fischerei gibt? Dann kann sich der Fischereiausübungsberechtigte zunächst an bundeslandübergreifenden Konzepten zur guten fachlichen Praxis in der Fischerei (z. B. Lewin et al. 2010, Arlinghaus et al. 2015, 2017, vorliegende Publikation) orientieren. Die gute fachliche Praxis ist nämlich kein starrer Handlungsrahmen, sondern muss dynamisch verstanden werden (Arlinghaus et al. 2017a). Sie ist auf der Basis neuer, vor allem wissenschaftlicher Erkenntnisse und Notwendigkeiten ständig an den Stand der Technik anzupassen (Arlinghaus et al. 2017a).

Einen 20 Punkte umfassenden Kriterienkatalog der guten fachlichen Praxis in der Binnenfischerei aus naturschutzfachlicher Sicht legten Lewin et al. (2010) vor. Die darin genannten Aspekte lassen sich in drei wesentliche Bewirtschaftungsstrategien subsumieren, zwischen denen Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter von Fischereigewässern wählen können: 1. Sicherung oder Aufwertung der lebensraumtypischen Habitatstrukturen, vor allem des Litorals, 2. Management der Fischereiintensität und Implementierung von innovativen Entnahmebestimmungen (z. B. verstärkter Schutz fruchtbarer Laichfische) und 3. Fischbesatz mit einheimischen Fischen und wenn möglich lokalem genetischen Material. Insbesondere in Bezug auf den kontrovers diskutierten Fischbesatz besteht Verbesserungspotential in der nachhaltigen Bewirtschaftung (Baer et al. 2007, Arlinghaus et al. 2015). Darüber hinaus finden sich in dem vom Bundesamt für Naturschutz vorgelegten Kriterienkatalog guter fachlicher Praxis (Lewin et al. 2010) einige auf Habitat- und Prozessschutz ausgerichtete Empfehlungen, die in der heutigen fischereilichen Bewirtschaftungspraxis weniger verbreitet sind als es naturschutzfachlich wünschenswert wäre. Diesen Maßnahmen ist – soweit praktikabel und umsetzbar – Vorrang vor Besatzaktivitäten einzuräumen (Lewin et al. 2010). In einigen Fällen weicht die fischereiliche Bewirtschaftung von der genannten Maßnahmenhierarchie ab und es wird zu häufig und zu unkritisch auf Fischbesatz anstelle von Habitatmanagement zurückgegriffen (Arlinghaus et al. 2015). Die Gründe sind vielfältig und umfassen unter anderem praktische, finanzielle, verwaltungstechnische, eigentumsrechtliche und historische Aspekte (Arlinghaus et al. 2022).

Abbildung 5: Die Fischerei muss auch Uferzonen als Lebensräume erhalten und fördern.

© FLORIAN MÖLLERS



Wenn § 5 Abs. 4 BNatSchG regelt, dass die Fischerei die Uferzonen als Lebensräume für heimische Tiere und Pflanzen erhalten und fördern muss (Abbildung 5), kann hieraus mindestens die Legitimation, wenn nicht sogar die Notwendigkeit abgeleitet werden, im Rahmen der Hege lebensraumverbessernde Maßnahmen verstärkt in das Repertoire der fischereilichen Hegemaßnahmen aufzunehmen (Lewin et al. 2010). Daher fokussieren sich die vom Bundesamt für Naturschutz geförderte Studie zur guten fachlichen Praxis in der Binnenfischerei (Lewin et al. 2010) und das vorliegende Buch auf den Habitatschutz und die Strukturanhebung in Uferzonen anstelle von Besatz. Details zu Fischbesatz und vor allem zu Fangbestimmungen finden sich in anderen Publikationen (Arlinghaus et al. 2015, 2017):

Der Ansatz des in diesem Buch dokumentierten Projekts BAGGERSEE war es, im Verbund und enger Partnerschaft mit lokalen Angelvereinen die konsequente Umsetzung der guten fachlichen Praxis in der angelfischereilichen Bewirtschaftung von kleinen Baggerseen voranzutreiben. Im Vordergrund standen die Analyse der ökologischen und fischereilichen Wirksamkeit der Schaffung von Uferstrukturen im Litoral von Baggerseen sowie die Evaluierung ihrer Effektivität im Vergleich zum Mischbesatz mit Fischen. Die Habitataufwertung sollte größere Effekte auf die biologische Vielfalt und die Funktionalität der Gewässer haben als der Besatz mit ausgewählten Fischen.

2 Einführung in das Ökosystem Baggersee

Matthias Emmrich, Sven Matern, Thomas Klefoth, Christian Wolter & Robert Arlinghaus

2.1 Genese und limnologische Besonderheiten

Mineralische Rohstoffe wie Sand und Kies sind elementare Bestandteile der Bauindustrie (Henkel 1990) und mengenmäßig die wichtigsten Baurohstoffe in Deutschland (BMR 2020). Ca. 95 Prozent der hierzulande geförderten Kiese und Sande werden zur Produktion von Beton, Mörtel und Asphalt genutzt (Dingethal et al. 1985). Der Bedarf an diesen natürlichen Rohstoffen wird in Deutschland überwiegend durch die inländische Produktion und zumeist kurzfristig gedeckt. Der Transport der Massenrohstoffe über lange Distanzen und eine langfristige Lagerung auf Vorratshalden sind in der Regel unwirtschaftlich (BGR 2017). Je nach Konjunkturlage schwankt das Fördervolumen von Sanden und Kiesen. Zwischen 1973 und 1983 lag der Bedarf in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 305 und 480 Mio. Tonnen (Dingethal et al. 1985). In den letzten 15 Jahren wurden pro Jahr 225 bis 260 Mio. Tonnen Sand und Kies gefördert (BMR 2020). Die Nachfrage ist nach wie vor hoch (Hilgers & Becker 2020), sodass Sand zu den knappsten Rohstoffen im Baugewerbe gehört.

Der stetige Abbau von Sanden und Kiesen führt dazu, dass immer neue Förderstätten entstehen oder bestehende erweitert werden. Die geologische Verfügbarkeit mineralischer Rohstoffe ist in Deutschland und insbesondere in der Norddeutschen Tiefebene bei weitem noch nicht ausgeschöpft (Hilgers & Becker 2020). Im Jahr 2019 wurden in Deutschland Sand und Kies an insgesamt 1.935 Standorten abgebaut (BMR 2020). Die Fördereinheiten stehen zumeist entlang größerer Flüsse und Ströme, da

dort die Vorkommen von Sand und Kies geogen bedingt sehr groß sind (Dill & Röhling 2007).

Sande und Kiese entstehen durch Erosionsprozesse. Die Lockersedimente wurden und werden durch die Strömung der Fließgewässer transportiert und mit sinkender Transportkraft in den Urstromtälern und Flussauen abgelagert. Diese sogenannten fluviatilen Terrassenablagerungen können mehrere 100 m mächtig sein (Dingethal et al. 1985). Hinzu kommen vor allem in Nord- und Süddeutschland noch wichtige Vorkommen eiszeitlich abgelagerter Sande und Kiese (Dill & Röhling 2007).

Durch das Entfernen des Oberbodens und den Abbau der Gesteinsrohstoffe, zumeist im Nassabbauverfahren, entstanden und entstehen eine Vielzahl künstlicher Gewässer – die Baggerseen (Abbildung 6). Die nachfolgende Charakterisierung von Baggerseen bezieht sich überwiegend auf isolierte Bodenabbauergewässer fernab der Überschwemmungsgebiete von Flussauen; genau der Typ von Baggerseen, an denen im Projekt BAGGERSEE geforscht wurde und der in vielen Regionen der vorherrschende Stillgewässertyp ist (Mollema & Antonellini 2016). Andere Typen von Bodenabbau-Restgewässern wie Braunkohlerestseen, Torfstiche, geflutete Steinbrüche oder an Fließgewässer angebundene Baggerseen werden im Folgenden nicht berücksichtigt, da sie eigene Gewässertypen bilden (LAWA 2003).



Abbildung 6: Ein Baggersee entsteht beim Abbau von Kies und Sand.

© MATTHIAS EMMRICH

Die genaue Zahl der Baggerseen in Deutschland ist nicht bekannt. Anfang der 1990er Jahre hat man deren Anzahl auf mindestens 20.000 geschätzt (Bartmann et al. 1990). Nach aktuellen Untersuchungen in Niedersachsen ist von einer weitaus größeren Zahl künstlich geschaffener Stillgewässer auszugehen (vgl. Kapitel 2.2). Ein bundesweites Kataster sämtlicher Baggerseen existiert nicht. Regional gibt es jedoch sehr gute Kenntnisse über Baggerseen mit detaillierten Informationen über wichtige morphologische, wasserchemische und biologische Kenngrößen (beispielsweise Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2003).

Baggerseen lassen sich nur schwer in ein klar definiertes Schema eines bestimmten Gewässertyps einordnen (Beucker 1984, Brämick 2005), zu unterschiedlich sind sie hinsichtlich ihrer Genese, Morphologie und physikalisch-chemischen Eigenschaften (Mollema & Antonellini 2016). Im Vergleich zu natürlichen, in Norddeutschland vor allem eiszeitlich entstandenen Seen, sind Baggerseen in der Regel sehr jung, zumeist nicht älter als 100 bis 120 Jahre (Schultze et al. 2010, Mollema & Antonellini 2016). Häufig verfügen sie über keinen oberirdischen Zu- und Ablauf, sondern werden ausschließlich oder überwiegend durch Grund- und Niederschlagswasser gespeist. Baggerseen sind als freigelegte Grundwasserkörper zu verstehen (Tillmanns et al. 2017).

Die geologischen und hydrologischen Eigenschaften der Umgebung sowie die behördlichen Vorgaben für die Rohstoffgewinnung haben maßgeblichen Einfluss auf die Morphologie der Baggerseen (Dingethal et al. 1985, Hoppe 2011). Die meisten Baggerseen sind mit weniger als zehn Hektar Fläche vergleichsweise klein, obwohl auch große Abgrabungsgewässer mit über 100 ha existieren (LAWA 2003, Brämick 2005, Søndergaard et al. 2018, Seelen et al. 2021, 2022). Für die Genehmigung des Bodenabbaus ist häufig die Wasserbilanz ausschlaggebend. Um die Verdunstung durch die Freilegung des Grundwassers und den Flächenverbrauch in der Landschaft möglichst gering zu halten, haben Baggerseen im Vergleich zu Naturseen zumeist ein wesentlich größeres Tiefe-zu-Fläche-Verhältnis (in der Regel 10 – 40 %), während es bei Naturseen häufig im einstelligen Prozentbereich liegt (Doyle & Runnels 1997).

Die Tiefe von Baggerseen wird durch die Mächtigkeit der zu fördernden, geogenen Ablagerungen und die Limitierung der technischen Möglichkeiten zum Bodenabbau vorgegeben (LAWA 2003). Baggerseen zeichnen

sich häufig durch eine große mittlere Tiefe, monotone Gewässerstruktur, steil abfallende Ufer und eine eher gering ausgeprägte, lichtdurchflutete Uferzone aus (Brämick 2005, Blanchette & Lund 2016). Die Morphologie vieler Baggerseen kann mit der Struktur von Kraterseen verglichen werden (Blanchette & Lund 2016) und wird gemeinhin auch als „Badewannenstruktur“ bezeichnet. Die Morphologie älterer Baggerseen kann heterogener sein, da moderne Techniken wie GPS-gesteuerte Nassbaggerungen und hochauflösende Echolote zur Sondierung der Abbautätigkeiten erst in jüngerer Zeit vermehrt eingesetzt werden (BMR 2019).

Die charakteristische Krater- bzw. Badewannenmorphologie vieler Baggerseen beeinflusst die physikalisch-chemischen und biologischen Eigenschaften der Gewässer. Baggerseen sind in den kühlgemäßigten Klimazonen überwiegend geschichtet mit einer Sommer- und Winterstagnation und einer Frühjahrs- und Herbstzirkulation (LAWA 2003); im fortgeschrittenen Alterungsstadium verbunden mit sauerstofffreiem (anoxischen) Tiefenwasser (Hypolimnion). Während des Rohstoffabbaus kann eine Schichtung des Gewässers durch die Sedimententnahme und die Einleitung von Spülwasser unterbunden werden. Auch sehr flache Baggerseen können ungeschichtet und permanent durchmischt sein (= polymiktische Baggerseen; LAWA 2003). Begünstigt durch das große Tiefe-zu-Fläche-Verhältnis verfügen Baggerseen im Vergleich zu Naturseen häufiger über einen permanent isolierten Tiefenwasserbereich, der nicht von der Frühjahrs- und Herbstzirkulation erfasst wird (= meromiktischer See; Findenegg 1935, Schultze et al. 2016, 2017). Dieses Tiefenwasser kann durch eine große Menge gelöster Substanzen und durch permanent (4°C) kühles Wasser eine sehr hohe Dichte aufweisen, sodass es nicht von der jährlichen Frühjahrs- und Herbstzirkulation erfasst (= Moniolimnion) und nur durch Ausnahmeereignisse wie z. B. extreme Stürme durchmischt wird (Schultze et al. 2016).

Durch die häufig sehr steilen Ufer, den Sedimentabbau sowie der zumeist anfänglich spärlichen oder komplett fehlenden Ufervegetation haben viele Baggerseen zunächst sehr instabile Sedimente, insbesondere in den oberen Sedimentschichten (Friese 2004, Blanchette & Lund 2016). Dies kann dazu führen, dass Sedimente abrutschen. Diese Sedimentinstabilität kann die Erstbesiedlung der Uferzonen mit höheren Wasserpflanzen (Makrophyten) erschweren, wodurch jüngere Baggerseen zunächst häufig nur eine sehr lückenhafte Unterwasservegetation (submerse Makrophyten)

aufweisen (Jürging 2003, Seelen et al. 2021, 2022). Erst mit fortschreitendem Alter und zunehmender Sedimentstabilität sowie der Anreicherung organischer Biomasse erfolgt eine dauerhafte Besiedlung emerser und submerser Makrophyten (Seelen et al. 2021). Haben sich wurzelnde, höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) erst einmal etabliert, tragen sie ebenfalls zur Stabilisierung der Sedimente bei (Kissoo et al. 2013).

Die Wasserchemie von Baggerseen wird überwiegend durch die Eigenschaften des Grundwassers beeinflusst (Mollema & Antonellini 2016). Zum einen handelt es sich bei Baggerseen um freigelegte Grundwasserkörper und zum anderen kennzeichnen sich Sand- und Kiesschichten durch eine hohe Durchlässigkeit aus, sodass Baggerseen in engen Wechselbeziehungen mit dem Grundwasser stehen. Diese sind in sehr jungen Abtragungsgewässern am stärksten ausgeprägt. So ist häufig die mittlere Wasserverweildauer in jüngeren Baggerseen selbst für isolierte Gewässer vergleichsweise kurz (z. B. 0,1 bis 2 Jahre; Weilhartner et al. 2012). Erst mit zunehmendem Alter und fortschreitender Sedimentablagerung und der damit verbundenen Abdichtung (Kolmation) des Gewässerbodens sinkt die Austauschrate mit dem Grundwasser (Dingethal et al. 1998, Weilhartner et al. 2012). Ohne Anschluss an ein Fließgewässer und in isolierter Lage fernab von Überschwemmungsgebieten sind die Sedimentationsraten in Baggerseen häufig deutlich niedriger als in natürlichen Seen oder Baggerseen in Überschwemmungsgebieten der Flussauen (Mollema & Antonellini 2016). Diese Unterschiede in der Wasserbeschaffenheit ändern sich mit zunehmendem Alter und fortschreitender Entkopplung vom Grundwasser. Das Wasser in den Baggerseen wird mehr und mehr durch die Atmosphäre sowie das Einzugsgebiet und weniger durch das Grundwasser beeinflusst (Hoppe 2011).

Baggerseen fungieren in der Regel als Nährstoffsенke (Hoppe 2011). Das Nährstoffangebot (Trophie) wird zumeist durch die Flächennutzung im Einzugsgebiet und durch das Alter der Gewässer beeinflusst. Der potenziell natürliche Trophiezustand, d. h. der Referenzzustand der gemäß der unbeeinträchtigten geologischen, geografischen und klimatischen Randbedingungen vorherrschen würde, wird für geschichtete Baggerseen als oligotroph (nährstoffarm) und für nicht geschichtete Baggerseen als mesotroph (von mittlerem Nährstoffgehalt) definiert (Gewässer > 5 ha, LAWA 2003). Häufig sind Baggerseen im Vergleich zu Naturseen durch eine geringere Trophie gekennzeichnet, was überwiegend auf Unterschiede im

Alter der Gewässertypen zurückzuführen ist (LAWA 2003, Søndergaard et al. 2018, Seelen et al. 2021).

Jedoch können sich Baggerseen trotz ihres vergleichsweise jungen Alters rasch mit Nährstoffen anreichern (eutrophieren), wenn z. B. das Einzugsgebiet stark landwirtschaftlich genutzt wird (Søndergaard et al. 2018). Dies erfolgt in flacheren Baggerseen in der Regel schneller als in tiefen Gewässern mit einem großen Tiefenwasserbereich (Welch & Cooke 2005). Analog zu Naturseen kommen auch bei Baggerseen alle Trophiestufen von oligo- bis hypertroph vor (LAWA 2003, Brämick 2005, Søndergaard et al. 2018, Seelen et al. 2021).

Je nach geologischer Bodenbeschaffenheit können insbesondere in jungen Baggerseen starke Schwankungen des pH-Werts auftreten (Mollema & Antonellini 2016). Durch den Bodenabbau werden in sauerstofffreien (anoxischen) Bodenschichten Oxidationsprozesse initiiert, die anfänglich zu einer starken Versauerung der Gewässer führen können (z. B. durch die Oxidation von Pyrit, Schultze et al. 2010). Sie wird jedoch häufig mit fortschreitendem Alter der Gewässer, z. B. durch den zunehmenden Einfluss von Niederschlagswasser und durch gewässerinterne, biologische Prozesse, auf natürliche Weise reduziert (Schultze et al. 2010), sodass die überwiegende Zahl der Baggerseen einen neutralen pH-Wert aufweist (Mollema & Antonellini 2016).

Aufgrund der charakteristischen Eigenschaften vieler Baggerseen (vglw. junge Gewässer mit einer großen mittleren Tiefe, steil abfallendem Ufer und einem anfänglich geringen Nährstoffgehalt) ist die fischereiliche Ertragsfähigkeit von Baggerseen im Vergleich zu Naturseen häufig reduziert (Jens 1980, Brämick 2005). Insbesondere der stark limitierte Anteil der ökologisch sehr wichtigen Flachwasserzonen wirkt sich negativ auf die Produktivität der Baggerseen aus. Die Uferbereiche sind entscheidend für die Vermehrung, die Nahrungssuche und das Überleben vieler Fischarten (Berndt 1987, Winfield 2004, Strayer & Findlay 2010).

Anfänglich weisen tiefe Baggerseen nach Beendigung der Abbautätigkeit häufig einen sauerstoffgesättigten Tiefenwasserbereich und klares Wasser auf, sodass in diesen Gewässern auch freiwasserbewohnende Kaltwasserarten wie Maränen (Coregonen) einen geeigneten Lebensraum vorfinden. Eine Besiedlung mit diesen Arten kann die fischereiliche

Ertragsfähigkeit junger, größerer Abtragungsgewässer steigern (Nixdorf et al. 2016). Jedoch ist die Zeitspanne, in der kalt- und kühlwasser-adaptierte Fischarten in Baggerseen existieren können, begrenzt. Durch die voranschreitende Sukzession, die Eutrophierung und infolge der erhöhten biologischen Abbauprozesse bilden sich im Tiefenwasserbereich während der Sommerstagnation schnell anaerobe Verhältnisse aus, sodass die sauerstoffsensitiven Kaltwasserarten nur in sehr jungen und ausreichend tiefen Baggerseen existieren können (Friedl et al. 2000). In älteren Baggerseen bilden sich zumeist Fischartengemeinschaften aus, die mit Naturseen vergleichbar sind und deren Biomasse primär durch die Nährstoffkapazität des Gewässers beeinflusst wird (Brämick 2005). Die fischereiliche Ertragsfähigkeit sollte im Idealfall für das jeweilige Gewässer unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten (insbesondere Morphologie und Trophie) eingeschätzt werden (Brämick 2005).

Aufgrund des weiter anhaltend hohen Bedarfs an Sand und Kies für die Bauindustrie werden in Deutschland auch zukünftig neue Bodenabbaugewässer entstehen. Entsprechend den lokalen geologischen und hydrologischen Gegebenheiten sind Baggerseen hinsichtlich ihrer Morphologie und chemisch-physikalischen Eigenschaften mindestens genauso divers wie Naturseen. Viele Baggerseen charakterisieren sich durch vergleichsweise kurzweilige dynamische limnologische Prozesse fernab eines stabilen Gleichgewichtszustandes wie er für (geschichtete) Naturseen typisch ist. Diese gewässerspezifischen Charakteristika sind bei der fischereilichen Bewirtschaftung zu berücksichtigen.

2.2 Ausdehnung von Baggerseen am Beispiel Niedersachsens

Viele stehende Gewässer in der Landschaft sind klein und im Uferbereich bewaldet, häufig ist auf den ersten Blick gar nicht erkennbar, ob es sich um künstliche oder natürliche Gewässer handelt (Abbildung 7). Über die Qualität und Quantität gerade kleiner Gewässer ist jedoch sehr wenig bekannt: Standgewässer kleiner als 50 Hektar sind vom Monitoring der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie ausgenommen (Europäische Union 2000) und daher keiner obligatorischen Umweltüberwachung unterlegen.

Die genaue Anzahl der Baggerseen in Deutschland ist schwierig zu ermitteln, da eine einheitliche Übersicht fehlt. Anders verhält es sich mit Naturseen. Diese sind weitgehend erfasst. Das Projekt BAGGERSEE er-



Abbildung 7: Vielen Baggerseen sieht man auf den ersten Blick nicht an, ob sie künstlich oder natürlich sind.

© EVA-MARIA CYRUS

mittelte über Geographische Informationssystem-Analysen (GIS) und weitere Recherchen bei Behörden und Kommunen sowie über Vorortbesuche den Anteil der Baggerseen in der Modellregion Niedersachsen. Folgende Methoden kamen zum Einsatz: Das Forschungsteam erfasste über Luftbilder sämtliche Stillgewässer sowie wasserwirtschaftliche An-

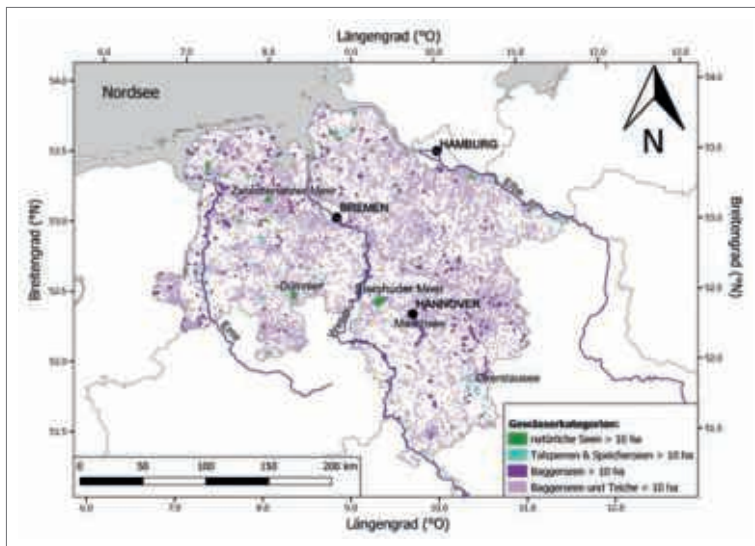


Abbildung 8: Übersicht der erfassten Standgewässer in Niedersachsen. Der hohe Anteil nicht natürlicher Wasserkörper (alle außer grün) sticht deutlich ins Auge (Nikolaus et al. 2020).

Tabelle 1: Übersicht aller identifizierten Standgewässer Niedersachsens nach Anzahl und Fläche in unterschiedlichen Kategorien. Quelle: Nikolaus et al. (2020) modifiziert nach neuen Recherchen von Theis (2021).

Gewässerkategorie	Gewässerzahl	Anteil an Gewässerzahl in %	Fläche in ha	Anteil an Gewässerfläche in %
potenziell künstlich* (0 – 1 ha)	34.519	90,9	5.169,0	17,6
potenziell künstlich* (1 – 10 ha)	3.052	8,0	8.972,0	30,5
Baggersee (> 10 ha)	313	0,8	5.919,3	20,1
Baggersee (> 50 ha)	14	< 0,1	1.332,6	4,5
Natursee (> 10 ha)	39	0,1	725,0	2,5
Natursee (> 50 ha)	12	< 0,1	5.756,7	19,6
Talsperre/Speichersee (> 10 ha)	14	< 0,1	236,7	0,8
Talsperre/Speichersee (> 50 ha)	10	< 0,1	1.322,9	4,5
Gesamt	37.973	100**	29.434	100

* Der Ausdruck „potenziell künstlich“ beschreibt Gewässer, die wahrscheinlich künstlich entstanden sind, weil nach lokalen Recherchen ein natürlicher Ursprung unplausibel erscheint.

** Aus Gründen der Übersichtlichkeit der Tabelle wurden die Werte gerundet. Darum liegt diese Summe leicht über 100 Prozent.

lagen und ermittelte deren Wasserfläche. Zieht man von dieser Summe alle bekannten Naturseen ab (Abbildung 8), dann sind in Niedersachsen nur rund 20 Prozent der Fläche aller Stillgewässer natürlichen Ursprungs und knapp 80 Prozent künstlich geschaffen (Tabelle 1). Zu den letzteren gehören neben Baggerseen auch Talsperren, Karpfenteiche, Gartenteiche, Regenrückhaltebecken etc. Weitere Recherchen ergaben, dass Baggerseen größer als 50 ha nur 4,5 Prozent der Wasserfläche ausmachen und Baggerseen zwischen 10 – 49 ha ungefähr 20 Prozent der niedersächsischen Fläche aller Seen (Tabelle 1). Hinzu kommt noch eine große Zahl kleiner Baggerseen unter 10 ha, die aufgrund ihrer Menge den größten Anteil an den Gewässerflächen aller Seen haben (Tabelle 1). Insgesamt gibt es in Niedersachsen rund 38.000 stehende Gewässer, darunter mehr als 3.000 ganz überwiegend künstlich geschaffene Baggerseen mit einer

Gewässerfläche von einem Hektar und mehr, die aufgrund ihrer Größe auch anglerisch relevant sind (Tabelle 1). Auch wenn diese pragmatische Erhebungsmethode weniger akkurat ist als eine planmäßige Vermessung aller Baggerseen in Niedersachsen, so wird selbst bei eventuellen Abweichungen der tatsächlichen Fläche oder Anzahl das immense Potential dieser Wasserkörper als Lebensräume für Süßwasserorganismen deutlich (Nikolaus et al. 2020).

2.3 Besiedlungspfade von Baggerseen mit Fischen

2.3.1 Natürliche Besiedelung

Bis zum Ende der letzten, großen Eiszeit waren weite Teile Nord- und Mitteleuropas von einem Eisanpanzer bedeckt. Das Abschmelzen der Gletscher vor ca. 10.000 Jahren prägte die norddeutsche Landschaft und sorgte für die Entstehung zahlreicher Standgewässer (Håkanson 2012), vor allem in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Die Eiszeit verbrachten viele unserer heute heimischen Fischarten in Refugien in Südwesteuropa (z. B. Frankreich; Nesbø et al. 1999). Durch das abschmelzende Gletscherwasser waren viele Standgewässer, die heute isoliert in der Landschaft liegen, an andere Gewässer angebunden und konnten so von Fischen besiedelt werden (Bernatchez & Wilson 1998). Darüber hinaus sind viele natürliche Seen immer noch an ein Fließgewässersystem angebunden, wodurch eine Migration der Fische in den See und wieder heraus dauerhaft gegeben ist. Dementsprechend können auch Wanderfischarten wie z. B. der Aal angebundene Seen auf natürliche Weise besiedeln und für ihre Laichwanderung zurück bis in die Sargassosee auch wieder verlassen (Simon 2007).

Baggerseen stellen einen neuen Gewässertyp dar, der in der Regel weniger als 100 Jahre alt ist (Zhao et al. 2016, Søndergaard et al. 2018, Matern et al. 2019). Sind die Baggerseen direkt oder über Kanäle und Grabensysteme an einen Fluss angebunden (Abbildung 9), findet eine rasche Besiedlung des Baggersees mit Fischen statt (Borcherding et al. 2002, Kristensen et al. 2020). Viele Baggerseen sind jedoch nicht an andere Gewässer angebunden und stellen aquatische Inseln in einer terrestrischen Landschaft dar. Diese füllen sich während des Abgrabungsprozesses mit Grundwasser und sind während und kurz nach ihrer Entstehung fischfrei (Søndergaard et al. 2018, Werneke et al. 2018). Hochwasserereignisse durch naheliegende Fließgewässer oder Gräben können zu einer tempo-

Abbildung 9: Ein typisches Bild von Baggerseen entlang eines Fließgewässers, hier die Weser. Einige Baggerseen (weiße Punkte) sind direkt an die Weser angebunden (weiße Pfeile), so dass eine Besiedlung durch Fische uneingeschränkt möglich ist. Andere Baggerseen in unmittelbarer Nähe zur Weser sind nicht angebunden (orange Punkte), und die Besiedlung dieser Gewässer durch Fische ist deutlich eingeschränkter.

© GOOGLE MAPS
(52.518178, 9.103423)



rären Anbindung an die Baggerseen führen und stellen einen natürlichen Kolonisierungsmechanismus von Fischen in Baggerseen dar (Pont et al. 1991, Albrey et al. 2006, Olden et al. 2010). Einige wenige Individuen einer Fischart reichen aus, um eine eigenständige Population in einem Gewässer zu etablieren, nicht zuletzt, weil Fische sehr fruchtbar sind und Inzuchteffekte deutlich geringer und seltener auftreten als bei Säugetieren (Ludwig 2011).

Regelmäßig wird behauptet, dass Wasservögel durch den Transport von Fischeiern ebenfalls zur Verbreitung von Fischen beitragen (Hirsch et al. 2018). Es fehlte jedoch lange Zeit der wissenschaftliche Beleg dafür. Neueste Studien haben gezeigt, dass die Eier verschiedener Fischarten den Verdauungstrakt von Wasservögeln unbeschadet passieren können (Silva et al. 2019, Lovas-Kiss et al. 2020). Darüber hinaus können Fischeier auch im Gefieder von Wasservögeln oder an anderen semiaquatischen Organismen hängen bleiben (Suetsugu & Togashi 2020). Ob die Fischeier anschließend unbeschadet in ein anderes Gewässer gelangen und dort Fischlarven erfolgreich schlüpfen, konnte bislang noch nicht gezeigt werden. Insgesamt lässt sich jedoch festhalten, dass Wasservögel einen Vektor für die Kolonisierung von neuen Gewässern wie Baggerseen durch Fische darstellen (Garcia et al. 2023).

Wirbelstürme können als ein weiterer, möglicher Verbreitungsmechanismus von Fischen fungieren. Das klingt im ersten Moment seltsam. Es gibt jedoch wissenschaftliche Aufzeichnungen, die dokumentieren, dass Fische tatsächlich durch Wirbelstürme an andere Orte transportiert werden können und dort als sogenannter „Fischregen“ niedergehen (Bajkov 1949). Wie häufig die Fische diesen Vorgang überleben, wie groß die Chance für die Fische ist, wieder im Wasser zu landen, und ob es sich primär um Ereignisse mit bestimmten Arten handelt, ist noch nicht untersucht worden. Wirbelstürme sind in Mitteleuropa jedoch insgesamt sehr selten und die Chance, dass Fische Baggerseen durch Wirbelstürme besiedeln, ist dementsprechend als sehr gering einzuschätzen.

Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass die natürliche Besiedlung von abgeschlossenen Baggerseen sehr langsam vonstattengeht, und stark von Zufallsereignissen geprägt ist (Barbour & Brown 1974).

2.3.2 Anthropogene (menschgemachte) Besiedlung von Baggerseen

Der Mensch stellt einen weiteren, wichtigen Vektor dar, durch den Fische neue Gewässer besiedeln. Wir unterscheiden hier zwischen zwei verschiedenen Szenarien: dem legalen und dem illegalen Transport bzw. Besatz von Fischen.

Legalen Fischbesatz ist Teil der sich aus dem Landesfischereigesetz ergebenden Hege und Pflege von Fischbeständen. Nur Angelvereine als Fischereiberechtigte oder Fischereipächter dürfen in Einklang mit dem Ge-



Abbildung 10: Durch gezielten Fischbesatz im Rahmen der fischereilichen Hege siedeln Angelvereine typische Fischarten in ihren Baggerseen an.

© SVEN MATERN

setz einheimische Fischarten durch Besatz ansiedeln, nicht aber einzelne Anglerinnen und Angler, die zwar ein Aneignungsrecht von Fischen haben, aber kein Hegerecht (Arlinghaus et al. 2017a). Die anglerische Bewirtschaftung, gekoppelt mit initialem Fischbesatz (Abbildung 10) in neu geschaffenen Gewässern, beschleunigt die Erstbesiedlung von Baggerseen und steigert die lokale Fischartenvielfalt in den Baggerseen, verglichen mit Gewässern, die nicht bewirtschaftet werden (Zhao et al. 2016, Matern et al. 2019, 2022a). Beim Fischbesatz können allerdings auch unbemerkt nicht beabsichtigte Arten ausgewildert werden, z. B. durch schlecht sortierten Fischbesatz.

Im Gegensatz dazu steht illegaler Fischbesatz bzw. illegales Aussetzen von Fischen in Baggerseen. Dafür sind meistens Personen verantwortlich, die keine Fischereiberechtigten sind. Dazu zählen z. B. Anglerinnen und Angler, Aquarianerinnen und Aquarianer sowie Gartenteichbesitzerinnen und Gartenteichbesitzer (Copp et al. 2005, Hirsch et al. 2021). Einige Anglerinnen und Angler setzen entweder andernorts gefangene Tiere aus, um diese später erneut zu angeln oder einen Fischbestand zu etablieren, oder entlassen ihre lebend gehaltenen Köderfische in ein neues Gewässer, um diese nicht töten zu müssen (Ludwig Jr & Leitch 1996, Johnson et al. 2009). Letztgenanntes Motiv gilt häufig auch für Gartenteichbesitzerinnen und Gartenteichbesitzer sowie Aquarianerinnen und Aquarianer. Aquarienfische sind oft tropischer Herkunft und schlecht an die klimatischen Bedingungen in Mitteleuropa angepasst. Dazu kommen Konkurrenz und Prädation mit bzw. durch heimische Fische, die das Überleben der tropischen Fische auf einen kurzen Zeitraum begrenzen (Paquette & Hargreaves 2021). Gartenteichfische sind dagegen gut an das mitteleuropäische Klima angepasst, ihr Aussetzen kann einen relevanten Einfluss auf die Fischfauna in heimischen Gewässern haben und zum lokalen Artenreichtum beitragen (Matern et al. 2019).

Zudem wird vermutet, dass manche Vogelbeobachter Fische ansiedeln, um eine Nahrungsgrundlage für fischfressende Vögel (z. B. den Eisvogel) zu schaffen. Manchmal ist das Aussetzen von Fischen auch religiös motiviert (Lee et al. 2021). An dieser Stelle muss noch einmal deutlich erwähnt werden, dass alle zuletzt genannten Beispiele illegal sind, da nur Fischereiberechtigte hegen und damit auch Fische besetzen dürfen. Für das Aussetzen von nicht heimischen und gebietsfremden Tieren in die freie Natur bedarf es nach dem Bundesnaturschutzgesetz auch grundsätzlich einer

Genehmigung durch die zuständige Behörde (Arlinghaus et al. 2015). Baggerseen sind in der Regel nicht schiffbar. Daher spielt Ballastwasser von Schiffen für die Verbreitung nicht heimischer Arten, anders als in Flüssen, keine Rolle. Aber es gibt durchaus Schnittstellen. So verbreiten sich viele Grundelarten aktuell natürlich und ungewollt über Kanäle und entlang der Wasserstraßen. Einmal etablierte, teilweise invasive Arten, werden anschließend gern von schlecht informierten oder aber verantwortungslosen Anglerinnen und Anglern, z. B. als Nahrungsgrundlage für Raubfische, in isolierte Standgewässer gesetzt. Das ist illegal und kann eine Gefahr für Ökosysteme sein. Zusammengefasst kann man davon ausgehen, dass aktuell meist illegales Besatzverhalten einzelner Personen und nicht die koordinierte Hege für die Verbreitung einzelner und teilweise nicht-heimischer Fischarten in Deutschland verantwortlich ist (Matern et al. 2019).

Insgesamt lässt sich festhalten, dass verschiedene menschgemachte und natürliche Kolonisierungsmechanismen für Fische in Baggerseen existieren, wobei letztere eine eher untergeordnete Rolle spielen. Die natürliche Fischbesiedlung ist zudem ein langsamer und zufälliger Prozess, der mit den Erwartungen der Anglerinnen und Angler in Angelvereinen an den Fischbestand in Baggerseen wenig im Einklang steht. Daher wird gerne auf Initialbesatz zurückgegriffen.

2.4 Sind Fischgemeinschaften im Baggersee unnatürlich zusammengesetzt?

Kontext und Forschungsziel

Natürliche Seen in Mitteleuropa sind gegen Ende der letzten Eiszeit vor ungefähr 10.000 Jahren entstanden (Håkanson 2012). Die anschließende Besiedlung dieser Gewässer mit Fischen fand zunächst auf natürlichen Wegen statt (Mandrak & Crossman 1992, Bernatchez & Wilson 1998). Sie kann aber auch durch menschliche Einflussnahmen wie Fischerei und Besatz mitbeeinflusst oder überprägt worden sein (Rahel 2000). Baggerseen sind deutlich jünger (< 100 Jahre) als Naturseen und können sowohl über natürliche als auch künstliche (menschengemachte bzw. anthropogene) Mechanismen von Fischen besiedelt werden (vgl. Kapitel 2.3). Es wird befürchtet, dass das selektive Einsetzen mit anglerisch begehrten Fischen (Waterstraat 2002), sowie das illegale Aussetzen von Fischen (Copp et al. 2005, Hirsch et al. 2021) zur Etablierung naturferner Fischgemeinschaften geführt haben könnte. Die sich in einem Gewässer schlussend-

lich etablierende Artengemeinschaft wird aber ganz maßgeblich von den Gewässerbedingungen und der Habitatausstattung geprägt. Baggerseen haben steilere Uferbereiche und höhere mittlere Seetiefen (bzw. geringere Nährstoffgehalte) im Vergleich zu vielen Naturseen (Emmrich et al. 2014, Søndergaard et al. 2018, Vucic et al. 2019). Darüber hinaus steigt die Trophie eines Baggersees mit dem Alter an (Callisto et al. 2014). Emmrich et al. (2014) und Arlinghaus et al. (2016a) fanden trotz der möglichen Unterschiede in den Gewässercharakteristiken keine Unterschiede in der Fischartenzusammensetzung im Uferbereich von Bagger- und Naturseen. Forschungsziel war es, diese Ergebnisse für die litorale (ufernahe) und benthische (am Boden lebende) Fischartengemeinschaft in einer größeren Stichprobe von Bagger- und Naturseen zu prüfen.

Methoden

Im Rahmen unseres Projekts wurden die Fischgemeinschaften in insgesamt 49 kleinen Baggerseen und 16 Naturseen mit und ohne fischereiliche Bewirtschaftung mittels Elektrofischerei und benthischen 40-Meter-Multimaschenstellnetzen erhoben (weitere methodische Detail siehe Kapitel 4). Die Präsenz der Fischarten in Baggerseen wurde mit der von kleinen Naturseen und Literaturdaten von Referenzzönosen größerer Naturseen verglichen (Ritterbusch et al. 2014). Die ufernahe Elektrofischerei wurde zur Darstellung der litoralen Fischgemeinschaft in Baggerseen genutzt, während die Fänge der Multimaschenstellnetze die benthale Fischgemeinschaft in Baggerseen beschrieb. Für beide Methoden wurde der Einheitsfang nach Anzahlen und Gewicht berechnet und dargestellt.

Ergebnisse

Insgesamt wurden mit beiden Befischungsmethoden über alle Seen 30 Fischarten detektiert, davon 29 Fischarten in Baggerseen (Matern et al. 2022a). Die Forschungsgruppe konnte Barsch (*Perca fluviatilis*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Hecht (*Esox lucius*), Aal (*Anguilla anguilla*), Schleie (*Tinca tinca*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Brasse (*Abramis brama*) in einem Großteil (mindestens 60 %) aller untersuchten Baggerseen nachweisen (Tabelle 2). Barsch, Rotaugen, Hecht, Schleie und Rotfeder waren ebenfalls in einem Großteil der kleinen Naturseen zu finden (ebenfalls mindestens 60 %), sowie in allen großen Naturseen nach Ritterbusch et al. (2014) mit Ausnahme der Schleie, die lediglich in 80 Prozent der großen Naturseen detektiert wurde. Brasse und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) wurden in allen großen Naturseen nach Ritterbusch et al. (2014) nachgewie-

sen; die Präsenz in vergleichsweise kleinen Baggerseen (Brasse: 60 % und Kaulbarsch: 42 %) und kleinen Naturseen (Brasse: 44 % und Kaulbarsch: 50 %) war deutlich geringer. Aale waren mit 78 Prozent häufiger in Baggerseen als in kleinen Naturseen (50 %) vorhanden, jedoch nach Ritterbusch et al. (2014) nicht analysiert, da ihr Vorkommen speziell in abgeschlossenen Gewässern auf fischereilich motivierten Besatz zurückzuführen ist.

Die litorale Fischgemeinschaft in Baggerseen war geprägt von den Fischarten Aal, Barsch, Hecht, Rotaugen und Rotfeder (Abbildung 11). Der Barsch hatte den größten Anteil am Einheitsfang (in Anzahlen; 38,4 %), gefolgt von Rotaugen (13,7 %) und Rotfeder (13,1 %). Der Aal war gemäß Einheitsfang nach Biomasse die dominanteste Fischart (26,4 %) des Litorals, gefolgt von Hecht (20,8 %) und Barsch (15,5 %).

Tabelle 2: Präsenz von Fischarten (Artvorkommen über verschiedene Gewässer in Prozent der Gewässer) in anglerisch genutzten Baggerseen, anglerisch genutzten Naturseen und der Referenzzönose in geschichteten Naturseen (nach Ritterbusch et al. 2014).

	Baggerseen	Naturseen < 50 ha	Geschichtete Naturseen > 50 ha
Barsch	86	69	100
Rotaugen	84	81	100
Hecht	78	88	100
Aal	78	50	nicht analysiert
Schleie	64	94	80
Rotfeder	60	88	100
Brasse	60	44	100
Kaulbarsch	42	50	100
Zander	40	19	geringer als 50 %
Güster	38	56	80
Moderlieschen	20	44	geringer als 50 %
Ukelei	4	38	53
Karassche	2	44	geringer als 50 %

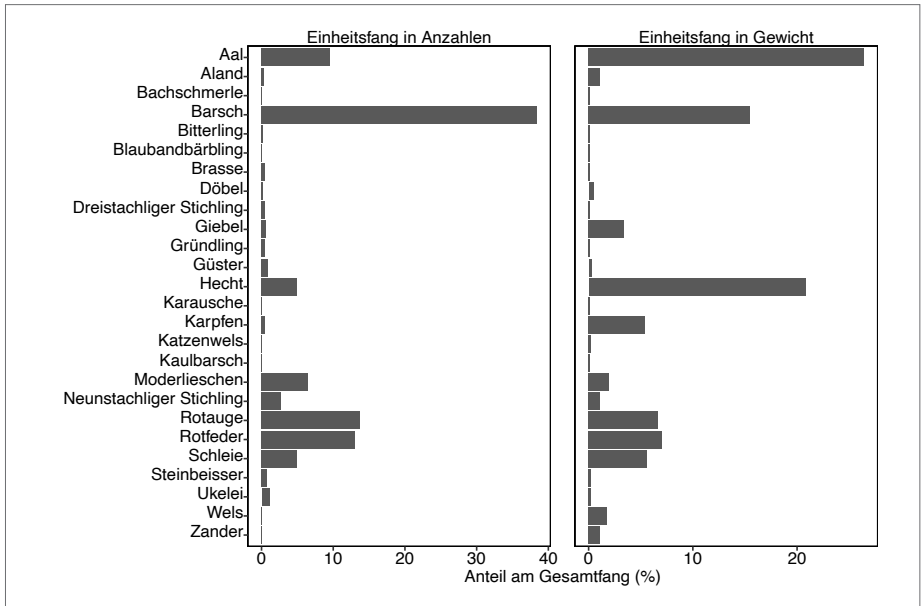


Abbildung 11: Die litorale Fischartengemeinschaft niedersächsischer Baggerseen (mit und ohne angelfischereilicher Bewirtschaftung) aufgeschlüsselt nach dem Einheitsfang (in Anzahl und in Gewicht).

Barsch und Rotaugen dominierten die benthische Fischgemeinschaft der Baggerseen (Abbildung 12), sowohl nach Anzahlen (Barsch: 46,7 % und Rotaugen: 27 %) als auch nach Biomasse (Barsch: 28,9 % und Rotaugen: 29,8 %). Karpfen hatte ebenfalls einen großen Anteil an der Biomasse (12 %), obwohl sie nur 0,5 % des Einheitsfangs nach Anzahl ausmachten.

Das Forschungsteam fand in allen Gewässern nur sehr wenige gebietsfremde Arten (Abbildungen 11, 12), häufig nur einzelne Individuen. Dem entsprechend stützt die Studie nicht die Hypothese, dass Baggerseen in Niedersachsen z. B. als Folge von Fischbesatz naturferne, künstliche Fischgemeinschaften bilden. Denn die aus heimischen Fischarten bestehenden Lebensgemeinschaften, die das Team in den Baggerseen nachwies, fanden sich in Häufigkeiten und Artanteilen ebenfalls in vergleichbaren Naturseen mit ähnlicher Gewässerbeschaffenheit (z. B. nach Tiefe, Trophie usw.; Emmrich et al. 2014, Matern et al. 2022a).

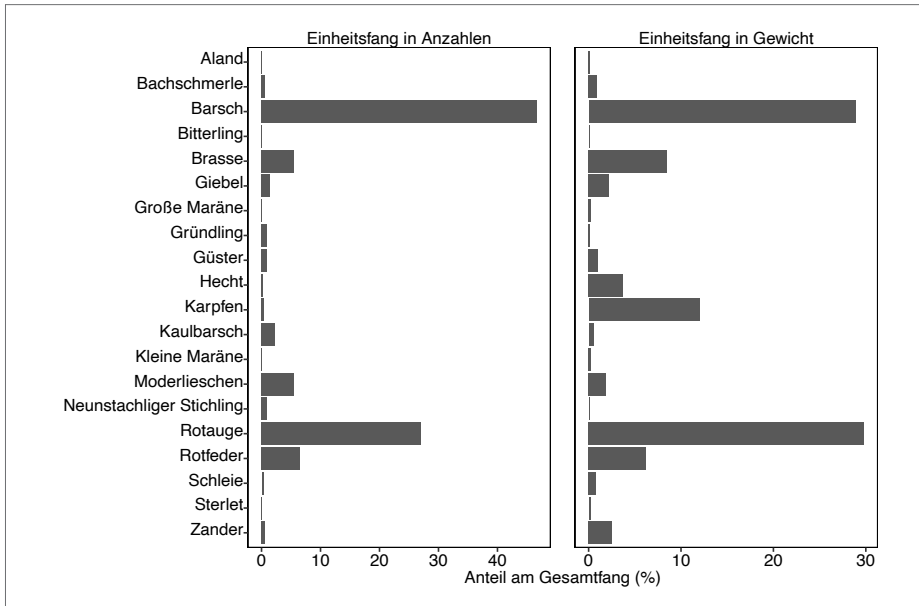


Abbildung 12: Die benthische Fischartengemeinschaft niedersächsischer Baggerseen (mit und ohne angelfischereilicher Bewirtschaftung) aufgeschlüsselt nach dem Einheitsfang (in Anzahlen und in Gewicht).

Anders als in Naturseen wurden die Kleinfischarten Ukelei (*Alburnus alburnus*) und Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) nur selten in Baggerseen nachgewiesen. Karauschen (*Carassius carassius*) fanden sich lediglich in einem Baggersee, da diese entweder nicht besetzt wurden oder auf Grund der pessimalen Bedingungen nicht überleben konnten. Karauschen benötigen flache und krautige Gewässer, um mit heimischen Raubfischen koexistieren zu können (Englund et al. 2009).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die Fischgemeinschaft von Baggerseen ähnelt stark der Fischgemeinschaft in kleinen, ökologisch vergleichbaren Naturseen. Typische Artenzahlen schwanken zwischen sieben und 13 in bewirtschafteten Baggerseen.
- ▶ Unter den Bedingungen Norddeutschlands gibt es keine Belege für die Anhäufung nicht-heimischer Fischarten in Baggerseen.
- ▶ Kleinfischarten wie Ukelei oder Moderlieschen finden sich deutlich seltener in Baggerseen als in vergleichbaren Naturseen.

3 Rechtlicher Rahmen von Lebensraumaufwertungen, Schutzgebietsmanagement und Besatz im Rahmen der fischereilichen Hege

Hans-Hermann Arzbach, Thomas Klefoth, Robert Arlinghaus

Die Herstellung eines Bodenabbaugewässers durch Freilegung des Grundwassers bedarf gemäß § 68 Abs. 1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 31.07.2009, (BGBl Nr. 51 Teil I vom 06.08.2009, zuletzt geändert durch Art. 2 G vom 18.08.2021, BGBl Nr. 59 Teil I 3901) einer Planfeststellung durch die zuständige Wasserbehörde. Alle wesentlichen Belange, die im Rahmen der dauerhaften Herstellung eines oberirdischen Gewässers (Binnengewässers) und der anschließenden Folgenutzung zu beachten sind, werden in einem Planfeststellungsbeschluss geregelt. Hierzu zählen u. a. Größe und Tiefe des herzustellenden Gewässers, die Rekultivierung der gesamten Land- und Wasserfläche nach Ende der Abbautätigkeit und die Nachnutzung des Bodenabbaugewässers und seiner Uferbereiche einschließlich der Bestimmungen zu fischereilichen Zwecken.

In den meisten Bundesländern, ganz sicher aber aus niedersächsischer Sicht, besteht an neu entstandenen Baggerseen ein öffentliches Interesse an der Ausübung einer nachhaltigen Angelfischerei (Abbildung 13). Daraus leitet sich der grundsätzliche Anspruch ab, dass die Belange der Fischerei angemessen zu berücksichtigen sind. Dies wird auch durch die Landesfischereigesetze gewürdigt, indem Bodenabbaugewässer hinsichtlich ihrer fischereilichen Bewirtschaftung in den meisten Fischereigesetzen ausdrücklich Erwähnung finden.

Wie alle größeren Oberflächengewässer unterliegen auch die durch Bodenabbau entstandenen Gewässer in Niedersachsen dem Fischereigesetz. Gemäß § 1 Abs. 1 des niedersächsischen Fischereigesetzes (Nds. FischG) umfasst das Fischereirecht in einem oberirdischen Gewässer die



Abbildung 13: An neu entstandenen Baggerseen besteht vielerorts ein öffentliches Interesse an (der Ausübung) einer nachhaltigen Angelfischerei.

© FLORIAN MÖLLERS

ausschließliche Befugnis, in diesem Gewässer Fische und Krebse der fischereiwirtschaftlich nutzbaren Arten zu hegen, fangen und entnehmen. Nach § 1 Abs. 2 Nds. FischG steht das Fischereirecht dem jeweiligen Eigentümer des Gewässers zu und ist untrennbar mit dem Gewässereigentum verbunden. Durch neue Gewässer entstehen automatisch Eigentumsfischereirechte.

Darüber hinaus verpflichtet § 40 Abs. 1 Nds. FischG den Fischereiberechtigten dazu, einen der Größe und Art des Gewässers entsprechenden Fischbestand zu erhalten und zu hegen. Sofern das Gewässer verpachtet ist, obliegt diese Pflicht dem Pächter. Eine Hegepflicht besteht gemäß § 40 Abs. 2 Nds. FischG nur dann nicht, wenn diese aufgrund besonderer Beschaffenheit, z. B. wegen zu geringer Gewässergröße, unzumutbar ist. Bei Baggerseen üblicher Größe ist jedoch davon auszugehen, dass grundsätzlich eine fischereiliche Hegepflicht besteht.

Soweit es zur Etablierung oder Erhaltung eines angemessenen Fischbestandes und zur Erfüllung der Hegepflicht nach § 40 Nds. FischG erforderlich ist, kann der Landkreis oder die kreisfreie Stadt dem Fischereiberechtigten auf Grundlage von § 41 Abs. 1 Nr. 2 Nds. FischG die Auflage erteilen, die Fischerei an eine anerkannte Vereinigung von Sportfischern (Angelfischereiverein, vgl. § 54 Abs. 1 Nds. FischG) oder einen Landesfischereiverband (vgl. § 54 Abs. 3 Nds. FischG) zu verpachten. Dies soll eine fischereiliche Hege sicherstellen. In § 41 Abs. 2 Nds. FischG wird dazu explizit ausgeführt, dass solche Auflagen auch für Gewässer erteilt werden können, die durch den Abbau von Bodenbestandteilen ent-

standen sind. Im Vordergrund steht hierbei die Erfüllung der gesetzlichen Verpflichtung zur Hege eines auf die Größe und Art des Gewässers bezogenen Fischbestandes, der nicht allein den Zwecken der Angelfischerei dient.

Im Rahmen der Ausübung des Fischereirechtes (Fang und Hege) ist der Fischereiberechtigte gemäß § 42 Abs. 1 Nds. FischG dazu verpflichtet, angemessen auf die natürliche Lebensgemeinschaft im Gewässer und an seinen Ufern, insbesondere auf seltene Pflanzen- und Tierarten, Rücksicht zu nehmen. Besatzmaßnahmen sind nach § 42 Abs. 2 Nds. FischG nur dann zulässig, wenn sie zum Aufbau, zur Erhaltung oder zur Hege des Fisch- und Krebsbestandes erforderlich sind. Dabei ist der Besatz auf die Größe und Art des Gewässers sowie die natürliche Lebensgemeinschaft abzustimmen. Über die vorgenannte Regelung im Fischereigesetz wird der Fischereiberechtigte zu einem verantwortlichen Handeln im Sinne der „guten fachlichen Praxis“ (Lewin et al. 2010) bei der Ausübung der fischereilichen Bewirtschaftung verpflichtet. Dies schließt explizit die notwendige Rücksichtnahme auf die Belange von Naturschutz und Landschaftspflege ein.

Nach § 12 Abs. 1 Binnenfischereiordnung soll grundsätzlich eine Bewirtschaftung hauptsächlich mit bereits im Gewässer vorkommenden Arten erfolgen. Besatzmaßnahmen sind nur zulässig, wenn sie erforderlich sind. Sollen weitere Fischarten eingesetzt werden, so ist zuvor zu prüfen, ob die Art hinsichtlich ihrer Lebensraumansprüche für das Gewässer geeignet ist, und ob es tatsächlich erforderlich ist, diese Art einzubringen. Darüber hinaus dürfen auch nur gewässertypspezifische Fischarten eingesetzt werden, die zur potenziell natürlichen Fischfauna eines Stillgewässers mit den gegebenen ökologischen Bedingungen, wie bspw. dem vorherrschenden Nährstoffniveau, gehören. Eine Ausnahme stellen neue, noch fischfreie Baggerseen dar, in denen erst noch ein systematischer Fischbestandsaufbau erfolgen muss.

In einem nächsten Schritt ist zu prüfen, ob es zum Besatz mit den vorgesehenen Arten einer Genehmigung durch die Fischereibehörde bedarf. Welche Arten im Rahmen der Hege genehmigungsfrei in ein Gewässer eingesetzt werden dürfen, wird in Niedersachsen durch die Anlage zu § 12 Abs. 3 Binnenfischereiordnung geregelt. Für das Einsetzen aller dort nicht aufgeführten Fisch- und Krebsarten in Gewässer, deren Fischbe-

stände hegepflichtig sind, ist eine Ausnahmegenehmigung der zuständigen Fachbehörde erforderlich.

Aufgrund der gesetzlichen Grundlage von § 12 Abs. 3 Binnenfischereiordnung ist es daher nicht zulässig, z. B. Störe, Coregonen oder Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) ohne behördliche Genehmigung in einem niedersächsischen Baggersee auszusetzen. Ein ungenehmigter Besatz stellt eine Ordnungswidrigkeit dar, die entsprechend geahndet werden kann. Außerdem sind laut Gesetz nicht geeignete Arten wie z. B. Welse in Baggerseen nicht zulässig. Insofern sind Besatzaktionen sorgfältig zu planen und hinsichtlich ihrer Zulässigkeit gründlich zu prüfen.

Prüfkatalog vor dem Besatz:

1. Welche Fisch- und Krebsarten leben schon im Gewässer und reproduzieren diese natürlich?
2. Welche Arten sollen noch eingesetzt werden?
3. Passt die Art hinsichtlich ihrer Lebensraumansprüche in das jeweilige Gewässer?
4. Sind die Gewässerbedingungen so, dass Fischbesatz alternativlos ist (z. B. aufgrund von fehlender natürlicher Reproduktion, aber grundsätzlicher Gewässereignung für die Zielart)?
5. Benötige ich eine Genehmigung durch die Fischereibehörde?

Ist ein Bodenabbauunternehmen Eigentümer eines neu entstandenen Baggersees, so besitzt es das Fischereirecht und muss die Hege gewährleisten. Diese Verpflichtung geht beim Verkauf auf den neuen Eigentümer oder bei Verpachtung an den Pächter. Verpachtet ein Eigentümer sein Gelände an ein Abbauunternehmen (Rechtspacht) für eine begrenzte Zeit, steht ihm im Anschluss das Fischereirecht für den neuen Baggersee zu. Der ursprüngliche Eigentümer ist also weiterhin auch Fischereirechtsinhaber.

Strukturverbessernde Maßnahmen in Baggerseen, die über das Anlegen von Flachzonen in den Uferbereichen hinausgehen, werden meistens nicht im Rahmen der planfestgestellten Rekultivierung durchgeführt. Sie bleiben oftmals den Eigentümerinnen und Eigentümern oder dem Fischereipächterinnen und -pächtern überlassen. Möchten Akteure die vielfältige Gewässerstruktur verbessern, müssen sie die Auflagen des Plan-

feststellungsbeschlusses berücksichtigen. Wesentlich ist auch, ob das Gewässer vollständig im Eigentum des Vorhabenträgers steht, oder ob es weitere Eigentümer- und/oder Anliegerinnen oder Anlieger von an das Ufer angrenzenden Grundstücken gibt. Falls dies der Fall ist, müssen deren Interessen ebenfalls beachtet werden.

Darüber hinaus ist zu bedenken, dass das Grundeigentum an einem Gewässer gemäß § 4 Abs. 3 Nr.1 WHG nicht zu einer Gewässerbenutzung berechtigt, die einer behördlichen Zulassung bedarf bzw. die einem Ausbau gleichkommt.

Gemäß § 67 Abs. 2 WHG ist die wesentliche Umgestaltung eines Gewässers oder seiner Ufer als „Gewässerausbau“ anzusehen. Dies gilt in der Regel auch für das Anlegen einer neuen Flachwasserzone, wie es im Projekt BAGGERSEE an vier verschiedenen Gewässern durchgeführt wurde. Demzufolge bedarf ein solches Vorhaben wie schon die Herstellung des Baggersees nach § 68 Abs. 1 WHG einer Planfeststellung bzw. gemäß § 68 Abs. 2 WHG einer Plangenehmigung, wenn die Arbeiten nicht zu einer Umweltverträglichkeitsprüfung verpflichten. Dieses Zulassungsverfahren reicht beispielsweise dann, wenn keine größeren Erdarbeiten mit umfangreichem Maschineneinsatz – der gegebenenfalls Tiere, Pflanzen oder Lebensraumtypen erheblich schädigen könnte – vorgesehen ist. Die Entscheidung liegt im Ermessen der Behörde. Wenn die strukturverbessernden Maßnahmen eindeutig zur nachhaltigen ökologischen Aufwertung eines Lebensraums beitragen und keine nachteiligen Folgen erwarten lassen, steht einer Umsetzung auch ohne größeren Verwaltungsaufwand meistens nichts im Wege. So war es auch bei den praktischen Arbeiten im Projekt BAGGERSEE. In allen Fällen wurde eine Plangenehmigung gemäß § 68 Abs. 2 WHG erteilt, eine Verpflichtung zur Umweltverträglichkeitsprüfung bestand nicht.

Wenn der Baggersee und das Umland im Eigentum des Vorhabenträgers steht und keine anderen Eigentümer- und Anliegerbelange betroffen sind, dann sollten strukturverbessernde Maßnahmen – Einbringen von Ufer- und Wasserpflanzen, Totholzbündeln oder Raubäumen ohne nachteilige Auswirkungen auf das Gewässer oder das Grundwasser – genehmigungsfrei und ohne Zulassungsverfahren einer Behörde durchführbar sein. Dafür müssen sie dem Planfeststellungsbeschluss entsprechen. Es ist sinnvoll, den Behörden die Pläne mitzuteilen, um deren fachliche Hinweise berücksichtigen zu können.

Sofern ein Baggersee darüber hinaus auch Bestandteil eines Schutzgebietes ist, werden alle Belange (Verbote, Gebote, Freistellung, Auflagen, Schutzbestimmungen etc.) die das Bodenabbaugewässer betreffen, in der entsprechenden Schutzgebietsverordnung geregelt. Diese schreibt vor, was im und am Gewässer erlaubt und was genehmigungspflichtig ist (z. B. das Befahren mit einem Boot). Je nachdem können hier sowohl die untere Naturschutzbehörde als auch ggf. die untere Wasserbehörde zuständig sein.

4 Überblick über Forschungsmethoden des BAGGERSEE-Projekts

Sven Matern, Johannes Radinger, Robert Nikolaus,
Jürgen Meyerhoff & Robert Arlinghaus

4.1 Untersuchungsziele

Wesentliche Forschungs- und Entwicklungsfragen im Projekt BAGGERSEE waren:

1. Welches Arteninventar weisen Baggerseen in Bezug auf Fische, Vögel, Amphibien, Libellen, Zoobenthos und Pflanzen auf?
2. Wie entwickelt sich die Artenvielfalt als Grundlage regulierender und unterstützender Ökosystemdienste in Relation zu variierenden Umweltfaktoren in Baggerseen?
3. Welche Effekte haben Uferstrukturen, Schutzzonen, Bewirtschaftung durch Angelvereine sowie Fischbesatz auf Artenvielfalt (z. B. Fisch- oder Vogelfauna), Fischabundanz und die Lebensgemeinschaften der Uferzone von Baggerseen?
4. Wie lassen sich Flachwasserzonen und Totholzeinbringungen im Uferbereich strukturarmer Baggerseen optimal anordnen und gestalten, damit die ästhetische Qualität des Litorals sowie ihr Biodiversitätspotential maximiert werden?
5. Welche Wirkung hat die Uferstrukturschaffung auf die aquatische und sonstige wasserbezogene Biodiversität und die davon abhängigen Ökosystemdienste im Vergleich zu Fischbesatz?
6. Welche Art von Uferhabitatschaffung an Baggerseen (Flachwasserzone vs. Totholzeinbringung) ist wirksamer für Ökosystemdienste und Biodiversität, und kann Totholz submerse Makrophyten funktional als Strukturelement ersetzen?

7. Welchen ökonomischen Wert haben die von Baggerseen generierten versorgenden und kulturellen Ökosystemdienste aus Sicht der Öffentlichkeit sowie von Seenutzerinnen und Seenutzern, und inwieweit hängt dieser Wert von der räumlichen Lage der Baggerseen ab?
8. Welche Nutzen-Kosten-Verhältnisse weisen Uferaufwertungsmaßnahmen in anglerisch genutzten Baggerseen auf?
9. Wie lassen sich die Bedeutung von kleinen Seen, inklusive der Biodiversität an diesen Gewässern und ihrer Relevanz für die Naherholung, in der Gesellschaft kommunizieren?

4.2 Forschungsansatz der biologischen Maßnahmenevaluation

BAGGERSEE setzte einen Schwerpunkt auf die experimentelle Durchführung und Erfolgsmessung von Lebensraumaufwertungsmaßnahmen im Litoral von Baggerseen. Dazu wurden in ausgewählten Seen Fische besetzt (Mischbesatz mehrerer Arten), um so einen Vergleich von modernen (Habitataufwertung) zu traditionellen (Besatz) Maßnahmen in der angelfischereilichen Bewirtschaftung anzustellen. Zum Einsatz kamen Ganzseeexperimente in einem Vorher-Nachher-Kontroll-Interventionsdesign (Before-After-Control-Impact = BACI-Design) – dem Goldstandard der Wirksamkeitsanalyse von Managementmaßnahmen (Underwood 1992, Christie et al. 2019). Im Vordergrund stand die Frage: Wie können die von der biologischen Vielfalt abhängigen Ökosystemleistungen von Baggerseen (insbesondere mit Hinblick auf Fische), wie zum Beispiel Angel- und sonstige Erholungsqualität, über habitatbezogene Maßnahmen der „guten fachlichen Praxis“ durch eigenverantwortliches Handeln der Angelvereine verbessert werden? Antworten darauf wurden in einem experimentellen Ansatz der Ganzseemanipulation gesucht.

Zusätzlich zu den Ganzsee-Experimenten wurden Daten zu Ausstattung und Verteilung der Biodiversität (insbesondere Artenvielfalt) ausgewählter Organismengruppen (Fische, Wasservögel, Unterwasserpflanzen, Amphibien, Libellen usw.) in Niedersachsen erhoben. Durch den hier so bezeichneten „Gradientenansatz“ (d. h. nichtexperimentelle, observationale Daten zur Biodiversität über einen großen Gewässergradienten) wurden über statistische Berechnungen Zusammenhänge zwischen anglerischer Nutzung von Gewässern und anderen Lebensraummerkmalen und Maßzahlen der Biodiversität (z. B. Artenreichtum, Vorkommen bedrohter Arten, Häufigkeit einzelner Arten oder Artengruppen) erhoben. Literatur-

studien und Meta-Analysen (Analysen publizierter Literatur) rundeten das ökologische Methodenportfolio ab. Die letztgenannten nicht-experimentellen Untersuchungen (Gradientenstudien, Meta-Analysen) dienten vor allem der Beschreibung der Biodiversitätsausstattung in Baggerseen sowie der möglichen und dokumentierten Einflussnahme durch die anglerische Nutzung und Bewirtschaftung von Baggerseen.

4.3 Untersuchungsgewässer

Zunächst wurden im Anglerverband Niedersachsen e. V. organisierte Angelvereine gesucht, die Baggerseen bewirtschaften und sich für die Untersuchung eignen. Ziel war eine möglichst umfassende Abdeckung der generell hohen Vielfalt an Baggerseen mit einer Fläche < 50 ha. Vor allem kleine Gewässer < 20 ha stellen die typischen Abgrabungsgewässer in der Zielregion dar, die von Angelvereinen bewirtschaftet werden. Außerdem wurden auch ausgewählte Vergleichsbaggerseen ohne anglerische Bewirtschaftung gesucht und in die Untersuchung aufgenommen. Insgesamt wurden Daten an insgesamt 51 Baggerseen über ganz Niedersachsen gesammelt. Zu 50 Seen lagen im Ergebnis des Projekts und der Vorortbeprobungen Informationen zur Fischfauna vor, zu 39 Seen lagen Informationen auch zu weiteren Taxagruppen (Ausnahmen bildeten das Makrozoobenthos mit N = 15 und die Amphibien-Fauna mit N = 38 Baggerseen) vor. Insgesamt beteiligten sich 26 Angelvereine, acht Privatpersonen, die Stiftung Naturschutz des Landkreises Rotenburg und die Stadt Leer an dem Projekt, indem sie die von ihnen bewirtschafteten und im Eigentum befindlichen Seen für die Analysen bereitstellten. Dazu zählten 40 Baggerseen von Angelvereinen, acht Baggerseen von Privatpersonen, zwei Baggerseen von der Stiftung Naturschutz des Landkreises Rotenburg und ein Baggersee von der Stadt Leer. Der Pool an insgesamt 51 Baggerseen (Abbildung 14) war Grundlage für die durchgeführten Gradientenanalysen z. B. zum Zusammenhang von Gewässergröße, Nährstoffgehalt und der Art der Bewirtschaftung und dem Biodiversitätsreservoir (z. B. Matern et al. 2019, Nikolaus et al. 2021).

Zwanzig der insgesamt 51 Baggerseen bildeten die sogenannten Kernseen (Abbildung 15), in denen das als Ganzseeexperiment angelegte Vorher-Nachher-Interventions-Kontroll-Experiment durchgeführt wurde. Hier wurde die Wirkung der anglerischen Hege auf die Artengemeinschaften und die Artenvielfalt, insbesondere der Fische, untersucht. Nach einer Vor-

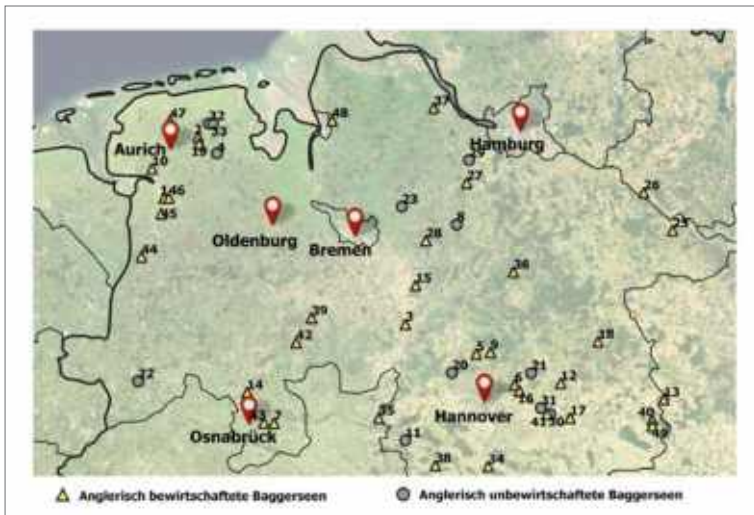


Abbildung 14: Lage aller untersuchten Baggerseen in Niedersachsen im Projekt BAGGERSEE. Diese Gewässer dienten der Gradientenuntersuchung.

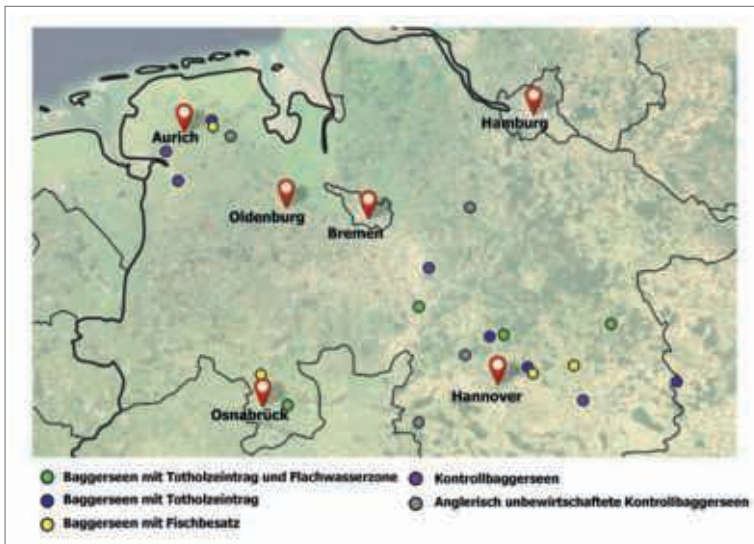


Abbildung 15: Lage der 20 Hauptuntersuchungs-Gewässer (Kernseen) im Projekt BAGGERSEE verteilt über ganz Niedersachsen. In diesen Gewässern fanden Maßnahmen statt.

erhebung der Biodiversität (Artenvorkommen, Abundanz ausgewählter Arten, insbesondere der Fische) in den Jahren 2016 und 2017 erfolgte die Ganzseemanipulation mit drei verschiedenen Maßnahmen in je vier Seen pro Maßnahme (d. h. vier Replikate je Aktion): (1) Totholzeinbringung auf ca. 20 Prozent der Uferlinie (Tabelle 3), (2) Totholzeinbringung auf ca. 20 Prozent der Uferlinie und zusätzlich Flachwasserzonenschaffung (Tabelle 3) sowie (3) Einbringen von Mischbesatz der Arten Zander (*Sander lucioperca*), Hecht, Schleie, Brasse und Rotaugen. Der Fischbesatz erfolgte zweimalig in unterschiedlichen Jahren (siehe Kapitel 8.6.1). Jeweils vier bewirtschaftete und vier unbewirtschaftete Seen ohne zusätzliche Maßnahmen fungierten als zeitliche Kontrollen, sodass insgesamt 20 Seen erforscht wurden.

Acht der Kernseen wurden durch das Einbringen von insgesamt 800 standardisierten Totholzbündeln manipuliert. Die Totholzbündel wurden

Tabelle 3: Wesentliche Kennzahlen der Lebensraumaufwertungsmaßnahmen, die an acht Baggerseen durchgeführt wurden.

See	Totholzeinbringung			Flachwasserzonenschaffung		
	Anzahl Totholzbündel	Anteil der manipulierten Uferlinie [%]	Fläche der geschaffenen Flachwasserzonen [m²]	Relative Erhöhung des Litoralanteils (0 – 3 m) [%]	Länge der manipulierten Uferlinie [m]	Anteil der manipulierten Uferlinie [%]
Collrunge	62	22,2				
Kiesteich Brelingen	136	18,0				
Kolshorner Teich	74	20,3				
Saalsdorf	96	20,4				
Donner Kiesgrube 3	30	21,6	1000	31,5	75	18,0
Linner See	190	20,7	1500	4,4	170	6,2
Meitzer See	142	21,0	1600	9,5	180	8,9
Weidekampsee	70	21,8	800	4,7	85	8,8
Mittelwert	100,0	20,8	1225	12,5	127,5	10,5

aus Baumkronenschnitt von heimischen Laubbäumen gefertigt und bestanden hauptsächlich aus Europäischer Hainbuche (*Carpinus betulus*), Birke (*Betula* spp.) und Erle (*Alnus glutinosa*). Jedes Holzbündel war 3 m lang, 0,8 m im Durchmesser wog etwa 300 kg. Die Totholzbündel wurden im jeweiligen Gewässer quer zur Uferlinie in Tiefen von ein bis drei Metern versenkt und mit abbaubaren, kiesgefüllten Jutesäcken beschwert. Abhängig von der jeweiligen Gewässergröße erhielt jeder der acht Seen zwischen 30 und 190 Bündeln (Median = 85 Bündel pro See). Im Durchschnitt entsprachen die Gesamtlängen der Totholzbündel ungefähr 21% der jeweiligen gesamten Uferlänge eines Sees (Tabelle 3). Weitere praktische Aspekte zum Einbringen von Totholz in Baggerseen finden sich in Kapitel 8.1.6.

In vier der acht mit Totholz manipulierten Seen wurden zusätzlich neue Flachwasserzonen geschaffen (Tabelle 3). Durch Baggerarbeiten wurde die jeweilige Uferböschung abgetragen und abgeflacht, bis eine neue Flachwasserzone mit Tiefen (bei durchschnittlichem Wasserstand) zwischen 35 und 140 cm entstanden ist. Mit einem Teil des ausgehobenen Materials wurde ein gradueller Übergang zu den tieferen Bereichen des Sees geschaffen. Die neuen, zusätzlichen Flachwasserzonen waren je See zwischen 800 und 1600 m² groß, was in etwa 0,8 – 9,7 % der Fläche eines jeweiligen Sees entsprach. Über die vier Seen hinweg führte die Schaffung der Flachwasserzonen zu einer Erhöhung des Litoralanteils (Tiefen 0 – 3 m) von im Mittel 12,5 %. Zusätzliche praktische Aspekte zur Schaffung von Flachwasserzonen in Baggerseen sind in Kapitel 8.3.2 näher erläutert.

In den Jahren 2018 bis 2021 erfolgten wie vor der Maßnahmendurchführung jährliche Monitoringaktivitäten bei den Fischen. Die anderen Organismengruppen (Libellen, Amphibien, submerse und terrestrische Makrophyten, Singvögel, Wasservögel, Makrozoobenthos) wurden nur einmalig vor und nach den Maßnahmen beprobt. Einzig das Makrozoobenthos wurde nachher nur in den Gewässern mit Habitatschaffung und in drei Kontrollseen untersucht.

Die Zuordnung der einzelnen Kernseen zu den jeweiligen Maßnahmen bzw. Kontrollen erfolgte nach örtlichen Bedingungen und bestimmten für den Versuch relevanten Kriterien. Zum Beispiel konnten Flachwasserzonen nur in Baggerseen geschaffen werden, die den Vereinen gehörten.

Außerdem wurde auf eine gleichmäßige Verteilung geachtet. Die Seen sollten so ähnlich wie möglich sein (z. B. alle ähnlich groß und tief sowie überwiegend mesotroph). Dennoch kann das Design nicht als reine Zufallszuordnung der Seen zu Maßnahmen bezeichnet werden. Vereine und örtliche Gegebenheiten hatten Einfluss auf die Art der Aktion. Die natürliche Unterschiedlichkeit der Seen wurde in der Statistik über Zufallseffekte berücksichtigt.

4.4 Biologische Datenerhebung

4.4.1 Abiotik

Zu Beginn des Projekts wurden die Baggerseen in räumlich dichten Transekten (25 – 40 m) mit einem Boot mit Echolot abgefahren (Abbildung 16) und die Daten genutzt, um Tiefenkarten aller Gewässer mit dem Kriging-Verfahren in R zu erstellen (R Core Team 2022). Auf Basis dieser Karten wurden anschließend mittlere und maximale Seetiefen bestimmt. Mittels QGIS 3.4.1 (Geoinformationssystem) wurden zudem Uferlänge und Wasserfläche gemessen und daraus der Uferentwicklungsfaktor (Hutchinson 1957, Seekell et al. 2022) berechnet.

Das BAGGERSEE-Team nahm zu jeder Befischung und zu weiteren Zeitpunkten (z. B. im Frühjahr zur Vollzirkulation) Wasserproben in der See mitte im Epilimnion (obere Wasserschicht). Anschließend wurden im Labor verschiedene Parameter ermittelt, z. B. der Gesamtphosphorgehalt, um die Nährstoffkonzentration (Produktivität) zu bestimmen. Als weiterer

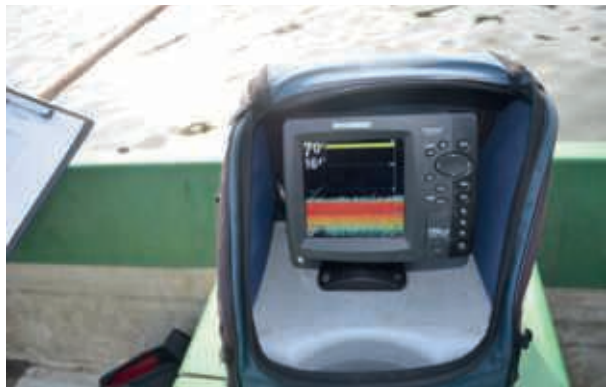


Abbildung 16: Mit Hilfe eines Echolots wurde die tiefste Stelle im See für die Erstellung eines Sauerstoff-Tiefenprofils gefunden.

© EVA-MARIA CYRUS

Indikator der Produktivität eines Gewässers wurde die Konzentration von Phytoplankton herangezogen, welche über die Chlorophyll a-Konzentration gemessen wurde. Außerdem wurden am tiefsten Punkt des Baggersees die Secchi-Tiefe (Sichttiefe), welche sich invers zum Nährstoffgehalt verhält (geringe Sichttiefe = hoher Nährstoffgehalt), der pH-Wert und die Leitfähigkeit gemessen. Ein erstelltes Sauerstoff-Tiefenprofil gab Aufschluss über die Schichtung der Baggerseen.

Weitere Umweltvariablen wurden wie folgt bestimmt:

- ▶ *Seealter*: Es wurden von den zuständigen Ämtern und den Eigentümern (z. B. Angelvereinen) Informationen über das Ende der jeweiligen Abgrabungen erfragt. Das Alter ergab sich aus den Jahren seit Abbauende bis zum Jahr der Haupteiterhebung (je nach See 2016, 2017, 2018 oder 2019).
- ▶ *Morphologie*: Dies beinhaltete Gewässertiefe und -fläche sowie den Ufer-Entwicklungs-Faktor (siehe oben). Außerdem floss das Seebodengefälle (Verhältnis von maximaler Tiefe zu mittlerem Durchmesser) in die Analyse mit ein.
- ▶ *Struktur-Vielfalt*: Vom Boot aus wurden mit einem GPS-Gerät (Garmin Oregon 600) die Ausdehnungen verschiedener Habitat-Typen vermessen. Es wurde in „Holz“ (überhängende oder ins Wasser hängende Bäume, Totholzansammlungen), „Röhricht“ (Schilf, Rohrkolben, Großseggenried), „Hochstauden“ (krautige Vegetation, kleiner als Röhricht), „Künstlich“ (anthropogen geschaffene Uferbefestigungen), „Offen“ (keine sichtbaren Strukturen, z. B. Sandstrand) und „Gemischt“ (z. B. schneller Wechsel mehrerer Habitat-Typen mit jeweils geringer Ausdehnung oder Totholz im Schilf) unterschieden. Des Weiteren wurden während der Elektrofischung die Strukturen im Wasser (Wasserpflanzen, Schilf, Totholz, etc.) und am Ufer (Bäume, Hochstauden, Angelstellen) separat anteilig an der Uferlänge aufgenommen. Neben diesen Mesohabitatstrukturen wurden nach Kaufmann et al. (2014) für jeden See ein Ufer-Habitat-Index und die darin enthaltenen Indizes zu anthropogener Störung, litoraler Strukturvielfalt und Ufer-Struktur-Komplexität berechnet.
- ▶ *Landnutzung*: Die Distanz zum nächsten Gewässer, zur nächsten Straße und zur nächsten Siedlung wurde mittels QGIS 3.4.1 berechnet. Die anteiligen Landnutzungen innerhalb eines Umkreises von einem Kilometer um das Gewässer wurden in QGIS mit GRASS 7.4.2

unter Nutzung von ATKIS® (Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem) mit einer Rasterauflösung von 10 x 10 m (© GeoBasis-DE/AdV 2006, BKG 2013) bestimmt. Die Landnutzungen wurden in folgende Kategorien unterteilt: (1) Urban: Alle menschlichen Infrastrukturen wie Gebäude, Straßen, Bahngleise. (2) Landwirtschaft: Alle Anbauflächen wie Äcker, Felder oder Streuobstwiesen, jedoch keine Wildwiesen oder Weiden. (3) Wälder und Forste. (4) Wasserflächen wie Seen, Flüsse, Kanäle. (5) Natürliche Vegetation und extensive Landnutzung. (6) Bodenabbau und Tagebau. (7) Sonstige Landnutzung, welche nicht einer der vorherigen Kategorien zugeordnet werden kann.

- *Freizeitnutzung:* Bei jeder Gewässerbegehung wurde die Anzahl von Erholungssuchenden und deren Freizeitaktivitäten aufgenommen (6 – 9 Begehungen je Gewässer). Dazu wurden über einen zufälligen Zeitraum von mindestens drei Stunden pro Tag alle am See ange-troffenen Besucher erfasst. Da es sich überwiegend um relativ kleine, überschaubare Baggerseen handelte, ist von einer Vollerfassung auszugehen. Freiwillige Beobachterinnen und Beobachter erfassten die Freizeitnutzung nach einem standardisierten Verfahren zusätzlich an einem Teil der Seen an mehreren zufällig ausgewählten Tagen. Die gewonnenen Daten wurden zur Validierung der eigenen Beobachtungen herangezogen. Indirekte Nachweise der Intensität der Freizeitaktivitäten ergänzten die Untersuchung. Dazu wurden Angelplätze und offene Flächen entlang der Uferlinie gezählt und vermessen. Jede offene Stelle bzw. jeder Angelplatz wurde standardisiert (in 0,25 m²-Plots und gesamt) nach Müll abgesucht, und alle gefundenen Abfälle gezählt, gewogen und einer der beiden Kategorien zugeordnet: (1) angelspezifisch (z. B. Bleigewicht, Nylonschnur, Kunstköder) oder (2) nichtangelspezifisch (z. B. Kunststoffverpackungen, Bierflaschen, Zigaretten).

4.4.2 Fische

Die Datengrundlage zur Abschätzung und Quantifizierung von Effekten durch Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. Fischbesatz) und durch Verbesserung von Gewässerstrukturen (z. B. Totholzeinbringung, Schaffung von Flachwasserzonen) umfasste die wiederholte Beprobung der insgesamt 20 Kernseen in Niedersachsen, Deutschland (Abbildung 15). Über einen Zeitraum von sechs Jahren (2016 – 2021) wurden alle 20 Baggerseen wiederholt beprobt, an denen nach einer Vorerhebung (2016

und 2017) Ende 2017 und Anfang 2018 (1) Totholz eingebracht wurde ($N = 4$), (2) zusätzlich zur Totholzeinbringung auch Flachwasserzonen geschaffen wurden ($N = 4$) und (3) Fischbesatz aber keine Habitataufwertung durchgeführt wurde ($N = 4$) (vgl. Kapitel 4.3). Zusätzlich wurden jeweils vier anglerisch bewirtschaftete und vier unbewirtschaftete Baggerseen, an denen keine Maßnahmen durchgeführt wurden, als Kontrollseen befischt. Die Befischung der 20 Baggerseen erfolgte mit vier unterschiedlichen fischereilichen Methoden. Diese umfassten das litorale Elektrofischen vom Boot (FEG 8000, Efko Fischfanggeräte GmbH, www.efko-gmbh.de), die Beprobung mit benthischen zehn Meter langen Multimaschenstellnetzen (jeweils 2,5 m lange Stellnetzblätter mit Maschenweiten in folgender Sortierung: 19,5, 10, 12,5 und 15,5 mm) im Sublitoral, mit benthischen 40 Meter langen Multimaschenstellnetzen (jeweils 2,5 m lange Stellnetzblätter mit Maschenweiten in folgender Sortierung: 43, 19,5, 6,25, 10, 55, 8, 12,5, 24, 15,5, 35, 29, 5, 90, 110, 135, 70 mm) anteilig verteilt auf die jeweiligen Tiefenbereiche der einzelnen Seen (Appelberg 2000, CEN 2015), sowie die gezielte, elektrofischereiliche Beprobung von Jungfischen mittels Jungfischanode (Random-Point-Abundance-Sampling, EFGI 650, Jürgen Brettschneider Spezial Elektronik, www.electric-fishing.de).

Die litorale Elektrofischerei fand jedes Jahr (2016 – 2021) im Herbst statt. Dazu wurde das gesamte Ufer einmalig in mehrere Transekte unterteilt, Anfangs- sowie Endpunkte der Transekte wurden mit GPS-Punkten markiert. Die Anzahl der Transekte je See variierte zwischen vier und 27 in Abhängigkeit der Uferlänge der Seen mit einer Durchschnittslänge von 99 Metern (Minimallänge: 30 m, Maximallänge: 244 m). Die Stellnetzbefischungen (Abbildung 17) mit beiden Netztypen wurden ebenfalls im Herbst durchgeführt. Dabei wurden die 40-Meter-Multimaschenstellnetze einmal vor (2016) und einmal nach (2021) der Maßnahme eingesetzt, während die 10-Meter-Multimaschenstellnetze zur Beprobung des Sublitorals einmal vor (2017) und in jedem Beprobungsjahr nach der Maßnahme (2018 – 2021) eingesetzt wurden. Anfangs- und Endpunkte aller Netze wurden mit GPS-Punkten dokumentiert, sodass die Stellnetze immer an den gleichen Stellen positioniert werden konnten. Die Transekte der Elektrofischerei und die Standorte der Stellnetze wurden für diese drei Methoden in den wiederholten jährlichen Beprobungskampagnen beibehalten, um eine statistische Auswertung im Sinne von wiederholten Messungen zu gewährleisten.

Die elektrofischereiliche Beprobung der Jungfische (Abbildung 18) wurde an mehreren, zufällig gewählten Punkten pro See durchgeführt (durchschnittliche Anzahl Punkte pro See und Jahr: 125). Die Jungfischerhebung fand jeweils im Hochsommer der Jahre 2017 (vor der Maßnahme), sowie 2018, 2020 und 2021 (nach der Maßnahme) statt.

Eine vollständige Übersicht der Befischungen im zeitlichen Verlauf des Projekts ist in Tabelle 4 dargestellt.

Die Gradientengewässer (Abbildung 14) wurden nur einmalig im Herbst 2018 bzw. 2019 befischt. Als Befischungsmethoden kamen die litorale Elektrofischerei und die benthischen 40 Meter langen Multimaschen-

Abbildung 17: Die jährlichen Stellnetzbeprobungen erfolgten in gleichbleibenden Transekten.

© FLORIAN MÖLLERS



Abbildung 18: Zur Beprobung der Uferfischgemeinschaft und der Abundanz sowie speziell für Jungfische wurde Elektrofischerei eingesetzt.

© PHILIPP CZAPLA



Tabelle 4: Befischungsmethoden in den 20 Kernseen im zeitlichen Verlauf des Projekts.

Befischungsmethode	Vor der Maßnahme		Nach der Maßnahme			
	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Elektrofischerei	X	X	X	X	X	X
ufernahes 10 m Multimaschenstellnetz		X	X	X	X	X
benthisches 40 m Multimaschenstellnetz	X					X
Jungfischbeprobung		X	X		X	X

stellnetze auf Ganzseeebene zum Einsatz. Das Vorgehen bei beiden Befischungsmethoden war analog zur Methodik an den 20 Kernseen, um Vergleichbarkeit zu garantieren.

4.4.3 Submerse Makrophyten

An allen 20 Hauptuntersuchungsgewässern (Abbildung 15) wurden die Wasserpflanzen zwischen Ende Juni und Ende August mithilfe von Tauchbeprobungen (Schaumburg et al. 2014) erfasst (Abbildung 19). Die Kartierungen fanden einmalig vor und nach den Projektumsetzungen statt. Zusätzlich gab es in den Jahren 2018 und 2019 an weiteren Seen Makrophyten-Beprobungen nach der gleichen Methode. Insgesamt lagen Daten für eine Gradientenstudie zu submersen Makrophyten für 39 Gewässer vor. Die betauchten Transekte verliefen vom Ufer bis zur Vegetationsgrenze oder bis zur Seemitte bei vollständig bewachsenen Gewässern. Die Transekte lagen im Abstand von jeweils 80 – 150 Metern (je nach Gewässergröße) zueinander und wurden zufällig entlang der gesamten Uferlinie verteilt. 2017 wurden weitere Tauchbeprobungen in den acht Gewässern mit anschließenden Habitat-Aufwertungsmaßnahmen durchgeführt. Hier wurden gezielt die Bereiche beprobt, die später entweder die Flachwasserzone, hinzugefügte Totholzbündel oder aber unmanipulierte Referenztransekte innerhalb der Maßnahmensseen (seeinterne Referenzen) bildeten. In jedem dieser Bereiche wurden jeweils drei Transekte (siehe auch Makrozoobenthos-Beprobung) nach der oben beschriebenen Methode betaucht. Die Makrophyten-Arten wurden nach Van de Weyer & Schmitt (2011) vor Ort bestimmt. Bei Zweifeln wurden Proben zur späteren Nachbestimmung mitgenommen. Die Dominanzen aller Arten wurden nach Kohler (1978) unter Wasser bestimmt und später nach Van der Maarel

Abbildung 19: Wasserpflanzen wurden mittels Tauchbeprobung erfasst.

© BAGGERSEE



(1979) in Deckungsgrade umgerechnet. Zur Bestimmung der Deckungsgrade im See und im Litoral wurde für jede Tiefenstufe die gewichtete mittlere Deckung aus den Deckungsgraden jedes Transekt-Abschnitts, gewichtet nach der Ausdehnung jedes Transekt-Abschnitts, berechnet.

4.4.4 Weitere Taxa

Neben Fischen und submersen Makrophyten wurden weitere gewässergebundene Taxa einmalig vor und nach den Maßnahmen-Umsetzungen in den 20 Kernseen erfasst. Eine Ausnahme stellten die Wasservögel dar, die häufiger (bei jeder Seebegehung) beprobt wurden. Zusätzlich wurden 2018 ($N = 6$) und 2019 ($N = 13$) weitere Baggerseen untersucht, sodass insgesamt Daten zur Gesamt-Biodiversität von $N = 39$ Baggerseen vorliegen (Ausnahme Amphibien [$N = 38$] und Makrozoobenthos [$N = 15$]).

Zur Erfassung der Wasservögel erfolgte je See mindestens eine Begehung zur Brutzeit (im Frühjahr zwischen März und Mai). Das BAGGERSEE-Team notierte die maximale Anzahl gleichzeitig beobachteter Individuen je Art. Die Bestimmung erfolgte nach Dierschke (2016).

Die Singvögel wurden im Frühjahr mittels Audio-Kartierung erfasst. Dazu wurden an zufällig ausgewählten Punkten entlang der Uferlinie, aber immer im Abstand von ungefähr 200 Metern zueinander, Aufnahmen von zwei Minuten Länge aufgezeichnet. Zusätzlich wurden alle beobachteten Individuen notiert (Anzahl und Art). Die Identifikation erfolgte per Audiobestimmung nach Art und Anzahl der Individuen. Aufgrund logistisch-bedingter Unzulänglichkeiten kam es zu Unterschieden in Details der Vor- und Nacherhebung (z. B. genauer Beobachtungszeitpunkt und -reihenfolge der Seen) und auch die vorherrschenden Wetterbedingungen waren in den

jeweiligen Erhebungsjahren unterschiedlich. Da bei den durchgeführten Managementmaßnahmen eher von geringen/keinen biologischen Effekten auf die Gruppe der Singvögel ausgegangen wird, aber die Daten durch beobachtungs-bedingte Nebeneffekte möglicherweise fälschlich verzerrt sind, wurde von einem abschließenden statischen Vergleich vorher-nachher mittels BACI-Analyse abgesehen. Daten der Singvogelbeobachtungen flossen vor allem in die Beschreibung und Auswertungen zur allgemeinen Biodiversitätsausstattung von Baggerseen ein.

Das Team untersuchte die Amphibien während der Paarungszeit (von März bis Mai) an jedem See auf zwei Arten. Zum einen wurde tagsüber mit einem Schlauchboot langsam das Ufer abgefahren und nach adulten Tieren, Laichballen (Frösche) und Laichschnüren (Kröten) gesucht, zum anderen wurde nach Sonnenuntergang der See zu Fuß umrundet, um rufende Adult-Tiere aufzunehmen (Abbildung 20). Jede Beobachtung (Adult oder Laich) wurde mit einem GPS-Gerät markiert, vor Ort nach Schlüppmann (2005) identifiziert oder für eine spätere Identifizierung fotografiert. Die Arten des Wasserfrosch-Komplexes (*Pelophylax* sp.) wurden nicht immer bis auf Artniveau bestimmt. Anzahlen wurden exakt notiert (Adult) bzw. geschätzt (Laich), wobei von 700 bis 1500 Eiern pro Ballen (Frösche) bzw. 10.000 Eier pro (100 %-bedecktem) m² Laichschnur-Ansammlung (Kröten) ausgegangen wurde (Trochet et al. 2014). Da der Baggersee „Mergelgrube“ zu spät (erst im Sommer 2019) in die Untersuchung aufgenommen wurde, konnte an diesem Gewässer keine standardisierte Amphibienerhebung durchgeführt werden.

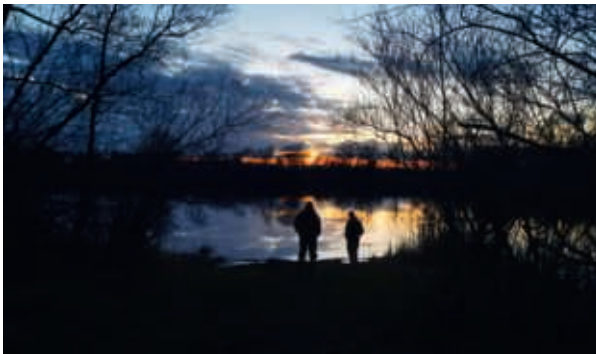


Abbildung 20: Amphibien werden am Abend verhört.

© OLE THEIS

Abbildung 21: Libellen wurden in den warmen Monaten bestimmt.

© ROBERT NIKOLAUS



Abbildung 22: Die Ufervegetation wurde in Transekten aufgenommen.

© EVA-MARIA CYRUS



Die Erfassung der Libellen (Abbildung 21) erfolgte in den warmen Monaten, indem je See eine Begehung entlang der gesamten Uferlinie erfolgte. Alle auf- oder vorbeifliegenden Libellen wurden, wenn möglich, mit einem handelsüblichen Libellennetz gefangen. Alle gefangenen oder anderweitig beobachteten Individuen wurden so genau wie möglich nach Lehmann & Nüss (2015) bestimmt. Die gefangenen Tiere wurden sofort wieder freigelassen. Die biologische Erhebung der adulten Libellen war dabei stark vom jeweiligen Zeitpunkt und von den vorherrschenden Witterungsbedingungen abhängig. Adulte Libellen wurden jeweils nur einmal vor und nach der Maßnahme beprobt, die Untersuchung 2021 fand generell früher im Jahr statt als 2017 und auch die Reihenfolge der Kontroll- und Maßnahmenseen war in beiden Jahren unterschiedlich. Zusätzlich ist ein Einflug adulter Libellen von anderen Gewässern der Umgebung nicht unwahr-

scheinlich. Aufgrund dieser potenziellen Einflüsse wurde auf eine statische Inferenz bei adulten Libellen verzichtet; die Betrachtung des aquatischen Larvenstadiums der Libellen erlaubt hier grundsätzlich ökologisch treffendere Aussagen über die Wirkung der Lebensraumaufwertungen. Folglich basierten die BACI-Analysen zur Wirksamkeit der Managementmaßnahmen auf Häufigkeitsdaten von aquatischen Libellenlarven in den einzelnen Baggerseen.

Das Makrozoobenthos wurde nach dem AESHNA-Verfahren (Miler et al. 2013, Brauns et al. 2016) erfasst (Abbildung 23). Dazu wurden alle verfügbaren Habitat-Typen an jeder Probenstelle getrennt voneinander beprobt (Multi-Habitat-Proben), in jedem See an mindestens vier Probenstellen (Abbildung 24). In den acht Seen, in denen im weiteren Projektverlauf Totholz eingebracht und Flachwasserzonen geschaffen wurden, entnahm die Forschungsgruppe an insgesamt sechs (in Totholzseen) bzw. neun (in Totholz und Flachwasserzonen) Stellen Multi-Habitat-Proben. Dafür wählte sie Stellen, an denen später die neuen Litoralhabitate geschaffen wurden, sowie Referenzstrecken (Abbildung 23). Aus finanziellen und

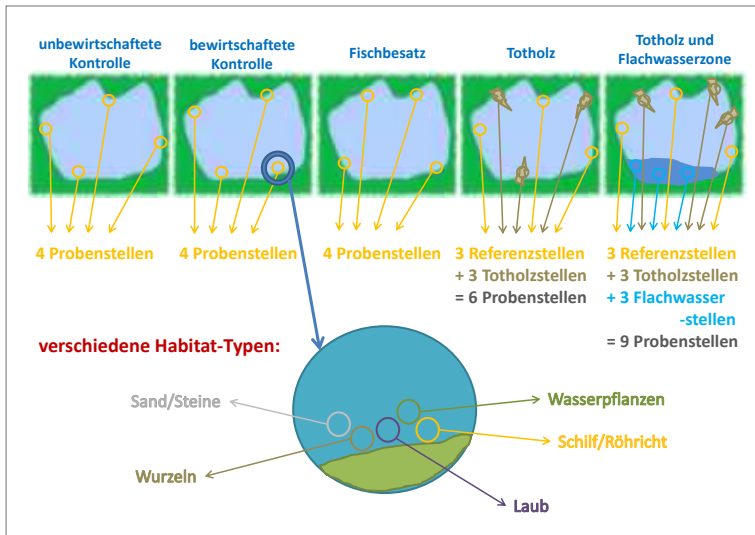


Abbildung 23: Darstellung des Beprobungsdesigns für Makrozoobenthos in den Baggerseen.

Abbildung 24: Das Makrozoobenthos wurde an mehreren Stellen und verschiedenen Lebensräumen aufgenommen.

© ROBERT NIKOLAUS



Abbildung 25: Jedes Totholz wurde detailliert aufgenommen.

© BAGGERSEE



zeitlichen Gründen der Probenauswertung wurde die Nacherhebung 2020 nur an je drei Seen der Kontroll-, Totholz- und Flachwasser- und Totholz-Gruppe durchgeführt (insgesamt N = 9 Seen).

Die Arten und Abundanz der Ufervegetation im Randstreifen wurden im Mai aufgenommen (Abbildung 22). An jedem Gewässer wurden insgesamt vier Transekte parallel zur Uferlinie von je 100 Meter Länge untersucht; je ein Transekt am Nord-, Ost-, Süd- und Westufer. In jedem Transekt wurden im 20-Meter-Abstand fünf Vegetationsaufnahmen in Beprobungsflächen von je einem Quadratmeter durchgeführt. Bäume über drei Meter Höhe wurden entlang des gesamten Transekts gezählt. Die Probennehmenden bestimmten alle Arten (krautige Vegetation, Bäume entlang des Transekts) nach Spohn et al. (2015). Innerhalb der Beprobungsflächen wurde die art-spezifische Abundanz nach Braun-Blanquet (1964) geschätzt.

4.4.5 Totholz

Die Erhebung des bereits vorhandenen litoralen Totholzes fand 2017 an allen 20 Kernseen (Abbildung 15) und 2018 an zusätzlich sechs unbewirtschafteten Baggerseen statt (Abbildung 25). In einem Design nach Kaufmann & Whittier (1997) (Abbildung 26) wurden mehrere Beprobungsflächen pro See untersucht. Im Uferbereich wurden die Bäume gezählt und entsprechend ihrer Höhe klassifiziert (Büsche < 3 m, kleine Bäume 3 – 10 m, große Bäume > 10 m). Zur weiteren Analyse wurde die Dichte (Anzahl pro m²) der drei Baumkategorien in der jeweiligen Beprobungsfläche (Uferbereich mit 10 x 10 m) berechnet. Unter Wasser wurde nach jedem Meter Entfernung vom Ufer die Tiefe gemessen sowie das vorhandene Totholz gezählt und vermessen. Das Totholz wurde anschließend in kleine und große Totholzstrukturen eingeteilt. Dafür wurden drei Kriterien festgelegt: 1) Länge ≥ 50 cm, 2) Durchmesser ≥ 5 cm, 3) Komplexität ≥ 2. Die Komplexität wurde anhand der Anzahl der Verästelungen bestimmt (1 = Stamm, 2 = erste Verästelung, 3 = zweite Verästelung, 4 = dritte Verästelung und 5 = vierte Verästelung). Totholz, das zwei oder mehr der genannten Punkte erfüllte, wurde als große Totholzstruktur klassifiziert, alle anderen Totholzstrukturen als kleine. Außerdem wurde festgehalten, wie viel sich von der Totholzstruktur unter Wasser befand. Das Forschungsteam errechnete aus diesen Daten die Menge und das Volumen des vorhandenen Totholzes in Baggerseen.

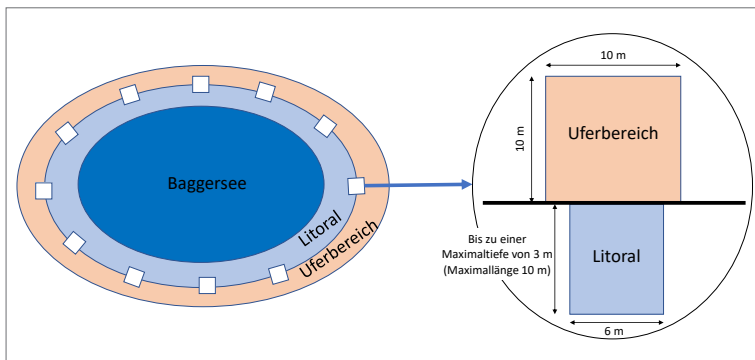


Abbildung 26: Darstellung des modifizierten Beprobungsdesigns zur Erfassung des Totholzes in den Baggerseen.

4.5 Statistische Verfahren zur biologischen Maßnahmenerfolgsmessung

Die im Projekt erhobenen biologisch-ökologischen Daten wurden mit einer Vielzahl verschiedener statistischer Messverfahren ausgewertet, jeweils angepasst auf den Umfang und die Qualität des vorliegenden Datensatzes. Welche statistischen Methoden für eine jeweilige Auswertung konkret Anwendung fanden, wird in den folgenden empirischen Kapiteln sowie den Primärpublikationen (z. B. Nikolaus et al. 2021, 2022, Matern et al. 2019, 2021, 2022a) ausgeführt. Nachfolgend soll nur das zentrale BACI-Verfahren etwas detaillierter gewürdigt werden.

Die wesentliche Maßnahmenerfolgsmessung umfasste den Vergleich der Wirkung von traditionellem Fischbesatz und von zwei Habitataufwertungsmaßnahmen, jeweils im Vergleich zu Kontrollseen. Dafür wurde ein besonders robustes statistisches Verfahren genutzt, das als Vorher-Nachher-Kontroll-Interventionsdesign (Before-After-Control-Impact, kurz BACI) bekannt ist (Stewart-Oaten et al. 1986, Underwood 1992, Chapman 1999, Christie et al. 2019). Darunter versteht man sowohl einen Versuchsplan also auch die daran anknüpfende statistische Datenanalyse, um die Auswirkungen einer Umweltmaßnahme isoliert von der natürlichen Variabilität und Entwicklung eines Gewässers zu betrachten.

Im Rahmen einer BACI-Analyse wurden zwei Aspekte der Umweltmaßnahme vergleichend betrachtet: (1) die zeitlichen Auswirkungen der Maßnahme, also der Vergleich von Zeitpunkten bzw. -räumen vor und nach Schaffung bzw. Umsetzung der Maßnahme (Before-After), sowie (2) der räumliche Vergleich von Gewässern, an denen die Maßnahmen durchgeführt wurde, mit Kontrollgewässern, an denen eine bestimmte Maßnahme nicht durchgeführt wurde (Control-Impact). Das BACI-Analysedesign gilt als besonders aussagekräftig und robust in der Freilandökologie (Smokorowski & Randall 2017, Christie et al. 2019), erfordert aber auch eine systematische und umfangreiche Datenaufnahme bzw. Messung der abhängigen Zielvariable (z. B. Fischabundanz) an Maßnahmen- und Kontrollgewässern sowie für Zeiträume vor und nach Durchführung der Maßnahme. BACI-Designs reichen dabei von Einzelmessungen an den jeweiligen Gewässern im Laufe der Zeit bis hin zu komplexen Untersuchungsdesigns, die zusätzlich eine räumliche Replikation (d. h. Beobachtung einer bestimmten Maßnahme an mehreren räumlich unabhän-

gigen Gewässern) und eine zeitliche Replikation (d. h. eine wiederholte Beobachtung der Zielvariable zu unterschiedlichen Zeitpunkten jeweils im Zeitraum vor und nach der Maßnahme) gewährleisten (Underwood 1994). Letzteres erfolgte bei BAGGERSEE. Die Nützlichkeit von BACI-Analysedesigns zur Abschätzung und Quantifizierung von Umweltauswirkungen oder des Einflusses von Umweltmaßnahmen belegen eine Vielzahl von (gewässer-) ökologischen Anwendungen u. a. zur Effektabschätzung

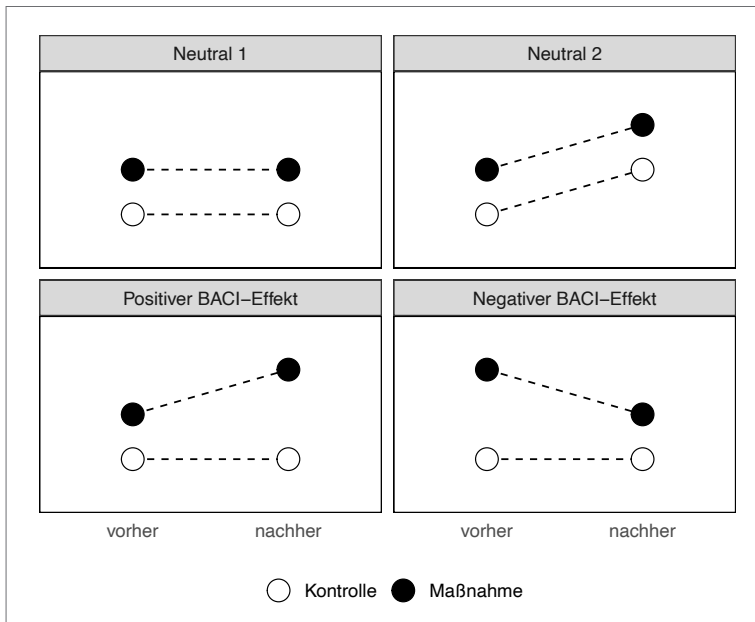


Abbildung 27: Konzept der Wechselwirkung mit möglichen Ergebnissen einer BACI-Studie (verändert nach Noble-James et al. 2018), zur Vereinfachung nur mit Mittelwerten ohne Streuung: (Neutral 1): keine zeitliche Veränderung sowohl am Kontroll- und Maßnahmengewässer; (Neutral 2): zeitliche Veränderung am Kontroll- und Maßnahmengewässer, aber in gleicher Ausprägung; (positiver BACI-Effekt): ein Anstieg der Zielgröße am Maßnahmengewässer bei gleichbleibender Kontrolle, was als positiver Maßnahmenerfolg interpretiert werden kann, (negativer BACI-Effekt): ein Rückgang der Zielvariable am Maßnahmengewässer bei gleichbleibender Kontrolle, was als negativer Maßnahmeneffekt interpretiert werden kann.

von Gewässerrenaturierungen und -management auf Fische und andere aquatische Organismengruppen (Smokorowski et al. 2006, Conner et al. 2016, Smokorowski et al. 2021), Auswirkungen von Kühlwassereinleitungen (Schroeter et al. 1993), Effekte von Wetterextremereignissen (Chevalier et al. 2019) oder Evaluierung von Schutzgebieten (Kerr et al. 2019, Wauchope et al. 2019).

Zu den besonders flexiblen und häufig genutzten statistischen Werkzeugen zur Datenanalyse im Rahmen von BACI-Designs gehören lineare und verallgemeinerte lineare gemischte Modelle (Bolker 2009, Pardini et al. 2018). Eine signifikante, negative als auch positive Wechselwirkung zwischen Maßnahme (Maßnahme- vs. Kontrollgewässer) und Zeit (vorher vs. nachher) weist darauf hin, dass eine jeweilige Aktion tatsächlich eine Auswirkung auf die Zielvariable (z. B. Fischabundanz) hatte (Underwood, 1994). Signifikant negative bzw. positive Wechselwirkungen zeigen an, dass die Auswirkung der Maßnahme zu einem Rückgang bzw. Anstieg der Zielgröße über den Betrachtungszeitraum und relativ betrachtet zur zeitlichen Entwicklung der Kontrollstandorte führt (Abbildung 27). BACI-Analysen sind in den Sozialwissenschaften auch als Unterschied-im-Unterschied-Ansätze (Difference-in-difference) bekannt (Fujitani et al. 2017).

4.6 Sozio-ökonomische Methoden

Im Projekt BAGGERSEE sollte nicht nur die ökologische Wirksamkeit der Maßnahmenumsetzung erforscht werden. Die Wirksamkeit sollte zudem sowohl aus Sicht der Erholungssuchenden als auch aus dem Blickwinkel der Angelvereine sowie Anglerinnen und Angler betrachtet werden. Löhnen sich Fischbesatzmaßnahmen oder aber die Schaffung von Flachwasserzonen im Sinne einer Kosten- vs. Nutzenkalkulation? Sodann stellte sich die Frage, wie man den Nutzen einer Habitataufwertungsmaßnahme ökonomisch oder sozial quantifizieren kann. Es kamen dafür Methoden der ökonomischen Bewertung zum Einsatz. Um den Hintergrund zu erläutern, muss zunächst etwas ausgeholt werden.

Viele Ökosystemleistungen wie Angelerlebnisse oder Naherholung weisen, nicht nur an Gewässern, Gemeinsamkeiten auf. Ihr Beitrag zum Wohlergehen der Menschen kann oft nicht direkt beziffert werden. Aus ökonomischer Sicht ist ein entscheidender Grund hierfür, dass die ökologischen

Leistungen nicht oder nur unvollständig über bestehende Märkte gehandelt werden (Hampicke 1991, Hanley und Barbier, 2009). Was ist der Preis für einen erholsamen Nachmittag am Baggersee? Da es keine Marktpreise dafür gibt, lässt sich der monetäre Wert nicht ermitteln. Nimmt man beispielsweise einen Spaziergang am See oder den Schutz biologischer Vielfalt im See und seinem Umfeld: Beides sind öffentliche Güter. Ein Spaziergänger muss für die Naherholung, den Anblick der schönen Seenlandschaft oder eines bedrohten Vogels nichts bezahlen. Das heißt auch, dass niemand von der Nutzung ausgeschlossen werden kann oder soll. Das führt dazu, dass für (direkte oder indirekte) Anbieter öffentlicher Güter, zu denen auch Angelvereine zählen, kein ökonomisch plausibler Anreiz besteht, beispielsweise die Uferwege für Spaziergängerinnen und Spaziergänger gepflegt zu halten. Da er von ihnen keine Einnahmen erhält, wird er sehr wahrscheinlich nur die Interessen der eigenen Mitglieder verfolgen. Auch hier stellt sich die Frage: Wie lässt sich der Wert einer Habitataufwertung im Uferbereich eines Baggersees berechnen? Auch das Angelerlebnis und deren Qualität werden nur teilweise auf Märkten gehandelt. Wären Anglerinnen oder Angler bereit, mehr für ihr Angelerlebnis zu bezahlen (und damit eine höhere Wertschätzung anzudeuten), wenn dazu auch gehört, einen Eisvogel in der unberührten Uferlandschaft beobachten zu können? Lohnt es sich daher mehr in derartige Erlebnisse zu investieren, als Vereinsbeiträge für Fischbesatz auszugeben? Am Ende, so die ökonomische Argumentation, führt die fehlende Kenntnis über die von Menschen nachgefragten Qualitäten von Umweltgütern dazu, dass öffentliche Güter in der Regel eher zu wenig oder in unzureichender Qualität angeboten werden (Polasky et al. 2019).

Ein Ansatz, um diesem Problem zu begegnen, ist, Informationen über den potenziellen Marktwert der öffentlichen Güter sowie von Charakteristiken (z. B. Artenreichtum von anderen Arten als Fischen am Gewässer, Fischfangaussicht, Distanz zum Wohnort, Gewässerqualität) bestimmter nicht auf Märkten gehandelter Güter (wie ein Angelerlebnis am Gewässer) zu erheben. Sie können mithilfe von ökonomischen Bewertungsverfahren, in der Regel über Umfragestudien, erlangt werden (Heal et al. 2005, Ninan 2014, Koetse et al. 2015). Die Informationen, die die Nachfrage nach den öffentlichen Gütern abbilden, können dann von Entscheidungsträgern für das Ressourcenmanagement herangezogen werden und dienen der Abwägung von positiven und negativen Effekten im Fall von Zielkonflikten. Das Instrument zur umfassenden Abwägung dieser Effekte ist aus ökonomischer

nischer Sicht die Kosten-Nutzen-Analyse (Boardman et al. 2017, de Rus 2021), in der alle relevanten positiven (Nutzen) und negativen (Kosten) Effekte eines Vorhabens in vergleichbaren Geldeinheiten ausgedrückt und einander gegenübergestellt werden. Ziel ist es festzustellen, ob bestimmte Investitionen rentabel sind. Lohnt sich der Bau einer Flachwasserzone, wie im Projekt BAGGERSEE? Den positiven Aspekten (z. B. Schutz der Arten) stehen negative Effekte (z. B. Kosten durch Einsatz knapper Ressourcen) gegenüber.

Es gibt zwei Ansätze, um den ökonomischen Wert von Veränderungen im Ökosystem zu bestimmen (Hanley & Barbier 2009, Koetse et al. 2015, OECD 2018). So kann erstens versucht werden, aus beobachtbarem Verhalten eine Wertschätzung der Menschen für Merkmale der Umwelt oder des Umwelterlebnisses abzuleiten. Zweitens können Individuen direkt nach ihrer Wertschätzung für eine Veränderung in Natur und Landschaft befragt werden. Bei dem auf beobachtbarem Verhalten beruhenden Verfahren wird beispielsweise erfasst, welche Entfernung Besucher zurücklegen, um ihren bevorzugten See zu erreichen. Zudem besuchen sie diesen See mit einer bestimmten Häufigkeit. Beide Angaben, Entfernung und Häufigkeit, können herangezogen werden, um über die damit verbundenen zeitlichen und finanziellen (Reisekosten) Aufwendungen für einen Seebesuch einen Mindestwert für die Wertschätzung des besuchten Sees zu errechnen. Die wesentliche Annahme bei diesem Ansatz ist, dass den Personen ein Besuch (mehrere Besuche) mindestens die Ausgaben für das Verkehrsmittel wert sein müssen, da sie sonst den See nicht besuchen würden. Die Methode wird auch als Reisekostenmethode bezeichnet. Diese wurde in BAGGERSEE nicht eingesetzt, da die Reisedistanzen gerade bei den Anglerinnen und Anglern als zu wenig variabel eingeschätzt wurden.

Eine andere Methode, die auf beobachtbarem Verhalten aufbaut, ist die hedonische Preisbildung (Hanley & Barbier 2009). Bei Verwendung dieser Methode werden Immobilienpreise genutzt, um eine Wertschätzung für z. B. Natur in einer bestimmten Qualität abzuleiten. Wird für ein Haus in der Nähe eines Sees ein höherer Preis gezahlt als für ein Haus, das sehr weit entfernt von einem See liegt, alle anderen Eigenschaften wie Baujahr und Anzahl der Zimmer aber gleich sind? Auch diese Methode bot sich bei BAGGERSEE nicht an, da es um die Bewertung von Naherholung an sich ging.

Im Gegensatz zu den Verfahren, die auf beobachtbarem Verhalten aufbauen, wird bei der zweiten Gruppe von Verfahren angestrebt, direkt einen hypothetischen Markt zu errichten (Hanley & Barbier 2009, OECD 2018), in dem befragte Menschen Wahlentscheidungen fällen müssen. Aus diesen wird dann statistisch errechnet, welchen Wert die Menschen bestimmten Umweltgütern oder Merkmalen von Umweltgütern beimessen. Der Vorteil dieser Methoden ist es, dass sowohl Zustände in der Zukunft bewertet werden können, die noch nicht existieren, als auch nutzungsunabhängige, d. h. beispielsweise auch der Wert, den Menschen der Existenz von vielfältigen Artengemeinschaften beimessen, selbst wenn sie die Biodiversität selbst nicht nutzen. So könnten auch Personen, die Baggerseen nicht zur Erholung aufsuchen, eine Wertschätzung für den Schutz gefährdeter Arten in und an Baggerseen haben. Auf der Grundlage von beobachtetem Verhalten könnte diese Wertschätzung jedoch nicht abgeleitet werden, da in diesem Fall erstens die eigene Nutzung erforderlich ist und zweitens beobachtetes Verhalten per Definition immer in der Vergangenheit liegt. Zur Errichtung der hypothetischen Märkte für Umweltgüter werden in der Regel Umfragen genutzt. Teilnehmende werden gefragt, wie viel sie bereit sind auszugeben, um das Angebot an öffentlichen Gütern zu verbessern oder eine Verschlechterung zu verhindern. Die auf den hypothetischen Märkten geäußerte Zahlungsbereitschaft wird als Maß für den individuellen Nutzen aus Veränderungen der Ökosystemleistungen verwendet. Genau diese Verfahren wurden in BAGGERSEE eingesetzt.

Vor diesem Hintergrund zielten die ökonomischen Arbeiten im Projekt BAGGERSEE darauf ab, einen Beitrag zur Schließung verschiedener Wissenslücken im Hinblick auf die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen von Baggerseen zu leisten. Die erste Frage drehte sich darum, wie die Befragten aus Niedersachsen die Erholung an Baggerseen einschätzen. Dabei wurde zwischen Anglerinnen bzw. Anglern und übrige Bevölkerung unterschieden. Die Quantifizierung der bestehenden Ökosystemleistung „Erholung“ erfolgte basierend auf Angaben zur Erholungsnutzung beider Gruppen in separat durchgeführten Umfragen. Die zweite Frage lautete: Wie sehen die beiden Nutzergruppen Veränderungen im Angebot der Ökosystemleistungen von Baggerseen als Folge von veränderter Hege? Die Umsetzung von Maßnahmen zur Aufwertung von Lebensräumen in und an Baggerseen kann zu einem anderen Angebot verschiedener Ökosystemleistungen führen. Zur ökonomischen Bewertung dieser Veränderungen wurden Choice-Experimente (Mariel et al. 2021) in den Befragungen

der beiden Nutzergruppen eingesetzt. Sie erlauben es, eine Veränderung nicht nur als Ganzes zu bewerten, sondern ermöglichen Rückschlüsse darauf, wie einzelne Ökosystemleistungen jeweils bewertet wurden. Diese Informationen sind für ein Management der Baggerseen wichtig, da beide Nutzergruppen bestimmte Ökosystemleistungen unterschiedlich bewerten und sich daraus Konflikte ergeben könnten. Baden und Schwimmen an Baggerseen führen beispielsweise immer wieder zu Streit zwischen Anglerinnen und Anglern und anderen Nutzern. Drittens war die ökonomische Bewertung von biologischer Vielfalt, abgebildet durch den Schutz bedrohter Arten, wichtig. Die Gegenüberstellung der Nutzen und Kosten war schließlich viertens ein zentrales Ziel der ökonomischen Analysen im Projekt BAGGERSEE. Sie sollten zeigen, ob die Kosten der Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung unter- oder oberhalb des Nutzens daraus liegen.

Das Projekt BAGGERSEE befragte Interessierte sowie Anglerinnen und Angler aus niedersächsischen Angelvereinen, wie viel sie bereit sind zu zahlen, damit Lebensräume an Baggerseen aufgewertet werden können. Dadurch konnten ökonomische Zahlen gewonnen werden. Analog dazu mussten die Teilnehmenden darüber informiert werden, was für Veränderungen sich durch die verschiedenen Maßnahmen an den Baggerseen ergeben. Ändert sich durch ein Managementprogramm z. B. die Möglichkeit, an einem Gewässer eine Freizeitaktivität in einer bestimmten Form durchzuführen, oder ändert sich nur die Häufigkeit oder Präsenz einer bedrohten Art oder eines anderen Qualitätsmerkmals des Gewässers (z. B. Zugänglichkeit des Ufers), das während der Naherholung erfahren werden kann? Die genaue Kenntnis über die zu erwartenden Änderungen an einem Gewässer ist wichtig, damit die Befragten ihre Präferenz artikulieren können. Zum anderen müssen Informationen über die Ausgestaltung des hypothetischen Marktes gegeben werden. Hierzu gehört, wie die geäußerte Zahlungsbereitschaft abgeführt (Zahlungsinstrument) und wie oft gezahlt werden muss (zum Beispiel einmalig oder jährlich). Wer soll das Geld bekommen und wer führt die Aktionen durch (z. B. Angelvereine, Kommunen oder eine Landesregierung)? Ziel der Befragung ist es, die Bedingungen und Gegebenheiten eines Marktes für private Güter – einer Angelausrüstung oder einem Paar Wanderschuhe – möglichst realistisch zu spiegeln, während ein Markt zur Nachfrage nach öffentlichen Gütern (wie Naherholung an einem Baggersee) konstruiert wird. Es handelt sich also in der Umfrage um die Beschreibung und Konstruktion eines hypothetischen Marktes für die Naherholungsqualität.

Bei den Bewertungsmethoden, mit deren Hilfe hypothetische Märkte im Rahmen von Umfragen errichtet werden können, sind die Kontingente Bewertung sowie Choice-Experimente (Auswahlexperimente) zu unterscheiden (Hanley & Barbier 2009, OECD 2018). Der wesentliche Unterschied zwischen beiden Methoden ist, dass bei der Kontingenten Bewertung eine Umweltveränderung als Ganzes bewertet wird, während bei Choice-Experimenten die Umweltveränderung über mehrere Merkmale beschrieben wird. Der wesentliche Vorteil der Choice-Experimente ist, dass mit ihrem Einsatz umfangreichere Informationen über die Bewertung von Veränderungen im Angebot von Ökosystemleistungen gewonnen werden können. Angenommen, Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung eines Sees würden die Menge an Fischen im See erhöhen, den Schutz bedrohter Arten fördern und die Erholungsmöglichkeiten im Umfeld des Sees verbessern, dann können Choice-Experimente darüber Auskunft geben, ob und in welchem Umfang diese Veränderungen im Einzelnen von den befragten Personen bewertet werden. Die Kontingente-Bewertung würde nur einen Zahlungsbetrag für alle drei Änderungen insgesamt abfragen. Deswegen setzte BAGGERSEE Choice-Experimente ein.

Ein zentraler Kritikpunkt an der Nutzung hypothetischer Märkte für die Bewertung von öffentlichen Gütern „Ökosystemleistungen“ in Umfragen ist, dass die während der Befragung geäußerte Zahlungsbereitschaft nicht wirklich geleistet werden muss. Sie bleibt also hypothetisch (Haghani et al. 2021). Die Befragten könnten ihre Zahlungsbereitschaft höher angeben, damit es zu Veränderungen kommt, ohne dafür real bezahlen zu müssen. Diesem Problem kann zum einem durch ein entsprechendes Design der Umfragen begegnet werden (Johnston et al. 2017, Mariel et al. 2021), zum anderen für die Kosten-Nutzen-Analysen die Sensitivität der Ergebnisse auf die Höhe der geäußerten Zahlungsbereitschaften untersucht werden (Boardman et al. 2017). Je robuster die Ergebnisse sind, desto weniger ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Zahlungsbereitschaft zu falschen Schlüssen und damit zu Fehlentscheidungen führt.

Das Forschungsteam vom Projekt BAGGERSEE befragte in Niedersachsen Lebende sowie die dort organisierten Anglerinnen und Angler. Mehrere tausend Personen nahmen online (Bevölkerung) bzw. an einer kombinierten Online- und schriftlichen Briefumfrage teil. Die Umfrage erhob eine Reihe demografischer, anglerischer und sonstiger Nutzungsdetails und erfragte auch eine Vielzahl von Informationen zu Einstellungen, Nor-

men und Überzeugungen zu verschiedenen Aspekten wie die Ziele der fischereilichen Hege, Einstellung zu verschiedenen Hegemaßnahmen, ihrer wahrgenommenen Effizienz sowie Präferenzen für den Schutz von Fischen und anderen Organismengruppen. In beiden Umfragen wurden visuelle Choice-Experimente eingesetzt, die die Vorlieben für Merkmale von Baggerseen in der Bevölkerung und der Anglerschaft erhoben. Einige dieser Merkmale beschrieben Biodiversität, wie die Ausstattung von Baggerseen mit bedrohten Fischarten und bedrohten anderen Arten. Im Choice-Experiment für Anglerinnen und Angler wurden auch Präferenzen für den Fang von Raub- und Friedfischen erhoben. Die gesammelten Umfragedaten wurden zunächst deskriptiv ausgewertet (Mittelwerte, Anteilswerte). Die Choice-Daten wurden zusätzlich mit ökonometrischen Modellen, wie conditional-logit-Modellen und latent-class-Modellen ausgewertet. Die in diesen Analysen ermittelten Vorlieben lassen sich in marginale Zahlungsbereitschaften umrechnen, wodurch die Bedeutung z. B. des Merkmals Präsenz bedrohter Arten an Baggerseen für Bevölkerung und Anglerinnen und Angler in Geldeinheiten quantifiziert werden kann. Die Zahlungsbereitschaft floss in Kosten-Nutzen-Analysen zur Bewertung der ökonomischen Effizienz von Uferaufwertungsmaßnahmen ein. Methodische Details zu den Umfragen und Auswertungen finden sich in Kapitel 9 bzw. den dort beschriebenen Unterkapiteln sowie in der Primärliteratur aus dem Projekt (z. B. Meyerhoff et al. 2022).

4.6.1 Umfrage unter Anglerinnen und Anglern

Im Winter 2017/18 wurden zufällig ausgewählte Anglerinnen und Angler aus zehn Angelvereinen zu ihrem Angelverhalten, ihren Einstellungen zum Angeln und zur Bewirtschaftung der Vereinsgewässer befragt. Die Umfrage wurde in Kooperation mit dem imug-Institut in Hannover durchgeführt. Für die Stichprobe wurden die Mitgliedslisten der zehn Vereine herangezogen. Je Verein wurden 550 Personen zufällig ausgewählt. Diese erhielten im nächsten Schritt per Post ein Anschreiben auf dem Briefpapier des Vereins sowie den Fragebogen. Beigelegt waren außerdem ein frankierter Rückumschlag sowie, als ein Dankeschön vorab, ein Päckchen Angelhaken. Im Schreiben wurde darauf hingewiesen, dass die Umfrage auch online beantwortet werden kann. Die Einladung wurde Anfang November 2017 an 5.500 Anglerinnen und Angler versendet. Ende November bis Mitte Dezember wurden die Personen erneut angeschrieben, die bis zu diesem Zeitpunkt noch nicht geantwortet hatten. Der Fragebogen wurde erneut mitgeschickt.

Dieser, nach einer kurzen Einleitung und einigen Begriffsdefinitionen, startete mit der Frage nach dem letzten Angeljahr vor dem Interview. Anschließend wurde abgefragt, an welchen Baggerseen die Teilnehmenden angeln waren. Sie wurden gebeten, die Namen dieser zu nennen sowie die Anzahl der Angeltage jeweils zu beziffern. Weiterhin wurde sich nach Angeltagen an anderen Gewässern – sowohl vereinseigene als auch fremde – Lieblingsfischarten und Angelvorlieben erkundigt. Bevor der Abschnitt mit dem Choice-Experiment begann, wurde gefragt, mit welchem vereinseigenen Baggersee die Person am besten vertraut ist. Sie wurden anschließend darüber informiert, dass dieser Baggersee im weiteren Verlauf des Interviews als Hausbaggersee bezeichnet wird. Der Hausbaggersee diente im Choice-Experiment als Referenz für die Auswahlentscheidungen. Für diesen Hausbaggersee wurde im Hinblick auf die verwendeten Attribute der Status quo abgefragt und das Bewertungsszenario vorgestellt. Es folgten die Choice-Sets mit der Bitte, eine Auswahl zwischen den gezeigten Alternativen zu treffen. Im Anschluss drehte sich die Fragestellung um die Meinung zu Hegemaßnahmen. Der Fragenkatalog endete mit Angaben zum eigenen Angeln sowie zur Person.

Insgesamt wurde die Umfrage von 2.130 Anglerinnen und Anglern beantwortet; dies entspricht einer Antwortquote von 37,8 Prozent. Von diesen Teilnehmern haben 945 die Umfrage online beantwortet (44 %). Insgesamt wurden 1.976 Interviews für die Auswertung der Choice-Experimente verwendet. Die Anzahl der auswertbaren Interviews wich bei anderen Fragen von dieser Zahl ab. Insbesondere bei Teilnehmenden, die die Umfrage schriftlich beantwortet haben, fehlten (Teil-) Antworten.

4.6.2 Bevölkerungsbefragung

Im Jahr 2018 wurde Personen aus Niedersachsen zu ihrem Freizeitverhalten an Baggerseen online befragt. Sie wurden, nach einem repräsentativen Online-Panel der Firma Respondi, zufällig ausgewählt und zum Mitmachen per E-Mail aufgefordert. Als Grund für die Umfrage wurde angegeben, dass damit die Bedeutung von Erholung in der Natur, speziell an Gewässern, ermittelt werden soll. Dies ergab einen Datensatz von 1.311 vollständigen Interviews.

Der Fragebogen begann mit generellen Fragen zum eigenen Erholungsverhalten, d. h. Naturfreizeitaktivitäten. Es folgte: Welchen See besuchten Sie zuletzt, um sich zu erholen? Mithilfe der Computermouse konnte dieser

auf einer Online-Karte, die in die Umfragesoftware integriert war, markiert werden. So war es möglich, die Geo-Koordinaten der besuchten Gewässer auszulesen. Teilweise wurden Inhalte aus der Befragung gespiegelt. Zentraler Punkt war eine Choice-Befragung zur Zahlungsbereitschaft für bestimmte Merkmale von Baggerseen (vgl. Kapitel 6.1.7 sowie 6.2.3).

5 Biodiversitätsausstattung von Baggerseen

Robert Nikolaus, Sven Matern, Malwina Schafft, Alessandro Manfrin, Daniel Hering, Christian Wolter & Robert Arlinghaus

In diesem Kapitel wird die im Projekt dokumentierte Artenvielfalt der verschiedenen untersuchten Taxa über alle beprobten Baggerseen zusammengefasst. Das soll einen Überblick über das Biodiversitätsreservoir von Baggerseen liefern. Zu betonen ist, dass sich diese Studie auf Artenvielfalt als Biodiversitätsmaß beschränkt. Da es in der öffentlichen Wahrnehmung der am stärksten reflektierte Teil der Biodiversität ist. Auch basieren viele Naturschutzkonzepte auf dem Artenschutz und dem Schutz besonders gefährdeter Arten.

5.1 Arteninventar an Baggerseen

Baggerseen sind Lebensräume für eine Vielzahl von Arten unterschiedlicher Organismengruppen. Das Projektteam identifizierte an 39 taxaübergreifend untersuchten Baggerseen insgesamt 898 Taxa (Arten bzw. bei einigen schwer identifizierbaren Organismengruppen Gattungen oder Familien). Anteilig wurde der größte Artenreichtum bei der Ufervegetation (43 %) und beim Makrozoobenthos (27 %) nachgewiesen. Terrestrische Gruppen (Ufervegetation und Singvögel) machten knapp die Hälfte (51 %) der gefundenen Arten aus, während auf die aquatischen Gruppen (Fische, Wasserpflanzen und Makrozoobenthos) 39 Prozent der gefundenen Arten entfielen (das Zooplankton wurde nicht untersucht). 48 Prozent der nachgewiesenen Arten oder Artengruppen stammten aus dem Tierreich und 52 Prozent aus dem Pflanzenreich. Im Mittel wurden je Baggersee acht Fischarten (2 – 15 Arten), zehn submerse und emerse Makrophytenarten (0 – 24 Arten), 62 Makrozoobenthosarten/artengruppen (33 – 91 Arten/Artengruppen), neun Libellenarten (2 – 20 Arten), zwei Amphibienarten

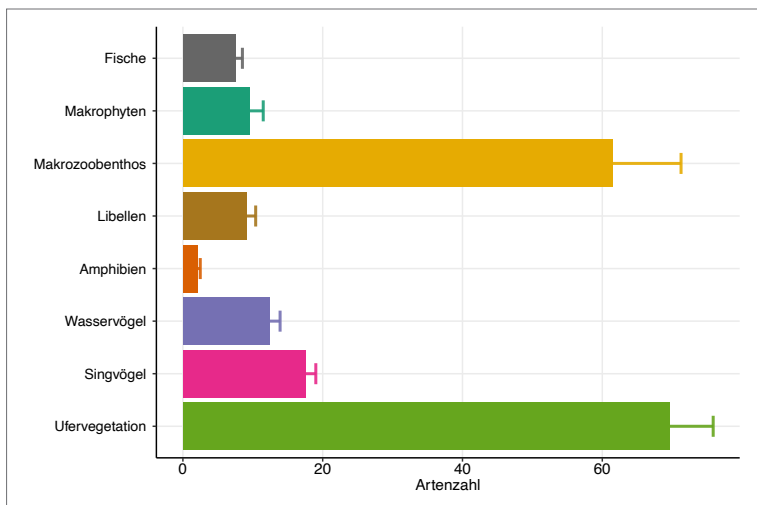


Abbildung 28: Mittlere nachgewiesene Artenzahl an und in Baggerseen bei verschiedenen Organismen-Gruppen.

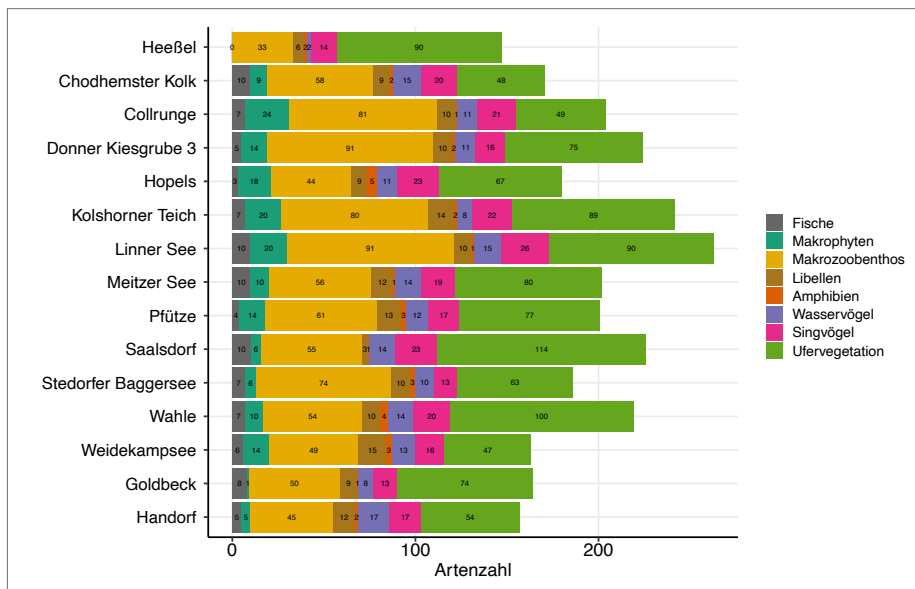


Abbildung 29: Artenvielfalt an verschiedenen Baggerseen, in denen auch das Makrozoobenthos beprobt wurde (Heeßel hatte keine Fischbeprobung).

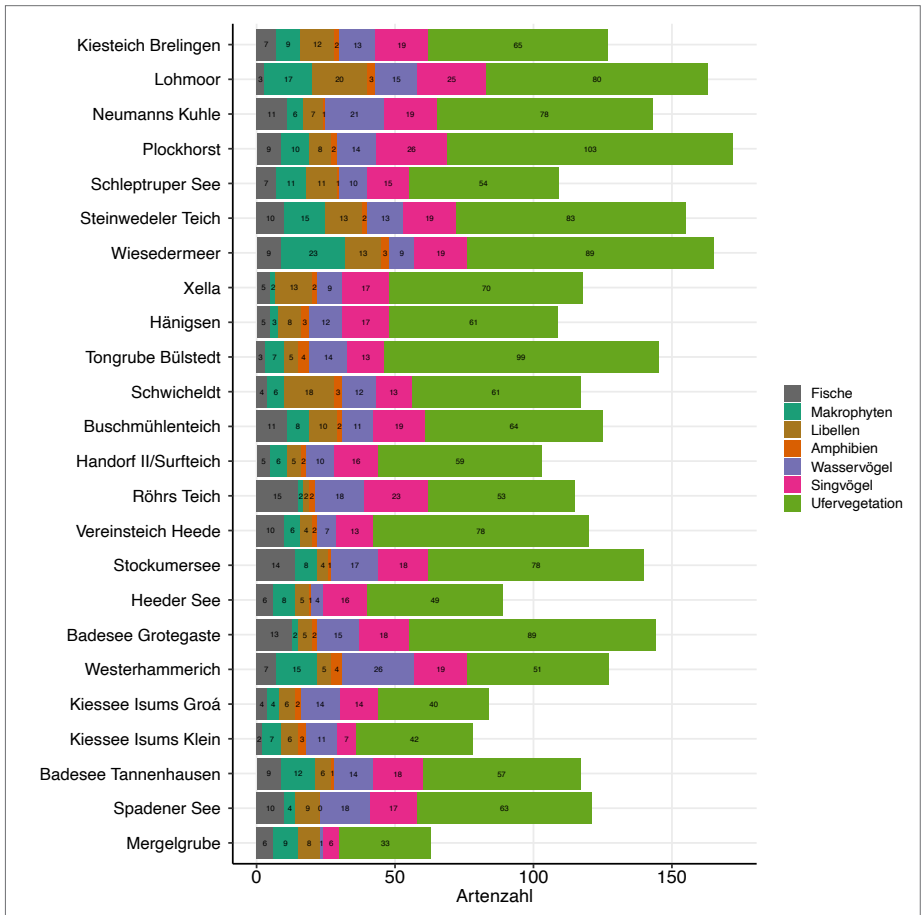


Abbildung 30: Artenvielfalt an Baggerseen, an denen keine Makrozoobenthos-Beprobung erfolgte (Mergelgrube hatte keine Amphibienbeprobung).

(0 – 5 Arten), 12 Wasservogelarten (1 – 25 Arten), 17 Singvogelarten (6 – 25 Arten) und 70 Uferpflanzenarten (33 – 114 Arten) nachgewiesen (Abbildung 28). Eine seespezifische Darstellung des Arteninventars über alle Taxa für jeden der untersuchten Baggerseen findet sich in Abbildung 29 für Baggerseen mit Erhebung des Makrozoobenthos und in Abbildung 30 für Seen ohne Makrozoobenthosbeprobung. Es ist deutlich sichtbar, dass an den meisten Seen die Ufervegetation sowie das Makrozoobenthos die größten Beiträge zum Artenreichtum lieferten.

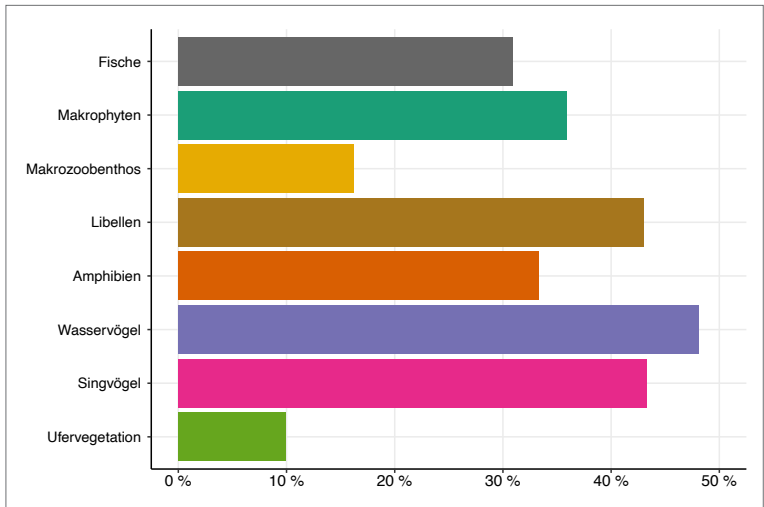


Abbildung 31: Anteil der insgesamt an und in 39 Baggerseen nachgewiesenen Arten am nationalen Arteninventar (Artenlisten Deutschlands).

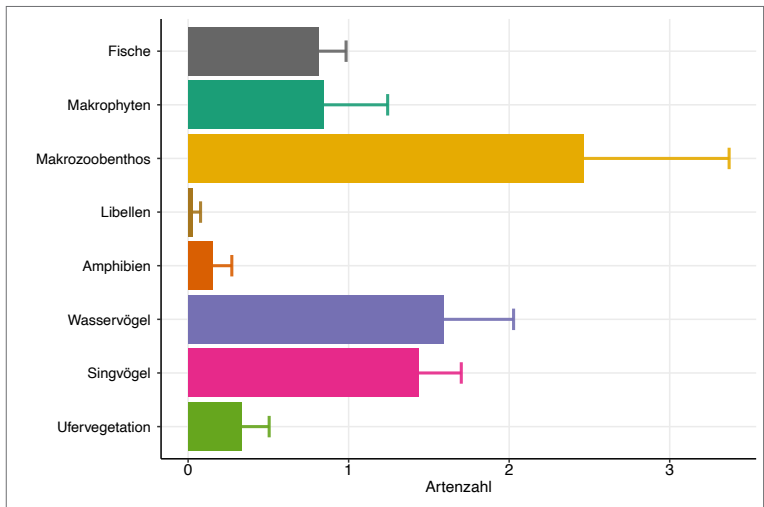


Abbildung 32: Mittlere Anzahl der an und in Baggerseen nachgewiesenen gefährdeten Arten verschiedener Organismen-Gruppen.

Im Vergleich mit den in Deutschland vorkommenden Arten wurden über alle untersuchten Baggerseen insgesamt ca. 15 Prozent des Arteninventars der untersuchten Taxagruppen nachgewiesen (Abbildung 31). Der insgesamt geringe Wert erklärt sich durch die Berücksichtigung zweier sehr artenreicher Taxa: die Farn- und Blütenpflanzen mit 3.896 Arten und das Makrozoobenthos mit 1.470 Arten in Deutschland. Bei diesen beiden Taxa-Gruppen wurden trotz der insgesamt hohen Artenvielfalt „nur“ 10 Prozent bzw. 16 Prozent der Arten an den Baggerseen nachgewiesen. Bei allen anderen Taxa waren die Anteile der an Baggerseen nachgewiesenen Arten am nationalen Arteninventar der jeweiligen Taxagruppe deutlich höher. An den im Projekt untersuchten Baggerseen wurden beispielsweise zwischen 31 Prozent (Süßwasserfische und Neunaugen sowie Europäischer Aal) und 48 Prozent (Brutvögel mit festem Bezug zum Wasser) des gesamten in Deutschland bekannten Artenreichtums nachgewiesen (Abbildung 31).

Die Mehrheit der an den Baggerseen nachgewiesenen Arten umfasste in Deutschland ungefährdete Arten. Allerdings wurden auch diverse gefährdete oder sogar stark gefährdete Arten dokumentiert. Im Durchschnitt wurden je Baggersee acht in Deutschland gefährdete Arten detektiert, darunter je zwischen einer und drei gefährdeten Arten aquatischer Invertebraten (Wirbellose), Wasservögel und Singvögel (Abbildung 32).

5.2 Fische

Fische sind die Zielorganismen der Anglerinnen und Angler. Sie wurden daher besonders intensiv untersucht. Es fanden sich in 50 untersuchten Baggerseen 30 Fischarten mit durchschnittlich neun Fischarten pro Baggersee (Abbildung 28). Es wurden zwischen zwei und 15 Fischarten je Baggersee detektiert. Barsch und Rotaugen zählten mit mehr als 80 Prozent zu den weitverbreitetsten Arten (Abbildungen 33, 34). Es folgten Aal, Hecht, Rotfeder, Schleie und Brasse/Brachse/Blei.

Deutlich seltener wurden Kleinfischarten wie Ukelei und Bitterling (*Rhodeus amarus*) nachgewiesen (Abbildung 33). Da durch Angelvereine regelmäßig der global bedrohte Europäische Aal in Seen besetzt wird, war diese Art auch in einem Großteil der Baggersee (78 %) zu finden (vgl. auch Kapitel 7.1). Zwei weitere bundesweit gefährdete Arten (Freyhof 2009), Karausche und Große Maräne (*Coregonus lavaretus*) wurden in

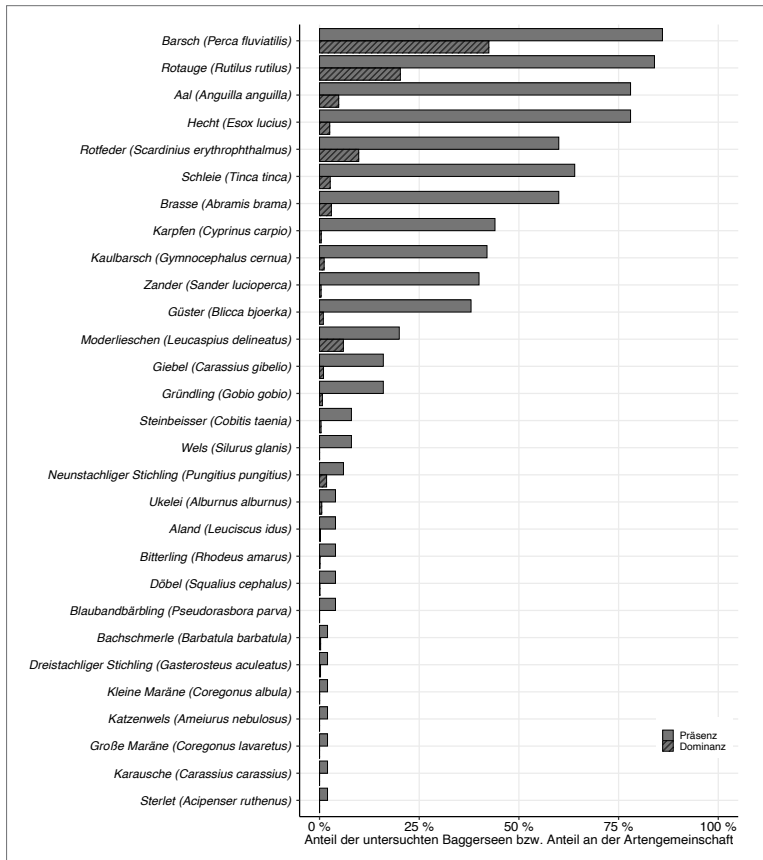


Abbildung 33: Präsenz und Dominanz der nachgewiesenen Fischarten in 50 untersuchten Baggerseen, unabhängig, ob es sich um bewirtschaftete oder unbewirtschaftete Baggerseen handelte.

jeweils nur einem Baggersee nachgewiesen. Gebietsfremde Fischarten wie Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) oder Brauner Katzenwels (*Ameiurus nebulosus*) wurden nur in Einzelexemplaren und insgesamt höchst selten detektiert. Dominiert wurden die Fischgemeinschaften, die in 50 bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen mit verschiedenen Fanggeräten (Elektrofischerei und Multimaschennetzen) nachgewiesen wurden, von Barschen, Rotaugen/Plötzen, Rotfedern, Moderlieschen, Brassen, Aalen und Hechten (Abbildung 33).



Abbildung 34: Barsche kommen in Baggerseen regelmäßig (hohe Präsenz) und in großen Anteilen (Dominanz) vor.

© FLORIAN MÖLLERS

5.3 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos ist eine wichtige Organismengruppe im Litoral von Seen und überdies zentrale Nahrung von Fischen. Deswegen wird diese Artengruppe etwas umfassender erläutert.

Das Makrozoobenthos umfasst alle wirbellosen Tiere, die mit bloßem Auge erkennbar sind und die auf der Sohle eines Gewässers leben. Dazu zählen Wenigborstige Würmer (Oligochaeta), Egel (Hirudinea), Muscheln (Bivalvia), Schnecken (Gastropoda), Krebstiere (Crustacea) und vor allem Insekten. Die meisten Insekten verbringen nur einen Teil ihres Lebenszyklus im Wasser: Während sich Eistadien, Larven und ggf. Puppen im Gewässer entwickeln, leben die geflügelten Tiere (Imagines) an Land. Diesem Lebenszyklus folgen unter anderem Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Libellen (Odonata), Köcherfliegen (Trichoptera), Fliegen (Brachycera) und Mücken (Nematocera). Ausnahmen bilden die Gruppen der Wasserkäfer (Coleoptera) und Wasserwanzen (Heteroptera), die in vielen Fällen auch als Imagines im Wasser leben können.

Die Lebensbedingungen im Litoral (der Uferzone) und im Profundal (der Tiefenzone) unterscheiden sich grundlegend. Im Profundal ist das Nahrungsangebot durch abgestorbene und abgesunkene Planktonorganismen meist hoch; dafür sinkt der Sauerstoffgehalt des Wassers im Lauf des Sommers stark ab; in vielen Seen ist das Tiefenwasser im Sommer fast sauerstofffrei. Unter diesen Bedingungen können nur wenige anspruchslose Arten überleben, die mit der zeitweiligen Sauerstoffarmut zurechtkommen. Dazu zählen bestimmte Larven von Zuckmücken (Chiro-

nomidae) und einige Wenigborstige Würmer (Oligochaeta), die Sauerstoff mit Hämoglobin speichern können und so die sauerstoffarmen Zeiten überleben. Sie können das hohe Nahrungsangebot im Profundal exklusiv nutzen und kommen meist in sehr hohen Dichten vor. Andere Profundalbewohner, z. B. die Büschelmücken (Chaoboridae), verbringen die Zeit zwischen Sonnenaufgang und Sonnenuntergang in der Tiefenzone und begeben sich in den Nachtstunden in höher gelegene Wasserschichten, wo sie Planktonorganismen jagen. In der Hellphase bleiben sie so optisch jagenden Räubern (z. B. Jungfischen) verborgen.

Im Litoral hingegen sind die Bedingungen günstiger und wesentlich vielfältiger. Das Wasser ist meist sauerstoffreich und es gibt zahlreiche verschiedene Habitate, die arten- und individuenreich besiedelt sind. Die in diesem Buch vorgestellten Untersuchungen zum Makrozoobenthos beziehen sich ausschließlich auf den Uferbereich. Die dortigen Habitate und vorherrschenden Bedingungen sind sehr unterschiedlich. Im Litoral von Baggerseen dominieren zumeist sandige Substrate, die sich häufig mit feinpapulären organischem Material vermischen. Dementsprechend kommen in diesem Habitat vorwiegend Organismen vor, die sich von dem organischen Anteil des Substrates ernähren und in (nicht auf) dem Substrat leben. Dazu zählen ähnliche Organismen, die auch das Profundal besiedeln, z. B. viele Arten aus der Familie der Zuckmücken (Chironomidae) und der Wenigborstigen Würmer (Oligochaeta). Im Unterschied zu ihren Verwandten im Profundal sind die Sandbesiedler des Litorals jedoch auf Sauerstoff angewiesen und überleben Sauerstoffarmut meist nur kurz.

Ist das Substrat gröber (z. B. kiesig), so kann sich auf dem lagestabileren Substrat ein Biofilm bilden, und das Spektrum der besiedelnden Organismen wird größer. Biofilme sind vorwiegend aus ein- oder mehrzelligen Algen, Cyanobakterien (Blaualgen), Bakterien und Pilzen aufgebaut sowie aus Substanzen, die von diesen Organismen abgegeben werden. Sie bilden eine dünne Schicht auf der Oberfläche lagestabiler Substrate, dessen Konsistenz am ehesten mit Zahnbelag vergleichbar ist. Von diesen Biofilmen ernähren sich zahlreiche Organismen, die zu dem Ernährungstyp der Weidegänger (Grazer) zusammengefasst werden. Die meisten dieser Organismen schaben den Biofilm mit ihren Mundwerkzeugen ab; dazu zählen die meisten Wasserschnecken und Eintagsfliegenlarven, aber auch einige Köcherfliegenlarven.

Aus Sicht des Makrozoobenthos bildet die Ufervegetation, z. B. Röhricht oder Schwimmblattpflanzen, ein eigenes dreidimensionales Habitat, das Versteckmöglichkeiten und vielfältige Nahrungsressourcen bietet. Dabei ernähren sich nur wenige Makrozoobenthosorganismen direkt von den lebenden Wasserpflanzen (im Folgenden als Makrophyten bezeichnet) – hierzu zählen vor allem eine Reihe von Käferarten, die in Makrophyten minieren, also Gänge hineinfressen (z. B. der Schilfkäfer (*Donacia*)). Aber auch auf Makrophyten bildet sich ein Biofilm, der den Weidegängern zur Verfügung steht. Wenn Makrophyten absterben, dient der entstehende Detritus (Zerfallsprodukt), nachdem er von Pilzen und Bakterien aufgeschlossen worden ist, weiteren Makrozoobenthosorganismen als Nahrung, die als Gruppe der Zerkleinerer (Shredder) zusammengefasst werden. Zerkleinerer ernähren sich aber auch von stark verrottetem Totholz oder von Blättern, die ins Wasser hineinfallen. Die wichtigsten Vertreter der Zerkleinerer sind Flohkrebse (Amphipoda) und Wasserasseln (Isopoda), darüber hinaus viele Köcherfliegenarten (Trichoptera).

Bei den Aktivitäten der Weidegänger und Zerkleinerer entsteht viel feines organisches Material: Teile des Biofilms werden abgeschabt aber nicht aufgenommen; gleiches gilt für Detrituspartikel, die von den Zerkleinerern abgeissen werden; und schließlich werden die von Weidegängern und Zerkleinerern verdauten Nahrungspartikel wieder ausgeschieden. All dieses organische Material, zusammen mit abgestorbenem und lebendem Plankton, bildet eine weitere Nahrungsressource für das Makrozoobenthos. Lagern sich die Partikel am Grund des Gewässers ab, dienen sie den Sedimentfressern (sediment feeders) als Nahrung; dies sind die eingangs erwähnten Arten, die vergraben im Sand leben, sich durch ihn hindurchfressen und dabei den organischen Anteil verdauen (z. B. Wenigborstige Würmer und manche Zuckmückenlarven). Die im Wasserkörper enthaltenen Partikel können hingegen von Filtrierern aus dem Wasser entnommen werden; dabei werden aktive Filtrierer (active filter feeders), die selbst einen Wasserstrom erzeugen, von passiven Filtrierern (passive filter feeders), die vorhandene Wasserbewegungen nutzen, unterschieden. Während in Fließgewässern mit ihrer ständigen Strömung passive Filtrierer dominieren, kommen in Seen vorwiegend aktive Filtrierer vor. Die wichtigsten Vertreter der aktiven Filtrierer sind die Muscheln.

Abbildung 35: Im Projekt wurden an 15 Baggerseen Kleinstlebewesen (Makrozoobenthos) beprobt.

© EVA-MARIA CYRUS



All diese Organismen können Räubern zum Opfer fallen, zu denen nicht nur Fische, sondern auch manche Wirbellose gehören, z. B. größere Käferarten, Wasserwanzen und manche Köcherfliegenarten.

Die Kleinstlebewesen im Uferbereich spielen eine zentrale Rolle im Nahrungsnetz eines Sees. Sie ernähren sich in starkem Maße von lebenden und abgestorbenen pflanzlichen Materialien sowie Biofilmen. Sie dienen gleichzeitig den Fischen des Sees als Nahrungsgrundlage. Eine diverse Makrozoobenthos-Gemeinschaft ist daher für ein funktionierendes Ökosystem „See“ notwendig und spielt auch bei der ökologischen Bewertung in der Wasserrahmenrichtlinie eine Rolle (Böhmer 2017).

Wie in Kapitel 2 beschrieben, wurden Makrozoobenthos-Proben an einer Unterstichprobe von Baggerseen gesammelt (Abbildung 35), weil die Bestimmung besonders aufwendig ist. Insgesamt wurden im Projektverlauf Proben aus 15 Gewässern aufgearbeitet. Bei einigen Familien oder Ordnungen (z. B. Chironomidae) wurde nicht bis auf Art- oder Gattungsniveau bestimmt. Funde von Höheren Krebsen (Malacostraca) wurden zusätzlich bei der Elektrofischerei und mittels standardisiertem Reusenfang an allen 20 Kernseen katalogisiert.

Alle gefundenen Individuen wurden 277 Arten, Gattungen oder Familien zugeordnet (vgl. Matern et al. 2022c). Je Baggersee wurden mindestens 33 und maximal 91 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen. Die größte durchschnittliche Artenvielfalt je See wurde bei den Zweiflüglern (Diptera), gefolgt von Köcherfliegen (Trichoptera), Libellen (Odonata) und Schnecken (Gastropoda) dokumentiert (Abbildung 36). Am weitverbreitetsten (Präsenz) und dominantesten waren Zweiflüglerlarven (Diptera), insbe-

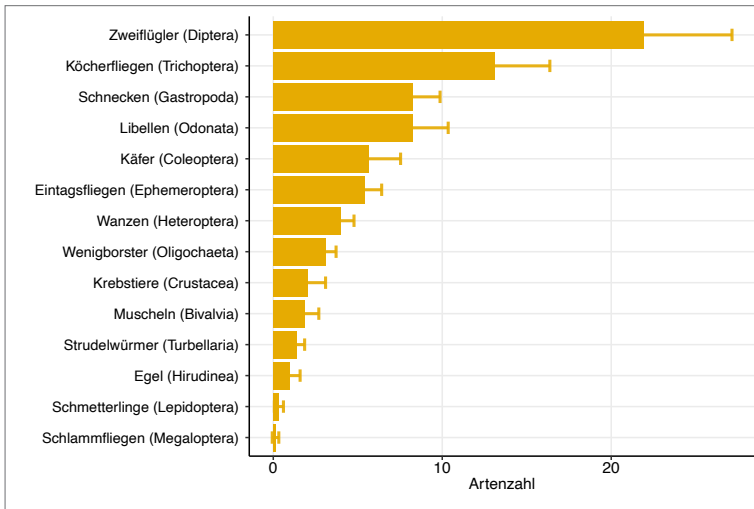


Abbildung 36: Mittlere nachgewiesene Artenzahl in Baggerseen bei verschiedenen Makrozoobenthosgruppen.

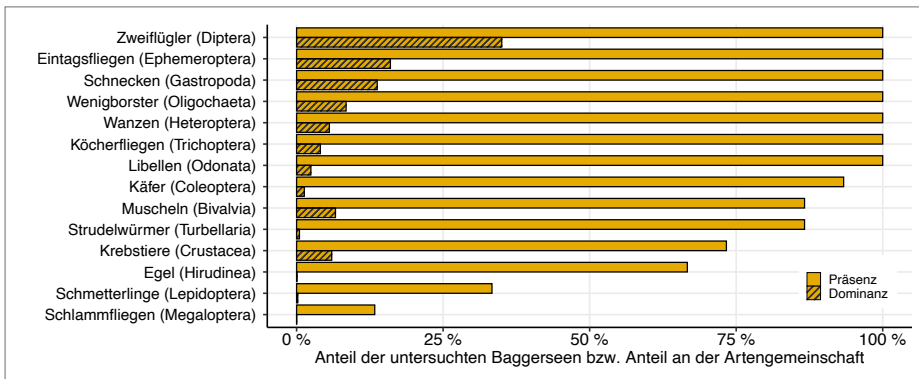


Abbildung 37: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Beobachtung eines Taxons der Gruppe) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der Makrozoobenthosgroßgruppen an 15 untersuchten Baggerseen.

sondere die Zuckmücken (Chironomiden), gefolgt von Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) und Schnecken (Gastropoda), die ebenfalls in allen untersuchten Baggerseen gefunden wurden (Abbildung 37).

Bei den Höheren Krebsen wurde in mehr als der Hälfte der Baggerseen der invasive Kamberkrebs (*Faxonius limosus*) nachgewiesen. Der heimi-

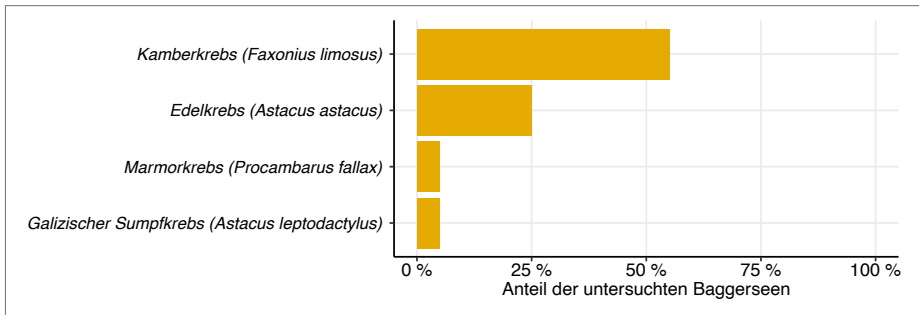


Abbildung 38: Präsenz (relative Häufigkeit der Beobachtung an einem Baggersee) der beobachteten Krebse an den 20 Kernbaggerseen.

sche und stark gefährdete Edelkrebs (*Astacus astacus*) war aber immerhin in jedem vierten Baggersee vertreten (Abbildung 38). Bedrohte Makrozoobenthosarten wurden regelmäßig detektiert, insbesondere unter den Schnecken. Im Regelfall dominierten aber bei den meisten Großgruppen die ungefährdeten Arten/Gattungen.

5.4 Libellen im terrestrischen Stadium

Libellen als Teil des Makrozoobenthos verbinden den aquatischen (Larvenstadium) und terrestrischen (Adultstadium) Lebensraum (Abbildung 39). Ihre Ansprüche an diverse Strukturen sowohl im Wasser als auch an Land (Ott 1990) machen sie zu wichtigen Indikatoren für die ökologische Gewässerbewertung (Böhmer 2017). Groß- und Kleinlibellen wurden auf Grund ihrer unterschiedlichen Individuendichten am Gewässer getrennt betrachtet, hier nur die terrestrischen Stadien. An den untersuchten Baggerseen wurden insgesamt 20 Großlibellenarten aus elf Gattungen beobachtet. Dabei wurde der Große Blaupfeil (*Orthetrum cancellatum*) am häufigsten, an fast 72 Prozent aller Baggerseen nachgewiesen (Abbildung 40). Alle anderen Großlibellenarten fanden sich an weniger als der Hälfte der Baggerseen. Bis auf zwei seltene Arten, Zierliche Moosjungfer (*Leucorrhinia caudalis*) und Südliche Heidelibelle (*Sympetrum meridionale*), umfasste das Arteninventar weit verbreitete Arten. Bei den in diesem Projekt untersuchten Gewässern fanden sich maximal zwölf Arten an einem See, im Durchschnitt vier.

Zusätzlich wurden in den untersuchten Baggerseen 14 Kleinlibellenarten aus elf Gattungen nachgewiesen. Davon kamen fünf Arten an mehr als 50 Prozent der Gewässer vor (Abbildung 41). Die Große Pechlibelle (*Ish-*



Abbildung 39: Kleinlibellen, hier abgebildet die Große Pechlibelle, wurden getrennt von den Großlibellen aufgenommen.

© FLORIAN MÖLLERS

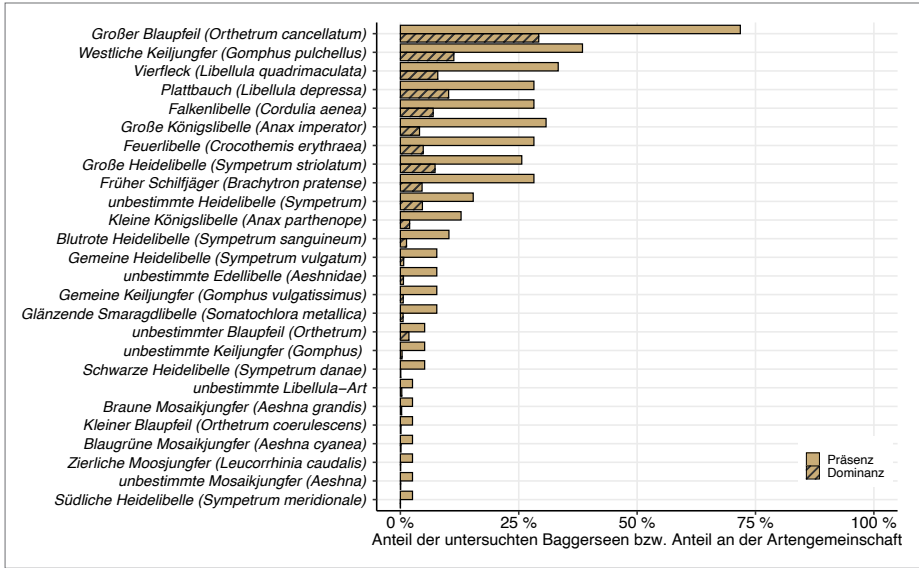


Abbildung 40: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Beobachtung der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der beobachteten Großlibellenarten an 39 untersuchten Baggerseen.

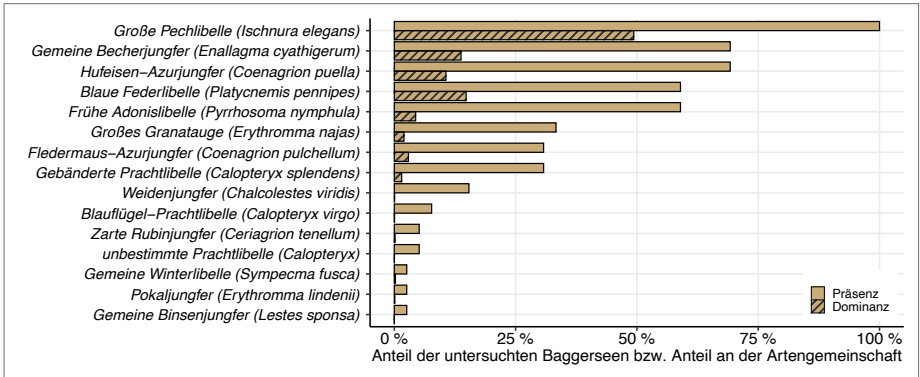


Abbildung 41: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Beobachtung der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der beobachteten Kleinlibellenarten an 39 untersuchten Baggerseen.

nura elegans) wurde an allen Baggerseen beobachtet. Bis auf die Scharlachlibelle (*Ceriagrion tenellum*) sind alle entdeckten Arten in Deutschland häufig oder sehr häufig. An den untersuchten Gewässern waren mindestens eine und maximal neun, durchschnittlich 5 Arten, zu beobachten.

5.5 Vögel

Vögel spielen für den Naturschutz eine wichtige Rolle. Einige Arten sind überdies Fischfresser und sorgen für teils hitzige Debatten zwischen Ang-

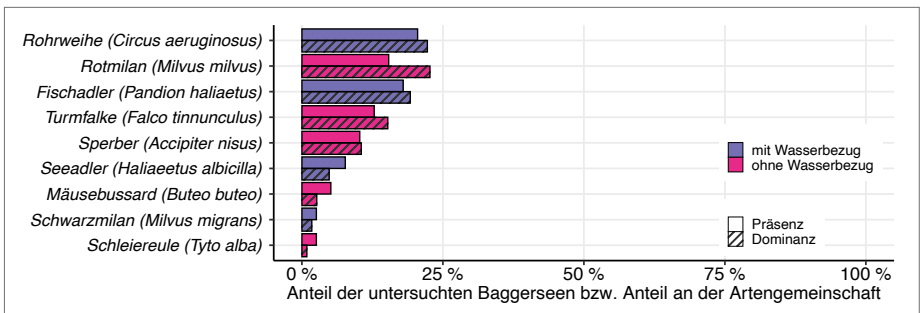


Abbildung 42: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Beobachtung der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der beobachteten Greifvogelarten an 39 untersuchten Baggerseen.

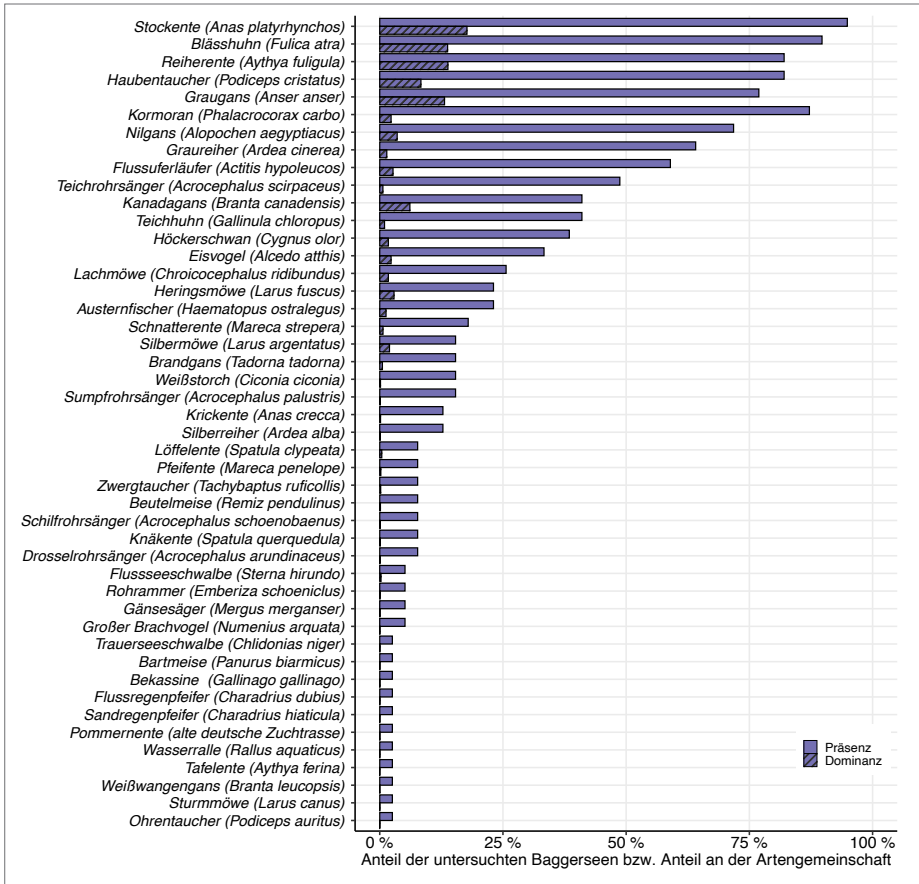


Abbildung 43: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Beobachtung der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der beobachteten Wasservogelarten an 39 untersuchten Baggerseen.

lerinnen, Anglern und Ornithologinnen und Ornithologen. Die Forschungsgruppe betrachtete das Artenvorkommen der Singvögel, Wasservögel und Greifvögel in vorliegender Studie separat.

An den 39 Baggerseen wurden insgesamt neun Greifvogelarten, 45 Wasservogelarten und 67 Singvogelarten beobachtet (Abbildungen 42 – 44). Die beiden am häufigsten beobachteten Greifvogelarten (Rohrweihe und Fischadler) sind in ihrem Lebenszyklus an Gewässer gebunden, sodass

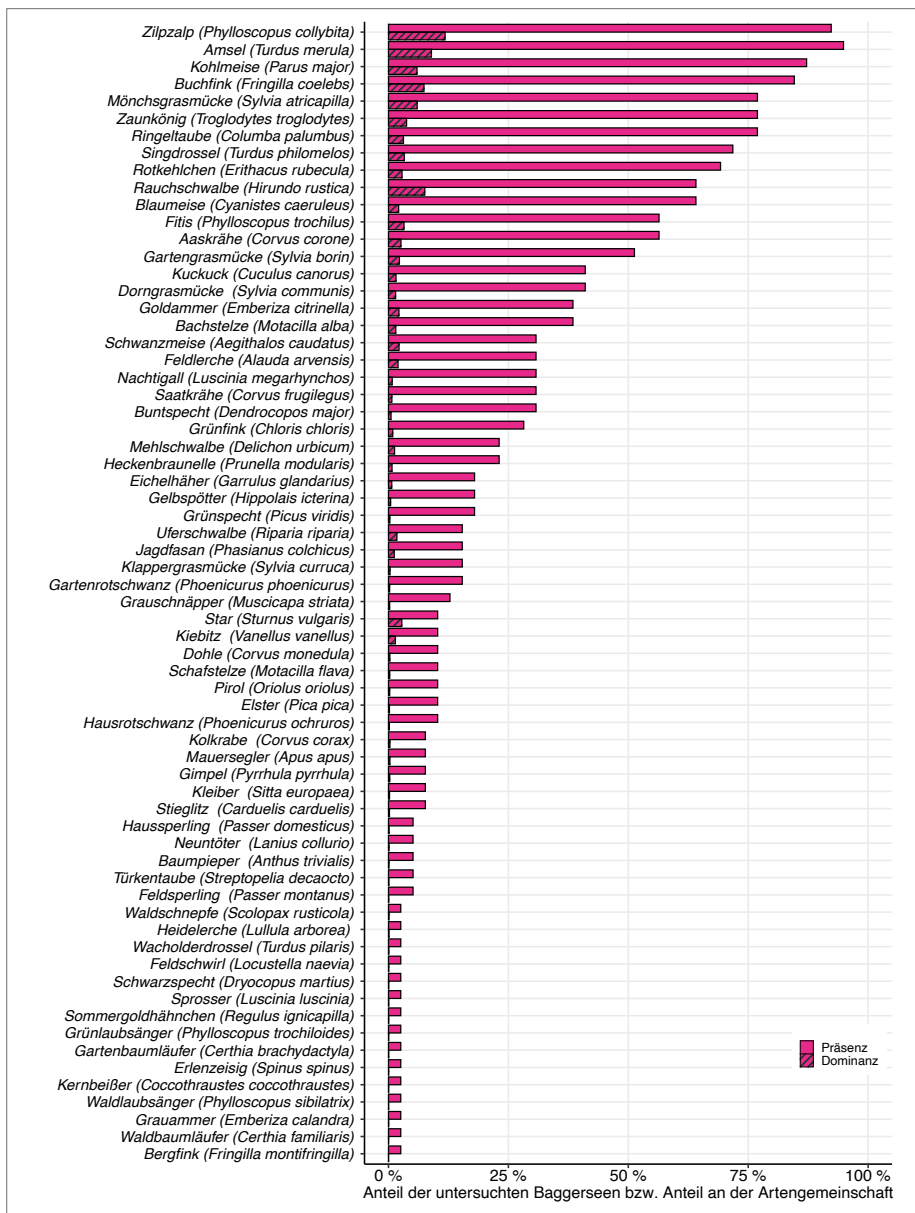


Abbildung 44: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Beobachtung der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der beobachteten Singvogelarten an 39 untersuchten Baggerseen.



Abbildung 45: Auch Teichrohrsänger kommen an den untersuchten Baggerseen vor.

© FLORIAN MÖLLERS

deren Nachweise auf die aktive Nutzung der Baggerseen hinweisen. Rohrweihen (*Circus aeruginosus*) sind auf möglichst ausgedehnte Schilfgürtel als Bruthabitat angewiesen, und Fischadler (*Pandion haliaetus*) nutzen Seen als Nahrungsquelle. Beide Arten sind in Deutschland selten bzw. sehr selten. Die übrigen Greifvogelarten (z. B. Rotmilan, Turmfalke, Sperber oder Seeadler) wurden jeweils an weniger als 15 Prozent der Baggerseen beobachtet (Abbildung 42).

Neun Wasservogelarten wurden an mehr als der Hälfte aller 39 untersuchten Baggerseen nachgewiesen, wobei Stockenten (*Anas platyrhynchos*, Präsenz 90 %) fast überall vorkamen (Abbildung 43). Alle häufig an den untersuchten Baggerseen vorgefundenen Arten sind auch in Deutschland weit verbreitet. Eine Besonderheit ist der Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*). Diese in Deutschland sehr seltene Art wurde an mehr als 50 Prozent der Baggerseen vorgefunden. An einem typischen Baggersee kann man mit 12 Wasservogelarten rechnen (Abbildung 28). An den untersuchten Gewässern kamen mindesten eine und maximal 25 Arten vor.

An einem durchschnittlichen Baggersee ist mit 17 Singvogelarten zu rechnen (Abbildung 28). Das Projektteam fand bis auf den Grünlaubsänger (*Phylloscopus trochiloides*) an den Baggerseen nur in Deutschland häufige bis mäßig häufige Singvogelarten. Außerdem gehören die elf häufigsten Singvogelarten an Baggerseen auch zu den elf häufigsten Brutvogelarten in Deutschland (ausgenommen Ringeltaube (*Columba polumbus*) und Rauchschwalbe (*Hirundo rustica*)) (Gerlach et al. 2019). Besonders die Kulturfollower und Arten mit Waldhabitatsansprüchen wurden häufig an Bagger-

seen nachgewiesen (Gedeon et al. 2014). 14 Arten kamen an über 50 Prozent der Seen vor, wobei Amsel (*Turdus merula*) und Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*) mit über 90 Prozent die häufigsten waren (Abbildung 44). An den untersuchten Gewässern kamen mindestens sechs und maximal 25 Arten vor, darunter auch bedrohte Arten wie der Teichrohrsänger (Abbildung 45).

5.6 Unterwasserpflanzen

Unterwasserpflanzen bilden als Primärproduzenten neben Algen die Grundlage für das auf Sauerstoff basierende Leben in einem Gewässer

Abbildung 46: Unterwasserpflanzen sind ökologisch sehr wertvolle Lebensräume.

© ALEXANDER KASSLER



Abbildung 47: Die Vielästige Glanzleuchteralge (*Nitella hyalina*) wurde in vier ostfriesischen Baggerseen gefunden. Sie gilt hierzulande als vom Aussterben bedroht.

© KLAUS VAN DE WEYER



(Abbildung 46). Sie sind Refugium, Siedlungssubstrat, Nahrungsgrundlage und Reproduktionshabitat für einen Großteil der aquatischen Fauna. Zudem reagieren sie auf Veränderungen der Wasserqualität, weshalb sie u. a. ein obligates biologisches Qualitätselement für die ökologische Gewässerzustandsbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie sind (Schaumburg et al. 2014). Baggerseen sind vor allem grundwassergespeist und deshalb in der Regel nährstoffarm und kalkreich – ideal für gefährdete Armleuchteralgen und damit assoziierte Pflanzengemeinschaften. Nach der aktuellen Roten Liste (2013) sind über 80 Prozent der Armleuchteralgen in Deutschland gefährdet. Bei aquatischen Blütenpflanzen sind es aktuell (2018) knapp über 36 Prozent. Zur besseren Bewertung wurden die in Baggerseen nachgewiesenen Pflanzen in

- ▶ Armleuchteralgen (Charophyceae)
- ▶ Wasserpflanzen (submerse Makrophyten oder Hydrophyten; > 90 % des Vegetationskörpers im Wasser oder auf der Wasseroberfläche [Schwimblattpflanzen])

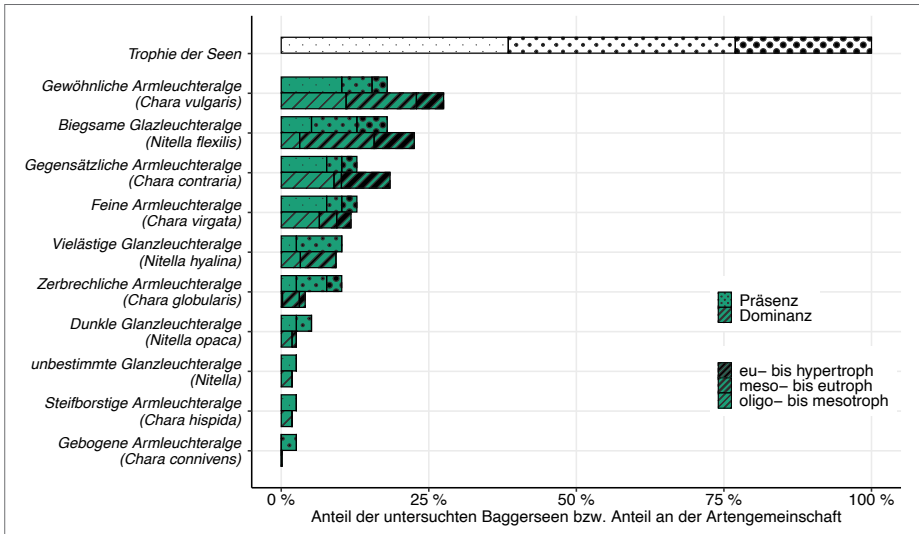


Abbildung 48: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Vorkommen der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der Armleuchteralgenarten in 39 untersuchten Baggerseen.

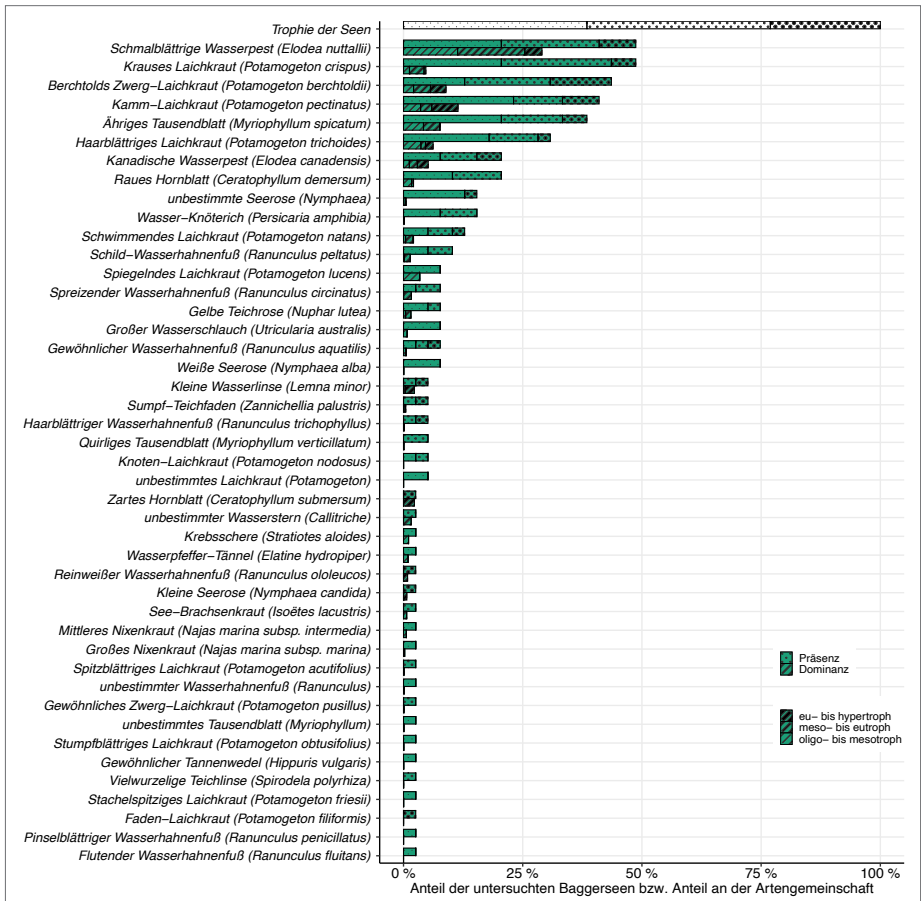


Abbildung 49: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Vorkommen der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der Wasserpflanzenarten (ohne Armleuchteralgen) in 39 untersuchten Baggerseen.

- Sumpfpflanzen (emerse Makrophyten oder Helophyten z. B. Schilf, Rohrkolben, Binsen etc.) unterteilt.

Insgesamt wurden an 39 Baggerseen 80 Wasserpflanzenarten aus 38 Gattungen nachgewiesen. Durchschnittlich wurden je Baggersee zehn wasserbezogene Makrophytenarten, fünf submerse Wasserpflanzen, vier emerse Sumpfpflanzen und eine Armleuchteralge (Abbildung 28) gefunden.

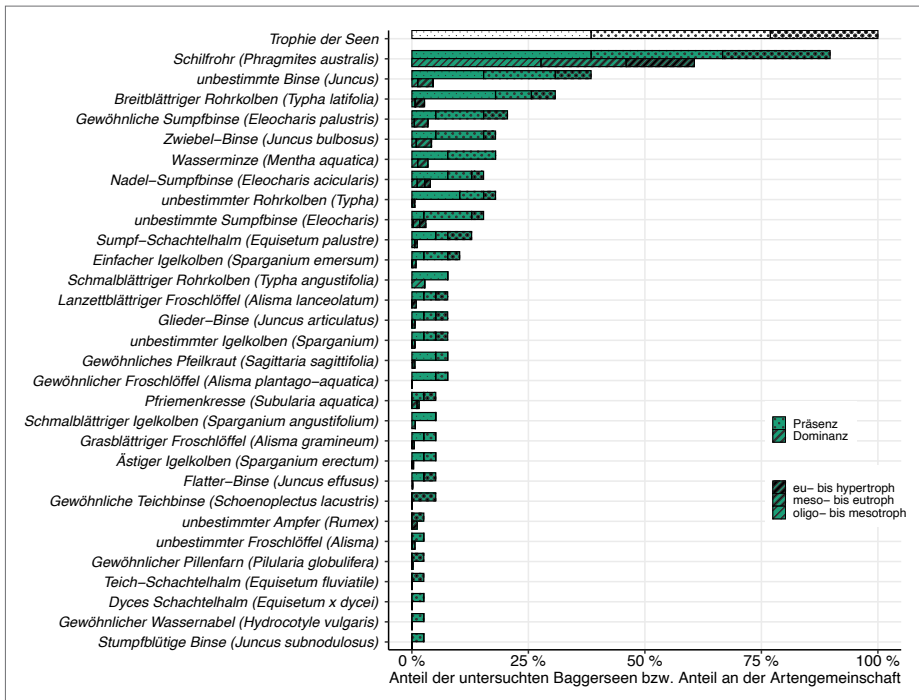


Abbildung 50: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Vorkommen der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der beobachteten Sumpfpflanzenarten an 39 untersuchten Baggerseen.

Eine Besonderheit war der Nachweis der Vielästigen Glanzleuchteralge (*Nitella hyalina*) in vier ostfriesischen Baggerseen. Diese Art ist in Deutschland vom Aussterben bedroht (Korsch et al. 2013). Bislang war aus Niedersachsen nur ein einziger Fundort dieser Art (Becker 2011) und bundesweit nur wenige weitere Nachweise aus Baden-Württemberg (Korsch et al. 2013) bekannt (Abbildung 47). Keine der neun entdeckten Armleuchteralgenarten wurde in mehr als 18 % der Baggerseen beobachtet (Abbildung 48). Maximal wurden drei Armleuchteralgenarten in einem Baggersee nachgewiesen, im Durchschnitt ein bis zwei.

Von den 41 Wasserpflanzenarten wurde keine in mehr als der Hälfte der Baggerseen nachgewiesen (Abbildung 49). Die zwei Neophyten – Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) und Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) – waren in 49 Prozent bzw. 20 Prozent der Seen

vertreten. Einige der häufigsten Arten, die mindestens in jedem fünften Baggersee vorkamen (Schmalblättrige und Kanadische Wasserpest, Kamm-Laichkraut [*Potamogeton pectinatus*], Ähriges Tausendblatt [*Myriophyllum spicatum*], Raues Hornblatt [*Ceratophyllum demersum*]), deuten in (natürlichen) Seen laut makrophytenbasierter Bewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie auf ein schlechtes ökologisches Potenzial hin, wenn sie dominant (>80 % des Bestands) auftreten (Schaumburg et al. 2014). Im Durchschnitt wurden in der Studie an einem Baggersee fünf submerse Wasserpflanzenarten nachgewiesen (zusätzlich zu den Armleuchteralgen). Die genaue Zahl ist stark vom Nährstoffgehalt abhängig. Die Forschungsgruppe konnte in den untersuchten Gewässern maximal 13 Wasserpflanzenarten (mit Armleuchteralgen 14) finden.

In den untersuchten Baggerseen wurden insgesamt 24 Sumpfpflanzenarten (emerse Makrophyten) nachgewiesen (Abbildung 50). Die häufigste Art war Schilfrohr (*Phragmites australis*), das an fast 90 Prozent der Baggerseen vorkam (Abbildung 50). Alle anderen Arten fanden sich an weniger als 30 Prozent der untersuchten Gewässer. An einem typischen Baggersee sind in etwa vier Sumpfpflanzenarten erwartbar (emerse Makrophyten). Die genaue Zahl ist stark von der Ufergestaltung abhängig. An den untersuchten Gewässern ließen sich maximal neun Sumpfpflanzenarten nachweisen.

5.7 Terrestrische Pflanzen

Ein neu geschaffenes Habitat wird zunächst von Pioniervegetation besiedelt. Im Laufe der Sukzession nehmen konkurrenzstärkere Arten zu und verdrängen die Pionierarten von primären Standorten. Das Forschungsteam untersuchte, wie artenreich die Gemeinschaft der Pflanzenarten an Baggerseen fortgeschrittenen Alters (> 25 Jahre) ist. Insgesamt wurden 386 Pflanzenarten identifiziert. Die aktuelle Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands (Metzing et al. 2018) führt 4.305 Arten und Unterarten auf, die hier aufgrund der Vielzahl schwer unterscheidbarer Unterarten und Variationen auf Gattungsniveau behandelt wurden. In Deutschland gibt es (abzüglich rein aquatischer Taxa) 737 Pflanzengattungen, von denen 198 Gattungen (26,8 %) an den untersuchten Baggerseen nachgewiesen wurden. Die Baum- und Strauchschicht bildeten 79 Arten aus 37 Gattungen (Abbildung 51). Die restlichen 307 Arten bzw. 161 Gattungen fanden sich ausschließlich in der Krautschicht (Abbildung 52).

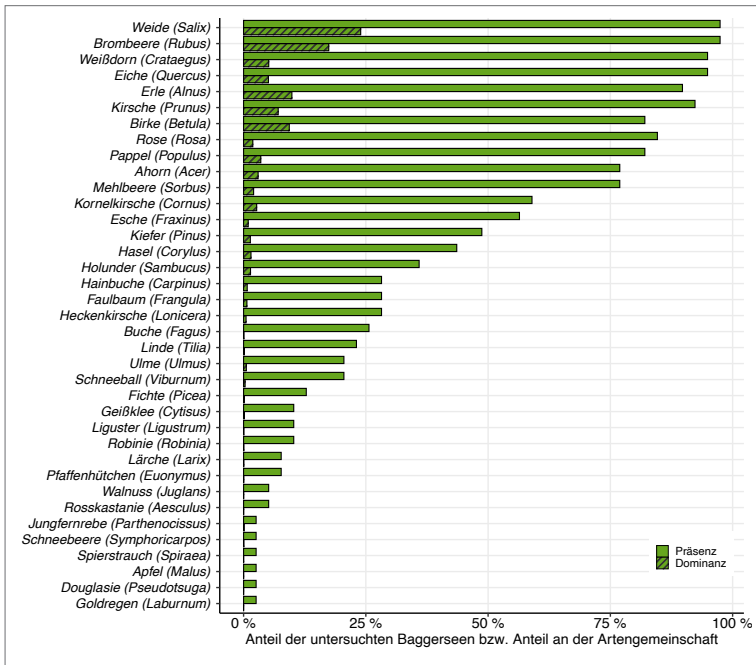


Abbildung 51: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Vorkommen der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der beobachteten Ufervegetation (Gattungen) in der Baum- und Strauchschicht an 39 untersuchten Baggerseen.

Pro See gab es im Durchschnitt 50 bis 90 Arten (mindestens 33, maximal 114) (Abbildung 28). 27 Gattungen kamen an mehr als 75 Prozent der Gewässer vor und erscheinen damit für Baggerseen im Norddeutschen Tiefland typisch. Unter den häufigen Baumarten waren Ahorn (*Acer spec.*), Birke (*Betula spec.*), Pappel (*Populus spec.*), Erle (*Alnus spec.*), Kirsche (*Prunus spec.*), Eiche (*Quercus spec.*) und Weide (*Salix spec.*), aber auch Sträucher wie Rosen (*Rosa spec.*), Mehlbeere (*Sorbus spec.*) oder Weißdorn (*Crataegus spec.*). An allen Baggerseen wuchs Kletten-Labkraut (*Galium aparine*). Außerdem waren in der Krautschicht neben Gräsern die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) und Brombeere (*Rubus spec.*) am häufigsten vertreten.

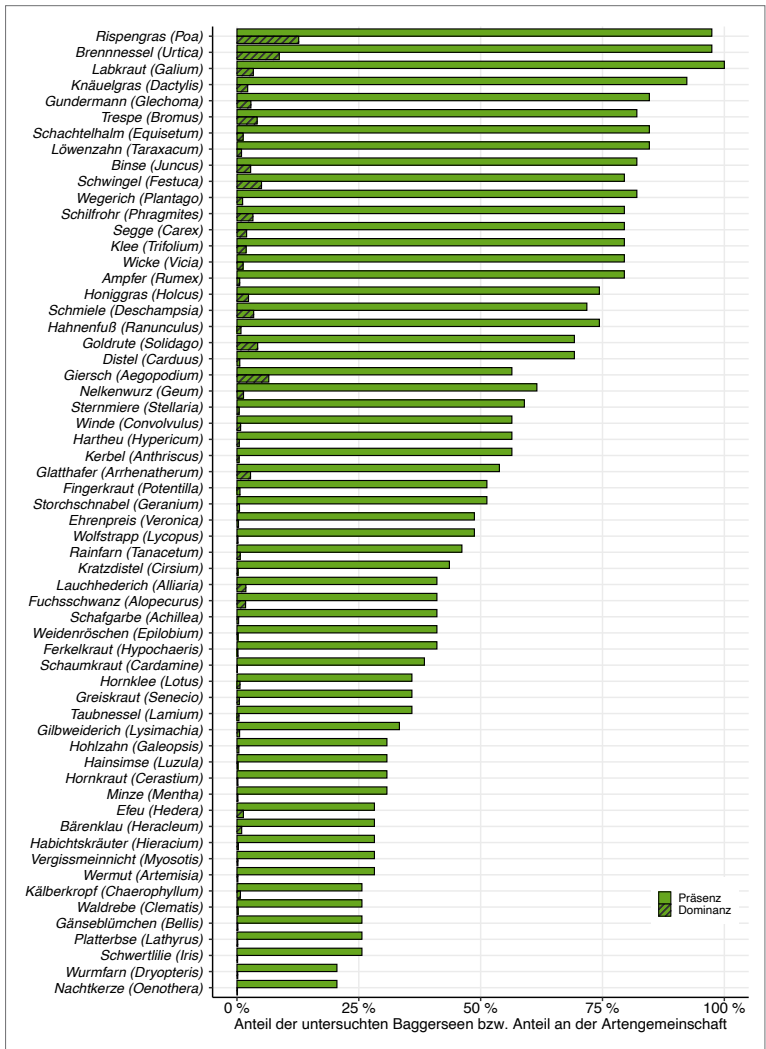


Abbildung 52: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Vorkommen der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Arten-gemeinschaft) der Uferpflanzen (Gattungen) in der Krautschicht an 39 untersuchten Baggerseen.

5.8 Amphibien

Amphibien sind wie Libellen ein Bindeglied zwischen Wasser und Land. Ihre aquatische Larvalentwicklung bindet sie an Gewässer. Aufgrund des fortschreitenden Habitatverlusts sind viele Amphibienarten Europas stark gefährdet. Künstlich geschaffene Gewässer wie Baggerseen könnten eine Rolle als Ersatzhabitat spielen. Die Amphibien wurden, wie in Kapitel 2 beschrieben, erhoben. Es erfolgte nicht immer eine Bestimmung des Wasserfrosch-Komplexes bis auf das Artniveau. Eine Aufschlüsselung in Kleiner Wasserfrosch (*P. lessonae*), Teichfrosch (*P. esculentus*) und Seefrosch (*P. ridibundus*) liegt daher nicht für alle Seen vor. In fast allen untersuchten Baggerseen kamen Erdkröten (*Bufo bufo*) reproduzierend vor (Nachweis von Laichschnüren, Kaulquappen und Subadulten). Grünfrösche (*Pelophylax spec.*) wurden an mehr als der Hälfte aller Gewässer beobachtet (Abbildung 53), wobei die Teichfrösche (*P. kl. esculentus*) bei genauerer Bestimmung am häufigsten waren. Eine Reproduktion der Grünfrösche in den Baggerseen wurde nicht nachgewiesen. Gelegentlich fanden sich aber auch Subadulte am Gewässerrand. Ein Reproduktionsversuch von Braunfröschen (*Rana spec.*) war immer dann anhand von Laichballen und manchmal auch Kaulquappen zu beobachten, wenn es auch adulte Tiere gab. Teichmolche (*Lissotriton vulgaris*) wurden nur in zwei Baggerseen nachgewiesen. Im Durchschnitt gab es zwei bis maximal fünf Amphibienarten an den untersuchten Baggerseen (Abbildung 28). Sie stellen keine

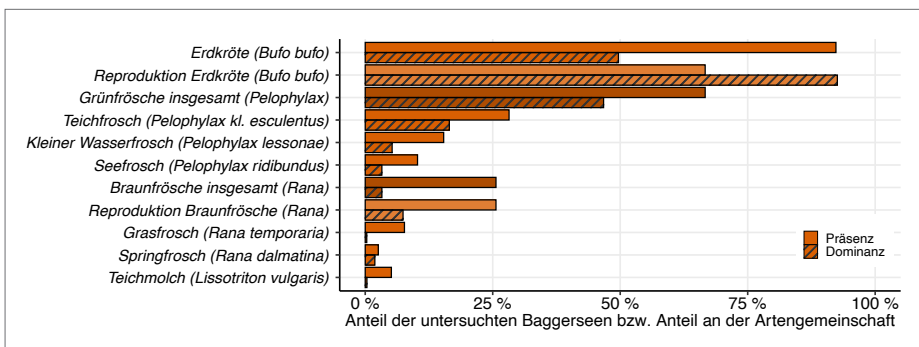


Abbildung 53: Präsenz (relative Häufigkeit der Baggerseen mit Vorkommen der Art) und Dominanz (relative Häufigkeit innerhalb der Artengemeinschaft) der beobachteten Amphibienarten an 39 untersuchten Baggerseen.



Abbildung 54: Baggerseen sind keine geeigneten Lebensräume für Amphibien.

© ROBERT NIKOLAUS

geeigneten Lebensräume für Amphibien (Matern et al. 2022a) dar (Abbildung 54). Die Tiere sind auf flache, strukturreiche Gewässer angewiesen, die idealerweise fischfrei sind und bleiben. Daher ist eine hohe Amphibiendiversität an typischen Baggerseen nicht zu erwarten.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Baggerseen stellen für viele Tiere und Pflanzen geeignete Lebensräume dar. Besonders artenreich sind die Ufervegetation und das Makrozoobenthos.
- ▶ An den untersuchten Baggerseen wurde für die meisten untersuchten Artengruppen zwischen einem Drittel und der Hälfte des regionalen und nationalen Arteninventars nachgewiesen, darunter regelmäßig auch bedrohte Arten.
- ▶ Ganz überwiegend dominieren einheimische Arten, mit wenigen Ausnahmen wie bei den Krebsen.
- ▶ Steilscharige Baggerseen stellen als Seelebensräume für Standgewässer liebende (limnophile) Arten geeignete Lebensräume dar. Sie können aber nicht den Verlust spezialisierter Lebensräume wie z. B. Auengewässer kompensieren und stellen grundsätzlich kein geeignetes Habitat für strömendes Wasser liebende (rheophile) Arten oder Amphibien dar.
- ▶ Eine Koexistenz von Fischen, zahlreichen Arten anderer Organismengruppen, von Anglerinnen und Anglern sowie Erholungssuchenden scheint an Baggerseen prinzipiell möglich.

6 Nutzung und angelfischereiliches Management von Baggerseen aus Sicht von Anglerinnen und Anglern sowie der Bevölkerung

Jürgen Meyerhoff, Thomas Klefoth, Matthias Emmrich & Robert Arlinghaus

6.1 Bedeutung von Baggerseen für Anglerinnen und Angler sowie Angelvereine

6.1.1 Nutzung von Baggerseen durch Anglerinnen und Angler in Niedersachsen

Kontext und Forschungsziel

Anglerinnen und Angler in Niedersachsen gehen an verschiedenen Typen von Gewässern ihrem Hobby nach. Neben den Baggerseen zählen hierzu insbesondere Flüsse und Kanäle, aber auch die Nordseeküste. Ziel einer Umfrage unter niedersächsischen Anglerinnen und Anglern war es, die Anzahl der Angeltage an den verschiedenen Gewässertypen zu erfassen und zueinander in Relation zu setzen. So sollte die Bedeutung von Baggerseen als Angelrevier herausgearbeitet werden (Abbildung 55). Zudem wurde untersucht, ob eine Bevorzugung von Baggerseen als Angelgewässer mit bestimmten Angelvorlieben einhergeht.

Ergebnisse

Von 1.976 befragten Anglerinnen und Anglern (zur Methodik, s. Kap. 3.5.1) waren 77 Prozent im Jahr der Befragung (2017) mindestens einmal angeln. Im Jahr 2016 waren 8,7 Prozent das letzte Mal zum Angeln und im Jahr 2015 4 Prozent. Rund 5,2 Prozent der Personen wussten nicht, wann sie zuletzt angeln waren; sie konnten folglich auch keine Angaben zu Angeltagen machen. Die verbleibenden Anglerinnen und Angler verteilten sich auf die Jahre vor 2015. Die Angeltage über die Gewässertypen

Abbildung 55: Baggerseen sind bedeutende Angelgewässer.

© THOMAS KLEFOTH



hinweg wurden zunächst für die Stichprobe und das Angeljahr 2017 ausgewertet und anschließend für Niedersachsen hochgerechnet.

Insgesamt waren die Befragten an rund 62.000 Tagen im Jahr 2017 an verschiedenen Gewässern angeln. Im Durchschnitt ergaben sich für 2017 rund 41 Angeltage pro Person (Tabelle 5). Die vereinseigenen Baggerseen lagen sowohl bei Nennungen als auch bei den durchschnittlichen Angeltage an erster Stelle. Von den befragten Anglerinnen und Anglern gaben 87 % an, an einem Baggersee im Jahr 2017 geangelt zu haben (Tabelle 5). Im Durchschnitt wurden etwa 26 Tage an einem Baggersee im Verein geangelt. Bezogen auf die Gesamtheit aller Angeltage entfielen somit 55 % auf diese Baggerseen (34.417 Tage). An zweiter Stelle folgten vom Verein genutzte Fließgewässer. Etwas mehr als die Hälfte aller Anglerinnen und Angler (52,4 %) gab an, dort geangelt zu haben. Der Anteil an den Angeltagen betrug rund 17 % und lag damit deutlich niedriger als an den Baggerseen. Den dritten Platz belegten Kanäle im Verein. Knapp 35 % der Anglerinnen und Angler waren dort im Jahr 2017 aktiv. Allerdings entfielen nur 8,8 % der Angeltage auf diesen Gewässertyp. Es folgten Angeln an Süß- oder Salzwasser im Ausland, Meeresangeln in Deutschland sowie deutsche Fließgewässer und Kanäle außerhalb des Vereins (Tabelle 5). Mit rund 7,6 % nutzten die Befragten Kanäle außerhalb des Vereins am wenigsten. Für die zehn befragten Vereine waren Baggerseen damit die bedeutendsten Angelgewässer.

Die Daten von 2017 bildeten die Grundlage, um alle Angeltage pro Jahr in Niedersachsen schätzen zu können. Als Basis, um die Zahl der niedersächsischen Anglerinnen und Angler hochrechnen zu können, diente die

Mitgliederzahl des Anglerverbands Niedersachsen e. V. (AVN). Im AVN (www.av-nds.de) sind mehr als 100.000 Anglerinnen und Angler in 341 Vereinen organisiert (Stand Februar 2022). Personen, die 2017 nicht angelten, gingen nicht in die Berechnung ein. Bei den Schätzungen wurde zudem davon ausgegangen, dass 2017 ein typisches Angeljahr war und die übrigen Vereine in Niedersachsen über eine im Durchschnitt vergleichbare Ausstattung an Gewässern wie die zehn befragten Vereine verfügen.

Daraus ergaben sich etwa 1,7 Mio. Angeltage (95 %-Konfidenzintervall: 1,6 bis 1,9 Mio.) an bewirtschafteten Baggerseen in Niedersachsen. Für die Fließgewässer der Vereine in Niedersachsen ließen sich entsprechend 0,6 Mio. Angeltage (95 %-Konfidenzintervall: 0,5 bis 0,7 Mio.) ableiten. Beide Zahlen sind als Mindestgrößen anzusehen, da nicht alle Anglerinnen und Angler in Niedersachsen im AVN organisiert sind. Die

Tabelle 5: Angeltage nach Gewässertypen im Angeljahr 2017.

	Häufigkeit	Anteil Anglerinnen und Angler (%)	Angeltage im Durchschnitt (alle Anglerinnen und Angler)	Summe der Angeltage	Anteil an allen Angeltagen (%)
Baggerseen	1,334	87,4	25,8	34.417	55,3
Standgewässer außerhalb des Vereins in der BRD	420	27,5	8,1	3.402	5,5
Fließgewässer im Verein	800	52,4	13,0	10.400	16,7
Fließgewässer außerhalb des Vereins in der BRD	294	19,3	7,8	2.293	3,7
Kanäle im Verein	527	34,5	10,4	5.481	8,8
Kanäle außerhalb des Vereins in der BRD	116	7,6	7,3	847	1,4
An der Küste oder am offenen Meer in der BRD	355	23,2	5,8	2.059	3,3
Im Süß- und Salzwasser im Ausland	406	26,6	8,1	3.289	5,3
			40,7	62,188	100,0

Anmerkung: Die Angaben beziehen sich auf die Antworten der 1.527 Anglerinnen und Angler, die im Jahr 2017 angeln waren.

tatsächlichen Angeltage an Baggerseen und Fließgewässern dürften daher eher höher liegen.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- In Niedersachsen (und wahrscheinlich vielen weiteren Bundesländern) sind Baggerseen zentrale Orte der Angelfischerei und dementsprechend wichtig für die nachhaltige Bewirtschaftung.

6.1.2 Vorlieben von Baggerseeanglerinnen und -anglern

Kontext und Forschungsziel

Ziel der Teilstudie war die Analyse der Vorlieben von Baggerseeanglerinnen und -anglern für Angelmethodiken und Fischarten

Methoden

Alle Teilnehmenden der Umfrage sollten neben den Angeltagen je Baggersee und übrigen Gewässertypen ihre drei Lieblingsfischarten nennen, die sie in den Baggerseen ihres Vereins fangen. Zusätzlich wurde gefragt, welche drei Fischarten sie dort am häufigsten geangelt haben. Die Angaben sollten in absteigender Reihenfolge, zuerst der beliebteste sowie der am häufigsten gefangene Fisch, erfolgen.

Ergebnisse

Fünf Fischarten teilten sich in beiden Kategorien die fünf vorderen Plätze (Tabelle 6) Einzig ihre Reihenfolge war unterschiedlich. Der Hecht stand auf Platz 1 der Lieblingsfische und auf Platz 2 beim Fang. Beim Zander war der Unterschied größer: Er steht bei den Lieblingsfischarten auf Platz 2, jedoch auf Platz 5 bei den gefangenen Arten. Die zweitbeliebteste Art wurde am wenigsten gefangen. Beim Schlusslicht Barsch (Lieblingsfisch) war es umgekehrt. Er hing am häufigsten an der Angel. Karpfen und Aal nahmen in beiden Kategorien jeweils den 3. sowie den 4. Platz ein. Der größte Unterschied in den Platzierungen ergab sich für den Barsch. Bei den Lieblingsfischarten stand er auf Platz 5, wurde jedoch von den meisten Anglerinnen und Anglern als die am häufigsten gefangene Fischart genannt. Wichtig zu bemerken ist, dass „am häufigsten gefangen“ wahrscheinlich als dominant in der Entnahme aufgefasst wurde, da zu den am häufigsten geangelten Fischen wohl eher die häufigen Cyprinden wie Rotaugen oder Rotfeder zählen dürften als die ökologisch seltenen Raubfische.

Wichtig ist ferner zu bemerken, dass es eine Diskrepanz zwischen den typischen Arten in Baggerseen und den Lieblingsfischarten gibt. Das trifft vor allem den Zander, der sehr beliebt ist, aus ökologischen Gründen in kleinen mesotrophen Baggerseen aber wenig verbreitet ist (vgl. Kapitel 2.4). Hier könnten Erwartungen und Realität auseinanderklaffen.

Tabelle 6: Top 5 der Lieblingsfischarten und der am häufigsten gefangenen Arten in Baggerseen.

	Lieblingsfischarten	Am häufigsten gefangene Arten
1.	Hecht (57,3 %)	Barsch (38,3 %)
2.	Zander (52,2 %)	Hecht (36,4 %)
3.	Karpfen (40,8 %)	Karpfen (33,3 %)
4.	Aal (32,1 %)	Aal (21,2 %)
5.	Barsch (28,5 %)	Zander (19,6 %)

Anmerkung: Die Angaben beziehen sich auf den Anteil der Anglerinnen und Angler, die den Fisch jeweils auf einem der ersten drei Ränge genannt haben.

Auch wenn den Baggerseen insgesamt eine hohe Bedeutung als Gewässertyp zukam, so haben doch nicht alle befragten Personen an diesen Seen geangelt. Etwa 12 Prozent der Anglerinnen und Angler mit Angaben zu Angeltagen (alle Angeljahre, N = 1.872) haben in den fraglichen Jahren nicht an einem Baggersee geangelt (Tabelle 7). Diese Befragten bildeten eine Gruppe. Die zweite Gruppe (moderate Baggerseeanglerinnen und -angler) bestand aus Personen, die bis zu 50 Prozent an Baggerseen verbrachten. Diejenigen, die mehr als 50 Prozent angaben, zählten zur Gruppe der „intensiven Baggerseeanglerinnen und -angler“. Die Anteile dieser beiden Gruppen waren mit etwa 44 Prozent gleich groß. Im Hinblick auf die Anzahl der Angeltage insgesamt zeigten sich große Unterschiede. Personen der ersten Gruppe (kein Baggerseeangeln) hatten im Durchschnitt im angegebenen Angeljahr 17 Tage geangelt. Die „moderaten Baggerseeanglerinnen und -angler“ gingen im Durchschnitt ähnlich oft angeln, jedoch verteilte sich der Wert anders über die Gewässertypen. Etwa sechs Tage entfielen auf Baggerseen und zwölf Tage auf andere Gewässer. Die „intensiven Baggerseeanglerinnen und -angler“ waren auch am häufigsten aktiv (65 Angeltage). Von diesen Tagen wurden 42 an Baggerseen und 23 an anderen Gewässern verbracht. Die Anglerinnen und Angler dieser

Tabelle 7: Anglerinnen und Angler nach Anteil des Baggerseeangels in Niedersachsen.

Anteil Baggerseeangeln an Angeltagen		Anzahl	Prozent	Angeltage Baggerseen (Mittelwert)	Angeltage andere Gewässer (Mittelwert)	Angeltage gesamt
kein	0 Prozent	219	11,7	0,0	16,7	16,7
moderat	bis 50 Prozent	818	43,6	5,5	11,6	17,1
intensiv	über 50 Prozent	837	44,7	41,7	22,9	64,6
Total		1.872	100.00			

Gruppe haben damit fast doppelt so oft an anderen Gewässern geangelt wie die der ersten beiden Gruppen.

Mit Blick auf das Gewässermanagement war es wichtig zu erfahren, ob Anglerinnen und Angler, die bevorzugt ihrem Hobby an Baggerseen nachgehen, unterschiedliche Vorlieben als die anderen haben. Dafür sollten sich die Befragten für acht Begriffspaare mit Angelvorlieben auf einer Antwortskala einordnen. Die Frage lautete: „Welche Angelvorlieben haben Sie? Um dies herauszufinden, haben wir eine Liste mit gegensätzlichen Vorlieben wie „Uferangeln“ (A, links) und „Bootsangeln“ (B, rechts) erstellt. Bitte geben Sie mithilfe der 5-stufigen Bewertungsskala Ihre jeweiligen Vorlieben für jedes Angelpaar an.“ Anschließend wurden eine Reihe von Angelpaaren (wie Bootsangeln vs. Uferangeln) den Befragten präsentiert.

Alle befragten Personen tendierten in ihren Antworten eindeutig zu bestimmten Angelarten. Bevorzugt wurden Raubfische vor Friedfischen, nicht besetzte über besetzte Fische, kapitalere Fische statt der Fang kleinerer Tiere, der Einsatz von Kunstködern beim Tagangeln gegenüber Naturködern und Nachtangeln, deutlich lieber Angeln vom Ufer als vom Boot aus, das Mitnehmen der Fische (statt das Zurücksetzen) sowie gezieltes vor zufälligem Angeln auf bestimmte Fischarten (Abbildung 56). Innerhalb der drei Gruppen zeigten sich nur moderate Unterschiede. Zwischen den Gruppen „kein“ und „moderates“ Baggerseeangeln waren diese nicht signifikant. Anders sah es hingegen in Bezug zu den „intensiven“ Baggerseeanglerinnen und -anglern aus. Diese Personen angelten im Vergleich zu den anderen Gruppen lieber nachts und stärker gezielt. Sie setzten ihre

Fänge auch eher zurück ins Wasser. Bei der Betrachtung darf nicht außer Acht gelassen werden, dass sie auch deutlich mehr Tage pro Jahr ihrem Hobby nachgingen. Es ließ sich aber nicht unterscheiden, ob es daran oder an ihrer stärkeren Vorliebe für Baggerseen lag.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die Anglerinnen und Angler Niedersachsens bevorzugen Raubfische und größere Friedfische, darunter Arten wie Zander, die sich nur schwer mit der Ökologie von Baggerseen in Verbindung bringen lassen. Das deutet Konfliktpotenziale an, da Erwartung und Realität auseinanderklaffen können (z. B. in Bezug auf Zander).
- ▶ Die befragten Anglerinnen und Angler bevorzugten den Fang natürlich reproduzierender Fischarten über den Fang von Satzfishen. Daher ist es sinnvoll, die Reproduktionsbedingungen in Baggerseen zu verbessern und möglichst wenig oder nicht zu besetzen.

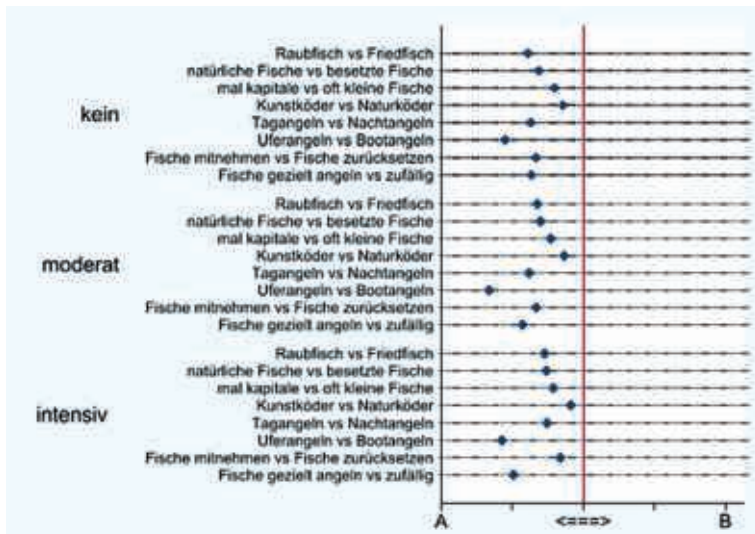


Abbildung 56: Baggerseeanglerinnen und -angler (nach drei Kategorien von „kein“, über „moderat“ zu „intensiv“) und ihre Angelvorlieben.

Anmerkung: Bedingt durch teilweise fehlende Antworten basiert diese Abbildung auf N = 1396 Antwortenden. Antwortskala: 1 = ausschließlich A, 2 = überwiegend A, 3 = gleichermaßen A und B bzw. weder noch, 4 = überwiegend B, 5 = ausschließlich B

- ▶ Die Anglerinnen und Angler bevorzugten den Fang möglichst großer Fische. Da die Fischgröße sensibel auf Fischereierblichkeit reagiert (Ahrens et al. 2020), ist es sinnvoll, die Entnahme in Baggerseen zu regulieren.
- ▶ Die Anglerinnen und Angler Niedersachsens sind überwiegend Uferanglerinnen und -angler. Dementsprechend ist beim Management der Baggerseen darauf Rücksicht zu nehmen, um Konflikte zu vermeiden.

6.1.3 Einschränkungsbereitschaft von Anglerinnen und Anglern für den Gewässerschutz

Kontext und Forschungsziel

Forschungsziel war die Frage: Wie weit sind Anglerinnen und Angler bereit, sich für den Naturschutz an den Gewässern einzuschränken?

Methoden

Zunächst sollten sich die Befragten vorstellen, dass ihre Aktivitäten Auswirkungen auf Umwelt, Tiere und Pflanzen sowie die Zukunft ihres Hobbys haben. Dies entspricht der Faktenlage (Lewin et al. 2006). Anschließend wurden sie gefragt, worauf sie zum Schutz des zukünftigen Angels sowie des Natur- und Artenschutzes verzichten würden. Für alle genannten Aspekte sollte auf einer fünfstufigen Skala, die von „überhaupt nicht“ (Antwortwert 1) bis „auf jeden Fall“ (Antwortwert 5) reichte, der Grad der Zustimmung angegeben werden.

Ergebnisse

Es zeigte sich, dass Anglerinnen und Angler mit besonders intensiver Baggerseenutzung weniger bereit waren, ihre eigenen Aktivitäten einzuschränken (Tabelle 8). Nur bei den Fängen gab es, im Gegensatz zu allen anderen Punkten, in den drei Gruppen keine signifikanten Unterschiede. In allen anderen Bereichen war die Bereitschaft für Einschränkungen der „intensiven Baggerseeanglerinnen und -angler“ signifikant niedriger. Für den Schutz bedrohter Arten waren Anglerinnen und Angler zu den größten Einschränkungen bereit (Tabelle 8). Hier lag die Quote in allen Gruppen bei mindestens 80 Prozent, ansonsten deutlich darunter. Anglerinnen und Angler waren weniger bereit, Abstriche hinzunehmen, wenn sie ihr Hobby überwiegend an Baggerseen ausübten (48 %). Bei denjenigen, die dort nicht angelten, lag die Bereitschaft bei rund 60 Prozent. Dabei schnitt

der Schutz von Kormoranen am schlechtesten ab. Auf die Berufsfischerei Rücksicht zu nehmen, waren die Befragten eher nicht bereit.

Tabelle 8: Bereitschaft zur Einschränkung der eigenen Angelaktivität nach Anteil Baggerseeangeln.

	Zustimmung eher ja/auf jeden Fall in % nach Baggerseeangeln		
	kein	moderat	intensiv
Ich bin bereit, meine Angelaktivität heute einzuschränken, zum Schutz ...			
... meiner eigenen Fänge in der Zukunft.	50,0	50,0	46,4
... der Fänge meiner Angelkollegen in der Zukunft.	29,0	34,3	31,7
... der Fänge von Berufsfischern in der Zukunft	25,8	26,5	19,2
... bedrohter Fischarten.	86,3	83,7	81,9
... bedrohter Säugetiere an den Gewässern.	60,5	57,2	51,8
... bedrohter Pflanzen am Ufer und im Wasser.	59,5	58,3	47,9
... bedrohter Libellenarten.	60,0	56,7	49,0
... von Kormoranen.	14,7	9,6	7,7
... von Reptilien.	54,2	50,4	43,2
... von Fröschen und Lurchen (Amphibien).	60,0	56,7	50,6

Anmerkung: N = 1798; die fünfstufige Antwortskala reichte von „überhaupt nicht“ bereit (Antwortwert 1) bis zu „auf jeden Fall“ (Antwortwert 5).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Anglerinnen und Angler sind überwiegend bereit, sich für den Schutz von Gewässern und bedrohten Arten einzuschränken; nicht jedoch, wenn eine direkte Konkurrenz wie bei fischfressenden Vögeln oder Berufsfischern besteht.

6.1.4 Bewirtschaftungsziele von Anglerinnen und Anglern sowie fische-reilichen Bewirtschaftern im Vergleich

Kontext und Forschungsziel

In allen Angelvereinen müssen Entscheidungen zu Hege von Gewässern, Besatz, Schonbestimmungen und Habitataufwertungen getroffen wer-

den. Meistens übernehmen dies die Vereinsvorstände. In Ausnahmefällen entscheidet die Mehrheit auf der Mitgliederversammlung. Die gewählten Vorstände müssen dabei Wünsche und Ziele ihrer Vereinsmitglieder berücksichtigen (Daedlow et al. 2011). Eine nicht immer leichte Aufgabe: Neben einer lauten Minderheit, die ihre Ziele klar formuliert, gibt es zumeist eine schweigende Mehrheit. Auch deren Interessen muss der Vorstand berücksichtigen (Hunt et al. 2010). Mitglieder zu den Bewirtschaftungszielen repräsentativ zu befragen, ist schwer umsetzbar. Vereinsvorstände sind vielmehr gezwungen, sich auf ihr Bauchgefühl zu verlassen, in der Hoffnung, der Mehrheit entsprechend zu handeln.

Ein Gespür für Wünsche und Ziele verschiedener Gruppen ist essenziell. Nur so lassen sich soziale und ökologische Perspektiven von Hegemaßnahmen korrekt einschätzen (Fenichel et al. 2013, Ward et al. 2016). Wie sehr dies gelingt, hängt unter anderem von persönlicher Einstellung, Fachkenntnis, Gewässerzustand, gemeinsamen Hintergrund sowie individuellen Vorlieben ab (Miranda & Frese 1991, Sterl et al. 2008, Hasler et al. 2011, von Lindern & Mosler 2014, Aminpour et al. 2020, Arlinghaus et al. 2022). Allerdings ist aus US-amerikanischen Studien bereits bekannt, dass sich Anglerinnen und Angler sowie fischereiliche Bewirtschafter insbesondere in ihren Einstellungen im Hinblick auf Besatzmaßnahmen und Zugangsregularien unterscheiden (Connelly et al. 2000). Wenn die fischereilichen Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter (Vorstände, Gewässervorte etc.) im Vergleich zu den Vereinsmitgliedern unterschiedliche Ziele verfolgen, kann dies zu Konflikten und suboptimalen Bewirtschaftungsentscheidungen führen (Myers et al. 2008, Thomas et al. 2015, Mackay et al. 2018). Entscheidungsträger können bei alternativen Maßnahmen zum Fischbesatz wie den Eintrag von Totholz oder das Anlegen von Flachwasserzonen häufig nicht auf Erfahrungswerte zurückgreifen. Auch international ist bisher nur wenig über die unterschiedlichen Ziele und Einstellungen von Anglerinnen und Anglern sowie Gewässerbewirtschaftenden in gemeinnützigen Angelvereinen bekannt. Um mehr über die Ziele und eventuellen Abweichungen beider Gruppen zu erfahren, analysierte das Projektteam zwei Umfragen aus niedersächsischen Angelvereinen (vgl. Klefoth et al. 2023).

Methoden

Die erste Umfrage richtete sich ausschließlich an Vereinsvorstände und Entscheidungsträger im Rahmen der fischereilichen Gewässerbewirt-

schaftung. An der deutschlandweiten Studie aus dem Jahr 2010 beteiligten sich 101 Personen aus niedersächsischen Vereinen. Ergänzt wurden diese Daten durch eine Umfrage in ausschließlich niedersächsischen Angelvereinen aus dem Jahr 2018, welche sowohl an Anglerinnen und Angler als auch an fischereiliche Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter gerichtet war. Insgesamt 140 der 2130 Antwortenden gaben dabei an, zum Kreis der gewählten Entscheidungsträger zu gehören (Tabelle 9). Einige der Fragen zu den Zielen der Gewässerbewirtschaftung waren in beiden Umfragen gleich und konnten zusammengefasst werden. Der Vorteil dieses Verfahrens bestand in einer Erhöhung des Stichprobenumfangs von fischereilichen Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern, deren Meinungsbild auf diese Weise besser abgebildet werden konnte. Als fischereiliche Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter wurden alle Personen gewertet, die ein gewähltes Ehrenamt im Verein innehatten. Da Vorstände ihre Entscheidungen per Mehrheitsbeschluss fällen, wurde davon ausgegangen, dass alle Verantwortungsträger im Verein einen direkten Einfluss auf die Bewirtschaftungsziele nehmen.

Tabelle 9: Details der ausgewerteten Umfragen aus den Jahren 2010 und 2018 zum Vergleich der Zielstellungen in der Gewässerbewirtschaftung zwischen Anglerinnen und Anglern sowie fischereilichen Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern. Beide Umfragen wurden in niedersächsischen Angelvereinen durchgeführt. Die Anzahl der Rückmeldungen bezieht sich auf den auswertbaren Teil der Fragebögen.

Umfragejahr Publikationen mit Um- fragedetails	2010 Riepe et al. 2017, Fujitani et al. 2020	2018 Meyerhoff et al. 2019, Meyerhoff et al. 2022
Empfänger der Umfrage	Fischereiliche Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter	Anglerinnen und Angler & Fischereiliche Bewirtschafter- innen und Bewirtschafter
Rückmelderate	61,3 %	39,4 %
Gewässerbewirtschafterin- nen und -bewirtschafter	101	140
Anglerinnen und Angler	0	1990

In den jeweiligen Umfragen wurden detaillierte Fragen über die fischereilichen Bewirtschaftungsziele gestellt. Diese konnten in folgende Zielstellungen gruppiert werden: „Fischbestände und Anglerzufriedenheit steigern“,

„Ökologische Gewässerbewirtschaftung fördern“, „Lebensraumverbesserung durchführen“ und „Äußere Einflüsse ausgleichen“ (Tabelle 10 mit allen detaillierten Aussagen, zu denen Einstellungen erhoben wurden). Hinter diesen Fragegruppen standen einzelne Aussagen (sog. Items), die auf einer Likert-Skala von 1 (stimme überhaupt nicht zu), über 2 (stimme nicht zu), zu 3 (teils, teils), 4 (stimme zu) und 5 (stimme voll und ganz zu) beantwortet werden konnten. In einzelnen Fällen gab es in der Umfrage aus 2010 eine siebenstufige Antwortmöglichkeit. Diese wurde im Vorfeld in eine fünfstufige Skala umgewandelt (Dawes 2002), um die Daten vergleichbar zu machen.

Die Items wurden nach Standardverfahren der psychologischen Forschung konstruiert (Oppenheim 1992, de Leeuw et al. 2008, Dillman et al. 2014). Sie basierten zudem auf Veröffentlichungen aus den Fischereiwissenschaften (z. B. Arlinghaus & Mehner 2005, Anderson et al. 2007). Einige Items wurden zu Fragekonstrukten zusammengefasst, um ihrem vielschichtigen Charakter Rechnung zu tragen und Auswirkungen von Messfehlern bei einzelnen Fragen zu verringern (Nunnally & Bernstein 1994). In diesen Fällen wurde der Mittelwert der Punktzahlen (Likert-Skala) aller zum selben Konstrukt gehörenden Items errechnet, um die endgültige Messgröße für Vergleiche zwischen Anglerinnen und Anglern sowie Bewirtschaftenden darzustellen (Tabelle 10). In einigen Fällen wurden aber auch einzelne Items verwendet und verglichen. Weiterhin wurden gleichlautende Fragen aus den Umfragen von 2010 und 2018 zusammengefasst, um den Stichprobenumfang (für Bewirtschaftenderinnen und Bewirtschafteter im Vergleich mit den Anglerinnen und Anglern) zu erhöhen. Die Beziehung zwischen den Items, aus denen Konstrukte gebildet werden konnten, wurde mithilfe einer Faktorenanalyse mit Varimax-Rotation überprüft. Nur Faktoren mit einer Ladung von $\geq 0,7$ wurden für die Analysen verwendet. Ob die Items innerhalb eines Konstrukts dieselben Eigenschaften gemessen haben, wurde mittels Cronbachs Alpha (α) überprüft. Dabei wurden ausschließlich α -Werte von $\geq 0,6$ als zuverlässig akzeptiert. Andernfalls wurden die Items nicht gruppiert und als Einzelitems zwischen Anglerinnen und Anglern sowie Bewirtschaftenderinnen und Bewirtschafteten verglichen. Die finalen Konstrukte und Items wurden mittels Mann-Whitney-U-Test (zwischen Anglerinnen und Anglern sowie Bewirtschaftenden) verglichen.

Tabelle 10: Konstrukte und Items zur Identifizierung der Bewirtschaftungsziele von Anglerinnen und Anglern sowie Gewässerbewirtschaftenden durch zwei verschiedene Umfragen in niedersächsischen Angelvereinen 2010 und 2018. α = Cronbachs Alpha (nur dort, wo einzelne Items zu Konstrukten vereint wurden), hochgestellte Zahlen symbolisieren jene Items und Konstrukte, welche zur Beantwortung der Forschungsfragen zusammengelegt wurden. So sind beispielsweise fast wortgleich formulierte Fragen zur ökologischen Gewässerbewirtschaftung aus beiden Umfragen mit einer hochgestellten „1“ versehen und zusammengefasst. Es folgte der Vergleich der jeweiligen Items und Konstrukte zwischen Anglerinnen und Anglern sowie Gewässerbewirtschaftenden (siehe dazu Tabelle 11).

Konstrukt/Item	Umfragejahr	α
Fischbestände & Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern steigern ^a		
Hegemaßnahmen sollten in den Vereinsgewässern durchgeführt werden, um die Bestände beliebter Fischarten in den Gewässern zu steigern. ¹	2018	0,749
Hegemaßnahmen sollten in den Vereinsgewässern durchgeführt werden, um die Attraktivität der Gewässer für Anglerinnen und Angler zu erhöhen. ¹		
Hegemaßnahmen sollten in den Vereinsgewässern durchgeführt werden, um die Zufriedenheit der Vereinsmitglieder zu erhöhen. ¹		
Fischbesatzmaßnahmen we(u)rden in den Vereinsgewässern durchgeführt, um die Bestände beliebter Fischarten in den Gewässern zu steigern. ¹	2010	0,736
Fischbesatzmaßnahmen we(u)rden in den Vereinsgewässern durchgeführt, um die Attraktivität der Gewässer für Anglerinnen und Angler zu erhöhen. ¹		
Fischbesatzmaßnahmen we(u)rden in den Vereinsgewässern durchgeführt, um die Zufriedenheit der Vereinsmitglieder zu erhöhen. ¹	2018 2010	
Hegemaßnahmen sollten in den Vereinsgewässern durchgeführt werden, um die Entnahme beliebter Fischarten durch Anglerinnen und Angler auszugleichen. ²		
Fischbesatzmaßnahmen we(u)rden in den Vereinsgewässern durchgeführt, um die Entnahme beliebter Fischarten durch Anglerinnen und Angler auszugleichen. ²		
Ökologische Gewässerbewirtschaftung fördern ^a		
Hegemaßnahmen sollten in den Vereinsgewässern durchgeführt werden, um ausgestorbene oder stark gefährdete Fischarten wieder anzusiedeln. ¹	2018 2010	
Fischbesatzmaßnahmen we(u)rden in den Vereinsgewässern durchgeführt, um ausgestorbene oder stark gefährdete Fischarten wieder anzusiedeln. ¹		
Hegemaßnahmen sollten in den Vereinsgewässern durchgeführt werden, um einen sich selbst erhaltenden Fischbestand zu etablieren. ²	2018 2010	
Fischbesatzmaßnahmen we(u)rden in den Vereinsgewässern durchgeführt, um einen sich selbst erhaltenden Fischbestand zu etablieren und danach auf Fischbesatz zu verzichten. ²		

(Fortsetzung Tabelle auf S. 126)

Konstrukt/Item	Umfragejahr	α
Lebensraumverbesserung durchführen ^a		
Die Förderung der Lebensräume ist ein sehr guter Beitrag zur Hege und Pflege der Vereinsgewässer. ¹	2018	0,676
Ich finde es gut, wenn die Hege und Pflege sich nicht nur um Fische dreht, sondern über die Verbesserung der Lebensräume auch andere Arten geschützt werden. ¹		
Viele Arten wie Amphibien und Insekten, die an Baggerseen vorkommen, sind hierzulande stark gefährdet und lassen sich nach einer Aufwertung der Lebensräume auch an Baggerseen ansiedeln. ¹		
Die Aufwertung von Lebensräumen kann angelbare Fischbestände fördern.		
Äußere Einflüsse ausgleichen ^a		
Hegemaßnahmen sollten in den Vereinsgewässern durchgeführt werden, um die Entnahme von Fischen durch natürliche Räuber auszugleichen. ¹	2018	
Hegemaßnahmen sollten in den Vereinsgewässern durchgeführt werden, um die Fischbestände vor dem Rückgang durch nichtfischereiliche Einflüsse zu bewahren. ²	2018	
Hegemaßnahmen sollten in den Vereinsgewässern durchgeführt werden, um allgemeine Beeinträchtigungen der Fischbestände durch menschliche Aktivitäten (z. B. Landwirtschaft, Wasserbau) zu mildern. ³	2018	

^a Skala (stimme überhaupt nicht zu) über 3 (teils teils) bis 5 (stimme voll und ganz zu)

Ergebnisse

Insgesamt wurden 1990 Anglerinnen und Angler sowie 241 Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter aus niedersächsischen Angelvereinen zu ihren Bewirtschaftungszielen befragt. Die Mehrheit der Anglerinnen und Angler (55,9 %) und ein großer Anteil der Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter (40,8 %) verfolgte das Ziel, durch Gewässerhege die Fischbestände und die Zufriedenheit der Anglerinnen und Angler zu fördern. Dieses Ziel war unter den Anglerinnen und Anglern (Mittelwert $\pm$ Standardabweichung $SD = 3,6 \pm 0,9$ Punkte auf einer Likert-Skala von 1 – 5) signifikant stärker ausgeprägt als unter den Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern ($3,3 \pm 0,9$). Egal ob nach Hegeaktionen oder speziell auch nach Fischbesatz zur Steigerung der Fischbestände, der Gewässerattraktivität und der Anglerzufriedenheit gefragt wurde, stets gab es signifikante (inklusive Fischbesatz) oder beinahe signifikante Unterschiede (nur nach Hegemaßnahmen befragt, $P = 0,053$) zwischen Anglerinnen und Anglern sowie Bewirtschaftenden (Tabelle 11). Diese Unterschiede dürfen aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass sie häufig die gleichen Ziele verfolgten.

Gleiches galt dafür, durch fischereiliche Hege und Besatzmaßnahmen die Fischentnahme durch Anglerinnen und Angler auszugleichen. Dem stimmten Anglerinnen und Angler (65 %) sowie Bewirtschaftende (54,9 %) mehrheitlich zu. Die Zustimmung war allerdings bei Anglerinnen und Anglern ($3,8 \pm 1,0$) erneut signifikant stärker ausgeprägt als unter den Bewirtschaftenden ($3,4 \pm 1,1$) (Tabelle 11).

Ökologische Gewässerhege zu fördern fand sehr großen Zuspruch. Selbst erhaltende Fischbestände zu etablieren und bedrohte Arten anzusiedeln, stieß durchschnittlich auf sehr hohen Anklang bei Anglerinnen und Anglern ($4,3 \pm 0,9$; 83,2 % Zustimmung) und Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern ($4,1 \pm 0,9$; 76,7 % Zustimmung). Die beiden Gruppen unterschieden sich auch nicht in ihrer positiven Haltung (Tabelle 11). Wenn speziell danach gefragt wurde, pro-ökologische Ziele wie den Fischartenschutz, den Anteil angelbarer Fische und anderer wassergebundener Tierarten durch den Eintrag von Totholz zu fördern, zeichnete sich auch hier sehr hohe Zustimmung bei den Anglerinnen und Anglern ($4,2 \pm 0,6$), allerdings nochmals signifikant stärkere Zustimmung unter den Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern ($4,4 \pm 0,5$) ab. Dies war der Fall, obwohl die Lebensraumverbesserung als Bewirtschaftungsziel sowohl unter Anglerinnen und Anglern (83,3 % Zustimmung) als auch unter Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern (90,5 % Zustimmung) die jeweils höchsten gemessenen Werte in der gesamten Studie erzielten (Tabelle 11).

Weniger einheitlich war die Zustimmung zu den Bewirtschaftungszielen, äußere Einflüsse auf die Fischbestände durch fischereiliche Hege-maßnahmen auszugleichen. Anglerinnen und Angler ($3,5 \pm 1,1$; 48,8 % Zustimmung) und Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter ($3,5 \pm 1,1$; 52,2 % Zustimmung) unterschieden sich nicht in ihrer Zustimmung, eine Fischentnahme durch natürliche Räuber auszugleichen oder einen Bestandsrückgang durch nicht-fischereiliche Einflüsse zu verhindern (Anglerinnen und Angler: $4,0 \pm 1,0$; 70,8 % Zustimmung und Bewirtschaftende: $4,0 \pm 1,0$; 69,3 % Zustimmung) (Tabelle 11). Bei allgemein hohem Zuspruch unterschieden sich die beiden Gruppen allerdings in der Zielstellung, negative Beeinträchtigungen durch menschliche Aktivitäten wie Landwirtschaft oder Wasserbau zu verhindern. Sie war bei Anglerinnen und Anglern signifikant geringer ($4,1 \pm 1,0$; 74,6 % Zustimmung) als die der Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter ($4,3 \pm 0,9$; 78,8 % Zustimmung) (Tabelle 11).

Tabelle 11: Zustimmung zu verschiedenen Bewirtschaftungszielen zwischen Anglerinnen und Anglern im Vergleich zu Gewässerbewirtschaftenden. Hochgestellte Zahlen beziehen sich auf die zusammengefassten Items und Konstrukte aus Tabelle 10. Der Stichprobenumfang (N) und der Mittelwert der Zustimmung $\pm$ Standardabweichung (SD) auf einer fünfstufigen Likert-Skala (LS) werden präsentiert, ebenso wie P-Werte der statistischen Analyse (signifikante Unterschiede zwischen Anglerinnen und Anglern und Bewirtschaftenden sind fett gedruckt). Die prozentuale Zustimmung (+ % = LS 4 + 5), neutrales Abstimmungsverhalten (0 % = LS 3) und prozentuale Anteile der Ablehnung (- % = LS 1 + 2) werden für Anglerinnen und Angler sowie Bewirtschaftende unter den jeweiligen Items/Konstrukten präsentiert.

	Angler:innen			Bewirtschafteter:innen			
Konstrukte und (zusammengefasste) Items (vgl. Tabelle 10)	N	ø	± SD	N	ø	± SD	P-Wert
	+ %	0 %	- %	+ %	0 %	- %	
Fischbestände & Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern steigern							
Fischbestände, Gewässerattraktivität und Zufriedenheit steigern ¹	1778	3,6	0,9	238	3,3	0,9	< 0,001
% Zustimmung/Neutral/Ablehnung	55,9	33,6	11,0	40,8	41,2	18,1	
Bewirtschaftung/Besatz, um Fischentnahme auszugleichen ²	791	3,8	1,0	151	3,4	1,1	0,015
% Zustimmung/Neutral/Ablehnung	65,0	24,4	10,6	54,9	21,2	23,9	
Ökologische Gewässerbewirtschaftung fördern							
Ansiedlung und Schutz bedrohter Arten ¹	796	4,3	0,9	150	4,1	0,9	0,7
% Zustimmung/Neutral/Ablehnung	83,2	12,1	4,7	76,7	17,3	6,0	
Herstellung selbstreproduzierender Fischbestände ²	1721	4,0	1,0	238	4,1	1,0	0,7
% Zustimmung/Neutral/Ablehnung	71,4	21,9	6,7	76,9	17,6	5,5	
Lebensraumverbesserung durchführen							
Lebensraumverbesserung für Fische und andere Arten ¹	1783	4,2	0,6	137	4,4	0,5	< 0,001
% Zustimmung/Neutral/Ablehnung	83,3	15,4	1,3	90,5	9,5	0,0	

(Fortsetzung Tabelle auf S. 129)

	Angler:innen			Bewirtschafter:innen			
Konstrukte und (zusammengefasste) Items (vgl. Tabelle 10)	N	ø	± SD	N	ø	± SD	P-Wert
	+ %	0 %	- %	+ %	0 %	- %	
Äußere Einflüsse ausgleichen							
Ausgleich einer Entnahme durch natürliche Räuber ¹	1724	3,5	1,1	138	3,5	1,1	0,4
% Zustimmung/Neutral/Ablehnung	48,8	32,9	18,3	52,2	31,1	16,7	
Bestandsrückgang durch nicht-fischereiliche Einflüsse verhindern ²	1716	4,0	1,0	137	4,0	1,0	0,3
% Zustimmung/Neutral/Ablehnung	70,8	21,0	8,2	69,3	24,1	6,6	
Beeinträchtigungen durch Landwirtschaft etc. abmildern ³	1730	4,1	1,0	137	4,3	0,9	0,046
% Zustimmung/Neutral/Ablehnung	74,6	18,0	7,4	78,8	18,2	3,0	

Die Analyse der Umfragen zu Bewirtschaftungszielen zeigte, dass Anglerinnen und Angler ökologische Ziele und Lebensraumaufwertungen wie den Eintrag von Totholz stark befürworten. Als wichtige Ziele sehen sie zudem hohe angelbare Fischbestände, attraktive Gewässer sowie Aktionen, um die Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern zu steigern. Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter der Angelvereine verfolgen ebenfalls diese Ziele, legen jedoch einen stärkeren Fokus darauf, die Ökologie und Lebensräume der Gewässer zu fördern, bzw. äußere negative Einflüsse auszugleichen. Die Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern hingegen ist ihnen weniger wichtig. Das kann zu Konflikten in den Vereinen führen.

Die starke Befürwortung von Habitatmaßnahmen durch beide Gruppen bestätigt eine Vielzahl vorheriger Studien aus Deutschland (Arlinghaus & Mehner 2003, 2005), Europa (von Lindern 2010, von Lindern & Mosler 2014) und den USA (Quinn 1992, Schroeder et al. 2018). Fast ausnahmslos begrüßten Anglerinnen und Angler das Streben nach intakten Gewässerökosystemen, und sie waren bereit, die fischereiliche Bewirtschaftung auf diese Ziele auszurichten. Eine zusätzlich erhöhte Zustimmung zu Habitatmaßnahmen durch fischereiliche Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter könnte in der deutschen Gesetzgebung verankert liegen. Alle 16

Fischereigesetze in Deutschland sehen eine ökologische Ausrichtung der Gewässerbewirtschaftung vor (Lewin et al. 2010). Die verantwortlichen Entscheidungsträger in den Angelvereinen sind sich diesem möglicherweise stärker bewusst als einzelne Anglerinnen und Angler. Zudem verfügen insbesondere viele Gewässerwartinnen und Gewässerwarte über eine Ausbildung zur Gewässerbewirtschaftung (Gewässerwartelehrgang) und in vielen Fällen auch über konkrete Erfahrungswerte hinsichtlich des Erfolgs und des Misserfolgs ihrer Bewirtschaftungsmethoden. Beispielsweise ist aus wissenschaftlicher Perspektive hinlänglich bekannt, dass der Fischbesatz von bereits eigenständig reproduzierenden Arten in einem Gewässer zu keiner langfristigen Bestandserhöhung führt (Arlinghaus et al. 2015, 2017). Dies trifft häufig auf Arten wie Hecht und Schleie, aber auch auf alle Weißfischarten zu. Möchte man, wie von Anglerinnen und Anglern gewünscht, diese Populationen fördern und schützen, so ist Besatz oft weniger erfolgreich als andere Maßnahmen. Auf diese Weise lässt sich eventuell erklären, warum Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter Alternativen wie Totholzeintrag noch stärker favorisieren als die Anglerschaft. Insgesamt war der Zuspruch zu pro-ökologischen Zielen sehr hoch und es war nur wenig Konfliktpotential in niedersächsischen Angelvereinen erkennbar.

Wird jedoch die Anglerzufriedenheit nicht ausreichend berücksichtigt, kann es zu Streit kommen (Connelly et al. 2000). Hohe Fischbestände beliebter Arten sowie attraktive Gewässer steigern die Zufriedenheit von niedersächsischen Anglerinnen und Anglern. Diese Erkenntnisse werden durch aktuelle Studien bestätigt (Beardmore et al. 2015, Birdsong et al. 2021). Anglerinnen und Angler sehen hohe Fangraten, große Fische sowie eine hohe Entnahmerate sehr positiv. Dies gilt auch für einen guten Zugang bei gleichzeitig nicht zu hohen Zahlen von Anglerinnen und Anglern. Diese Ziele lassen sich an den Vereinsgewässern allerdings nur schwer umsetzen. Vereinsmitglieder haben beispielsweise alle das Recht auf einen gleichartigen Zugang. Außerdem erwarten niedersächsische Anglerinnen und Angler Fänge bestimmter Arten wie Zander, die in kleinen Seen mit mittlerem Nährstoffgehalt keine hohen Bestände aufbauen (vgl. Kapitel 5.1.2). Das Wissen über diese Limitationen auf Seiten der Bewirtschaftenden und Vereinsverantwortlichen könnte zu den unterschiedlichen Zielstellungen in Bezug auf Fischbestände und Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern geführt haben. Gleichwohl ist es aus anglerischer Perspektive schlüssig, in den Zielstellungen die tatsächlichen Motive für eine hohe Zufriedenheit zu formulieren und auf

bestmögliche Umsetzung hinzuwirken. Die allgemeine Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern sollte auch auf Seiten der Bewirtschaftenden eine wichtige Rolle einnehmen, allerdings sind die Möglichkeiten einer Zielerfüllung begrenzt. Die Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern ist das Ergebnis aus der individuellen Erwartungshaltung, beispielsweise an einen Angeltag, und den tatsächlich erzielten Resultaten, z. B. in Form der erzielten Fangergebnisse in Relation zu den zuvor gestellten Erwartungen (Holland & Ditton 1992). Genau diese Haltung verändert sich allerdings auf Basis gemachter Erfahrungen, sodass die kurzfristige Realisierung einer hohen Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern automatisch zu weiter steigenden Erwartungen in der Zukunft führt, die irgendwann nicht mehr erfüllt werden können (Arlinghaus 2004, van Poorten et al. 2011). Aus diesem Grund sollte in den Angelvereinen eine realistische Erwartungshaltung aufgebaut und kommuniziert werden. Gleichzeitig kann eine Kombination verschiedener Maßnahmen die Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern langfristig steigern (Oh et al. 2005), etwa indem die Fangkomponenten gleichwertig zu den fangunabhängigen Komponenten berücksichtigt werden. Dies trifft insbesondere auf den Zugang zum Gewässer zu, welcher vergleichsweise einfach gesteuert und ggf. verbessert werden kann. Auch der vorherrschende Angeldruck an beliebten Gewässern kann durch Zugangsbeschränkungen gelenkt werden, z. B. in Form limitierter Jahresfangzahlen oder der Begrenzung der Angeltage je Vereinsmitglied. Auch solche Maßnahmen verursachen selbstverständlich weitere oder anders gelagerte Konflikte, können aber im Einzelfall nützlich sein, um anglerische und ökologischen Ziele in Einklang zu bringen. Zumindest für einige beliebte Fließgewässer mit Lachsfischbestand gibt es in Niedersachsen diverse Beispiele für Zugangs- und Fangbeschränkungen, um Fischschutz und Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern zu vereinbaren. Eine solche Regel lautet beispielsweise: Maximal fünf Anglerinnen oder Angler gleichzeitig am Gewässer, maximal zehn Angeltage pro Mitglied und Jahr sowie restriktive Entnahmebeschränkungen pro Tag und Jahr.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Zusammengefasst verfolgen Anglerinnen und Angler sowie Bewirtschaftenden und Bewirtschafter niedersächsischer Angelvereine grundsätzlich die gleichen Ziele. Pro-ökologische und naturschutznahe Ziele wie die Lebensraumaufwertung werden von einer großen Mehrheit getragen.

- Sowohl Anglerinnen und Angler als auch Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter sehen auch im Fischbesatz eine geeignete Hegeform. Hier haben Anglerinnen und Angler eine deutlich positivere Ansicht als Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter. Sie könnten jedoch ihre Meinung ändern, wenn sie an Aktionen teilnehmen, die den Lebensraum verbessern (Fujitani et al. 2017).

6.1.5 Aktuelle Vorgehen beim Fischereimanagement von Baggerseen durch Angelvereine

Kontext und Forschungsziel

Die gute fachliche Praxis in der fischereilichen Bewirtschaftung fokussiert auf die Durchführung von nachhaltigen Fischbesatzmaßnahmen (z. B. in Bezug auf die Herkunft des Satzfishmaterials), eine Priorisierung von habitataufwertenden Maßnahmen wann immer und wo immer möglich und die verstärkte Schonung auch von großen Fischen, z. B. über Entnahmefenster (Lewin et al. 2010). Auf der Grundlage verschiedener Umfragestudien wurde untersucht, wie Angelvereine in Deutschland und speziell in Niedersachsen aktuell ihre Gewässer bewirtschaften.

Methoden

Aus früheren Projekten liegen Umfragedaten zu Gewässerwarten aus ganz Deutschland vor (N = 1.222 Befragte, Rücklaufquote 63 %) (Arlinghaus et al. 2015). Ausgewählte Befragungsinhalte beschäftigten sich mit der Verbreitung unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden (insbesondere Besatz und Lebensraumverbesserungen) sowie der Umsetzbarkeit in den Angelvereinen. Zusätzlich wurden Befragungen spezifisch unter niedersächsischen Angelvereinen durchgeführt, insbesondere auch zur Verbreitung von Entnahmefenstern, welche der Schonung großer Laichfische dienen. Die Befragungen wurden nicht spezifisch für Baggerseen durchgeführt, aber man kann davon ausgehen, dass aufgrund der weiten Verbreitung dieses Gewässertyps in Niedersachsen die Antworten im Großen und Ganzen auf Baggerseen übertragbar sind.

Im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz hat überdies der Anglerverband Niedersachsen e. V. (AVN) im Herbst/Winter 2020/2021 eine Umfrage bei seinen Mitgliedsvereinen zum Thema Entnahmefenster durchgeführt. Allen AVN-Vereinen wurde per E-Mail ein Fragebogen zugeschickt. Die Vereine

wurden bei nicht fristgerechter Abgabe des Fragebogens nochmals per E-Mail oder telefonisch kontaktiert, ergänzt durch eine Internetrecherche, beispielsweise von dort publizierten Gewässerordnungen und Entnahmebestimmungen.

Die Vereine wurden um folgende Informationen gebeten:

- ▶ Mitgliederstärke des Vereins (5 Klassen von < 50 Mitglieder bis > 1000 Mitglieder)
- ▶ Wurde ein Entnahmefenster bereits eingeführt (ja, nein, in Planung)?

Wenn ja:

- ▶ An welchen Gewässertypen wurde ein Entnahmefenster eingeführt?
- ▶ Für welche Fischarten wurde ein Entnahmefenster eingeführt?
- ▶ Auf welcher Entscheidungsgrundlage wurde das Entnahmefenster eingeführt?
- ▶ Welche ergänzenden Hegemaßnahmen oder fischereilichen Schutzmaßnahmen wurden umgesetzt?
- ▶ Welche Art der Erfolgskontrolle wurde eingeführt?
- ▶ Wurde eine Erhöhung des Anteils großer Fische belegt?
- ▶ Wurde eine Erhöhung der Fischbrut/des Jungfischaufkommens belegt?

Ergebnisse

Deutschlandweit

Die deutschlandweiten Befragungen zeigten, dass mehr als 70 Prozent der deutschen Angelvereine an allen von ihnen bewirtschafteten Gewässern Uferpflegemaßnahmen, Tagesfangbeschränkungen sowie Fischbesatzmaßnahmen durchgeführt hatten (Abbildung 57). Relativ stark verbreitet waren auch weitere andere Einschränkungen der anglerischen Entnahme, wie z. B. Erhöhungen der Mindestmaße für beliebte Arten über das gesetzliche Maß hinaus. Deutlich weniger verbreitet waren hingegen größere Lebensraumaufwertungen, das Anlegen von Unterständen oder die Begrenzung der Angelstellen. Mehr als die Hälfte aller deutschen Angelvereine gab an, diese Maßnahmen an keinem der Vereinsgewässer umzusetzen.

Befragt nach der Realisierbarkeit verschiedener Maßnahmen, wurden Erhöhungen von Besatzmaßnahmen und auch eine verstärkte Einschränkung der Beangelungsintensität von mehr als der Hälfte der Angelvereine

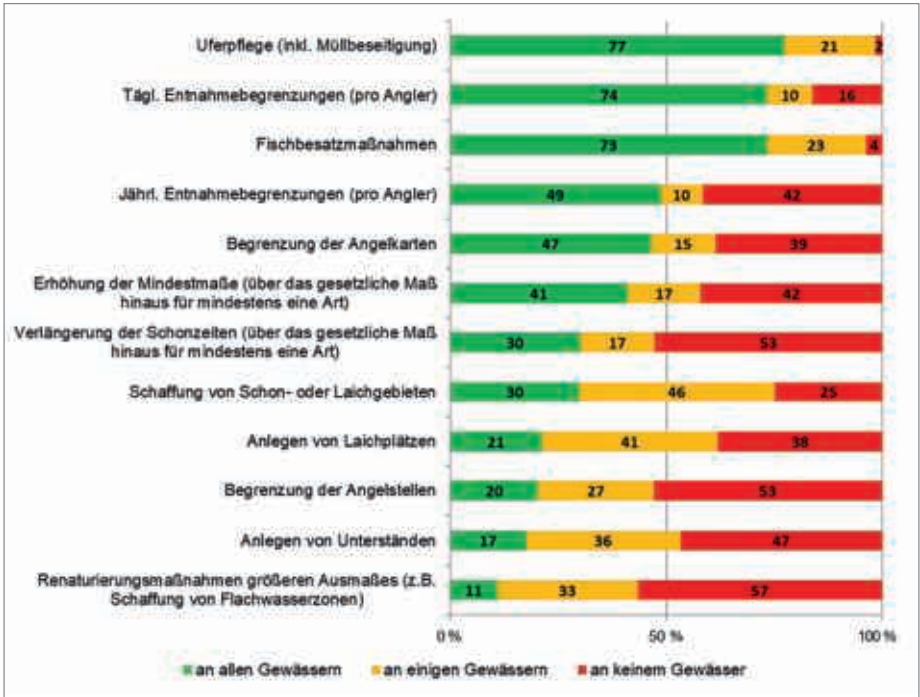


Abbildung 57: Verbreitung des Einsatzes verschiedener Hegemaßnahmen über Angelgewässer mit Fischereirecht durch deutsche Angelvereine gemäß Auskunft durch Gewässerwarte.

als einfach umsetzbar eingeschätzt (Abbildung 58). Hingegen war weniger als die Hälfte der Angelvereine der Meinung, dass Lebensraumverbesserungen einfach umsetzbar sind. Nur etwa ein Viertel der Gewässerwartinnen und Gewässerwarte deutscher Angelvereine war der Meinung, auf Besatz verzichten zu können.

Mittels Clusteranalysen auf der Grundlage der Antworten in Abbildung 57 wurden die verschiedenen Handlungstypen von deutschen Angelvereinen identifiziert. Insgesamt waren fünf Vereinstypen erkennbar. Fischbesatz war die bei allen Vereinen deutschlandweit am häufigsten eingesetzte Hegemaßnahme (Tabelle 12). Fast alle Angelvereine führen Fischbesatz durch, es gibt aber z. T. deutliche Unterschiede in der Besatzmenge, der Auswahl der besetzten Arten und der Anwendung alternativer Hegemaßnahmen (Tabelle 13). Angelvereine sehen mehrheitlich Fischbesatz als effektive Maßnahme zur Steigerung der Fischbestände, die geringe öko-

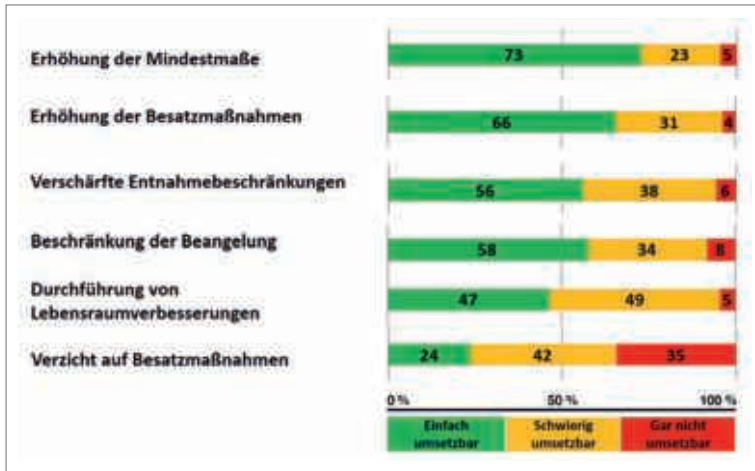


Abbildung 58: Einschätzung der Umsetzbarkeit verschiedener Managementvorgehen durch Gewässerwartinnen und Gewässerwarte in Deutschland.

logische oder genetische Risiken aufweist (Arlinghaus et al. 2022). Bei der Entscheidung für oder gegen Besatz spielen nach früheren Studien Erwartungen der Anglerinnen und Angler an die Besatzentscheider eine wesentliche Rolle (Riepe et al. 2017, Arlinghaus et al. 2022). Gewässerwartinnen und Gewässerwarte haben ein hohes ökologisches Grundbewusstsein (Theis et al. 2017) und setzen Fischbesatz auch als Artenschutzmaßnahmen ein.

Verein ist aber nicht gleich Verein. Fünf unterschiedliche Typen von Angelvereinen wurden identifiziert: *Passiv-Vereine*, *Kontroll-Vereine*, *Holistische Kontroll-Vereine*, *Habitat-Vereine* und *Allumfassende-Vereine* (Tabelle 12, 13). Vereine, die zu einem Typ gehören, sind sich hinsichtlich des Umfangs der in ihren Vereinsgewässern eingesetzten Hegemaßnahmen ähnlich, Vereine verschiedener Typen sind sich unähnlich. Die gewählten Bezeichnungen der Vereinstypen sollen das Wesen jedes Typs plakativ beschreiben. Sie dürfen jedoch nicht wortwörtlich genommen werden, da die Übergänge zwischen den Typen fließend sind.

Im Gegensatz zu den anderen Vereinstypen setzen *Passiv-Vereine* (17,7 % aller Vereine) alle Hegemaßnahmen nur an wenigen Gewässern ein (Tabelle 12). Abgesehen von moderatem Fischbesatz wählen die Vereine dieses Typs kaum alternative Hegemaßnahmen, die über die gesetzlichen

Tabelle 12: Hege- und Pflegemaßnahmen der verschiedenen Vereinstypen. Die Prozentzahlen beziehen sich auf den Anteil von Vereinen je Vereinstyp, die die jeweilige Bewirtschaftungsmethode im Großteil ihrer Gewässer anwenden.

Hege- und Pflegemaßnahmen	Passiv-Vereine	Kontroll-Vereine	Holistische-Kontroll-Vereine	Habitats-Vereine	Allumfassende-Vereine
Jährliche Entnahmebegrenzungen (pro Anglerin und Angler)	9 %	54 %	47 %	70 %	91 %
Tägl. Entnahmebegrenzungen (pro Anglerin und Angler)	3 %	97 %	87 %	86 %	92 %
Begrenzung der Angelkarten	14 %	48 %	48 %	53 %	86 %
Begrenzung der Angelstellen	10 %	16 %	12 %	31 %	80 %
Erhöhung der Mindestmaße (über das gesetzliche Maß hinaus für mindestens eine Art)	14 %	1 %	98 %	12 %	91 %
Verlängerung der Schonzeit (über das gesetzliche Maß hinaus für mindestens eine Art)	5 %	10 %	57 %	15 %	83 %
Schaffung von Schon- oder Laichgebieten	11 %	11 %	32 %	94 %	90 %
Anlegen von Laichplätzen	5 %	2 %	14 %	92 %	74 %
Anlegen von Unterständen	5 %	5 %	10 %	74 %	68 %
Renaturierungsmaßnahmen größeren Ausmaßes (z. B. Schaffen von Flachwasserzonen oder Durchgängigkeit von Gewässern)	3 %	3 %	9 %	26 %	47 %
Uferpflege	72 %	97 %	93 %	87 %	98 %
Fischbesatz	60 %	84 %	91 %	88 %	96 %

Mindeststandards hinausgehen (Tabelle 12). Die eingesetzte Besatzmenge der Passiv-Vereine ist die geringste aller Angelvereinstypen (Tabelle 13). Der passive Vereinstyp verfügt nur in recht begrenztem Umfang über selbständige Fischereirechte (Theis et al. 2017). Er ist überproportional häufig in Verbänden der neuen Bundesländer organisiert, wo in der Regel die Verbände die Fischereirechte besitzen und nicht die lokalen Vereine. Dementsprechend ist der Passiv-Verein selbst bei guter finanzieller Lage

Tabelle 13: Mittlere Besatzumfänge ($\pm$ Standardabweichung) der am häufigsten besetzten Fischarten sowie Besatzausgaben der Vereinstypen in kg/ha bzw. €/ha. *Weißfische umfassen: Brachse (Blei, Brassen), Moderslieschen, Rotaugen (Plötze), Rotfeder und Ukelei.

	Passiv- Vereine (N = 181)	Kontroll- Vereine (N = 280)	Holistische- Kontroll- Vereine (N = 293)	Habitats- Vereine (N = 125)	Allumfassende- Vereine (N = 139)	Globaler Mittel-Wert (N = 1018)
Besatz kg/ha	29,1 $\pm$ 71,3	116,2 $\pm$ 837,1	51,9 $\pm$ 101,1	87,5 $\pm$ 160,6	84,2 $\pm$ 176,7	75,4 $\pm$ 454,1
Ausgaben €/ha	412,9 $\pm$ 1383,5	742,9 $\pm$ 4293,7	360,2 $\pm$ 548,1	716,6 $\pm$ 981,4	648,6 $\pm$ 1294,6	576,6 $\pm$ 2505,4
Aal kg/ha	1,0 $\pm$ 5,8	2,1 $\pm$ 20,0	0,7 $\pm$ 2,0	1,1 $\pm$ 4,2	1,5 $\pm$ 5,3	1,3 $\pm$ 11,1
Bachforelle kg/ha	0,9 $\pm$ 4,6	6,2 $\pm$ 15,7	3,4 $\pm$ 10,5	4,9 $\pm$ 20,9	3,8 $\pm$ 10,1	3,9 $\pm$ 13,1
Hecht kg/ha	0,3 $\pm$ 1,5	1,7 $\pm$ 5,5	0,9 $\pm$ 3,0	0,7 $\pm$ 3,2	1,0 $\pm$ 4,3	1,0 $\pm$ 3,9
Karpfen kg/ha	5,2 $\pm$ 13,2	18,2 $\pm$ 40,9	19,3 $\pm$ 60,2	19,5 $\pm$ 49,4	21,2 $\pm$ 56,4	16,8 $\pm$ 47,6
Regenbogenforelle kg/ha	1,1 $\pm$ 9,5	7,9 $\pm$ 38,7	7,6 $\pm$ 59,2	6,1 $\pm$ 30,2	4,2 $\pm$ 23,6	5,7 $\pm$ 39,1
Schleie kg/ha	1,4 $\pm$ 6,4	2,7 $\pm$ 8,7	3,9 $\pm$ 12,8	11,0 $\pm$ 42,8	7,6 $\pm$ 21,3	4,6 $\pm$ 19,3
Weißfische* kg/ha	8,5 $\pm$ 47,3	22,1 $\pm$ 259,1	6,9 $\pm$ 23,9	17,4 $\pm$ 51,2	8,0 $\pm$ 20,9	12,8 $\pm$ 138,5
Zander kg/ha	0,5 $\pm$ 2,4	2,4 $\pm$ 14,4	1,1 $\pm$ 4,2	1,7 $\pm$ 5,9	2,0 $\pm$ 7,7	1,6 $\pm$ 8,8

und Einsatzwillen kaum zu nennenswerten Hegeaktionen in den Vereinsgewässern befugt. Diese Rahmenbedingungen dürften die Studienergebnisse stark miterklären.

Kontroll-Vereine (27,6 % aller Vereine) implementieren in der Mehrzahl ihrer Vereinsgewässer neben Besatz vor allem solche Maßnahmen, die auf die Kontrolle der Entnahmemenge abzielen, wie z. B. tägliche Entnahmebegrenzungen (Output-Kontrollen, Tabelle 12). Diese Maßnahmen, die die Fischereiersterblichkeit beschränken sollen, erlauben den Kontroll-Vereinen, zielgerichtet zu regulieren, wann und wie viel Fisch aus den Vereinsgewässern entnommen wird. Kontroll-Vereine haben zu einem großen Teil Pachtverträge für künstliche Standgewässer (Theis et al. 2017). Hohe mengenmäßige und vor allem monetäre Investitionen in Besatz vor

allem von Weißfischen, Karpfen und Forellen und zum Teil auch von bestimmten Raubfischen (Tabelle 13) gekoppelt mit Entnahmebegrenzungen werden als besonders geeignete Vorgehen zur Bewirtschaftung der künstlichen Standgewässer eingeschätzt. In Bezug zur Menge besetzten Kontroll-Vereine mit im Durchschnitt über 100 kg/ha die größte Biomasse aller Angelvereinstypen.

Holistische Kontroll-Vereine (28,8 % aller Vereine) ähneln den Kontroll-Vereinen, da sie ebenfalls vornehmlich mit Entnahmebegrenzungen arbeiten. Bemerkenswert hier ist die freiwillige Erhöhung der Mindestmaße oder die Verlängerung der Schonzeit bei bestimmten Arten über das gesetzliche Maß hinaus (Tabelle 12). Außerdem implementieren Holistische Kontroll-Vereine regelmäßig Beschränkungen des Fischereiaufwands (Input-Kontrollen). Hinzu kommen neben moderatem Besatz (vor allem von Karpfen und Regenbogenforellen, *Oncorhynchus mykiss*, Tabelle 13) in geringem Maße auch Verbesserungen von Lebensräumen, vor allem das Anlegen von Schon- und Laichgebieten oder Laichplätzen. Holistische Kontroll-Vereine investieren ähnlich viel in Besatz (in € pro ha) wie die Passiv-Vereine, aber deutlich weniger als die anderen drei Vereinstypen (Tabelle 13). Bemerkenswert ist vor allem der geringe Rückgriff auf Weißfischbesatz (Tabelle 13).

Habitat-Vereine (12,3 % aller Vereine) fokussieren neben einem relativen intensiven Besatz (zweitgrößte Biomasse und Investitionssumme aller Vereine) hauptsächlich auf die Verbesserung der Lebensräume in ihren Vereinsgewässern. Solche Maßnahmen umfassen sowohl kleinere Projekte wie das Anlegen von Unterständen, als auch den Einsatz großflächiger Renaturierungsmaßnahmen (Tabelle 12). Vorstände und Gewässerwarte von Habitat-Vereinen sind stärker als in anderen Vereinen davon überzeugt, dass fischereiexterne Faktoren wie die Landwirtschaft die Fischbestandsentwicklung hemmen. Sie sehen auch den Kormoran als relativ starke Bedrohung für ihre Fischbestände an. Vereine des Habitat-Typs bewirtschafteten überwiegend Fließgewässer, die sowohl umweltseitig als auch beim Besatz vor allem mit Bachforellen (*Salmo trutta*) gehegt werden (Tabelle 13). Daneben ist aber auch der Besatz mit Karpfen, Schleien und Regenbogenforellen verbreitet (Tabelle 13).

Die *Allumfassende-Vereine* (13,6 % aller Vereine) setzen sämtliche Hege-maßnahmen, die ihnen zur Verfügung stehen, im Großteil ihrer Gewässer

ein: Egal, ob Entnahmebegrenzungen, Lebensraumverbesserungen oder Besatz alles wird bei den Allumfassenden Vereinen intensiv betrieben (Tabelle 12, 13). Vereine dieses Typs besitzen für die meisten ihrer Gewässer alleinige Fischereirechte (Theis et al. 2017), was die Ergebnisse miterklären dürfte.

In Niedersachsen

Insgesamt wurden Umfragedaten von 291 AVN-Vereinen für Niedersachsen ausgewertet. Das entspricht einer Rückmeldequote von 85,3 Prozent. Ein Augenmerk der Befragung lag auf der Analyse der eingesetzten Fischschonbestimmungen, da diese in der deutschlandweiten Befragung nicht im Detail abgefragt wurden.

Die an der Umfrage teilgenommenen Vereine repräsentierten 94.126 Anglerinnen und Angler, was einem Anteil von 94,6 Prozent der Gesamtmitgliederzahl des AVN entsprach. Bis Januar 2021 wurde in 16,2 Prozent der AVN-Vereine ein Entnahmefenster zum Schutz auch großer Fische eingeführt (N = 47, Abbildung 59). In diesen Vereinen sind 24,6 Prozent der AVN-Anglerinnen und Angler organisiert. In weiteren 39 Vereinen

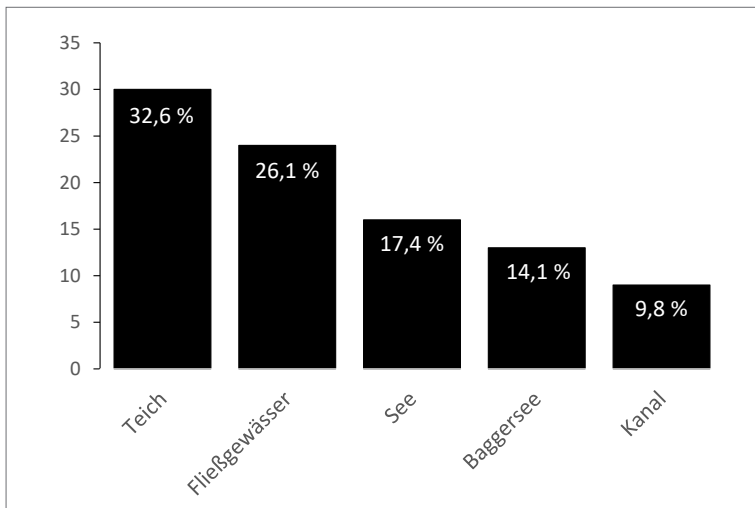


Abbildung 59: Gewässertypen, für die Angelvereine in Niedersachsen ein Entnahmefenster einführen (N = 92 Nennungen).

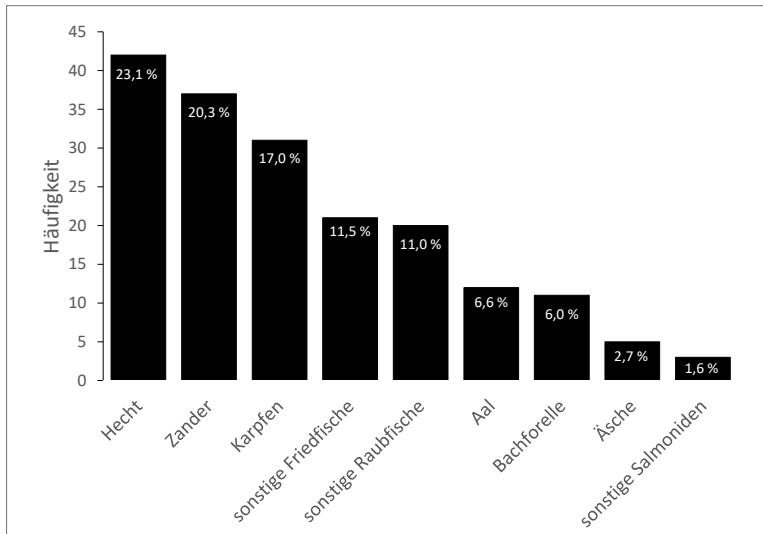


Abbildung 60: Fischarten und Artengruppen für die ein Entnahmefenster eingeführt wurde.

(13,4 %) wird überlegt, eine zeitliche Angelbegrenzung einzuführen. Diese Vereine repräsentieren weitere 14,3 Prozent der AVN-Mitglieder. In über 70 Prozent der Vereine (62,1 % der Mitglieder) gab es bis zum Zeitpunkt der Befragung keine entsprechende Regelung für die Entnahme. Fast ein Drittel aller Entnahmefenster wurden für Fischarten in Teichen eingeführt, gefolgt von Fließgewässern sowie Seen, Baggerseen und Kanälen (Abbildung 60).

Die häufigsten Fischarten, für die ein Entnahmefenster eingeführt wurde, waren Hecht und Zander (> 20 %). Der Karpfen steht an dritter Stelle (Abbildung 60). Die Kategorie „sonstige Friedfische“ umfasst die Arten Schleie und Brasse. Der Barsch fällt unter „sonstige Raubfische“. Für Salmoniden und Aal wurden vergleichsweise selten Entnahmefenster eingeführt. Dieses Ergebnis zeigt erneut die starke Bedeutung gerade von Raubfischen, insbesondere auch Zander, für niedersächsische Anglerinnen und Angler. Dies erklärt, warum Angelvereine verstärkte Anstrengungen über das gesetzliche Maß hinaus unternehmen.

Alle Vereine, die zum Artenschutz das Angeln einschränken, setzen auch noch weitere Hegemaßnahmen um. Diese übersteigen sogar die gesetz-

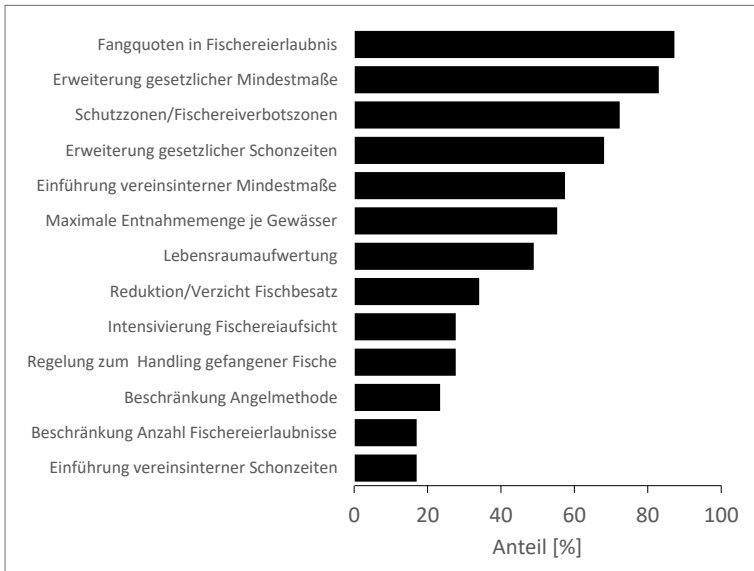


Abbildung 61: Ergänzende Hegemaßnahmen in den Vereinen mit Entnahmefenster unter niedersächsischen Angelvereinen (Mehrfachnennungen möglich, N = 291 Nennungen).

lichen Mindeststandards der Niedersächsischen Binnenfischereiordnung und des Niedersächsischen Fischereigesetzes (Abbildung 61). Fast 90 Prozent der Vereine gaben an, Fangquoten (Tages-, Wochen-, Monats- und/oder Beschränkungen der Jahresfänge) für bestimmte Fischarten eingeführt zu haben. Die überwiegende Zahl der Vereine erhöhte sogar freiwillig die gesetzlich festgeschriebenen Mindestmaße (Abbildung 61). Fast drei Viertel der Vereine haben zudem Schutzzonen bzw. Fischereiverbotzonen an ihren Gewässern etabliert und die gesetzlich vorgeschriebenen Schonzeiten verlängert. Fast die Hälfte aller AVN-Vereine hat die Gewässerlebensräume z. B. durch strukturverbessernde Maßnahmen aufgewertet.

Knapp ein Drittel der Vereine stellte zudem den Besatz der von ihnen geschützten Fischarten gänzlich ein oder reduzierte ihn. 57,5 Prozent der Vereine führten Mindestmaße und 17,0 Prozent Schonzeiten für gesetzlich nicht mit einer Mindestgröße oder mit einer Schonzeit belegten Arten ein (Kategorien: Einführung vereinsinterner Mindestmaße/Schonzeiten, Abbildung 61).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die Umfrageergebnisse zeigten, dass die deutschen Angelvereine ihre Gewässer vielfältig und ausdifferenziert hegen und pflegen. Vor allem Fischbesatz, Arbeiten zur Uferpflege sowie über die gesetzlichen Fangvorschriften hinausgehende Regeln sind beliebt und weitverbreitet.
- ▶ Lebensraumaufwertende Aktionen sind verbreitet, aber deutlich weniger ausgeprägt. Grund ist, dass sie schwieriger umzusetzen sind.
- ▶ Die Umfrageergebnisse machten außerdem deutlich, dass man in Deutschland fünf prototypische Angelvereinstypen unterscheiden kann. Diese Vielfalt an fischereilichen Hegetypen wird ermöglicht durch die deutschen Landesfischereigesetze, die den lokalen Fischereirechtsinhabern eine große Gestaltungsfreiheit bei der Wahl der Hegemaßnahmen bietet. Die Vereine nutzen diese Freiräume, indem die Entscheider je nach lokalen, sozialen und ökologischen Bedingungen die Hegemaßnahmen wählen, die für besonders förderlich für die Fischbestände und die Angelei erachtet werden. Durch die Übertragung der Hegebefugnis auf die Fischereiausübungsberechtigten wird ein hoher Anreiz geschaffen, im Ehrenamt und mit eigenen Mitteln im Sinne des Fischbestands- und Gewässerschutzes aktiv zu werden.
- ▶ Bei fast allen deutschen Angelvereinen dominiert allerdings gegenwärtig (noch) der Fischbesatz. Dieser sollte nach neuesten Studienergebnissen künftig differenzierter ausgestaltet werden (Arlinghaus et al. 2015). Hier sind Behörden, Anglerverbände und andere Akteurinnen und Akteure gut beraten, über zielgruppenspezifische Kommunikation auf die nicht unerheblichen ökologischen und genetischen Risiken von Besatz hinzuweisen. Angelvereinen ist daher der Einsatz alternativer Hegemaßnahmen zu erleichtern. Dazu könnten Vorhaben zählen, die den Lebensraum verbessern oder strengere Vorschriften, die die Entnahme regeln. Die dafür nötigen Grundlagen in Bezug auf den Einsatz von lebensraumverbessernden Maßnahmen in Baggerseen wurden im Projekt BAGGERSEE geschaffen.
- ▶ Umfragen konkret in Niedersachsen zeigten, dass hier die Angelvereine zunehmend längenbasierte Fangbestimmungen einführen. Sie entsprechen der guten fachlichen Praxis und sind verstärkt auf den Schutz auch der großen Fische ausgerichtet. Knapp ein Viertel aller AVN-Mitglieder sind angehalten, neben zu kleinen (untermaßigen) Fischen auch zu große Fische oberhalb eines von den Vereinen definierten Maximalmaßes zurückzusetzen. Dies trifft insbesondere auf

die Arten Hecht und Zander zu. Alle Vereine, die ein Entnahmefenster eingeführt haben, haben weitere selbstbeschränkende Hegemaßnahmen umgesetzt. Dazu gehört etwa, dass die gesetzlichen Regelungen zu Mindestmaßen und Schonzeiten freiwillig erhöht wurden. Somit stellt die Einführung des Entnahmefensters keine isolierte Hegemaßnahme dar, sondern kann als zusätzliche Aktion verstanden werden, die die Fischentnahme über die gesetzlichen Mindeststandards der Niedersächsischen Binnenfischereiordnung hinaus reguliert.

- ▶ Etwa die Hälfte aller Vereine in Niedersachsen investierte darüber hinaus in lebensraumaufwertende Aktionen. Insgesamt scheinen daher die Vereine die Prinzipien der „guten fachlichen Praxis“ und hier eine verstärkte Hinwendung auf den Lebensraum und den Schutz auch der großen Tiere mehr und mehr zu verinnerlichen.

6.1.6 Wahrgenommene Effektivität von Managementmaßnahmen durch Anglerinnen und Angler

Kontext und Forschungsziel

Fischbesatz und längenbasierte Schonmaßnahmen sind die beliebtesten Hegeinstrumente niedersächsischer und deutscher Angelvereine (Arlinghaus et al. 2015). Auch Habitatmaßnahmen werden, wenn umsetzbar, verstärkt in der anglerischen Gewässerbewirtschaftung eingesetzt. Der erhöhte Einsatz von ökologisch sinnvollen Alternativen zum Fischbesatz setzt allerdings voraus, dass die Vereinsmitglieder von der Wirkung mehrheitlich überzeugt sind. Sie müssen bereit sein, Änderungen der Gewässerordnungen zu akzeptieren und Geld in z. B. Lebensraumverbesserungen zu investieren. Das Forschungsteam hat im Rahmen des Projektes BAGGERSEE im Jahr 2018 eine Umfrage in niedersächsischen Angelvereinen durchgeführt. Darin ging es um die Effektivität verschiedener Hegeaktionen im Vergleich zum traditionellen Fischbesatz. Anhand dieser Teilbefragung konnte getestet werden, ob es Hegemaßnahmen gibt, deren Wirkung allgemein höher als Fischbesatz eingeschätzt wird und damit auf große Zustimmung stößt. Insgesamt 2130 Anglerinnen und Angler nahmen an der Befragung teil.

Methoden

Die Teilnehmenden der Umfrage sollten die relative Effektivität alternativer Hegemaßnahmen gegenüber Fischbesatz auf einer fünfstufigen Skala einschätzen. Die fünfstufige Antwortskala war folgendermaßen definiert:

1 = viel geringer als Besatz, 2 = eher geringer als Besatz, 3 = ähnlich wie Besatz, 4 = eher größer als Besatz, 5 = viel größer als Besatz. Folgende Frage wurde gestellt: „Es gibt verschiedene Möglichkeiten, die Fischbestände in den Baggerseen Ihres Vereins zu erhöhen. Wie bewerten Sie die Wirksamkeit von Fischbesatz im Vergleich zu den aufgeführten Hegemaßnahmen?“ Der Effekt von Fischbesatz ist im Vergleich zu:

- ... Anlegen von Unterständen
- ... Einführung täglicher Entnahmebegrenzungen
- ... Schaffung von Flachwasserzonen
- ... Ausdehnung der Schonzeiten über das gesetzliche Maß hinaus
- ... Einrichtung von Schongebieten zum Laichen
- ... Begrenzung der Anglerzahl pro See
- ... Schutz von Laichfischen durch Höchstmaße in Verbindung mit Mindestmaßen
- ... Anhebung von Mindestmaßen über gesetzliche Forderungen hinaus
- ... Einbringen von Totholz in Form z. B. von Baumkronen

Bei einer hohen Einschätzung der Effektivität (viel größer, eher größer) wurde also Fischbesatz als Maßnahme stärker bewertet, wohingegen bei geringer Einschätzung der Effektivität (viel geringer, eher geringer) die Alternative als zielführende Bewirtschaftungsweise angesehen wurde. Maximal 1830 Befragte antworteten auf die jeweiligen Teilfragen.

Ergebnisse

Fischbesatz wurde gegenüber den alternativen Hegemaßnahmen in den meisten Fällen als effektiver wahrgenommen (Abbildung 62, Tabelle 14), was die Erkenntnisse aus dem Kapitel 6 dieses Buchs bestätigte. Im Vergleich zu der Einrichtung von Schongebieten zum Laichen werteten 53,7 Prozent der Befragten die Effektivität von Fischbesatz als „viel größer“ oder „eher größer“. Ähnlich verhielt es sich beim Schutz von Laichfischen durch Höchstmaße in Verbindung mit Mindestmaßen (Entnahmefenster) als Alternative (49,2 %), sodass diese beiden Hegeinstrumente als überwiegend ineffektiv im Vergleich zum Fischbesatz gesehen wurden. Auf der fünfstufigen Skala konnten die befragten Anglerinnen und Angler die Effektivität von Fischbesatz gegenüber neun Alternativen zwischen „viel geringer“ und „viel größer“ einschätzen. Lag der Mittelwert aller Antworten > 3, schätzte die Gesamtheit der Vereinsmitglieder die Wirkung von Fischbesatz besser ein als seine Alternativen, und umgekehrt, bei einem Mittelwert

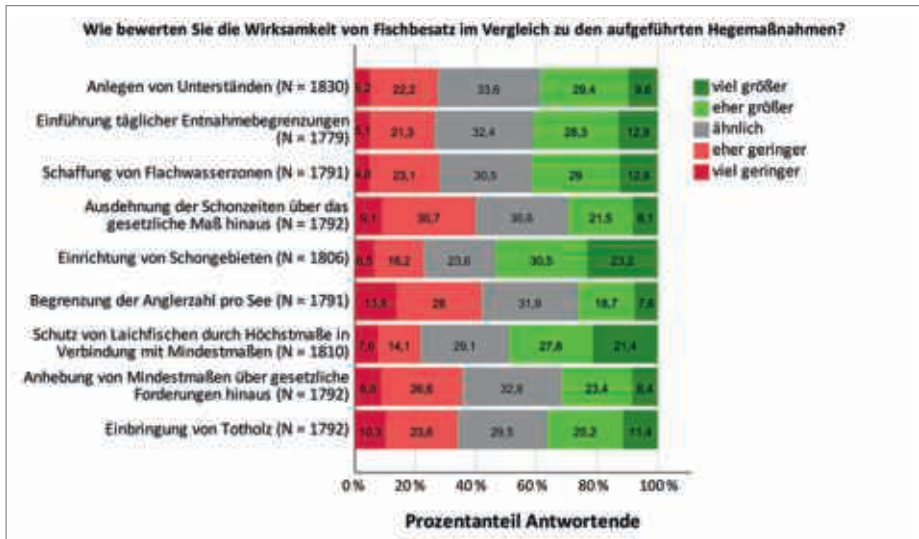


Abbildung 62: Bewertung der Effektivität von Fischbesatz gegenüber alternativen Hege-
maßnahmen. Die wahrgenommene Effektivität von Fischbesatz steigt mit der Zustim-
mung (viel größer, eher größer).

< 3, wurde die alternative Hegemaßnahme als effektiver wahrgenommen. Lediglich die Ausdehnung der Schonzeiten und der Mindestmaße über das gesetzliche Maß hinaus sowie die Begrenzung der Zahl von Anglerinnen und Anglern pro See wurden gegenüber Fischbesatz als effektivere Maßnahme bewertet (Tabelle 14), wobei die Zugangsbegrenzung von Anglerinnen und Anglern am stärksten positiv wahrgenommen wurde. Unabhängig von diesen Mittelwertvergleichen bleibt aber festzuhalten, dass die Einschätzungen alternativer Hegemaßnahmen zumeist sehr ähnlich waren und die Unterschiede in der Bewertung nur wenige Prozent betrug (Abbildung 62). Dennoch bestätigt das Ergebnis die grundsätzliche Präferenz deutscher und internationaler Anglerinnen und Angler von Fischbesatz gegenüber alternativen Hegemaßnahmen (Wilde & Ditton 1991, Arlinghaus et al. 2008), wobei sie primär das Ziel hoher Fangraten verfolgen (Arlinghaus et al. 2014) und dem Fischbesatz dabei traditionell die größten Erfolgsaussichten zugesprochen werden. Er wird also deshalb als besonders effektiv wahrgenommen, weil er vermeintlich sicher die Fänge erhöhen kann, während Kenntnisse über die Wirkung alternativer Managementmaßnahmen innerhalb der Anglerschaft wenig verankert sind (Fujitani et al. 2016) und diese daher auch als weniger effektiv wahrgenommen werden.

Tabelle 14: Wahrgenommene Effektivität von Fischbesatzmaßnahmen durch niedersächsische Vereinsanglerinnen und -angler im Vergleich zu alternativen Hegeinstrumenten. Höhere Mittelwerte $\pm$ SD stehen für eine grundsätzlich höhere (> 3) wahrgenommene Effektivität von Fischbesatz, wohingegen Mittelwerte $\pm$ SD < 3 eine bessere wahrgenommene Wirkung der Alternative bedeuten.

Effektivität von Fischbesatz gegenüber ...	Mittelwert einer Skala von 1 (viel geringer) bis 5 (viel größer)	$\pm$ SD
... Anlegen von Unterständen	3,16	1,03
... Einführung täglicher Entnahmebegrenzungen	3,23	1,08
... Schaffung von Flachwasserzonen	3,22	1,08
... Ausdehnung der Schonzeiten über das gesetzliche Maß hinaus	2,89	1,09
... Einrichtung von Schongebieten zum Laichen	3,48	1,2
... Begrenzung der Anglerzahl pro See	2,79	1,13
... Schutz von Laichfischen durch Höchstmaße in Verbindung mit Mindestmaßen	3,41	1,19
... Anhebung von Mindestmaßen über gesetzliche Forderungen hinaus	2,95	1,09
... Einbringen von Totholz in Form z. B. von Baumkronen	3,04	1,16

Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Umfrage hat bestätigt, dass niedersächsische Vereinsanglerinnen und -angler in Fischbesatzmaßnahmen ein effizientes Hegeinstrument sehen, weshalb sie Fischbesatz präferieren.

Die Ausdehnung von Schonzeiten und Mindestmaßen über die gesetzlichen Mindestansprüche hinaus sowie Zugangsbeschränkungen an den Gewässern werden von ihnen ebenfalls als wirksame Hegeinstrumente wahrgenommen und können daher ggf. leichter umgesetzt werden als weitere Alternativen zum Fischbesatz.

Alternativen zum Fischbesatz können sehr effiziente Managementinstrumente sein. Allerdings zeigte die Umfrage, dass es dazu noch an Wissen und Wahrnehmung in der Anglerschaft fehlt. Das Projekt BAGGERSEE hat die Grundlagen dafür geschaffen, diese Wissenslücken zu schließen

und eine anglerische Gewässerhege zu fördern, die nicht nur effektiver als Fischbesatz sein kann, sondern zudem die Ziele der „guten fachlichen Praxis“ im fischereilichen Gewässermanagement verfolgt.

6.1.7 Präferenzen von Anglerinnen und Anglern für die ökologische Qualität und Biodiversität von Baggerseen

Kontext

Viele Anglerinnen und Angler nutzen Baggerseen in Niedersachsen, um ihr Hobby auszuüben. Nur ein geringer Teil der Befragten verbrachte keinen einzigen Tag dort (vgl. Kapitel 6.1.1). Welche ökologischen und sonstigen Qualitäten (z. B. Häufigkeit verzehrbare Angelfische) einen Baggersee für sie attraktiv machen, kann sehr stark variieren. Wichtige Aspekte können die Abundanz von Raub- und Friedfischen sein, aber auch die Erholungsnutzung durch andere oder das Vorkommen seltener und bedrohter Tier- und Pflanzenarten im See und seinem Umfeld (Hunt et al. 2019). Ziel der durchgeführten Umfrage war es, die Vorlieben (Präferenzen) von Anglerinnen und Anglern in Niedersachsen für die Qualitäten und Ökosystemdienste von Baggerseen zu erheben und ihre Heterogenität über diese Gruppe hinweg zu untersuchen.

Methode

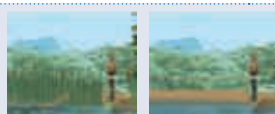
Den Befragten (Kapitel 4.6) wurden zunächst die Merkmale von Baggerseen vorgestellt, die zuvor als zentral für diese Untersuchung festgelegt wurden. Die Auswahl der Eigenschaften orientierte sich sowohl an Ergebnissen aus Workshops, die mit den Angelvereinen im Rahmen des Projekts durchgeführt wurden, als auch an den Zielen des Projektes BAGGERSEE. Zu den im Choice-Experiment genutzten Merkmalen gehörten das Vorkommen von gefährdeten Fischarten (ja/nein) und das Vorkommen anderer gefährdeter Arten (ja/nein). Weitere wichtige Attribute waren die Häufigkeit von Friedfischen und von Raubfischen, jeweils mit den Stufen gering, mittel und hoch beschrieben. Weiterhin wurden als Merkmale die folgenden Erholungsaktivitäten ausgewählt: Spaziergehen, Schwimmen und Baden, Bootsangeln und Freizeitbootfahren. In allen drei Fällen stand zur Auswahl, ob die Erholungsmöglichkeit am jeweiligen Baggersee vorhanden war (ja/nein); Angeln konnte an den Baggerseen immer ausgeübt werden. Schließlich war die Zugänglichkeit eine weitere wichtige Eigenschaft. Die im Projekt BAGGERSEE untersuchten Maßnahmen wie der Eintrag von Totholz könnten dazu führen, dass sich die Zu-

gänglichkeit an den Ufern der Seen verändert. Dementsprechend wurde der Punkt als Attribut in das Choice-Experiment eingeführt. Zum Einsatz kamen visuelle Choice-Experimente, bei denen die Anglerinnen und Angler, die aus ihrer Sicht jeweils attraktivste Alternative auswählen sollten. Für jede der genannten Eigenschaften von Baggerseen wurde von einem Grafikdesigner ein Bild entworfen, ein kurzer Text diente in der Befragung zur Beschreibung.

Jeder Teilnehmende, der im ersten Teil angegeben hatte, dass er/sie an Baggerseen in den Jahren vor der Umfrage geangelt hat, wurde nach dem Namen seines „Hausbaggersees“ gefragt. Damit war der Baggersee gemeint, den die befragte Person besonders gut kannte. Sie wurde anschließend darüber informiert, dass dieses Gewässer im weiteren Verlauf des Interviews als Hausbaggersee bezeichnet wird. Diese Referenz diente als Grundlage für die Auswahlentscheidungen im Choice-Experiment. Direkt im Anschluss an diese Frage wurden die oben eingeführten Eigenschaften von Baggerseen vorgestellt (Tabelle 15). Die Tabelle zeigt sowohl die in der Umfrage genutzten Symbole und Bilder zur Beschreibung der Merkmale als auch die beschreibenden Texte. Gleichzeitig wurde für jedes Merkmal abgefragt, ob, und wenn ja, in welchem Umfang die Merkmale auf den Hausbaggersee der befragten Person zuträfen. Zur Abfrage wurden die später im Choice-Experiment verwendeten Ausprägungen (Level) genutzt. Bei den bedrohten Arten und den Erholungsaktivitäten wurde mithilfe einer Ja/Nein-Frage ermittelt, ob die Arten vorkommen oder die Aktivitäten derzeit am Hausbaggersee stattfinden. „Wie viele Friedfische und Raubfische sind dort vorhanden?“, lautete eine weitere Frage. Ebenso interessierte die Forschungsgruppe die Länge des Ufers, das für Anglerinnen und Angler sowie andere Erholungssuchende zugänglich ist. Als Antwortoptionen wurden die Werte 10 %, 30 %, 70 % und 90 % sowohl für das Ufer oberhalb und unterhalb der Wasseroberfläche angeboten. Zur Auswahl stand auch „weiß nicht“.

Für das Choice-Experiment wurden visuelle Auswahlsets von einem Grafikdesigner entworfen (Abbildung 63). Das Ziel war es, die Baggerseen, die den Befragten zusätzlich zum Hausbaggersee zur Auswahl standen, möglichst naturgetreu darzustellen. Durch diese Form der Präsentation sollte die Auswahl zwischen den Alternativen erleichtert werden. Idee der Choice-Befragung ist es, dass die Befragten die Seen mit dem größten individuellen Nutzen auswählen und aus den Wahlentscheidungen die Wertschätzung

Tabelle 15: Merkmale zur Beschreibung der Baggerseen im Choice-Experiment der Anglerinnen und Angler.

Bedrohte Fischarten Attributlevel: nein, ja		Bedrohte andere Arten Attributlevel: nein, ja	
 Fischarten wie Bitterling, Karausche oder Moderlieschen sind bedrohte, einheimische Fischarten, kommen aber nicht an allen Baggerseen vor. Wie verhält es sich an Ihrem Hausbaggersee? Kommen dort derzeit bedrohte Kleinfischarten vor?		 Bedrohte Arten wie der Eisvogel, verschiedene Großlibellen oder Frösche kommen am Ufer und in der näheren Umgebung einiger Baggerseen vor. Wie steht es mit Ihrem Hausbaggersee? Kommen dort derzeit bedrohte Tiere (andere Arten außer Fische) und Pflanzen vor?	
Friedfische Attributlevel: gering, mittel, hoch		Raubfisch Attributlevel: gering, mittel, hoch	
 Die Häufigkeit der Friedfische wie Rotfedern, Rotaugen oder Brasse in einem Baggersee kann vereinfacht als gering, mittel oder hoch beschrieben werden. Wie schätzen Sie die Häufigkeit (Menge, Anzahl) der Friedfische in Ihrem Hausbaggersee derzeit ein?		 Auch die Häufigkeit der Raubfische wie Hechte, große Barsche oder große Aale in einem See kann sehr unterschiedlich sein. Wie schätzen Sie die derzeitige Häufigkeit der Raubfische in Ihrem Hausbaggersee ein?	
Spaziergehen Attributlevel: nein, ja	Baden Attributlevel: nein, ja	Bootsangeln und Freizeitbootfahren Attributlevel: nein, ja	
			
Baggerseen unterscheiden sich dadurch, dass neben dem Angeln noch andere Freizeitaktivitäten möglich sind. Welche der drei genannten Aktivitäten finden derzeit an Ihrem Hausbaggersee statt? Bootfahren umfasst sowohl das Bootsangeln als auch das Freizeitbootfahren.			
Zugänglichkeit des Ufers Attributlevel: 10 %, 30 %, 70 %, 90 % des Ufers zugänglich			
 Die Zugänglichkeit des Ufers kann sehr unterschiedlich sein. Bewuchs mit Schilf, Büschen und Bäumen kann den Zugang einschränken, und starker Krautbewuchs oder umgestürzte Bäume können das Angeln und andere Erholungsaktivitäten erschweren oder unmöglich machen.			

für einzelne Qualitätsmerkmale abgeleitet werden kann. Durch die Einbindung einer Zahlung, die bei Auswahl der entsprechenden Alternativen von der befragten Person zu leisten wäre, kann die Wertschätzung für einzelne Merkmale als Zahlungsbereitschaft quantifiziert werden.

Die Merkmale und Ausprägungen der zusätzlichen Baggerseen wurden mithilfe eines statistischen Verfahrens (experimentelles Design) den Baggerseen A und B auf den Auswahlsets zugewiesen. Zusätzlich wurde ein hypothetischer Aufschlag auf den jährlichen Mitgliedsbeitrag im Angelverein eingeführt (Ausprägungen: 5, 20, 50, 90 Euro). Dieser wäre zu zahlen, wenn die befragte Person den Baggersee A oder den Baggersee B als bevorzugtes Gewässer auswählt. Die Höhe der zusätzlichen Zahlung wurde den Baggerseen ebenfalls über das experimentelle Design zugewiesen und unterhalb des Bildes neben den Eigenschaften „Arten“ und „Erholungsaktivitäten“ auf einer Euromünze angezeigt (Abbildung 63). Als dritte Option stand der Hausbaggersee zur Auswahl. Hierbei änderte sich der Vereinsbeitrag nicht. Durch die Zuweisung der Merkmale an die Optionen auf dem Auswahlset über das experimentelle Design wurde sichergestellt, dass eine statistische Auswertung der Auswahlentscheidungen mithilfe von Regres-

Wenn nur die folgenden drei Seen zur Auswahl stehen – **Baggersee A, Baggersee B** oder **Ihr Hausbaggersee** – Welcher der drei Baggerseen ist aus Ihrer Sicht die beste Wahl?

Bitte nehmen Sie sich etwas Zeit, um die Bilder für Baggersee A und B zu vergleichen, sie können sich in mehreren Eigenschaften unterscheiden.



Baggersee A



Baggersee B

Für mich der beste Baggersee ist

• Baggersee A
• Baggersee B
• Mein Hausbaggersee

Abbildung 63: Beispiel für ein Auswahlset im Choice-Experiment in der Befragung von Anglerinnen und Anglern.

sionen erfolgen kann. Insgesamt umfasste das experimentelle Design 48 verschiedene Auswahlsets. Sie wurden vier verschiedenen Blöcken zugeordnet. Jedem Befragten wurde per Zufallsprinzip einer dieser Blöcke – insgesamt acht Auswahlentscheidungen – zugewiesen. Das Szenario war wie folgt: Wenn ein Aufschlag auf den Vereinsbeitrag gezahlt wird, kann der Verein damit einen neuen Baggersee pachten oder herrichten. Dieser entspricht dann der Qualität von Baggersee A oder B (siehe Box).

Box 1: Bewertungsszenario Anglerinnen und Angler

Wir möchten von Ihnen erfahren, welche Nutzung und welche Gestaltung von Baggerseen Sie bevorzugen. Hierfür nutzen wir ein Gedankenexperiment:

Stellen Sie sich bitte vor ...

... Ihr Verein hat die Möglichkeit, einen zusätzlichen Baggersee in der Region, in der Sie leben, anzupachten und über die Hege neu auszugestalten. Sie hätten die Möglichkeit, an einem weiteren Baggersee zu angeln. Der Anfahrtsweg entspräche dem zu Ihrem Hausbaggersee, auch die Größe wäre ähnlich.

Wie sollte der neue Baggersee ober- und unterhalb der Wasseroberfläche gestaltet werden? Welche Fischbestände bevorzugen Sie? Welche Freizeitaktivitäten sollten möglich sein? Um dies herauszufinden, präsentieren wir Ihnen auf den nächsten Seiten jeweils zwei Bilder. Sie zeigen, wie der neue Baggersee gestaltet werden könnte. Angeln ist immer möglich.

Die Seen unterscheiden sich in den Eigenschaften, mit denen Sie Ihren Hausbaggersee gerade beschrieben haben. Hecht und Rotfeder stehen dabei stellvertretend auch für andere Raub- und Friedfische in diesen Seen. Symbole unter den Bildern zeigen, ob bedrohte Arten vorkommen und welche Erholungsaktivitäten stattfinden können. Wenn Bootfahren möglich ist, ist auch das Bootsangeln erlaubt. Ein rotes Kreuz (X) bedeutet, dass der Baggersee die jeweilige Eigenschaft nicht hat.

Zusätzlich finden Sie unter jedem See einen Eurobetrag. Der neue Baggersee könnte nur bei einer Erhöhung Ihres jährlichen Vereinsbeitrages gepachtet, gehegt und gepflegt werden. Sie müssten also zusätzlich pro Jahr den genannten Betrag zahlen, damit Ihr jeweils bevorzugter See in der gezeigten Form für Sie nutzbar gemacht werden könnte. Wählen Sie im Vergleich zu den gezeigten Seen Ihren Hausbaggersee aus, ändert sich Ihr Vereinsbeitrag nicht.

Nehmen Sie sich bitte die Zeit und schauen Sie sich die Seen genau an. Treffen Sie bitte die Auswahl auf jeder Seite unabhängig von den auf den anderen Seiten dargestellten Seen. Es geht immer darum, den aus Ihrer Sicht besten Baggersee auf jeder Seite auszuwählen.

Sie sehen nun acht Bildpaare
Quelle: Fragebogen Baggersee

Ergebnisse

Der Anteil der Angler, der Angaben zum Ist-Zustand des Hausbaggersees gemacht hat, variierte über die Attribute hinweg (Tabelle 16). Nur wenige Angler haben keine Antwort gegeben, während zwischen 4 % und 54 % angaben, keine Antwort zu wissen. Der Anteil der Weiß-nicht Antworten lag bei den gefährdeten Arten deutlich höher. Unter den Anglern, die Angaben zum Ist-Zustand des Hausbaggersees gemacht hatten (Tabelle 16, rechte Hälfte), gaben sowohl für Friedfische als auch für Raubfische jeweils mehr als 60 Prozent an, dass die vorhandene Menge an Fischen im mittleren Bereich liegen würde. Bei den Friedfischen entfiel der zweitgrößte Anteil der Einstufungen auf die Kategorie „hoher Anteil“, bei den Raubfischen entfiel der zweitgrößte Anteil auf die Kategorie „geringer Anteil“. Über die Hausbaggerseen der befragten Angler hinweg war die wahrgenommene Abundanz bei den Friedfischen somit eher mittel bis hoch, bei den Raubfischen gering bis mittel. Hinsichtlich der Zugänglichkeit gaben mehr als 45 Prozent an, dass etwa 70 Prozent Uferlinie zugänglich sind. Mit 38 Prozent hat die zweitgrößte Gruppe angegeben, dass etwa

Tabelle 16: Wahrgenommener Zustand an den Hausbaggerseen durch Anglerinnen und Angler.
Die Angaben in der Tabelle basieren auf 1488 Interviews.

Eigenschaft	Keine Antwort (%)	Weiß nicht (%)	Angabe gemacht (%)	Ausstattung des Hausbaggersees (in % der Angler, die eine Angabe gemacht haben)							
Menge Friedfische	0.3	6.5	93.2	gering:	12.5	mittel	60,3	hoch	27,4		
Menge Raubfische	0.3	7.5	92.2	gering:	27,0	mittel	60,8	hoch	12,2		
Zugänglichkeit des Ufers	1.4	7.9	90.7	10 %:	9.1	30 %	37,8	70 %	45,4	90 %	7,8
Gefährdete andere Arten	0.6	26.5	72.9	ja	66.2	nein	33.8				
Gefährdete Fischarten	1.2	53.6	45.2	ja	16.1	nein	83.9				
Spazierengehen	0.3	3.7	96.0	ja	77.7	nein	22.3				
Baden	0.7	4.3	95.0	ja	28.9	nein	71.1				
Bootfahren	0.7	5.4	93.9	ja	16.6	nein	83.4				

30 Prozent der Uferlinie zugänglich sind. Die übrigen Nennungen verteilen sich annähernd gleichmäßig auf die beiden Randkategorien. Bei den gefährdeten Fischarten waren 16 Prozent der Meinung, dass es in ihrem Hausbaggersee diese Arten gibt. Dagegen waren bei den anderen gefährdeten sonstigen Arten über 66 Prozent der Meinung, dass es Arten aus dieser Gruppe an ihrem Hausbaggersee gab. Bei der Erholungsaktivität Spaziergehen gaben von den Anglern, die Angaben zum Ist-Zustand gemacht hatten, 78 Prozent an, dass Spaziergehen am Hausbaggersee stattfand. Geringer waren die Angaben bei den Aktivitäten Baden (29 % ja) und Bootsfahren (17 % ja).

Die Bereitschaft, Geld auszugeben, um einzelne Merkmale zu verändern (Abbildung 64), wurde über logistische Regressionsverfahren abgeleitet. Die Auswahl zwischen den Baggerseen verdeutlicht die Vorlieben der Anglerinnen und Angler. Die Anglerinnen und Angler waren durchschnittlich bereit, 4,30 Euro pro Jahr mehr dafür auszugeben, dass der Bestand an Friedfischen von einer mittleren auf eine hohe Fischmenge ansteigt. Für mehr Raubfische waren die Anglerinnen und Angler sogar einverstanden, 15,40 Euro zusätzlich zu zahlen. Ein höherer Bestand an Raubfischen wird somit deutlich stärker bevorzugt als ein höherer Bestand an Friedfischen. Dafür, dass das Ufer besser zugänglich ist, wollte hingegen niemand etwas ausgeben. Diese Angabe lässt allerdings nicht darauf schließen, dass die Befragten keine Veränderungen an ihrem Hausbaggersee wünschen.

Das Vorkommen sowohl von gefährdeten Fischarten im Baggersee als auch gefährdeter anderer Arten im Uferbereich und im Umfeld der Baggerseen wurde dagegen wertgeschätzt. Dabei war die Zahlungsbereitschaft für gefährdete Fischarten höher (22,10 Euro) als für das Vorkommen anderer gefährdeter Arten (15,10 Euro) (Abbildung 64). Schließlich waren die drei Erholungsaktivitäten – Spaziergehen, Schwimmen und Baden sowie Bootfahren – Teil des Choice-Experimentes. Diese führten zu einer negativen Bewertung der Baggerseen. Anglerinnen und Angler waren nicht bereit, für Freizeitangebote höhere Beiträge zu entrichten. Beim Schwimmen und Baden wurde das besonders deutlich. Bei dieser Aktivität lag der negative Wert bei über 90 Euro pro befragter Person. Spaziergehen scheint Anglerinnen und Angler hingegen weniger zu stören. Der negative Wert war nur schwach signifikant. Es ist daher davon auszugehen, dass diese Erholungsaktivität zu keinen großen Konflikten führt. Dass auch Bootfahren im Mittel negativ bewertet wurde, könnte darauf zurückzuführen sein, dass dafür auf

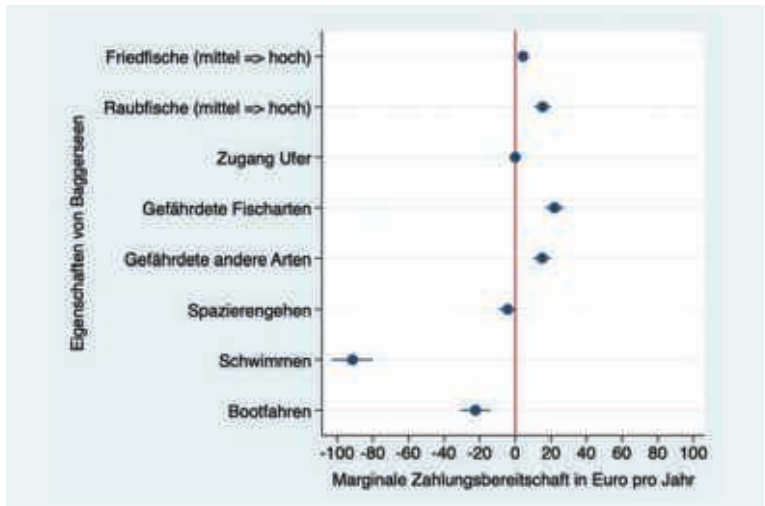


Abbildung 64: Zahlungsbereitschaft von Anglerinnen und Anglern in Euro pro Jahr für Eigenschaften von Baggerseen. Marginal meint die Zahlungsbereitschaft je Einheitsveränderung der Merkmale.

dem Baggersee sowohl Bootsangeln als auch Freizeitbootfahren angegeben waren. Anglerinnen und Angler dürfte vor allem Freizeitbootfahren stören. Ferner ist das Bootfahren auf vielen niedersächsischen Baggerseen vereinsseitig eingeschränkt. Dies könnte die negative Sichtweise und das Festhalten am Status Quo ebenfalls erklären.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Wesentliche Ergebnisse aus dem Choice-Experiment (hierzu auch Meyerhoff et al. 2019) sind, dass Anglerinnen und Angler eine Erhöhung der Fischmengen, insbesondere von Raubfischen, bevorzugten. Dafür sind sie auch bereit, zu zahlen. Die Angelqualität steigt mit der Fischmenge.
- ▶ Anglerinnen und Angler sind zudem bereit, für gefährdete Arten mehr auszugeben. Die Zahlungsbereitschaft fiel bei Fischen höher aus als bei anderen Tierarten. Artenschutz kann also auch Nutzen für sie bringen.
- ▶ Andere Erholungsnutzungen von Baggerseen führten dagegen zu einer negativen Bewertung; alle Eigenschaften unverändert, würde der Wert eines Baggersees als Angelgewässer durch Badende deutlich abnehmen. Wird das Angebot für Erholungssuchende gesteigert, verliert der Baggersee an Attraktivität für Anglerinnen und Angler.

6.2 Bedeutung von Baggerseen für die Bevölkerung in Niedersachsen

6.2.1 Nutzung von Baggerseen durch die Bevölkerung

Kontext

Die Baggerseen in Niedersachsen leisten nicht nur für Anglerinnen und Angler wichtige Ökosystemdienste, sondern auch für die Bevölkerung insgesamt. Zu nennen ist vor allem die kulturelle Ökosystemleistung Erholung, die verschiedene Aktivitäten umfassen kann. Insbesondere für die Naherholung dürften Baggerseen eine hohe Bedeutung haben, allerdings fehlten hierzu statistische Angaben. Die Befragung in Niedersachsen hatte daher zum Ziel, die Erholungsleistung von Baggerseen zu quantifizieren und für das Bundesland abzuschätzen. Erholung und Eigenschaften von Baggerseen sollten verknüpft und überwiegende Freizeitaktivitäten erfasst werden.

Methode

Eine Online-Umfrage 2018, analog zur Befragung der Anglerinnen und Angler, sollte Aufschluss geben, wie häufig Einwohnerinnen und Einwohner aus Niedersachsen (Bagger-)Seen für welche Aktivitäten nutzen (vgl. Kapitel 4.6.2). Das Forscherteam fragte die Teilnehmenden zudem nach Eigenschaften des zuletzt besuchten Sees. Neben spezifischen Fragen zu diesem Gewässer, wurde eine Landkarte basierend auf OpenStreetMap (<https://www.openstreetmap.de>) präsentiert. Die Personen wurden gebeten, auf dieser Landkarte sowohl den zuletzt vor dem Interview besuchten See als auch ihren Wohnort zu markieren. Die Karte zeigte beim Öffnen der entsprechenden Seite im Interview das Bundesland Niedersachsen, zur Suche konnten über ein Textfeld Postleitzahl, Ortsnamen oder Namen von Gewässern etc. eingegeben werden. Folgende Anweisung wurde den Personen gegeben: „Zoomen Sie so weit in die Karte, bis Sie den See gut erkennen können. Klicken Sie bitte mit der Maus auf die Stelle, an der Sie an dem See etwa waren. Ist dies nicht möglich, markieren Sie den kompletten See, indem Sie den Marker in den See setzen.“ Die für die Markierungen gespeicherten Koordinaten wurden mit einem Geografischen Informationssystem (GIS) weiterbearbeitet. Insbesondere wurde die Distanz zwischen Wohnort und dem besuchten See berechnet, aber auch weitere Seen im Umfeld des Wohnortes der Person bestimmt. Die Anzahl der Naturtage und die Konfidenzintervalle wurden über Bootstrapping

(1000 Wiederholungen) für den Anteil der Bevölkerung in Niedersachsen im Jahr 2018 geschätzt, der 18 und mehr Jahre alt ist und mindestens einen Naturtag für das Jahr angegeben hat (N = 1076). Das Landesamt für Statistik in Niedersachsen stellte die Vergleichsdaten zur Bevölkerungsgröße zur Verfügung.

Ergebnisse

Von den befragten Personen hatten in den zwölf Monaten vor der Umfrage 82 Prozent mindestens einen Tag mit Naturfreizeitaktivitäten in Niedersachsen verbracht (N = 1076). Diese Personen hielten sich in diesem Zeitraum im Durchschnitt 70 Tage draußen zur Erholung auf. Differenziert nach Landschaftsteilen ergab sich folgendes Bild: Sie verbrachten im Durchschnitt 7,2 Tage an Seen. Auf Seen entfiel damit die geringste Anzahl an Besuchstagen. Sie lag im Durchschnitt einen Tag niedriger als für Aufenthalte am Meer. An Flüssen erholten sich die Befragten im Mittel zwei Tage länger (9,4 Tage). Auf Wälder (16,0 Tage) und die offene Landschaft (17,9 Tage) in Niedersachsen entfielen im Durchschnitt die meisten Naturtage. Die Hochrechnung dieser Zahlen für die Bevölkerung in Niedersachsen, im Jahr 2018 rund 6,6 Mio. Personen über 18 Jahre, ergab insgesamt 376 Mio. Naturtage (Tabelle 17); davon entfielen etwa 39 Mio. Tage auf die Seen in Niedersachsen. Im Vergleich zu den anderen Landschaftsteilen standen die Seen im Jahr 2018 an letzter Stelle, trotz der hohen Anzahl an Seen in diesem Bundesland.

Die Gruppe der Personen, die in den zwölf Monaten vor dem Interview einen See in Niedersachsen an einem Tag aufgesucht hatte (Gruppe der Seebesucher), umfasste 58 Prozent (N = 756) der gesamten Stichprobe. Die von diesen Personen am häufigsten genannte Erholungsaktivität war, sich am Ufer oder Strand des Sees aufgehalten zu haben (Abbildung 65). „In der Sonne liegen“ war eine der angegebenen Aktivitäten. An zweiter Stelle folgte Bewegung am Ufer oder in Ufernähe ohne Haustier. Etwa 60 Prozent der Befragten gaben Spazierengehen, Fahrradfahren oder Joggen an. Es folgten die Aktivitäten Baden und Schwimmen (56 %) an dritter Stelle, Pflanzen und Tiere beobachten an vierter Stelle (13 %) sowie sich am Ufer oder in der Nähe des Ufers mit einem Haustier bewegen (13 %). Rund 11 Prozent der Teilnehmenden an der Umfrage gaben Angeln und Fischen an. Auf alle weiteren Aktivitäten entfielen weniger als 10 Prozent der Nennungen. Die Prozentzahlen ergeben zusammen nicht 100 Prozent, da Mehrfachantworten möglich waren.

Tabelle 17: Anzahl an Naturtagen 2018 nach Landschaftsteilen in Niedersachsen (in Mio.).

Naturtage ...	Anzahl an Tagen (Mio.)	95 %-Konfidenzintervall
... in offener Landschaft	97,0	82,6/111,4
... in Wäldern	86,2	74,7/97,7
... in Parkanlagen	57,3	47,9/66,7
... an Flüssen	50,9	42,3/59,5
... am Meer	45,5	36,9/54,1
... an Seen	38,7	32,7/44,7
Insgesamt	375,7	343,6/407,8

Gefragt, ob sie einen Baggersee oder einen Natursee besuchten, antworteten 35,3 Prozent (N = 267) ein künstliches und 49 Prozent (N = 372) ein natürliches Gewässer. Die übrigen Befragten gaben an, dies nicht einschätzen zu können. Aufgrund des hohen Anteils an Baggerseen in Niedersachsen ist auf den ersten Blick unwahrscheinlich, dass fast 50 Prozent der befragten Personen an einem Natursee waren. Sie dürften auf den ersten Blick mit ihrer Angabe falsch liegen. Andererseits waren die zuletzt besuchten Seen nach Aussagen der Befragten mit über 200 Hektar relativ groß. Große Seen sind in Niedersachsen Naturseen. So lässt sich der hohe Besuchsanteil von natürlichen Gewässern erklären.

Nach Bereinigung der Daten konnten von den 756 Personen, die einen See besucht hatten, 610 Markierungen eines Sees auf der Landkarte für die weitere Auswertung verwendet werden (Abbildung 66). Das Projektteam legte dafür als Schwellenwert eine Distanz von höchstens 500 Metern zwischen Markierung und nächstem Gewässer auf der Karte fest. Eine eindeutige Zuordnung war bei mehr als 500 Metern nicht mehr möglich. In dieser Zone lagen auch andere Gewässer. Die folgenden Angaben beziehen sich auf diese 610 Interviews. Für diese Personen wurde im Geografischen Informationssystem die direkte Distanz zwischen Wohnort und besuchttem See sowie die Größe des Sees in Hektar ermittelt. Zusätzlich wurden Distanz und Größe auch für die zwei zur Wohnadresse nächstgelegenen Seen berechnet (Tabelle 18). Es zeigte sich, dass sowohl die mittlere Distanz als auch der Median für die besuchten Seen deutlich höher waren als die Entfernungen zu den nächstgelegenen Ge-



Abbildung 65: Erholungsaktivitäten an Seen in Niedersachsen nach Häufigkeit der Nennung (N = 756).

wässern. Für diese Seen (Abbildung 66) lag der Zentralwert (Median) der Entfernung bei etwa einem Kilometer, während der Median der Entfernung für den besuchten See bei sechs Kilometern lag. Ein Grund dafür, dass die Personen in der Tendenz nicht die nächstgelegenen Seen besucht haben, sondern höhere Entfernungen in Kauf nahmen, könnte in der Größe der Seen liegen. Die besuchten Gewässer waren, wie Mittelwert und Median zeigen, deutlich größer als die nächstgelegenen Seen. Selbst der Median für die Größe des besuchten Sees lag bei 23 Hektar, der Median für die Größe des nächstgelegenen Sees bei drei Hektar.

Die fünf häufigsten Freizeitaktivitäten waren: Spaziergehen (35,9 %), Schwimmen und Baden (20,7 %), Fahrradfahren (9,7 %), den Hund ausführen (8,4 %) sowie Joggen (3,8 %). Angeln wurde von 2,1 Prozent der befragten Personen als Hauptfreizeitbeschäftigung angegeben, Bootfahren – mit oder ohne Motor – wurde von weniger als zwei Prozent der Personen genannt, Surfen oder Segeln jeweils nur von 0,3 Prozent. Die Analyse der Entfernungen zum besuchten und zum nächstgelegenen See ergaben für die vier Hauptaktivitäten folgendes Bild: Personen, die im See schwimmen oder dort baden (N = 126) legten 7,4 Kilometer zurück

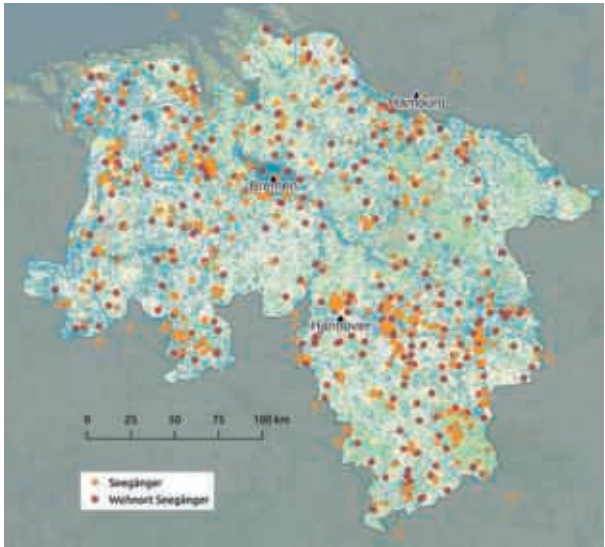


Abbildung 66: Verteilung der durch die Bevölkerung besuchten Seen in Niedersachsen.

(Median) (Abbildung 67). Das entspricht in etwa den Personen, die am See spazieren gehen (N = 219) oder Fahrrad fahren (N = 59). Für beide Gruppen betrug der Median für die Entfernung fünf Kilometer. Für Befragte, die ihren Hund am See ausgeführt hatten (N = 51), lag der Median bei 3,8 Kilometern.

Der Median zum nächstgelegenen See lag für diese Personen deutlich unterhalb der zurückgelegten Entfernung (0,7 Kilometer). Sie waren bereit, deutlich längere Distanzen zurückzulegen. Grund hierfür könnte sein, dass sie besondere Qualitäten des Gewässers zur Erholung schätzen. Die bisherigen Analysen zeigten schon, dass größere Gewässer bevorzugt werden. Insbesondere für die Aktivität Schwimmen und Baden war

Tabelle 18: Entfernung vom Wohnort und Größe der besuchten Seen durch die Bevölkerung.

	Entfernung (km)		Größe (ha)	
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Besucher See	11,4	5,6	269,7	23,3
Nächster See	1,1	0,7	3,5	2,5
Zweitnächster See	1,4	1,0	0,23	0,4

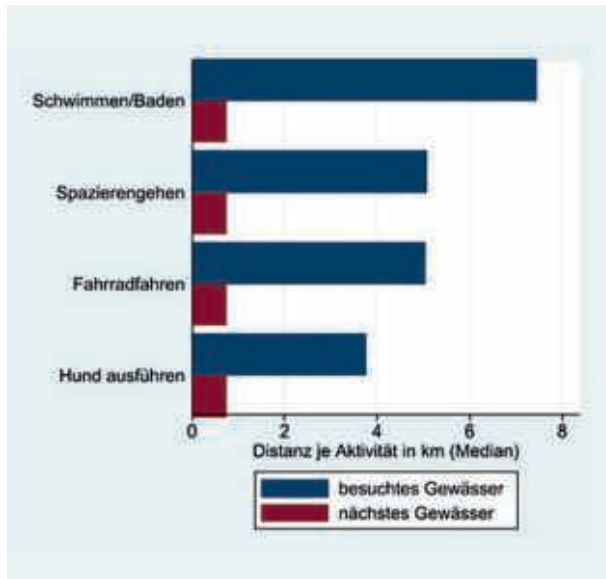


Abbildung 67: Entfernungen nach häufigsten Aktivitäten (N = 455) für die Bevölkerung in Niedersachsen.

die zurückgelegte Distanz deutlich höher. Die Wasserqualität dürfte eine wichtige Rolle spielen. Dafür waren die Befragten bereit, einen höheren Aufwand zu betreiben.

Weitere Angaben zu den Aufenthalten an Seen zeigten, dass der größte Teil der Befragten (N = 610) während des letzten Besuches mit anderen Personen zusammen waren (73,6 %). Er dauerte einschließlich Hin- und Rückfahrt – meistens per Auto – durchschnittlich 3,5 Stunden. Im Hinblick auf das verwendete Verkehrsmittel dominierte das Auto. Knapp 49 Prozent der befragten Personen gaben an, dass sie den zuletzt besuchten See per Auto erreicht haben. An zweiter Stelle folgte das Fahrrad (22,9 %) und fast gleichauf, zu Fuß (22,3 %). Schlusslicht bildeten öffentliche Verkehrsmittel (5 %). Alle weiteren Verkehrsmittel machten weniger als ein Prozent der Antworten aus. Zusätzlich wurde gefragt, wie häufig die Person den zuletzt besuchten See insgesamt in den zwölf Monaten vor dem Interview besucht hatte. Die mittlere Zahl an Besuchen für die Gruppe der Seebesucher (46,5 % der Stichprobe) lag bei durchschnittlich 10,1 Besuchen in diesem Zeitraum. Dabei reichten die Nennungen von einem Besuch bis zu 250 Besuchen (SD = 21,3). Es dominierten ein oder zwei Besuche. Der Median lag bei vier.

6.2.2 Globaleinschätzung der Angelfischerei und Erwartungen an die Ziele anglerischer Bewirtschaftung von Baggerseen durch die Bevölkerung

Kontext und Forschungsziel

Gesellschaft und Parteien wirken direkt und indirekt auf die angelfischereiliche Bewirtschaftung ein. Naturschutzgesetze schränken beispielsweise Managementpraktiken ein oder verbieten sie sogar. (z. B. Aussetzen nicht heimischer Fischarten oder Nutzungsverbote in Naturschutzgebieten, Arlinghaus et al. 2015). Andersherum kann die fischereiliche Bewirtschaftung sich auch auf die Bevölkerung auswirken, indem z. B. über die lokale Hege Seen oder Zuwegungen in einer bestimmten Qualität „angeboten“ bzw. erhalten werden. Häufig weiß die Bevölkerung aber recht wenig über die Aktivitäten der Angelvereine (Kochalski et al. 2019), insbesondere auch darüber, dass die Fischereiberechtigten lokal für die Hege verantwortlich sind. Das Forscherteam wollte daher herausfinden, welche Kenntnisse über angelfischereiliche Hege vorhanden sind und welche Erwartungen bestehen.

Methode

Es wurden der Bevölkerung im Rahmen der in Kapitel 4.6.2 im Detail ausgeführten Online-Befragungen diverse Fragen zur Globalbewertung des Angelns (ähnlich Riepe & Arlinghaus 2014) gestellt. Außerdem sollten die Befragten ihre Einstellung zu fischereilichen Bewirtschaftungszielen äußern. Hier wurden Itemlisten eingesetzt, die verschiedene Aspekte der fischereilichen Hege thematisieren.

Ergebnisse

Die generelle Bewertung von Angeln als Hobby fiel indifferent aus (Abbildung 68). Während die größte Gruppe der Befragten (50 %) auf die Beurteilung von Angeln als Hobby „weder schlecht noch gut“ antwortete, sich dem Angeln gegenüber also neutral positionierte, war die Gruppe der Personen mit negativer Bewertung etwas größer (28 % mit Bewertung sehr schlecht und schlecht) als die Gruppe der Personen mit positiver Bewertung (22 % mit Bewertung gut und sehr gut). Schon frühere Studien zeigten, dass etwa ein Fünftel der Deutschen eine negative Grundhaltung gegenüber dem Angeln hat (Riepe & Arlinghaus 2014). Die Beurteilung ändert sich deutlich, wenn die Bevölkerung den Einsatz von Angelvereinen und -verbänden bei der Bewirtschaftung und Pflege von Gewässerlebensräumen bewerten sollte (Abbildung 69). Bei dieser Globalfrage äußerte

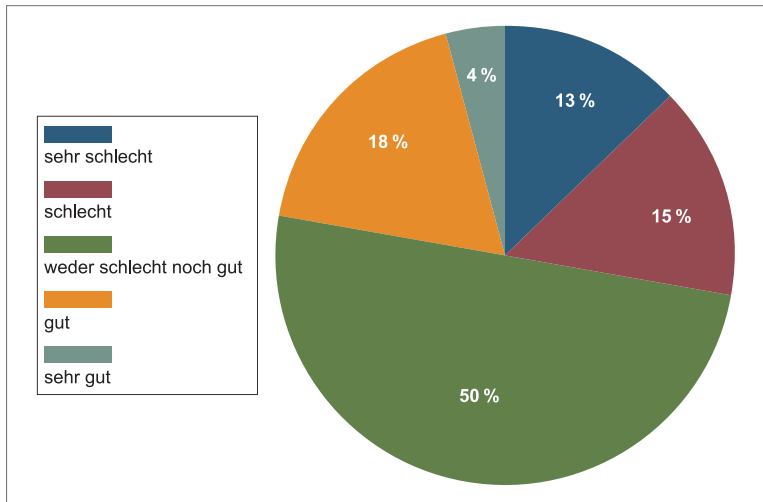


Abbildung 68: Beurteilung des Angelns als Hobby durch die Bevölkerung in Niedersachsen (N = 1311).

eine Mehrheit eine positive Einstellung zur Angelfischerei (gute Bewertung, 40 %, sehr gute Bewertung 29 %), obwohl in der Evaluierungsfrage das Ziel der anglerischen Aktivitäten mit der Förderung „anglerisch nutzbarer Fischbestände“ beschrieben wurde. Die Verschiebung in der Bewertung deutet entweder darauf hin, dass den Personen in der allgemeinen Bevölkerung die Bewirtschaftung und Pflege von Fischbeständen und Gewässern als eine Tätigkeit von Anglerinnen und Anglern nicht bekannt oder bewusst war oder aber der Naturbezug der hegerischen Aktivität, inkl. das Ziel, Fischbestände zu fördern, die Gesamtbewertung beeinflusste. Wenn sich der Zweck der Angelaktivität von einer reinen Beangelung und ggf. Entnahme von Fischen zu einem pro-ökologischen Ziel des Erhalts und der Förderung von angelbaren Fischbeständen änderte, wandelte sich die Globaleinschätzung von eher indifferent/neutral zu positiv.

Wird die Bevölkerung zu ihren Erwartungen an das Angeln sowie die Bewirtschaftung von Fischbeständen und Gewässern durch Vereine und Verbände befragt, dann zeigt sich, dass Bewirtschaftungsziele, die auch den Schutz von Fischarten, anderen Arten und Lebensräumen in den Blick nehmen besonders positiv bewertet werden (Tabelle 19). Über drei Viertel aller befragten Personen bezeichnen diese Ziele als gut oder sehr gut. Eine Mehrheit würde auch Eingriffe in die Populationen des Kormorans

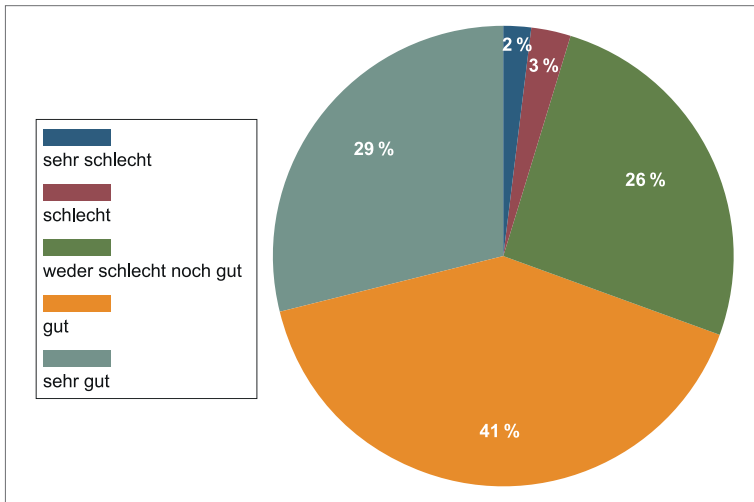


Abbildung 69: Beurteilung des Angelns als Hobby durch die Bevölkerung in Niedersachsen, wenn sich Anglerinnen und Angler über das eigentliche Angeln hinaus über Angelvereine und -verbände für die Bewirtschaftung und Pflege der Fischbestände und der Gewässerlebensräume einsetzen, mit dem Ziel, anglerisch nutzbare Fischbestände zu erhalten und zu fördern (N = 1311).

befürworten, wenn dadurch ein ökologisches Gleichgewicht wiederhergestellt wird. Und wenn die fischereiliche Bewirtschaftung darauf ausgelegt wird, angelbare Fische für den eigenen Konsum bereitzustellen, bewerten immerhin noch 42,2 Prozent der Befragten aus Niedersachsen dieses Ziel als gut oder sehr gut. Diese stark ökologisch orientierte Ausrichtung der Hege ist in Übereinstimmung mit den zuvor berichteten Ergebnissen, nach denen die Bevölkerung Aktivitäten der Anglerinnen und Angler besonders wertschätzt, die ökologische Wirkungen haben. Sie sahen hingegen die Erholungsqualität beim Angeln sowie den Erhalt von Arbeitsplätzen als weniger wichtig an. Die Mittelwerte über die Antworten aller befragten Personen hinweg lagen knapp über der neutralen Antwortkategorie „weder schlecht noch gut“ (3) (Tabelle 19).

Während sich Anglerinnen und Angler sowie Angelvereine als zentrale Naturschützer an den Gewässern wahrnehmen und diese Rolle auch sehr aktiv einnehmen, zeigte ein ganzes Bündel von Einstellungsfragen, dass diese gesellschaftliche Bedeutung durch die Bevölkerung mehrheit-

Tabelle 19: Erwartungen der Bevölkerung in Niedersachsen an Bewirtschaftungsziele in der Angelfischerei (Anteilswerte in Prozent und Mittelwerte auf der fünfstufigen Skala, N = 1311).

Das Angeln und die auf das Angeln ausgerichtete Bewirtschaftung von Gewässern verfolgt unterschiedliche Ziele. Wie beurteilen Sie persönlich die nachfolgend aufgeführten Bewirtschaftungsziele, die alle in der Praxis vorkommen können?

Antwortskala: sehr schlecht (1) bis sehr gut (5)

Bewirtschaftungsziel	Mittelwert	sehr schlecht/schlecht	weder schlecht noch gut	gut/sehr gut
... angelbare Fische für den Eigenverzehr bereitzustellen	3,3	14,6	43,3	42,2
... Fischbestände so zu regulieren, dass ein ökologisches Gleichgewicht hergestellt wird	3,9	5,4	25,8	68,8
... fischfressende Vögel wie den Kormoran so zu regulieren, dass ein ökologisches Gleichgewicht hergestellt wird	3,6	11,8	33,5	54,7
... einen Beitrag zum Erhalt gefährdeter Fischarten zu leisten	4,1	3,2	19,1	77,7
... einen Beitrag zum Artenschutz über die Fische hinaus zu leisten (z. B. Vögel, Frösche)	4,1	2,7	20,5	76,8
... einen Beitrag zur Verbesserung der Lebensräume zu leisten	4,0	2,7	20,5	76,8
... eine hohe Erholungsqualität beim Angeln zu fördern	3,2	16,5	46,1	37,5
... z. B. über den Verkauf von Angelkarten Arbeitsplätze zu sichern	3,2	19,3	46,6	34,1

lich nicht wahrgenommen wird. Es besteht große Unsicherheit, ob Angeln über die Hege zum Artenschutz beiträgt sowie Ökosysteme verbessert oder nicht. (Tabelle 20). Die meisten Antworten zur hegerischen Bedeutung der Angelfischerei fanden sich in der neutralen weder/noch-Kategorie. Nur 39,1 Prozent der Bevölkerung sind der Ansicht, dass Hobbyanglerinnen und -angler durch Hege und Pflege der Fischbestände einen wichtigen Beitrag zum Schutz der Gewässer leisten. Neutral äußerten sich 45,6 Prozent (Tabelle 20). Nur rund 20 Prozent meinten, dass die Gesellschaft von der Hege profitiert (die Mehrheit war auch hier neutral). Und nur ein Fünftel der Bevölkerung war der Meinung, dass Fischbestände

Tabelle 20: Einstellung der allgemeinen Bevölkerung zur Rolle des Hobbyangelns in der Bewirtschaftung von Gewässern (N = 1311). Mehrheiten oder relative Mehrheiten sind schwarz hervorgehoben. Die fünfstufige Antwortskala reichte von „stimme überhaupt nicht zu“ (1) bis „stimme voll und ganz zu“ (5).

Aussage	Mittelwert	Ablehnung bzw. Zustimmung in Prozent		
		stimme überhaupt nicht zu/ stimme nicht zu	weder noch	stimme zu/ stimme voll und ganz zu
Hobbyanglerinnen und -angler leisten durch die Hege und Pflege der Fischbestände einen wertvollen Beitrag zum Schutz der Gewässer.	3,3	15,3	45,6	39,1
Durch ihr Hobby haben Anglerinnen und Angler ein besseres Verständnis für Umweltprobleme.	3,2	20,4	42,1	37,5
Ohne Hobbyanglerinnen und -angler und ihr Engagement wären die Fischbestände und Gewässer in einem deutlich schlechteren Zustand als heute.	3,1	19,0	49,8	31,2
Die Gesellschaft als Ganzes profitiert nicht vom Einsatz der Hobbyanglerinnen und -angler beim Gewässer- und Fischartenschutz.	3,1	20,2	50,9	28,9
Das Hobbyangeln sollte verboten werden, weil viele Gewässer durch das Angeln überfischt werden.	3,0	27,8	44,2	27,9
Hobbyanglerinnen und -angler leisten keinen wertvollen Beitrag zum Schutz der Gewässer.	3,0	26,5	46,5	27,0
Hobbyangeln fördert den Erhalt der natürlichen Fischbestände.	2,9	25,7	51,5	22,8
Hobbyangeln ist eine sinnvolle Freizeitbeschäftigung.	2,9	27,2	42,5	30,4
Das Hobbyangeln stellt keine Belastung für Umwelt und Natur dar.	2,9	26,2	48,1	25,7
Die Hobbyangelfischerei sollte gesellschaftlich stärker gefördert werden.	2,6	41,5	46,1	12,4

und Gewässer von den Aktivitäten der Anglerinnen und Angler profitieren. Die Bevölkerung war aber auch nicht mehrheitlich der Ansicht, dass sie die Gewässer systematisch überfischen. Insgesamt zeigte sich die Bevölkerung mehrheitlich oder in einer relativen Mehrheit eher indifferent und in gewisser Weise unsicher über die hegerischen Leistungen der Anglerinnen und Angler (Tabelle 20). Allerdings fanden nur 30 Prozent, dass das Angeln eine sinnvolle Freizeitbeschäftigung ist, und nur 12,4 Prozent stimmten zu, dass das Angeln gesellschaftlich stärker gefördert werden sollte.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Aktuell ist die Gesellschaft über die hegerischen Leistungen der Anglerschaft schlecht oder gar nicht informiert. Sie empfindet die Angelfischerei nicht als Beitrag zum Natur- und Artenschutz. Angelvereine und -verbänden ist eine verstärkte Öffentlichkeitsarbeit zu empfehlen.
- ▶ Es ist sehr wahrscheinlich, dass die Bevölkerung bei den in der Umfrage bewerteten Aussagen zur fischereilichen Hege eher ihren allgemeinen ökologischen Werthaltungen folgte, da die Bevölkerung mit dem konkreten Einstellungsobjekt „Angeln“ und „Fische“ wenig Berührungspunkte hat (Wegener 2021).
- ▶ Die Öffentlichkeitsarbeit sollte sich auf ökologische, naturschutzorientierte Hegeprojekte fokussieren. Dies verspricht den besten Erfolg. Stehen hingegen rein ökonomische Ziele im Vordergrund, dürfte die Unterstützung deutlich geringer ausfallen.

6.2.3 Präferenzen der Bevölkerung für die ökologische Qualität und Biodiversität an Baggerseen

Kontext und Forschungsziel

Die Forschungsgruppe wollte wissen, welche Ausstattungsmerkmale von Baggerseen die Bevölkerung bevorzugt. Die Fragestellung lautete: Haben bestimmte ökologische Attribute (wie Präsenz bedrohter Arten) einen höheren Stellenwert als Gewässer, die diese nicht aufweisen?

Methode

In der Bevölkerungsumfrage wurde wie in der Umfrage unter Anglerinnen und Anglern ein Choice-Experiment integriert (vgl. Kapitel 4.6). Je nachdem, ob die befragte Person einen See besucht hat oder nicht, wurden

Szenarien mit unterschiedlich ausgestatteten Baggerseen präsentiert. Sie sollte angeben, welchen sie bevorzugt. Die beiden Szenarien sahen wie folgt aus: In einem war Angeln erlaubt, in dem anderen nicht. Die Teilnehmenden wurden per Zufall einer der beiden Gruppen zugeordnet.

Zum Einsatz kamen dieselben Choice-Sets (d. h. Auswahlsets) wie in der Befragung der Anglerinnen und Angler (Abbildung 63). Das Szenario zur Bewertung der Baggerseen war in dieser Umfrage jedoch anders motiviert (vgl. Box 2). Alle Personen sollten sich vorstellen, dass Niedersachsen plant, die Qualität von ausgewählten Baggerseen zu verbessern. Ziel der Umfrage sei daher, zu erfahren, welche Eigenschaften die Bewohnerinnen und Bewohner bevorzugen. Abhängig davon, ob die befragte Person in den letzten zwölf Monaten einen See in Niedersachsen besucht hatte oder nicht, unterschieden sich die eingesetzten Szenarien: Personen, die einen See in diesem Zeitraum besucht hatten, wurden gebeten, die Auswahl der Alternativen auf den Auswahlsets im Hinblick auf den von ihnen zuletzt besuchten Sees zu treffen. Diese Personen wurden bei der Vorstellung der Attribute der Baggerseen (Tabelle 15) gebeten, die Ist-Situation bei ihrem letzten Besuch anzugeben, ähnlich wie Anglerinnen und Angler für ihren Hausbaggersee. Personen, die keinen See in den zwölf Monaten vor dem Interview besucht hatten, wurden gebeten, die Auswahlentscheidungen allgemein hinsichtlich der Gestaltung von Baggerseen in dem Programm des Landes Niedersachsen zu treffen.

Jedes Auswahlset enthielt die beiden Alternativen Baggersee A und Baggersee B, jedoch als dritte Möglichkeit nicht den Hausbaggersee, wie bei der Befragung der Anglerinnen und Angler, sondern „Kein Programm zur Verbesserung von Baggerseen in Niedersachsen“. Die dritte Alternative sah keine Verbesserung von Seen vor und dementsprechend auch keine Zahlung. Ansonsten sollte das Geld in einen Fonds zur Entwicklung von Baggerseen in Niedersachsen fließen. Jeder befragten Person wurden acht visuelle Auswahlsets in zufälliger Reihenfolge zur Bewertung präsentiert.

Box 2: Bewertungsszenario übrige Bevölkerung (Seebesucher)

Lesen Sie bitte auch den folgenden Text sorgfältig.

Wir möchten von Ihnen erfahren, welche Nutzung und welche Gestaltung von Baggerseen Sie bevorzugen. Hierfür verwenden wir ein Gedankenexperiment:

Stellen Sie sich bitte vor, das Land Niedersachsen plant ein Programm zur Verbesserung der Qualität ausgewählter Baggerseen. Wir möchten erfahren, welche Veränderungen **Sie für den von Ihnen zuletzt besuchten See bevorzugen würden**.

Wie sollen die Zugänglichkeit der Ufer sein, welche Arten vorkommen oder welche Freizeitnutzungen möglich sein? Die Ergebnisse der Umfrage dienen mit dazu, über das BAGGERSEE-Förderprogramm zu entscheiden.

Wir zeigen Ihnen auf den folgenden Seiten jeweils Bildpaare mit zwei Baggerseen. Die Seen unterscheiden sich in den eben gezeigten Eigenschaften. Hecht und Rotfeder stehen dabei stellvertretend auch für andere Raub- und Friedfische in diesen Seen. Symbole unter den Bildern zeigen, ob bedrohte Arten vorkommen und welche Erholungsaktivitäten stattfinden können. Ein rotes Kreuz (X) bedeutet, dass der Baggersee die jeweilige Eigenschaft nicht hat. Beachten Sie, dass Angeln an den gezeigten Baggerseen immer erlaubt ist, entsprechend ist auf jedem Bild eine Anglerin oder ein Angler zu sehen.

Zusätzlich finden Sie unter jedem See einen Eurobetrag. Er dient dazu, die Maßnahmen zur Veränderung der Seen zu finanzieren und wäre von Ihnen an einen Fonds zur Entwicklung von Baggerseen in Niedersachsen zu zahlen. Das Geld wird ausschließlich für diesen Zweck verwendet. Bedenken Sie bitte, dass Ihnen der zu zahlende Betrag nicht mehr für andere Ausgaben zur Verfügung stehen würde. Zusätzlich gibt es die Option „Kein Programm zur Verbesserung der Baggerseen in Niedersachsen“. Dann bleibt alles, wie es jetzt ist.

Nehmen Sie sich bitte die Zeit und schauen Sie sich die Seen genau an. Treffen Sie bitte die Auswahl auf jeder Seite unabhängig von den auf den anderen Seiten dargestellten Seen. Es geht immer darum, den aus Ihrer Sicht besten Baggersee auf jeder Seite auszuwählen.

Sie sehen nun acht Bildpaare.

Ergebnisse

Im Vergleich zu den Präferenzen der Anglerinnen und Angler für die Entwicklung eines Baggersees zeigten sich in der Bevölkerungsumfrage keine Vorlieben für die Erhöhung der Mengen bei beiden Fischartengruppen.

pen (Abbildung 70): Es bestand weder für die Veränderung der Menge an Friedfischen noch für die Menge an Raubfischen eine positive Zahlungsbereitschaft in der Bevölkerung. Auch hinsichtlich der Veränderung der Zugänglichkeit der Gewässer zeigten die befragten Personen aus der Bevölkerungsstichprobe im Durchschnitt keine signifikante Zahlungsbereitschaft. Die derzeitige Zugänglichkeit der Seen wurde demnach als hinreichend gut angesehen. Hier unterschieden sich die Ergebnisse der Bevölkerungsbefragung nicht von der Umfrage unter den Anglerinnen und Anglern. Eine deutlich und signifikant positive Zahlungsbereitschaft bestand dagegen für das Vorkommen sowohl gefährdeter Fischarten (im Durchschnitt 28 Euro pro Person in Niedersachsen) als auch gefährdeter anderer Arten (36 Euro) in und an Baggerseen. Das heißt, dass beide, Anglerinnen bzw. Angler und die übrige Bevölkerung, eine positive Wertschätzung gegenüber dem Artenschutz an Baggerseen teilten und dass die Präsenz bedrohter Arten an Baggerseen den subjektiven Nutzen eines Baggersees erhöht (Abbildung 70, siehe auch Meyerhoff et al. 2022 zu

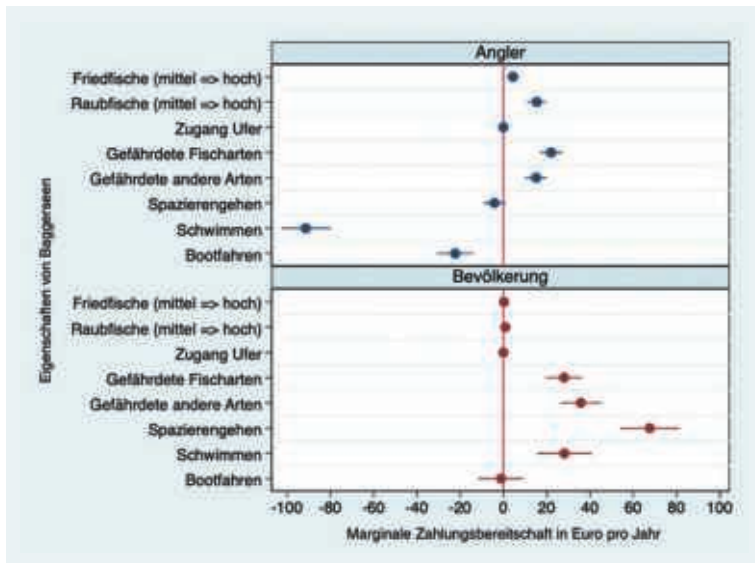


Abbildung 70: Zahlungsbereitschaft von Anglerinnen und Anglern sowie der allgemeinen Bevölkerung in Euro pro Jahr für Eigenschaften von Baggerseen.

Details). Den absoluten Beträgen der Zahlungsbereitschaft folgend sind den Anglerinnen und Anglern aber die bedrohten Fischarten wichtiger als die anderen gefährdeten Arten, während sich aus den Präferenzen der Bevölkerung die umgekehrte Rangfolge ergab. Die Konfidenzintervalle überlappen sich jedoch deutlich, insbesondere bei der übrigen Bevölkerung, sodass nicht von statistisch signifikanten Differenzen in den Vorlieben für Fische und sonstige Arten auszugehen ist.

Die Erholungsaktivitäten Spaziergehen und Schwimmen wurden sehr unterschiedlich von Anglerinnen und Anglern auf der einen und der Bevölkerung auf der anderen Seite bewertet (Abbildung 70). Bei der Bevölkerung fand vor allem Spaziergehen sehr großen Zuspruch. Die Zahlungsbereitschaft dafür, dass diese Aktivität im Umfeld eines Baggersees ausgeübt werden kann, lag im Mittel bei 67 Euro pro Jahr. Für Baden und Schwimmen war die Bevölkerung im Durchschnitt bereit, 28 Euro pro Jahr auszugeben. Damit lag der Wert deutlich unter dem für Spaziergehen, war aber auch statistisch signifikant. Ein Grund für dieses Ergebnis könnte sein, dass Schwimmen und Baden – zumindest von einem Großteil der Befragten – nur saisonal ausgeübt wird, während Spaziergehen eine weitgehend ganzjährig mögliche Erholungsaktivität ist. Die dritte Erholungsaktivität, Bootfahren auf dem Baggersee, wurde im Durchschnitt dagegen nicht präferiert. Die Zahlungsbereitschaft lag nahe bei null und das Konfidenzintervall reichte deutlich vom negativen in den positiven Bereich (Abbildung 70). Von den zur Bewertung gestellten Eigenschaften der Baggerseen sind somit für die Bevölkerung der Schutz gefährdeter Arten sowie die Erholungsaktivitäten Spaziergehen sowie Schwimmen und Baden von zentraler Bedeutung und nutzenstiftend, wenn sie in ausreichender Höhe angeboten bzw. in Anspruch genommen werden können. Damit steigert die Artenvielfalt gerade bedrohter Arten die Qualität der Naherholung, stellt also eine positive Ökosystemdienstleistung sowohl für die Bevölkerung als auch für Anglerinnen und Angler dar.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die Bevölkerung erfährt einen deutlichen Nutzen aus der Präsenz von Baggerseen mit einer hohen Artenvielfalt, insbesondere die Präsenz bedrohter Arten steigert den Wert eines Baggersees.
- ▶ Förderungen bedrohter Arten an Baggerseen steigern die Ökosystemleistung Naherholung oder haben einen intrinsischen Wert.

- Wahrscheinlich trifft dieser positive Nutzen auf die allgemeine Artenvielfalt zu. Gewässer mit einer höheren Biodiversität bieten der Bevölkerung einen höheren Nutzen als die, mit geringerer biologischer Vielfalt. Es ist notwendig, die Besucherinnen und Besucher auf die vorhandene biologische Vielfalt aufmerksam zu machen. Es ist nicht davon auszugehen, dass die Qualität der vorhandenen Biodiversität „nebenbei“ bei der Naherholung erfahren und wertgeschätzt wird.

6.2.4 Dokumentierte und potenzielle Nutzerkonflikte um die Ökosystemdienste von Baggerseen

Kontext

Die Baggerseen in Niedersachsen werden von Anglerinnen und Anglern sowie anderen Personen der sonstigen Bevölkerung intensiv genutzt (vgl. Kapitel 6). Allerdings zeigen die Ergebnisse der durchgeführten Choice-Umfragen, dass die Präferenzen für die ökologischen Qualitäten und Ökosystemdienste der Baggerseen beider Gruppen nicht in jedem Fall korrespondieren. Während sowohl Anglerinnen und Angler wie die sonstige Bevölkerung artenreichere Gewässer bevorzugen (insbesondere bedrohte Arten), reduziert die Präsenz von Schwimmen und anderen Arten der Naherholung die Qualität des Ökosystemdienstes Angeln. Das Forschungsteam wollte zusätzlich auch noch das Konfliktpotenzial um naturschutzrelevante Aspekte ermitteln und die Größenordnung abschätzen.

Methoden

Antworten aus verschiedenen Teilen der Befragungen unter Anglerinnen und Anglern sowie der Bevölkerung zu den bevorzugten Artengruppen im Naturschutz und Einstellungen zu Hegemaßnahmen wurden herangezogen, um das Konfliktpotential zwischen den beiden Gruppen besser abschätzen zu können. Zudem wurden in den Choice-Befragungen der Bevölkerung zwei voneinander unabhängige Gruppen gebildet und ihnen jeweils unterschiedliche Szenarien präsentiert. Ein Szenario ließ Angeln an Baggerseen zu, im anderen Szenario war dies nicht erlaubt. So konnte der Nutzenverlust für die allgemeine Bevölkerung als Folge der Präsenz von Anglerinnen und Anglern abgeschätzt werden.

Ergebnisse

Wie Abbildung 70 zeigt, wurden insbesondere die Erholungsaktivitäten Spaziergehen und Baden/Schwimmen von den beiden Gruppen, Angle-

rinnen und Angler sowie allgemeine Bevölkerung in Niedersachsen, sehr unterschiedlich bewertet. Schwimmerinnen und Schwimmer, Badegäste sowie Spaziergängerinnen und Spaziergänger reduzierten den Nutzen von Baggerseen für Anglerinnen und Angler. Umgekehrt wurde von der übrigen Bevölkerung vor allem Spazierengehen, aber auch Schwimmen und Baden bevorzugt, während die Präsenz von Anglerinnen und Anglern den Erholungsnutzen nicht schmälerte (Meyerhoff et al. 2022). Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass es lokal an Baggerseen zu Nutzungskonflikten kommen kann, wenn beide Gruppen die von ihnen bevorzugten Aktivitäten zur selben Zeit ausüben wollen (Abbildung 71). Wie häufig und an welchen Baggerseen dies passiert, ließ sich aus den Ergebnissen der Befragungen nicht ableiten.

Die detaillierte Auswertung der Choice-Umfrageergebnisse zeigte jedoch, dass die Störungen infolge der Erholungsaktivitäten Spazierengehen sowie Schwimmen/Baden von den Anglerinnen und Anglern unterschiedlich stark wahrgenommen wurden (Meyerhoff et al. 2019). Die Bildung latenter Präferenzklassen, d. h. die Gruppierung der befragten Anglerinnen und Angler nach Ähnlichkeit in den Präferenzen, zeigte, dass die Störung durch Schwimmen und Baden, ausgedrückt als negative Zahlungsbereitschaft, für die größte Untergruppe (34,6 % der Stichprobe) mit - 32 Euro deutlich geringer ausfiel als der Durchschnittswert der Stichprobe (- 90 Euro). Dagegen lag der durchschnittliche Geldbetrag für eine andere latente Präferenzklasse bei etwa - 400 Euro. Die Personen aus dieser Klasse, die einen Anteil an der Stichprobe von rund 9 Prozent hatten, empfanden die Störung durch die sonstige Naherholung besonders negativ. Personen aus dieser Klasse zeichneten sich dadurch aus, dass sie auf den Auswahlsets so gut wie nie einen Baggersee als Alternative ausgewählt haben, an dem Schwimmen oder Baden stattfinden kann. Sie äußerten in Bezug auf dieses Attribut eine lexikografische Präferenz, d. h. Störungen durch badende oder schwimmende Personen am Baggersee waren für diese Anglerinnen und Angler nicht durch andere Verbesserungen an Baggerseen kompensierbar.

Wie aber ist es umgekehrt? Bewerten Personen aus der Gruppe der übrigen Bevölkerung einen Baggersee anders, abhängig davon, ob Angeln erlaubt ist oder nicht? Um diese Frage beantworten zu können, wurde in der Befragung der übrigen Bevölkerung das folgende Untersuchungsdesign genutzt (vgl. Meyerhoff et al. 2019): Vor der Beantwortung des



Abbildung 71: Regelungen zur Freizeit an Angelseen.

© EVA-MARIA CYRUS

Choice-Experimentes wurden die Teilnehmenden zufällig einer von zwei Gruppen zugeordnet. Die erste Gruppe wurde im Szenario (vgl. Box in Kapitel 6.2.3) darüber informiert, dass Angeln an den Baggerseen erlaubt ist. Sie erhielten Auswahlsets wie in Abbildung 63, d. h. mit einem Angler am Ufer stehend, jeweils in der Mitte der rechten Bildhälfte. Die zweite Gruppe in der Bevölkerungsbefragung wurde informiert, dass Angeln an den Baggerseen nicht erlaubt ist. Diese Personen sahen Auswahlsets ohne einen Angler am Ufer (Abbildung 72).

In den Regressionsmodellen zur Auswertung der Choice-Experimente wurde mittels Interaktionseffekten zwischen den Merkmalen der Baggerseen und der Informationsgabe (Angeln erlaubt/Angel nicht erlaubt) untersucht, ob sich die Präferenzen in den beiden Gruppen signifikant voneinander unterscheiden. Es zeigte sich, dass die Effekte für keine der Erholungsaktivitäten statistisch signifikant waren. Personen, die sich an Baggerseen erholen wollen, fühlen sich demnach im Durchschnitt nicht dadurch gestört, dass an dem Baggersee geangelt werden darf.

Störungen durch andere Erholungssuchende wurden somit nur von Anglerinnen und Anglern zum Ausdruck gebracht, nicht von Personen aus der übrigen Bevölkerung, was man als asymmetrische Antipathie auf Seiten der Anglerschaft gegenüber anderen Naherholungsnutzenden bezeichnen kann (Arlinghaus 2004). Auch Personen, die in Baggerseen schwimmen, schienen sich durch Anglerinnen und Angler im Durchschnitt nicht beeinträchtigt zu fühlen. Die Intensität der Störung hängt jedoch sehr stark davon ab, welcher Typ von Anglerin oder Angler sich am selben

Wenn nur die **Baggerseen A und B** und die Option „**Kein Programm zur Verbesserung von Baggerseen in Niedersachsen**“ zur Verfügung stehen: Welche Option ist für Sie die beste Wahl?

Bitte nehmen Sie sich etwas Zeit, um die Bilder für Baggersee A und B zu vergleichen, sie können sich in mehreren Eigenschaften unterscheiden.



Ich wähle

- ▶ Baggersee A
- ▶ Baggersee B
- ▶ Kein Programm zur Verbesserung von Baggersee in Niedersachsen

Abbildung 72: Beispiel für ein Auswahlset im Choice-Experiment übrige Bevölkerung (Gruppe „Angeln nicht erlaubt“).

Baggersee zum selben Zeitpunkt wie andere Erholungssuchende aufhält. Eine mögliche Lösung ist, Anglerinnen und Angler, die sich durch andere Erholungssuchende stark gestört fühlen, räumlich voneinander zu trennen. (Meyerhoff et al. 2019). Ob dies möglich ist, hängt von einer Vielzahl lokaler Faktoren ab, insbesondere der Anzahl von Seen in einer Region.

Neben den Präferenzen für Erholungsaktivitäten an den Baggerseen wurde im Choice-Experiment auch abgefragt, welche Wertschätzung für den Schutz biologischer Vielfalt besteht, messbar anhand von bedrohten Fischarten sowie anderen bedrohten Arten. Sowohl Anglerinnen und Angler als auch die übrigen Befragten waren bereit, für das Vorkommen dieser Arten zu bezahlen (vgl. auch Kapitel 6.1.7 und 6.2.3). Aus diesem Ergebnis konnte aber nicht abgeleitet werden, ob hinter den geäußerten Präferenzen andere Vorstellungen hinsichtlich der zu fördernden und schützenden Arten standen. Zur weiteren Aufschlüsselung der Vorlieben für den Schutz der Biodiversität wurden die Teilnehmenden in beiden Umfragen daher gebeten, Artengruppen in eine Rangordnung hinsichtlich ihrer Schutzwürdigkeit zu bringen. Für eine Liste vorgegebener Artengruppen (Fische, Vögel usw.) sollten die Personen für die Artengruppe, die sie als erste schützen wollten,

eine 1 vergeben, eine 2 für die dann folgende usw., bis alle Arten in eine Rangfolge der Schutzbedürftigkeit gebracht wurden.

An erster Stelle stand bei den Anglerinnen und Anglern die Schutzwürdigkeit der Fische (Tabelle 21). Über alle Artengruppen hinweg ergab sich für sie der niedrigste Mittelwert. An zweiter Stelle folgten, mit einigem Abstand, die Vögel, bevor die Gruppe der Insekten und Pflanzen im Ranking aller Anglerinnen und Angler genannt wurde. Am Ende der Liste fanden sich Amphibien, Reptilien und Säugetiere. Für die übrige Bevölkerung standen an erster Stelle die Vögel, gefolgt von Fischen und Säugetieren. Am Ende der Rangliste der Bevölkerung standen ebenfalls Amphibien und Reptilien.

Die stärkste Abweichung ergab sich beim Ranking der Säugetiere (Tabelle 21). Während diese Artengruppe bei den Anglerinnen und Anglern auf dem letzten Platz landete, lag sie bei der übrigen Bevölkerung auf dem dritten Rang. Eine Priorisierung des Säugetierschutzes an den Gewässern (z. B. Biber und Otter) kann daher zu Konflikten führen. Fische und Vögel lagen bei beiden Gruppen auf den ersten beiden Plätzen, allerdings waren die Fische für die Anglerinnen und Angler besonders wichtig und standen an erster Stelle. Eine Priorisierung des Fischschutzes über andere Artengruppen (vor allem Säugetiere) könnte daher zu Differenzen mit der übrigen Bevölkerung führen. Die Standardabweichungen zu den Mittelwerten in Tabelle 21 deuteten jedoch an, dass es innerhalb beider Gruppen unterschiedliche Vorstellungen zur Schutzwürdigkeit einzelner Artengruppen gab. Für das Management von Baggerseen stellt sich die Frage, inwieweit der Schutz der jeweiligen Artengruppen spezieller Fördermaßnahmen bedarf, oder ob nicht mehrere Artengruppen von den gleichen Maßnahmen (z. B. Bau einer Flachwasserzone) profitieren könnten. Zu Konflikten könnte es möglicherweise dann kommen, wenn sich spezielle Schutzmaßnahmen für eine Artengruppe nachteilig auf eine andere Artengruppe auswirken würden. Ein solcher Trade-off kann schnell entstehen, wenn z. B. der Schutz fischfressender Tiere, wie Otter oder Kormoran, Auswirkungen auf das primäre Schutzinteresse der Anglerschaft – die Fische – hat.

Abschließend wurden zur Einschätzung der Konfliktpotentiale zwischen Bevölkerung sowie Anglerinnen und Anglern verschiedene Aussagen zu Sinn und Zweck fischereilicher Managementmaßnahmen und den Wirkungen auf Natur und Umwelt formuliert. Die Bevölkerung sollte ihre

Tabelle 21: Ranking der Schutzwürdigkeit von Artengruppen unter Anglerinnen und Anglern und der übrigen Bevölkerung. SD = Standardabweichung.

	Anglerinnen und Angler (N = 1976)		Allgemeine Bevölkerung (N = 1311)	
	Mittelwert (SD)	Rang	Mittelwert (SD)	Rang
Fische	2,2 (1,7)	1	3,4 (1,8)	2
Vögel	3,5 (1,7)	2	2,9 (1,5)	1
Pflanzen	3,9 (2,1)	3	3,9 (2,0)	4
Insekten	3,9 (2,1)	3	4,1 (2,3)	5
Amphibien	4,2 (1,8)	4	5,0 (1,7)	6
Reptilien	4,5 (1,9)	5	5,1 (1,6)	7
Säugetiere	4,6 (2,0)	6	3,6 (2,0)	3

Einstellung zu Fischbesatz und Management von Lebensräumen an den Ufern von Baggerseen angeben. Die Anweisung im Fragebogen lautete: „Geben Sie bitte zu jeder der nachfolgenden Aussagen an, inwieweit Sie ihr zustimmen oder nicht zustimmen. Es gibt kein richtig oder falsch, uns interessiert Ihre ganz persönliche Meinung.“ Die fünfstufige Antwortskala reichte von „stimme überhaupt nicht zu“ (1) bis „stimme voll und ganz zu“ (5). Die Aussagen wurden den befragten Personen in der Umfrage in zufälliger Reihenfolge präsentiert, für die Ergebnisdarstellung wurden sie absteigend nach dem Mittelwert der Antworten sortiert (Tabelle 22). Je höher der Mittelwert, desto geringer fällt die Zustimmung über alle befragten Personen zu Aspekten der Angelfischerei aus und desto stärker werden Aspekte des Natur- und Umweltschutzes gegenüber den Ansprüchen der Angelfischerei priorisiert.

Eine deutliche Mehrheit der Bevölkerung äußerte Einstellungen, die den Natur- und Umweltschutz sowie auch die Beschränkung der Angelfischerei in Naturschutzgebieten priorisieren (vgl. die ersten drei Aussagen in Tabelle 22). So meinten 73,7 Prozent der Befragten, dass der Artenschutz Vorrang haben sollte vor den Interessen der Anglerschaft. Etwas differenzierter sah es bei pauschalen Einschränkungen der Angelfischerei aus. Hier zeigten sich keine Mehrheitsmeinungen. Allerdings finden immer

Tabelle 22: Einstellung der allgemeinen Bevölkerung zum Hobbyangeln im Kontext Abwägung mit Naturschutz. Mehrheiten oder relative Mehrheiten sind schwarz hervorgehoben (N = 1311). Die fünfstufige Antwortskala reichte von „stimme überhaupt nicht zu“ (1) bis „stimme voll und ganz zu“ (5).

Aussage	Mittelwert	Ablehnung bzw. Zustimmung in Prozent		
		stimme überhaupt nicht zu/stimme nicht zu	weder noch	stimme zu/stimme voll und ganz zu
Der Schutz bedrohter Tier- und Pflanzenarten sollte Vorrang haben vor den Interessen der Hobbyanglerinnen und -angler.	4,1	4,8	21,5	73,7
Es ist wichtiger, die Natur und Umwelt zu schützen, als Hobbyanglerinnen und -angler den Fischfang zu ermöglichen.	3,9	7,3	25,8	67,0
In Naturschutzgebieten ist es sinnvoll, das Angeln einzuschränken, selbst wenn es keine wissenschaftlichen Nachweise für eine Störungswirkung auf Tiere und Pflanzen gibt.	3,7	10,8	32,4	56,8
Wenn an einem Gewässer aus Naturschutzsicht das Angeln eingeschränkt wird, sollten andere Freizeitnutzungen ebenfalls reguliert werden.	3,3	19,1	36,8	44,1
Das Hobbyangeln sollte eingeschränkt werden, um die Natur und Umwelt zu schützen.	3,3	18,0	39,7	42,3
Einschränkungen des Angels sind nur nach Vorliegen konkreter Nachweise über angelbedingte ökologische Störungseinflüsse akzeptabel.	3,2	21,2	40,8	38,0
Das Hobbyangeln gilt es aus Gründen des Naturschutzes zu fördern, weil sich Anglerinnen und Angler intensiv um die Gewässer kümmern.	3,0	23,3	50,2	26,5
Die Gewässer sollten von Angelvereinen und nicht von Naturschutzakteuren, die nichts mit dem Angeln zu tun haben, bewirtschaftet werden.	2,9	29,8	44,9	25,3

noch 42 Prozent der Befragten, das Angeln solle eingeschränkt werden, um Natur und Umwelt zu schützen, und 38 Prozent stimmten der Aussage zu, dass Reglementierungen mit Blick auf den Naturschutz auch ohne Vorliegen von Belegen für das Störungspotential der Angelfischerei sinnvoll sind. Allerdings bewegte sich die relative Mehrheit bei dieser und vielen weiteren Aussagen zum Konfliktfeld Naturschutz vs. Angelfischerei in einem neutralen Bereich, was Kenntnislücken auf Seiten der Bevölkerung oder aber fehlendes Interesse am Einstellungsobjekt andeutet. Grundsätzlich besteht aber hohes Konfliktpotenzial, wenn Aktivitäten der Anglerinnen und Angler bzw. des Angelfischereimanagements im Widerspruch zu Schutzziele stehen oder als solchen in der Öffentlichkeit dargestellt werden. Die Bevölkerung besitzt, abstrakt gesprochen, pro-ökologische Grundwerte. Daher könnte sie relativ sensibel auf die Entnahme von Fischen reagieren (Kochalski et al. 2019).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Konflikte bei der Nutzung von Baggerseen ergeben sich sowohl aus konkurrierenden Formen der Naherholung (z. B. Schwimmen vs. Angeln) als auch aus der Einschätzung, ob Angeln naturschutzkonform ist.
- ▶ Viele Konflikte, gerade zur Frage Naturschutzpotenzial der Angelfischerei, basieren auf Unkenntnis einer grundsätzlich ökologisch ausgerichteten Bevölkerung, für die der Arten- und Naturschutz ein hohes Gut ist.
- ▶ Anglerinnen und Angler sowie die Bevölkerung wertschätzen eine hohe Artenvielfalt, sodass Maßnahmen wie Aufwertungen der Lebensräume an den Ufern von Baggerseen die Ökosystemleistungen von Baggerseen erhöhen und Synergien freisetzen können.

7 Einfluss der anglerischen Bewirtschaftung und des Angelns auf die Biodiversität an Baggerseen

Sven Matern, Robert Nikolaus, Malwina Schafft, Thomas Klefoth, Rachel Fricke, Christian Wolter & Robert Arlinghaus

7.1 Unterschiede in den Fischfaunen zwischen Natur- und Baggerseen unter Berücksichtigung der anglerischen Bewirtschaftung

Kontext

Die meisten Naturseen in Europa sind während der letzten Eiszeit vor ungefähr 10.000 Jahren entstanden und wurden seitdem auf natürlichem Wege von Fischen besiedelt (Mandrak & Crossman 1992, Bernatchez & Wilson 1998, Håkanson 2012). Ein Überblick über die verschiedenen Besiedlungsmechanismen findet sich im Kapitel 2.3. Nach der erfolgreichen Besiedlung wird die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft durch die vorherrschenden Umweltbedingungen, besonders dem Nährstoffgehalt, der Seemorphologie und der Verfügbarkeit von Lebensräumen, geprägt (Persson et al. 1991, Jeppesen et al. 2000, Mehner et al. 2005). In europäischen Seen ändert sich die Fischgemeinschaft mit steigendem Nährstoffgehalt von Salmoniformes-dominiert (in der Norddeutschen Tiefebene vor allem Coregoniden) über Perciformes-dominiert bis hin zu Cypriniformes-dominiert (Persson et al. 1991, Jeppesen et al. 2000). Seegröße und Uferentwicklungsfaktor spielen ebenfalls eine wichtige Rolle, da sie die Anzahl der verschiedenen und verfügbaren Habitate beeinflussen und somit letztlich die Anzahl der Fischarten in einem Gewässer (MacArthur & Wilson 1967, Barbour & Brown 1974, Browne 1981, Eckmann 1995, Martinsen et al. 2023).

In ursprünglich gewässerarmen Regionen wie Niedersachsen stellen Baggerseen den Großteil aller Standgewässer dar (Kapitel 2.2, Nikolaus et al. 2020). Die meisten dieser isolierten Baggerseen werden von Angelverei-

nen bewirtschaftet. Die litorale Fischgemeinschaft von anglerisch bewirtschafteten Baggerseen unterscheidet sich nicht von der in bewirtschafteten Naturseen (Emmrich et al. 2014). Jedoch sorgt die anglerische Hege und Pflege für eine erhöhte Fischartenvielfalt in Baggerseen im Vergleich zu unbewirtschafteten Baggerseen (Zhao et al. 2016, Matern et al. 2019, Gimenez et al. 2023). Zur Einordnung des Einflusses der Aktivitäten von Angelvereinen auf Fischgemeinschaften in Seen kann die Fischgemeinschaft in unbewirtschafteten Naturseen als Referenz dienen, über die jedoch wenig bekannt ist.

Ziel unserer Studie war es herauszufinden, welchen Einfluss die angelfischereiliche Nutzung gekoppelt mit Fischbesatz auf das Vorkommen typischer Fischarten und die Zusammensetzung der Fischgemeinschaften in Baggerseen und Naturseen hat, unter Einbezug der Fischgemeinschaft in unbewirtschafteten Naturseen als Referenz (zu Details, siehe Matern et al. 2022a).

Methoden

Die Fischgemeinschaften und Umweltvariablen wurden in insgesamt 50 Baggerseen (bewirtschaftet = 37; unbewirtschaftet = 13) und 16 Naturseen (bewirtschaftet = 10; unbewirtschaftet = 6) erhoben. Die Baggerseen lagen überwiegend in Niedersachsen (Kapitel 4). Da die Anzahl vergleichbarer Naturseen in Niedersachsen sehr gering ist, wurden ökologisch vergleichbare Naturseen in Brandenburg untersucht. Folgende Umweltparameter wurden an allen Untersuchungsgewässern erhoben und für die folgende Analyse genutzt: Seefläche, Länge der Uferlinie, Uferentwicklungsfaktor, mittlere Seetiefe und Gesamtposphorgehalt. Details zur Erhebung der Umweltvariablen finden sich in Kapitel 4. Die Fischgemeinschaft wurde in allen Seen mittels Elektrofischerei und Stellnetzen auf Gesamtseeebene erhoben.

Die Fischartenvielfalt von Baggerseen lässt sich auf verschiedenen Skalen messen. In dieser Studie wurden zwei Skalen unterschieden.

- 1) Alpha-Diversität, beschreibt die Artenanzahl in einem Lebensraum (Beispiel: durchschnittliche Fischartenzahl in Baggerseen).
- 2) Beta-Diversität, beschreibt die Verschiedenheit der Artenzusammensetzung in einer Region (Beispiel: Variabilität der Fischartenzusammensetzung in Baggerseen in Niedersachsen).

Details zur statistischen Auswertung finden sich in der Primärpublikation (Matern et al. 2022a). Kurz zusammengefasst: Es wurden Verfahren zur grafischen Darstellung der Fischgemeinschaftszusammensetzung (nicht-metrische multidimensionale Skalierung) sowie Redundanzanalysen und SIMPER-Analysen durchgeführt. Für den vorliegenden Bericht wurden die relativen Abundanzdaten zur Fischgemeinschaft über die beiden eingesetzten Fangmethoden (Elektrofischerei und Multimaschennetze nach Wasserrahmenrichtlinienstandard) zusammengefasst. Die Anteile der Arten an der Gesamtfischgemeinschaft wurden auf Seeniveau nach einem stratifizierten, fanggerätekombinierenden Verfahren bestimmt (Gibson-Reinemer et al. 2017).

Ergebnisse

Die untersuchten Gewässer variierten leicht in Seefläche (bewirtschaftete Naturseen: $11,5 \pm 5,8$ ha; bewirtschaftete Baggerseen: $8,4 \pm 6,6$ ha; unbewirtschaftete Naturseen: $4,7 \pm 3,4$ ha; unbewirtschaftete Baggerseen: $6,0 \pm 5,0$ ha) und Uferlänge (bewirtschaftete Naturseen: 1.666 ± 558 m; bewirtschaftete Baggerseen: 1.463 ± 702 m; unbewirtschaftete Naturseen: 1.166 ± 613 m; unbewirtschaftete Baggerseen: 1.378 ± 933 m; Tabelle 23). Der Uferentwicklungsfaktor war in den Baggerseen (bewirtschaftet = 1,6; unbewirtschaftet = 1,6) leicht höher als in den Naturseen (bewirtschaftet = 1,4; unbewirtschaftet = 1,5), und die untersuchten Baggerseen waren im Durchschnitt tiefer (bewirtschaftet = 3,7 m; unbewirtschaftet

Tabelle 23: Beschreibung der Umwelt in bewirtschafteten Baggerseen (N = 37), bewirtschafteten Naturseen (N = 10), unbewirtschafteten Baggerseen (N = 13) und unbewirtschafteten Naturseen (N = 6).

	Bewirtschafteter Baggersee (N = 37)	Bewirtschafteter Natursee (N = 10)	Unbewirtschafteter Baggersee (N = 13)	Unbewirtschafteter Natursee (N = 6)
Seegröße (ha)	8,4 ± 6,6	11,5 ± 5,8	6,0 ± 5,0	4,7 ± 3,4
Uferlänge (m)	1.463 ± 702	1.666 ± 558	1.378 ± 933	1.166 ± 613
Umweltentwicklungsfaktor	1,6 ± 0,4	1,4 ± 0,3	1,6 ± 0,4	1,5 ± 0,4
Mittlere Seetiefe (m)	4,5 ± 3,2	2,6 ± 1,5	4,9 ± 2,7	2,4 ± 1,4
Gesamtphosphorgehalt (µg/l)	40,6 ± 49,3	62,5 ± 32,8	33,4 ± 26,0	47,5 ± 55,5

Tabelle 24: Präsenz der gefangenen Fischarten in bewirtschafteten Baggerseen (N = 37), bewirtschafteten Naturseen (N = 10), unbewirtschafteten Baggerseen (N = 13) und unbewirtschafteten Naturseen (N = 6).

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Bewirt- schafteter Baggersee (N = 37)	Bewirt- schafteter Natursee (N = 10)	Unbewirt- schafteter Baggersee (N = 13)	Unbewirt- schafteter Natursee (N = 6)
Barscht	<i>Perca fluviatilis</i> L., 1758	100,0	80,0	46,2	50,0
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i> (L., 1758)	100,0	80,0	38,5	83,3
Aal	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	94,6	70,0	30,8	16,7
Hecht	<i>Esox lucius</i> L., 1758	94,6	90,0	30,8	83,3
Schleie	<i>Tinca tinca</i> (L., 1758)	81,1	90,0	15,4	100,0
Brasse	<i>Abramis brama</i> (L., 1758)	75,7	50,0	15,4	33,3
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L., 1758)	67,6	90,0	38,5	83,3
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L., 1758)	54,1	60,0	7,7	33,3
Zander	<i>Sander lucioperca</i> (L., 1758)	48,6	30,0	15,4	0,0
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i> (L., 1758)	45,9	70,0	15,4	33,3
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i> L., 1758	45,9	20,0	38,5	0,0
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	16,2	60,0	30,8	16,7
Giebel	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	13,5	0,0	23,1	0,0
Gründling	<i>Gobio gobio</i> (L., 1758)	10,8	20,0	30,8	0,0
Steinbeisser	<i>Cobitis taenia</i> L., 1758	8,1	10,0	7,7	0,0
Wels	<i>Silurus glanis</i> L., 1758	8,1	10,0	7,7	0,0
Aland	<i>Leuciscus idus</i> (L., 1758)	5,4	0,0	0,0	0,0
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	5,4	20,0	0,0	0,0
Döbel	<i>Squalius cephalus</i> (L., 1758)	5,4	0,0	0,0	0,0
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i> (L., 1758)	5,4	50,0	0,0	16,7
Blaubandbär- bling	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	2,7	0,0	7,7	0,0

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Bewirt- schafteter Baggersee (N = 37)	Bewirt- schafteter Natursee (N = 10)	Unbewirt- schafteter Baggersee (N = 13)	Unbewirt- schafteter Natursee (N = 6)
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (L., 1758)	2,7	0,0	0,0	0,0
Karausche	<i>Carassius carassius</i> (L., 1758)	2,7	40,0	0,0	50,0
Große Maräne	<i>Coregonus lavaretus</i> (L., 1758)	2,7	0,0	0,0	0,0
Kleine Maräne	<i>Coregonus albula</i> (L., 1758)	2,7	0,0	0,0	0,0
Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i> (L. 1758)	2,7	0,0	0,0	0,0
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i> (L., 1758)	0,0	0,0	7,7	0,0
Brauner Katzenwels†§	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819)	0,0	0,0	7,7	0,0
Neunstachliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i> (L., 1758)	0,0	0,0	23,1	0,0
Regenbogenfo- rellet§	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	0,0	10,0	0,0	0,0

† Raubfisch § Nicht heimische Fischart

= 4,3 m) als die Naturseen (bewirtschaftet = 3,2 m; unbewirtschaftet = 2,3 m). Die untersuchten Baggerseen und Naturseen unterschieden sich aber in keinem gestalterischen Merkmal signifikant voneinander (Matern et al. 2022a). Der Gesamtposphorgehalt in den bewirtschafteten Naturseen ($62,5 \pm 32,8 \mu\text{g/l}$) war signifikant höher als in den bewirtschafteten Baggerseen ($40,6 \pm 49,3 \mu\text{g/l}$), erhöht gegenüber den unbewirtschafteten Baggerseen ($33,4 \pm 26,0 \mu\text{g/l}$), unterschied sich aber statistisch nicht signifikant von den unbewirtschafteten Naturseen ($47,5 \pm 55,5 \mu\text{g/l}$). Die untersuchten Gewässer waren daher überwiegend klein und meso- bis schwach eutroph.

Das Forschungsteam fing insgesamt 178.506 Individuen von 30 Fischarten (+ Weißfischhybride). Kein Gewässer war fischfrei. Barsche und

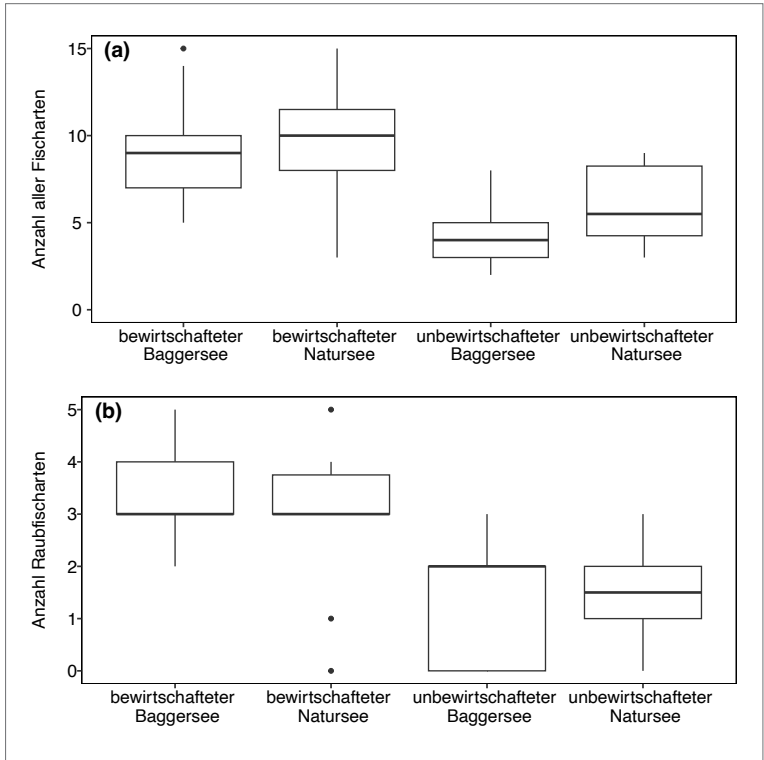


Abbildung 73: Anzahl aller Fischarten (a) und Anzahl der Raubfischarten (b) in bewirtschafteten Baggerseen ($N = 37$), bewirtschafteten Naturseen ($N = 10$), unbewirtschafteten Baggerseen ($N = 13$) und unbewirtschafteten Naturseen ($N = 6$) auf Grundlage von Daten aus Elektrofischerei und Multi-maschenstellnetzen.

Rotaugen waren die häufigsten Fischarten; sie wurden in allen bewirtschafteten Baggerseen und 80 Prozent aller bewirtschafteten Naturseen gefangen (Tabelle 24). Rotaugen wurden ebenfalls in 83 Prozent und Barsche in der Hälfte aller unbewirtschafteten Naturseen gefischt. Hecht, Schleie und Rotfeder wurden ebenfalls regelmäßig in bewirtschafteten Baggerseen (Hecht: 94,6 %; Schleie: 81,1 %; Rotfeder: 67,6 %), bewirtschafteten Naturseen (Hecht: 90 %; Schleie: 90 %; Rotfeder: 90 %) und in unbewirtschafteten Naturseen (Hecht: 83,3 %; Schleie: 100 %; Rotfeder: 83,3 %) gefangen. Die Forschungsgruppe konnte die Schleie als einzige Fischart in allen unbewirtschafteten Naturseen nachweisen. Der Barsch

war die häufigste Fischart in unbewirtschafteten Baggerseen (46,2 %), gefolgt von Rotaugen, Rotfedern und Karpfen (jeweils 38,5 %). Aale waren besonders in bewirtschafteten Seen zu finden (Baggersee: 94,6 %; Natursee: 70 %), jedoch nur selten in unbewirtschafteten Naturseen.

Die Alpha-Diversität (lokale Artenanzahl) war in den bewirtschafteten Seen (Baggersee: 9 ± 2 Fischarten; Natursee: 10 ± 4 Fischarten) signifikant höher als in den unbewirtschafteten Seen (Baggersee: 4 ± 2 Fischarten; Natursee: 6 ± 3 Fischarten; Abbildung 73). Die Anzahl der Raubfischarten war in den bewirtschafteten Seen (Baggersee: 3 ± 1 Fischarten; Natursee: 3 ± 1 Fischarten) ebenfalls signifikant höher als in den unbewirtschafteten Seen (Baggersee: 1 ± 1 Fischarten; Natursee: 2 ± 1 Fischarten). Trotz der höheren Fischartenanzahl in bewirtschafteten Baggerseen, unterschied sich die nachgewiesene, relative Fischbiomasse nicht von den unbewirtschafteten Baggerseen (vgl. Matern et al. 2019). Insgesamt wurden nur wenige Individuen von drei nicht einheimischen Fischarten (Blaubandbärbling, brauner Katzenwels und Regenbogenforelle) nachgewiesen. Die Ergebnisse zeigen, dass die anglerische Bewirtschaftung die Artenzahl fördert, jedoch in Niedersachsen nicht zur Ansammlung nicht einheimischer Fischarten führt (anders in Frankreich, Zhao et al. 2016).

In Bezug auf die Dominanzverhältnisse (relativer Anteil einzelner Arten an der gepoolten Fischgemeinschaft über alle untersuchten Seen) war die Fischartengemeinschaften der untersuchten Bagger- und Naturseen maßgeblich von fünf Arten geprägt (Abbildung 74): Barsch, Rotaugen, Rotfeder, Schleie und Moderlieschen. Zusätzlich war der Aal in bewirtschafteten Baggerseen anteilig relativ häufig, gefolgt von Hecht und Brasse. In unbewirtschafteten Baggerseen erreichten auch einige Kleinfischarten vergleichsweise hohe Dominanzwerte (insbesondere Neunstacheliger Stichling, (*Pungitius pungitius*), Gründling, (*Gobio gobio*), Abbildung 74). Die einzelnen Arten waren in bewirtschafteten Naturseen in ihrer relativen Häufigkeit tendenziell gleichverteilter als in bewirtschafteten Baggerseen. Bemerkenswert war, dass in den Naturseen Arten wie Güster (*Blicca bjoerkna*) oder Karausche und in bewirtschafteten Naturseen auch Ukelei relativ verbreitet waren, was bei Baggerseen nicht der Fall war. Unter den fakultativen oder vollständigen Raubfischarten ragten in den Naturseen und den bewirtschafteten Baggerseen Barsche, Hechte und Aale heraus, während Zander ähnlich wie Karpfen bei den Friedfischen nur in Einzel-exemplaren nachgewiesen wurden.

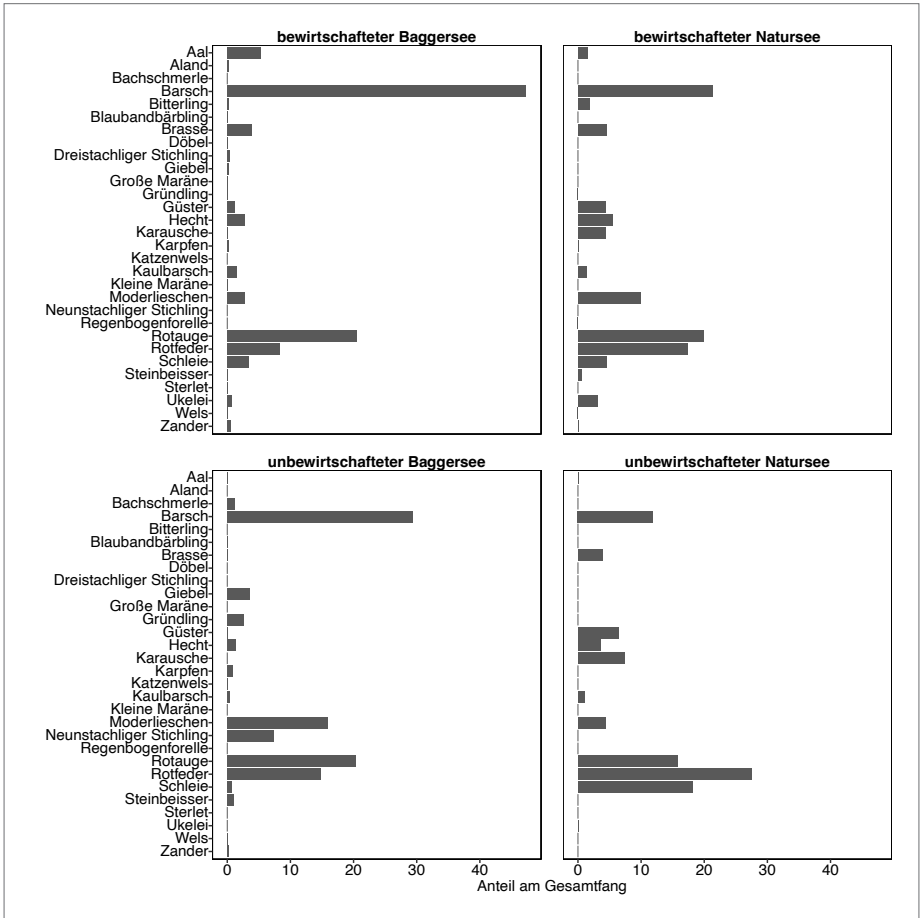


Abbildung 74: Zusammensetzung der Fischgemeinschaften in vier Seetypen basierend auf der Anzahl der gefangenen Individuen.

Statistische Analysen zeigten, dass Seetyp (Natursee vs. Baggersee), Managementform (mit oder ohne fischereiliche Bewirtschaftung) und Gesamtphosphorgehalt signifikanten Einfluss auf die Fischgemeinschaftsstrukturen über alle Seen hatten. Anglerische Bewirtschaftung wirkte positiv auf die Fischartenzahl, während speziell unbewirtschaftete Baggerseen von einer hohen Variabilität der vorkommenden Fischarten geprägt waren. Anders gesagt: Die Fischartengemeinschaften variierten zwischen einzelnen unbewirtschafteten Seen stark voneinander, während

sie zwischen bewirtschafteten Seen weniger schwankten, d. h. einheitlicher waren. Barsche profitierten von Gewässern mit niedrigen bis mittleren Nährstoffgehalten (mesotroph), wohingegen die Häufigkeit von Rotaugen mit steigendem Gesamtphosphorgehalt anstieg. Generell trugen die Dichte der Fischarten Barsch und Rotaugen am stärksten zu den Unterschieden zwischen bewirtschafteten Baggerseen und bewirtschafteten Naturseen bei (Tabelle 25). Übereinstimmend mit der Literatur wurde der Barsch auch in Baggerseen als typische Leitfischart für Standgewässer mit mittlerem Nährstoffgehalt nachgewiesen (Persson et al. 1991, Mehner et al. 2005). Der erhöhte Nährstoffgehalt in den bewirtschafteten Naturseen begünstigte dagegen die relative Häufigkeit von Rotaugen und anderen Cypriniden, die in mesotrophen Baggerseen in geringen relativen Häufigkeiten vorkamen (Abbildung 74).

Das Verfahren der nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung wurde genutzt, um Unterschiede in der Variabilität der Fischzönosen zwischen den See- und Managementtypen darzustellen (Abbildung 75). Dabei zeigte sich, dass die Fischgemeinschaften in bewirtschafteten Baggerseen sich nicht wesentlich (bzw. statistisch nicht signifikant) von bewirtschafteten Naturseen unterschieden und oft von denselben Arten charakterisiert waren (Tabelle 24). Im Vergleich zu den unbewirtschafteten Naturseen (Referenzseen) wurde ebenfalls kein statistischer Unterschied

Tabelle 25: SIMPER-Analyse für bewirtschaftete Baggerseen und bewirtschaftete Naturseen mit den mittleren Einheitsfängen $\pm$ Standardabweichung.

		Bewirtschafteter Baggersee	Bewirtschafteter Natursee	Kumulativer Unterschied (%)
Elektrofischerei	Rotfeder	6,5 $\pm$ 20,8	12,0 $\pm$ 17,9	25
	Barsch	8,8 $\pm$ 9,0	5,8 $\pm$ 5,7	46,5
	Rotaugen	4,7 $\pm$ 10,1	5,3 $\pm$ 11,2	59,2
Gesamtsee Stellnetz	Rotaugen	51,7 $\pm$ 73,1	64,7 $\pm$ 71,9	28
	Barsch	63,5 $\pm$ 60,4	38,7 $\pm$ 35,0	50,8
	Moderlieschen	22,5 $\pm$ 105,2	85,5 $\pm$ 252,8	66,8

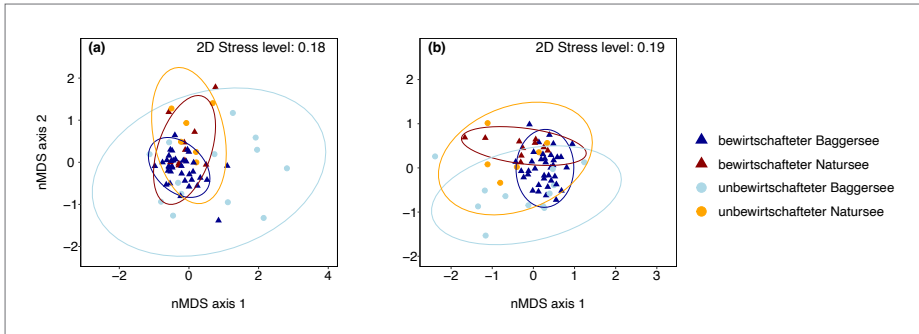


Abbildung 75: Zusammensetzung der litoralen Fischgemeinschaften basierend auf Elektrofischereidaten (a) und der benthischen Fischgemeinschaft basierend auf Gesamtsee Stellnetzfangen (b) in bewirtschafteten Baggerseen ($N = 37$), bewirtschafteten Naturseen ($N = 10$), unbewirtschafteten Baggerseen ($N = 13$ für Elektrofischerei und $N = 12$ für Gesamtsee Stellnetzfangen) und unbewirtschafteten Naturseen ($N = 6$). Die jeweiligen Kreise stellen die Variabilität der Fischgemeinschaften in Abhängigkeit der Bewirtschaftung dar (95 %-Konfidenzintervall).

in der Fischartengemeinschaft festgestellt. Die Fischgemeinschaft in unbewirtschafteten Baggerseen unterschied sich gerade in der Uferzönose, erhoben mittels elektrofischereilicher Methoden, signifikant von unbewirtschafteten Naturseen, bewirtschafteten Naturseen und bewirtschafteten Baggerseen. Es wurde bereits vielfach gezeigt, dass durch anglerische Nutzung und die damit einhergehende Bewirtschaftung die Fischartenzusammensetzung einheitlicher, d. h. „homogenisiert“ wird (Radomski & Goeman 1995, Zhao et al. 2016). Grundsätzlich ähnelt die angelfischereilich geprägte Fischgemeinschaft in Baggerseen der von fischereilich geprägten Naturseen und auch der in unbewirtschafteten Naturseen. Unbewirtschaftete und isolierte Baggerseen sind zwar direkt nach ihrer Entstehung fischfrei (Søndergaard et al. 2018, Werneke et al. 2018), jedoch findet auch ohne anglerische Bewirtschaftung eine Besiedlung mit Fischen über Fischeintrag durch Vögel (Silva et al. 2019, Lovas-Kiss et al. 2020) und illegalen Fischbesatz (Copp et al. 2005, Hirsch et al. 2021) statt. Dementsprechend wies das Forschungsteam im Untersuchungsgebiet keine fischfreien Baggerseen nach. Dauerhaft fischfreie Baggerseen sind in anthropogen geprägten Regionen (wie z. B. Niedersachsen) daher nicht zu erwarten.

Schlussfolgerungen für die Praxis:

- ▶ Die angelfischereiliche Bewirtschaftung fördert naturnahe Fischgemeinschaften und wirkt als Besiedlungsbeschleuniger gegenüber der zufälligen Fischbesiedlung unbewirtschafteter Baggerseen.
- ▶ Die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft in anglerisch genutzten Seen unterschied sich nicht von der natürlicher Referenzgewässer (unbewirtschaftete Naturseen), was darauf hindeutet, dass auch anglerisch genutzte Baggerseen naturnahe Fischgemeinschaften ausbilden. Einschränkend ist zu sagen, dass die untersuchten Naturseen wahrscheinlich ebenfalls vom Menschen beeinflusste Fischgemeinschaften aufwiesen.
- ▶ In allen Seen wurden Fische nachgewiesen. Unbewirtschaftete Seen bleiben also nicht dauerhaft fischfrei, auch wenn dies in Einzelfällen bei Baggerseen kurz nach der Ausgrabung beobachtet werden kann (Søndergaard et al. 2018, Werneke et al. 2018). Da die Fischbiomassen in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Seen identisch waren (Matern et al. 2019), ist auch in unbewirtschafteten Baggerseen von einem Fraßdruck von Fischen auf andere Organismengruppen auszugehen.

7.2 Einfluss der angelfischereilichen Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt in Baggerseen

Kontext

Verschiedene Studien zeigen, dass die fischereiliche Bewirtschaftung eines Gewässers einen Einfluss auf die Biodiversität haben kann (Lemmens et al. 2013, 2015, Matern et al. 2019). Der potenzielle Einfluss von Fischbesatz auf die lokalen Fischartengemeinschaften ist derart offensichtlich, dass die deutschsprachige naturschutzfachliche Literatur eine sehr kritische Haltung zur fischereilichen Hege, insbesondere zum Besatz, eingenommen hat (Waterstraat 2002, Weibel & Wolf 2002). Nach Weibel & Wolf (2002) sind „Besatzmaßnahmen [...] als Eingriff in Natur und Landschaft entsprechend der Naturschutzgesetzgebung der Länder zu werten“. Ein unterstellter Grund ist, dass durch die Fischerei „seit Jahrzehnten allochthone, gebietsfremde und auch heimische Arten in die natürlichen Gewässer mit oft unkalkulierbaren ökologischen Folgen eingebracht“ werden (Waterstraat 2002). Was nach Waterstraat (2002) für natürliche Gewässer gilt, muss dementsprechend auch für Baggerseen gelten, für die mit Ausnahme Schleswig-Holsteins ebenfalls eine Hege-

pflicht und damit verbunden der gesetzliche Hegeauftrag zur Entwicklung einer gewässertypischen Fischartengemeinschaft besteht (Arlinghaus et al. 2015, Arlinghaus 2017). Im vorherigen Kapitel wurde bereits gezeigt, dass bewirtschaftete und unbewirtschaftete Baggerseen Unterschiede in ihren Fischgemeinschaften aufweisen. Dies sowie der Aufenthalt durch Anglerinnen und Angler in der Natur können Folgeeffekte auf andere Taxa haben, zum Beispiel auf submerse (d. h. untergetaucht lebende) Makrophyten (Bajer et al. 2016), Amphibien (Hecnar & M'Closkey 1997) und Wirbellose (Knorp & Dorn 2016). Wenn Anglerinnen und Angler beispielsweise Angelstellen anlegen, kann dies Auswirkungen auf Uferhabitate, Litoralpflanzen (O'Toole et al 2009) sowie Libellen (Remsburg & Turner 2009) haben. Auch können Anglerinnen und Angler als Störfaktoren auf uferbrütende Vögel wirken (Reichholf 1970). Deshalb werden sie je nach Perspektive als wesentliche Bewirtschafter und Schützer der Gewässer und der darin beheimateten Arten angesehen (Arlinghaus et al. 2015, Arlinghaus 2017) oder aber als potenzielle Gefahrenquelle für die Artenvielfalt, die es zu regulieren gilt (Reichholf 1970, Waterstraat 2002, Weibel & Wolf 2002). Das Forschungsteam hat untersucht, ob die fischereiliche Bewirtschaftung von Baggerseen Auswirkungen auf andere naturschutzfachlich relevante Organismengruppen wie die Ufervegetation, submerse Makrophyten, Groß- und Kleinlibellen, Amphibien oder Sing- und Wasservögel hat. Details finden sich in Nikolaus et al. (2020) und Nikolaus et al. (2021).

Methode

Die Forschungsgruppe erhob zusätzlich zu den 20 Kernseen (Datenerhebung 2016 bis 2018 und 2021) Daten zur Artenvielfalt verschiedener Organismengruppen in 19 weiteren Baggerseen (2018 und 2019). Sie verglich die Biodiversität von 26 bewirtschafteten Baggerseen mit der von 13 unbewirtschafteten Gewässern. Details zu Erhebungen von Daten sowie Umweltvariablen als Kovariaten finden sich in Kapitel 4.

Die Erfassung der Biodiversität, der Wasserchemie und der Uferparameter wird in Kapitel 4 dargestellt. Aus den 38 Umweltvariablen wurden mithilfe von einzelnen Hauptkomponenten-Analysen (PCA, Mardia et al. 1979) je Parametergruppe (Morphologie, Wasserchemie, Strukturvielfalt, Freizeitnutzung und Landnutzung) insgesamt 14 Hauptkomponenten (PC-Achsen) identifiziert, die in der Analyse als Kontrollvariablen für Umwelteinflüsse dienten:

1) Seealter; 2) Seegröße und 3) Anteil Litoral als Morphologievariable; 4) Trophie 5) pH-Wert 6) Ammonium- und 7) Nitrat-Gehalt als wasserchemische Variablen; 8) Habitatqualität 9) Bäume am Ufer 10) anthropogene Uferveränderungen und 11) Unterwasserstrukturen als Strukturvariablen; 12) anglerische Nutzungsintensität als Freizeitnutzungsvariable; 13) Urbanisationsgrad und 14) Waldanteil als Landnutzungsvariable.

In weiteren Analysen wurden nur signifikant beitragende Komponenten (PC-Achsen bzw. ihre Werte) in den statistischen Modellen genutzt (zu Details, siehe Nikolaus et al. 2021).

Nach Oertli et al. (2002) wurde zusätzlich zur Artenzahl ein Naturschutzwert für jedes Gewässer pro Artengruppe berechnet. Der logarithmisch nach Schutzstatus gewichtete Naturschutzwert für eine Artengemeinschaft steigt nicht linear mit den Vorkommen seltener und bedrohter Arten an (Tabelle 26). Der Schutzstatus jeder vorkommenden Art wurde anhand der Roten Listen Deutschlands (Ludwig & Schnittler 1996, Kühnel et al. 2009, Korsch et al. 2013, Grüneberg et al. 2015, Ott et al. 2015) bestimmt. Je höher der Schutzstatus, desto stärker wurde das Auftreten einer Art gewichtet (Tabelle 26).

Tabelle 26: Rangfolge der Rote-Liste-Kategorien zur Berechnung der gewichteten Naturschutzwerte.

Status auf der Roten Liste Deutschlands	Rang	Gewichtung
1 – vom Aussterben bedroht	4	16
2 – stark gefährdet R – extrem selten	3	8
3 – gefährdet G – Gefährdung unbekannten Ausmaßes	2	4
V – Vorwarnliste	1	2
* – ungefährdet - – Daten unzureichend	0	1

Dementsprechend indiziert ein hoher Naturschutzwert, dass die lokale Artengemeinschaft einer Organismengruppe viele national bedrohte Arten

umfasst. Zudem wurde der Simpson-Index als Diversitätsmaß der Artengemeinschaft berechnet (Simpson 1949). Er berücksichtigt die relativen Häufigkeiten jeder Art und liefert somit eine zusätzliche Aussage über die Zusammensetzung der Artengemeinschaften.

Um einen Einfluss der Bewirtschaftungsform zu evaluieren, wurden drei verschiedene Analysen durchgeführt:

- 1) Die beiden Gewässertypen (bewirtschaftet bzw. unbewirtschaftet) wurden in Bezug auf Mittelwert- bzw. Medianunterschiede der Umweltvariablen, Artenzahlen, Naturschutzwert und Simpson-Diversitätsindex mittels t-Test nach Student (wenn Normalverteilung nach Shapiro-Wilk-Test und Varianzhomogenität gegeben war), Welch-F-Tests (Normalverteilung ohne Varianzhomogenität) oder Mann-Whitney-U-Test (weder Normalverteilung noch Varianzhomogenität) getestet.
- 2) Es wurde eine multivariate Analyse des Einflusses der Bewirtschaftungsform auf Artenreichtum über alle Taxa-Gruppen hinweg mittels Redundanzanalyse (RDA) unter Berücksichtigung der Umwelt durchgeführt und Schritt für Schritt nur die signifikant erklärenden Variablen ausgewählt (siehe auch Nikolaus et al. 2021).
- 3) Eine Analyse der Zusammensetzungen einzelner Artengemeinschaften umfasste zunächst eine Hellinger-Transformation der (relativen) Abundanz-Daten einer jeden Taxa-Gruppe. Danach wurde wieder mittels Redundanzanalysen (RDAs) die Beziehungen der Taxa-Gruppen zu Gruppen von Umweltparametern untersucht. Hierbei wurde zusätzlich zu den oben genannten Umweltvariablen noch die metabolische Biomasse der Fischgemeinschaften, aufgeteilt nach den Ernährungstypen benthivor, zooplanktivor und piscivor, berücksichtigt. Um den individuellen Einfluss der einzelnen Umweltparameter zu identifizieren, wurde eine Varianzaufteilungsanalyse (variation partitioning) durchgeführt und Schritt für Schritt nur die signifikant erklärenden Variablen ausgewählt.

Ergebnisse

Nur bei sehr wenigen Artengruppen fanden sich Mittelwertunterschiede in Artenreichtum, Naturschutzwert oder Simpson-Index zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen. Lediglich bei den Amphibien wiesen unbewirtschaftete Gewässer im Mittel eine höhere Artenzahl, einen höheren Naturschutzwert und einen höheren Simpson-

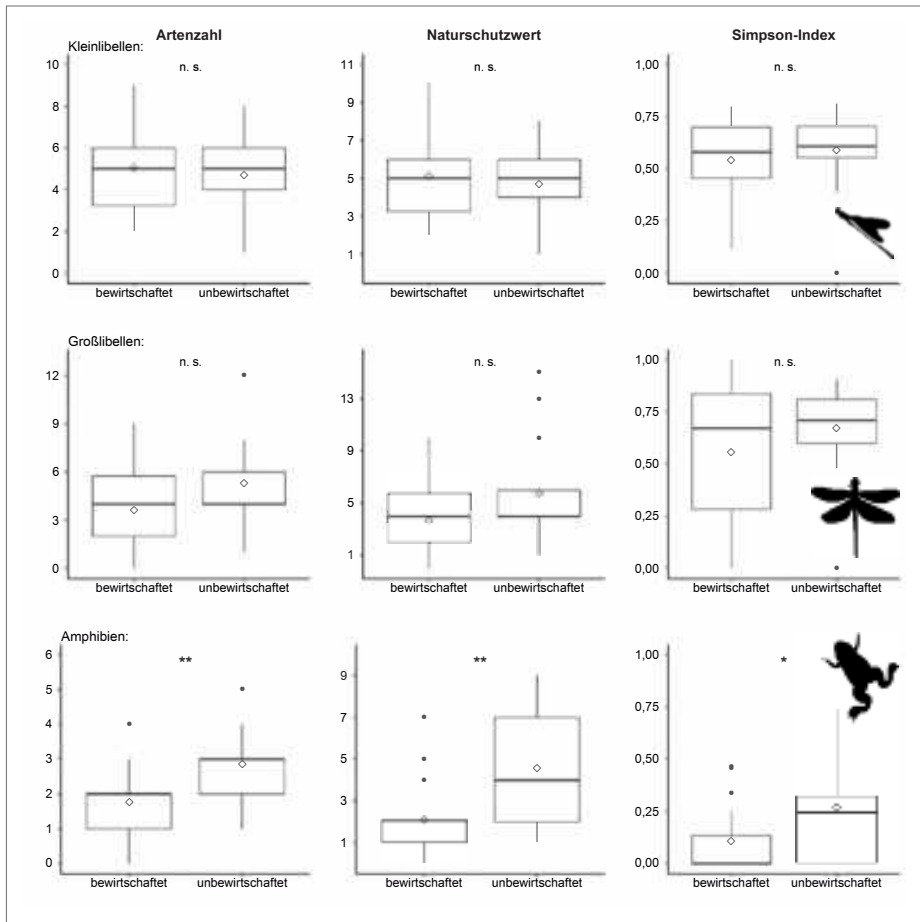


Abbildung 76: Vergleiche von Artenzahl, Naturschutzwert und Simpson-Diversitätsindex bei Kleinlibellen, Großlibellen und Amphibien bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen.

◊ = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Boxen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer, ** = hoch signifikanter Unterschied, * = signifikanter Unterschied, n. s. = kein signifikanter Unterschied.

Index auf (Abbildungen 76). Allerdings waren Amphibien von allen untersuchten Taxa besonders artenarm (nur zwei bis drei Arten pro See). Bei allen anderen Organismengruppen (Wasservögel, Singvögel, Libellen, Fischarten, Unterwasserpflanzen, terrestrische Pflanzen) gab es keine

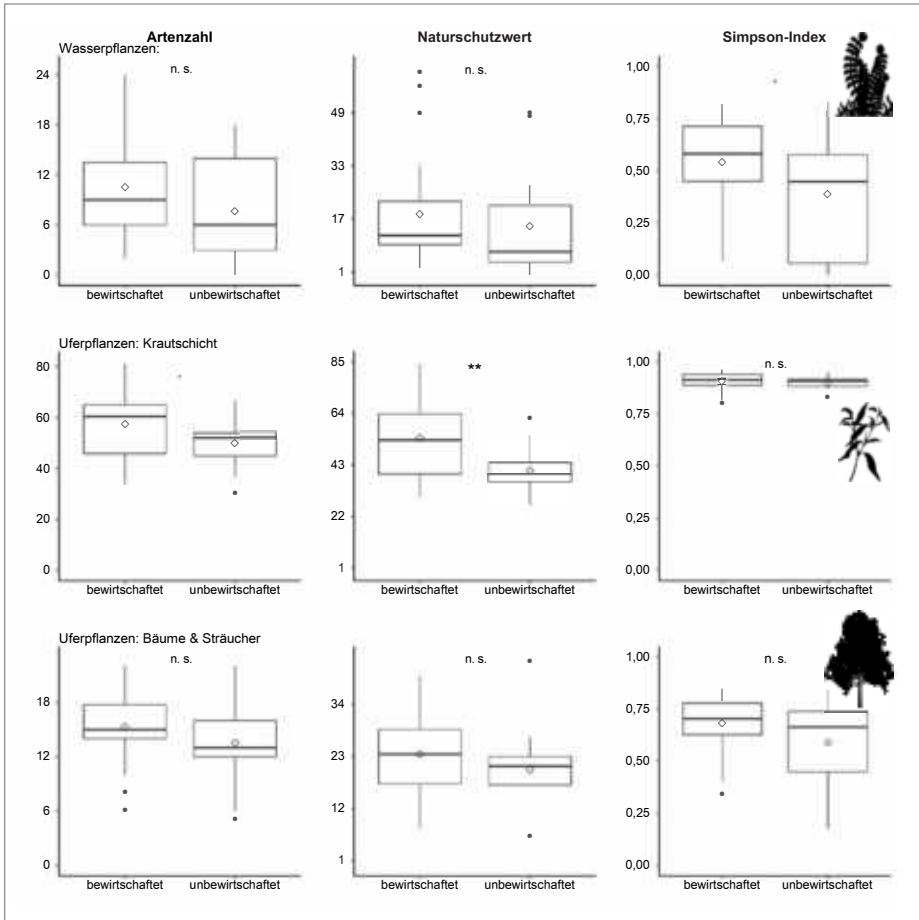
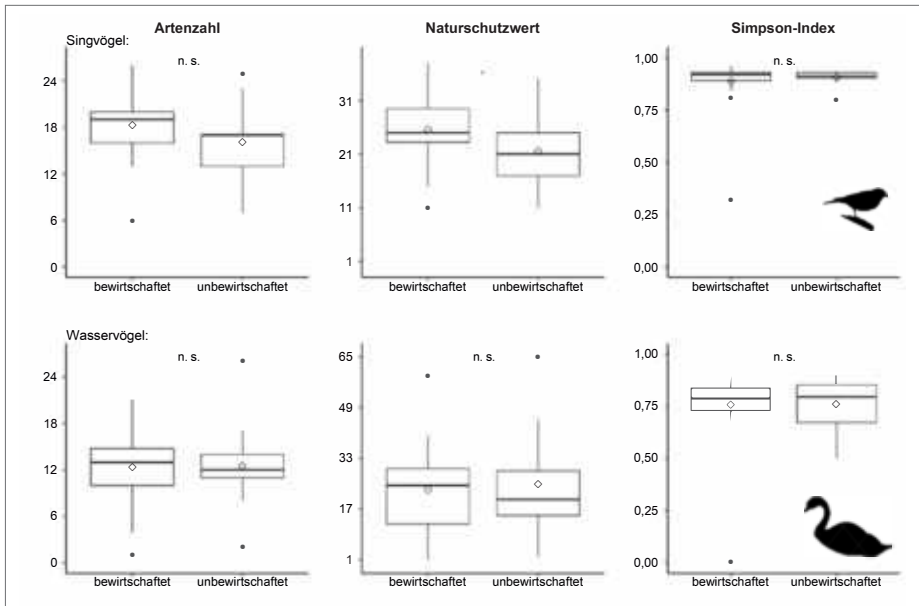


Abbildung 77: Vergleiche von Artenzahl, Naturschutzwert und Simpson-Diversitätsindex bei Wasserpflanzen, Uferkräutern und Bäumen bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen.

◊ = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Kästen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer, ** = hoch signifikanter Unterschied, • = tendenzieller Unterschied, n. s. = kein signifikanter Unterschied.

statistisch signifikanten Unterschiede in Artenzahl oder Simpson-Index. Einzig die krautigen Uferpflanzen wiesen tendenziell mehr Gattungen an bewirtschafteten Baggerseen auf. Ebenso war der Naturschutzwert dort signifikant höher (Abbildung 77). Bewirtschaftete Baggerseen wiesen



*Abbildung 78: Vergleiche von Artenzahl, Naturschutzwert und Simpson-Diversitätsindex bei Sing- und Wasservögeln bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen. $\diamond$ = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Boxen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer, * = tendenzieller Unterschied, n. s. = kein signifikanter Unterschied.*

auch einen tendenziell höheren Simpson-Index für Wasserpflanzen auf (Abbildung 77). Das galt auch für den Naturschutzwert von Singvögeln an bewirtschafteten Baggerseen (Abbildung 78).

Bei der multivariaten Berücksichtigung aller Taxa-Gruppen zeigte sich ein ähnliches Bild. Der Einfluss der Bewirtschaftung verdeutlicht sich hauptsächlich in einer Achse (2. Achse in Abbildung 79), auf der die beiden Bewirtschaftungsformen signifikant voneinander getrennt sind (keine Überlappung der Konfidenzniveaus). Diese Achse war vor allem mit der Artenzahl der Amphibien und der der Großlibellen assoziiert. Alle anderen Organismengruppen korrelierten vorrangig mit der 1. Achse (Pflanzen, Kleinlibellen, Singvögel) oder der 3. Achse (Wasservögel). Auf diesen beiden Achsen zeigen sich aber keine Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen und somit kein Einfluss der Bewirtschaftungsform auf die Artenzahlen (Abbildung 79, vergleichbare Ergebnisse liegen für

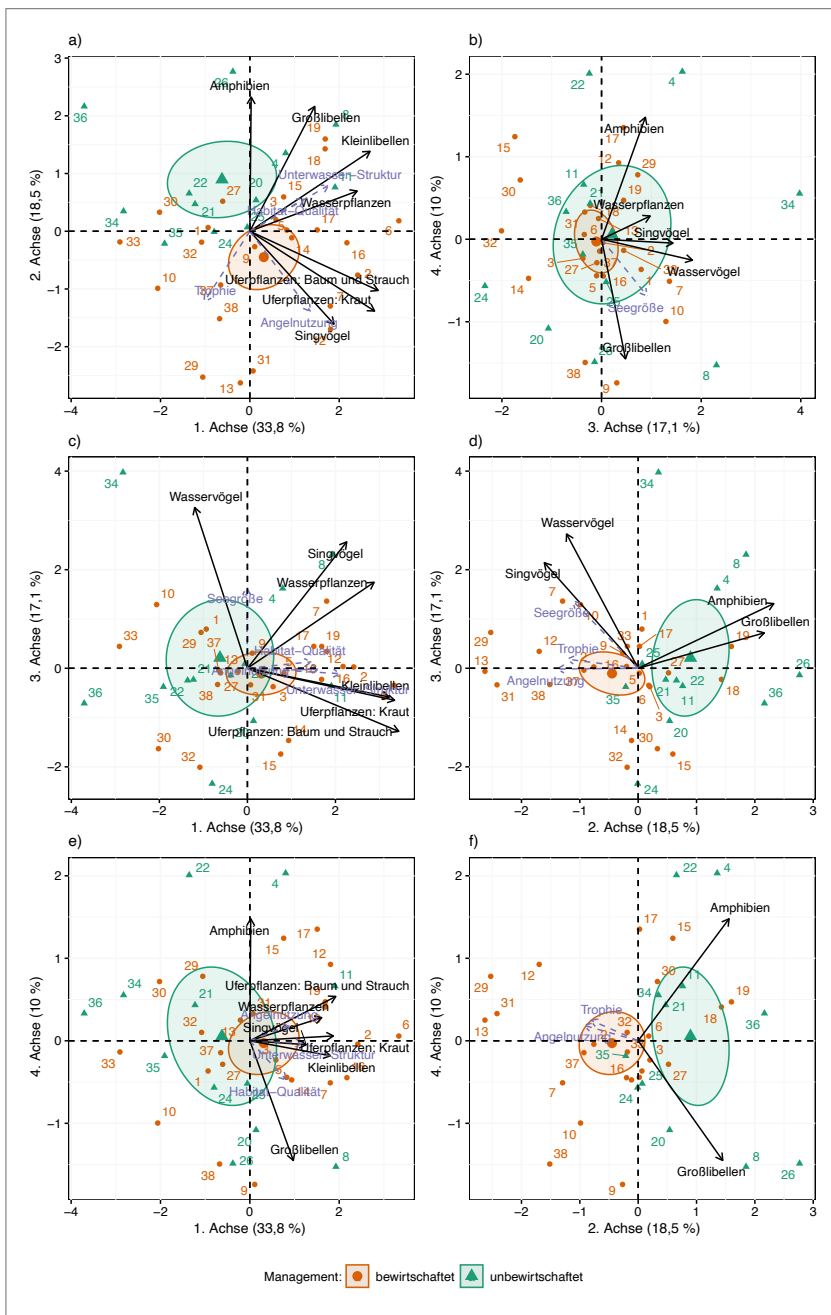


Abbildung 79 (Seite 196): Hauptkomponentenanalyse (PCA) des Artenreichtums, dargestellt für die ersten vier Achsen (a: 1. und 2. Achse, b: 3. und 4. Achse, c: 1. und 3. Achse, d: 2. und 3. Achse, e: 1. und 4. Achse, f: 2. und 4. Achse). Die Prozentzahlen in Klammern zeigen den Anteil der Varianz, der durch die jeweilige Achse erklärt wird. Es werden jeweils nur die Variablen gezeigt, die zum entsprechenden Graph beitragen. Die Zahlen geben die verschiedenen Seen an. Die Zentren der Bewirtschaftungsarten und die erklärenden Variablen aus der Redundanzanalyse (RDA, gestrichelte violette Linien) sind als zusätzliche Variablen eingezeichnet, um die Ordination nicht zu beeinflussen. Die 95 %-Konfidenzniveaus um die Zentren sind eingezeichnet, um die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungstypen zu visualisieren.

den Naturschutzwert und den Simpson-Index vor: Nikolaus et al. 2021). Einige Umweltparameter zeigten signifikante Zusammenhänge mit dem Artenreichtum: Die Trophie (hoher Chlorophyll a-Gehalt, hoher Totalphosphorgehalt und geringe Sichttiefe) und Angelnutzung (korreliert stark mit allgemeiner Nutzung) zeigten eine negative Korrelation mit Artenzahlen von Amphibien und Großlibellen (2. Achse). Unterwasserstrukturen und Habitatqualität am Ufer zeigten positive Korrelationen mit Artenzahlen von Wasser- und Landpflanzen, Kleinlibellen und Singvögeln (1. Achse). Die Seegröße korrelierte positiv mit der Artenzahl von Wasservögeln (3. Achse).

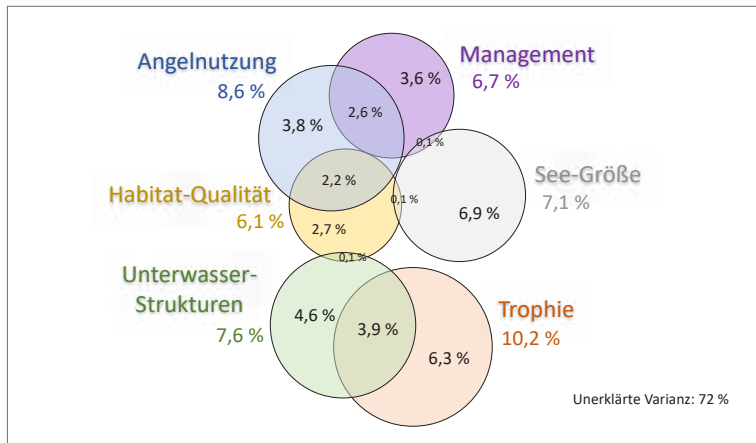


Abbildung 80: Varianzaufteilung für die erklärenden Umweltvariablen der Analyse des Artenreichtums. Insgesamt wurden 28 Prozent der Varianz durch die Umweltparameter erklärt.

Abbildung 80 veranschaulicht den Beitrag der verschiedenen Umweltvariablen in dieser Untersuchung zur Erklärung des Artenreichtums. Je größer die Kreise, desto größer der Zusammenhang der Variable mit dem Artenreichtum. Überschneidungen der Kreise zeigen einen gemeinschaftlichen Einfluss. Allerdings ist zu beachten, dass ein Großteil der Varianz im Artenreichtum (72 %) nicht durch die gemessenen Umweltparameter (oder die Bewirtschaftung) erklärt werden kann. Abbildung 80 zeigt somit, dass die Bewirtschaftung (Management) nur sehr geringe Beiträge zur Varianz des Artenreichtums über multiple Artengruppen hat. Mit anderen Worten: Der Artenreichtum an den Baggerseen wird überwiegend von anderen Faktoren als der angelfischereilichen Gewässernutzung getrieben.

In der Analyse der Artenzusammensetzung zeigten sich bei einigen Organismengruppen (Wasserpflanzen, Großlibellen, Sing- und Wasservögeln) messbare Einflüsse der Habitatstrukturen (Tabelle 27). Zusätzlich war bei Libellen und Wasservögeln die Fischgemeinschaft eine signifikant erklärende Variable. Außerdem zeigten sich erkennbare Einflüsse der Wasserchemie auf die Artenzusammensetzung der Ufervegetation und

Tabelle 27: Übersicht der erklärenden Umweltvariablen für die Artenzusammensetzung verschiedener Taxagruppen. Das Fehlen der Bewirtschaftung als Faktor deutet auf fehlende Wirkungen der angelfischereilichen Bewirtschaftung hin.

Taxagruppe	Umweltvariable	p-Wert	korrigiertes R ²
Wasserpflanzen	Habitatstruktur	0,009	0,070
Ufervegetation	Wasserchemie	0,001	0,046
Kleinlibellen	Wasserchemie	0,018	0,242
	Landnutzung	0,038	0,061
	Fische	0,016	0,095
Großlibellen	Habitatstruktur	0,002	0,015
	Fische	0,007	0,062
Amphibien	keine	–	–
Singvögel	Habitatstruktur	0,031	0,031
Wasservögel	Habitatstruktur	0,024	0,046
	Fische	0,020	0,045

der Kleinlibellen. Die Bewirtschaftungsform war in keinem der Modelle eine signifikant erklärende Variable der Artengemeinschaft und keine der Umweltvariablen erklärte die Amphibienartenzusammensetzung (Tabelle 27).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die angelfischereiliche Hege und Nutzung von Baggerseen hat nur marginale Auswirkungen auf den Artenreichtum und die Artengemeinschaften verschiedener Taxagruppen. Angelfischerei und artenreiche Gewässer lassen sich daher trotz Besatz und „Gewässerzerstörung“ in Einklang bringen.

7.3 Auswirkungen der Gewässernutzung, inklusive Angeln, auf Natur und Umwelt – Literatursynthese

Kontext

Aus naturschutzfachlicher Sicht wird häufig pauschal unterstellt, dass von der Angelnutzung und -bewirtschaftung über Aktivitäten wie Fischbesatz, Angelplatzschaffung, Uferpflege sowie die Störung von Uferlebensräumen und Brutplätzen negative Effekte auf die gewässergebundene Biodiversität ausgehen können. Kapitel 7.2 zeigt, dass auf der Ebene der Artenvielfalt entsprechende Aspekte nicht zwangsläufig eintreten müssen. Allerdings können diese Studien an niedersächsischen Baggerseen nicht alle Eventualitäten abdecken, sodass zusätzlich auch eine Synthese (Meta-Analyse) der publizierten Literatur zu Auswirkungen des Angelns und der Gewässerfreizeit allgemein auf Natur und Umwelt von Süßwasserökosystemen durchgeführt wurde. Ziel dieser Studie war es, den Stand des Wissens zu den ökologischen Einflüssen des Angelns und anderer wasserbasierter Freizeitaktivitäten zusammenzufassen. Zum Einsatz kam die Methode der Meta-Analyse (Details in Schafft et al. 2021).

Methoden

Bei der Meta-Analyse handelt es sich um ein strukturiertes, standardisiertes Verfahren der Literaturzusammenstellung mit Blick auf den Untersuchungsgegenstand. Im Gegensatz zum narrativen Literaturüberblick wird in der Meta-Analyse jede Publikation zum Untersuchungsgegenstand „Störungsökologie durch Gewässerfreizeit“ zum eigenen Datensatz und man versucht, die Effektstärken – das sind statistische Maßzahlen, wie stark sich die Gewässerfreizeit und das Angeln auf die Biodiversität und

die Ökosysteme im Vergleich zu nicht beeinflussten Kontrollen auswirken – über alle publizierten Studien zusammenzufassen. Dadurch wird in erster Linie geprüft, ob im Durchschnitt über die publizierte Literatur ein Beleg für eine Störwirkung des Angelns (bzw. anderer Gewässerfreizeitaktivitäten) auf individuelle Organismen, Populationen, Gemeinschaften oder Ökosystemen/Habitate (im Folgenden als Ebenen der biologischen Organisation bezeichnet) nachweisbar ist. Meta-Analysen sind der „Goldstandard“, wenn es darum geht, den Stand der Wissenschaft zu einem Themengebiet über die gesamte Literatur abzubilden. Die wissenschaftlichen Ansprüche an eine Meta-Analyse sind daher besonders hoch, dafür verspricht das Ergebnis auch eine besonders belastbare Aussage darüber, wie die relative Störwirkung des Angelns gegenüber anderen Freizeitaktivitäten auf die Biodiversität an und in Süßgewässern ist. Die Details der hier zum Einsatz gekommenen Verfahren sind in Schafft et al. (2021) beschrieben.

Insgesamt wurden aus dem Fundus der 13.000 gesichteten Artikel nach einem umfangreichen, arbeitsreichen Selektionsprozess 236 Studien identifiziert, die den Suchkriterien entsprachen. Aufgrund von fehlenden Daten und unvollständiger Berichterstattung statistischer Werte (wie bspw. Mittelwerte, Stichprobengröße, Standardabweichung/Standardfehler) konnte nicht für jede dieser Studien Effektstärken für Mittelwertvergleiche (z. B. Biodiversität in Gewässern/Gewässerabschnitten mit Freizeitnutzung im Vergleich zu Kontrollgewässern/Kontrollstrecken ohne diese Nutzung) berechnet werden. Teilweise konnte mittels Ausweichen auf andere Effektstärken (z. B. Berechnung von Effektstärken aus Korrelationen statt Mittelwertvergleichen) und unter Nutzung weiterer Studiendesigns (Vergleiche zwischen geringer und hoher Intensität einer Freizeitaktivität, statt lediglich Vergleich der Gewässernutzung mit Nullnutzungskontrollgewässern/-strecken) die Zahl an Studien mit Effektstärken erhöht werden. Insgesamt konnten für 95 Studien 701 Effektstärken berechnet werden. Die Gewichtung der Effektstärken erfolgte nach Kriterien der Validität der Studien (Schafft et al. 2021).

Für den Vergleich der Effekte von unterschiedlichen Gewässerfreizeitaktivitäten (Angeln, Schwimmen usw.) wurden diese in Kategorien zusammengefasst, die einen Gradient der Interaktionsstärke mit dem Gewässer vom Litoral (Uferzone) bis zum Pelagial (Freiwasserbereich) widerspiegeln sollte:

- ▶ Ufernutzung: kaum direkte Interaktion mit dem pelagischen Gewässerteil (Spazieren (mit und ohne Hund), Fahrradfahren, Reiten, Picknicken, Camping, Jagen, Tierbeobachtung),
- ▶ Uferangeln: direkte Interaktion mit dem Gewässer, Aktivität selbst findet jedoch am Ufer statt und hat geringe Ausstrahlung aufs Pelagial,
- ▶ Schwimmen: direkte Interaktion mit Gewässer, meist in Ufernähe, aber auch mit Ausflügen ins Pelagial, Ufernutzung oft mit inbegriffen (Schwimmen, Schnorcheln, Tauchen),
- ▶ Bootfahren: direkte und meist ausschließliche Interaktion mit pelagischen Gewässerteil und regelmäßiger Störung auch des Litorals (Motorbootfahren, Bootsangeln, Yachten, Jetski, Wasserski/Wakeboard, Segeln, Rudern, Paddeln/Kanufahren, Kitesurfen, Windsurfen, Stand-Up-Paddling, Modellbootfahren).

Die Forschungsgruppe ging davon aus, dass Aktivitäten mit ansteigendem Gewässerinteraktionsgrad (von Ufernutzung über Uferangeln bis hin zu Bootfahren) stärkere Effekte auf die Biodiversität der Gewässer haben.

Die ökologischen Wirkpfade wurden nach Ebenen der biologischen Organisation sowie nach Organismengruppe (Vögel, Amphibien usw.) unterschieden:

1. Individuelle Ebene: Wirkungen auf Physiologie oder Verhalten von einzelnen Individuen, wie bspw. Beunruhigung von einzelnen Vögeln (Reichholf 1970).
2. Populationsebene: Wirkungen auf Populationsdynamiken, wie bspw. veränderte Abundanzen oder Reproduktionserfolge von Vögeln in Bezug auf Anzahl an Brutpaaren an beangelten und nicht beangelten Baggerseen (Völkl 2010) oder Anzahl von Nestern nach Erlass eines Angelverbots (Erlinger 1981).
3. Biozönose/Artengemeinschaftsebene: Wirkungen auf Artengemeinschaften, wie bspw. verringerte Artenvielfalt (Reichholf 1988) bzw. andere Biodiversitätsmaße oder Veränderung von Artengemeinschaften durch Fehlen oder Hinzukommen von Arten von Makroinvertebraten in anglerisch bewirtschafteten Teichen (Wood et al. 2001) – auch invasive Arten, z. B. Verbreitung von Zooplankton durch Angelausrüstung (Jacobs & MacIsaac 2007).
4. Ökosystemebene: Auswirkungen auf Ökosystemkompartimente und Habitatveränderungen, bspw. Veränderungen der Wasserchemie/-

qualität (King & Mace 1974, Poiger et al. 2004), Wassertrübungen (Ailstock et al. 2002), Verunreinigung von Sedimenten (Ostendorp et al. 2009), Vermüllung im Wasser und an Ufern (Forbes 1986, O'Toole et al. 2009), Bodenverdichtungen durch Trampeffekte (Andrés-Abellán et al. 2005, O'Toole et al. 2009), Verminderung der Vegetationshöhe/-Biomasse oder Deckungsgrad der Vegetation am Ufer (O'Toole et al. 2009) und unter Wasser (Asplund & Cook 1997).

Die verschiedenen Ebenen der biologischen Organisation entsprechen einem ansteigenden Grad der ökologischen Wirkungsebene, von der Störung einzelner Tiere bis hin zu ökosystemaren Wirkungen. Es wird davon ausgegangen, dass insbesondere die ökosystemaren Wirkungen naturschutzfachlich relevant sind. Allerdings gilt für stark bedrohte Tiere auch, dass die Fitness einzelner Tiere durch Angeln bzw. Freizeitaktivitäten nicht beeinträchtigt werden sollten (§ 44, Abs. 1, Satz 2, BNatSchG, LANA 2010). Die Forschenden überprüften die Hypothese, ob Angeln vor allem auf die unteren ökologischen Ebenen (einzelner Tiere) wirkt und ob die ökologischen Einflüsse mit dem Grad der Gewässerinteraktion von der Ufernutzung bis zur Bootsnutzung ansteigen.

Ergebnisse

Von den 95 in die Meta-Analyse einfließenden Studien untersuchten 31 (33 %) die Auswirkungen von Ufernutzungen, 23 (24 %) die des Angelns, acht (8 %) die Auswirkungen des Schwimmens und 36 Studien (38 %) die Auswirkungen von Bootsnutzungen. In Abbildung 81 A ist zu sehen, dass sich zwischen 1981 und 1990 überproportional viele Studien mit den Auswirkungen des Angelns befasst haben. Hingegen standen von 1991 bis 2000 andere Ufernutzungen im Fokus. Bootsnutzungen wurden in fast jedem der durch die Meta-Analyse erfassten Jahrzehnte am häufigsten untersucht. Über die Auswirkungen des Schwimmens gibt es hingegen kaum isolierte Studien.

Die Literatur hat sich bisher hauptsächlich mit den Effekten der Gewässerfreizeit auf die Individuenebene (z. B. Störeffekt auf einzelne Brutvögel) beschäftigt (Abbildung 81 B). Untersuchungen zu den Effekten der Gewässerfreizeit auf Populationsebene (z. B. Abundanz einzelner Arten) wurden vorwiegend zwischen 1981 – 90 und 2001 – 10 durchgeführt. Seit 1991 nehmen auch Studien zu Effekten auf Biozöosen/Artengemeinschaften und Ökosysteme zu.

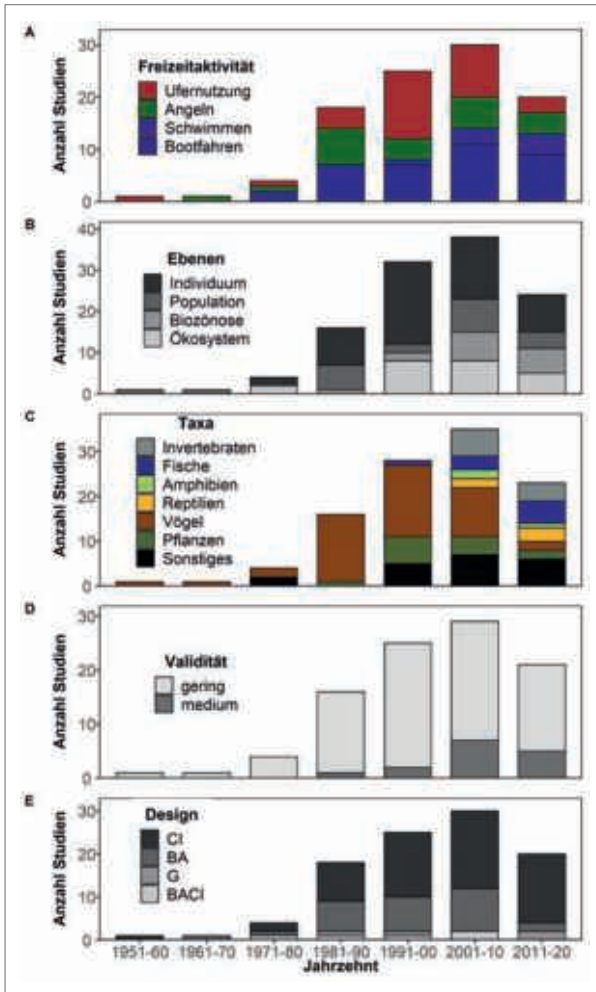


Abbildung 81: Anzahl Studien in der Meta-Analyse pro Jahrzehnt und Freizeitaktivität (A), Ebenen biologischer Organisation (B), Taxa (C), Validität der Studie (D) und Studiendesign (E mit CI = Control-Impact (Kontrolle-Einfluss), BA = Before-After (Vorher-Nachher), G = Gradienten, BACI = Before-After-Control-Impact (Vorher-Nachher-Kontrolle-Einfluss)). Berücksichtigt sind hier nur Studien, die eine Berechnung von Effektstärken zulassen (N = 95 Studien).

Der Fokus der Studien der Meta-Analyse lag vorwiegend auf Auswirkungen auf Vögel (Abbildung 81 C). Auswirkungen auf andere Taxa oder Umweltkompartimente (bspw. Böden und Sedimente (zusammengefasst unter Sonstiges)) nehmen in den letzten Jahrzehnten jedoch zu. Entsprechend werden Auswirkungen auf Vögel in den Studien seit 2011 nicht mehr überproportional häufig thematisiert.

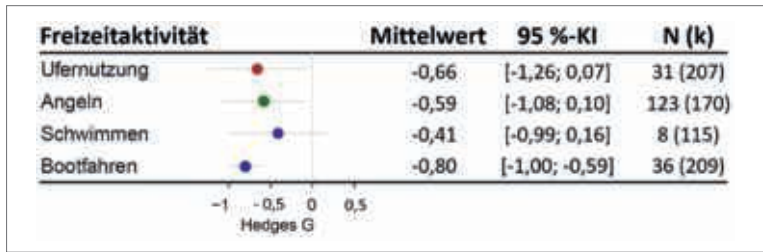


Abbildung 82: Mittlere Effektstärken ökologischer Auswirkungen von Ufernutzung, Angeln, Schwimmen und Bootfahren mit 95 %-Konfidenzintervallen (95 %-KI), Anzahl Studien (N) und Anzahl der zugrundeliegenden Effektstärken (k). Effekte gelten als signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

Eine hohe Validität besaß keine einzige Studie (Abbildung 81). Ab 1981 tauchen welche mit mittlerer Validität auf, deren Anzahl mit der Zeit zunimmt. Insgesamt finden sich aber kaum sehr gute, belastbare und replizierte Studien mit Randomisierung und vernünftigen Kontrollen im Wissensbestand. Meistens handelt es sich um Beobachtungen, die an einem Gewässerabschnitt Gebiete mit und ohne Freizeitnutzung verglichen, ohne die Freizeitnutzung experimentell bestimmten Abschnitten zuzuordnen. Belastbare Studien fehlen, weil praktische Erhebungen mit Menschengruppen an Gewässern nur schwer durchführbar sind. In die Betrachtung der Gewässereffekte fließen daher Studien von geringer Methodengüte ein, die jedoch dafür geringer gewichtet werden.

Das vorherrschende Design bei den analysierten 95 Studien ist Control-Impact (Kontrollgewässer werden mit beeinflussten Gewässern verglichen oder Kontrolle und Einfluss (Freizeitaktivität) sind entlang eines Gewässers räumlich getrennt) gefolgt von Before-After (Vorher-Nachher), Gradienten (Korrelationsstudien) und BACI-Design (Before-After-Control-Impact); Studien mit räumlicher und zeitlicher Kontrolle kommen hingegen kaum vor (Abbildung 81).

Effektstärken

Die Gesamteffektstärke für Auswirkungen von Gewässerfreizeit auf Süßwasserökosysteme (unabhängig von der biologischen Organisationsebene) über alle 95 Studien und mehr als 700 Effektgrößen betrug -0,62 bei einem Konfidenzintervall von [-0,83; -0,41] (angegeben sind Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall). Es gibt demnach, über die gesamte publizierte

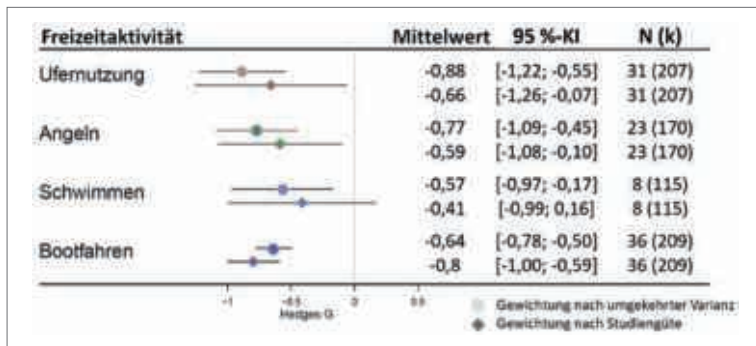


Abbildung 83: Vergleich mittlerer Effektstärken ökologischer Auswirkungen von Ufernutzung, Angeln, Schwimmen und Bootfahren mit Gewichtung nach umgekehrter Varianz und nach Studiengüte (Studienvolidität) mit 95%-Konfidenzintervallen (95 %-KI), Anzahl Studien (N) und Anzahl der zugrundeliegenden Effektstärken (k). Effekte gelten als signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

Literatur berechnet, einen signifikant negativen Effekt der Gewässerfreizeit auf die ökologischen Systeme in und an Binnengewässern. Aufgeteilt nach Freizeitaktivitäten zeigte sich, dass dieser bei Bootsnutzungen mit -0,80 [-1; -0,59] am stärksten negativ ausfällt (Abbildung 82). Darauf folgen Ufernutzungen mit -0,66 [-1,26; -0,07] und das Angeln mit einer mittleren Effektgröße von -0,59 [-1,08; -0,10]. Den geringsten negativen Wert erreicht das Schwimmen und ist nicht signifikant.

Gewichtung nach Studiengüte

In Abbildung 82 sind die Effektstärken wie vorab in der Methodik erklärt nach Studienvolidität gewichtet. In Meta-Analysen wird neben der Studienvolidität üblicherweise die umgekehrte Varianz der Stichproben in den Studien zur Gewichtung von Effektstärken verwendet. In Abbildung 83 ist der Vergleich der Gewichtung nach umgekehrter Varianz und nach Studienvolidität dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass durch die Gewichtung nach Studienvolidität die mittleren Gesamteffektstärken der Freizeitaktivitäten tendenziell geringer ausfallen, mit Ausnahme des Bootfahrens. Daraus lässt sich schließen, dass Studien mit geringer Validität tendenziell negativere Effektstärken aufweisen. In den folgenden Analysen wird die Gewichtung nach Studienvolidität beibehalten.

Intensität der Freizeitaktivitäten

In Abbildungen 82 und 83 wurden alle Studien unabhängig von der Art der Kontrolle für die Wirkung der Gewässerfreizeitform berücksichtigt. Um die Effekte der Präsenz im Vergleich zum Fehlen einer Freizeitaktivität untersuchen zu können, dürfen nur Studien mit „echten“ Kontrollen, d. h. Nullnutzungen berücksichtigt werden. Studien, in denen lediglich geringe und höhere Intensitäten verglichen wurden, können nur Auskunft darüber geben, ob das Ausmaß einer Freizeitnutzung (z. B. gering im Vergleich zu hoch) ökologische Auswirkungen hat. In Abbildung 84 werden daher Gesamteffektstärken der vier Freizeitkategorien von Studien mit Mittelwertvergleichen mit echten Kontrollen (Nullnutzung) verglichen mit Gesamteffekten von Studien, in denen die „Kontrolle“ lediglich eine geringere Intensität der Freizeitaktivität darstellte. Wenn nur Studien mit Mittelwertvergleichen mit echter Kontrolle berücksichtigt werden, bleiben lediglich die Effekte des Bootfahrens signifikant (Abbildung 84). Gesamteffektstärken aus Studien mit Mittelwertvergleichen von Gewässern/Abschnitten mit lediglich geringer Nutzungsintensität gegenüber Abschnitten mit ei-

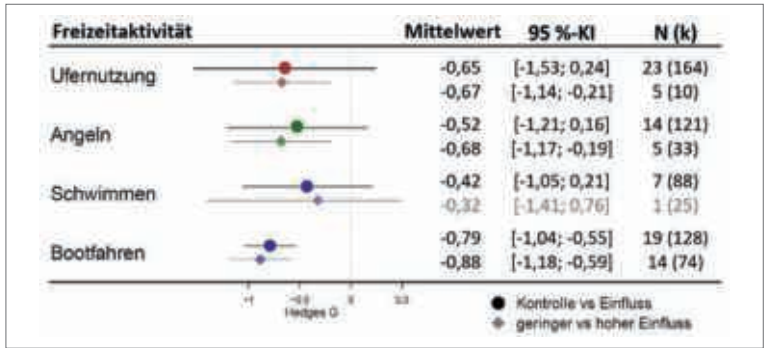


Abbildung 84: Vergleich der mittleren Effektstärken zwischen Studien mit echter Kontrolle (Nullnutzung vs. Freizeitaktivität) und Studien mit unterschiedlichen Nutzungsintensitäten (geringer vs. höhere Intensität der Freizeitnutzung, ohne Nullnutzung als Kontrolle) mit 95 %-Konfidenzintervallen (95 %-KI), Anzahl Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Freizeitaktivität (Ufernutzung, Angeln, Schwimmen, Bootfahren). Werte, die auf geringer Stichprobengröße (N = 1) basieren, werden in grau dargestellt. Effekte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

ner hohen Intensität der Freizeitaktivität sind im Vergleich zu Studien mit echter Kontrolle bei Ufernutzung, Angeln und Bootfahren etwas stärker und sind zudem durchgängig signifikant. Oder anders ausgedrückt, am Beispiel des Angelns: Werden nur Studien mit echten Kontrollen (Nullnutzung) berücksichtigt, sind negative ökologische Wirkungen des Angelns nicht signifikant. Dagegen sind in Studien, denen eine geringe Nutzungsintensität als Vergleich dient, negative Wirkungen signifikant. Das bedeutet: Während die ökologischen Effekte der Präsenz oder des Fehlens von Ufernutzung und Angeln über alle Studien sehr variabel ausfallen (und dann die mittlere Effektgröße nicht signifikant wird), hat die Intensität dieser beiden Freizeitaktivitäten systematisch negative Wirkungen auf die Biodiversität. Bootfahren hingegen ruft unabhängig von der Intensität der freizeitlichen Nutzung im Mittel negative ökologische Effekte hervor. In den folgenden Analysen werden zur Erhöhung der Stichprobengrößen alle 95 Studien unabhängig vom Vergleichsgegenstand und Studiendesign berücksichtigt.

Einfluss auf Ebenen der biologischen Organisation

Wenn die Effekte aller 95 Studien der vier klassifizierten Freizeitaktivitäten auf die vier Ebenen biologischer Organisation – Individuum, Population, Biozönose und Ökosystem – aufgeteilt werden, nehmen die mittleren Effektstärken der ökologischen Auswirkungen des Bootfahrens von der Ebene des Individuums bis zum Ökosystem nicht signifikant zu und sind isoliert auf Ebene des Ökosystems ebenfalls nicht signifikant (Abbildung 85). Bei den nichtangelnden Ufernutzungen fallen die stärksten negativen Effekte auf höheren Ebenen der biologischen Organisation – Population, Biozönose und Ökosystem – auf (Abbildung 85). Die Effekte von Ufernutzungen auf Ebene des Individuums sind hingegen nicht signifikant. Die ökologischen Auswirkungen des Angelns sind nur auf Ebene der Population bedeutend und auf den Ebenen Individuen, Biozönose und Ökosystem zwar im Mittel negativ, aber nicht signifikant. Besonders unwahrscheinlich sind ökosystemare Wirkungen des Angelns, wohingegen negative Effekte des Angelns auf individuelle Tiere plausibel sind, auch wenn die Statistik knapp nicht relevant ist. Ökologische Auswirkungen des Schwimmens sind auf Ebene der Population und auf Ebene der Biozönose signifikant. Letzteres basiert jedoch auf Berechnungen aus nur einer Studie und ist damit nicht genügend durch Daten gestützt. Für alle vier Freizeitaktivitäten gilt, dass die Anzahl an Studien mit Effektstärken auf höheren Ebenen der biologischen Organisation abnimmt.

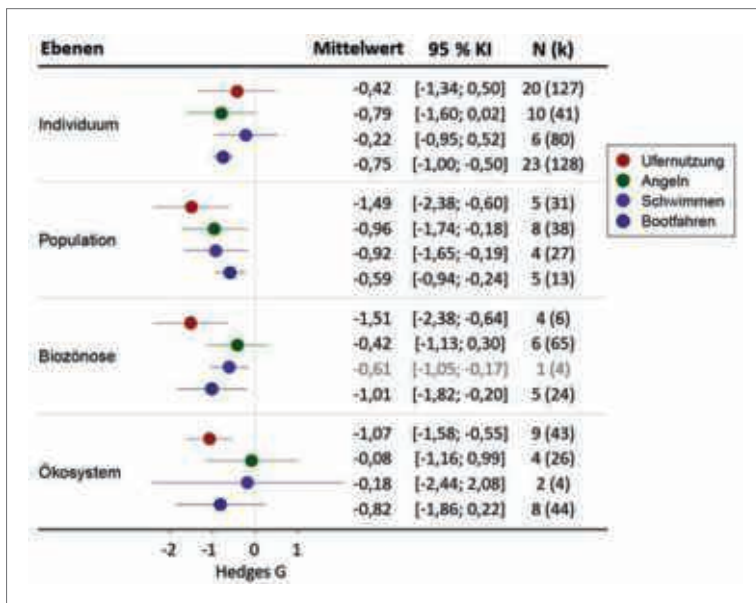


Abbildung 85: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95 %-Konfidenzintervallen (95 %-KI), Anzahl Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Ebene der biologischen Organisation (Individuum, Population, Biozönose, Ökosystem). Werte, die auf geringer Stichprobengröße (N = 1) basieren, werden in grau dargestellt. Effekte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

Einfluss auf unterschiedliche Organismengruppen

Schaut man sich die unterschiedlichen Organismengruppen an, die in der Literatur thematisiert wurden, zeigt sich, dass die Bootseffekte an den unterschiedlichsten Organismen studiert worden sind: Invertebraten, Fische, Reptilien, Vögel und Pflanzen. Die ökologischen Wirkungen des Bootfahrens sind bei Wirbellosen und Pflanzen besonders stark negativ, bei Letzteren jedoch nicht bedeutend. Für alle anderen Organismengruppen sind die Effekte des Bootfahrens signifikant negativ (Abbildung 86).

Die Effekte von Ufernutzungen wurden an Invertebraten, Amphibien, Reptilien, Vögeln und Pflanzen untersucht. Die Anzahl an Studien über Ufernutzungen und deren Effektstärken war bei Amphibien und Reptilien zu

gering, um mittlere Effektstärken berechnen zu können. Die der nichtangelnden Ufernutzungen waren für Invertebraten, Vögel und Pflanzen signifikant negativ und für Pflanzen am stärksten ausgeprägt.

Die Auswirkungen des Angelns wurden für jede der genannten Organismengruppen untersucht. Die für Fische wurden jedoch in der Meta-Analyse nicht berücksichtigt, weil es sich hier um eine direkte Einflussnahme handelt, die in vergleichbarer Form bei den zu vergleichenden Freizeitaktivitäten

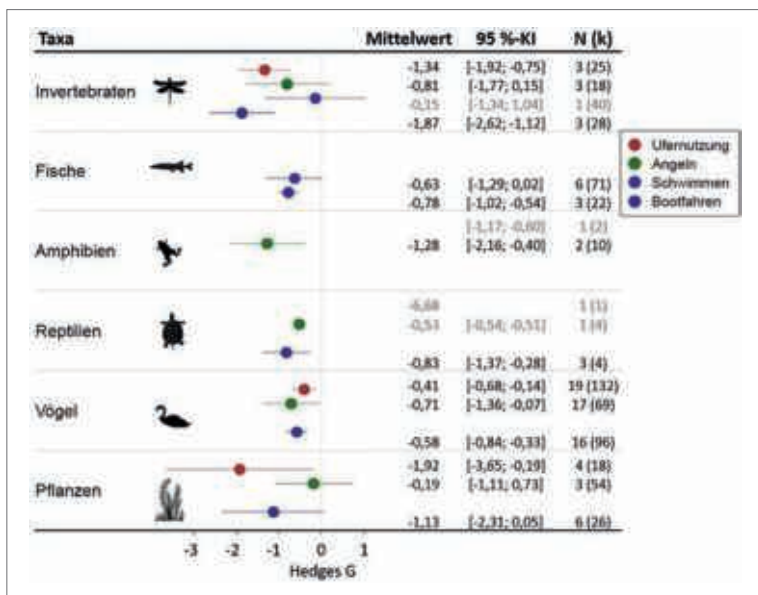


Abbildung 86: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95 %-Konfidenzintervallen (95 %-KI), Anzahl Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Organismengruppe (Taxa). Werte, die auf geringer Stichprobengröße ($N < 2$ oder $k < 3$) basieren werden in grau dargestellt. Modellberechnungen mit Mittelwerten und Konfidenzintervallen sind erst ab mindestens drei Effektstärken möglich; bei $k = 2$ sind statt des 95 %-KI beide Effektstärken angegeben, bei $k = 1$ statt des Mittelwertes die Effektstärke. Effekte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

tivitäten nicht vorkommen kann. Es wäre sonst zu verzerrten Aussagen gekommen. Die mittleren ökologischen Auswirkungen des Angelns auf Amphibien, Reptilien und Vögel waren negativ und signifikant. Die Berechnung der mittleren Effektstärke für Reptilien bezieht sich jedoch lediglich auf eine Studie. Die mittleren Störeffekte auf Pflanzen und Invertebraten durch das Angeln waren hingegen nicht relevant.

Die Effekte der Auswirkungen des Schwimmens wurden an Invertebraten und Fischen untersucht und waren in beiden Fällen nicht signifikant. Die Datengrundlage ist bei Invertebraten aber zu gering, um abgesicherte Aussagen fällen zu können.

Die Datengrundlage für ökologische Wirkungen auf Amphibien und Reptilien ist bei allen vier Freizeitaktivitäten sehr gering und der Wissensstand daher unsicher.

Einfluss auf Vögel

Da die Datengrundlage zu Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Vögel vergleichsweise gut war und diese Artengruppe naturschutzfachlich sehr relevant ist, wird abschließend auf Effekte auf unterschiedlichen Ebenen der biologischen Organisation bei Vögeln eingegangen.

Die Effekte des Bootfahrens waren auf der Ebene von Vogelindividuen signifikant negativ (Abbildung 87). Auf Populationsebene reichte die Anzahl an Effektstärken nicht für eine abgesicherte Berechnung aus. Auf der Ebene von Vogelzönosen sind die Auswirkungen des Bootfahrens nicht bedeutend.

Für Ufernutzungen wurden relevante negative Auswirkung auf Vogelindividuen und Populationen nachgewiesen (Abbildung 87). Jedoch nimmt die Anzahl an Studien auf höheren Ebenen so stark ab, dass die Berechnung auf Populationsebene bereits auf nur einer Studie fußte. Für Vogelzönosen konnte nur eine Effektstärke bestimmt werden. Die Ergebnisse basieren demnach auf nur sehr geringen Studienanzahlen.

Die mittleren negativen Effekte des Angelns waren bei Vogelindividuen und –populationen relativ hoch. Das Angeln hatte jedoch auf keiner der drei Ebenen signifikante Auswirkungen. Dies weist auf starke kontextuelle Effekte hin. Eine negative Wirkung auf Vögel über alle Gewässer/Bedin-

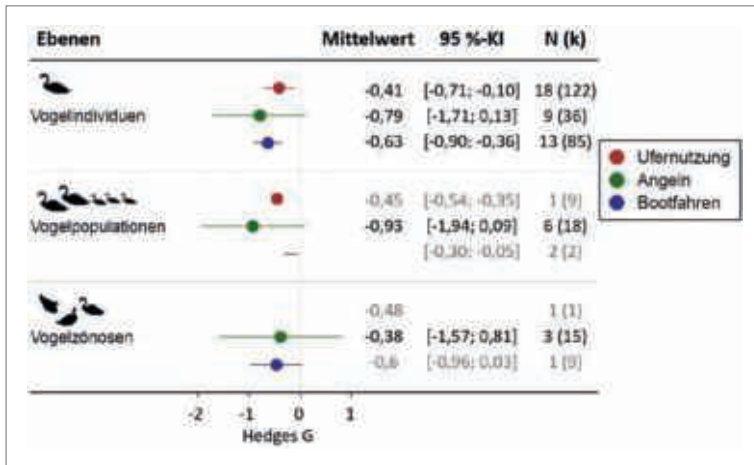


Abbildung 87: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, dunkelblau: Bootfahren) mit 95 %-Konfidenzintervallen (95 %-KI), Anzahl Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Ebene der biologischen Organisation (Individuum, Population, Biozönose, Ökosystem). Werte, die auf geringer Stichprobengröße ($N < 2$ oder $k < 3$) basieren, werden in grau dargestellt. Modellberechnungen mit Mittelwerten und Konfidenzintervallen können erst ab mindestens drei Effektstärken berechnet werden. Wenn $k = 2$, sind statt des 95 %-KI die zwei Effektstärken angegeben. Wenn $k = 1$ wird statt des Mittelwertes nur eine Effektstärke angegeben. Effekte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

gungen hinweg lässt sich nicht verallgemeinern. Auf Ebene von Vogelzönosen liegen beim Angeln die geringsten Effekte vor, die dementsprechend nicht signifikant waren.

Zu Auswirkungen des Schwimmens auf Vögel gab es kein ausreichendes Studienmaterial.

Publikationsverzerrung (Bias)

Für alle vier Freizeitaktivitäten wurde abschließend untersucht, ob eine Verzerrung der Ergebnisse aufgrund des sogenannten Publikations-Bias vorliegt. Signifikante Ergebnisse können leichter publiziert werden. Es besteht daher die Möglichkeit, dass Effekte in einer Meta-Analyse höher ausfallen, als sie tatsächlich sind, da Studien mit geringen Effekten eventuell nicht

veröffentlicht wurden. Der Eggers-Regressionstest prüft, ob die Varianz in Bezug zur Stärke des Effekts steht. Dieser Test war für alle vier Freizeitaktivitäten signifikant (Ufernutzung: QM = 17,11, $p < 0,01$; Angeln: QM = 6,52, $p = 0,01$; Schwimmen: QM = 19,30, $p < 0,1$; Bootfahren: QM = 7,79, $p = 0,01$), weshalb von einem Publikations-Bias auszugehen ist.

Eine andere Möglichkeit zur Detektion von Publikations-Bias ist die Fail-Save-Number (FSN), d. h. die berechnete Anzahl Studien, die nötig wäre, damit die mittlere Effektstärke nicht mehr signifikant ist. Je höher die FSN, desto robuster ist das Ergebnis. Bei $FSN > 5 \cdot k + 10$ (k = Anzahl Effektstärken) gilt das Ergebnis als robust. Die FSN ist bei Ufernutzung, Angeln und Bootfahren $> 5 \cdot k + 10$ und somit robust.

Das bedeutet in der Gesamtschau, dass die Daten für die Meta-Analyse mit großer Wahrscheinlichkeit einer Verzerrung durch Publikations-Bias unterliegen. Die wahren Effekte für die Freizeitaktivitäten könnten demnach im Mittel niedriger ausfallen, als die mittleren Effektstärken andeuten. Für Ufernutzungen, Angeln und Bootfahren sind Auswirkungen jedoch wahrscheinlich trotzdem signifikant.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Von allen Freizeitaktivitäten geht eine Störung von Lebensräumen und Wildtieren über die Fische hinaus aus. Allerdings sind die ökologischen Einflüsse des Angelns und von Anglerinnen und Anglern nicht stärker als die anderer Freizeitnutzungen.
- ▶ Die anglerischen Wirkungen auf Natur und Umwelt können nur schwer pauschalisiert werden, wie die sehr variablen Studienergebnisse zu den Vogleffekten zeigten.

Im Zuge von Planfeststellungsverfahren von Bodenabbauvorhaben kommt es vor, dass das Angeln als Folgenutzung des zukünftigen Gewässers aus naturschutzfachlichen Gründen ausgeschlossen wird. Dies widerspricht dem Fischereirecht, das der Eigentümer eines Gewässers automatisch laut der Gesetzesgrundlage innehat (Art 3, Satz 1 BayFiG, Müller 2012). Wenn Behörden Naturschutzgebiete ausweisen, dann schränken sie regelmäßig das Angeln zeitlich oder räumlich ein oder verbieten es. Andere Freizeitnutzungen wie das Spaziergehen hingegen werden nicht beschränkt. Beispielsweise wurde bei der Ausweisung eines Naturschutzgebietes im Landkreis Schaumburg im Urteil des Oberverwal-

tungsgerichts Lüneburg (4KN 343/15) eine Einschränkung des Angelns für rechtens erklärt. Die Begründung lautete, dass von Anglerinnen und Anglern eine besondere Störwirkung auf Vögel ausgehe. Sie verweilen besonders lange und zu jeder Tages- und Nachtzeit ungedeckt am Ufer eines Gewässers. Diese Argumentation taucht in naturschutzfachlicher Literatur sowie in gutachterlichen Stellungnahmen auf (u. a. LBV 2017). Diese Verbotsvorbehalte ergeben sich inhaltslogisch aus verschiedenen Normen des Bundesnaturschutzgesetzes, beispielsweise wenn es um gesetzlich geschützte Biotop (§ 30 BNatSchG), Natura 2000-Gebiete und EU-Vogelschutzgebiete (§ 31 ff. BNatSchG) oder den besonderen Schutz bedrohter Arten nach der Bundesartenschutzverordnung (§§ 37 ff., § 44 BNatSchG) geht (Müller 2012). Wird die Angelfischerei eingeschränkt, sinkt die Erholungsleistung von Gewässern. Daher ist es notwendig, diesen Schritt auf Grundlage solider wissenschaftlicher Fakten in Bezug auf naturschutzfachliche Aspekte zu begründen.

Diese Studie zeigt, dass dazu in der behördlichen und planerischen Praxis in der Regel Einzelfallprüfungen nötig sind. Es ist aufgrund der hohen Variabilität lokaler Bedingungen und lokal variierender Schutzziele und zwecke schwierig, pauschale Aussagen zur Störwirkung des Angelns zu tätigen. Auch ergab vorliegende Studie, dass die naturschutzfachlichen Effekte einer isolierten Einschränkung des Angelns sehr gering sein dürften, wenn weiterhin andere Freizeitnutzungen möglich sind.

8 Förderung der Biodiversität an Baggerseen durch Lebensraummanagement und Besatz

Sven Matern, Johannes Radinger, Thomas Klefoth, Robert Nikolaus, Daniel Hering, Alessandro Manfrin, Leander Höhne, Charlotte Robichon, Andreas Maday, Ole Theis, Ashley Trudeau, Christian Wolter & Robert Arlinghaus

In diesem Kapitel werden diverse Studien aus dem Projekt vorgestellt, die sich mit der Nutzung von Mikro- und Mesohabitaten durch Fische im Litoral beschäftigen. Sie beantworten die Frage, welche Managementansätze – Lebensraummanagement vs. Fischbesatz – die größten biologischen Wirkungen auf die Fische und andere Organismen in Baggerseen zeigen.

8.1 Totholzökologie in Seen

8.1.1 Ökologischer Hintergrund

Das Litoral bildet den Übergang von terrestrischen zu aquatischen Lebensräumen und ist gekennzeichnet durch eine hohe Strukturvielfalt, die einer Vielzahl von aquatischen, semi-aquatischen und terrestrischen Lebewesen einen idealen Lebensraum bietet (Strayer & Findlay 2010). Neben den lebenden, strukturgebenden Elementen wie submersen und emersen Makrophyten, spielt Totholz als Litoralstruktur in Seen ebenfalls eine wichtige ökologische Rolle (Sass 2009, Czarnecka 2016). Totholz weist eine hohe, dreidimensionale Strukturvariabilität auf (Newbrey et al. 2005) und kann mehrere Dekaden strukturell wirksam sein (Guyette & Cole 1999). In und auf Totholzstrukturen siedeln sich ausgewählte Makrozoobenthosarten an, besonders auf teilweise zersetztem Totholz (Smokorowski et al. 2006, Czarnecka et al. 2014). Totholz dient dem Makrozoobenthos sowohl als Nahrungsquelle (Czarnecka 2016) als auch als Refugium vor Räubern (Everett & Ruiz 1993).

Viele Fischarten und speziell der Barsch nutzen das Totholz ebenfalls als Lebensraum (Lewin et al. 2014, Maday 2020), insbesondere als Rück-

zugsraum zum Schutz vor Prädation (Persson & Eklöv 1995). Eine Gewässer-
sarausstattung mit Totholz kann über unterschiedliche fischökologische
Funktionen und auf verschiedene Lebensstadien von Fischen wirken. So
bieten Totholzansammlungen – und hier vor allem das Lückensystem aus
Zweigen und Ästen – Einstandsmöglichkeiten für Jungfische und für Win-
terperioden und können dadurch eine Schutzfunktion ausüben (Everett &
Ruiz 1993, Sass et al. 2012, keine Schutzeffekte fanden sich bei Ziegler
et al. 2019). Totholz und dessen Besiedlung durch Aufwuchsalgen und
Gewässerbewohner (Smokorowski et al. 2006, Vadeboncoeur et al. 2006)
kann aber auch eine Funktion als Nahrungsraum für Fische ausüben (Ben-
ke et al. 1985). Die Rolle von Totholz ist vor allem in Fließgewässerökosys-
temen, nicht nur hinsichtlich der hydraulisch-morphologischen Wirkung
(Nakamura & Swanson 1993, Gurnell et al. 2002, Cordova et al. 2007, Wohl
et al. 2016, Gurnell & Bertoldi 2020), sondern auch mit Blick auf dessen
fischökologische Relevanz vergleichsweise gut untersucht (Angermeier &
Karr 1984, Fausch & Northcote 1992, Whiteway et al. 2010).

Vor allem in der Renaturierungspraxis von Flüssen und Bächen zählt das
Einbringen von Totholz zu einer gängigen und häufig angewandten Me-
thode (Larson et al. 2001, Roni et al. 2015, Geist & Pander 2016, Grabow-
ski et al. 2019). In Seen ist Totholz ebenfalls eine wichtige Litoralstruktur,
die sich auf Biodiversität, Räuber-Beute-Interaktionen und Länge des Nah-
rungsnetzes auswirkt (Sass et al. 2006, Ahrenstorff et al. 2009, DeBoom &
Wahl 2013, Ziegler et al. 2017). Eine Totholzreduktion zeigte in einer Ganz-
seestudie in den USA einen negativen Effekt auf die Fischabundanz, spe-
ziell amerikanischer Barsche (*Perca flavescens*) (Helmus & Sass 2008).
Eine andere Studie zum Effekt der Totholzreduktion in drei nordamerika-
nischen Seen konnte jedoch keine signifikanten, negativen Auswirkungen
auf die Fischabundanz und -biomasse im Vergleich zu Kontrollseen fest-
stellen. Dies war unter anderem auf die Verfügbarkeit von Alternativstruk-
turen zurückzuführen (Smokorowski et al. 2021).

8.1.2 Totholz mengen in Baggerseen

Kontext

Die Totholzmenge im Litoral von Standgewässern wird von verschiedenen
Faktoren beeinflusst. In einer US-amerikanischen Studie an Naturseen
wurde gezeigt, dass die Totholzmenge mit der Anzahl an Bäumen entlang
des Ufers ansteigt (Marburg et al. 2006). Oft wird das Umkippen eines

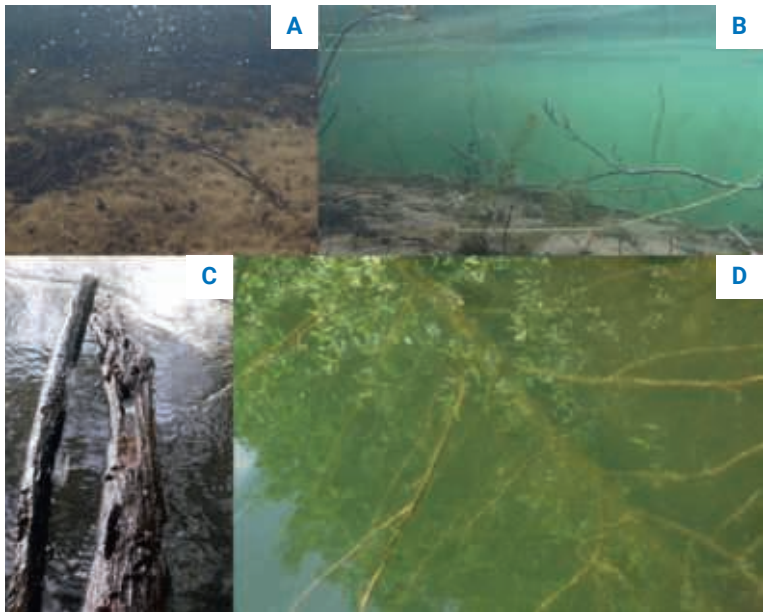


Abbildung 88: Kategorien von Totholz in Baggerseen: A) und B) zeigen kleine Totholzstrukturen, C) und D) große Totholzstrukturen. © Sven Marten und Charlotte Robichon

Baumes oder das Abbrechen eines Astes durch Wind verursacht (Harmon et al. 1986). In Niedersachsen herrscht in der Regel Westwind und somit lässt sich vermuten, dass die litorale Totholzmenge in niedersächsischen Baggerseen auf der Westseite des Sees erhöht ist. Es ist zu erwarten, dass das Alter der Baggerseen ebenfalls einen Einfluss auf deren Totholzmenge hat und dass sie aufgrund des jungen Alters deutlich geringer ist als in Naturseen. Marburg et al. (2006) zeigten außerdem, dass sich bauliche Maßnahmen entlang der Seeufer negativ auf die vorhandene Totholzmenge in Naturseen in den USA auswirken. Baggerseeufer in Deutschland und Europa sind in der Regel nicht bebaut, jedoch werden die Gewässer intensiv genutzt, z. B. von Anglerinnen und Anglern (Arlinghaus et al. 2015). Einige empfinden Totholz als hinderlich, da es das Angeln erschwert. Es könnte somit systematisch aus den Gewässern entfernt worden sein. Sollte dies der Fall sein, ist zu vermuten, dass anglerische Bewirtschaftung einen negativen Einfluss auf das Totholzvorkommen hat, speziell in flachen, gut erreichbaren Bereichen. Ziel dieser Studie war es, die Einflussfaktoren auf die Totholzrekutierung in Baggerseen herauszufinden.

Methoden

Die Forschungsgruppe erfasste 2017 und 2018 in 26 Baggerseen das Totholz im Litoral. Menge, Volumen und Komplexität des vorgefundenen Totholzes (Abbildung 88) sowie relevante Vegetations- und Strukturdaten wurden nach Kaufmann & Whittier (1997) sowie Newbrey et al. (2005) aufgenommen. Detaillierte Informationen zum Beprobungsdesign finden sich in Kapitel 4. Die Auswertung erfolgte mit gemischten linearen Modellen jeweils separat für kleine und große Totholzstrukturen.

Ergebnisse

Für den Vergleich der Totholzmenge zwischen Baggerseen und Naturseen wurden Literaturdaten von zwei US-amerikanischen Naturseen herangezogen, da keine deutschen oder europäischen Daten auffindbar waren. Die Aufnahme der Totholzstrukturen erfolgte in den US-amerikanischen Studien nach unterschiedlichen Stammdurchmessern (Christensen et al. 1996: Stammdurchmesser ≥ 5 cm; Pearce et al. 2022:

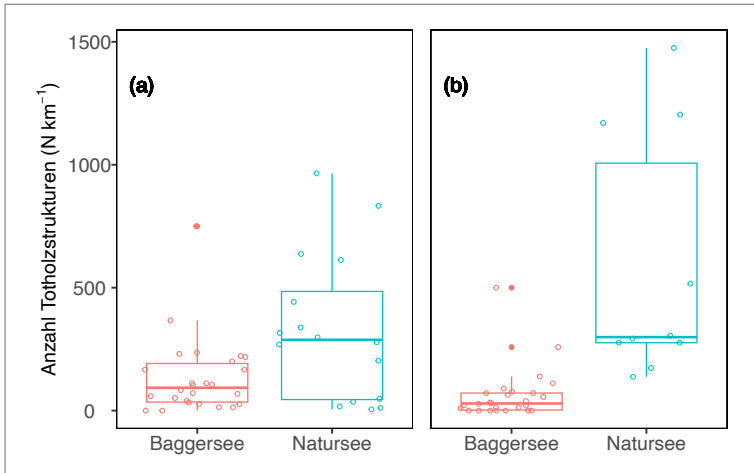


Abbildung 89 Vergleich der Totholzmenge zwischen niedersächsischen Baggerseen und (a) Naturseen in Wisconsin und Michigan, USA, mit einem Stammdurchmesser ≥ 5 cm (Daten aus Christensen et al. 1996) und (b) Naturseen in Ontario, Kanada, mit einem Stammdurchmesser ≥ 10 cm (Daten aus Pearce et al. 2022). Die Kreise zeigen die Totholzmenge in den einzelnen Bagger- und Naturseen.

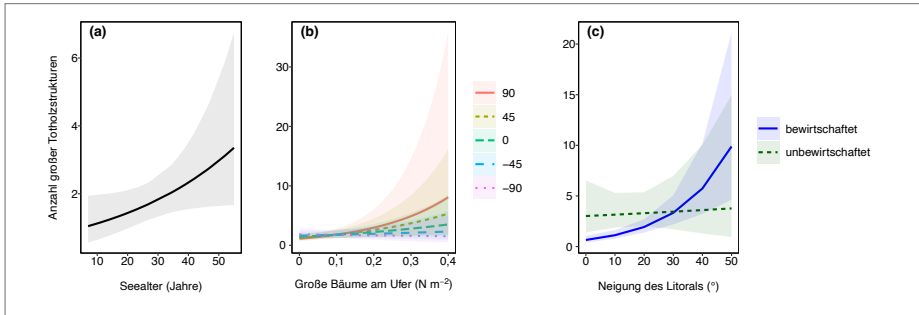


Abbildung 90: Veränderung der Anzahl großer Totholzstrukturen mit (a) dem Seealter, (b) der Anzahl großer Bäume am Ufer in Kombination mit der Windrichtung und (c) der Neigung des Litorals in Kombination mit der Bewirtschaftung. Die schattierten Bereiche stellen die Konfidenzintervalle dar.

Stammdurchmesser ≥ 10 cm). Dementsprechend wurden die an den Baggerseen erhobenen Daten in vergleichbarer Weise aufgearbeitet und mit den Literaturdaten verglichen. Es zeigte sich, dass die Totholzmenge in den untersuchten Baggerseen deutlich geringer war als in den US-amerikanischen Naturgewässern (Abbildung 89). Die Modelle zur Identifizierung der wichtigen Einflussparameter auf die Totholzmenge im Litoral der Baggerseen ergaben sowohl für kleines als auch großes Totholz einen positiven Effekt mit steigendem Seealter. Für großes Totholz war dieser Effekt signifikant ($P = 0,049$; Abbildung 90a), für kleines Totholz war nur ein Trend erkennbar ($P = 0,09$; Abbildung 91a). Aus der terrestrischen Totholzökologie ist bekannt, dass die Totholzmenge in alten Wäldern höher ist als in jungen Wäldern (Christensen et al. 2005). Das Forschungsteam konnte offenbar erstmals in seiner Studie den positiven Einfluss des Alters auf die Totholzmenge sowohl für alte Naturseen im Vergleich zu jungen Baggerseen als auch zwischen Baggerseen unterschiedlichen Alters nachweisen.

Mit steigender Anzahl großer Bäume am Ufer nahm auch die Anzahl kleiner Totholzstrukturen in den Baggerseen signifikant zu ($P < 0,001$; Abbildung 91b). Bei großen Totholzstrukturen war ebenfalls ein starker Trend erkennbar ($P = 0,06$), wobei hier auch eine kombinierte Wirkung von großen Bäumen am Ufer und Windrichtung auf die Totholzmenge erkennbar war ($P = 0,07$; Abbildung 90b). Die Ergebnisse stehen im Einklang mit Studien aus den USA, die ebenfalls dokumentierten, dass die Totholzmenge stark von der Baumdichte am Ufer und im umgebenden Bereich beeinflusst ist

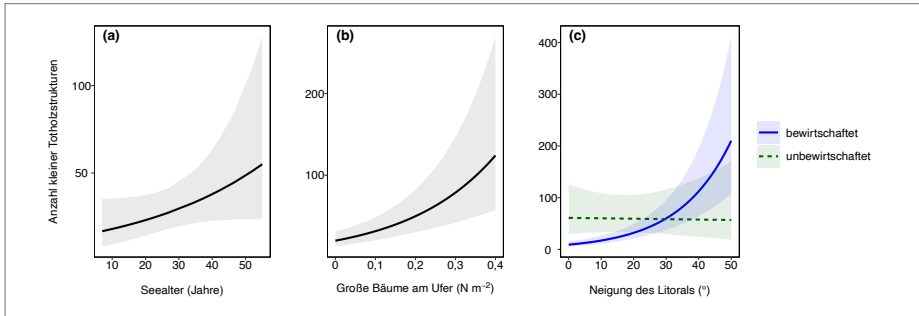


Abbildung 91: Veränderung der Anzahl kleiner Totholzstrukturen mit (a) der Anzahl großer Totholzstrukturen, (b) dem Seealter und (c) der Neigung des Litorals in Kombination mit der Bewirtschaftung. Die schattierten Bereiche stellen die Konfidenzintervalle dar.

(Christensen et al. 1996, Marburg et al. 2006). Darüber hinaus ergab sich eine signifikante Interaktion von Uferneigung und Management sowohl für große Totholzstrukturen ($p < 0,001$; Abbildung 90c) als auch für kleine Totholzstrukturen ($p < 0,001$; Abbildung 91c). In bewirtschafteten Baggerseen war die Totholzdichte in flachen Bereichen sehr gering und stieg mit zunehmender Uferneigung deutlich an. Im Gegensatz dazu nahm die Totholzdichte in unbewirtschafteten Baggerseen mit zunehmender Uferneigung leicht ab. Im Rahmen von Arbeitseinsätzen der Angelvereine an den Vereinsgewässern werden regelmäßig Uferpflegemaßnahmen durchgeführt; z. B. das Freischneiden von Angelplätzen. Möglicherweise erfolgen dabei in flachen Seebereichen auch Totholzentnahmen.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Die Totholzmenge in Baggerseen ist im Vergleich zu natürlichen Seen geringer und könnte künstlich erhöht werden im Rahmen der Bewirtschaftung durch Angelvereine.

8.1.3 Einfluss des Totholzes auf das Fischwachstum am Beispiel des Barsches

Kontext

Unter mesotrophen Bedingungen ist der Barsch die dominierende Fischart in Naturseen (Persson et al. 1991, Mehner et al. 2005) und Baggerseen (Matern et al. 2019). Im Laufe ihres Lebens vollziehen Barsche zwei Nischenwechsel (Amundsen et al. 2003). Die frisch geschlüpften

Barschlarven schwimmen ins Pelagial (Freiwasser) und ernähren sich von Zooplankton. Anschließend ziehen die jungen Barsche zunehmend ins Litoral und stellen ihr Beutespektrum auf Makrozoobenthos um. Mit zunehmender Größe vollziehen Barsche einen zweiten Nischenwechsel und spezialisieren sich auf Fisch als Hauptnahrungsquelle (Hjelm et al. 2000). Durch die Nutzung verschiedener Lebensräume und verschiedener Nahrungsressourcen haben eine Vielzahl von Umweltvariablen einen Einfluss auf das Wachstum der Barsche. Ziel dieser Studie war es, die wichtigen Umweltvariablen und ihren Einfluss zu identifizieren, um das Wachstum von Barschen in Baggerseen abschätzen zu können.

Methoden

Das Wachstum von Barschen wurde in insgesamt 13 Baggerseen in Niedersachsen untersucht. Dazu wurden die Fischgemeinschaften mittels Elektrofischerei und Stellnetzen auf Gesamtseeebene beprobt (Details siehe Kapitel 4). Die Forschungsgruppe maß alle Fische. Sie bestimmten bei einer Teilprobe der Barsche aus beiden Fangmethoden das Alter anhand der Kiemendeckel (Opercula, Details in Höhne et al. 2020). Für alle Barsche > 250 mm, sowie mindestens die fünf größten Individuen je See wurden beide Kiemendeckel präpariert und ausgewertet, um mögliche Fehler beim Bestimmen und der darauf basierenden Funktion zum Barschwachstum zu minimieren (Quist et al. 2012). Die Analyse basierte auf von-Bertalanffy-Wachstumsmodellen (Details in Höhne et al. 2020). Zur Identifizierung der Hauptmechanismen des Wachstums von Barschen in Baggerseen wurden verschiedene Umweltvariablen in die Modelle einbezogen. Der Gesamtphosphorgehalt und der Chlorophyll a-Gehalt wurden als Parameter der Seeproduktivität und somit der Nahrungsverfügbarkeit genutzt. Die Secchi-Tiefe bildete eine weitere Umweltvariable, da sie sowohl Informationen über die Seeproduktivität als auch die Beeinträchtigung des Jagderfolgs durch Eintrübung des Gewässers enthält. Als Strukturvariablen wurden der Anteil des Pelagials, der Uferentwicklungsfaktor und die Makrophyten- und Totholzdichte berücksichtigt. Diese beeinflussen Abundanz und Diversität von Makrozoobenthos (Watkins, Shireman & Haller 1983) und somit die Nahrungsverfügbarkeit. Darüber hinaus wurde die Wassertemperatur (als Wachstumsgradtage) inkludiert, da diese den Metabolismus beeinflusst (Fry 1971). Außerdem wurden Seegröße, mittlere und maximale Seetiefe berücksichtigt. Sie haben ebenfalls Einfluss auf die Wassertemperatur und über die Gewässerschichtung zusätzlich auf die Nahrungsverfügbarkeit. Final wurde noch der Prädationsdruck

durch Raubfische in den Modellen betrachtet, da mit zunehmender Gefahr von Prädation, Aktivität und Nahrungsaufnahme abnehmen (Magnhagen & Borcherting 2008) oder aber mutige Vorwüchser der jüngeren Altersklasse selektiv gefressen werden (Höhne et al. 2020). Dafür wurde die quadrierte und anschließend aufaddierte Totallänge aller Raubfische als Maß der metabolischen Biomasse genutzt. Dem schloss sich eine Hauptkomponentenanalyse der Umweltvariablen an. Es wurden alle Achsen mit einem Eigenvalue > 1 interpretiert (Kaiser-Guttman-Kriterium), wobei von jeder Achse jeweils nur eine relevante Variable interpretiert wurde (Eigenvalue $> 0,4$), um Multikollinearität zu vermeiden (Chatfield & Collins 1980). In mehreren geschachtelten, bayesischen Modellen wurde abschließend der Einfluss der Umweltvariablen auf das Wachstum bestimmt. Um die Kombination aus Umweltvariablen zu finden, die das Barschwachstum in Baggerseen am besten beschreibt, wurde eine schrittweise Vorwärtsselektion durchgeführt. Dabei wurde die Güte einzelner Modelle anhand des Devianz-Informationskriterium (DIC – Deviance information criterion) bewertet. Der Selektionsprozess wurde zweimal durchgeführt: Die erste Analyse bezog alle oben genannten Umweltvariablen mit ein, um das Barschwachstum in Baggerseen möglichst präzise zu erklären. Die zweite Analyse berücksichtigte nur „einfach“ messbare (d. h., leicht zu erhebende) Variablen. Letzteres sollte es Gewässerbewirtschafterinnen und -bewirtschaftern sowie Angelvereinen ermöglichen, anhand von leicht zu erhebenden oder bereits verfügbaren Umweltinformationen das Barschwachstum in ihren Baggerseen näherungsweise einzustufen. Zu den „einfach“ messbaren Variablen zählten: Secchi-Tiefe, Anteil des Pelagials, Seegröße, Uferentwicklungsfaktor, sowie mittlere und maximale Seetiefe.

Ergebnisse

Die Forschungsgruppe bestimmte das Alter von 704 Barschen mit einer Länge zwischen 48 und 434 mm. Der älteste Barsch in der Studie war zehn Jahre alt (Abbildung 92). Das schnellste, durchschnittliche Barschwachstum wurde für den Baggersee Plockhorst berechnet, während es im Stedorfer Baggersee am geringsten war.

Das beste Modell zur Abschätzung des Barschwachstums in Baggerseen enthielt drei Umweltvariablen: den Uferentwicklungsfaktor, die quadrierte Totallänge der Raubfische und die Maximaltiefe des Baggersees (Abbildung 93). Dabei wurde ein positiver und signifikanter Einfluss von einer hohen Raubfischbiomasse auf das Barschwachstum festgestellt. Studien

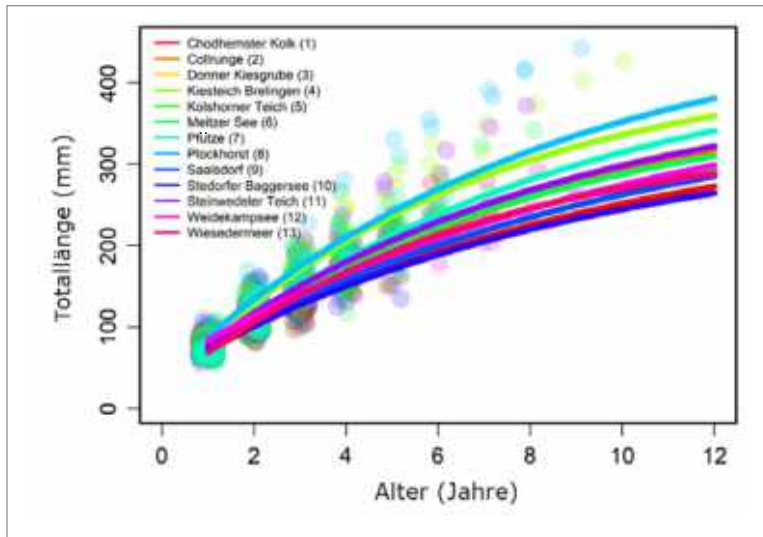


Abbildung 92: Ergebnisse des Wachstumsmodells von Barschen ohne Umweltvariablen. Dargestellt ist das vorhergesagte, seespezifische Wachstum nach der von Bertalanffy-Wachstumsfunktion (durchgezogene Linie) und die zugrunde liegenden Rohdaten (Punkte).

aus Schweden fanden ebenfalls ein erhöhtes Wachstum bei Barschen, wenn der Druck durch Prädation höher ist (Persson et al. 2003, Heibo & Magnhagen 2005). Ein höherer Räuberdruck kann beispielsweise den Bestand an Jungbarschen ausdünnen, was Konkurrenz reduziert und die Nahrungsverfügbarkeit für überlebende Individuen erhöht und so deren Wachstum fördert. Darüber hinaus sorgten hoher Uferentwicklungsfaktor und große Maximaltiefe für erhöhtes Barschwachstum, jedoch war der Einfluss der Variablen in diesem Modell nicht signifikant. Eine erhöhte Seetiefe hat grundsätzlich einen positiven Einfluss auf die Entwicklung von Barschpopulationen (Mehner et al. 2005). Sie kann zu einer Trennung der genutzten Nischen von Barschen und Weißfischen führen und somit die Nahrungskonkurrenz entzerren (Kahl & Radke 2006). Dementsprechend sind erhöhte Wachstumsraten bei Barschen möglich (Persson & Greenberg 1990). Der Uferentwicklungsfaktor berechnet sich aus dem Verhältnis der Uferlinienlänge zur Seefläche und gibt somit Aufschluss über Verfügbarkeit und Diversität der litoralen Lebensräume. Barsche nutzen das Litoral als Jagdhabitat und als Schutz vor Prädation (Diehl 1988, Persson & Eklöv 1995). Ein strukturloses Litoral wirkt sich negativ auf die

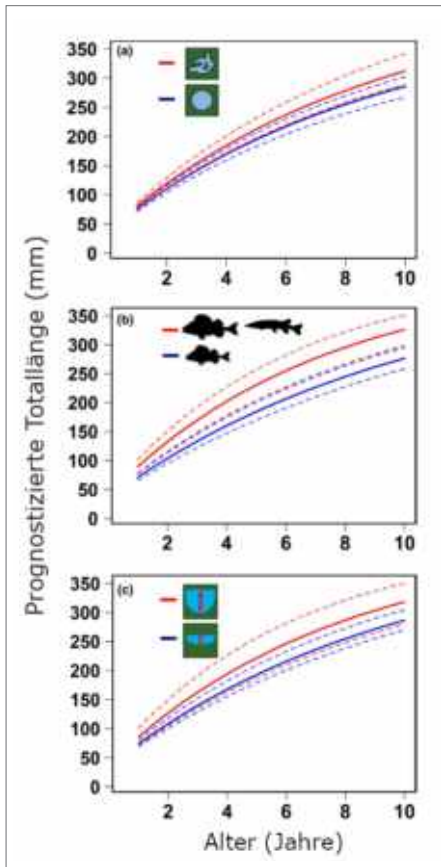
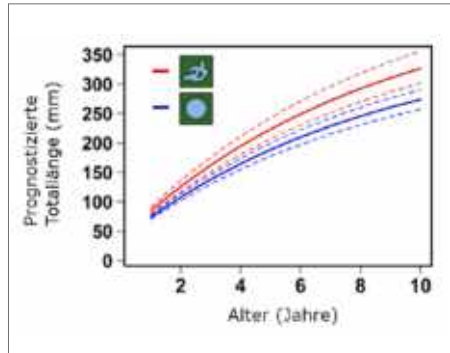


Abbildung 93: Vorhergesagte Effektgrößen (a) des Uferentwicklungsfaktors, (b) der metabolischen Raubfischbiomasse und (c) der maximalen Seetiefe aus dem am besten geeigneten Modell zur Erklärung des Größenwachstums. Rote Linien stellen die vorhergesagte Wachstumskurve mit der betrachteten Umweltvariable im oberen Quantil (97,5 %) und blaue Linien im unteren Quantil (2,5 %) dar. In beiden Fällen sind alle anderen Umweltvariablen in ihrem Seemittelwert fixiert. Die gestrichelten Linien zeigen jeweils das Glaubwürdigkeitsintervall der Wachstumskurven an.

Nahrungsverfügbarkeit aus und sorgt für eine hohe Nischenüberschneidung bei Barschen, wodurch final das Wachstum gehemmt wird (Persson 1983). Im Einklang mit der Literatur zeigt unsere Analyse, dass ein divers gestaltetes Litoral auch das Barschwachstum positiv beeinflusst. In einer weiteren Studie zu Barschen in Baggerseen wurde darüber hinaus gezeigt, dass Totholzmenge und Makrophytenbedeckung einen negativen Effekt auf die trophische Position von Barschen haben. Die Fische fressen länger Makrozoobenthos und erreichen das fischfressende (piscivore) Stadium erst später (Trudeau 2018). Das beste „einfache“ Modell zur Abschätzung des Barschwachstums in Baggerseen zeigte einen signifikant positiven Einfluss des Uferentwicklungsfaktors auf die theoretische Maximallänge der Barsche (Abbildung 94).

Abbildung 94: Vorhergesagte Effekte des Uferentwicklungsfaktors aus dem besten „einfachen“ Modell zur Erklärung des Größenwachstums. Die rote Linie stellt die vorhergesagte Wachstumskurve im oberen Quantil (97,5 %) und die blaue Linie im unteren Quantil (2,5 %) des Uferentwicklungsfaktors dar. Alle anderen Umweltvariablen sind im Mittelwert fixiert. Die gestrichelten Linien zeigen jeweils das Glaubwürdigkeitsintervall der Wachstumskurven an.



Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Das Wachstum von Barschen in Baggerseen hängt sowohl von biotischen (Raubfischbiomasse und Anzahl großer Kannibalen) als auch abiotischen Faktoren (Uferentwicklungsfaktor und maximale Seetiefe) ab. Während die Verfügbarkeit und Diversität des Litorals (repräsentiert durch den Uferentwicklungsfaktor) das Barschwachstum positiv beeinflusst, war eine Wirkung einzelner Strukturvariablen auf das Barschwachstum (z. B. Totholzmenge oder Makrophytenbedeckung) in der Studie nicht nachweisbar. Eine scharfe Befischung der großen, kannibalistischen Barsche hat also negative Wirkungen auf das Barschwachstum, während eine ausdifferenzierte Uferlinie dieses fördert.
- ▶ Sind detaillierte Informationen über die Fischgemeinschaft wie z. B. Raubfischbiomasse nicht verfügbar, kann der Uferentwicklungsfaktor als einfach messbarer Indikator herangezogen werden, um näherungsweise Aufschluss über das zu erwartende Barschwachstum in Baggerseen zu geben. Gewässerbewirtschafterinnen und -bewirtschafter können die Ergebnisse als Entscheidungshilfe in Managementpläne integrieren (z. B.: Welches Wachstumspotential der Barsche kann ich in meinem See erwarten? In welchen Gewässern könnte sich Initialbesatz mit Barschen besonders lohnen? Sollten wir unsere Uferlinien und -habitate schützen oder ggf. weiter ausbauen, um die Wachstumsbedingungen für Barsche zu fördern?)

8.1.4 Nutzung von Uferhabitaten durch Fische in Baggerseen mit Schwerpunkt Totholzhabitate

Kontext

Verschiedene Uferstrukturen (ins Wasser ragende Büsche und überhängende Äste, Totholz, Schilf und submerse Makrophyten) dienen Fischen als Lebensraum. Die Präferenzen für einzelne Uferstrukturen sind dabei art- und größenspezifisch. Hechte, Schleien und Rotfedern bevorzugen moderate bis dichte Strukturen aus Schilf und submersen Makrophyten, während Aale und Barsche vermehrt in hölzernen Strukturen zu finden sind (Perrow et al. 1996, Lewin et al. 2004, Lewin et al. 2014). Auch die Jahres- und Tageszeit hat einen Einfluss auf die Nutzung der Litoralhabitate (z. B. zur Reproduktion oder Ernährung; Lewin et al. 2004, Winfield 2004, Brosse et al. 2007). Ziel der Studien war es: 1) die Nutzung der Uferstrukturen durch Fische in Abhängigkeit ihrer Ausdehnung (Mesohabitat) sowie 2) die spezielle Nutzung der eingebrachten Totholzbündel (Mikrohabitat) im Jahresverlauf zu untersuchen.

Methoden

Die Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler beproben zur Analyse der Mesohabitatnutzung die litorale Fischgemeinschaft in insgesamt 20 Baggerseen über vier Jahre (2016 – 2019) jeweils im Herbst mittels Elektrofischerei. Dazu unterteilten sie das Ufer in Transekte. Die Anzahl variierte zwischen vier und 27 in Abhängigkeit von der Uferlänge der Seen und betrug durchschnittlich 99 Meter (Minimallänge: 30 m, Maximallänge: 244 m). Jedes Transekt wurde separat befischt, die Fische bestimmt, gemessen und wieder in den See zurückgesetzt. Außerdem wurde die durchschnittliche befischte Litoraltiefe, sowie die Ausprägung der Uferstrukturen in dem jeweiligen Transekt visuell abgeschätzt. Das Team nahm bei jeder Befischung die Umweltparameter Gesamtphosphorgehalt, Chlorophyll a–Gehalt, Sichttiefe sowie Leitfähigkeit auf Seeebene auf. Über Tiefenkarten wurden einmalig die Seegröße, Uferlänge, der Anteil des Litorals (0 – 3 m Tiefe), mittlere und maximale Seetiefe berechnet. Aus der Seegröße und der Uferlänge wurde anschließend der Uferentwicklungsindex (entspricht ungefähr dem Verhältnis von Uferlänge zu Seegröße) berechnet.

Über eine Hauptkomponentenanalyse wurden drei Seevariablen für die nachfolgende Analyse ermittelt: Seeproduktivität (Werte der ersten Achse

der Hauptkomponentenanalyse auf der Gesamtphosphor, Chlorophyll a, Secchi-Tiefe, Anteil Litoral, mittlere und maximale Seetiefe), Leitfähigkeit und Uferentwicklungsfaktor (jeweils Originalwerte; separat auf den Achsen 2 und 3). Des Weiteren wurden die prozentualen Ausprägungen der Uferstrukturen (Holz, Totholz, Schilf, submerse Makrophyten und offene, unstrukturierte Bereich) und die Litoraltiefe für die nachfolgende Analyse verwendet.

Mittels „Boosted-Regression-Trees“ (BRT, Elith et al. 2008) wurde der Einfluss der verschiedenen Uferstrukturen und Seevariablen auf die Abundanz der häufigsten Fischarten (Barsch, Aal, Hecht, Rotaugen, Rotfeder und Schleie) analysiert (Matern et al. 2021 für Details).

Die Datenerhebung zur Mikrohabitatanalyse fand zwischen Herbst 2018 und Sommer 2019 an insgesamt acht Baggerseen statt (zu Details Madaay et al. 2023), die im Winter 2017/18 mit Totholzbündeln ausgestattet wurden. Im Gegensatz zur Transekt-Elektrofischerei wurde für die Mikrohabitatanalyse punktbasierte Elektrofischerei (Point-Abundance-Electrofishing) vom Boot angewendet. Gefischt wurde zu allen vier Jahreszeiten: Herbst (18.10.2018 – 27.10.2018), Winter (10.01.2019 – 20.01.2019), Frühling (20.05.2019 – 31.05.2019), Sommer (21.07.2019 – 01.08.2019) und jeweils beiden Tageszeiten: tags und nachts. Die gefischten Punkte wurden gleichmäßig entlang des Seeufers verteilt, mit einem Fokus auf die dominanten Uferstrukturen (offenes Litoral, Schilf und Totholzbündel). Zuerst wurde tagsüber gefischt und in der Nähe jedes gefischten Punktes ein weiterer Punkt mit der gleichen Uferstruktur für die Nachtbefischung mit einer Boje markiert. Die gefangenen Fische wurden pro Punkt bestimmt, gemessen und wieder in den See zurückgesetzt.

Anschließend wurden generalisierte gemischte lineare Modelle (Generalized Linear Mixed Models; GLMMs) genutzt, um die Effekte von Mikrohabitat (offenes Litoral, Schilf, Totholzbündel), Jahreszeit (Frühling, Sommer, Herbst, Winter) und Tageszeit (Tag, Nacht) sowie deren Interaktionen auf die Abundanz der häufigsten Fischarten (Barsch, Aal, Hecht, Rotaugen, Rotfeder und Schleie) zu analysieren.

Ergebnisse

Barsch

Die Analyse der Mesohabitatnutzung zeigte sowohl bei kleinen als auch bei großen Barschen eine hohe Wichtigkeit von submersen Makrophyten und eine grundsätzlich steigende Barschabundanz mit zunehmender Makrophytenbedeckung (Abbildung 95). Für große Barsche war Totholz die wichtigste Litoralstruktur, die sich positiv auf die Barschfänge auswirkte. Die Mikrohabitatanalyse identifizierte die einbrachten Totholzbündel als das am stärksten genutzte Habitat am Tag, besonders im Frühling und im Winter (Abbildung 96). In der Nacht wurden im Frühling und im Sommer vor allem die offenen Bereiche genutzt; im Winter jedoch wieder das Totholz. Barsche bevorzugten im Herbst tagsüber ebenfalls die strukturierten Lebensräume Totholz und Schilf, während sie nachts in allen Lebensräumen mit ähnlicher Häufigkeit vorkamen. In Einklang mit anderen wissenschaftlichen Studien (Lewin et al. 2004, 2014) konnte das Forschungsteam nachweisen, dass Barsche Totholzstrukturen intensiv aufsuchen. Die Nutzung ist dabei abhängig von der Größe der Barsche sowie der Jahres- und der Tageszeit.

Rotaugen

Für beide Größenklassen von Rotaugen war mit Holz strukturiertes Ufer von großer Wichtigkeit für die Abundanz (Abbildung 97). Dabei stieg die Rotaugendichte mit stärker strukturiertem Litoral an (Abbildung 97). Auffällig war aber die insgesamt relativ geringe Wichtigkeit der Uferstrukturen für die Abundanz großer Rotaugen. Die Mikrohabitatanalyse zeigt eine durchschnittlich hohe Nutzung von Schilf- und Totholzstrukturen tagsüber im Sommer und im Winter (Abbildung 98). Die höchsten Fänge in der Nacht wurden im Sommer im offenen Litoral realisiert.

Kleine Fische sind Räubern stärker ausgesetzt als größere Individuen (Gaeta et al. 2018) und dementsprechend ist die Schutzfunktion litoraler Strukturen in der Regel für kleine Individuen wichtiger als für große Fische. Da Rotaugen bei der Nahrungssuche in strukturierten Habitaten den Barschen unterlegen sind (Persson & Eklöv 1995), wechseln Rotaugen im Laufe des Tages zwischen litoralen und pelagialen Lebensräumen (Gliwicz & Jachner 1992). Die Ergebnisse der Mikrohabitatanalyse bestätigen, dass in Baggerseen im Sommer eine Wanderung zwischen strukturierten (tagsüber) und offenen Bereichen (nachts) stattfindet.

Abbildung 95: Mesohabitatnutzung kleiner und großer Barsche in Baggerseen. Uferstrukturen mit einer Wichtigkeit < 5 % sind ausgegraut, da diese Daten nicht mehr interpretiert werden.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

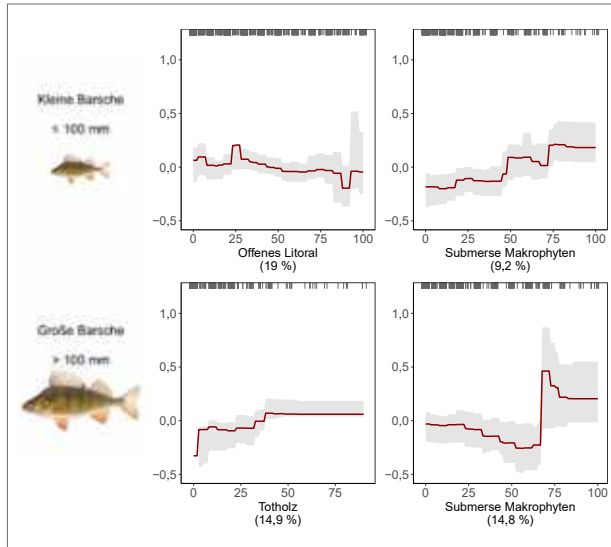
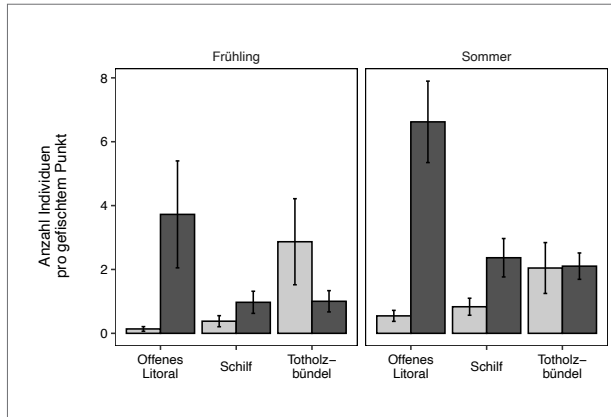
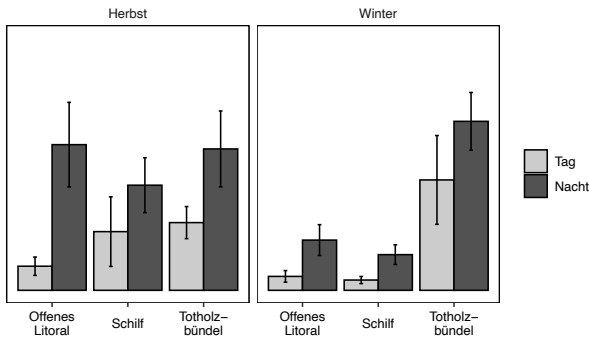
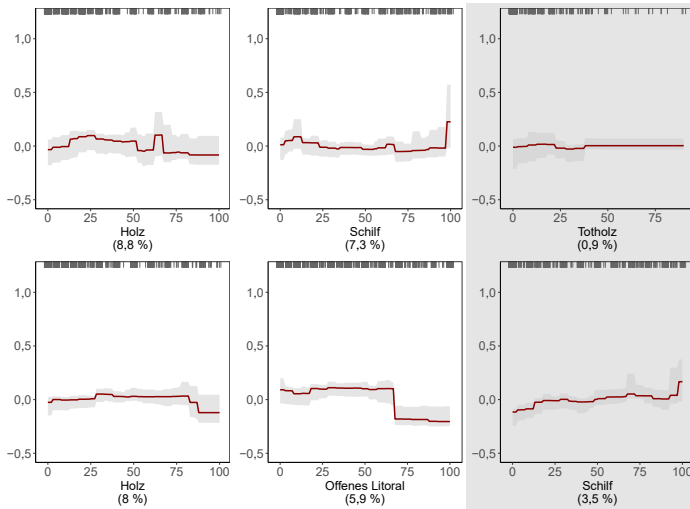


Abbildung 96: Vergleich der Mikrohabitatnutzung von Barschen in Baggerseen im Tages- und Jahresverlauf. Der Fokus der Studie lag auf der Nutzung des eingebrachten Totholzes im Vergleich zu den häufigen Litoralhabitaten Schilf und offenes Litoral.



Rotfeder

Für kleine Rotfedern hatte die Habitatkategorie „offenes Litoral“ die höchste Wichtigkeit aller Uferstrukturen für die Abundanz (24,3 %), wobei diese mit Zunahme der offenen Bereiche abnahm (Abbildung 99). Das bedeutet, kleine Rotfedern kamen vermehrt in strukturierten Habitaten vor, wobei die Art der Struktur weniger wichtig war. Die für kleine Rotfedern wichtigste Uferstruktur waren submerse Makrophyten, jedoch war keine eindeutige Effektrichtung feststellbar. Die Abundanz großer Rotfedern



stieg mit zunehmender Ausprägung von Schilfgürteln an. Darüber hinaus war Schilf auch die wichtigste Uferstruktur (27,5 %; Abbildung 99). Die Mikrohabitatanalyse zeigte ebenfalls die höchste Rotfederdichte über alle Jahreszeiten im Schilf, mit durchschnittlich höheren Fängen im Schilf am Tag (im Vergleich zur Nacht), abgesehen vom Winter (Abbildung 100). In der Nacht war die Präferenz der Rotfeder für Schilfgürtel als Lebensraum weniger ausgeprägt, und die Fänge waren im Totholz ähnlich (Frühling, Sommer und Herbst). Im Winter waren die Rotfederfänge deutlich gering-

Abbildung 97: Mesohabitatnutzung kleiner und großer Rotaugen in Baggerseen. Uferstrukturen mit einer Wichtigkeit < 5 % sind ausgegraut, da diese Daten nicht mehr interpretiert werden.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

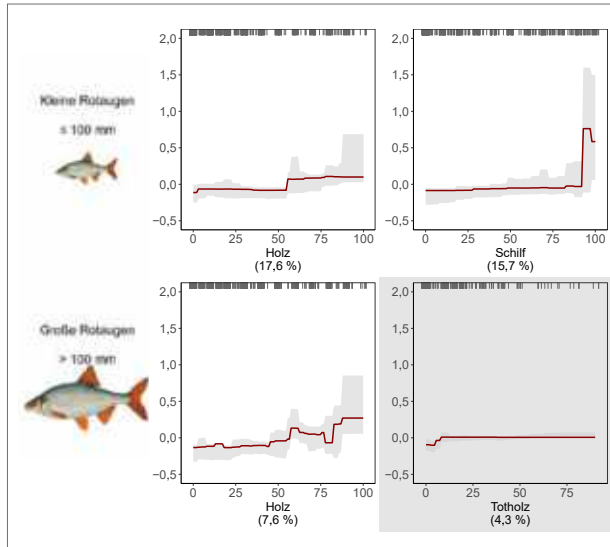
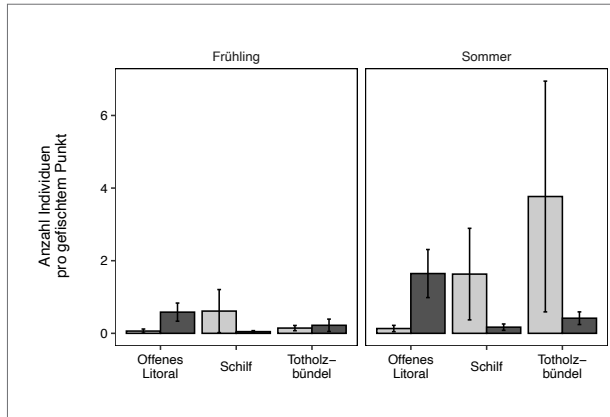
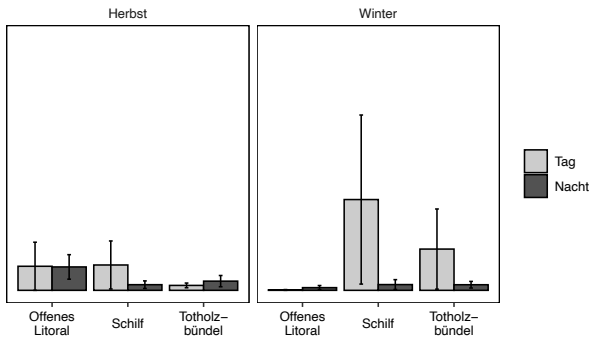
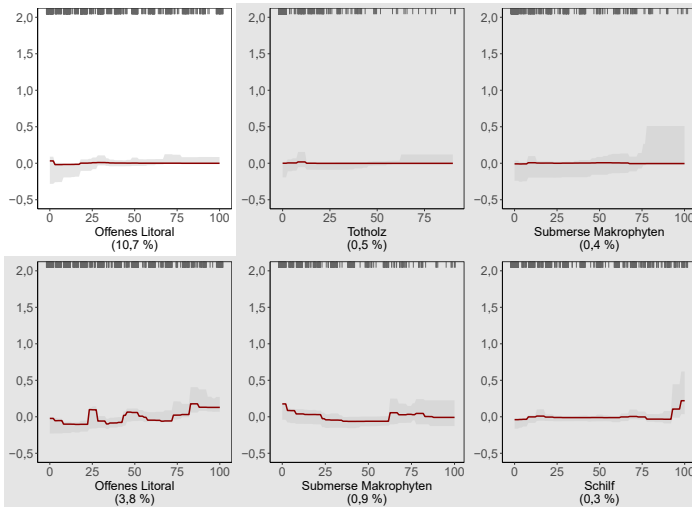


Abbildung 98: Vergleich der Mikrohabitatnutzung von Rotaugen in Baggerseen im Tages- und Jahresverlauf. Der Fokus der Studie lag auf der Nutzung des eingebrachten Totholzes im Vergleich zu den häufigen Litoralhabitaten Schilf und offenes Litoral.



ger als in den anderen Jahreszeiten. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass Rotfedern Schilfbestände als Lebensraum anderen Litoralhabitaten vorziehen und sind in Einklang mit anderen Studien, die ebenfalls Schilf und submerse Makrophyten als bevorzugte Lebensräume von Rotfedern identifiziert hatten (Eklöv & Hamrin 1989, Lewin et al. 2014).



Schleie

Die Mesohabitatanalyse zeigte eine geringe Wichtigkeit von Totholz als Lebensraum für Schleien (Abbildung 101). Im Gegensatz dazu wurde bei der Mikrohabitatanalyse die höchste Schleienabundanz im Herbst in eingebrachten Totholzbündeln nachgewiesen (Abbildung 102). Auch zu allen anderen Jahreszeiten wurden die durchschnittlich höchsten Fänge im eingebrachten Totholz realisiert, auch wenn die Unterschiede zum Schilf und zum offenen Litoral nicht immer signifikant waren. Schleien bevorzugten

Abbildung 99: Mesohabitatnutzung kleiner und großer Rotfedern in Baggerseen.
Uferstrukturen mit einer Wichtigkeit < 5 % sind ausgegraut, da diese Daten nicht mehr interpretiert werden.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

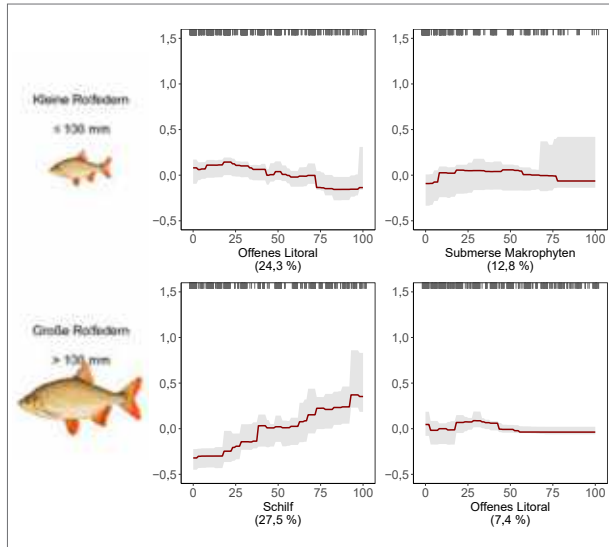
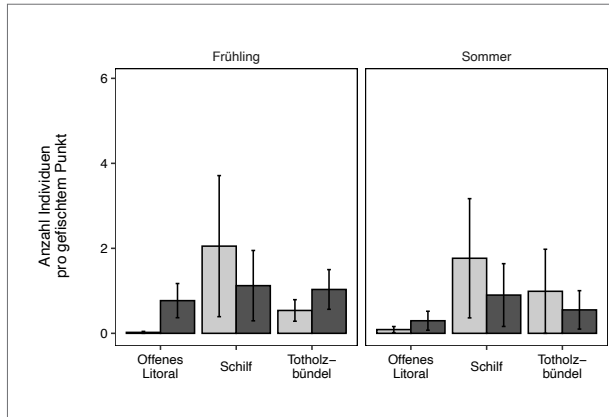
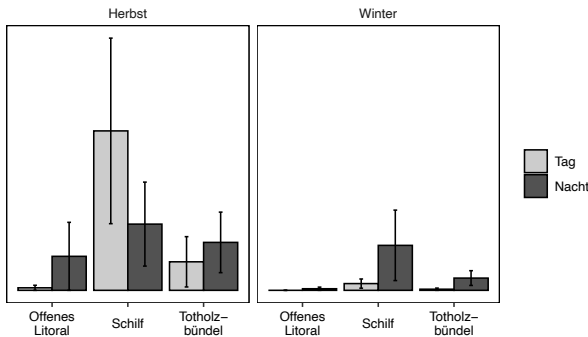
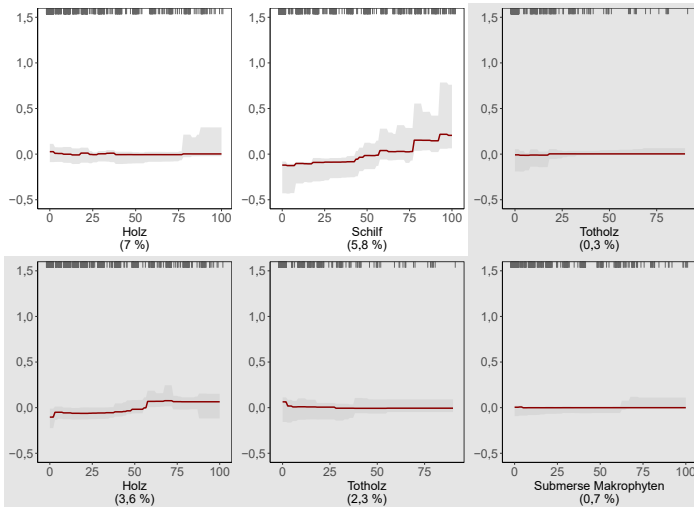


Abbildung 100: Vergleich der Mikrohabitatnutzung von Rotfedern in Baggerseen im Tages- und Jahresverlauf. Der Fokus der Studie lag auf der Nutzung des eingebrachten Totholzes im Vergleich zu den häufigen Litoralhabitaten Schilf und offenes Litoral.



grundsätzlich submerse Makrophyten und Schilf als Lebensraum (Lewin et al. 2014). Die geringen Schleienfänge in beiden Studien weisen auf eher geringe Schleienbestände in den untersuchten Baggerseen hin. Ein möglicher Grund könnten die geringen Wasserpflanzenbestände in den tiefen Baggerseen sein. Die erhöhten Fänge in den Totholzbündeln im Herbst und im Winter (Abbildung 102) deuten darauf hin, dass die eingebrachten Totholzbündel fehlende Makrophyten substituieren können und vor allem für kleine Schleien einen wichtigen Ersatzlebensraum darstellen.



Hecht

Für die Analyse der Mesohabitatnutzung wurden Hechte in drei Größenklassen eingeteilt (Abbildung 103). Für kleine Hechte waren submerse Makrophyten der wichtigste Lebensraum, gefolgt von Schilf. Die höchste Abundanz von Junghechten wurden in Bereichen mit einer Makrophytenbedeckung von 70 Prozent festgestellt. Für mittlere und große Hechte waren Schilf und Totholz die wichtigsten Uferstrukturen, und die Hechtdichte nahm mit zunehmenden Anteilen von Schilf bzw. Totholz zu. Dementspre-

Abbildung 101: Mesohabitatnutzung kleiner und großer Schleien in Baggerseen. Uferstrukturen mit einer Wichtigkeit < 5 % sind ausgegraut, da diese Daten nicht mehr interpretiert werden.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

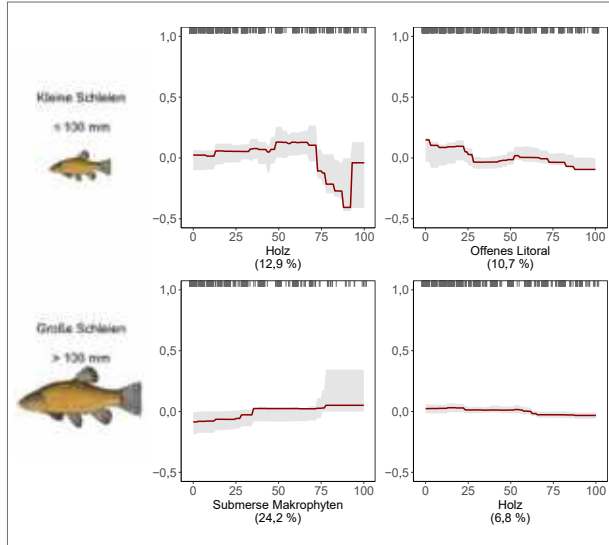
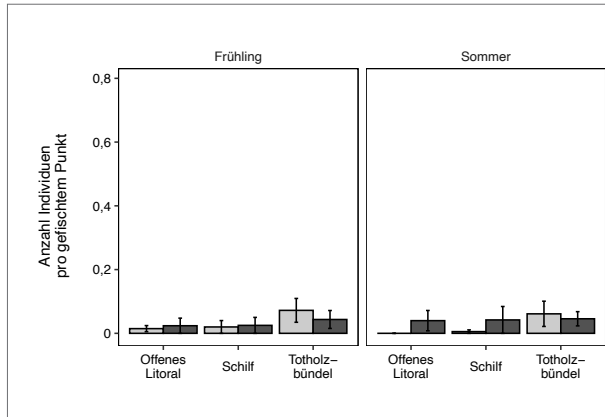
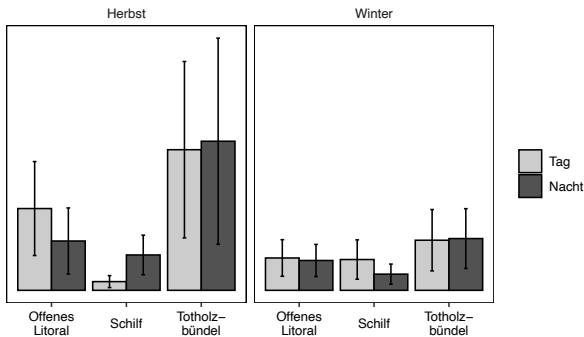
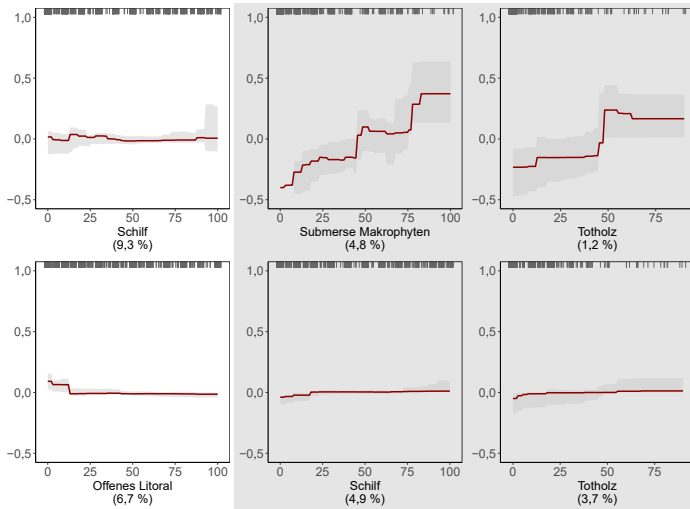


Abbildung 102: Vergleich der Mikrohabitatnutzung von Schleien in Baggerseen im Tages- und Jahresverlauf. Der Fokus der Studie lag auf der Nutzung des eingebrachten Totholzes im Vergleich zu den häufigen Litoralhabitaten Schilf und offenes Litoral.



chend hatte offenes Litoral einen negativen Effekt auf die Hechtabundanz. Die Ergebnisse der Mikrohabitatanalyse zeigen ein ähnliches Bild (Abbildung 104). Schilf stach als Uferstruktur mit der höchsten Hechtabundanz hervor, allerdings war dieser Effekt nur im Frühling und im Herbst deutlich. Im Sommer und im Winter waren die Hechtfänge im Totholz ähnlich hoch wie im Schilf. Die Hechtfänge im offenen Litoral waren, abgesehen von den Nachtfängen im Sommer und im Herbst, sehr niedrig. Generell sind Hechte strukturorientierte Fische, die sich gerne in und an litoralen Wasserpflan-



zen aufhalten, während Totholzstrukturen eher eine untergeordnete Rolle bei der Habitatwahl von Hechten spielen (Casselman & Lewis 1996, Lewin et al. 2014). Unsere Analysen zeigen jedoch, dass Hechte auch eingebrachte Totholzstrukturen als Lebensraum nutzen (Skov & Berg 1999).

Aal:

Die Analyse der Mesohabitatnutzung von Aalen zeigte offenes Litoral als statistisch gesehen wichtigstes Uferstrukturhabitat an (Abbildung 105),

Abbildung 103: Mesohabitatnutzung kleiner, mittlerer und großer Hechte in Baggerseen. Uferstrukturen mit einer Wichtigkeit < 5 % sind ausgegraut, da diese Daten nicht mehr interpretiert werden.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

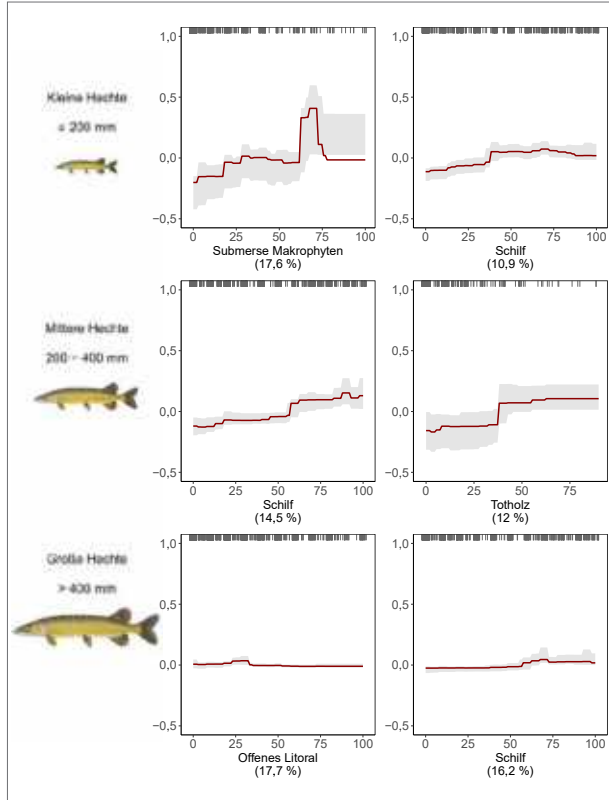
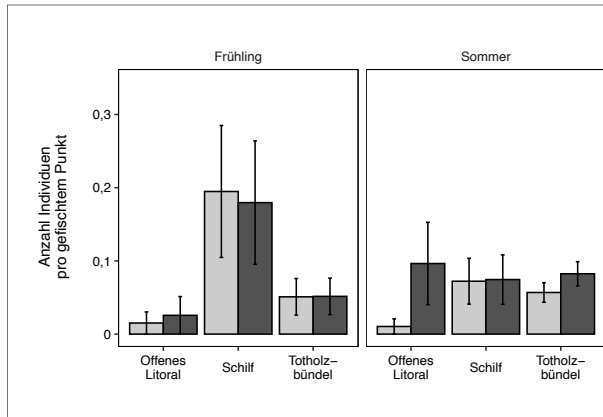


Abbildung 104: Vergleich der Mikrohabitatnutzung von Hechten in Baggerseen im Tages- und Jahresverlauf. Der Fokus der Studie lag auf der Nutzung des eingebrachten Totholzes im Vergleich zu den häufigen Litoralhabitaten Schilf und offenes Litoral.



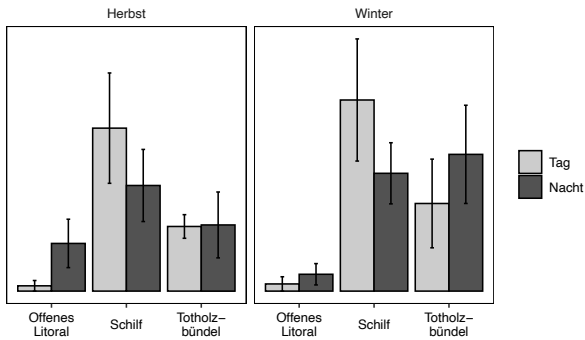
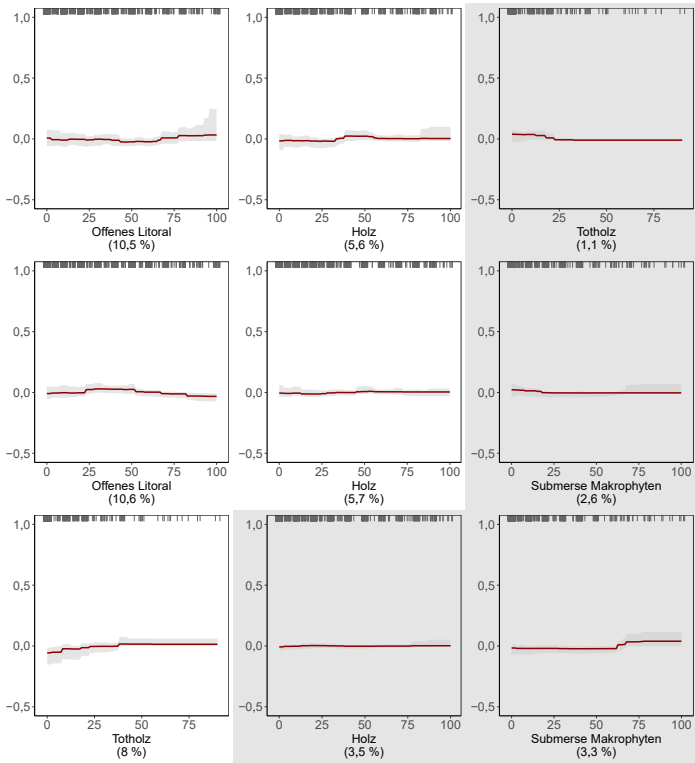


Abbildung 105: Mesohabitatnutzung kleiner und großer Aale in Baggerseen. Uferstrukturen mit einer Wichtigkeit < 5 % sind ausgegraut, da diese Daten nicht mehr interpretiert werden.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

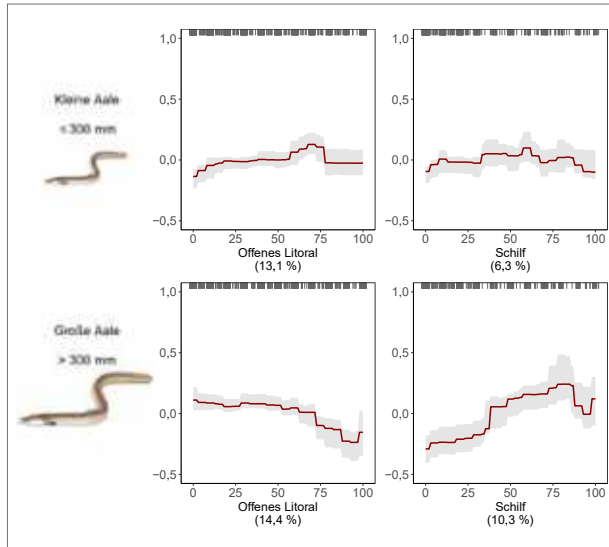
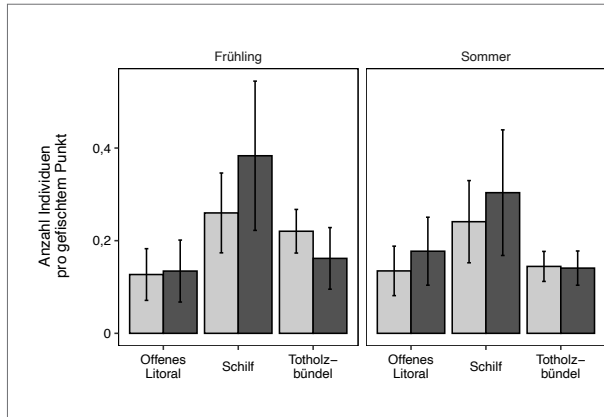
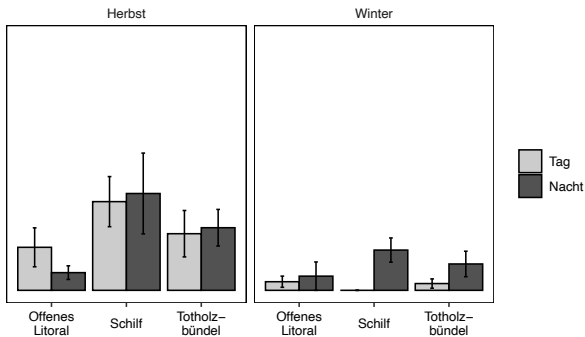
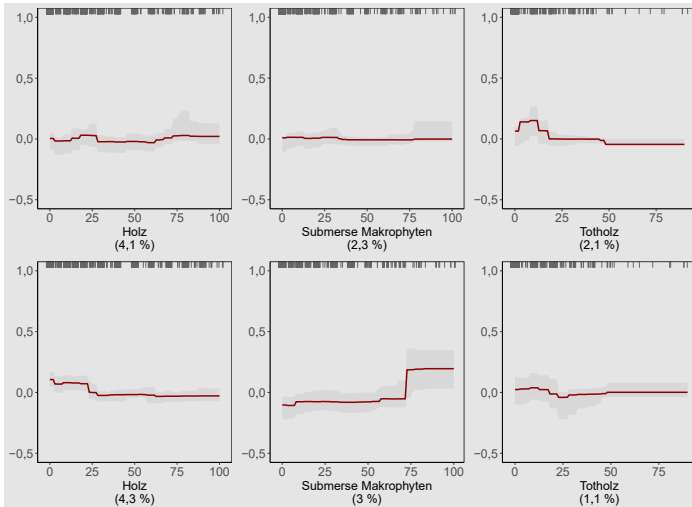


Abbildung 106: Vergleich der Mikrohabitatnutzung von Aalen in Baggerseen im Tages- und Jahresverlauf. Der Fokus der Studie lag auf der Nutzung des eingebrachten Totholzes im Vergleich zu den häufigen Litoralhabitaten Schilf und offenes Litoral.



allerdings wirkte sich offenes Litoral lediglich bei kleinen Aalen leicht positiv auf die Abundanz aus. Bei großen Aalen nahmen die Fänge mit der Zunahme von offenem Litoral ab und stiegen mit zunehmender Ausdehnung der Schilfgürtel an. Die Analyse der Mikrohabitatnutzung zeigte speziell im Frühling und im Sommer eine signifikant höhere Aaldichte im Schilf im Vergleich zu offenen Bereichen an (Abbildung 106). Totholzbündel stellten speziell im Winter und im Herbst einen mit Schilf vergleichbar guten Lebensraum dar. Studien aus Flüssen zeigen, dass für kleine Aale



die Grund- und Sedimentbeschaffenheit (z. B. kleine Steine oder Laubbedeckung) wichtiger ist als die übergeordnete Litoralstruktur (Glova, Jellyman & Bonnett 2010). Bei größeren Aalen war jedoch die Uferstruktur wichtiger für die Habitatnutzung. Die Grundbeschaffenheit wurde in der Studie nicht gemessen, aber das Ergebnis, dass die Litoralstruktur für größere Aale wichtiger ist als für kleine Aale deckt sich mit der Literatur. Eine Größeneinteilung der Aalfänge aus der Mikrohabitatanalyse (hier nicht dargestellt) ergab, dass in den offenen Bereichen primär kleine Aale

(≤ 300 mm) gefangen wurden, während es in den strukturierten Habitaten vor allem große Aale (> 300 mm) gab. Dementsprechend lässt sich feststellen, dass Totholzbündel einen geeigneten Lebensraum vor allem für große Aale darstellen.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die Nutzung der verschiedenen Uferstrukturen ist abhängig von Fischart, Fischgröße, Jahres- und Tageszeit, und schwer zu verallgemeinern. Totholz ist nicht für alle Arten und zu jeder Jahreszeit ein attraktiver Standort, während Wasserpflanzen prinzipiell sehr geeignete und gerne aufgesuchte Mikrohabitate darstellen.
- ▶ Wasserpflanzen (submerse Makrophyten und Schilfbestände) sind vor allem für Hecht, Schleien und Rotfeder wichtige Habitats. Dementsprechend fördert man mit Makrophyten diese phytophilinen Arten effektiv.
- ▶ Vor allem Barsche nehmen Totholzstrukturen und eingebrachte Totholzbündel an. Aber auch Aale, Schleien und Rotaugen nutzen Totholz. Dementsprechend kann eine Totholzeinbringung unter Umständen die Fischabundanz der genannten Arten fördern oder deren Verteilung im Gewässer beeinflussen, insbesondere in der kalten Jahreszeit, wenn submerse Makrophyten fehlen.

8.1.5 Relative Bedeutung von Seevariablen vs. Uferstruktur auf die Fischabundanz im Litoral von Seen

Kontext

Die Fischartengemeinschaft in Seen wird durch viele verschiedene Umweltfaktoren getrieben. Der Nährstoffgehalt und die oftmals gekoppelte Seemorphologie stellen zwei Hauptaspekte dar (Hartmann & Nümann 1977, Persson et al. 1991, Jeppesen et al. 2000, Mehner et al. 2005). Dimiktische Seen mit einem geringen bis mittleren Nährstoffgehalt (oligotroph bis mesotroph) und typischerweise einer relativ hohen mittleren Seetiefe sind durch den Barsch als Hauptfischart gekennzeichnet. In Seen mit erhöhtem Nährstoffgehalt (eutroph) findet sich dagegen eine erhöhte Abundanz von Weißfischen mit dem Rotaugen als charakteristische Hauptfischart. Diese dimiktischen Seen sind in der Regel durch eine geringere mittlere Seetiefe gekennzeichnet (im Vergleich zu oligo- und mesotrophen Seen). Bei sehr hohen Nährstoffgehalten (hypertroph bis polytroph) wird das Rotaugen von der Brasse als Leitfischart abgelöst (Persson et

al. 1991, Jeppesen et al. 2000, Mehner et al. 2005). Diese Seen zeichnen sich typischerweise durch eine noch geringere mittlere Seetiefe und eine mehrfache Durchmischung der Wassersäule im Jahresverlauf aus (polymiktisch). Der Effekt der Seemorphologie wirkt also in zweifacher Weise; einmal (wie oben beschrieben) zusammen mit dem Nährstoffgehalt auf die Produktivität des Sees und einmal auf die verfügbaren Lebensräume innerhalb eines Sees. Frühere Studien wiesen einen überragenden Effekt der übergeordneten Seevariablen auf die Fischartenzusammensetzung und Fischabundanz nach (Diekmann et al. 2005, Mehner et al. 2005). Weiterführende Analysen der Abundanz von Fischen im Litoral bestätigten den „Bottom-Up“-Effekt von Seevariablen (vor allem Maßzahlen der Produktivität), aber für einige Arten wurde auch ein relevanter Beitrag der Uferstrukturen für die Fischabundanz nachgewiesen (Lewin et al. 2014). Forschende untersuchten den Effekt des Litorals und speziell von Totholzstrukturen auf die Fische ebenfalls genauer in nordamerikanischen Naturseen. Dabei konnten sie eine hohe Wichtigkeit von litoralem Totholz auf die Fischgemeinschaft und die Dichte einzelner Fischarten feststellen (Sass et al. 2006, 2012, Helmus & Sass 2008). Totholz im Litoral wirkt sich auch auf das Verhalten der Fische aus, z. B. die Ernährungsweise (Ziegler et al. 2017) oder die Lebensraumnutzung (Ahrenstorff et al. 2009, Smith et al. 2022).

Baggerseen weisen im Gegensatz zu den meisten Naturseen eine hohe mittlere Seetiefe (in der Regel gepaart mit einer hohen Sichttiefe) und steil abfallende Uferbereiche auf (Emmrich et al. 2014, Blanchette & Lund 2016). Die reduzierte Litoralfläche und die steil abfallenden Ufer bieten Wasserpflanzen einen eher suboptimalen und flächenmäßig stark reduzierten Lebensraum (Duarte & Kalff 1986, Gasith & Hoyer 1998). Möglicherweise steigt dadurch in Baggerseen die relative Bedeutung von Uferstrukturvariablen im Vergleich zur Ganzseeökologie auf die Fischabundanz. Ziel dieser Studie war es herauszufinden, (1) ob die geringere Litoralfläche und deren Strukturen in Baggerseen eine erhöhte Relevanz für die Häufigkeit typischer Seefischarten hat und (2) ob es Schwellenwerte für die Wirkung der Seevariablen Nährstoffgehalt und Morphologie gibt.

Methoden

Eine detaillierte Beschreibung der Datenerhebung und der anschließenden Analyse findet sich in Matern et al. (2021).

Ergebnisse

Für die Abundanz der Fischarten Barsch, Hecht, Rotfeder und Schleie waren Litoralstrukturen und Seevariablen ähnlich bedeutsam (Abbildungen 107, 108). Bei Hechten stieg die Bedeutung der Litoralqualität mit der Fischlänge an. Gleiches war auch bei den Rotaugen zu beobachten (Abbildung 108). Während kleine Rotaugen (≤ 100 mm) die Uferbereiche regelmäßig als Versteck vor Prädation nutzen (Persson & Eklöv 1995), sind größere Rotaugen weniger anfällig für Beutefang (Schulze et al. 2006) und somit auch weniger an Uferstrukturen gebunden. Daher ist die Abundanz von Rotaugen primär durch die Gewässertrophie und die damit einhergehende Nahrungsverfügbarkeit getrieben und weniger durch die Uferstruktur (Persson et al. 1991).

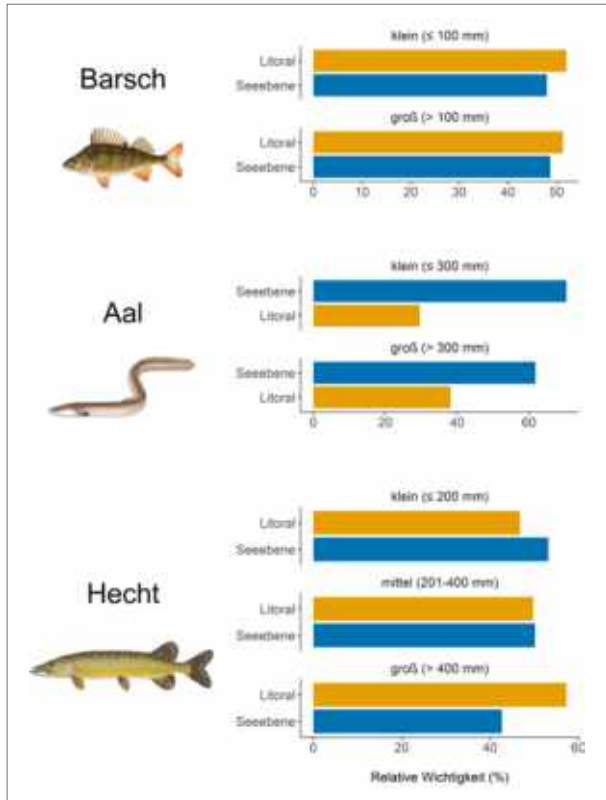


Abbildung 107: Darstellung der relativen Wichtigkeit der Litoralstruktur gegenüber klassischen Seevariablen (z. B. Produktivität) für kleine und große Individuen der Fischarten Barsch, Aal und Hecht.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

Bei Aalen waren die Seevariablen bei beiden Größenklassen wichtiger als die Litoraleigenschaften (Abbildung 107). Die Aalbestände in isolierten Baggerseen beruhen komplett auf Besatz (Emmrich et al. 2014, Matern et al., 2019), wobei das Überleben der Satzaale von den vorherrschenden Umweltbedingungen bestimmt wird (Simon & Dörner 2014). Da die see-spezifischen Besatzzahlen der Aale nicht in die Analyse mit eingegangen sind, ist eine Interpretation der Wichtigkeit der Litoralvariablen gegenüber der Seevariablen nicht zweifelsfrei möglich.

Die vorgelegten Analysen belegten, dass die Häufigkeit (Abundanz) vieler Fischarten eng von der Qualität des Litorals abhängt und dass Merkmale der Ufer eine ähnliche ökologische Bedeutung haben können wie

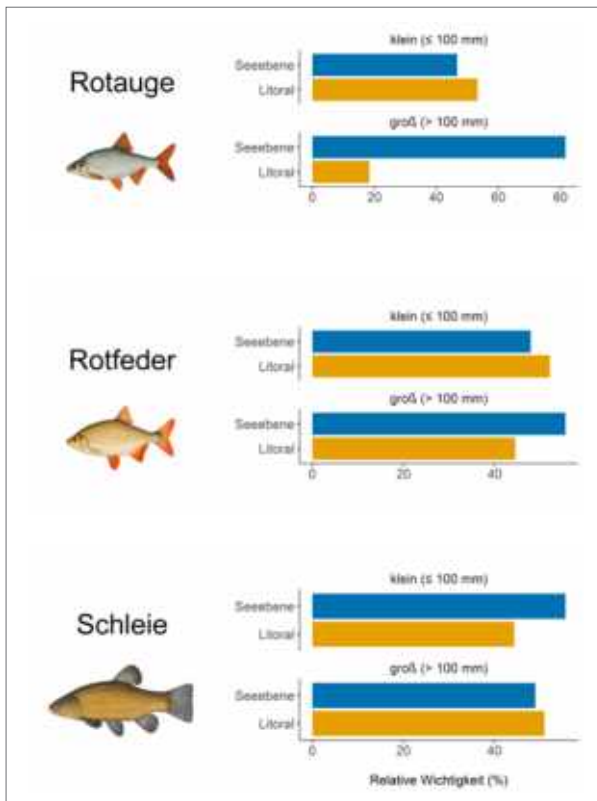


Abbildung 108: Darstellung der relativen Wichtigkeit der Litoralstruktur gegenüber klassischen Seevariablen (z. B. Produktivität) für kleine und große Individuen der Fischarten Rotaugen, Rotfeder und Schleie.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

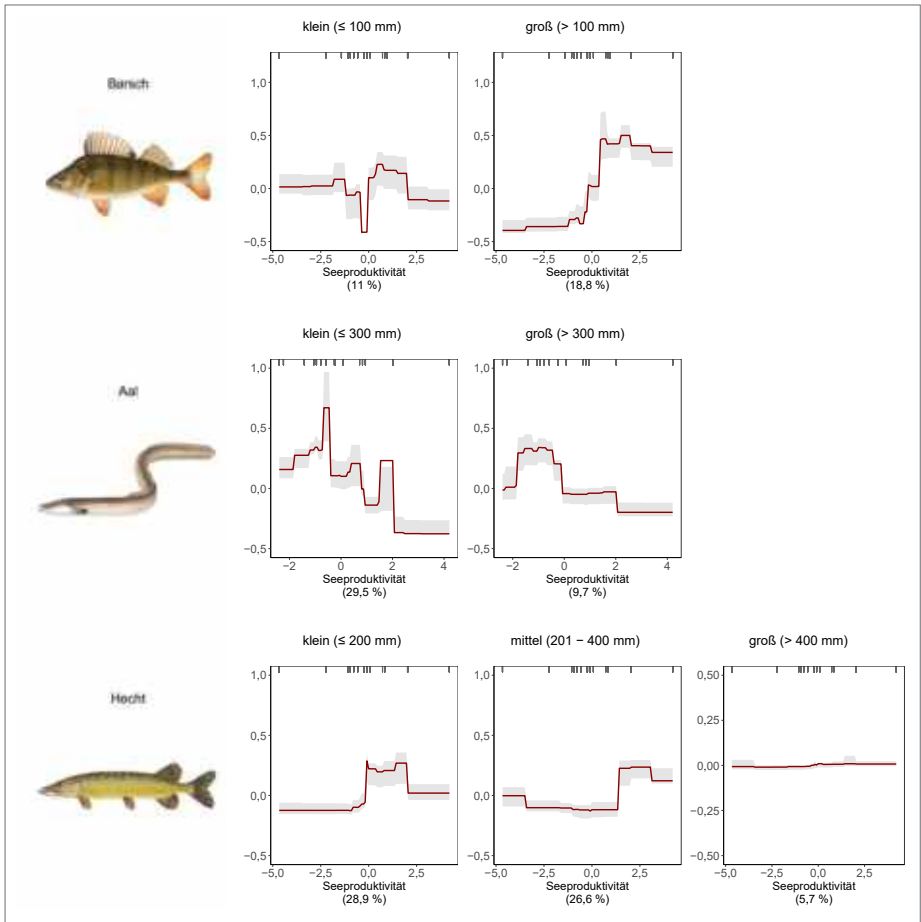


Abbildung 109: Darstellung des Einflusses der Seeproduktivität auf die relative Häufigkeit von Barsch, Aal und Hecht in Baggerseen.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

klassische produktivitätstreibende Seevariablen, z. B. die Trophie oder die Seetiefe. Zwischen Ufermerkmalen und Seevariablen bestehen aber Wechselbeziehungen. Beispielsweise sind die untergetauchten Makrophyten im Litoral in eutrophierten, trüben Seen seltener. Die tendenziell eher steil abfallenden Baggerseeufer limitieren überdies die Ausbreitung von Uferstrukturen wie Schilf und submersen Makrophyten (Duarte et al. 1986, Gasith & Hoyer 1998). Und auch die Totholzmenge ist in jungen Bag-

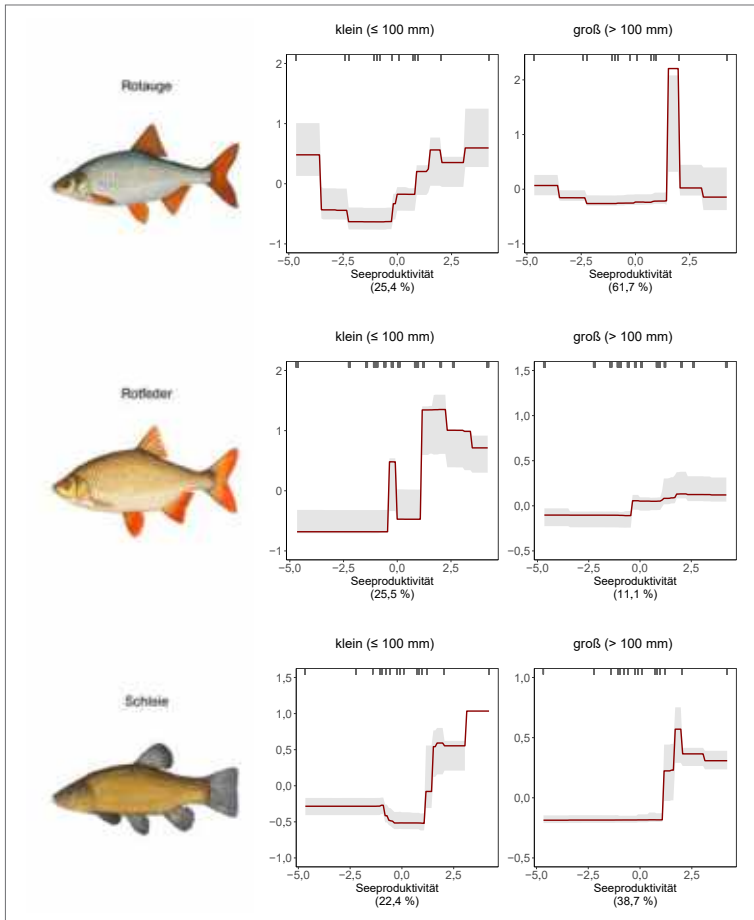


Abbildung 110: Darstellung des Einflusses der Seeproduktivität auf die relative Häufigkeit von Rotaugen, Rotfeder und Schleie in Baggerseen.

© FOTOS DAFV/ERIC OTTEN

gerseen geringer als in Naturseen. Diese strukturellen Defizite erhöhen die Wichtigkeit der Litoralstrukturen für die Fischabundanz in Baggerseen, wohingegen in Naturseen die Abundanz der meisten Fischarten vornehmlich von der Gewässertrophie bestimmt wird (Lewin et al. 2014).

In Bezug auf Schwellenwerte der Uferstruktur zeigten sich folgende Bilder: Bei den Unterwasserpflanzen wurde eine nicht-lineare, kuppelförmige

ge Wirkung auf die Abundanz von kleinen Hechten und großen Barschen nachgewiesen (Kapitel 8.1.4, Abbildung 108). Bei einer Makrophytenbedeckung von 70 – 80 Prozent wurde jeweils die höchste Abundanz beobachtet, bei noch höheren Makrophytendichten sank die Abundanz kleiner Hechte und großer Barsche wieder deutlich ab. Zu dichte Makrophytenbestände haben eine hohe Schutzwirkung für Beutefische und wirken sich negativ auf die Nahrungsaufnahme von Raubfischen aus (Savino & Stein 1982, Diehl 1988) und somit auch auf deren Abundanz (Brosse & Lek 2002).

Mittlere und große Hechte wiesen dagegen einen deutlichen Schwellenwert auf, der bei einem litoralen Totholzanteil von 40 Prozent zu einer starken Steigerung der Hechtabundanz führte (Kapitel 8.1.4). Ebenso zeigte sich, dass ein Schilfanteil von ungefähr 60 Prozent die Hechtabundanz deutlich ansteigen ließ. Mit zunehmender Größe nutzen die Hechte weniger komplexe Habitatstrukturen wie Schilf und Totholz (im Vergleich zu submersen Makrophyten) und kommen schon bei geringeren Anteilen der Uferstruktur gehäuft vor. Dies deckt sich mit weiteren Studien, die feststellten, dass Hechte mit zunehmender Größe weniger an Habitatstrukturen gebunden sind (Chapman & Mackay 1984, Casselman & Lewis 1996, Kobler et al. 2008, 2009).

Diese Analyse weist neben den Schwellenwerten für die Litoralstrukturen auch nicht-lineare Zusammenhänge zwischen artspezifischer Abundanz und Variablen der Seeproduktivität nach. Die Häufigkeit kleiner Barsche und kleiner Hechte war am höchsten bei einer mittleren Seeproduktivität (Abbildung 109). Im Gegensatz dazu stieg die Abundanz der untersuchten Cypriniden (Rotaugen, Rotfeder und Schleie) erst bei mittlerer bis erhöhter Seeproduktivität an (Abbildung 110).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Sowohl die klassischen Seevariablen „Nährstoffgehalt“ und „Seemorphologie“ wie auch die Verfügbarkeit von Uferstrukturen als Lebensraum treiben die Abundanz wichtiger und teilweise typischer Fischarten in Baggerseen. Daher kann das Anlegen von Uferhabitaten Verteilung und Häufigkeit von Fischen erhöhen.
- ▶ Im Vergleich zu Naturseen hängt die Häufigkeit aller untersuchten Fischarten in Baggerseen deutlich stärker von den vorhandenen Uferstrukturen ab.

- ▶ Entsprechend bieten Habitataufwertungen im Litoral gute Erfolgsaussichten auf eine erhöhte Häufigkeit verschiedener Fischarten in Baggerseen.
- ▶ Die Analyse zeigte, dass speziell Hechte von Lebensräumen mit mittleren Strukturausprägungen profitieren, d. h. komplett bewachsene Gewässer reduzieren die Habitatqualität und Fischabundanz wieder.

8.1.6 Totholz in Baggerseen einbringen: praktische Aspekte

Nicht alle Gewässer sind für ein hohes Aufkommen von Wasserpflanzen geeignet. Besonders Baggerseen sind dadurch gekennzeichnet, dass sie häufig nährstoffarm, tief und steilscharig sind. Aufgrund des fehlenden Lichts in der Tiefe und schlechten Wurzelmöglichkeiten an steilen Uferkanten können Pflanzen hier nur schlecht siedeln. Zudem ist an relativ jungen Baggerseen die Sukzession (natürliche Tier- und Pflanzenbesiedlung) im und um das Gewässer noch wenig fortgeschritten. In dem Fall kann das künstliche Einbringen von Totholzbündeln eine wirkungsvolle und kostengünstige Lösung sein, fehlende Strukturen zu ersetzen. Wie vorherige Abschnitte angedeutet haben, könnte diese Praxis die Fischabundanz anheben.

Bevor Totholz (Abbildung 111) in einen Baggersee eingebracht werden kann, muss die rechtliche Grundlage dafür überprüft werden (Kapitel 3). Meistens wird das Einbringen von Totholz als geeignete Maßnahme im Rahmen einer nachhaltigen (fischereilichen) Gewässerhege gesehen und



Abbildung 111: Totholz im Baggersee kann fehlende Pflanzenstrukturen teilweise ersetzen.

© FLORIAN MÖLLERS

bedarf daher oft keiner wasserrechtlichen Genehmigung. Die Entscheidung darüber muss dennoch von der zuständigen Wasserbehörde getroffen werden, die im Vorfeld zwingend zu kontaktieren ist. Grundsätzlich sind Fischereirechteinhaberinnen und -inhaber in der Lage und befugt, Totholzeinbringungen eigenverantwortlich durchzuführen. Kommt die Behörde dennoch zu dem Schluss, dass der Totholzeintrag eine Benutzung des Gewässers gemäß § 9 WHG Abs. 1 Nr. 4 darstellt, muss eine Genehmigung gemäß § 10 WHG beantragt werden. Nach den Erfahrungen im Projekt BAGGERSEE läuft dieses Verfahren zumeist problemlos ab. Die zuständigen Wasserbehörden zeigten sich ausgesprochen kooperativ. In der Regel war es ausreichend, das geplante Vorhaben in wenigen Sätzen zu beschreiben und die geplanten Mengen und Positionen des Totholzes in einer Karte einzuzeichnen. Wenn die Behörde den Totholzeintrag gemäß § 10 WHG genehmigte, fielen dafür Gebühren zwischen 50 bis 100 Euro an. In einem Einzelfall brachte ein Angelverein in Anlehnung an das Projekt BAGGERSEE Totholzbündel in Eigenregie ein. Für die Genehmigung musste er 315 Euro zzgl. Verwaltungsgebühr zahlen. Im Regelfall stellten Gebühren, sofern sie überhaupt anfielen, aber keinen nennenswerten Kostenpunkt dar.

Zu Beginn jeder geplanten Maßnahme hat sich eine Vor-Ort-Begehung bewährt. Dabei können geeignete Stellen für die Totholzeinbringung direkt identifiziert und festgelegt werden. Die Akteure luden dazu auch immer die potenziellen Genehmigungsbehörden ein. So konnten die meisten Fragen schnell direkt geklärt werden. Zudem gilt es stets, die regionalen Gebietsbestimmungen zu beachten. Befindet sich der Baggersee beispielsweise in einem Natur- oder Landschaftsschutzgebiet, so müssen zusätzlich die Bestimmungen der gültigen Schutzgebietsverordnung berücksichtigt werden. Diese Vorschriften beinhalten häufig Regeln zum Freischneiden von Angelplätzen oder der generellen Umgangsweise mit Gehölzschnitten. Ist dies der Fall, müssen dementsprechende Ausnahmegenehmigungen bei der zuständigen unteren Naturschutzbehörde beantragt werden. Bei Nichtbeachtung drohen Strafzahlungen. Daher ist eine Recherche der möglichen Schutzbestimmungen an den Gewässern im Vorfeld jeder Maßnahme unerlässlich. Zwei weitere Aspekte sollte jeder Angelverein oder Fischereirechtsinhaberinnen sowie Fischereirechtsinhaber vor dem Totholzeintrag beachten: i) In der Brut- und Setzzeit sind Baumschnitte verboten. Laut Bundesnaturschutzgesetz sind solche Holzarbeiten nur zwischen dem 01. Oktober und Ende Februar gestattet. ii) Die

Mitglieder eines Angelvereins sollten immer in die Planungen der Maßnahmen involviert sein. Bündel aus Totholz sind echte „Hängerfallen“ und schnell ist der teure Kunstköder darin verfangen und abgerissen. Durch Gespräche können Konflikte im Vorfeld vermieden werden. Die Akzeptanz der Maßnahmen ist nach den Erfahrungen im Projekt BAGGERSEE besonders hoch, wenn über die Position der Totholzbündel vorab im Verein gesprochen wird und beliebte Angelstellen ausgenommen sind.

Wenn alle rechtlichen und vereinsinternen Aspekte geklärt sind (Checkliste in Tabelle 28), steht einer erfolgreichen Umsetzung von Totholzeinträgen nichts mehr im Wege. Grundsätzlich werden dabei zwei Varianten unterschieden: Das Versenken von Baumkronen oder ganzen Bäumen sowie das Versenken von Totholzbündeln aus Kronenschnitt. Dabei hat sich die Verwendung von Laubhölzern bewährt, da Nadelhölzer deutlich schneller verrotten und der klassische Weihnachtsbaum als Laichhilfe bereits nach wenigen Jahren komplett zersetzt ist. Dann bietet er auch keine Unterwasserstrukturen mehr.

Baumkronen versenken: Akteure können gefällte Baumkronen verwenden oder natürlich umgeknickte Bäume im Wasser belassen. Baumkronen ohne Stamm müssen beschwert werden. Geeignet sind dafür Jutesäcke gefüllt mit Sand, Kies oder schweren Steinen (alles Naturmaterialien), welche mithilfe von natürlich abbaubarem Pressengarn aus Jute oder Hanf am Gehölz befestigt werden. Das Pressengarn, oder auch Erntegarn genannt, ist zu sehr günstigen Preisen auf großen Rollen im Landwirtschaftshandel erhältlich und kann als reiner Naturstoff gekauft werden. Sowohl die Jutesäcke als auch das Pressengarn sind ausgesprochen nährstoffarm und verrotten innerhalb von 24 Monaten vollständig.

Holz Bündel aus kleinen Ästen herstellen und versenken: Kleinräumige Strukturen mit viel Oberfläche und somit viel potenziellem Lebensraum können vor allem durch das Bündeln von dünneren Ästen geschaffen werden. Angelvereine können Totholzbündel leicht selbst herstellen. Eine Vielzahl von Vereinen hat dies in Anlehnung an das Projekt BAGGERSEE bereits getan. Dadurch liegen gute Informationen für den besten Umgang mit dem Holz vor. In der Praxis hat es sich bewährt, die zu bündelnden Äste und Stämme zunächst mit dicken Spanngurten zu fixieren. Dafür werden die Gurte lang ausgebreitet, die Äste darauf positioniert und sie anschließend um das Holz geschlossen und eng gespannt. Für eine Bün-

Abbildung 112: Anglerinnen und Angler schnüren Bündel und beschweren sie mit Sandsäcken.

© BAGGERSEE



dellänge von zwei Metern sollten mindestens drei Spanngurte verwendet werden: jeweils ein Gurt zu den Enden und einer in der Mitte. So entsteht ein geformtes Bündel welches anschließend eng mit dem bereits erwähnten Pressengarn umwickelt wird – und zwar alle 30 – 40 cm entlang des Bündels. Anschließend werden die Spanngurte entfernt und die Bündel sind fertig zum Ausbringen. Damit das Totholz später nicht aufschwimmt, sollte es mit Jutesäcken, gefüllt mit schweren Naturmaterialien (Sand oder Kies), beschwert werden. Das versenkte Holz saugt sich schnell mit Wasser voll und bleibt für Jahre an der gewünschten Stelle liegen. Nach mehr als tausend ausgebrachten Holzbündeln im Rahmen des Projekts BAGGERSEE sind keine Fälle bekannt geworden, in denen das Holz wieder aufgetrieben ist.

Wer Holzbündel herstellen und ausbringen möchte (Abbildung 112) muss einige Aspekte beachten, damit die Arbeiten wie gewünscht verlaufen. Zunächst gilt es das Gewicht zu beachten. Die Gebinde müssen am und auf dem Wasser vor dem Versenken noch bewegt werden. Das empfohlene Gewicht sollte 50 – 80 kg nicht überschreiten. Dies kann bei Einsatz eines Baggers höher liegen. Im Projekt BAGGERSEE wurden Bündel mit einem Gewicht von 300 kg eingebracht. Dies ist für Angelvereine ohne maschinelle Hilfe jedoch weder handhabbar noch nötig. In der Praxis haben sich kleinere Bündel deutlich bewährt. Sie werden zunächst ufernah im Wasser abgelegt und dann seitlich an einem Boot mit Motor befestigt (Abbildung 113). Dafür wird ein dickeres Seil durch die beiden äußeren Windungen des Pressengarns am Holzbündel geführt und die Seilenden jeweils vorne und hinten im Boot von einer Person festgehalten. So liegt das Bündel bei der anschließenden Fahrt zum Zielort eng an der Bordwand, und es kann



Abbildung 113: Die Totholz-bündel werden zum Ausbringen seitlich an einem Motorboot befestigt. Auf einen Bagger kann bei handlichen Bündeln verzichtet werden.

© BAGGERSEE

weiterhin gut navigiert werden. Im Laufe des Projekts wurden viele verschiedene Ausbringungsweisen erprobt, aber nur diese eine Variante hat zu einem schnellen und präzisen Arbeitserfolg geführt. Am gewünschten Ablageort, welcher nicht tiefer als drei Meter sein sollte, werden ausreichend Sandsäcke an das Bündel angebunden (Seil aus Jutegarn o. ä.) und das dickere Transportseil einfach aus den Schlaufen gezogen. Es sinkt nun selbstständig bis zum Grund ab und verbleibt dort viele Jahre. Auf diese Weise lassen sich pro Tag zahlreiche Bündel versenken. An dieser Stelle sei erwähnt, dass ein Ziehen der Bündel hinter dem Boot in keinem Fall funktionierte. Nicht selten sanken sie dann bereits bei der Fahrt und auch ohne Beschwerung ab. Eine Bergung ist dann nicht mehr möglich. Hilfreich hingegen war alternativ ein motorbetriebenes Floß mit großer Auflagefläche. Auf einem solchen Transportmittel konnten die Holzbündel gut abgelegt und bereits vorab mit Sandsäcken bestückt werden. Am Zielort wurden die Bündel dann von der Arbeitsfläche heruntergerollt, was ebenfalls sehr präzise und einfach verlief.

Die Bündel sollten entlang der Uferlinie verteilt werden. An sehr steilscharigen Rändern muss darauf geachtet werden, sie im 90°-Winkel zum Ufer abzulegen. Ansonsten können die runden Bündel unter Wasser weiterrollen und in die sauerstofffreien Tiefenzonen absinken. Das Holz sollte ganzjährig in sauerstoffreichen Zonen liegen. Je nach Gewässer haben sich Tiefen von einem bis drei Metern bewährt. In sehr klaren, sauerstoffreichen Seen sind auch Tiefen bis fünf Metern möglich. Das Holz kann dann aber kaum noch kontrolliert abgesenkt werden. Eine flache Ablage bietet viele Vorteile. Diese ufernahen Bereiche können von mehr Tieren besiedelt werden. Bereits nach wenigen Bündeln stellt sich erfahrungs-



*Abbildung 114: Ein Totholz-
bündel ist besser als keins.*

© BAGGERSEE

gemäß eine sichere Routine ein, die einen reibungslosen Arbeitsablauf gewährleistet. Für die Studien im Projekt BAGGERSEE wurde Totholz verteilt auf 20 Prozent der gesamten Uferlinie eingebracht. Daran müssen sich Angelvereine in der Praxis aber nicht zwangsläufig orientieren. Sie können einfach jährlich das Totholz einbringen, welches ohnehin beim Uferschnitt anfällt. Dabei gilt: Ein Bündel ist besser als kein Bündel! (Abbildung 114).

Für Totholzaktionen werden engagierte Helferinnen und Helfer benötigt. Dazu gehören zwei bis drei Personen pro Motorboot. Außerdem kommen bei der Bündelherstellung oft Motorsägen zum Einsatz (ein Motorsägenschein schafft Sicherheit). Die Jutesäcke müssen mit Kies oder grobem Sand befüllt werden. Der Angelverein sollte die notwendigen Versicherungen für alle Helfenden und Ehrenamtlichen bereits im Vorfeld abschließen. Der Zeitaufwand je Bündel sinkt mit steigender Erfahrung erheblich, und mit etwas Übung geht die Arbeit rasch von der Hand.

Die Aufwertung der Litoralstrukturen durch Totholzeintrag ist eine schnelle und vergleichsweise leicht umzusetzende Maßnahme im Rahmen der fischereilichen Gewässerbewirtschaftung. Zahlreiche Angelvereine haben in den vergangenen Jahren und in Anlehnung an das Projekt BAGGERSEE Totholz in ihren Seen eingebracht. Die zunehmende Etablierung flächendeckender Habitatmaßnahmen entspricht der „guten fachlichen Praxis“ in der Binnenfischerei (Lewin et al. 2010) und vereint die gesellschaftlichen Anforderungen an Angelvereine (zumindest teilweise) mit anglerischen Zielen der Gewässernutzung.

Tabelle 28: Checkliste für Totholzaktionen am Vereinsbaggersee.

Vorbereitung

Erforderliche Genehmigungen/ Dokumente	• Gewässerhegende sollten Naturschutz- und Wasserbehörde kontaktieren (wasserrechtliche Genehmigung im Rahmen der Gewässerhege einholen, bzw. Maßnahmen bei der Behörde anzeigen) • Versicherungen für Helfende • Ggf. Befahrungsgenehmigungen für Motorboote
Ortsbegehungen/ Vermessungen	• Treffen von Gewässerhegenden mit Mitarbeitenden aus den Bereichen Naturschutz/Forstwirtschaft, um die Gegebenheiten vor Ort zu prüfen • Besichtigung des Uferbereichs, um die optimale Menge und Platzierung des Totholzes festzulegen. Gibt es Bäume vor Ort, die beschnitten werden können / müssen? • Kronenschnitt wird auf Nachfrage häufig auch von den Kommunen bereitgestellt
Vorabinformation von Gewässernutzenden und -schützenden	• Workshops zur gemeinsamen Maßnahmenplanung von Gewässernutzenden und -schützenden (optimal) oder mindestens Verbreitung von Informationen zum Vorhaben. (Wichtig für Akzeptanz und Nutzung unterschiedlichen Wissens.) • Veröffentlichung der Totholzpositionen in den Vereinsmedien, um unnötigen Köderverlust zu vermeiden

Umsetzung

Erforderliche Materialien	• Totholz/Kronenschnitt: möglichst Laubholz (Nadelhölzer zersetzen sich deutlich schneller) • Naturstoffe zum Beschweren der Holzbündel: Jutesäcke gefüllt mit Kies oder Sand • Naturgarn zum Bündeln der Holzäste: Pressengarn aus Sisal/Hanf • Für Transport und Ausbringung mit dem Boot: Dickeres Seil
Erforderliche Geräte	• Eventuell Kettensäge (Achtung! Ein Motorsägenschein sorgt für Sicherheit!) • Motorboot • Eventuell Bagger/Trecker für den Transport der Holzbündel ans Ufer
Erforderliches Personal	• Eventuell Motorsägenführende • Eventuell Bagger-/Traktorfahrende • 2 – 3 Personen pro Motorboot • Personal zum Füllen der Sandsäcke • Personal zum Bündeln der Hölzer (alternativ Arbeitsschritte nacheinander ausführen)

8.2 Ökologische Auswirkungen des Totholzeintrags in Baggerseen

8.2.1 Fische

Kontext und Forschungsziel

Während die grundsätzliche Bedeutung von Totholz in stehenden Gewässern u. a. für Fische vielfach hervorgehoben wurde (z. B. Sass et al. 2012, Czarnecka 2016, 2019, vgl. Kapitel 8.1), sind dessen Auswirkungen in Baggerseen, in denen allgemein wenig Totholz vorkommt, bisher unklar. Nicht untersucht sind bislang, ob das Einbringen von Totholz grundsätzlich (1) die Entwicklung von Fischbeständen (= „Produktionswirkung“) über eine erhöhte Schutzwirkung, gesteigerte Nahrungsverfügbarkeit und damit verbundene Reduktion der Sterblichkeit fördert, oder (2) einfach nur Individuen aus umliegenden Bereichen von der verbesserten Habitatqualität angezogen werden und sich am Totholz aggregieren („Attraktionswirkung“ und Distributionseffekt). Diese Thematik wurde vorher vor allem in einem marinen Kontext diskutiert (z. B. Gilby et al. 2021). Ziel der vorliegenden Studie war die Analyse ob und in welcher Form die Einbringung von Totholz (Abbildung 115), im Vergleich mit Kontrollseen (BACI-Ansatz, siehe Kapitel 4), positive Effekte auf die Entwicklung von Fischbeständen, sowohl hinsichtlich des Gesamtfischbestandes als auch ausgewählter Arten, in Baggerseen hat. Die grundlegende Hypothese geht davon aus, dass Totholzeinbringung (1) einen Distributionseffekt („Attraktionswirkung“, d. h. räumliche Aggregation am Totholz) hat, und (2) über die Schutzwirkung

Abbildung 115: Eingebrachte Totholzbündel in der Flachwasserzone des Meitzer Sees.

© THOMAS KLEFOTH



auch die Sterblichkeit reduziert, sodass es zu einer Abundanzerrhöhung („Produktionswirkung“) kommt. Wesentliche Ergebnisse sind in Radinger et al. (2023) zusammengefasst.

Methoden

Zur Beantwortung der Forschungsfrage wurden statistische BACI-Modelle (vgl. Kapitel 4) berechnet, die sowohl die zeitliche Auswirkung der Maßnahme (d. h. vor und nach der Totholzeinbringung), als auch den Vergleich mit Kontrollstandorten berücksichtigen, um fischökologische Effekte von Totholzschaffung auf Fischbestände zu bewerten. Im speziellen wurden verallgemeinerte lineare gemischte Modelle (Generalized Linear Mixed Models, GLMM, Fahrmeir et al. 2007) verwendet, welche neben festen Effekten (sogenannte ‚fixed effects‘, z. B. Auswirkungen einer Maßnahme, zeitliche Veränderung Before-After) auch zufällige Effekte (sogenannte ‚random effects‘) einbeziehen. Die Auswirkung von Totholzeinbringung wurde jeweils bezogen auf den Gesamtfischbestand, die Bestandsentwicklung der häufigsten, baggersee-typischen Fischarten (Barsch, Rotauge, Rotfeder, Schleie, Hecht), sowie getrennt für Befischungsmethoden (Elektrofischerei, Stellnetze ufernah, Stellnetze Gesamtsee, Jungfisch-elektrofischerei) analysiert. In den Analysen des Gesamtfischbestandes wurden die Arten Aal, Regenbogenforelle sowie Karpfen nicht berücksichtigt, da diese in den untersuchten Baggerseen nicht selbst reproduzieren und rein besatzgestützt sind.

In jedes GLMM-Modell gingen Befischungsdaten zu allen 20 Seen und allen verfügbaren Befischungsmethoden aus den Jahren 2016 – 2021 ein (vgl. Kapitel 4). Es wurden folgende feste Faktoren berücksichtigt: die Managementmaßnahme (Fischbesatz, Totholzeinbringung, Flachwasserzonen-schaffung, Kontrolle), der Zeitraum (Before-After) sowie die Interaktion von Zeitraum und der jeweiligen Maßnahme (= maßnahmen-spezifischer BACI-Effekt). Die maßnahmenbeschreibenden Variablen wurden als Dummy-Faktoren mit den Ausprägungen 1 (Vorhandensein) bzw. 0 (Fehlen) kodiert. Zusätzlich wurde die Trophie eines Sees, d. h. die Intensität der organischen Primärproduktion als korrigierende Kovariaten in den BACI-Modellen berücksichtigt. Im Speziellen wurden dazu für jede Beprobung (See x Jahr Kombination) ein TSI_{TotalP} und ein TSI_{SD} (Trophic State Index, Carlson 1977) aus dem gemessenen Gesamtphosphor bzw. der Sichttiefe berechnet. Als zusätzliche Kovariaten gingen die mittlere Seetiefe (als Proxy für die Schichtung von Seen, Kirillin & Shatwell 2016) und

die Seegröße (zur Berücksichtigung der Arten-Areal-Beziehung und damit verbundener trophischer Interaktionen; Barbour & Brown 1974, Eckmann 1995), die Makrophytendeckungsgrade (seespezifisch, jeweils für die Periode vor und nach der Maßnahme) sowie die Bewirtschaftung eines Sees in die Modelle ein.

Die Zufallseffekte (random effects) im Modell beinhalteten Begleiteffekte des Untersuchungsdesigns, die nicht in den Kovariaten berücksichtigt sind (z. B. Jahreseffekte, Interaktion See x Jahr) und ermöglichen die Anwendung der Modelle unter Berücksichtigung von zeitlich wiederholten Beobachtungen gleicher Standorte (Fahrmeir et al. 2007). Um die Skalierung der Befischungsdaten (Zählraten mit einer rechts-schiefen Verteilung) methodisch korrekt zu behandeln, wurde in den GLMM die negative Binomialverteilung verwendet. Für jeden festen Effekt (fixed effect) wurde der Parameterkoeffizient (d. h. Effektgröße), dessen 95 %-Konfidenzintervall (KI, durch ein parametrisches Bootstrap-Verfahren), sowie der Signifikanzwert P bestimmt. Eine statistische Wechselwirkung der unabhängigen Variablen Zeitraum (vorher vs. nachher) und Maßnahme (Totholz vs. Kontrolle) gibt den sogenannten BACI-Effekt wieder. Signifikante BACI-Effekte zeigen an, dass die Maßnahme Totholzeinbringung eine nachweisliche Auswirkung auf den jeweiligen Fischbestand in den untersuchten Baggerseen hat.

Zusätzlich wurde auch die Größenverteilung der Fischgemeinschaften (Durchschnittslängen und Größenspektren basierend auf Elektrofischereifängen) untersucht. Das Größenspektrum, berechnet via Log-kumulativ-Verteilungsmethode der Fischlängen (Vidondo et al. 1997, Edwards et al. 2017) beschreibt das Verhältnis zwischen Fischgrößen und -häufigkeiten und wird u. a. in Seen als Indikator der Struktur von Artengemeinschaften und zur Bewertung abiotischer und biotischer Einflüsse eingesetzt (de Leeuw et al. 2003, Emmrich et al. 2011). Mittels BACI-Analyse wurden Veränderungen der Durchschnittslängen und Größenspektren als Reaktion auf die Totholzschaffung bewertet.

Die Fischartenzusammensetzungen der Baggerseen, deren Unterschiede in Relation zu den einzelnen Maßnahmen sowie zeitliche Effekte, wurden mittels Redundanzanalyse (RDA) und Ähnlichkeitsanalyse (Analysis of similarities, ANOSIM) auf Basis ökologisch relevanter Distanzmaße untersucht. Unterschiede zwischen den Artgemeinschaften wurden dazu

mittels Indizes der Faunenähnlichkeit (zeitliche Betadiversität) bewertet: (1) Der Bray-Curtis-Index misst Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen zwei Gemeinschaften unter Berücksichtigung der Häufigkeit der einzelnen Arten. (2) Im Gegensatz dazu misst der Sørensen-Index die Unterschiede auf Basis der reinen Vorkommen einzelner Arten ohne Rücksichtnahme der Häufigkeiten (Magurran 2004). Beide Indizes können Werte im Bereich zwischen 0 (identische Zusammensetzung) und 1 (keine Ähnlichkeit) annehmen.

Ergebnisse

Totholzeffekte – Gesamtfischbestand. Der Totholzeintrag führte zu keinem statistisch signifikanten Anstieg der Gesamtfischhäufigkeiten im zeitlichen Vergleich mit den Kontrollseen. Im Vergleich 'vor' (2016 – 2017) zu ‚nach‘ (2018 – 2021) der Maßnahme war die durch das Modell geschätzte Gesamtfischabundanz in den Totholzseen nahezu unverändert (ca. 40 Fische pro 100 m Elektrofischereistrecke bzw. 20 Fischen pro 10 m² ufernahem Stellnetz, Abbildung 116). Im Gegensatz dazu stiegen in den Kontrollseen für den Vergleichszeitraum die Fischhäufigkeiten in den Elektrofischereifängen (ca. + 10 Fische pro 100 m) und ufernahen Netzen (ca. + 45 Fische pro 10 m²) im statistischen Trend. Bedingt durch den Anstieg der Fischbestände in den Kontrollseen wiesen die BACI-Modelle einen tendenziell negativen, allerdings statistisch insignifikanten Effekt aus. Damit kann aus den Ergebnissen keine statistisch relevante Veränderung der Gesamtfischhäufigkeiten in Reaktion auf die Totholzschaufung abgeleitet werden. Dass die Einbringung von Totholz zu keiner Steigerung von Fischpopulationen führen muss, wurde bereits in früheren kontrollierten Studien z. B. für Forellenbarsche (*Micropterus salmoides*) und Sonnenbarsche (*Lepomis macrochirus*) gezeigt (Sass et al. 2012). In Bezug auf die Studie ist festzuhalten, dass keine der untersuchten Fischarten exklusiv auf Totholz als Laichhabitat angewiesen ist. Somit sind es vor allem sekundäre Effekte von Totholzstrukturen, z. B. über eine Schutzwirkung vor erhöhtem Räuberdruck oder verbesserte Nahrungsverhältnisse, die zu einer Bestandssteigerung führen können.

Für die im Modell berücksichtigten Kovariaten zeigte sich, dass die Effekte seemorphologischer Variablen von der jeweiligen Befischungsmethode abhängig sind. Im Allgemeinen waren mit zunehmender Gewässergröße und abnehmender Seetiefe die Fischhäufigkeiten in den Netzfängen höher, die Elektrofischereifänge aber geringer. Hier können

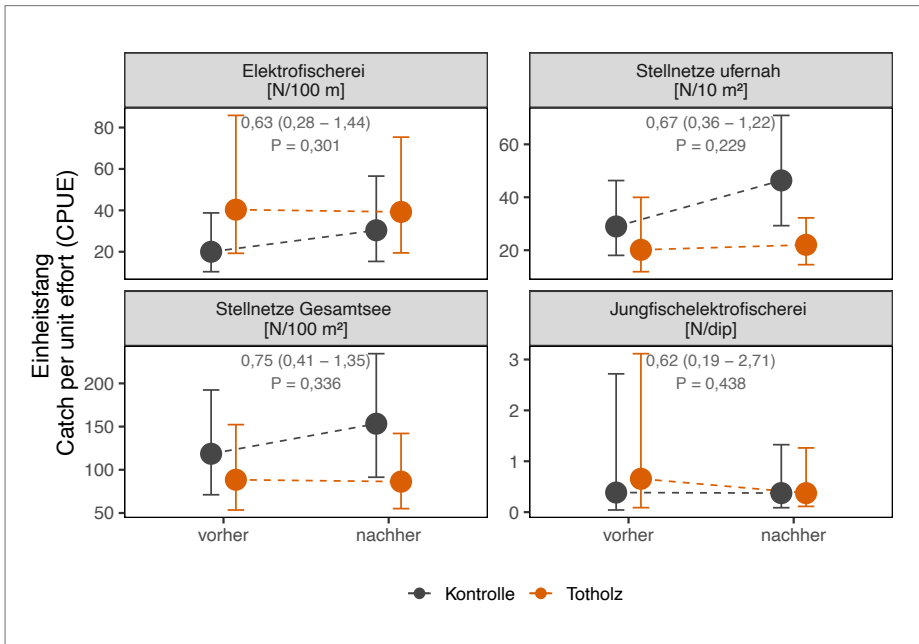


Abbildung 116: Totholz-BACI-Effekte. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Gesamtfischabundanzen in Reaktion auf Totholzeinbringung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Dargestellt sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervalle (KI). Textboxen zeigen die Effektgröße (und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

Effekte methodenspezifisch-unterschiedlicher Fängigkeiten in Abhängigkeit der Seemorphologie (und damit assoziierter räumlicher Prozesse wie z. B. Schichtungsverhalten) nicht ausgeschlossen werden. Dies wiederum unterstreicht, wie wichtig es ist, unterschiedliche komplementäre Befischungsmethoden in der Evaluierung von Managementmaßnahmen zu berücksichtigen (Bonar et al. 2009, Radinger et al. 2019).

Von den berücksichtigten Trophievariablen war der TSI_{SD} (Trophieindex basierend auf der Sichttiefe) positiv mit der Fischabundanz assoziiert, d. h. ein steigender Trophiegrad führte grundsätzlich zu höheren Elektrofischereifängen. Effekte anderer Trophievariablen waren statistisch nicht bedeutsam und möglicherweise bereits über andere Kovariaten in den Modellen abgebildet. Für den Effekt der Makrophytenbedeckung zeigte

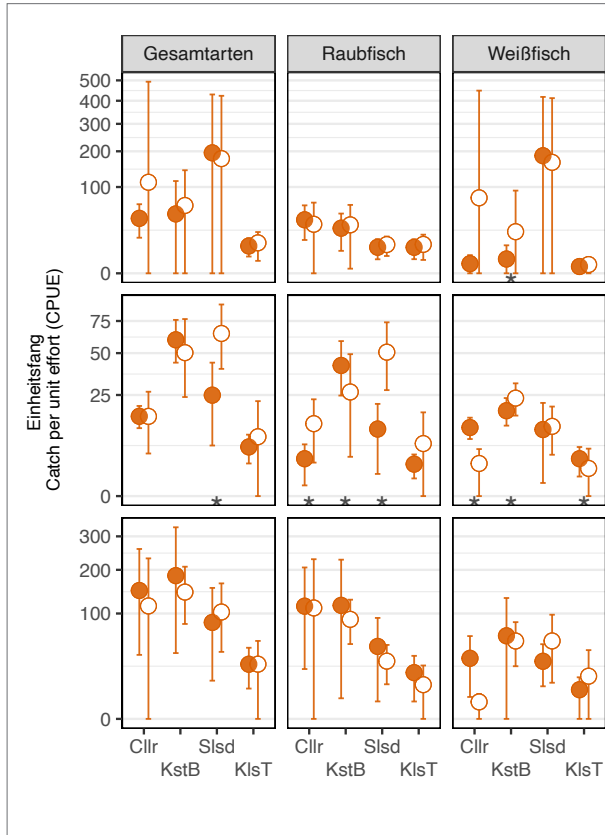
sich, dass ein Anstieg des Deckungsgrades in den untersuchten Baggerseen mit einem Rückgang der Gesamtfischabundanz assoziiert war. Grund dafür können methodische Grenzen und eine geringere Fischfängigkeit in sehr krautreichen Gewässern sein. Frühere Studien haben aber auch ergeben, dass vor allem das Zusammenspiel von Unterwasserpflanzen im Wechsel mit offenen Habitaten von entscheidender Bedeutung ist. Das kann dazu führen, dass sehr hohe Makrophytenbestände mit einem reduzierten Lückenraum auch in geringeren Fischhäufigkeiten resultieren (Casselman & Lewis 1996).

Ob das Totholz verteilt oder geklumpt in den See eingebracht wurde, hatte keine messbaren Auswirkung auf die Steigerung der Gesamtfischbestände. In den Totholzseen wurde ein geringer, aber signifikanter Anstieg der Fischgröße im zeitlichen Vergleich mit den Kontrollseen beobachtet. Gleichzeitig verringerte sich tendenziell, aber insignifikant, auch die Steigung des Größenspektrum, d. h. der relative Anteil kleinerer Fische verglichen mit größeren wurde im zeitlichen Vergleich als auch relativ zur Kontrolle geringer. Die Fischartenzusammensetzungen der Totholzseen (Vorher: Bray-Curtis-Index [Mittelwert $\pm$ SD] = $0,44 \pm 0,19$; Sørensen-Index = $0,15 \pm 0,09$) veränderten sich über den Untersuchungszeitraum gering, aber nicht signifikant unterschiedlich zu den Kontrollseen (Nachher: Bray-Curtis-Index = $0,59 \pm 0,22$; Sørensen-Index = $0,19 \pm 0,12$).

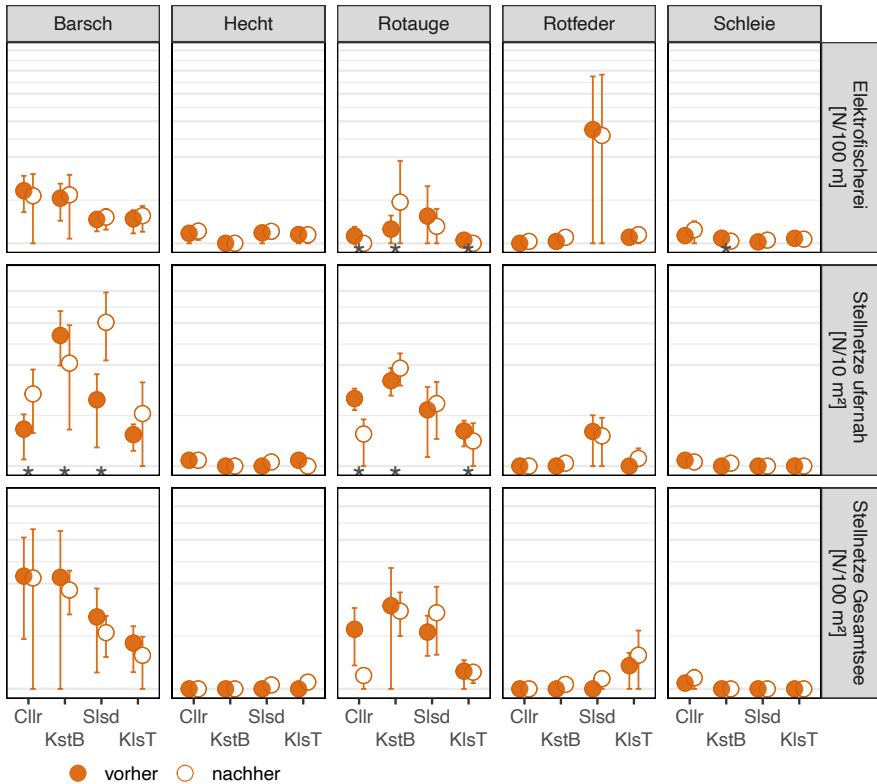
Totholzeffekte – Einzelarten. Besonders Veränderungen der Rotaugen- und Barschhäufigkeiten waren maßgeblich für die beobachteten zeitlichen Veränderungen der Fischgemeinschaften in den Totholzseen. Die jeweiligen artspezifischen biologischen Reaktionen auf Totholzeinbringung waren jedoch grundsätzlich kontextspezifisch und abhängig vom einzelnen Untersuchungssee bzw. der jeweiligen Untersuchungsmethode (Abbildung 117). So fanden sich zum Beispiel geringere Individuenzahlen bei Rotaugen nach der Totholzeinbringung in Collrunge, während die Rotaugenhäufigkeit im Kiesteich Brelingen anstieg.

Unterschiedlich war auch die Entwicklung der Raubfischbestände. Es konnte ein deutlicher Anstieg der Barschhäufigkeiten in den Stellnetzen in Collrunge und Saalsdorf beobachtet werden, während sich die Barschhäufigkeit im Kiesteich Brelingen z. T. reduzierte (Abbildung 117). Das die Wirkung von strukturellen Aufwertungen wie z. B. durch Totholz je nach See sehr unterschiedlich sein kann und dabei vor allem von den physi-

Abbildung 117: Artspezifische Veränderungen von Fischabundanz in den Totholzseen. Dargestellt ist der mittlere Einheitsfang über alle beprobten Uferabschnitte bzw. Netze $\pm$ Standardabweichung. Sternchen markieren signifikante Unterschiede der Einheitsfänge ($P < 0,05$, Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test) für den zeitlichen Vergleich vor und nach der Totholzeinbringung. Cllr = Collrunge, KstB = Kiesteich Brelingen, Slstd = Saalsdorf, KlstT = Kolshorner Teich.



kalischen und biologischen Randbedingungen abhängt, wurde auch kürzlich in einer Studie aus Nordamerika unterstrichen (Sass et al. 2022). Besonders die Trophie eines Sees, aber auch dessen Trübung scheinen wichtige Faktoren, die nicht nur über den Erfolg von Habitataufwertung durch Totholzeinbringung mitentscheiden (Sass et al. 2022), sondern auch die Wirkung von Habitatstruktur auf Räuber-Beute-Interaktionen beeinflussen (Ward et al. 2023). Ein wesentlicher Mitgrund für die unterschiedliche Reaktion der Baggerseen auf die Totholzeinbringung sind neben Unterschieden in der abiotischen Charakteristik (z. B. Seemorphologie, strukturelle Habitatausstattung) und biotischen Interaktionen (z. B. Artengemeinschaften, Räuber-Beute-Verhältnisse) unter anderem auch spezifische Einzelereignisse. Zum Beispiel führten die heißen Sommermonate 2018 und 2019 zu einem Absinken des Wasserspiegels und teil-



weisen Trockenfallen der Totholzbündel (Abbildung 118). Im Baggersee Collrunge sank dieser wenig und nur wenige Totholzbündel waren nicht mehr vollständig unter Wasser. In einigen anderen Baggerseen (vor allem im Kiesteich Brelingen und Weidekampsee) konnte, im Gegensatz dazu beobachtet werden, dass der gesunkene Wasserstand zum Austrocknen von zahlreicher Totholzstrukturen führte.

Bei den Weißfischen führte das Einbringen von Totholz zu einem Rückgang der Abundanz im Vergleich mit den Kontrollseen (Abbildung 119). Dieser negative BACI-Effekt war bei Rotaugen (und Weißfischen als Gruppe) in den Netzfischereidaten statistisch deutlich. Im Gegensatz dazu stiegen die Barschhäufigkeiten (und Raubfische als Gruppe), im statistischen Trend in Reaktion auf die Totholzeinbringung. Der bestandssteigernde

Abbildung 118:
Trockengefallene Totholz-
bündel im Uferbereich
des Meitzer Sees.

© SVEN MATERN



Effekt von Totholz bei Barschen war dabei abhängig von der Befischungsmethode und konnte eher nur mittels Netzfischereidaten, nicht jedoch in den Elektrofischereidaten, nachgewiesen werden (Abbildung 119).

Diese Ergebnisse legen nahe, dass vor allem die in den Netzen gefangenen, etwas größeren Barsche von der Habitataufwertung durch Totholz profitieren. Hier könnte vor allem ein Anziehungseffekt neu geschaffener Totholzhabitate auf Beutefische (Weißfische und kleine Barsche) eine wichtige Rolle spielen, was wiederum die Nahrungseffizienz und die Überlebenswahrscheinlichkeit der Barsche steigert. Ein Anziehungseffekt von strukturreichen Lebensräumen auf Barsche (aber auch andere strukturgebundene Raubfische) und ein verstärkter Effekt besonders auf größere Größenklassen wurde bereits in früheren Studien gefunden (Eklöv 1997) und konnte auch mittels Unterwasserkameraaufnahmen beobachtet werden (Abbildung 120).

Der Anziehungseffekt auf Beutefische bei gleichzeitiger Konzentration von Raubfischen kann aber dann dazu führen, dass die vom Totholz an-

Abbildung 119 (Seite 263): Artspezifische Totholz-BACI-Effekte. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Abundanzen einzelner Arten/Gruppen in Reaktion auf Totholzeinbringung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Dargestellt sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervalle (KI). Textboxen zeigen die Effektgröße (und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

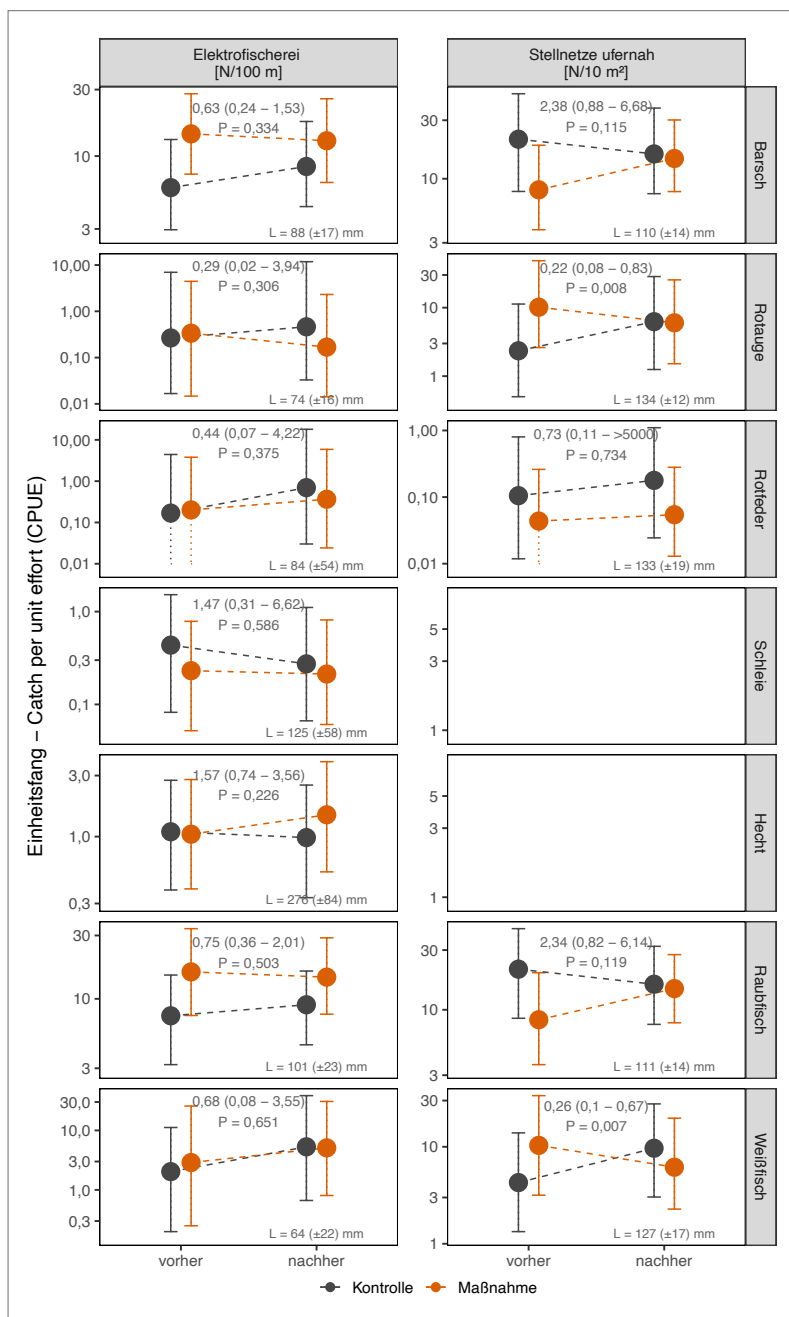


Abbildung 120: Aggregation von größeren Barschen (20 – 30 cm) an einem der eingebrachten Totholzbündel im Meitzer See.

© SVEN MATERN



gezogenen Fische vermehrt zur Beute werden (Savino & Stein 1989). Dies würde auch den beobachteten Bestandsrückgang von Weißfischen und Rotaugen erklären. Ein solcher gleichzeitiger Anziehungseffekt von Beute- und Raubfischen sowie ein Anstieg der Räuber-Beute-Interaktionen kann zu einer sogenannten „ökologischen Falle“ werden (Battin 2004, Robertson & Hutto 2006). Hierbei werden Tiere von attraktiven Habitaten angezogen, die vermeintlich von Vorteil sind (z. B. als Nahrungshabitat oder Schutzstruktur), unabhängig davon, ob es sich dabei um den „besten“ Lebensraum in Bezug auf Wachstumsraten und die Beständigkeit der Population handelt (Battin 2004). Eine Attraktion durch zusätzlich geschaffene Habitats und ein damit assoziierter Falleneffekt in Bezug auf Fischpopulationen ist vor allem aus Studien zu künstlichen, marinen Riffhabitats bekannt (Komyakova et al. 2021, Swearer et al. 2021). Dass Totholz nicht zwangsläufig eine Schutzwirkung auf Jungfische ausübt und dadurch deren Überlebenswahrscheinlichkeit erhöht, konnte bereits in einer früheren Studie an Forellenbarschen festgestellt werden (Ziegler et al. 2019).

Eine räumlich-explicite Analyse der Befischungsdaten und deren zeitlicher Entwicklung bestätigte einen solchen Anziehungseffekt, d. h. eine räumliche Umverteilung und Konzentration von Fischen hin zum Totholz. Signifikante Anziehungseffekte auf Gesamtfischebene wurden vor allem in Seen gefunden, in denen das Totholz in Form einzelner Bündel eingebracht wurde. Für die Periode vor der Totholzeinbringung waren die Fischfänge im statistischen Trend höher je weiter weg eine Probestelle von einer zukünf-

tigen Totholzstelle lag. Die Totholzeinbringung führte zu einer räumlichen Anziehung und zu einer geringen, aber signifikant höheren Steigerung der Gesamtfischabundanz je näher eine Probestelle zu einer Totholzstelle lag (ca. 1 % pro Meter Distanz).

Bezogen auf einzelne Fischarten bzw. -gruppen zeigten die Barsche und Raubfische die tendenziell klarsten mit Totholzschaftung assoziierten Aggregationseffekte; diese waren allerdings statistisch nicht signifikant. Bei Weißfischen (als Gruppe, und für Rotaugen) wurde keine statistisch relevante lokale Abundanzsteigerung am Totholz festgestellt, was durch den gleichzeitig erhöhten Räuberdruck in der Nähe der Totholzbündel (= ökologische Falle) verursacht sein könnte. In den Seen, in denen Totholz geklumpt eingebracht wurde, sowie in den Daten der ufernahen Stellnetze, war ein solcher räumlicher Anziehungseffekt durch Totholz nicht eindeutig. Dies kann an der geringeren statistischen Trennschärfe der Ufernetzdaten liegen (~ 9 jährlich gefischte Netze vs. ~ 14 jährlich befischte Transekte pro Totholzsee). Möglicherweise sind Stellnetze als passive Befischungsmethode jedoch weniger geeignet solche räumliche Aggregationseffekte nachzuweisen. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn Totholz zwar zu einer räumlichen Konzentration von Fischen führt, aber die Totholzstruktur gleichzeitig auch zu einer reduzierten Beweglichkeit (Roni & Quinn 2001, Ahrenstorff et al. 2009) und daher die Fangwahrscheinlichkeit an Netzen minimiert ist.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die Einbringung von Totholz führt nicht zwangsläufig zu einer Steigerung der Gesamtfischproduktivität in Baggerseen; die Hypothese, dass sich die Gesamtfischabundanz über die Schutzwirkung von Totholz und eine reduzierte Sterblichkeit erhöht, wurde nicht bestätigt. Damit stehen die Ergebnisse im Einklang mit bisherigen Studien, die auch keine Schutzwirkung durch Totholz (Ziegler et al. 2019) und ausbleibende additive Effekte auf die Bestandsentwicklung von Fischen beobachteten (Sass et al. 2012, Smokorowski et al. 2021).
- ▶ Die Effekte von Totholzeinbringung auf Fischbestände sind art- und seespezifisch und wirken vor allem über räumliche Anziehungs- bzw. Aggregationseffekte und eine damit assoziierte Veränderung biotischer Interaktionen (Räuber-Beute-Beziehungen) zwischen den Arten.

- ▶ Räumliche Aggregationen führten zu einer lokalen Abundanzsteigerung von Raubfischen (Barschen) an Totholzbündeln. Dies konnte sowohl qualitativ aus Unterwasserkameraaufnahmen als auch mittels quantitativer Auswertungen bestätigt werden. Hier profitieren vor allem größere Individuen durch ein gesteigertes Nahrungsangebot am Totholz bzw. eine effizientere Nutzung der Nahrungsressourcen.
- ▶ Es liegt nah, dass der Anziehungseffekt und die vermeintliche Schutzwirkung von Totholz auf Rotaugen/Weißfische durch einen gesteigerten Räuberdruck am Totholz überkompensiert wird. Dies führt zu einer sogenannten ökologischen Falle, die sich in einem Rückgang der Weißfischabundanz (besonders Rotaugen) in den Totholzseen widerspiegelt.
- ▶ Totholzeinbringungen führen in der Summe vor allem zu einer Reaggregation der Fische im Litoral von Seen. Das schließt nicht aus, dass einzelne Seen auch in der Fischabundanz vom Einbringen von Totholz profitieren können. (Noch) unzureichend verstandene lokale Ursachen entscheiden über Produktivitäts- vs. „nur“ Reaggregations-effekt. In jedem Fall sollten Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter nicht davon ausgehen, dass das Einbringen von Totholz grundsätzlich und in jedem Fall für die Fischhäufigkeit förderlich ist.

8.2.2 Makrozoobenthos

Kontext und Forschungsziel

Renaturierungen unter Einsatz von Totholz sind für Fließgewässer weit verbreitet und gehören seit langem zum Standardrepertoire von Gewässerentwicklungsmaßnahmen (GFG 2001, Kail et al. 2007). In Fließgewässern ist Totholz ein sehr wesentlicher Strukturbildner – Totholz verändert die Hydraulik von Fließgewässern, führt zur Ufer- und Sohlstabilisierung, kann Ausuferungen, Verzweigungen und Mäanderbildungen hervorrufen und zur Bildung von Kies- und Sandbänken beitragen (Beechie et al. 2006). Von all diesen Veränderungen kann das Makrozoobenthos profitieren (Hoffmann & Hering 2000). Diese morphologischen Änderungen sind immer mit der Strömung assoziiert und treten in Stillgewässern daher nicht, oder nur in geringem Maße, auf. Aus Fließgewässern weiß man jedoch, dass Totholz jenseits seiner morphologischen Wirkungen auch selber ein wichtiges Habitat für das Makrozoobenthos darstellt: In sandigen Fließgewässern ist Holz oftmals das einzige Hartsubstrat, das sessilen (festsitzenden) Organismen wie Muscheln oder Kriebelmückenlarven zur Verfügung steht.

Auf der Oberfläche von Totholz bildet sich ein ausgeprägter Biofilm – eine Schicht aus Bakterien, Pilzen und Algen – die eine wichtige Nahrungsgrundlage für weidende Organismen (z. B. für Eintagsfliegenlarven und Schnecken) ist. Holz dient schließlich gerade im bereits stärker verrotteten Zustand als Nahrung für die Gruppe der „Zerkleinerer“, z. B. Flohkrebse und manche Köcherfliegenlarven, die sich gleichermaßen von Laub und Holz ernähren können (Harmon et al. 1986, Hoffmann & Hering 2000). Totholz ist in Fließgewässern daher oft sehr dicht mit Makrozoobenthos besiedelt und beherbergt eine ganz eigene Lebensgemeinschaft, die ihrerseits auch eine Nahrungsgrundlage für Fische darstellt.

Es liegt daher die Vermutung nahe, dass Totholz auch in Stillgewässern, z. B. Baggerseen, die Lebensbedingungen für das Makrozoobenthos verbessern kann. Zwar sind die strukturbildenden Effekte von Totholz in Seen sicher weniger ausgeprägt als in Fließgewässern, die Eigenschaft als Habitat für totholzbesiedelnde Organismen ist hingegen vermutlich auch für Stillgewässer relevant (Czarnecka 2016). Dies wurde jedoch bislang kaum untersucht. Auch die Effekte von Renaturierungen mit Totholz lassen sich in Stillgewässern nicht abschätzen. Roth et al. (2007) vermuten, dass die Auswirkung von Totholz auf die Fischfauna in erster Linie in den Refugien, die durch Totholz geschaffen werden, begründet ist, und nur sekundär durch das verbesserte Nahrungsangebot an wirbellosen Tieren. Czarnecka (2016) hingegen weist auf zahlreiche positive Einflüsse von Totholz auf das Makrozoobenthos in Seen hin. Ziel dieser Studie war daher, die Effekte von Totholzanreicherungen in Baggerseen auf das Makrozoobenthos zu quantifizieren. Das Forschungsteam untersuchte sowohl Effekte auf einzelne Arten als insbesondere auf der Ebene von Lebensgemeinschaften. Sie lassen sich in Kenngrößen wie Abundanz (Dichte), Artenzahl, Diversität oder dem Vorkommen bestimmter Ernährungstypen ausdrücken.

Methoden

Wie auch für die anderen Organismengruppen wurden zur Beantwortung der Forschungsfrage BACI-Modelle (vgl. Kapitel 4) erstellt, die sowohl die zeitlichen Auswirkungen der Maßnahme (d. h. vor und nach der Totholzeinbringung), als auch den Vergleich mit Kontrollstandorten berücksichtigen. Dazu wurden verallgemeinerte lineare gemischte Modelle (GLMM – generalized linear mixed models, Fahrmeir et al. 2007) verwendet, die neben festen Effekten (fixed effects, z. B. Auswirkungen

einer Maßnahme, zeitliche Veränderung vor und nach der Maßnahme) auch zufällige Effekte (random effects) miteinbeziehen. Die Auswirkung von Totholzeinbringung wurde auf zwei verschiedenen räumlichen Ebenen betrachtet:

1. Durch den Vergleich von Seen, die mit Totholz renaturiert wurden (Totholzseen) und solchen ohne Maßnahmen (Kontroll- oder Referenzseen);
2. für die Totholzseen: durch den Vergleich von renaturierten Stellen mit nicht renaturierten Stellen im gleichen See (interne Referenzen).

In die GLMM-Modelle für Vergleich Nr. 1 gingen Daten aus den Maßnahmensseen (mit Totholzeinbringung und z. T. Flachwasserzonenschaffung) und drei Kontrollseen ein. Die gemeinsame Analyse von Totholzseen mit und ohne neu geschaffener Flachwasserzonen ermöglichte eine statistische Trennung von Totholz- und Flachwassereffekten. In Vergleich Nr. 2 gingen Daten aus den drei Totholzseen ein.

Die Vergleiche wurden jeweils für verschiedene Indizes, die mit den Taxalisten des Makrozoobenthos berechnet wurden, vorgenommen (Schmidt-Kloiber & Hering 2015): Abundanz (Dichte), Taxazahl und Diversität (Shannon-Index) sowie Anteil verschiedener Ernährungstypen an der Lebensgemeinschaft:

- ▶ Zerkleinerer (Shredder), die sich vorwiegend von abgestorbenem organischem Material (Laub, Holz) ernähren, bzw. von der Biomasse der Pilze, die diese organischen Materialien abbauen;
- ▶ Weidegänger (Grazer), die sich von dem Biofilm, z. B. auf Holz oder anderen festen Materialien, ernähren;
- ▶ Passive Filtrierer (Passive filter feeders), die sich von Strömung oder Brandung herangetragenen feinkörnigen Materialien ernähren;
- ▶ Aktive Filtrierer (Active filter feeders), die eigenständig einen Wasserstrom erzeugen und so das feinkörnige Material aus dem Wasser entnehmen;
- ▶ Sedimentfresser (Sediment feeders), die am Boden oder im Sand abgelagertes feinkörniges Material fressen;
- ▶ und Räuber (Predators), die sich von anderen Makrozoobenthos-Organismen ernähren.

In den Modellen wurden folgende feste Faktoren berücksichtigt: der Maßnahmentyp (Totholz, Kontrolle), der Zeitraum (vor und nach der

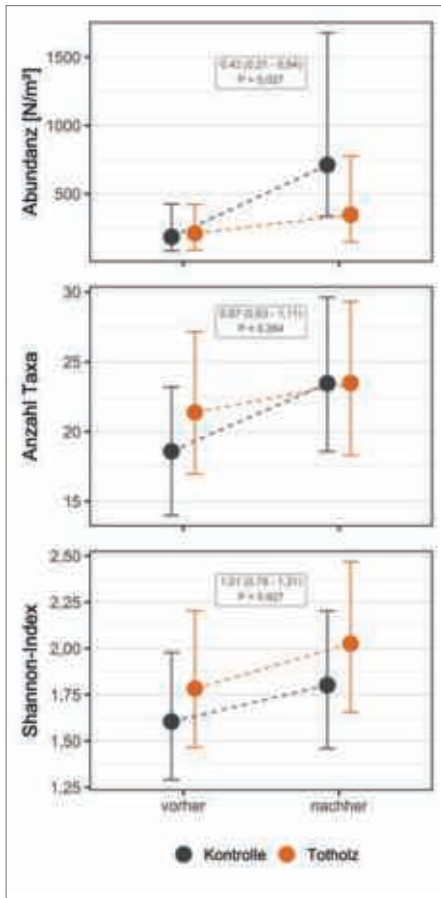


Abbildung 121: Totholz-BACI-Effekte. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Abundanz, Taxazahl und Diversität des Makrozoobenthos in Reaktion auf Totholzeinbringung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Die Textboxen zeigen die Effektgröße (und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

Maßnahme) sowie die Interaktion von Zeitraum und der jeweiligen Maßnahme (= Maßnahmen-spezifischer BACI-Effekt). Die Variablen wurden als Dummy-Faktoren mit den Ausprägungen 1 (Vorhandensein) bzw. 0 (Fehlen) kodiert. Für jeden festen Effekt (fixed effect) wurde der Parameterkoeffizient (d. h. Effektgröße), dessen 95 %-Konfidenzintervall (KI, durch ein parametrisches Bootstrap-Verfahren), sowie der Signifikanzwert P bestimmt. Eine statistische Wechselwirkung der unabhängigen Variablen Zeitraum (vorher vs. nachher) und Maßnahme (Maßnahme vs. Kontrolle) gibt den sogenannten BACI-Effekt wieder. Signifikante BACI-Effekte zeigen an, dass die Maßnahme eine nachweisliche Auswirkung auf den jeweiligen Index hat.

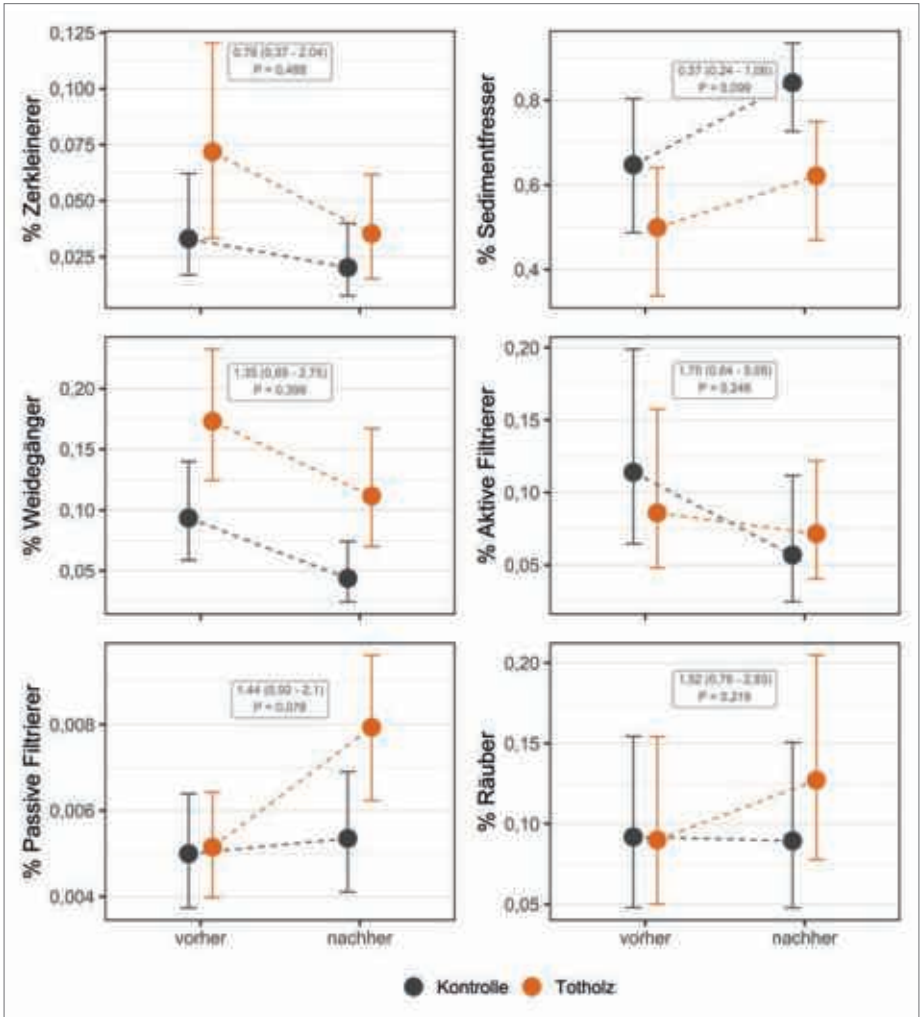


Abbildung 122: Totholz-BACI-Effekte. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Zusammensetzung der Ernährungstypen in Reaktion auf Totholzeinbringung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Die Textboxen zeigen die Effektgröße (und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

Abschließend wurde überprüft, welche Taxa beim Vor-und-Nachher-Vergleich zu- bzw. abnahmen. Dieser wurde zwischen renaturierten und nicht renaturierten Stellen im gleichen See vorgenommen. Als Methode diente die Multivariate-Constrained Analysis of Principal Coordinates (capscale). Als Faktoren wurden folgende Größen verwendet: Zeit (vorher vs. nachher), Maßnahme (ja/nein) und Zeit: Maßnahme als Wechselbeziehung (Interaktionsterm).

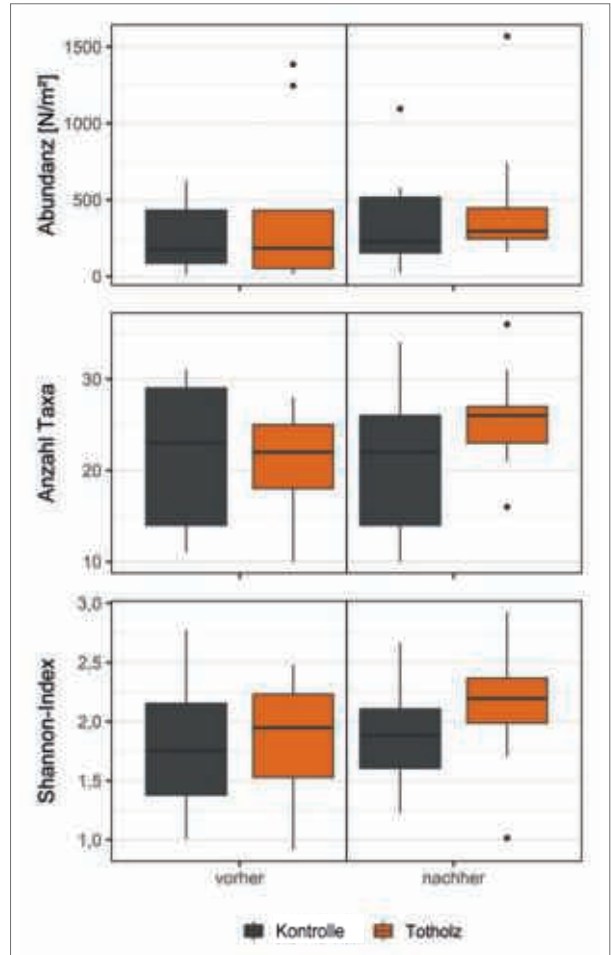
Ergebnisse

Das Einbringen von Totholz führte im Betrachtungszeitraum zu keiner signifikanten Erhöhung von Abundanz, Artenzahl und Diversität des Makrozoobenthos (Abbildung 121). Zwar stiegen alle drei Werte zwischen den Beprobungen vor und nach den Maßnahmen deutlich an, dies war aber nicht nur in den Totholzseen, sondern auch in den Kontrollseen der Fall. Vor allem bzgl. Abundanz und Taxazahl war der Anstieg in den Kontrollseen sogar statistisch signifikant stärker (Abbildung 121). Die Ursachen für die deutlichen Unterschiede bleiben spekulativ. Tatsächlich ist die Variabilität von Makrozoobenthosproben groß. Zahlreiche Faktoren können die Zusammensetzung beeinflussen: das Wetter in dem jeweiligen Probejahr (die Entwicklungsgeschwindigkeit ist stark temperaturabhängig), die genaue Lage der Probestellen (ein hoher organischer Anteil im Sediment führt häufig zu hohen Abundanzen), aber auch die Art der Probennahme. Auch wenn die Beprobung in beiden Jahren mit der gleichen Methode durchgeführt wurde, waren jedoch verschiedene Probennehmerinnen und -nehmer beteiligt. All diese Faktoren können zum Anstieg von Dichte, Artenzahl und Biomasse beigetragen haben.

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der Betrachtung der Ernährungstypen. Zwischen den Beprobungen vor und nach den Maßnahmen nahm der Anteil von Zerkleinerern, Weidegängern und aktiven Filtrierern ab, während vor allem Sedimentfresser zunahmen. Sedimentfresser bildeten den insgesamt dominierenden Ernährungstyp und ihr Anteil stieg in den Kontrollseen stärker an als in den Totholzseen (Abbildung 122). Lediglich der Anteil passiver Filtrierer stieg in den Totholzseen signifikant stärker an als in den Kontrollseen (positiver Totholz-BACI-Effekt, Abbildung 122), allerdings auf sehr niedrigem Niveau.

Bei dem Vergleich renaturierter Stellen und nicht renaturierter interner Referenzen innerhalb der Totholzseen zeigte sich folgendes Bild (Abbil-

Abbildung 123: Unterschiede zwischen renaturierten Stellen und internen Referenzen (nicht renaturierten Stellen) innerhalb der Totholzseen in Bezug auf Abundanz, Taxazahl und Diversität des Makrozoobenthos.



dung 123): Die Abundanz änderte sich kaum, sowohl beim Vergleich vor und nach den Maßnahmen als auch zwischen renaturierten Stellen und internen Referenzen. Anzahl Taxa und Diversität (Shannon-Index) stiegen hinterher an den renaturierten Stellen jedoch an, wobei die Unterschiede aufgrund der geringen Stichprobenzahl nicht signifikant waren.

Anders sah es jedoch bei der Betrachtung der Ernährungstypen aus: Wie auch beim Vergleich zwischen Totholzseen und Kontrollseen stieg der Anteil einiger Ernährungstypen zwischen den Beprobungen vor und nach den

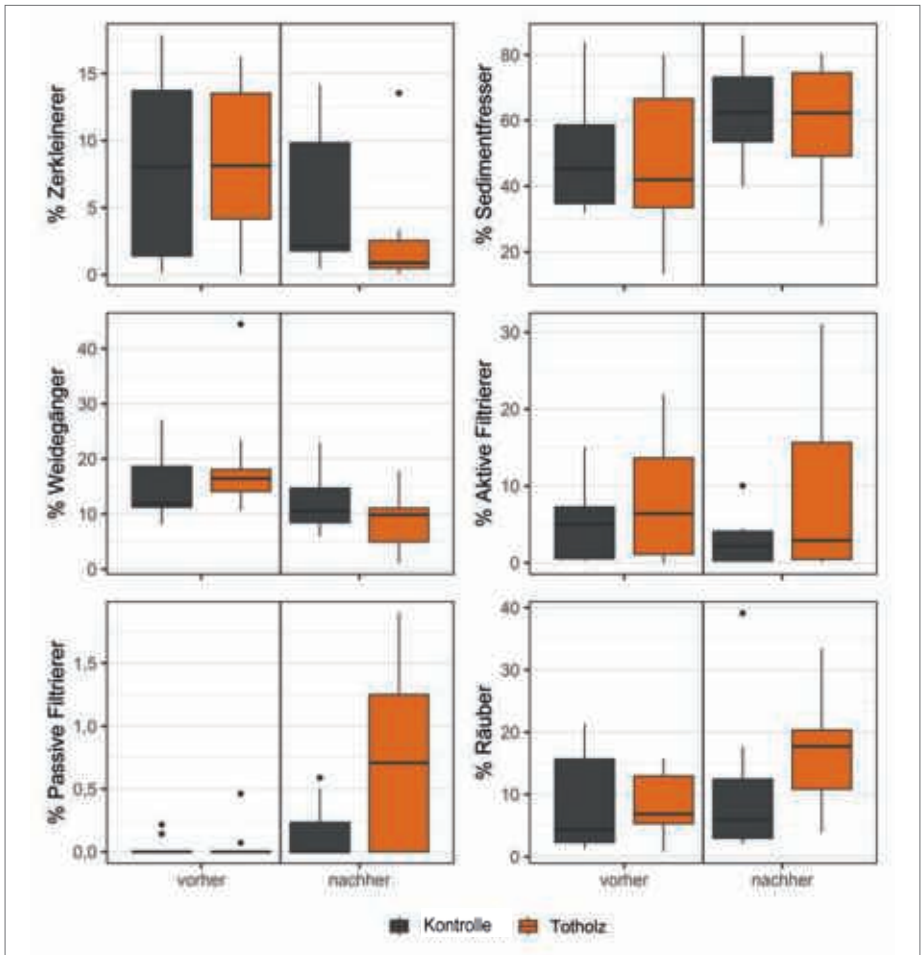


Abbildung 124: Unterschiede zwischen renaturierten Stellen und internen Referenzen (nicht renaturierten Stellen) innerhalb der Totholzseen in Bezug auf die Zusammensetzung der Ernährungstypen des Makrozoobenthos.

Maßnahmen signifikant an (Sedimentfresser, aktive Filtrierer); allerdings gab es keinen statistisch relevanten Unterschied zwischen den internen Referenzen (Kontrollstellen) und den renaturierten Stellen (Totholz) (Abbildung 124). Hingegen wurde eine signifikante Zunahme von Räubern und passiven Filtrierern beobachtet.

Tabelle 29: Prozentuale Ähnlichkeit (SIMPER) der Makrozoobenthos-Gemeinschaften in Totholzseen vor und nach der Renaturierung. Gelistet werden alle Taxa, die kumulativ zu 70 % zur Bray-Curtis-Unähnlichkeit beitragen. Zudem wird die durchschnittliche Abundanz vor und nach den Maßnahmen angegeben. cumsum = cumulative sums (kumulierte Summen). Die Pfeilrichtung verdeutlicht, ob die Taxa infolge der Maßnahmen zu- oder abnahmen.

Taxa	Beitrag zur Unähnlichkeit	Abundanz vorher	Abundanz nachher	cumsum	Effekt
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Neuseeländische Zwergdeckelschnecke)	0,181	120,700	68,110	0,218	↓
<i>Orthocladinae</i> Gen. sp. (Unterfamilie der Zuckmücken)	0,167	82,740	72,726	0,418	↓
<i>Caenis luctuosa</i> (Eintagsfliegen-Art)	0,076	23,400	75,265	0,509	↑
<i>Caenis horaria</i> (Eintagsfliegen-Art)	0,048	5,022	38,093	0,567	↑
<i>Tanytarsini</i> Gen. sp. (Tribus der Zuckmücken)	0,038	18,840	17,028	0,612	↓
<i>Chironomini</i> Gen. sp. (Tribus der Zuckmücken)	0,029	6,837	14,877	0,647	↑
<i>Micronecta</i> sp. (Ruderwanzen)	0,027	7,091	10,184	0,680	↑

Wie auch beim Vergleich zwischen Totholzseen und Kontrollseen waren die Ergebnisse des internen Vergleichs renaturierter Stellen und nicht renaturierter interner Referenzen innerhalb der Totholzseen oft nicht eindeutig: Innerhalb der Jahre gab es Verschiebungen, die allerdings interne Referenzen (Kontrollstellen) und renaturierte Stellen gleichermaßen betrafen. Wiederum können diese Unterschiede auf Faktoren wie Wetter, genaue Lage der Probestellen oder Probennehmende zurückzuführen sein. Es ist allerdings auch möglich, dass die Maßnahmen zu einem seenweiten Anstieg von Abundanz, Artenzahl, Diversität und des Anteils von Sedimentfressern und aktiven Filtrierern geführt haben, sodass sich die Auswirkungen der Renaturierungen nicht nur an den renaturierten Stellen zeigen.

Die Ähnlichkeitsanalysen der Taxalisten vor und nach den Maßnahmen (Tabelle 29) verdeutlichen, dass einige Taxa in den Totholzseen nach den Maßnahmen deutlich zugenommen haben: Dazu zählen die Eintagsfliegenlarven (*Caenis horaria* und *C. luctuosa*), die beide auf Biofilm angewiesen sind, wie er auf Totholz wächst – dies zeigt, dass trotz der generellen Abnahme des Anteils von Weidegängern (Abbildung 124) einzelne weidende Arten durchaus profitieren können. Unter den Taxa, die nach den Maßnahmen seeweit abnahmen, waren vorwiegend Zuckmücken-Taxa (*Orthocladinae*, *Tanytarsini*) sowie die invasive Schneckenart (*Potamo-pyrgus antipodarum*). Die Ursachen dafür sind unklar.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die Renaturierung mit Totholz führte innerhalb des dreijährigen Betrachtungszeitraums zu keinen gerichteten Veränderungen der Makrozoobenthosfauna. Es ist zu erwarten, dass sich die Effekte der Totholzeinbringung über die Jahre steigern. Sobald das Holz stärker verrottet ist, wird es für die Besiedlung mit Makrozoobenthos viel attraktiver (Czarnecka & Miler 2018). Dies war in dem kurzen Betrachtungszeitraum noch nicht der Fall.

8.2.3 Andere Organismengruppen

Kontext und Forschungsziel

Neben bereits diskutierten Effekten auf Fische stellt der Teillebensraum Totholz in einem See auch vielfältige direkte und indirekte Funktionen für andere Organismengruppen bereit (Benke & Wallace 2003, Smokorowski et al. 2006, Schneider & Winemiller 2008, Glaz et al. 2009, Czarnecka 2016). So schafft Totholz, besonders in den flacheren Bereichen, Zonen, die vor Wind und Wellenschlag geschützt sind. Dies kann den Bewuchs durch Makrophyten fördern (Denny 1988, Strayer & Findlay 2010). Als zusätzliche Struktur, und bedingt durch eine potenzielle Erhöhung der Makrophytenbestände, bietet Totholz zusätzlichen Lebensraum für Amphibien (Ficetola et al. 2006, Hartel et al. 2007) und Larvenstadien gewässertypischer Insekten (z. B. Libellen) (Remsburg & Turner 2009, Vilenica et al. 2020). Amphibien können Totholzstrukturen als Laichhabitat nutzen, an denen sie aktiv Laichballen bzw. -schnüre ablegen.

Totholz kann indirekt – v. a. durch anwachsende Algen, eine Aggregation von Kleinfischen und die Besiedlung durch andere Organismen – ein at-

traktives Nahrungshabitat für Wasservögel sein. Darüber hinaus bietet es Gewässerorganismen einen zusätzlichen Schutz vor Fressfeinden (Everett & Ruiz 1993, Czarnecka et al. 2014, Czarnecka 2016). Im Vergleich zu den direkten fischökologischen Effekten von Totholz (Sass 2009, Strayer & Findlay 2010, Sass et al. 2012) sind weitere direkte und indirekte Auswirkungen auf andere gewässergebundene und an Baggerseen vorkommende terrestrische Organismen vergleichsweise wenig untersucht.

Ziel der vorliegenden Analyse war es daher, im Sinne einer umfassenden Untersuchung festzustellen, ob und in welcher Form das Einbringen von Totholz, neben fischökologischen Auswirkungen, auch Effekte auf andere Organismengruppen hat. Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass (1) Totholzeinbringung durch die Schaffung geschützter Bereiche die Entwicklung von Makrophytenbeständen steigert und durch die Erhöhung der strukturellen Diversität anspruchsvollere Arten besonders gefördert werden; (2) die Schutz- und Habitatfunktion von Totholz die Abundanz von Libellen und Amphibien erhöht, besonders von Arten mit einem Lebenszyklus der eng an Totholz gebunden ist; (3) es durch eine Aggregation von Nahrungsorganismen an Totholzstrukturen zu einer möglichen Anziehung und Steigerung von periphyten-, aber auch fischfressenden Wasservögeln kommt; (4) die terrestrische Ufervegetation durch die Totholzeinbringung nicht beeinflusst wird.

Methoden

Das Forschungsteam quantifizierte mithilfe von gemischten Modellen (vgl. Kapitel 4) Veränderungen der Makrophytenbestände, der Abundanz und Artenvielfalt von Libellen, Wasservögeln und Amphibien sowie der Ufervegetation als Reaktion auf die Totholzeinbringung. Durch eine konsequente Anwendung des BACI-Ansatzes wurden die zeitlichen Auswirkungen jeweils im Vergleich mit der Entwicklung der Kontrollseen betrachtet. Weitere Details zu den statistischen Modellen wurden in Kapitel 4 bereits ausgeführt. In den hier angewendeten BACI-Modellen zu den anderen Organismengruppen wurden im Speziellen die Entwicklung folgender abhängiger Variablen berücksichtigt: (1) Makrophyten der litoralen Zone (0 – 2 m Wassertiefe): Deckungsgrad und Artenvielfalt; (2) Wasservögel: Abundanz und Artenvielfalt; (3) Libellen (Larvenstadium): Abundanz (jeweils getrennt für Kleinlibellen (Zygoptera) und Großlibellen (Anisoptera)); (4) Amphibien: Abundanz adulter und larvaler Individuen und Amphibieneier und Gesamtartenvielfalt; (5) terrestrische Ufervegetation:

Deckungsgrad Kräuter, Abundanz Bäume und Sträucher und Artenvielfalt (jeweils getrennt für Bäume/Sträucher und Kräuter). Eine ausführliche Beschreibung des Beprobungsaufwandes der einzelnen Artengruppen sowie der angewandten Feldmethoden finden sich in Kapitel 4.

In Abhängigkeit der Charakteristik der Zielgröße wurden zur Modellierung von Häufigkeitsdaten und Artenreichtum grundsätzlich Poissonmodelle und für Deckungsgrade Betaverteilungsmodelle verwendet. Zur Berücksichtigung des unterschiedlichen Beprobungsaufwandes wurden Arthäufigkeitsdaten jeweils auf 100 Meter Uferlänge bzw. einen Hektar Seefläche standardisiert. Die „zufälligen“ Begleiteffekte (random variables), die im Modell berücksichtigt wurden, umfassen seespezifische Unterschiede und fallweise (bei mehrjährig wiederholten Beprobungen im Vorher- oder Nachher-Zeitraum) auch Jahreseffekte sowie die Interaktion See x Jahr. Signifikante BACI-Effekte zeigten an, dass sich die Entwicklung der Totholzseen nachweislich von der der Kontrollbaggerseen unterscheidet. Unterschiede in den Artengemeinschaften (jeweils für einzelne Artengruppen) der Totholzseen verglichen mit den Kontrollseen wurden mittels multivariater Redundanzanalyse sowohl basierend auf dem Vorkommen einzelner Arten (Sørensen-Distanzmaß) als auch unter Berücksichtigung artspezifischer Häufigkeiten (Bray-Curtis-Faunenunähnlichkeit) ausgewertet.

Ergebnisse

Totholzeffekte – Makrophyten:

Anders als in der ursprünglichen Hypothese angenommen, führte der Totholzeintrag zu keinem statistisch abgesicherten Anstieg des Deckungsgrades der Makrophyten der Litoralzone (Abbildung 125). Der marginale Anstieg von im Mittel 40 Prozent im Aufnahmejahr vor der Maßnahme (2016) auf 42 Prozent nach der Maßnahme (2021), war im Vergleich mit der negativen Entwicklung der Deckungsgrade der Kontrollseen (40 % vs. 37 %) zwar höher, aber statistisch nicht wesentlich unterschiedlich (Abbildung 125). Gleichzeitig erhöhte sich in den Totholzseen auch die Vielfalt der Makrophytenarten; auch dieser Anstieg war aber im Vergleich mit der Kontrolle nicht abschließend statistisch abzusichern (Abbildung 125).

Unter Berücksichtigung der artspezifischen Deckungsgrade unterschieden sich die Makrophytengemeinschaften der Totholzseen grundsätzlich

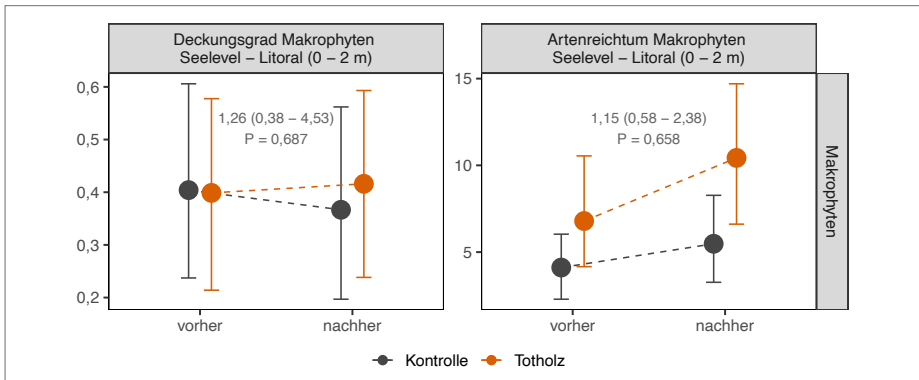


Abbildung 125: Totholz-BACI-Effekte auf Makrophyten. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Makrophytendeckungsgrade sowie der Artenvielfalt als Reaktion auf Totholzeinbringung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Dargestellt sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervalle (KI). Textboxen zeigen die Effektgröße (und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

von denen der Kontrollseen. So waren Totholzseen (unabhängig der Maßnahme) vor allem durch das Vorkommen von Schilfrohr (*Phragmites australis*), Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) charakterisiert, die in den Kontrollseen in geringerer Ausdehnung vorkamen bzw. gänzlich fehlten. In einer zeitlichen Betrachtung der Entwicklung der Artengemeinschaften, aber auch bezogen auf das reine Vorkommen der jeweiligen Arten, konnten aber keine statistisch relevanten Unterschiede der Makrophytengemeinschaften zwischen Totholz- und Kontrollseen festgestellt werden.

Die zeitliche Entwicklung des Wasserpflanzenbewuchses war im Allgemeinen sehr unterschiedlich zwischen den einzelnen untersuchten Baggerseen (Abbildung 126): Zum Beispiel ist der Weidekampsee, ein Baggersee an dem zusätzlich zum Totholzeintrag auch Flachwasserzonen geschaffen wurden, grundsätzlich sehr makrophytendominiert. Dort war durch Makrophyten der Gewässerboden bereits 2016 fast komplett (> 75 %) und 2021 komplett (> 90 %) mit Wasserpflanzen zugewachsen. Das Totholz, das zudem durch den stark abgesunkenen Wasserstand kaum wirken konnte, hatte in diesem See also keine Möglichkeit, einen zusätzlichen Effekt auf Wasserpflanzen zu erzielen. Ein anderer stark bewachsener See ist z. B. Pfütze (unbewirtschaftete Kontrolle) mit De-

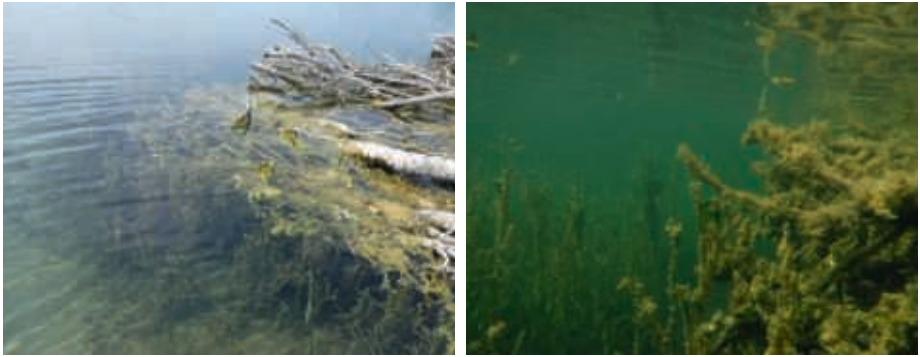


Abbildung 126: Anwuchs von Wasserpflanzen an Totholzbündeln im Linner See (Aufnahmen im August 2019).

© ROBERT NIKOLAUS

ckungsgraden von über 80 Prozent in beiden Jahren. Im Gegensatz dazu war der Kiesteich Brelingen durch geringes Wasserpflanzenwachstum charakterisiert und war in beiden Untersuchungsjahren nahezu makrophytenfrei ($\sim 5\%$). Dort konnte, ähnlich wie im Linner See, ein starkes Pflanzenwachstum rund um einige Totholzbündel beobachtet werden. Bezogen auf die Gesamtseefläche zählten v. a. größere Baggerseen wie Linner und Meitzer See zu den eher makrophytenarmen Gewässern. Diese Seen weisen einen hohen Anteil an sehr tiefen Bereichen auf, die von Wasserpflanzen nicht besiedelt werden können.

Totholzeffekte – Libellen:

Im zeitlichen Vergleich mit den Kontrollseen wurde in den Totholzseen ein nachweislich signifikanter Anstieg von Libellenlarven beobachtet (positiver Totholz-BACI-Effekt, Abbildungen 127, 128). Ein Anstieg war grundsätzlich bei beiden Teilgruppen zu beobachten, den aquatischen Larven der Kleinlibellen (Zygoptera) und verstärkt sogar für die Großlibellen (Anisoptera). Trotz umfangreicher Datenaufnahme von adulten Libellen an den Baggerseen erlaubten es Unterschiede in Details der Beprobung vor und nach der Maßnahmendurchführung (z. B. genauer Beprobungszeitpunkt und -reihenfolge) nicht, Aussagen mittels einer BACI-Analyse zu treffen. Im Gegensatz dazu scheint die Datenaufnahme aquatischer Lebensformen zuverlässiger. Die Ergebnisse lassen daher darauf schließen, dass die Einbringung von Totholz einen positiven Effekt für Libellen(larven) hat. Neben der direkten Schutz- und Habitatfunktion von Totholz für Libellen sind möglicherweise auch sekundäre Effekte, z. B. durch eine

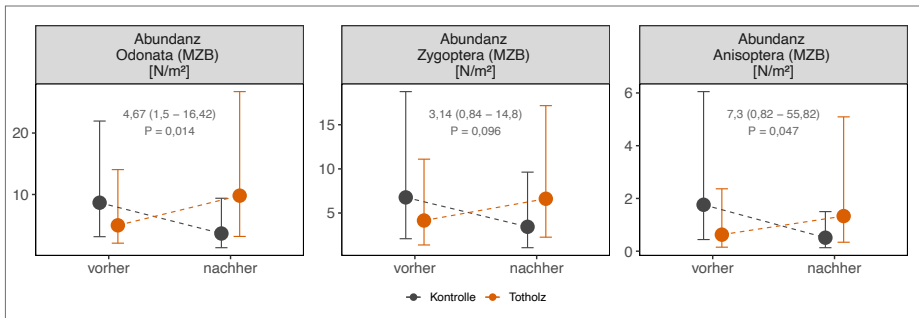


Abbildung 127: Totholz-BACI-Effekte auf Libellenlarven. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Abundanz von aquatischen Libellenlarven (MZB = Makrozoobenthos) in Reaktion auf Totholzschaftung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Dargestellt sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervall (KI). Textboxen zeigen die Effektgröße (und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

Steigerung des Makrophytenbewuchses an und in der Nähe der Totholz-bündel, mitverantwortlich.

Totholzeffekte – weitere wassergebundene Tierartengruppen (Wasservögel, Amphibien):

Grundsätzlich unterschieden sich die Wasservogelgemeinschaften der Totholzseen (unabhängig von der Maßnahme selbst) von jenen der Kontrollseen sowohl bezogen auf das Vorkommen einzelner Arten als auch unter Berücksichtigung artspezifischer Häufigkeiten. In den Totholzseen waren vor allem Stockenten, Kanadagans und Graugans in geringeren Abundanzen vertreten, während Reiherente und Haubentaucher häufiger vorkamen. Die Häufigkeit der Wasservögel und deren Artenvielfalt sanken im gleichen Zeitraum sowohl in den Kontrollseen als auch in den Baggerseen in die Totholzbündel eingebracht wurden. Im statistischen Vergleich war diese Entwicklung der Wasservogelvielfalt und -abundanz in den Totholzseen jedoch nicht wesentlich unterschiedlich (d. h. keine nachweislichen Totholz-BACI-Effekte, Tabelle 30). Darüber hinaus wurden im zeitlichen Vergleich „vor vs. nach“ der Totholzeinbringung keine signifikanten Veränderungen der Wasservogelgemeinschaften festgestellt. Es konnte jedoch ein Rückgang v. a. seltenerer Arten beobachtet werden. Dies ergibt sich vor allem durch das generell schwierigere Auffinden solcher Arten. Zum Beispiel wurde der naturschutzfachlich hoch bewertete Flusssuferläufer vergleichsweise seltener in den Jahren nach der Totholzeinbringung



Abbildung 128: Das Einbringen von zusätzlichem Totholz hat einen positiven Effekt für Libellenlarven.

© FLORIAN MÖLLERS

an den Baggerseen beobachtet. Diese für sandige und kiesige Flussauen typische Vogelart findet an Baggerseen ein gutes Sekundärhabitat. Grundsätzlich zielten die Feldmethoden auf eine überblicksmäßige Aufnahme der gesamten Wasservogelgemeinschaft ohne jedoch auf die Detektion einzelner, seltener Vogelarten ausgelegt zu sein. Es ist daher eher von einer methodischen Unschärfe auszugehen, als dass hier das Einbringen von Totholz ursächlich für den beobachteten Rückgang des Flussuferläufers bzw. anderer, seltener angetroffener Vogelarten ist.

Für die Gruppe der Amphibien wurden Abundanzdaten für Eier, Larven und Adulti im Feld erhoben. Ein zeitlicher Vergleich (2017 vs. 2021) der Amphibienhäufigkeiten in den Totholzseen bezogen auf die einzelnen Lebensstadien zeigte einen Rückgang in der Periode nach der Totholzeinbringung, vor allem bei Adulttieren und im statistischen Trend auch bei Larven und Amphibieneiern. Gleichzeitig zeigte sich aber auch ein Rückgang von Häufigkeiten der Amphibien in den Kontrollseen. Im BACI-Vergleich mit den Kontrollseen konnte keine biologisch relevante Veränderung der Amphibienhäufigkeit und -vielfalt in Reaktion auf die Totholzeinbringung festgestellt werden. Das oftmals geklumpfte Vorkommen von Amphibieneiern sowie -larven und damit verbundene extrem-rechtsschiefe Häufigkeitsverteilungen erlaubten es nicht, diese beiden Stadien im Sinne einer umfassenden BACI-Analyse, also im Vergleich mit den Kontrollseen, auszuwerten. Grundsätzlich sind Amphibien, verglichen mit anderen in den

Abbildung 129: An einem Totholzbündel abgelegte Laichschnüre der Erdkröte im Linner See 2021.

© ROBERT NIKOLAUS



Baggerseen untersuchten Gruppen, mit nur wenigen Arten vertreten. Es sind hier Einschränkungen durch den Beprobungsumfang und -zeitpunkt zu nennen. Die Forschungsgruppe passte möglicherweise nicht immer (vor allem in 2021) den Hauptwanderungszeitpunkt der Amphibien ab. Dass die neu geschaffenen Totholzstrukturen grundsätzlich von Amphibien z. B. als Laichhabitat angenommen werden, bestätigten jedoch qualitative Beobachtungen im Feld (Abbildung 129).

Tabelle 30: BACI-Effekte von Totholzeinbringung auf Abundanz und Artenvielfalt weiterer wassergebundener Tiergruppen (Wasservögel, Amphibien). BACI-Effektgrößen sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervall (KI). n. s. = nicht signifikant.

		BACI-Effekt (KI) Signifikanz	Reaktion auf Totholzeinbringung
Wasservögel	Abundanz	1,02 (0,38 – 2,75) P = 0,967	n. s.
	Artenreichtum	0,77 (0,50 – 1,29) P = 0,311	n. s.
Amphibien (Adult)	Abundanz	0,50 (0 – 1,42) P = 0,217	n. s.
	Artenreichtum	0,63 (0 – 4,55) P = 0,613	n. s.

Totholzeffekte – Ufervegetation:

In den untersuchten Totholz- und Kontrollseen erhöhte sich über den Untersuchungszeitraum sowohl die Häufigkeit als auch die Artenvielfalt der holzigen und krautigen Ufervegetation. Die Entwicklung der Totholzseen war aber im zeitlichen BACI-Vergleich nicht nachweislich unterschiedlich zu den Kontrollseen (Tabelle 31). Es lassen sich daher keine Auswirkungen durch das Einbringen von Totholzbündeln auf die Ufervegetation nachweisen.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ In Baggerseen, in denen oft entsprechende Strukturen fehlen, kann zusätzliches Totholz eine wichtige Schutz- und Habitatfunktion ausüben und einen wertvollen Naturschutzbeitrag leisten, v. a. für Arten mit einem eng an das Totholz gebundenen Lebenszyklus wie Libellenlarven.
- ▶ Durch das Anlegen von Totholzhabitaten stieg die Zahl der Libellenlarven an. Dies bestätigt die Hypothese, dass die Schutz- und Habitatfunktion von Totholz, die Häufigkeit strukturgebundener aquatischer Lebensformen steigert. Somit eignet sich Totholz, um die Menge an Libellenlarven zu erhöhen.
- ▶ Die Einbringung von Totholz führte nicht unmittelbar zu einem Anstieg des Deckungsgrades der Makrophyten der Litoralzone.

Tabelle 31: BACI-Effekte von Totholzschaftung auf Abundanz und Artenvielfalt der Ufervegetation. BACI-Effektgrößen sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervall (KI). n. s. = nicht signifikant.

		BACI-Effekt (KI)	Reaktion auf Fisch-
		Signifikanz	besatz
Ufervegetation	Abundanz – Bäume & Sträucher	0 (0 – >5000) P = 0,391	n. s.
	Deckungsgrad – Kräuter	1,34 (0,32 – 5,75) P = 0,665	n. s.
	Artenreichtum – Bäume & Sträucher	1,29 (0,78 – 2,06) P = 0,274	n. s.
	Artenreichtum – Kräuter	1,21 (0,94 – 1,64) P = 0,144	n. s.

- Totholzeinbringung hatte auch keine nachweislichen biologischen Auswirkungen auf die Abundanz und Vielfalt wassergebundener Vögel, Ufervegetation und Amphibien. Feldbeobachtungen zeigten, dass die neu geschaffenen Totholzstrukturen von Amphibien (z. B. Erdkröte) als Laichhabitat angenommen werden. Es liegt nah, dass für die naturschutzfachliche Förderung solcher Arten mit amphibi-scher Lebensweise vor allem auch die Charakteristik des terrestri-schen Umlandes von entscheidender Bedeutung ist.

8.3 Ökologie des Flachwassers in Seen

8.3.1 Ökologischer Hintergrund

Der Flachwasser- oder Litoralbereich ist der produktive Teil der Uferzone, in dem die Stoff- und Energieumsätze am größten sind. Die Primärproduktion (Umwandlung anorganischer Stoffe in organische Substanz) überwiegt gegenüber der Respiration (Umwandlung organischer Stoffe in anorganische Substanzen). Da Photosynthese, bei der Licht als Energiequelle dient, der quantitativ bei weitem wichtigste Prozess der Primärproduktion ist, bestimmt die Eindringtiefe des Lichtes unmittelbar die Ausdehnung des Litorals. Diese sogenannte euphotische Tiefe (T_{eu}), ab der die Photosynthese durch Lichtmangel gehemmt wird, lässt sich aus der Sichttiefe ermitteln [$T_{eu} = 2,709 \cdot \text{Sichttiefe (in m)}$]. Dafür wird eine weiße Scheibe, die „Secchi-Scheibe“, bis zu dem Punkt eingetaucht, ab dem sie von der Oberfläche gerade nicht mehr sichtbar ist.

Flachwasserzonen zählen grundsätzlich zu den produktivsten Bereichen eines Sees und stellen einen strukturell und funktionell wichtigen Schlüssellebensraum für Fische dar (Lewin et al. 2004, Winfield 2004, Strayer & Findlay 2010, Fischer et al. 2018, Matern et al. 2021). Die Möglichkeiten einer relativ schnellen Erwärmung, die Refugienwirkung gerade für Fischlarven und Jungfische gegenüber typischerweise größeren Raubfischen und die im Vergleich zur offenen Freiwasserzone beruhigteren Bedingungen (Wind und Strömung) tragen zur Produktivität und Relevanz als Laich- und Aufwuchsplatz für viele Fischarten bei. Gleiches gilt für die enge Verzahnung mit dem Uferbereich (z. B. Beschattung, Eintrag von Totholz und Falllaub) und eine damit verbundene Produktion von Nahrungsorganismen sowie eine strukturell-vielfältige Habitatausstattung (z. B. Unterwasserpflanzen im Wechsel mit offenen Habitaten). Diese bedeutsamen Funktionen von Flachwasserzonen sind hinreichend in der

Literatur belegt (Lewin et al. 2004, Winfield 2004, Strayer & Findlay 2010, Fischer et al. 2018).

Frisch geschlüpfte Fischbrut ist aufgrund ihrer geringen absoluten Schwimmleistung auf strömungsberuhigte, ufernahe Flachwasserbereiche angewiesen. Folgerichtig werden im Litoral auch regelmäßig die höchsten Jungfischdichten gemessen, insbesondere in den großen Fließgewässern, auf die sich in den vergangenen Jahren die Jungfischuntersuchungen konzentrierten. So fanden beispielsweise Staas (1997) im Litoral des Niederrheins maximale Jungfischdichten von $67 - 2.767/\text{m}^2$, Bischoff (2002) in der unteren Oder mittlere Jungfischdichten von $4,1 - 175,6/\text{m}^2$ und Scholten (2002) in der Mittelelbe $6,2 - 79,8/\text{m}^2$. Vergleichbare Jungfisch-Dichtemessungen sind in Seen Mangelware.

Den Flachuferbereichen und ufernahen Lebensräumen kommt dabei entscheidende Bedeutung als Brutaufwuchsgebiete zu, sicher nicht zuletzt aufgrund der dort vorhandenen substanziell höheren Nährtierdichten. Wittkugel (2002) beschreibt für den Bodensee, dass ca. 90 Prozent der vorkommenden Fischarten während ihrer Jungfischphase litorale Ressourcen nutzen und 80 Prozent davon auch im Litoral laichen. In Fließgewässern sind diese Anteile sogar noch höher, da hier die Zahl der spezialisierten Freiwasserbewohner unter den Fischarten geringer ist.

Die räumliche Ausdehnung der Flachwasserzonen, d. h. der produktive Litoralbereich eines Gewässers, bestimmt maßgeblich auch den möglichen Umfang der Fischrekrutierung, d. h. die Bestandskapazität oder Tragfähigkeit der Jungfischgemeinschaft. Auch die Fischproduktion insgesamt wird maßgeblich vom Anteil der produktiven Litoralflächen bestimmt. So lieferten beispielsweise bei gleichem Nährstoffangebot Flachseen immer höhere Fischereierträge als tiefe geschichtete Seen (Beispiele in Anwand 1973). Vergleichbar mit Flachwasserzonen sind, mit Einschränkungen, Überschwemmungsflächen von Fließgewässern. Für diese ermittelten Tockner & Stanford (2002) in einer weltweiten Analyse derzeitiger Flussauen eine zusätzliche fischereiliche Produktivität von im Mittel 5,46 Kilogramm Fischbiomasse pro Hektar und Jahr.

Je ausgedehnter die Flachwasserbereiche sind, desto höher ist das zu erwartende Jungfischauftreten sowie die Häufigkeit und das potenzielle Artenspektrum ufergebundener Fischarten. Darüber hinaus wirken

Abbildung 130: Eine neue Flachwasserzone erhöht die ökologischen Funktionen eines Baggersees.

© THOMAS KLEFOTH



sich Flachwasserzonen auch auf die Wasserqualität aus. So sieht beispielsweise eine konservative Empfehlung für die Stabilisierung eines Klarwasserzustandes in Flachseen vor, dass 50 Prozent des Gewässers durch Pflanzen besiedelbar sein sollten (Reynolds 1994). Gerade in Baggerseen, die meistens wenige Flachwasserzonen aufweisen, sind starke produktionssteigernde Effekte durch das Anlegen flacherer Uferbereiche zu erwarten.

8.3.2 Flachwasserzonen in Baggerseen anlegen: praktische Aspekte

Fehlende Litoralzonen sind das häufigste strukturelle Defizit in Baggerseen. Eine Neuanlage von Flachwasserzonen (Abbildungen 130, 131) im Uferbereich kann Abhilfe schaffen. Die Biodiversität, nicht nur von Fischen, kann steigen. Für das Anlegen einer Flachwasserzone – anders als für eine Totholzaktion – ist eine Genehmigung erforderlich. Eine derartige Maßnahme muss daher langfristig geplant werden.

Wie bereits in Kapitel 3 ausgeführt, gilt die wesentliche Umgestaltung eines Gewässers oder seiner Ufer gemäß § 67 Abs. 2 WHG (Wasserhaushaltsgesetz) als „Gewässerausbau“. Dies betrifft in der Regel auch das Anlegen einer neuen Flachwasserzone. Demzufolge bedarf ein solches Vorhaben nach § 68 Abs. 1 WHG einer Planfeststellung, bzw. gemäß § 68 Abs. 2 WHG einer Plangenehmigung. Nach den Erfahrungen im Projekt BAGGERSEE ist jedoch eine Umweltverträglichkeitsprüfung im Normalfall nicht nötig. Das deutlich einfachere Plangenehmigungsverfahren ist für eine solche Maßnahme ausreichend. Dies sollte jedoch immer vorab mit der zuständigen Behörde geklärt werden.

Neben dem Antrag auf Erteilung einer wasserrechtlichen Plangenehmigung nach § 68 WHG ist außerdem eine Baugenehmigung einzuholen. Da insbesondere Kieskuhlen häufig nah an größeren Flüssen liegen, befinden sich die Gewässer nicht selten in einem Überschwemmungsgebiet. Ist dies der Fall, muss ein Antrag auf Erteilung einer wasserrechtlichen Genehmigung, bzw. Zulassung nach § 78 WHG, für Vorhaben innerhalb der gesetzlichen Überschwemmungsgebiete beantragt werden. Bei Gewässern in Natur- oder Landschaftsschutzgebieten verstoßen die Bauvorhaben in der Regel gegen die Bestimmungen der Schutzgebietsverordnungen. Es muss das Einverständnis der unteren Naturschutzbehörde eingeholt werden (Tabelle 32).

Für die Anträge ist eine detaillierte Zusammenstellung aller Informationen zum Vorhaben unerlässlich. Dazu gehören neben der Projektbeschreibung auch eine Übersichtskarte im Maßstab 1:25.000 mit farblicher Darstellung der Grundstücke und Gewässer, ein Auszug aus dem Flurkartenwerk sowie Grundstücks- und Eigentüternachweis, ein Lageplan im Maßstab 1:500 – 1:1.000, Längs- und Querschnittszeichnungen des Gewässers und die Abarbeitung der naturschutzrechtlichen und -fachlichen Belange gemäß Bundesnaturschutzgesetz. Für das Projekt BAGGERSEE verlangten die zuständigen Behörden, unabhängig voneinander, keine hydraulischen Nachweise über die Wasserführung.

Die Erläuterung zum Bauvorhaben muss in der Regel sehr konkret sein und planerische Vermessungen sowie Profilschnitte der geplanten Flachwasserzone beinhalten. Das Projekt BAGGERSEE holte sich dafür professionelle Hilfe und engagierte einen Landschaftsplaner. Organisatorische Probleme können beispielsweise auftreten, wenn es für den Abtrag und -transport organischer Böden behördliche Auflagen gibt. Diese schreiben oftmals eine chemische Untersuchung auf Schadstoffe vor. Zahlreiche Labore bieten diese für 100 bis 200 Euro an. Obwohl die Erstellung der zahlreichen Dokumente eine Herausforderung für Angelvereine darstellt, können sie die Schaffung von ökologisch besonders wertvollen Flachwasserzonen in Eigenregie realisieren. Dafür gibt es allein in Niedersachsen gleich mehrere und sehr positive Beispiele.

Die Akteure sollten für das Anlegen einer neuen Flachwasserzone bis zu zwei Jahre einkalkulieren. Das Projekt BAGGERSEE startete mit den Planungen im Frühjahr 2017. Die letzte der vier Flachwasserzonen wurde im

Frühjahr 2018 fertiggestellt. Dies gelang nur, weil ehrenamtliche Helferinnen und Helfer aus den Vereinen viel Zeit investierten, durch das Engagement von einem qualifizierten Landschaftsplaner sowie dem Einsatz von Vollzeitkräften des Anglerverbands Niedersachsen e. V. Übernehmen ausschließlich Ehrenamtliche die Arbeiten, kann es daher auch etwas länger dauern.

Die Lage der neu geschaffenen Flachwasserzonen ergab sich im Projekt BAGGERSEE ausschließlich aus den räumlichen Gegebenheiten. Häufig sind Baggerseen bis zur Genehmigungsgrenze vollständig ausgebeutet und weiterer Platz für die Neuanlage von Flachzonen ist an vielen Stellen nicht gegeben. Die häufigsten Gründe hierfür waren notwendige Mindestabstände zu Straßen und Wegen, veränderte Besitzverhältnisse in unmittelbarer Nähe der Uferkante oder fehlende Zugänglichkeit für schweres Baugerät. Aus diesen Gründen konnte bei der Maßnahmenplanung keine Rücksicht auf die Sonneneinstrahlung, Beschattung oder Zugänglichkeit genommen werden. Dennoch empfiehlt sich auch bei dieser Art der Habitataufwertung die unmittelbare Beteiligung der Vereinsmitglieder, um ein Mitspracherecht zu gewähren und Konflikte zu vermeiden. Zudem bieten sich Ortstermine mit Behörden und allen beteiligten Personen (bspw. Grundeigentümerinnen und Grundeigentümer oder Bodenabbauunternehmerinnen und Bodenabbauunternehmer) an, um die Antragsstellung und Maßnahmenumsetzung frühzeitig im persönlichen Gespräch zu klären und vor Ort auf Besonderheiten hinzuweisen.

Liegt die Baugenehmigung für die Flachwasserzone vor, kann mit den eigentlichen Bodenarbeiten begonnen werden. Hierfür kann entweder ein Dienstleistungsunternehmen beauftragt werden oder in den Reihen der Vereinsmitglieder befinden sich Personen, welche die Baggerarbeiten selbst durchführen können, sodass nur die benötigten Maschinen gemietet werden müssen. Entsprechend den Planungen wird dann die Uferböschung abgetragen und abgeflacht, bis eine neue Flachwasserzone entstanden ist. Anorganisches Bodenmaterial wie Kies und Sand wurde im Projekt BAGGERSEE in Ufernähe direkt in das Gewässer geschoben, um so die Flachzone in Richtung Freiwasserbereich zusätzlich zu vergrößern und gleichzeitig Kosten für einen Abtransport des Bodens einzusparen. Wenn die Arbeiten von einem Dienstleistungsunternehmen durchgeführt werden, besteht die ehrenamtliche Aufgabe des Angelvereins primär in der Bauüberwachung und der Organisation. Die Projekterfahrungen ha-

ben gezeigt, dass Dienstleister für die Verbesserung der Uferstruktur sehr begeisterungsfähig waren und die Aufträge mit großer Sorgfalt durchgeführt wurden. Kostenseitig wurden im Projekt BAGGERSEE ca. 20.000 Euro zzgl. Planungskosten (ca. 1.500 Euro pro Gewässer) je Flachwasserzone aufgewendet, behördliche Verfahrenskosten beliefen sich auf maximal 430 Euro. Die Preise für die Dienstleistungsunternehmen unterschieden sich regional allerdings erheblich. Gleiches galt für die jeweiligen Rahmenbedingungen an den Gewässern. Für einen Quadratmeter Flachwasserzone mussten an manchen Gewässern bis zu fünf Kubikmeter Boden bewegt werden, was unweigerlich höhere Kosten verursachte als der Bau einer solchen Flachzone in einem gut zugänglichen und ohnehin flachen Ufergebiet.

Nach Abschluss der Bodenarbeiten, welche selten mehr als drei Arbeitstage in Anspruch nahmen, haben alle Angelvereine im Projekt BAGGERSEE die neu geschaffene Flachwasserzone unter freiwilligen Schutz gestellt. In diesen Gebieten und auch in einer Pufferzone in unmittelbarer Nähe gilt seither ein Angel- und Betretungsverbot.

Zusammengefasst ist die Errichtung von Flachwasserzonen durch Angelvereine eine ausgesprochen anspruchsvolle Aufgabe für das Ehrenamt. Eine Zielerreichung und somit eine nachhaltige ökologische Aufwertung der Baggerseen sind aber möglich und erstrebenswert. Eine Unterstützung der Angelvereine durch Verbände und Behörden kann dazu beitragen, die Maßnahmen auch flächendeckend und an einer Vielzahl von Seen erfolgreich umzusetzen.

Entstehung einer Flachwasserzone:



Abbildung 131: Entwicklung einer Flachwasserzone.

Tabelle 32: Checkliste für die Schaffung von Flachwasserzonen am Vereinsbaggersee.

Vorbereitung	
Erforderliche Genehmigungen/ Dokumente	• Wasserrechtliche Plangenehmigung (Wasserbehörde) • Naturschutzrechtliche Erlaubnis (ist Teil des Genehmigungsverfahrens) • Baurechtliche Genehmigung (Baubehörde) • Versicherungen für Helfende • Flurkarten • Gewässerkarten • Schriftlicher Antrag zum Bau der Flachwasserzone • Schriftlicher Antrag auf Ausnahmen von Verboten im Schutzgebiet • Planungszeichnung
Ortsbegehungen/ Vermessungen	• Treffen von Gewässerhegenden mit Mitarbeitenden aus den Bereichen Naturschutz/Forstwirtschaft, um die Gegebenheiten vor Ort zu prüfen • Besichtigung des Uferbereichs, um die optimale Lage der Flachwasserzone festzulegen • Vor Ort Abstimmung mit den Genehmigungsbehörden
Vorabinformation von Gewässernutzenden und -schützenden	• Workshops zur gemeinsamen Maßnahmenplanung von Gewässernutzenden und -schützenden (optimal) oder mindestens Verbreitung von Informationen zum Vorhaben. (Transparenz und bestenfalls Offenheit für gemeinsame Abstimmungen sind wichtig für die Akzeptanz der Vorhaben und ermöglichen die Nutzung unterschiedlichen Wissens.)
Umsetzung	
Erforderliche Vorarbeiten	• Freischneiden der Fläche für Flachwasserzone und Baggerzuwegung
Erforderliche Geräte	• Motorsäge (zum Freischneiden) • Bagger (für Bodenaushub) • LKW für Abtransport Bodenaushub
Erforderliche Personen	• Motorsägenführende / Landschaftsgärtnerinnen oder Landschaftsgärtner • Baggerführende • Koordinierende Person

8.4 Ökologische Auswirkungen der Flachwasserzonenschaffung in Baggerseen

8.4.1 Fische

Kontext und Forschungsziel

Die meisten heimischen Fischarten haben während eines Teils ihres Lebenszyklus einen Bezug zum Flachwasser, speziell bei der Reproduktion oder beim Aufwachsen als Jungfisch. Zum Beispiel laichen Hechte bevorzugt in geschützten Flachwasserbereichen mit überfluteten Vegetationsbeständen und Wassertiefen bis 100 Zentimeter, wenn diese sich im Frühjahr auf 8 – 12°C erwärmt haben (Inskip 1982, Casselman & Lewis 1996, Craig 2008). Junge Barsche nutzen die Flachwasserbereiche nach einer ersten Phase im Freiwasser nach dem Schlupf als Aufwuchshabitat. Auch Rotaugen und andere Cypriniden wie die krautlaichende Schleie profitieren von Flachwasserzonen, die bevorzugt als Laich- und Aufwuchshabitat genutzt werden (Diamond 1985, Härmä et al. 2008, Kahl et al. 2008). Für die Nutzung von Flachwasserzonen als Laichhabitat und das Wachstum von Jungfischen ist vor allem auch die Ausstattung mit submersen und emersen Wasserpflanzen maßgeblich (Diamond 1985, Bry 1996, Olson et al. 1998, Lapinska et al. 2001).

In natürlichen Seen machen Flachwasserzonen z. T. große Bereiche der Seefläche aus. Baggerseen hingegen sind geprägt von steilscharigen Ufern. In der Regel fehlen ausgedehnte Flachwasserbereiche (Emmrich et al. 2014, Søndergaard et al. 2018). Dies limitiert die Möglichkeiten zur Reproduktion und zur Entwicklung von Jungfischbeständen. Neue Flachwasserzonen könnten die Rekrutierung von Jungtieren verbessern und somit bei ausgewählten Fischarten die Produktivität von Baggerseen erhöhen. Bisher ist dem Forschungsteam keine Untersuchung zu fischökologischen Aufwertungen durch zusätzliche Flachwasserzonenschaffung in Baggerseen bekannt. Renaturierungsstudien aus Flüssen zeigten jedoch bereits einen solchen positiven Effekt auf Fische (z. B. Weber & Wolter 2017, Fischer et al. 2018).

Ziel der vorliegenden Studie war die Analyse, ob und in welchem Ausmaß neu geschaffene, zusätzliche Flachwasserzonen in Baggerseen einen bestandssteigernden Effekt auf Fische haben und welche Fischarten besonders davon profitieren. Im Sinne einer BACI-Analyse sollen dabei die

zeitlich-additiven Effekte von Flachwasserzonenschaffung in einer mehrjährigen Betrachtung von jeweils vier Flachwasserseen im Vergleich zu vier Kontrollseen bewertet werden. In der zugrundeliegenden Hypothese wird davon ausgegangen, dass die Schaffung von zusätzlichen Flachwasserzonen in Baggerseen die Verfügbarkeit von Reproduktionshabitaten erhöht, die Schutzwirkung die Sterblichkeit von Jungfischen reduziert und es so zu einer Abundanzsteigerung bei ausgewählten litoralgebundenen Fischarten wie Cypriniden und Barschen kommt. Wesentliche Ergebnisse sind in Radinger et al. (2023) zusammengefasst.

Methoden

Mithilfe gemischter Modelle (vgl. Kapitel 4) wurden biologisch relevante Veränderungen der Einheitsfänge als Reaktion auf die Schaffung zusätzlicher Flachwasserzonen in den Baggerseen analysiert. Dazu wurden die fischökologischen Auswirkungen der Flachwasserzonenschaffung für den Gesamtfischbestand und auch für einzelne baggersee-typische Fischarten und im statistischen Vergleich mit den Kontrollstandorten mittels einer BACI-Analyse berechnet. Das Forschungsteam berücksichtigte für seine Analyse Daten aus vier Befischungsmethoden für einen Zeitraum vor (2016 – 2017) und einen nach (2018 – 2021) der Flachwasserzonenanlage. Zusätzlich wurden in den untersuchten Seen auch Totholzbündel als strukturersteigernde Maßnahme eingebracht. Die gemeinsame Analyse von 20 in der Gesamtstudie beprobten Baggerseen, inklusive von vier Seen in denen nur Totholz eingebracht, aber keine Flachwasserzonen geschaffen wurden, ermöglichte eine statistische Trennung von Totholz- und Flachwassereffekten. Zusätzliche im Modell berücksichtigte Umweltkovariaten und Zufallseffekte wurden bereits in Kapitel 4 detailliert beschrieben. Signifikante Interaktionseffekte der Variablen Zeit (vorher vs. nachher) und Maßnahme (Flachwasser vs. Kontrolle) zeigen eine nachweisliche Auswirkung von Flachwasserzonenschaffung auf die untersuchten Fischbestände an.

Analog zu den statistischen Verfahren, die bereits im Kapitel zur Auswirkung von Totholz (Kapitel 8.2) beschrieben wurden, wurden auch für die Flachwasserseen mittels BACI-Analyse Veränderungen der Durchschnittslängen und Größenspektren der Fischgemeinschaft als Reaktion auf die Flachwasserzonenanlage bewertet.

Unterschiede der Fischartenzusammensetzung (Vorkommen und Häufigkeit der Einzelarten) der Baggerseen mit und ohne Flachwasserzonen-

schaffung sowie Unterschiede in deren zeitlicher Entwicklung wurden mittels Redundanzanalyse untersucht. Arten, die besonders zur zeitlichen Veränderung der Fischartengemeinschaften in den Flachwasserseen beitragen, wurden mittels SIMPER-Analyse identifiziert.

Ergebnisse

Flachwasserzoneneffekte – Gesamtfischbestand. Im Vergleich „vor“ (2016 – 2017) zu „nach“ (2018 – 2021) der Flachwasserzonenschaffung wurde ein Anstieg der Einheitsfänge festgestellt. Die Gesamtfischhäufigkeit stieg bei drei der vier Befischungsmethoden im statistischen Trend stärker als in den Kontrollseen (Abbildung 132). Nur in den Stellnetzdaten

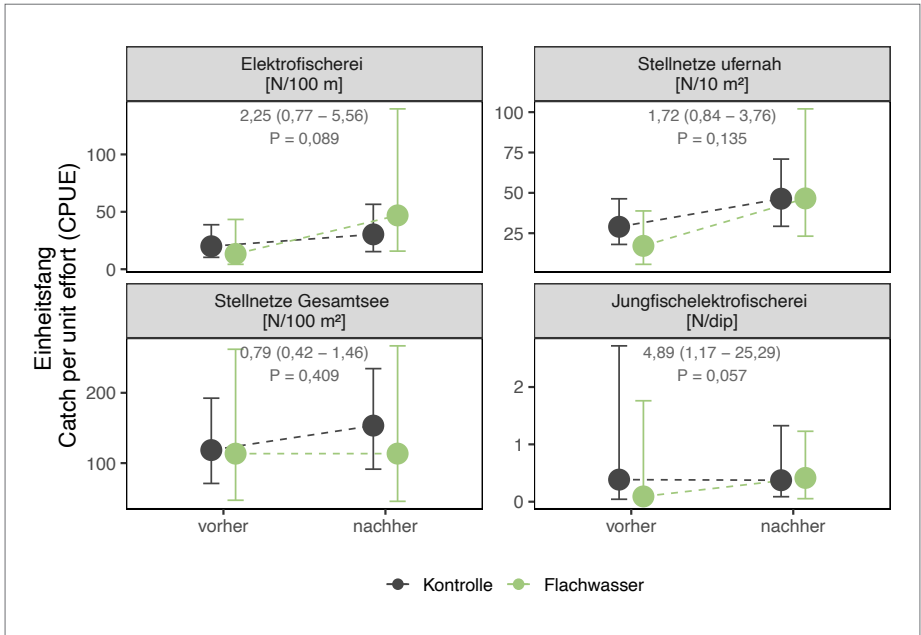


Abbildung 132: Flachwasser-BACI-Effekte. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Gesamtfischabundanz in Reaktion auf Flachwasserzonenschaffung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Dargestellt sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervall (KI). Textboxen zeigen die Effektgröße (Inzidenz-ratio, und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

auf Gesamtseeebene wurden keine Unterschiede der Gesamtbestandsentwicklung im Vergleich zu den Kontrollseen nachgewiesen. Vor allem elektrofischereiliche Methoden (inklusive einer unabhängigen Beprobung der Jungfische) zeigten im statistischen Trend einen deutlichen Anstieg der Fischabundanz in Reaktion auf die Flachwasserzonenschaffung. Hier wurde im Mittel und im Vergleich mit der Kontrolle eine Verdoppelung der elektrofischereilichen Einheitsfänge (positiver Flachwasser-BACI-Effekt) bzw. sogar eine Vervierfachung bei Jungfischen nachgewiesen, die allein mit der Flachwasserzonenschaffung assoziiert sind. Werden nur die Haupteffekte der zeitlichen Entwicklung, der Flachwasserzonenschaffung und deren Interaktion betrachtet (Abbildung 132), entspricht das einer vom Modell geschätzten durchschnittlichen Erhöhung des Einheitsfanges von 13 auf 47 Fische pro 100 m Elektrofischereistrecke bzw. von 0,1 auf 0,4 Jungfische (< 10 cm) pro Elektrofischereipunkt (Dip). Der positive Effekt von Flachwasser auf Jungfische zeigt sich auch in einer Verringerung der Fischgrößen in den Elektrofischereidaten. Durch den Anstieg der Jungfischzahlen sank die mittlere Fischgröße ($\pm$ SD) von 94 ± 71 mm vor der Flachwasserzonenschaffung auf 64 ± 48 mm danach. Der Grund liegt wahrscheinlich in einer gesteigerten Reproduktion, die zu mehr Jungfischen führt. Eine Verringerung der durchschnittlichen Fischlänge war aber im BACI-Vergleich mit Kontrollseen nicht abschließend statistisch abzusichern. Analog zum Sinken der Fischgrößen verringerten sich auch die Größenspektren nach der Flachwasserzonenschaffung: ein Hinweis für einen relativen Anstieg kleinerer Größenklassen verglichen mit den Größeren. Dieser Effekt war jedoch im BACI-Vergleich mit der Entwicklung zur Kontrolle nicht signifikant.

Flachwasserzoneneffekte – Einzelarten. Die zeitliche Veränderung der Fischartenzusammensetzung der Flachwasserseen unterschied sich nicht zu den Kontrollseen (Flachwasserseen, mittlerer Bray-Curtis-Index $\pm$ SD = $0,55 \pm 0,19$ bzw. Sørensen-Index = $0,20 \pm 0,16$; Kontrollseen Bray-Curtis-Index = $0,59 \pm 0,22$; Sørensen Index = $0,19 \pm 0,12$). Die deutlichsten Veränderungen der Artengemeinschaften zeigten sich in einer Steigerung der Rotaugenhäufigkeiten (Abbildung 133). Das Rotaugenvorkommen stieg sowohl in den Elektrofischerei- als auch in den Ufernetzdaten. Dieser Anstieg war auch statistisch signifikant im Vergleich mit der Kontrolle (signifikanter, positiver BACI-Flachwassereffekt, Abbildung 133). Gleiches stellte das Forschungsteam auch für die Weißfischfänge der Ufernetze fest. Interessanterweise wurde in den Elektrofischereidaten ein negativer Flachwassereffekt auf die Hechtabundanz verzeichnet (Abbildung 133).

Dieser könnte jedoch durch positive Effekte der Totholzeinbringung (siehe Kapitel 8.2) kompensiert worden sein, sodass sich in den meisten der befischten Baggerseen (an denen Flachwasser immer in Kombination mit Totholzmaßnahmen durchgeführt wurde) die Hechthäufigkeiten nur unwesentlich änderten (Abbildung 134). Für den Weidekampsee zeigte sich in den Elektrofischereidaten ein Rückgang der Hechtabundanz. In den heißen Sommern 2018 und 2019 sank der Wasserspiegel des Weidekampsees. Große Teile des Schilfgürtels waren nicht mehr unter Wasser, sodass geeignete Lebensräume für den Hecht parallel zur Schaffung der Flachwasserzonen verloren gegangen sind. Dieses Phänomen könnte den beobachteten Rückgang erklären.

Für die anderen untersuchten Fischarten wurde keine biologisch relevante Veränderung der Fischabundanz als Reaktion auf die Flachwasserzonenschaffung festgestellt, die über die Veränderung in den Kontrollseen hinausgeht (Abbildung 133).

Eine Steigerung der Fischabundanz durch Flachwasserzonen ist oft der gemeinsame Effekt geringerer Wassertiefen, der Ufernähe und von Makrophytenbewuchs – Einflussfaktoren, die nur schwer getrennt voneinander zu betrachten sind. Frühere Ergebnisse zeigten, dass die Qualität der strukturellen Ausstattung der Litoralzone von besonderer Bedeutung für die Strukturierung von Fischgemeinschaften in Baggerseen ist (Lewin et al. 2004, 2014, Matern et al. 2021). Dies gilt insbesondere für Arten, die zumindest für einen Teil ihres Lebenszyklus auf die litorale Zone angewiesen sind (z. B. Hechte, Rotaugen). Dabei scheint neben der quantitativen Deckung auch die räumlich-qualitative Verteilung und verfügbarer Lückenraum innerhalb eines Makrophytenbestandes entscheidend für dessen Wirkung auf Fischbestände (Casselman & Lewis 1996, Weaver et al. 1997). In den Analysen wurden sowohl morphologische Variablen (z. B. mittlere Tiefe, Seegröße) als auch Makrophytenbedeckungsgrade auf Ge-

Abbildung 133 (Seite 297): Artspezifische Flachwasser-BACI-Effekte. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Abundanzen einzelner Arten/Gruppen in Reaktion auf Flachwasserzonenschaffung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Dargestellt sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervall (KI). Textboxen zeigen die Effektgröße (Inzidenz-ratio, und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

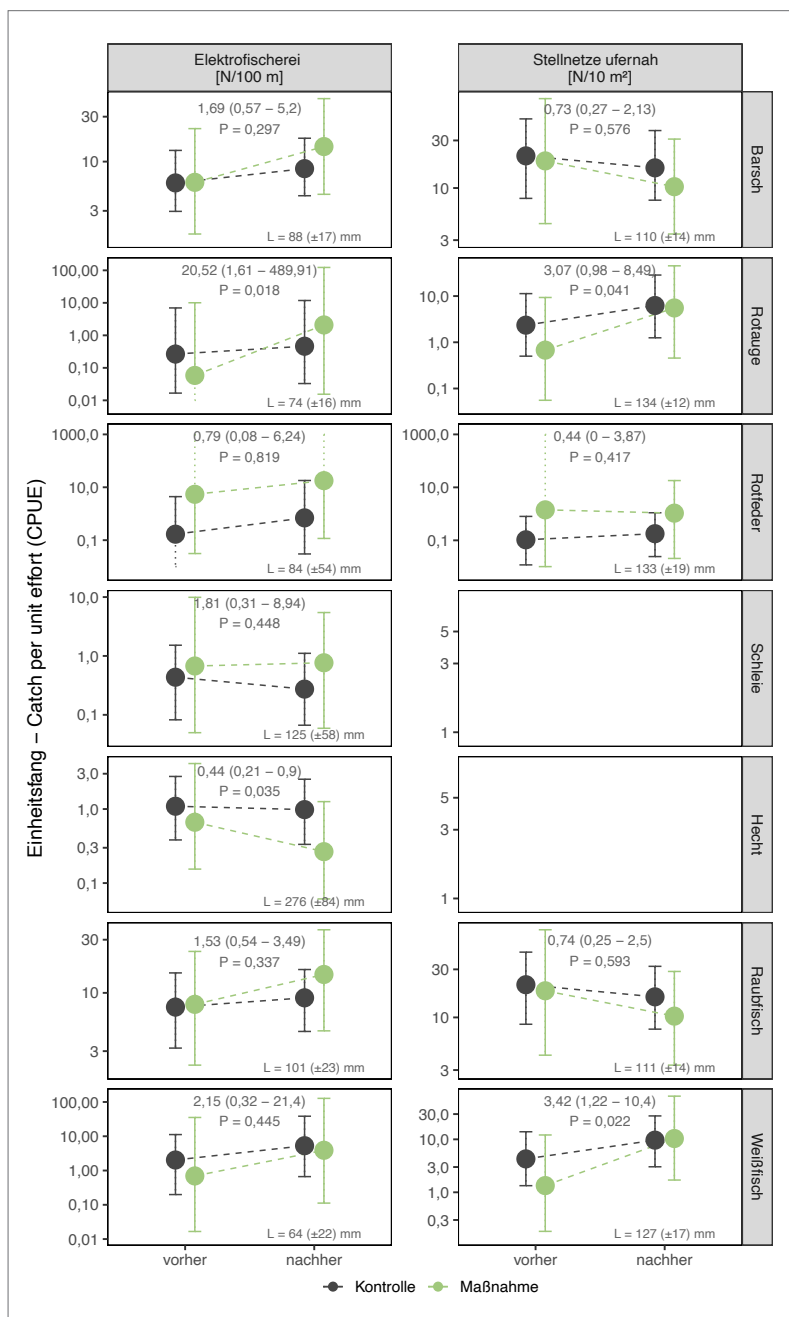
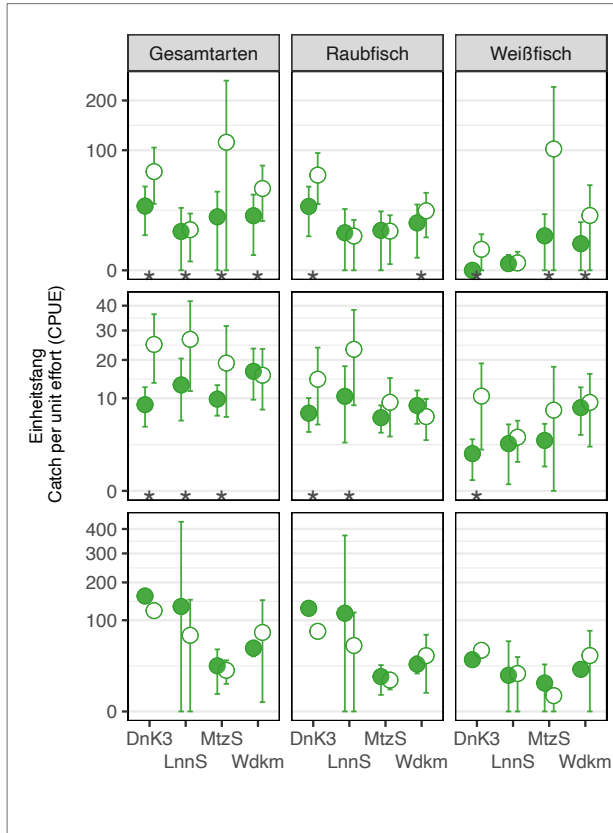
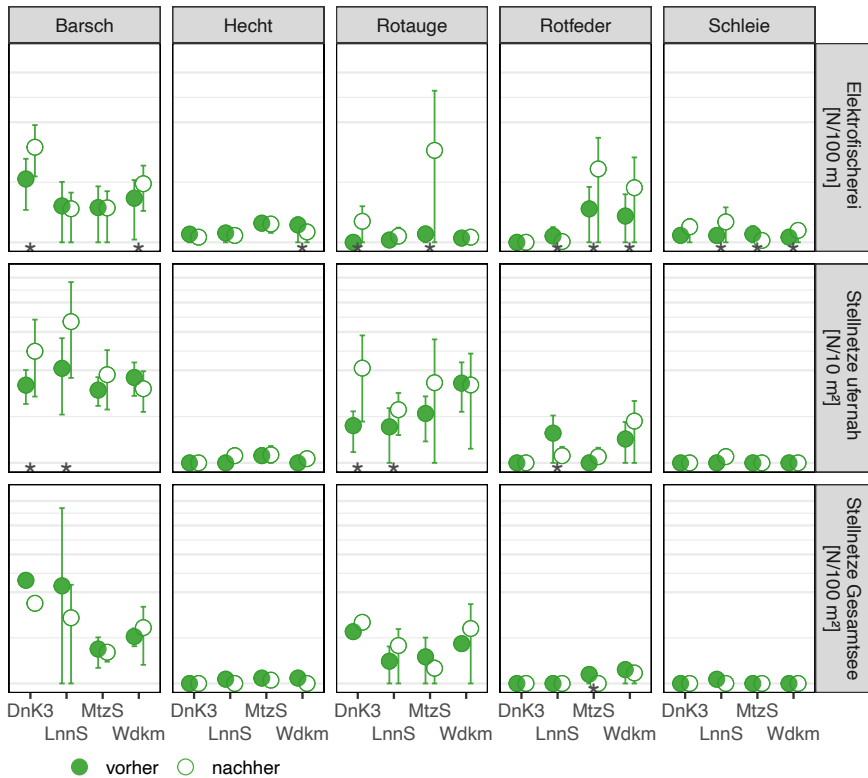


Abbildung 134: Artspezifische Veränderungen von Fischabundanz in den Baggerseen mit neu geschaffenen Flachwasserzonen (und Totholz-einbringung). Dargestellt ist der mittlere Einheitsfang über alle beprobten Uferabschnitte bzw. Netze $\pm$ Standardabweichung. Sternchen markieren signifikante Unterschiede der Einheitsfänge ($P < 0,05$, Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test) für den zeitlichen Vergleich vor und nach der Maßnahmendurchführung. DnK3 = Donner Kiesgrube 3, LnnS = Linner See, MtzS = Meitzer See, Wdkm = Weidekampsee.



samtseeebene berücksichtigt. Es zeigte sich, dass ein Anstieg des Makrophytendeckungsgrades mit einem Rückgang der Gesamtfischabundanz in den untersuchten Baggerseen assoziiert war, was möglicherweise auf eine geringere Fischfängigkeit in sehr krautreichen Gewässern zurückzuführen ist. Es können jedoch vor allem kleinräumige Veränderungen des Makrophytenbewuchses in den neu geschaffenen Flachwasserbereichen, aber auch räumlich-ökologische Interaktionen von Flachwasserzonen und gleichzeitig eingebrachten Totholzstrukturen entscheidende Auswirkungen haben, die anhand der vorliegenden Daten nicht abschließend quantifiziert werden können. Frühere Studien zeigten die Relevanz und komplexe ökosystemare Auswirkungen von Makrophytenbewuchs in Flachwasserzonen sowohl auf abiotische Prozesse als auch auf die Interaktion zwischen Arten (Carpenter & Lodge 1986, Randall et al. 1996). Hier spielen



vor allem artspezifisch unterschiedliche Strategien der Habitatwahl (z. B. Optimierung der Nahrungsaufnahme vs. Räubervermeidungsstrategien) in Flachwasserzonen in Kombination mit deren struktureller Ausstattung eine entscheidende Rolle (Prawitt 2011). Analog zu bisherigen Studien an anderen anthropogen-geformten Stillgewässern wie z. B. Tagebauseen oder Talsperren (z. B. Scharf 2008, Prawitt 2011, Rümmler et al. 2017), unterstreichen die hier gezeigten Ergebnisse die Bedeutung selbst kleinflächiger, strukturreicher Flachwasserzonen in ansonsten steilscharigen Gewässern.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Schaffung von Flachwasserzonen zu einer biologisch relevanten Erhöhung des Gesamtfisch-

bestandes in Baggerseen führt. Das klare Ergebnis ist in Anbetracht der relativ kleinen Fläche an zusätzlich geschaffener Flachwasserzone in den untersuchten Baggerseen überraschend und zeigt, wie bedeutend selbst kleinflächige Flachwasserzonen in ansonsten teilscharigen Gewässern sind.

- ▶ Die Gruppe der Weißfische und vor allem Rotaugen zählen zu den Profiteuren von zusätzlichen Flachwasserzonen und zeigen einen klaren Anstieg in den Häufigkeiten. Der Rotaugenbesatz bleibt hingegen langfristig erfolglos (vgl. Kapitel 8.6). Daraus lässt sich die Empfehlung ableiten, stattdessen besser Flachwasserzonen anzulegen.
- ▶ Neue Flachwasserzonen steigern vor allem Reproduktions- und Jungfischhabitate. Davon profitieren vermehrt speziell kleinere bzw. jüngere Fische.

8.4.2 Makrozoobenthos

Kontext und Forschungsziel

Das Litoral von Seen ist besonders vielfältig mit Makrozoobenthos besiedelt. Die Ufervegetation stellt Versteckmöglichkeiten bereit und dient (in lebendem oder abgestorbenem Zustand) als Nahrungsgrundlage. Auf der Vegetation bilden sich Biofilme aus Algen und Bakterien, die anderen Organismen des Makrozoobenthos als Nahrung dienen. Der Wellenschlag liefert Nahrung für Filtrierer. Zudem fallen aus der Ufervegetation terrestrische Insekten auf die Wasseroberfläche, die ihrerseits Nahrung für Räuber bieten. Viele Arten des Makrozoobenthos (z. B. Wasserläufer und Taumelkäfer) leben daher auf der Wasseroberfläche, um terrestrische Insekten, aber auch Wasserinsekten, die sich zum Schlüpfen an die Wasseroberfläche treiben lassen, zu erbeuten.

Baggerseen haben meist steile Ufer (Emmrich et al. 2014, Søndergaard et al. 2018). Daher ist der Lebensraum, der dem Makrozoobenthos des Litorals zur Verfügung steht, meist viel kleiner als im Fall natürlicher Seen. Die Schaffung von Flachwasserzonen ist eine einfache Möglichkeit, den Lebensraum der Litoralfauna zu vergrößern und qualitativ zu verbessern. Über eine Reihe von Faktoren können sich flache Ufer positiv auf das Makrozoobenthos auswirken:

- ▶ stärkere Belichtung und daher stärkeres Wachstum von Biofilm auf Hartsubstraten und Pflanzen

- ▶ bessere Bedingungen für das Wachstum von Makrophyten, die als Versteck, Nahrungsgrundlage, Substrate für Biofilm und Quelle von Detritus dienen
- ▶ generelle Vergrößerung des zur Verfügung stehenden Lebensraumes, sodass auch seltene und größere Arten lebensfähige Populationen aufbauen können

Arten- und individuenreiche Makrozoobenthos-Gemeinschaften finden sich insbesondere bei einer hohen Variabilität der Habitate in der Uferzone (Tolonen et al. 2001). Verbaute und sonstig von Menschen veränderte Uferzonen wirken sich hingegen negativ auf das Makrozoobenthos von Seen aus (Brauns et al. 2007) und verändern auch Nahrungsnetze nachhaltig (Brauns et al. 2011). Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass die Schaffung von Flachwasserzonen, gerade wenn kombiniert mit der Einbringung von Totholz, positive Auswirkungen auf die Heterogenität und Naturnähe der Ufer hat und sich insbesondere in Baggerseen positiv auf das Makrozoobenthos auswirkt. Dies zu überprüfen, ist Ziel der hier vorgestellten Studie.

Methoden

Die Untersuchung beschäftigt sich mit den Effekten der Schaffung von Flachwasserzonen unter gleichzeitiger Einbringung von Totholzbündel als struktursteigernde Maßnahme. Wie auch für die anderen Organismengruppen wurden zur Beantwortung der Forschungsfrage BACI-Modelle (vgl. Kapitel 4) erstellt, die sowohl die zeitlichen Auswirkungen der Maßnahme (d. h. vor und nach den Maßnahmen), als auch den Vergleich mit Kontrollstandorten berücksichtigen. Dazu wurden verallgemeinerte lineare gemischte Modelle (generalized linear mixed models, GLMM, Fahrmeir et al. 2007) verwendet, die neben festen Effekten (fixed effects, z. B. Auswirkungen einer Maßnahme, zeitliche Veränderung Before-After, also vor und nach den Maßnahmen) auch zufällige Effekte (random effects) miteinbeziehen. Die Auswirkung der Maßnahmen wurde auf zwei verschiedenen räumlichen Ebenen betrachtet:

1. Durch den Vergleich von Seen, an denen Flachwasserzonen geschaffen wurden (Flachwasserseen) und solchen ohne Maßnahmen (Kontroll- oder Referenzseen)
2. für die Flachwasserseen: durch den Vergleich von renaturierten Stellen (separat für neugeschaffene Flachwasserzonen und mit Totholzbündeln renaturierte Stellen) mit nicht renaturierten Stellen im gleichen See (fortan interne Referenzen)

Analog zu den in Kapitel 8.2.2 vorgestellten GLMM-Modellen gingen für Vergleich Nr. 1 Daten aus den Maßnahmensseen (mit Totholzeinbringung und Flachwasserzonenschaffung) und drei Kontrollseen ein. Die gemeinsame Analyse von Flachwasserseen mit Totholzeinbringung und reinen Totholzseen (ohne neu geschaffene Flachwasserzone) ermöglichte eine statistische Trennung von Totholz- und Flachwassereffekten. In Vergleich Nr. 2 gingen Daten aus den drei Flachwasserseen ein.

Die Vergleiche wurden jeweils für verschiedene Indizes, die mit den Taxalisten des Makrozoobenthos berechnet wurden, vorgenommen (vgl. Schmidt-Kloiber & Hering 2015). Zu Details vgl. Kapitel 8.2.2.

In den Modellen wurden folgende feste Faktoren berücksichtigt: der Maßnahmentyp (Ebene 1: Flachwasser/Totholz, Kontrolle; Ebene 2: Stellen mit Schaffung von Flachwasser, Stellen mit Totholzeinbringung, Kontrolle), der Zeitraum (vorher vs. nachher) sowie die Interaktion von Zeitraum und der jeweiligen Maßnahme (= maßnahmenspezifischer BACI-Effekt). Die maßnahmenbeschreibenden Variablen wurden als Dummy-Faktoren mit den Ausprägungen 1 (Vorhandensein) bzw. 0 (Fehlen) kodiert. Für jeden festen Effekt wurde der Parameterkoeffizient (d. h. die Effektgröße), dessen 95 %-Konfidenzintervall (KI, durch ein parametrisches Bootstrap-Verfahren), sowie der Signifikanzwert P bestimmt. Eine statistische Wechselwirkung der unabhängigen Variablen Zeitraum (vorher vs. nachher) und Maßnahme (Maßnahme vs. Kontrolle) gibt den sogenannten BACI-Effekt wieder. Signifikante BACI-Effekte zeigen an, dass die Aktion eine nachweisliche Auswirkung auf den jeweiligen Index hat.

Abschließend wurde überprüft, welche Taxa beim Vergleich vor und nach der Maßnahme zu- bzw. abnahmen. Dieser wurde zwischen renaturierten und nicht renaturierten Stellen im gleichen See vorgenommen. Als Methode diente die Multivariate Constrained Analysis of Principal Coordinates (capscale). Als Faktoren wurden folgende Größen verwendet: Zeit (vorher vs. nachher), Maßnahme (ja/nein) und Zeit-Maßnahme-Interaktion.

Ergebnisse

Die Schaffung von Flachwasserzonen führte zu einer signifikanten Erhöhung der Artenzahl des Makrozoobenthos im zeitlichen Vergleich mit den Kontrollseen (positiver Flachwasser-BACI-Effekt). Auch erhöhte sich die Abundanz im statistischen Trend und im Vergleich mit den Kontrollen,

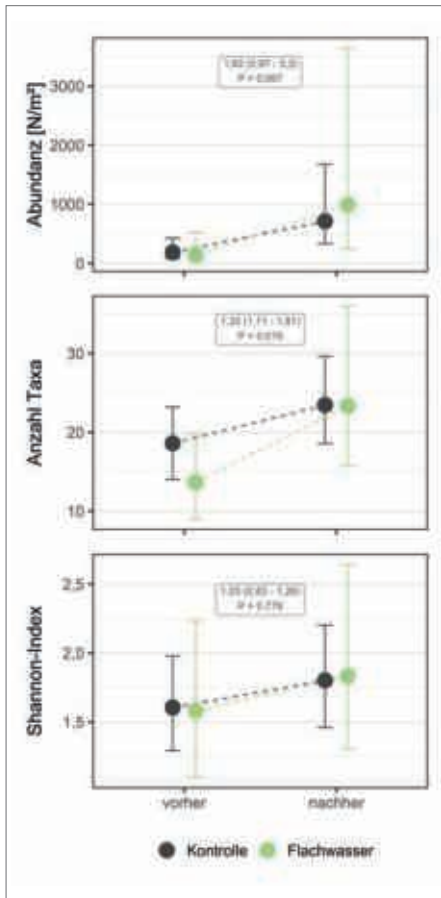


Abbildung 135: Flachwasser-BACI-Effekte. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Abundanz, Taxazahl und Diversität des Makrozoobenthos in Reaktion auf Flachwasserzonenschaffung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Die Textboxen zeigen die Effektgröße (95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

nicht aber die Diversität des Makrozoobenthos (Abbildung 135). Alle drei Werte stiegen zwischen den Beprobungen vor und nach den Maßnahmen deutlich an, und zwar nicht nur in den Flachwasserseen, sondern auch in den Kontrollseen. Die Ursachen für die zeitlichen Unterschiede in den Kontrollseen, in denen keine Maßnahmen durchgeführt wurden, bleiben spekulativ und können mit dem Wetter, der genauen Lage der Probestellen oder den Probennehmenden zusammenhängen – auch wenn die Beprobung in beiden Jahren mit der gleichen Methode durchgeführt wurde, waren jedoch verschiedene Personen beteiligt. All diese Faktoren können zum Anstieg von Abundanz, Artenzahl und Diversität zwischen den Jahren beigetragen haben. Im Fall der Abundanz und Artenzahl war der Anstieg

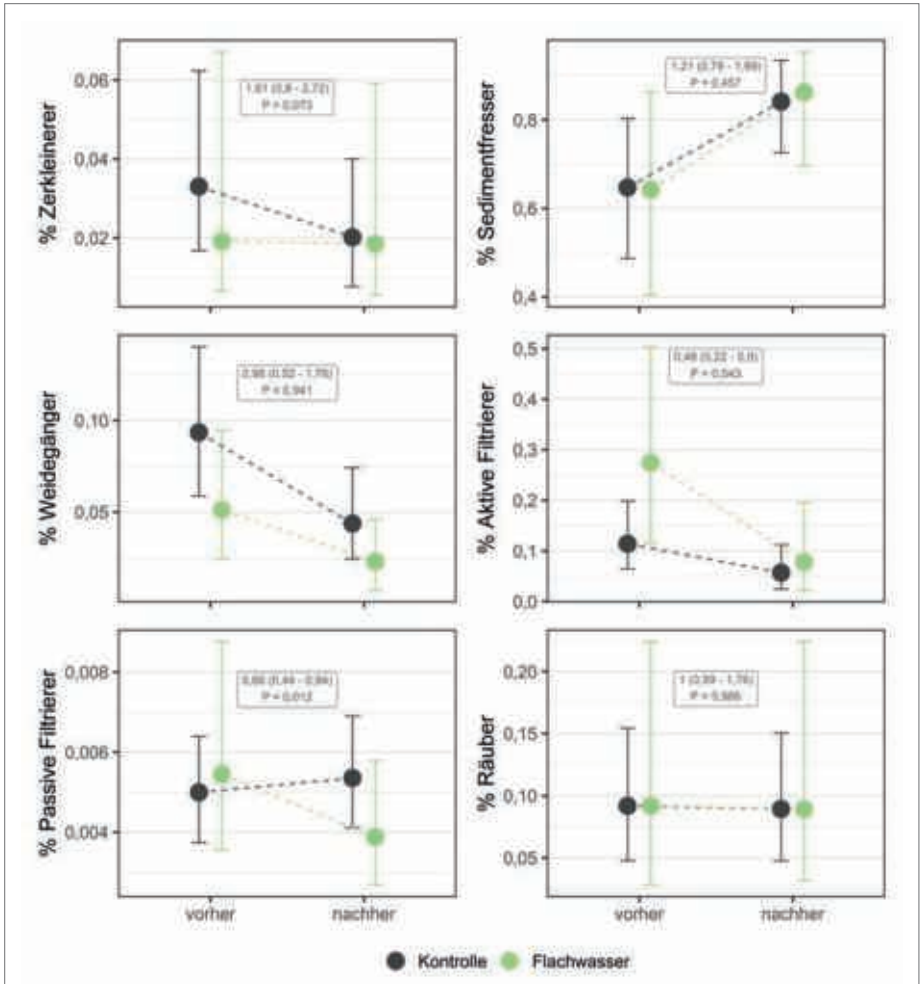


Abbildung 136: Flachwasser-BACI-Effekte. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Zusammensetzung der Ernährungstypen in Reaktion auf Flachwasserzonenschaffung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Die Textboxen zeigen die Effektgröße (und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

in den Flachwasserseen aber deutlich stärker verglichen mit den Kontrollseen. Dieser stärkere Anstieg spricht für positive Maßnahmeneffekte.

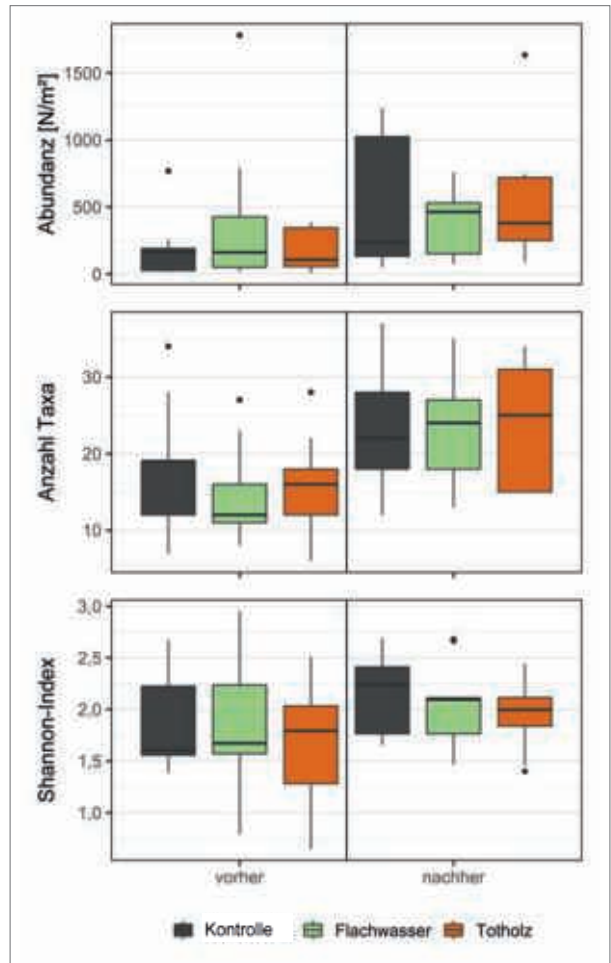
Die Zusammensetzung der Ernährungstypen änderte sich sowohl in den Flachwasserseen (mit Maßnahmen) als auch in den Kontrollseen (ohne Maßnahmen) (Abbildung 136). In beiden Fällen stieg der Anteil von Sedimentfressern (Sediment feeders) auf über 80 Prozent an, während der Anteil fast aller anderen Ernährungstypen zurückging. Einzige Ausnahme bilden die Räuber (Predators), die sich in beiden Seentypen vor und nach den Maßnahmen bei ca. 10 Prozent bewegen.

Bei dem Vergleich renaturierter Stellen und nicht renaturierter interner Referenzen innerhalb der Flachwasserseen zeigte sich ein deutlicher Anstieg von Artenzahl und Abundanz zwischen den beiden betrachteten Jahren. Die Diversität blieb hingegen weitgehend konstant (Abbildung 137). Die Abundanz in den neu geschaffenen Flachwasserzonen stieg im Vergleich zu den internen Kontrollen nach Maßnahmendurchführung signifikant stärker an, während die Artenzahl in Flachwasserzonen und Kontrollen gleichermaßen zunahm und sich der Anstieg nicht signifikant unterschied. Gleiches galt für die Effekte der Totholzeinbringung auf Artenzahl und Abundanz.

Bei der Betrachtung der Ernährungstypen zeigte sich der bereits im vorigen Abschnitt beobachtete starke Anstieg der Sedimentfresser nach der Renaturierung; dies betraf die renaturierten Stellen und die Kontrollstellen gleichermaßen (Abbildung 138). Dementsprechend ging der Anteil anderer Ernährungstypen, vor allem der Weidegänger und aktiven Filtrierer, zurück. Auch wenn sich die Maßnahmen-Stellen und die Kontrollpunkte statistisch nicht signifikant unterschieden, gab es doch einige Auffälligkeiten: Vor allem passive Filtrierer und Räuber nahmen im Bereich der mit Totholz renaturierten Stellen tendenziell stärker zu, während der Anteil der Sedimentfresser an mit Totholz renaturierten Stellen weitgehend konstant blieb und nicht (wie in den neugeschaffenen Flachwasserzonen und den Kontrollen) anstieg.

Die Ähnlichkeitsanalysen der Taxalisten (Tabelle 33) zeigte die Zunahme einzelner Taxa nach den Maßnahmen in den Flachwasserseen: Dazu zählten die Eintagsfliegenlarven (*Caenis horaria*) und allgemein die Gattung *Caenis*, die auf Biofilm angewiesen sind. Wie auch in den Totholzseen liegt

Abbildung 137: Unterschiede zwischen renaturierten Stellen (getrennt in Bereiche, in denen Flachwasserzonen geschaffen und in die Totholz eingebracht wurde) und „internen Referenzen“ (nicht renaturierten Stellen) innerhalb der Flachwasserseen in Bezug auf Abundanz, Taxazahl und Diversität des Makrozoobenthos.



die Schlussfolgerung nahe, dass diese weidenden Eintagsfliegen von dem Biofilmangebot auf Totholz profitierten, auch wenn der generelle Anteil der Weidegänger nach den Maßnahmen abnahm. Des Weiteren stieg die Abundanz der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) deutlich an, vermutlich aufgrund des besseren Angebotes an Hartsubstraten (Totholz). Aber auch einige Taxa, die vorwiegend im Sediment leben (z. B. mehrere Unterfamilien und Triben der Zuckmücken (*Chironomidae*)), wurden häufiger, während andere Sedimentbewohner (z. B. Wenigborstige Würmer (*Oligochaeta*)) abnahmen.

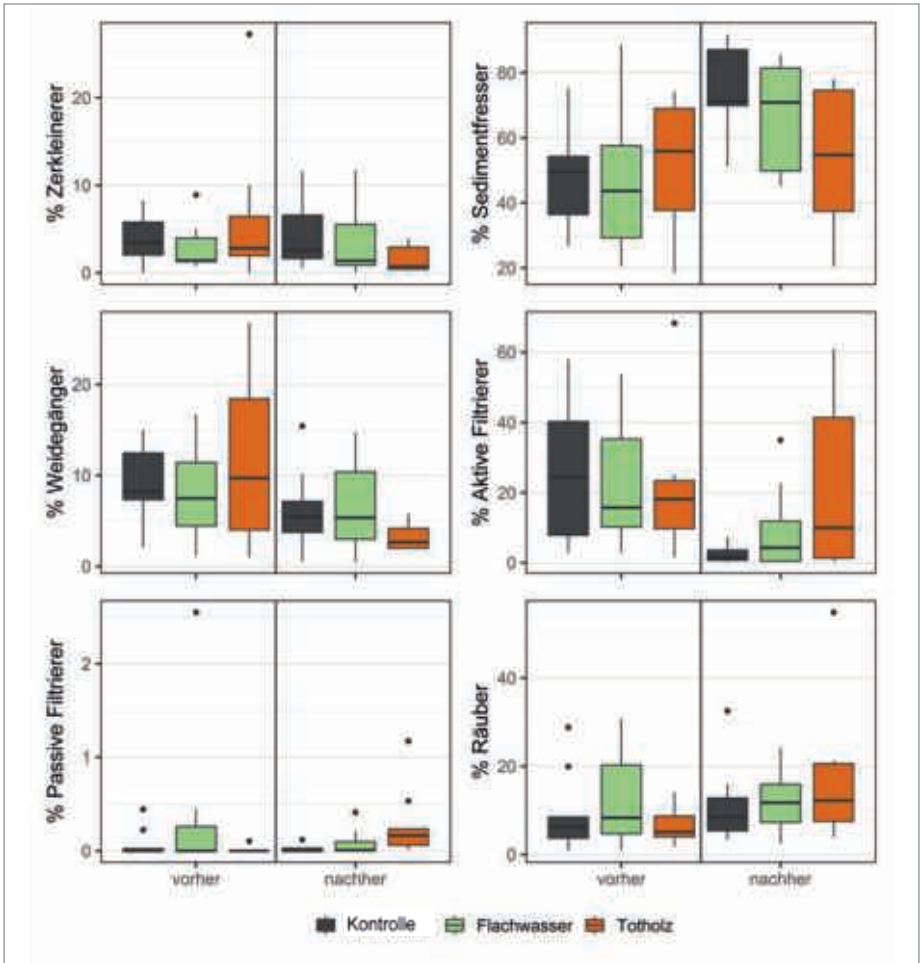


Abbildung 138: Unterschiede zwischen renaturierten Stellen (getrennt in Bereiche, in denen Flachwasserzonen geschaffen und in die Totholz eingebracht wurde) und „internen Referenzen“ (nicht renaturierten Stellen) innerhalb der Flachwasserseen in Bezug auf die Zusammensetzung der Ernährungstypen des Makrozoobenthos.

Tabelle 33: Prozentuale Ähnlichkeit (SIMPER) der Makrozoobenthos-Gemeinschaften in Flachwasserseen vor und nach der Renaturierung. Gelistet werden alle Taxa, die kumulativ zu 70 % zur Bray-Curtis-Unähnlichkeit beitragen. Zudem wird die durchschnittliche Abundanz vor und nach den Maßnahmen angegeben. cumsum = cumulative sums (kumulierte Summen). Die Pfeilrichtung verdeutlicht, ob die Taxa infolge der Maßnahmen zu- oder abnahmen.

Taxa	Beitrag zur Unähnlichkeit	Abundanz vorher	Abundanz nachher	cumsum	Effekt
<i>Caenis horaria</i> (Eintagsfliegen-Art)	0,096	5,388	83,496	0,108	↑
Chironomidae Gen. sp. (Zuckmückenlarven)	0,089	101,700	7,777	0,208	↓
Tanytarsini Gen. sp. (Tribus der Zuckmücken)	0,076	8,148	61,427	0,293	↑
Chironomini Gen. sp. (Tribus der Zuckmücken)	0,075	7,946	73,627	0,377	↑
Orthocladiinae Gen. sp. (Unterfamilie der Zuckmücken)	0,054	0,874	36,810	0,438	↑
<i>Pisidium</i> sp. (Erbsenmuschel)	0,047	39,080	16,852	0,491	↓
<i>Dreissena polymorpha</i> (Wandermuschel)	0,045	4,360	19,067	0,541	↑
<i>Caenis</i> sp. (Eintagsfliegen-Gattung)	0,044	1,269	37,375	0,591	↑
Ceratopogonidae Gen. sp. (Gnitzen)	0,039	2,859	26,540	0,635	↑
Oligochaeta Gen. sp. (Wenigborstige Würmer)	0,032	20,820	2,247	0,671	↓

Schlussfolgerungen für die Praxis

- In Kombination hatten die Schaffung von Flachwasserzonen und die Einbringung von Totholz, trotz des nur dreijährigen Betrachtungszeitraums, positive Auswirkungen auf das Makrozoobenthos der untersuchten Seen. Im Vergleich stieg die Artenzahl in den renaturierten Seen stärker an als in den Kontrollseen. Der Unterschied im Anstieg der Abundanz zwischen renaturierten Seen und Kontrollseen lag nur leicht unterhalb der Signifikanzschwelle.

- ▶ Beim Vergleich renaturierter Stellen und interner Referenzen innerhalb der Maßnahmenseen zeigten sich positive Wirkungen sowohl bei der Schaffung von Flachwasserzonen als auch bei der Totholzeinbringung, vorwiegend auf die Abundanz.
- ▶ Flachwasserzonen schaffen direkt Habitate für das Makrozoobenthos. Zunächst werden vorwiegend sandige Habitate erzeugt. Daher steigt anfangs der Anteil von Sedimentfressern an. Im weiteren Verlauf ist mit zunehmender Vegetationsentwicklung zu rechnen, dass auch andere Ernährungstypen nachziehen, wenn mehr abgestorbene Pflanzen für Zerkleinerer oder lebende Pflanzen für Weidegänger zur Verfügung stehen.
- ▶ Wie auch in den Totholzeen ist zu erwarten, dass sich die Effekte der Flachwasserzonenschaffung über die Jahre steigern. Die Anlage kann zur Förderung des Makrozoobenthos nachdrücklich empfohlen werden.

8.4.3 Andere Organismengruppen

Kontext und Forschungsziel

Wie bereits in vorangegangenen Abschnitten ausführlich diskutiert sind Flachwasserzonen essenzielle Bereiche von Seen, die grundsätzlich eine besonders hohe biologische Vielfalt aufweisen (Schmieder 2004, Vadeboncoeur et al. 2011). Die vor Wind und Wellenschlag schützenden Bedingungen, die Ufernähe und die damit verbundene Beschattung und der Eintrag organischen Materials sowie die generelle Refugienwirkung vor Fressfeinden machen Flachwasserzonen zu besonders wertvollen Teillebensräumen von Seen (Strayer & Findlay 2010). Die enge Uferverzahnung stellt eine Übergangszone (Ökoton) von aquatischen zu terrestrischen Lebensräumen dar. Sie ist dadurch vor allem für solche Arten besonders wichtig, die Teile ihres Lebenszyklus sowohl im Wasser als auch an Land verbringen. Zu den charakteristischsten Arten, deren Lebensformen besonders an diese Übergangszonen des ufernahen Flachwassers angepasst sind, zählen z. B. Libellen und Amphibien. Für diese beiden Gruppen erfolgt die Individualentwicklung über eine Fortpflanzung im/am Gewässer und ein im Wasser lebendes Larvalstadium. Mit der abgeschlossenen Metamorphose, d. h. der Umwandlung vom Larven- zum Adultstadium (z. B. Kaulquappe zum Frosch) wird zum Landlebensraum gewechselt. Flachwasserzonen ermöglichen durch die geringeren Wassertiefen die Ausbildung ausgeprägter Makrophytenbestände, die wiederum bedeut-

same Funktionen als Nahrungshabitat, Schutzzone und für die Reproduktion zahlreicher andere Biodiversitätskomponenten bereitstellen (James et al. 2000, Roberge & Slaney 2001, Weatherhead & James 2001, Santos et al. 2011).

In den zugrundeliegenden Hypothesen wird davon ausgegangen, dass (1) Arten mit einer engen ökologischen Bindung an den Wasser-Land-Übergangsbereich (z. B. Amphibien, Libellen) besonders von Flachwasserzonenschaffung profitieren und ihre Abundanz und Vielfalt gesteigert werden kann; (2) durch die zusätzlichen flachen, geschützten Bereiche der Bewuchs durch Makrophyten im Litoral zunimmt; (3) durch die erhöhte Nahrungsfunktion in Flachwasserbereichen es zu einer Steigerung periphyton- und fischfressender Wasservögel kommt; (4) die terrestrische Ufervegetation durch die Flachwasserzonenschaffung nicht unmittelbar beeinflusst wird.

Methoden

Analog zu den bisher beschriebenen statistischen Verfahren (vgl. Kapitel 4) wurden die zeitlichen Entwicklungen der Häufigkeit und des Artenreichtums von Makrophyten, Libellen, Wasservögeln, Amphibien und der Ufervegetation in Reaktion auf die Flachwasserzonenschaffung mittels BACI-Modellen bewertet. Das bedeutet, dass die zeitliche Veränderung der jeweiligen Biodiversitätskomponenten in den Flachwasserseen jeweils im Vergleich mit der Entwicklung der Kontrollseen betrachtet wurde. Details zum Beprobungsaufwand und Feldmethoden der Datenerhebung hinsichtlich der einzelnen Artengruppen sind in Kapitel 4 erklärt. Wie bereits in Kapitel 8.2.3 beschrieben, wurden der Zielgröße angepasste gemischte Modelle (Poissonmodelle, Betaverteilungsmodelle) verwendet.

Ergebnisse

Flachwassereffekte – Makrophyten:

Wie in der ursprünglichen Hypothese angenommen, führte die Schaffung von Flachwasserzonen zu einem tendenziellen Anstieg des Deckungsgrades der Makrophyten der Litoralzone. Der Anstieg war zwar im Vergleich mit den Kontrollseen doppelt so hoch, aber, unter anderem bedingt durch die hohe Variabilität in der Entwicklung der einzelnen Seen, nicht abschließend abzusichern (Abbildung 139). Die Makrophytengemeinschaften der Flachwasserseen und deren zeitliche Veränderung hinsicht-

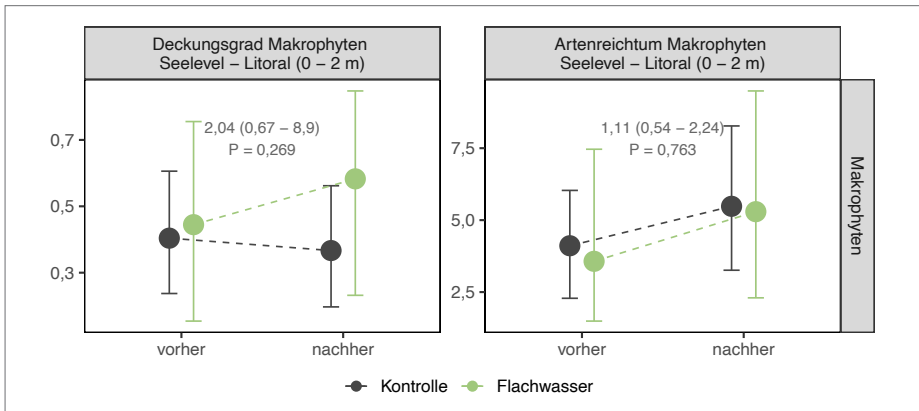


Abbildung 139: Flachwasser-BACI-Effekte auf Makrophyten. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Makrophytendeckungsgrade sowie der Artenvielfalt in Reaktion auf Flachwasserzonenschaffung und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Dargestellt sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervall (KI). Textboxen zeigen die Effektgröße (und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

lich Artenvielfalt unterschieden sich nicht wesentlich von denen der Kontrollseen. Die beobachteten Steigerungseffekte bei Makrophyten sind vor allem deshalb bemerkenswert, da diese sich auf Gesamtseeebene beziehen, die Schaffung zusätzlicher Flachwasserzonen aber vergleichsweise kleinflächig war.

Eine räumlich-detaillierte Betrachtung unterstreicht die positive Entwicklung. Der Makrophytenbedeckungsgrad in den neu geschaffenen Flachwasserzonen der vier Maßnahmengewässer stieg zum Teil auf über 80 Prozent (2019/2020 in der Donner Kiesgrube, Abbildung 140, 141). Die durchschnittliche Bedeckung in den zusätzlichen Flachwasserzonen in der Periode nach der Maßnahmendurchführung lag bei 45 Prozent (Mittelwert 2018 – 2021), war aber durch starke Unterschiede zwischen den Baggerseen geprägt (Abbildung 140). Eine besondere Rolle bei der Entwicklung der Flachwasserzonen spielte hier vor allem das Absinken der Wasserspiegel als Folge der heißen Sommer 2018 und 2019. Dies führte zum Beispiel dazu, dass große Flachwasserbereiche inklusive der neu geschaffenen Zonen im Weidekampsee austrockneten (Wasserspiegelsrückgang von > 100 cm) und somit nicht zu einer Produktivitätssteigerung beitragen konnten (Abbildung 142, 143). Aber auch Flachwasserbereiche

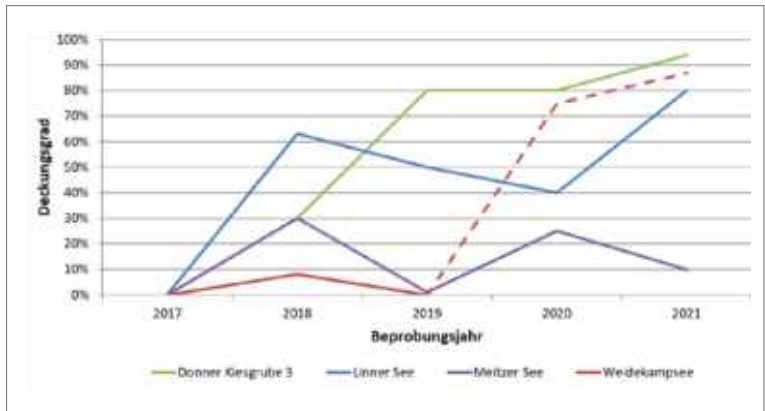


Abbildung 140: Entwicklung des Pflanzenbewuchses in den Flachwasserzonen der vier untersuchten Baggeeseen in der Periode nach der Maßnahmendurchführung im Winter 2017/2018 (siehe Kapitel 4). Die Flachwasserzone im Großen Weidekampsee war in den Sommern 2020 und 2021 trockengefallen, weswegen als Referenz der Bewuchs im angrenzenden Bereich des Sees herangezogen wurde (gestrichelte Linie).

in anderen untersuchten Baggeeseen waren durch den Rückgang des Wasserspiegels beeinflusst.

Die Donner Kiesgrube 3 verzeichnete die am stärksten positive Entwicklung des Pflanzenbewuchses in der Flachwasserzone mit einer Steigerung des Bewuchses von knapp 30 Prozent in 2018 auf eine annähernd komplette Bedeckung mit Wasserpflanzen im Jahr 2021 (Abbildung 140). Im Linner See schwankte sie um die 50 Prozent, während die Flachwasserzone des Meitzer Sees – mitbedingt durch den zuvor genannten Wasserspiegelnrückgang – nur einen geringen Bewuchs um die 20 Prozent aufwies. Zusätzlich kommt im Meitzer See eine windexponierte Lage der Flachwasserzone und ein damit verbundener, erhöhter Wellenschlag aufgrund der Seegröße hinzu.

Auch in der Artenzahl zeigte die Donner Kiesgrube 3 die stärksten Auswirkungen. Dort tauchten in der Flachwasserzone fünf neue emerse Arten auf (im Vergleich zur Vorerhebung 2016 und 2017). Im Linner See kamen mindestens eine emerse und eine submerse Art hinzu (Abbildung 144). Als Besonderheit ist hier der Fund der Gegensätzlichen Armleuchteralge (*Chara contraria*) zu nennen, die in Niedersachsen als ausgestorben oder



Abbildung 141: Luftbildaufnahme der neu geschaffenen Flachwasserzone an der Donner Kiesgrube 3 im April 2019. Bereits wenige Monate nach der Aktion konnte ein Anwuchs durch Makrophyten beobachtet werden.

© FLORIAN MÖLLERS



Abbildung 142: Ausgetrocknete Flachwasserzone des Großen Weidekampsees im Mai 2020 (kurz nach einem Hagelschauer).

© ROBERT NIKOLAUS

verschollen galt (Korsch et al. 2013). Der Meitzer See und der Große Weidekampsee konnten in ihren neuen Flachwasserzonen nur ein bis zwei zusätzliche emerse Arten (vor allem Binsen) vorweisen.

Flachwassereffekte – Wassergebundene Tierartengruppen (Wasservögel, Libellen, Amphibien):

Für die Gruppe der Wasservögel waren keine Effekte als Reaktion auf die Flachwasserzonenschaffung nachweisbar. Sowohl die Entwicklung der Wasservogelhäufigkeiten als auch der Artenvielfalt unterschieden sich nicht nachweislich von den Kontrollseen (Tabelle 34). Auch die Veränderung auf Artengemeinschaftsebene war nicht wesentlich unterschiedlich zu den der Kontrollseen. Es ist jedoch anzumerken, dass sich die Wasservogelgemeinschaften der Flachwasserseen – unabhängig von der Maßnahmendurchführung – von denen der Kontrollseen unterschieden. Im Vergleich zur Kontrolle war in den Flachwasserseen vor allem die Graugans vermehrt anzutreffen, während Stockenten und Kanadagans weni-

Abbildung 143: Trocken-
gefallene Flachwasserzone
des Meitzer Sees im August
2019.

© ROBERT NIKOLAUS



Abbildung 144: Bewuchs
der Flachwasserzone
im Linner See im August
2019 (oben: Überwasser-
ansicht; unten: Unterwasser-
ansicht). Zu sehen sind
verschiedene Laichkräuter
(*Potamogeton berchtoldii*,
P. pectinatus), Wasserpest
(*Elodea nuttallii*), Tau-
sendblatt (*Myriophyllum
spicatum*) und die Gegen-
sätzliche Armleuchteralge
(*Chara contraria*).

© ROBERT NIKOLAUS



ger häufig vorkamen. Anders als in der ursprünglichen Hypothese angenommen, lieferten die Auswertungen aber keinen unmittelbaren Hinweis, dass die erhöhte Nahrungsverfügbarkeit durch zusätzliche Flachwasserzonen zu einer Steigerung periphyton- und fischfressender Wasservögel kommt.

Tabelle 34: BACI-Effekte von Flachwasserzonenschaffung auf Abundanz und Artenvielfalt wassergebundener Tiergruppen (Wasservögel, Libellen, Amphibien). BACI-Effektgrößen sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervall (KI). n. s. = nicht signifikant.

		BACI-Effekt (KI) Signifikanz	Reaktion auf Flachwasserzonen- schaffung
Wasservögel	Abundanz	0,93 (0,30 – 2,89) P = 0,89	n. s.
	Artenreichtum	1,13 (0,67 – 2,15) P = 0,664	n. s.
Libellen (Larven)	Abundanz – Gesamt (Odonata)	1,15 (0,28 – 4,53) P = 0,829	n. s.
	Abundanz – Großlibellen (Anisoptera)	1,93 (0,24 – 14,08) P = 0,447	n. s.
	Abundanz – Kleinlibellen (Zygoptera)	1,3 (0,28 – 4,96) P = 0,732	n. s.
Amphibien (Adult)	Abundanz	0,23 (0,04 – > 5000) P = nicht berechenbar	n. s.
	Artenreichtum	3,6 (0,4 – > 5000) P = 0,208	n. s.

Die Schaffung zusätzlicher Flachwasserbereiche führte, anders als ursprünglich angenommen, auch zu keiner Steigerung der Häufigkeit von Libellen. Für die aquatischen Libellenlarven zeigten die BACI-Ergebnisse keine nachweisliche Veränderung der Häufigkeiten (Tabelle 34), weder bei Großlibellen (Anisoptera) noch Kleinlibellen (Zygoptera).

Das Forschungsteam erhob für die Gruppe der Amphibien Abundanzdaten für das Ei-, Larven- und Adultstadium im Feld. Die BACI-Analyse der Vorkommen adulter Amphibien zeigte tendenziell einen Rückgang der Häufigkeiten bei einem gleichzeitigen Anstieg von Artenreichtum in den Flachwasserseen im zeitlichen Vergleich mit den Kontrollseen. Nicht zuletzt aufgrund der geringen Amphibiendiversität in den untersuchten Baggerseen und der z. T. hohen Variabilität der Häufigkeiten waren aber Flach-

Tabelle 35: BACI-Effekte von Flachwasserzonenschaffung auf Abundanz und Artenvielfalt der Ufervegetation. BACI-Effektgrößen sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervall (KI). n. s. = nicht signifikant.

		BACI-Effekt (KI) Signifikanz	Reaktion auf Flachwasserzonen- schaffung
Ufervegetation	Abundanz – Bäume & Sträucher	0 (0 – > 5000) P = 0,786	n. s.
	Deckungsgrad – Kräuter	1,29 (0,21 – 9,25) P = 0,751	n. s.
	Artenreichtum – Bäume & Sträucher	0,81 (0,48 – 1,35) P = 0,425	n. s.
	Artenreichtum – Kräuter	0,9 (0,67 – 1,24) P = 0,468	n. s.

wassereffekte auf adulte Amphibien nur bedingt abschließend statistisch zu klären. Eine Vergleichsanalyse der Flachwasserseen hinsichtlich der Häufigkeiten von Amphibieneiern und -larven zeigte keine nachweislichen Unterschiede zwischen der Periode vor zu nach der Flachwasserzonenschaffung. Somit kann bei Amphibien, anders als in der ursprünglichen Hypothese angenommen, nicht auf einen biologischen Steigerungseffekt infolge der Flachwasserzonenschaffung geschlossen werden.

Flachwassereffekte – Ufervegetation:

Wie in der ursprünglichen Hypothese angenommen, konnten keine Veränderungen der krautigen und strauchigen Ufervegetation in Reaktion auf die Flachwasserzonenschaffung und im Vergleich zu Kontrollseen festgestellt werden. Hier zeigte keines der Modelle sowohl zu den Häufigkeiten als auch zur Artenvielfalt der Ufervegetation statistische nachweisliche Flachwasser-BACI-Effekte (Tabelle 35).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- Die Schaffung von Flachwasserzonen hat grundsätzlich einen positiven Effekt auf die Entwicklung von Makrophytenbeständen und führt zu einer Erhöhung der Deckungsgrade, v. a. in den geschaffenen Flachwasserzonen. Die Artenvielfalt der Makrophyten kann

aber nicht unmittelbar gesteigert werden. Mitentscheidend für den Makrophytenanwuchs in den Flachwasserzonen, und somit den Erfolg einer solchen Maßnahme, sind aber auch abiotische Randbedingungen wie zum Beispiel Wasserspiegelschwankungen.

- ▶ Flachwasserschaffung hatte keine wesentlichen Auswirkungen auf die Abundanz und Vielfalt der Amphibien und Libellen. Die Hypothese, dass Arten mit einer engen ökologischen Bindung an den Wasser-Land-Übergangsbereich wie z. B. Amphibien und Libellen besonders von Flachwasserzonenschaffung profitieren, bestätigte sich nicht. Bei diesen Artengruppen mit amphibischer Lebensweise ist die Ausgestaltung des terrestrischen Umlandes offenbar mindestens genauso wichtig.
- ▶ Abundanz und Artenvielfalt wassergebundener Vögel sowie der terrestrischen Ufervegetation werden durch die Flachwasserzonenschaffung nicht beeinflusst. Flachwasserzonen fördern daher vor allem das Makrozoobenthos, die Fische und die aquatischen Makrophyten.

8.5 Fischbesatz

8.5.1 Fischbesatzarten

Fischbesatz ist eine weitverbreitete Hegemaßnahme in der Angelfischerei (Abbildung 145). Es lassen sich sechs grundlegende Besatzformen benennen, die sich in Hinblick auf Anwendungsgebiet, Zielstellung (fischereilich oder naturschutzfachlich) und gesellschaftliche sowie naturschutzfachliche Konfliktpotenziale unterscheiden (Arlinghaus et al. 2015, 2017). Diese lassen sich weiter unterteilen in Besatzmaßnahmen mit nicht natürlich rekrutierenden Arten und Besatz mit Arten, die im Besatzgewässer vorkommen und sich erfolgreich reproduzieren. An dieser Stelle wird nur ein grober Überblick gegeben, da die Details bereits in früheren Publikationen erschöpfend dargestellt wurden (insbesondere Arlinghaus et al. 2015, 2017).

Nicht natürlich rekrutierende Fischarten

- ▶ **Einbürgerungs- bzw. Initialbesatz:** Besatz einer einheimischen Fischart in ein bisher nicht besiedeltes Gewässer (z. B. Fische in einen neu geschaffenen Baggersee) oder nach einem kompletten Fischsterben aller Fische der Zielart mit dem Vorhaben, den Besatz nach erfolgter Etablierung der eingesetzten Art(en) einzustellen. Es



Abbildung 145: Fischbesatz ist eine weitverbreitete Hegemaßnahme in der Angelfischerei.

© EVA-MARIA CYRUS

sollten dem Gebiet möglichst genetisch und ökologisch nahestehende Fische besetzt werden.

- ▶ **Erhaltungsbesatz:** Besatz heimischer Fischarten in Gewässer, in denen sie nicht oder nicht mehr erfolgreich rekrutieren und ohne Besatz aus dem Fang verschwinden würden. Erhaltungsbesatz ist typisch für Karpfen in geschlossenen Seen. Fischereiliche Ziele stehen im Vordergrund.
- ▶ **Wiederansiedlungsbesatz:** Wiedereinbürgerung ausgestorbener einheimischer Fischarten (z. B. Lachs, Stör). Diese Art von Besatz hat vornehmlich natur- und artenschutzfachliche Ziele und ist durch geringe Konfliktpotenziale zwischen Naturschutz- und Fischereiinteressen gekennzeichnet. Dem Besatz sollten lebensraumverbessernde Maßnahmen, mindestens jedoch die Beseitigung der Ursachen für das Verschwinden der Art, vorausgehen.

Natürlich rekrutierende Fischarten

- ▶ **Steigerungsbesatz:** Besatz von Fischen heimischer Arten in natürlich reproduzierende Bestände, um die natürliche Produktion von fangbaren Fischen über das derzeit vorfindliche Maß hinaus zu

steigern (z. B. Hecht- oder Zanderbesatz oder Aalbesatz in Flüssen oberhalb von Wanderhindernissen). Diese Besatzform kennzeichnet eine ausgeprägte fischereiliche Motivation und in der Regel – je nach Zielart und Auswahl des Besatzmaterials – ein mittleres naturschutzfachliches Konfliktpotenzial. Ein Rückgriff auf gewässereigene Nachkommen ist in den meisten Fällen angeraten.

- ▶ **Kompensations- bzw. Ausgleichsbesatz:** Besatz von fischereilich oder naturschutzfachlich relevanten Arten (z. B. Bachforelle) in natürlicherweise auf geringem Niveau reproduzierende Bestände; dient dem Ausgleich von Rekrutierungsdefiziten, die zum Beispiel aufgrund von anthropogenen Gewässerveränderungen entstanden sind und kurz- sowie mittelfristig nicht behoben werden können. Diese Art von Besatz ist in der hiesigen Angelfischerei vielleicht am häufigsten anzutreffen (Siemens et al. 2008). Gleichzeitig ist deren Erfolg am schwierigsten abzusichern. Der Übergang vom Kompensations- zum Steigerungsbesatz ist fließend, weil in beiden Fällen die existierenden, natürlich (noch) reproduzierenden Bestände erhöht werden sollen. Entsprechend unterscheiden Lorenzen et al. (2012) und Arlinghaus et al. (2016b) den Steigerungs- und den Kompensationsbesatz nicht, sofern jeweils fischereiliche Ziele leitend sind.
- ▶ **Stützungsbesatz:** Besatz von fischereilich nicht relevanten bedrohten Arten aus Arten- oder Populationsschutzgründen in Gewässern, in denen sie auf geringem Niveau natürlicherweise noch vorkommen. Dies umfasst vor allem den von Angelvereinen mit naturschutzfachlicher Ausrichtung und Begründung gut gemeinten Besatz von Kleinfischarten. Diese Art von Besatzmaßnahmen ist naturschutzfachlich aber häufig problematisch und sollte daher nur in enger Abstimmung mit Fachexperten durchgeführt werden (Baer et al. 2007). Insbesondere gefährdete Arten wie Bitterlinge, Steinbeißer (*Cobitis taenia*) und andere Kleinfische bilden nämlich häufig auf engen Räumen, teils innerhalb von Gewässern, genetisch unterscheidbare Linien und Teilpopulationen aus (Baer et al. 2007). Die genetische Nähe der Satzfische zu den Restpopulationen des Besatzgewässers kann dann mangels Transparenz der Herkunft von Fischen im Satzfishmarkt häufig nicht garantiert werden. Deshalb ist es sehr wahrscheinlich, dass über Besatz geografisch getrennte Linien miteinander in Kontakt kommen. Dies kann dann zur Kreuzung (Hybridisierung) mit unvorhersehbaren Folgen für die Biodiversität führen.

Neben diesen sechs Besatzformen gibt es eine Reihe von speziellen Besatzmaßnahmen wie Biomanipulation (Veränderung des Nahrungsnetzes und hier die Anhebung der Raubfischdichten zur Anhebung der Gewässerklarheit) (Mehner et al. 2004), Futterfischbesatz oder das Aussetzen einzelner kapitaler Fische zur Steigerung der Attraktivität von Angelgewässern (Baer et al. 2007).

8.5.2 Biodiversitätswirkungen von Fischbesatz

Der fischereiliche Erfolg von Besatz kann definiert werden als eine Steigerung der Fischbestandsgröße und der Fänge gegenüber der Situation ohne Besatz (Additiver Effekt). Bei Einbürgerungsbesatz in neu geschaffenen Gewässern oder beim Wiederansiedlungsbesatz umfasst dieses Steigerungsansinnen zunächst die Etablierung der Art im besatzgestützten Gewässer. Die Erfolgsaussicht von Fischbesatz hängt von einem komplexen Wirkungsgefüge diverser Faktoren ab, die für einige Arten (vor allem Salmoniden) gut und für andere Arten bzw. Artengruppen (z. B. Weißfische) nur zum Teil verstanden sind. Es gibt eine Reihe erfolgsbestimmender Faktoren zu Fischbesatz, die bereits in Vorgängerpublikationen im Detail ausgeführt worden sind und auf die hier aus Platzgründen nicht näher eingegangen wird (Arlinghaus et al. 2015, 2017). Diese wesentlichen Faktoren umfassen die grundsätzliche Gewässereignung für die zu besetzende Fischart, der Grad der Nahrungskonkurrenz mit natürlich aufkommenden Artgenossen oder Tieren anderer Arten, die die gleiche ökologische Nische aufweisen, die Länge, Herkunft und der Grad der ökologischen und genetischen Anpassung des Satzfishmaterials an die Bedingungen in dem Besatzgewässer sowie die Art und Weise der Aufzucht bzw. der Abfischung und Hälterung inklusive der Bedingungen bei Transport und Aussetzen. Viele Besatzmaßnahmen schlagen mangels Monitoring fehl, was vielen Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern aufgrund fehlender Tradition und Möglichkeiten der Fischmarkierung vor Besatz verborgen bleibt. Dies schürt den Glauben an Fischbesatz (Arlinghaus et al. 2022).

Ökologisch für den Besatzerfolg entscheidend ist neben der allgemeinen Eignung des Besatzgewässers für die zu besetzende Art, die Populationsregulation über dichteabhängige juvenile Sterblichkeit (Lorenzen 2005, Arlinghaus 2021). In der Regel wird diese ein „Zuviel“ an besetzten Fischen über erhöhte Sterblichkeit runterregulieren, sodass die Jahrgangsstärke entsteht, die dem Gewässer ökologisch entspricht. Eine Bestandssteigerung nach Besatz kann daher nur in Ausnahmefällen erwartet werden,

insbesondere bei vollständig ausbleibendem oder sehr geringem Grad an Naturaufkommen mit stressresistenten, natürlich aufgezogenen Fischarten sowie beim Besatz von Fischen, die größer als das Stadium sind, das noch stark dichteabhängiger Sterblichkeitsregulation unterliegt (Johnston et al. 2018, Lorenzen & Camp 2019). Die Erfolgswahrscheinlichkeit von Fischbesatz wird gerade in Anglerkreisen häufig überschätzt (Arlinghaus et al. 2022). Die meisten Besatzmaßnahmen verdrängen bzw. ersetzen lediglich natürlich aufkommende Jungfische, statt die Bestände langfristig anzuheben (Arlinghaus et al. 2015). Um diese Hypothese im Detail zu überprüfen, führte das Forschungsteam vom Projekt BAGGERSEE Fischbesatzmaßnahmen mit fünf verschiedenen Raub- und Friedfischarten durch, die von deutschen Angelvereinen regelmäßig besetzt werden (Zander, Hecht, Rotaugen, Brasse und Schleie). Frühere Besatzeexperimente zu Karpfen in Baggerseen haben belegt, dass diese Art erfolgreich durch Besatz in ihren Beständen gesteigert werden kann (Arlinghaus et al. 2017b). Im Unterschied dazu waren Hechtbesatzmaßnahmen vollständig wirkungslos (Arlinghaus et al. 2015). Ob diese Ergebnisse auch auf andere Arten zutreffen, wurde im Projekt BAGGERSEE überprüft.

Die Vorteile erfolgreichen Fischbesatzes für die fischereilichen Bewirtschafter sowie auch die Biodiversität liegen auf der Hand. Beispielsweise kann der Initialbesatz von ehemals fischfreien Gewässern zur Etablierung einer natürlichen Fischgemeinschaft beitragen. Wiederansiedelungsbesatz ausgestorbener Fischarten kann ebenfalls positive Wirkungen auf die heimische Biodiversität haben. Über Selektion können in Aquakulturen genetische Ressourcen entstehen, die Teil der genetischen Vielfalt einer Art als Ganzes sind und unter bestimmten Bedingungen Anpassungen an sich rasch ändernde Umweltbedingungen im Freiland versprechen. Konkret für die Studienregion Norddeutschland zeigten die Projektstudien (vgl. Kapitel 7), dass die anglerische Bewirtschaftung gekoppelt mit initialem Fischbesatz in isolierten Baggerseen einen positiven Einfluss auf die lokale, heimische Fischartenvielfalt im Vergleich zu unbesetzten Baggerseen hatte (Matern et al. 2019). Die Fischgemeinschaft anglerisch genutzter, kleiner Bagger- und Naturseen unterschied sich nicht von unbewirtschafteten Naturseen, die als Referenz für eine natürliche Fischgemeinschaft dienten (Matern et al. 2022a). Auch wurden hierzulande im Unterschied zu Frankreich (Zhao et al. 2016) gebietsfremde Fische nur in Einzelexemplaren nachgewiesen. So kann ausgeschlossen werden, dass die anglerische Hege zu einer Verbreitung gebietsfremder Fischarten beiträgt.

Allerdings kann Fischbesatz auch ein Risikofaktor für die Biodiversität darstellen. Beispielsweise hat die insbesondere um 1900 rege stattfindende Verbreitung nicht heimischer Arten wie Regenbogenforellen, Karpfen oder Forellenbarschen über kontinentale und andere biogeografische Grenzen hinaus zur Homogenisierung von Fischgemeinschaften auf globaler Skala beigetragen (Rahel 2000). Das Einbringen von Fisch über Besatz kann auch die natürlichen Interaktionen zwischen und innerhalb von Arten, z. B. über erhöhte Konkurrenz um Nahrungsressourcen beeinflussen, was wiederum die langfristige Stabilität von Fischgemeinschaften gefährden kann (Terui et al. 2023). Lokal kann erfolgreicher Fischbesatz auch genetische Hybridisierungen zwischen lokaler und eingesetzter Population hervorrufen (Eschbach et al. 2021). Dies kann die Produktivität der lokalen Population reduzieren (Chilcote et al. 2011). Und auch in Deutschland gibt es immer wieder Fälle, in denen einzelne Anglerinnen und Angler illegal oder Angelvereine über die Bewirtschaftung legal gebietsfremde Fischarten bewusst oder unbewusst (z. B. durch schlecht sortierten Fischbesatz; Waterstraat 2002) in Gewässer einsetzen. Glücklicherweise sind in Deutschland die ökologischen Auswirkungen gebietsfremder Fischarten eher als gering einzuschätzen (Wolter & Röhr 2010).

Fische üben natürlichen Prädationsdruck auf ihre Beute aus und können so die Beutegemeinschaften und ihre Größenstruktur beeinflussen (Brooks & Dodson 1965, Schilling et al. 2009a,b, Lemmens et al. 2015). In den allermeisten Fällen wird Fischbesatz jedoch nicht in der Lage sein, Bestandsbiomassen und -abundanzen an Fischen aufzubauen, die über die natürliche Tragkapazität hinausgehen. Daher sollte Fischbesatz, der den Bestand nicht erhöht und lediglich einen Teil der Wildfische verdrängt, die ansonsten ohne Besatz in den Bestand hineingewachsen wären, nur geringe oder keine negativen Wirkungen auf andere Organismengruppen oder die Wasserqualität als Ganzes haben (Schilling et al. 2009a, Knorp & Dorn 2016). Wie in Kapitel 7 ausgeführt, bleiben Baggerseen nicht lange fischfrei, d. h. es entstehen auch ohne Besatz in Baggerseen Fischgemeinschaften in einer Biomasse oder Abundanz, die denen bewirtschafteter Gewässer entspricht. Dementsprechend dürfte in einer sich natürlich reproduzierenden Fischgemeinschaft vom zusätzlichen Besatz kein langfristig erhöhter Prädationsdruck auf andere Organismengruppen im Gewässer ausgehen. Anders könnte das sein, wenn eine bestimmte konkurrenzstarke Fischart wie Karpfen oder Schleie in großen Mengen jedes Jahr wiederholt eingesetzt wird und so die natürliche Selbstregulation auf die

gewässerspezifische Tragekapazität für benthivore Biomasse über Besatz jedes Jahr umgangen wird. Diese Extremsituationen sind aber in der anglerischen Hege selten, überdies werden besetzte Karpfen nach früheren Studien auch rasch über Anglerinnen und Angler zurückgefangen (Arlinghaus et al. 2017b). Das Projekt BAGGERSEE ist der naturschutzfachlich durchaus kontrovers diskutierten Frage nachgegangen, ob durch den Mehrartenfischbesatz in Baggerseen negative Wirkungen auf bestimmte prädationssensitive Organismengruppen wie Amphibien (Hecnar & M'Closkey 1997, Hartel et al. 2007, Werner et al. 2007, Miró et al. 2018, Schmidt et al. 2021) oder submersen Makrophyten und Gewässertrübung (Vilizzi et al. 2015, Arlinghaus et al. 2017b) nachweisbar sind. Das Einsetzen von einheimischen Raubfischen, vor allem Hecht und Barsch, kann über Fraßdruck auch einen negativen Einfluss auf einzelne Fischarten (z. B. Karausche oder Neunstachliger Stichling) haben, insbesondere in sehr kleinen Seen mit unzureichenden Rückzugsmöglichkeiten (Englund et al. 2009, Henriksson et al. 2016). Typischerweise bewohnen Karauschen allerdings Seen mit ausreichend submersen Wasserpflanzen; hier ist eine Koexistenz mit Hecht und Barsch in der Regel möglich (Englund et al. 2009). Raubfische können sich auch negativ auf bestimmte Wasservögel auswirken und den Bruterfolg reduzieren (Paasivaara & Pöysä 2004, Dessborn et al. 2011). Andere Vogelpopulationen können von Fischbesatz profitieren. Intensiver Fischbesatz kann zumindest kurzfristig zu einer deutlich erhöhten Fischbiomasse im Gewässer führen und so Kormorane und andere mobile Räuber anziehen (Werner & Dorr 2006, Kumada et al. 2013).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die ökologischen und fischereilichen Wirkungen von Fischbesatz werden häufig überschätzt; mögliche negative Wirkungen von Satzfishen auf andere Nahrungsnetzkomponenten unterscheiden sich in der Regel nicht von denen, die von natürlich reproduzierenden Wildfischen erwartet werden, da Fischbesatz im Rahmen der natürlichen Tragekapazität von Fischen für Fischbiomasse stattfindet.
- ▶ Fischbesatz sollte nur dann durchgeführt werden, wenn es objektive Gründe gibt, die Besatz rechtfertigen und Alternativen nicht umsetzbar sind. Diese sind Initialbesatz in neu geschaffene zuvor fischfreie Gewässer, unveränderliche Habitatengpässe oder eine damit verbundene stark reduzierte natürliche Rekrutierung sowie die Wiederansiedlung ausgestorbener oder temporär ausgelöschter Populationen (z. B. nach Fischsterben).

- ▶ Beim Initialbesatz von Baggerseen sollte darauf geachtet werden, nur Fischarten zu besetzen, die auch natürlicherweise in Seen vorkommen. Wichtig: Der Besatz mit nicht heimischen Fischarten entspricht nicht der guten fischereilichen Praxis und ist in Deutschland verboten (§ 40 Absatz 1 Satz 1 BNatSchG). Außerdem sollte in isolierten Baggerseen auf den Besatz mit bedrohten Wanderfischarten wie Aal verzichtet werden.
- ▶ Bei jedem Besatz ist auf eine artenreine Sortierung der Besatzfische zu achten, um eine Ansiedlung von unerwünschten und gebietsfremden Fischarten zu vermeiden.

8.5.3 Fischbesatz durchführen: praktische Aspekte

Fischbesatz ist die häufigste Bewirtschaftungsmaßnahme an Baggerseen in Niedersachsen und Deutschland. Im Gegensatz zu den ökologischen und fischereilichen Auswirkungen von Besatz spielen die praktischen Aspekte der Umsetzung in der Wissenschaft eine vergleichsweise untergeordnete Rolle. Auch im Projekt BAGGERSEE wurden keine wissenschaftlichen Daten zur Besatzdurchführung gesammelt. Allerdings konnte durch die mehrjährige und enge Kommunikation mit Fischereirechtsinhaberinnen und -inhabern, Gewässerwartinnen und Gewässerwarten sowie Fischlieferantinnen und Fischlieferanten ein Erfahrungsschatz aufgebaut werden. Die wesentlichen Inhalte werden hier zusammengefasst. Dabei sollen einige der Kernprobleme angesprochen werden, denen Angelvereine in der Praxis begegnen.

Der Bedarf und die Verfügbarkeit von Besatzmaterial korrespondieren nicht zu jeder Jahreszeit. Angelvereine, die sich zu einer Besatzaktion entscheiden, sind in der Praxis maßgeblich vom Angebot der Fischlieferantinnen und -lieferanten abhängig. In der deutschsprachigen Literatur wird auf eine potenziell erhöhte Wirksamkeit von Frühjahrsbesatz hingewiesen (Baer et al. 2007). Dennoch sind die meisten Fischarten hauptsächlich im Herbst/Winter erhältlich und werden auch nur zu diesen Jahreszeiten gehandelt. Dies gilt vor allem für die klassischen Baggerseearten wie Karpfen, Schleie, andere Cypriniden (Weißfische) und Hecht. Nicht selten werden daher die Besatzmaßnahmen entsprechend der Angebote angepasst. Dies kann zur Folge haben, dass teilweise trotz besserem Wissen und Willens Besatzmaterial zu ungünstigen Zeitpunkten bestellt und geliefert wird. Gleiches gilt für die Größe der Fische, welche sich oft stark nach dem Angebot und weniger nach dem Bedarf richtet. Da Fisch-

besatz häufig nicht den erwünschten Effekt erzielt, sollte zur Verbesserung der Erfolgsaussichten umso stärker auf die richtigen Bedingungen und die Qualität des Fisches geachtet werden. Dadurch kann der Preis steigen und sich aus Kostengründen entsprechend die Fischbesatzmenge reduzieren. Nichtsdestotrotz sollte auf gute Qualität und den richtigen Zeitpunkt geachtet werden. Besonders hohe Qualität haben Nachzuchten lokaler Populationen und eine Aufzucht unter natürlichen Bedingungen, z. B. in Aufzuchtböden oder Fischteichen.

Die Herkunft der Besatzfische bleibt nicht selten ungeklärt. Es ist hinlänglich bekannt, dass sie europaweit gehandelt und transportiert werden (Arlinghaus et al. 2015, 2017). Die Tiere können dabei auch mehrfach den Besitzer wechseln, bevor sie das eigentliche Besatzgewässer erreichen. Angelvereine sind dann nicht mehr in der Lage, die eigentliche genetische Herkunft der Fische zu recherchieren, da auch die Liefernden häufig nur den Vorbesitzenden, aber nicht zwingend die eigentliche Herkunft der Fische kennen. In der Konsequenz dieser Handelstätigkeiten kann auch regional bestellter Fischbesatz eine überregionale Herkunft haben und damit die Erfolgsaussichten der Besatzmaßnahme erheblich reduzieren und ein erhebliches Risiko für die lokale genetische Vielfalt darstellen. Eine Verbesserung dieser, für alle Beteiligten unbefriedigenden Situation ist aber nur möglich, wenn konsequent regional gekauft, gezüchtet und gehandelt wird. Dies schließt den Verzicht auf Besatzmaßnahmen ein, wenn kein regionaler Fisch verfügbar ist. Gleichzeitig muss sich der ausschließlich regionale Vertrieb der Besatzfische für die Liefernden und Fischzüchtenden wirtschaftlich lohnen, sodass deutlich höhere Preise und ein planbares Bestellvolumen über längere Zeit und im Voraus notwendig werden. Ein erster Schritt wäre es aber, die lokal angepassten Fische aus naturnaher Aufzucht verstärkt zu bestellen und langfristige Absprachen mit regionalen Fischzüchtenden zu treffen und auch vertraglich zu fixieren. Auf diese Weise profitieren beide Seiten und kommen ihrem Ziel ein spürbares Stück näher.

Ein wesentliches Argument für die Stärkung der regionalen Besatzmaßnahmen ist dessen erhöhte Wirksamkeit. Sowohl die genetische und ökologische Anpassung der Fische als auch der erheblich verkürzte Transportweg sprechen deutlich für hochqualitativen Besatzfisch aus der Region. Zu den genetisch und ökologisch positiven Auswirkungen der regionalen Herkunft und insbesondere der negativen Auswirkungen,

wenn diese Grundregel nicht eingehalten wird, wurde in der Vergangenheit national wie international geforscht und publiziert (z. B. Lorenzen et al. 2012). Weniger stark beachtet wurde dagegen der Einfluss des Transportweges und der Wasserqualität auf den Besatzerfolg. Neuere Studien, u. a. aus Deutschland (Monk et al. 2020, Wind et al. 2021) und den USA (Grausgruber & Weber 2021), zeigen nun aber, dass die Wasserqualität im Transporttank mit der Zeit sinkt, die Art der Wasserbelüftung einen großen Einfluss darauf nimmt und der Besatz per se die Überlebenswahrscheinlichkeit der Fische reduziert. Um diese negativen Effekte zu reduzieren, sollten neue Wege der regionalen Fischzucht und des Fischbesatzes erprobt und etabliert werden.

Ein umsichtiger Umgang mit den Satzfischen kann deren Überlebenswahrscheinlichkeit erhöhen. Wird ein Fisch aus regionalen Zuchtteichen beim Abfischen direkt verladen und zum Zielgewässer transportiert, kann bestenfalls ein einmaliges Keschern der Tiere ausreichend sein. Dadurch wird der Stress für die Fische und auch deren Verletzungsgefahr (Beschädigung der Schleimhaut durch das Keschernetz) minimiert. Handelt es sich dagegen um mehrfach gehandelte Wildfänge mit Zwischenhaltung vor dem Transport, wie es beim sogenannten Mischbesatz (Rotaugen, Brassen und andere Cypriniden) und auch dem Zanderbesatz nicht selten der Fall ist, sind die Tiere dem Fang mit einem Zugnetz und dem mehrfachen Keschern sowie einem mehrtägigen Transport über weite Strecken ausgesetzt. Dies kann deren Widerstandsfähigkeit und Überlebenswahrscheinlichkeit beeinflussen.

Insbesondere Weißfischbesatz (Rotaugen, Brassen etc.) stammt fast ausschließlich aus Wildfängen. Die Herkunftsgewässer liegen bis zu mehrere hundert Kilometern entfernt vom Besatzgewässer. Die Sterblichkeit der Tiere wird potenziell erhöht und ein Erfolg der Besatzmaßnahme immer unwahrscheinlicher. Da der Besatz von kleinen Cypriniden zur Bestandserhöhung ohnehin vergleichsweise sehr geringe Aussichten auf Erfolg hat, sollte diese Form des routinierten Fischbesatzes grundsätzlich überdacht werden. Wird ein Besatz von Wildfängen dennoch als zielführend erachtet, sollte die Regionalität der Tiere und ein möglichst vorsichtiger Umgang mit dem Fisch vom Fang bis zum Besatz sichergestellt werden. Dies ist nicht immer leicht umzusetzen, aber mit einem Mehraufwand an Recherche und Rücksprache mit den Fischliefernden durchaus möglich.

Eine weitere Beobachtung besteht darin, dass Besatz vermehrt bei Dunkelheit durchgeführt wird. In der kalten Jahreszeit ist dies teilweise der geringen Tageslänge geschuldet. Aber immer mehr Angelvereine versuchen gezielt, die Fische nachts auszusetzen. Dies ist vor allem ein Versuch, sofortigen Fraßdruck durch Kormorane zu verhindern. Immer wieder berichten Gewässerwartinnen und Gewässerwarte von einem verstärkten Auftreten von Kormoranen unmittelbar nach dem Fischbesatz, oft nur wenige Minuten oder Stunden nach der Lieferung. Durch einen Besatz bei Dunkelheit soll den Fischen die Möglichkeit gegeben werden, sich zunächst zu akklimatisieren, im Gewässer zu verteilen und Versteckmöglichkeiten aufzusuchen.

Dieser Effekt kann durch ein großflächiges Verteilen der Fische im und am Gewässer weiter gefördert werden, sodass größere Ansammlungen von zunächst desorientierten Fischen von vornherein ausgeschlossen werden. Zwar gibt es Hinweise darauf, dass Fischbesatz bei Dunkelheit die Überlebenswahrscheinlichkeit von Wandersalmoniden erhöhen kann (Vollset et al. 2017), für unsere heimischen Baggerseen liegen allerdings keine Daten vor, sodass die Wirkung dieser Maßnahme zunächst unbekannt bleibt.

Ein Besatz zu Artenschutzzwecken findet auch in Baggerseen statt und betrifft zumeist Arten wie Bitterling, Moderlieschen und Karausche, vereinzelt auch Steinbeißer. Die Wirkung dieser Besatzmaßnahmen bleibt häufig unbekannt, allerdings finden sich diese Arten vereinzelt in den Gewässern wieder, sodass zumindest von Teilerfolgen einer Ansiedlung auszugehen ist. Gerade Kleinfischarten sind häufig lokalgenetisch stark angepasst. Eine Besatzmaßnahme mit überregional gehandelten Elternfischen verringert die Erfolgsaussichten und stellt ein Biodiversitätsrisiko dar. Daher sollten Artenschutzmaßnahmen längerfristig geplant und vorbereitet werden, um Fische aus lokalen Zuchtprogrammen verwenden zu können (Klefoth et al. 2020). Ist dies nicht möglich, kann in Absprache mit den Fischereibehörden, den Verbänden und ggf. auch mit benachbarten Angelvereinen ein Artenschutzprogramm aufgelegt und umgesetzt werden. Dafür gibt es bereits zahlreiche Positivbeispiele.

Zusammengefasst sollten Besatzmaßnahmen in Baggerseen immer kritisch auf ihre Notwendigkeit und Effektivität überprüft werden. Ein besonders schonender Umgang mit den Fischen in Kombination mit einer re-

gionalen Herkunft kann unter Umständen dafür sorgen, dass mit weniger Besatz eine höhere Wirkung erzielt wird. Dies gilt sowohl für die fischereilichen als auch für die ökologischen Zielstellungen der Angelvereine.

8.6 Ökologische Auswirkungen von Fischbesatz in Baggerseen

8.6.1 Fische

Kontext und Forschungsziel

Neben Fangbestimmungen sind Fischbesatzmaßnahmen weiter die dominierende Bewirtschaftungsweise von Angelgewässern. Die gute fachliche Praxis sieht Fischbesatz eher kritisch und empfiehlt Alternativen wie das Lebensraummanagement (Lewin et al. 2010). Allerdings zeigt sich, dass z. B. der Initialbesatz von neuen Baggerseen erfolgreich und auch notwendig sein kann, wenn in diesem Gewässer eine Fischgemeinschaft etabliert werden soll. Deutlich unsicherer ist die Erfolgsaussicht von Fischbesatz als Steigerungsbesatz in Bestände, die auf einem gewissen Niveau natürlich reproduzieren. Zu klären ist, ob frühere Ergebnisse zur Erfolgsaussicht von Erhaltungs- oder Steigerungsbesatz verallgemeinert werden können auf diverse Fischarten, da nicht zu allen Arten Ganzseeexperimente vorliegen.

Für den Hecht wurde in früheren Studien bereits gezeigt, dass der Besatz mit Brut und Setzlingen in Baggerseen mit sich selbst reproduzierenden Hechtpopulationen nicht gelingt (Hühn et al. 2014b, Jacobsen & Engström-Öst 2018). Der Besatz von größeren, laichreifen Hechten führt hingegen zu einer Eingliederung einzelner, besetzter Exemplare in die Population, aber auch hier ist mit einer erhöhten Sterblichkeit der Besatzfische zu rechnen (Arlinghaus et al. 2015, Monk et al. 2020). In einer französischen Studie in Flüssen führte zusätzlicher Hechtbesatz aber zu keinem Anstieg der anglerischen Fänge (Guillerault et al. 2018b).

Zum Erfolg von Besatz mit Zandern und den ökologisch sehr ähnlichen amerikanischen Zandern (*Walleye*, *Sander vitreus*) gibt es ebenfalls diverse Studien. Zander leben bevorzugt in großen, trüben und eutrophen Gewässern (Lehtonen, Hansson & Winkler 1996, Keskinen & Marjomäki 2003). Dementsprechend steigen die Erfolgsaussichten des Zander- und Walleyebesatzes mit der Gewässergröße, erhöhten Nährstoffgehalten

und getrübten Sichtverhältnissen an (Ruuhijarvi et al. 1996, Lawson et al. 2021). In einer Studie am Balaton wanderten Zander nach dem Besatz in Gebiete mit einer erhöhten Trophie ab. Ob der Gesamtbestand durch den Besatz erhöht wurde, konnte nicht belegt werden (Specziár & Turcsányi 2017). Der Vergleich von tausend nordamerikanischen Seen zeigte, dass Walleyebesatz in Gewässern mit reproduzierenden Populationen keinen Erfolg hatte (Li et al. 1996). Gab es in dem Gewässer jedoch keine (oder nur geringe) Reproduktion, trug der Besatz zur Steigerung des Bestands bei (Li et al. 1996). Der Besatzerfolg stieg außerdem mit der Satzfishgröße an (Li et al. 1996, Weber et al. 2020). Die höchste Sterblichkeit wurde bei den besetzten Walleyes in der Anpassungsphase an das Gewässer, zwei bis drei Wochen nach dem Besatz, festgestellt (Weber et al. 2020).

Schleien werden regelmäßig in Standgewässer besetzt, jedoch ist der Erfolg – ähnlich wie für Besatz insgesamt – nur rudimentär erforscht (Anwand 1986, Cowx 1994, Lorenzen 2005; Arlinghaus et al. 2015, 2022, Cucherousset et al. 2021; Andrew King et al. 2021). In Baggerseen bilden Schleien oft reproduzierende Bestände, jedoch mit eher geringen Anteilen an der Gesamtfischgemeinschaft (Arlinghaus et al. 2015, Matern et al. 2019, 2022a). Das spricht dafür, dass ein Besatz die Bestandsgrößen steigern könnte, da der Konkurrenzgrad mit Wildfischen gering sein dürfte. Der Besatz mit größeren Schleien ähnelt von seiner Wirkung dabei vermutlich dem Erhaltungsbesatz mit Karpfen, da Schleien sehr robust sind und den Transport und das Handling gut verkraften. Allerdings sind kleine Teichschleien sensibel für Parasiten und zeigten in früheren Studien bei Seebesatz häufig große Verluste (Anwand 1986). Der Besatzerfolg in Baggerseen ist daher unsicher.

Rotaugen und Brassen werden ebenfalls regelmäßig von Angelvereinen besetzt, sowohl als anglerische Zielfische wie auch als Futterfische (Arlinghaus et al. 2015, Cucherousset et al. 2021). Eine Evaluierung von markiertem Weißfischbesatz (inkl. Brassen und Rotaugen) in einem aufgestauten Tieflandfluss in England zeigte einen hohen Anteil an Wiederfängen der besetzten Fische (Fisher & Broughton 1984). Mangels unbesetzter Kontrollstrecken blieb unklar, ob eine Bestandssteigerung erfolgte oder nicht. In einem polnischen Stausee verpuffte der Besatz von Brassen und Rotaugen wirkungslos (Penczak 1996). Durch den verbreiteten Initialbesatz kommen beide Fischarten regelmäßig in beangelteten Bagger-

seen vor (Arlinghaus et al. 2015, Matern et al. 2019, 2022a), müssen also zumindest initial über Fischbesatz erfolgreich eingebürgert worden sein. Rotaugen wurden in Studien des Projekts BAGGERSEE in nahezu allen der untersuchten Gewässer nachgewiesen, während Brassen deutlich seltener, nämlich nur in knapp der Hälfte aller Gewässer, zu finden waren (Arlinghaus et al. 2016b, Matern et al. 2019, 2022a). Rotaugen bevorzugen nährstoffreiche Bedingungen und Brassen sehr nährstoffreiche Bedingungen, d. h. die Populationsentwicklung hängt bei beiden Arten eng mit dem Nährstoffgehalt zusammen (Persson et al. 1991, Jeppesen et al. 2000, Diekmann et al. 2005). Baggerseen sind in der Regel mesotroph (Søndergaard et al. 2018, Nikolaus et al. 2020) und beherbergen somit in der Regel eher geringe Brassenbestände. Dementsprechend und weil Rotaugen in allen Gewässern, in denen sie vorkommen, erfolgreich reproduzieren, erscheinen die Erfolgsaussichten von Fischbesatz mit beiden Arten in Baggerseen gering.

Die meisten publizierten Studien zu Erfolgen und Misserfolgen von Fischbesatz basieren auf Einzelseestudien, die keine Kontrollgewässer integrieren. Auch mangelt es an Untersuchungen, die Alternativen zu Fischbesatz wie die Lebensraumaufwertung in Seen mit dem Fischbesatz vergleichen. Es ist davon auszugehen, dass Lebensraumaufwertung eine nachhaltigere Wirkung auf den Fischbestand hat als Fischbesatz. Funktionale Lebensräume bieten für viele Arten geeignete Lebensbedingungen. Von Fischbesatz profitieren hingegen nur einzelnen Arten. Ziel dieser Forschung war es, die Erfolgsaussicht von Mischartenbesatz der Arten Hecht, Zander, Brasse, Rotaugen und Schleie in Baggerseen zu evaluieren und die Erfolge oder Misserfolge im Kontext der bereits in vorherigen Kapiteln beschriebenen Lebensraumaufwertungen zu bewerten. Dafür mussten die besetzten Fische markiert werden (Fisher & Broughton 1984, Arlinghaus et al. 2015). Grundsätzlich gibt es eine ganze Reihe an verschiedenen Markierungsmethoden für Fische (Bolland et al. 2009, Hühn et al. 2014a). Die Markierung mit PIT-Tags (Passive Integrated Transmitter-Tags) bietet den Vorteil einer individuellen Nachverfolgung der Fische und grundsätzlich relativ geringe Einflüsse und Mortalitäten der Fische (Skov et al. 2005, Bolland et al. 2009). Daher verwendete das Forschungsteam ebenfalls PIT-Tags. Die Fischarten Hecht, Zander, Schleie, Rotaugen und Brasse wurden in jeweils vier Baggerseen besetzt und die Hypothese geprüft, dass (1) es in Baggerseen mit Fischbesatz im Vergleich zu Kontrollseen zu keiner Bestandssteigerung der besetzten fünf Fischarten kommt, sofern die

entsprechende Art bereits etabliert ist und sich erfolgreich reproduziert. Des Weiteren wurde angenommen, dass (2) die Markierung des Fischbesatzes nicht zu einer erhöhten Mortalität führt. Wesentliche Ergebnisse sind in Radinger et al. (2023) zusammengefasst.

Methoden

Wie bei der Evaluation der Totholz- und Flachwasserzonenschaffung wurde auch bei der Bewertung des Mischbesatzes ein Vorher-Nachher-Kontroll-Interventions-Studiendesign (BACI) über einen Zeitraum von sechs Jahren (2016 – 2021) eingesetzt (Details in Kapitel 4). In vier Baggerseen wurden im Winter 2017/18 und im Spätherbst 2020 insgesamt fünf Fischarten (Hecht, Schleie, Rotaugen, Brasse und Zander) besetzt, während in den Kontrollbaggerseen weder Fischbesatz noch Habitat verbessernde Maßnahmen durchgeführt wurden. Besetzt wurde im Herbst/Winter mit einer durchschnittlichen Gesamt-Besatzmenge von 88,5 kg/ha (2017/18) und 100 kg/ha (2020) (Tabelle 36), basierend auf den mittleren Besatzmengen deutscher Angelvereine (Theis et al. 2017). In beiden Versuchen wurde eine anteilige Zusammensetzung der besetzten Fischbiomasse von 40 % Rotaugen, 20 % Schleien, 20 % Brassen, 10 % Hecht und 10 % Zander angestrebt, ähnlich den typischen Besatzanteilen deutscher Angelvereine (Theis et al. 2017). Bei Rotaugen und Brassen handelte es sich stets um Wildfänge, während Hechte, Schleien und Zander bei beiden Besatzmaßnahmen aus Teichwirtschaften stammten. Bei den Fischarten Hecht, Schleie und Zander wurden zudem unterschiedliche Größenklassen ausgewählt, mit einer deutlich höheren Anzahl an kleinen Individuen, um eine möglichst natürliche Größenstruktur im Gewässer herzustellen und eine ausgeglichene Menge zwischen den Besatzgewässern zu garantieren (Tabelle 36).

Vor dem Besatz wurde jedem einzelnen Fisch (außer Rotaugen beim Besatz 2020) ein kleiner 10 bzw. 23 Millimeter langer Transponder (PIT-Tag) in die Bauchhöhle injiziert, sodass eine spätere Identifizierung der Besatzfische möglich war. In einer Zusatzstudie in Teichen wurde der Einfluss der Markierung untersucht, um auszuschließen, dass die Markierung der Fische eine erhöhte Sterblichkeit verursacht. Dazu wurden jeweils 200 Schleien, Brassen und Rotaugen sowie je 66 bis 76 Hechte und Zander in separate Teiche ausgebracht. Eine Hälfte dieser Fische wurde mit PIT-Tags markiert, die andere diente als Kontrolle. Die Teiche wurden mindestens alle zwei Tage auf tote Fische kontrolliert. Diese wurden abgeke-

Tabelle 36: Gesamtstückzahlen, Besatzmenge (kg/ha) und Durchschnittslängen der Fischarten Brasse, Hecht, Rotaugen, Schleie und Zander in den beiden Besatzmaßnahmen Winter 2017/18 und Spätherbst 2020. Hecht, Schleie und Zander wurden entsprechend ihrer Totallänge in zwei bzw. drei Größenklassen (klein, mittel und groß) eingeteilt. Zusätzlich sind alle Wiederfänge aus relevanten Befischungen angegeben.

	Besatz 2017/18			Besatz 2020/21			Wiederfang gesamt
	besetzte Gesamt- stückzahl	Besatz- menge (kg/ha)	mittlere Totallänge ± Standard- abweichung (mm)	besetzte Gesamt- stückzahl	Besatz- menge (kg/ha)	mittlere Totallänge ± Standard- abweichung (mm)	
Brasse	3.709	18,4	254 ± 50	1.241	14,8	329 ± 25	0
Hecht	1.629	8,1		750	7,0		18
„groß“	328	4,1	414 ± 42	216	5,0	488 ± 52	7
„klein“	1.301	4,0	250 ± 44	534	2,0	277 ± 39	11
Rotaugen	17.772	36,9	176 ± 23	ca. 23.000	49,7	184 ± 21	0*
Schleie	3.546	15,5		3.640	20,4		23
„groß“	439	4,8	286 ± 27	483	6,0	289 ± 29	0
„klein“	3.107	10,8	197 ± 26	3.157	14,4	214 ± 22	23
Zander	1.722	6,9		2.353	8,3		0
„groß“	15	0,5	497 ± 30	-		-	
„mittel“	204	5,1	281 ± 28	211	1,8	319 ± 37	
„klein“	1.503	1,3	231 ± 22	2.142	6,5	233 ± 16	
Summe	28.378	85,9		ca. 30.984	100,2		41

* Rotaugen im Besatz 2020/21 wurden nicht markiert und konnten somit in späteren Fängen nicht identifiziert werden

schert und auf eine Markierung untersucht. Im Frühjahr wurden die Teiche abgelassen und die verbliebenen Fische gezählt.

Die Auswirkungen der Besatzmaßnahme auf die Entwicklung der Gesamt-fischbestände wurde mittels statistischer BACI-Analyse, wie in Kapitel 4 beschrieben, bestimmt. Dazu wurden analog zu der Auswertung von Habitatmaßnahmen (Kapitel 8.2, 8.3) verallgemeinerte lineare gemischte Modelle gerechnet, die es erlauben, mögliche Besatzeffekte im zeitlichen Vergleich mit den Kontrollseen zu betrachten. Eine nachweisliche Auswirkung von Besatz auf den jeweiligen Fischbestand in den untersuchten Baggerseen wird dabei über eine Wechselwirkung der unabhängige Variable Zeitraum (vorher vs. nachher) und Maßnahme (Besatz vs. Kontrolle) quantifiziert und bewertet. Hervorzuheben ist, dass für den Abundanzvergleich von Wild- und Besatzfischen nur Wildfische aus dem Größenspektrum der Besatzfische inkl. maximalem Größenwachstum der Besatzfische einbezogen wurden. Dadurch wird eine verzerrte Darstellung der Wildfischabundanz durch die natürlicherweise hohe Anzahl an Jungfischen vermieden.

In dem Verfahren nach Wilde, Pope & Strauss (2003) wurde die Sterblichkeit durch die PIT-Tag-Markierung aus den Teichversuchen berechnet und mittels Chi²-Tests auf signifikante Unterschiede zwischen Fischen mit und ohne PIT-Tag getestet.

Ergebnisse

Gewässerumwelt

Die untersuchten Baggerseen variierten in der Gewässergröße zwischen 1,9 und 14,3 Hektar und einer Uferlänge zwischen 590 und 2.247 Meter (Tabelle 37). Der niedrigste Gesamtposphorgehalt wurde im Steinwedeler Teich gemessen (9 µg/l) und der höchste in Neumanns Kuhle (183 µg/l). Der überwiegende Teil der Baggerseen wies einen mesotrophen Zustand auf (Ausnahmen Plockhorst, Stedorfer Baggersee und Neumanns Kuhle).

Artspezifisches Vorkommen vor dem Besatz

In allen vier Besatzseen wurden vorher Brassen in verschiedenen Größenklassen inkl. Jungfische nachgewiesen (Tabelle 38), jedoch teilweise in geringer Abundanz. Reproduzierende Bestände von Hechten und Rotaugen wurden in den Baggerseen Plockhorst, Steinwedeler Teich und Wiesedermeer detektiert, aber nicht im Schlepstrup See (Tabelle 38). Erfolg-

reich reproduzierende Bestände von Schleien wurden nur in Plockhorst und im Steinwedeler Teich gefunden. In den Gewässern Schleptruper See und Wiesedermeer wurden in zwei Befischungsjahren nur acht bzw. sieben Schleien aus mehreren Jahrgängen nachgewiesen, was auf eine stark reduzierte Reproduktion schließen lässt. Lediglich für Plockhorst konnte ein reproduzierender Zanderbestand nachgewiesen werden, im Steinwedeler Teich wurde ein einzelner Zander gefunden.

Tabelle 37: Umweltbedingungen an den vier Besitzseen und den vier Kontrollseen.

Baggersee	Maßnahme	Gewässergröße (ha)	Uferlänge (m)	mittlere Seentiefe (m)	Anteil Litoral (%)	Leitfähigkeit (µS/cm)	Gesamtphosphor (GP; µg/l)	Chlorophyll a (Chl a; µg/l)	Secchi-Tiefe (m)
Plockhorst	Fischbesatz	14,3	2242	3,2	52,1	340	39	32	0,9
Schleptruper See	Fischbesatz	4,0	954	4,9	39,7	512	12	6	2,8
Steinwedeler Teich	Fischbesatz	10,4	2247	5,3	19,8	744	9	4	2,9
Wiesedermeer	Fischbesatz	2,9	1055	3,7	34,1	138	19	6	2,1
Chodhemster Kolk	Kontrolle	3,2	693	5,6	37,4	218	18	5	1,5
Neumanns Kuhle	Kontrolle	6,9	1045	3,1	48,1	614	183	59	0,5
Stedorfer Baggersee	Kontrolle	1,9	590	1,7	24,4	360	55	27	1,0
Wahle	Kontrolle	8,1	1457	5,9	23,9	738	13	7	3,1
Mittelwert ± Standardabweichung		6,5 ± 4,3	1285 ± 646	4,2 ± 1,5	34,9 ± 11,7	458 ± 230	44 ± 59	18 ± 20	1,9 ± 1

Tabelle 38: Information über den Fischbestand der fünf besetzten Fischarten in den Besatzgewässern vor dem Besatz. ++ zeigt eine erfolgreiche Reproduktion über mindestens zwei Jahre an; + zeigt an, dass einige Jungfisch nachgewiesen werden konnten; es findet also Reproduktion statt, allerdings unregelmäßig und auf geringem Niveau; - zeigt an, dass keine Individuen der Art in dem Gewässer nachgewiesen werden konnten.

	Brasse	Hecht	Rotauge	Schleie	Zander
Plockhorst	++	++	++	++	+
Schleptruper See	+	+	-	+	-
Steinwedeler Teich	++	++	++	++	+
Wiesedermeer	+	++	++	+	-

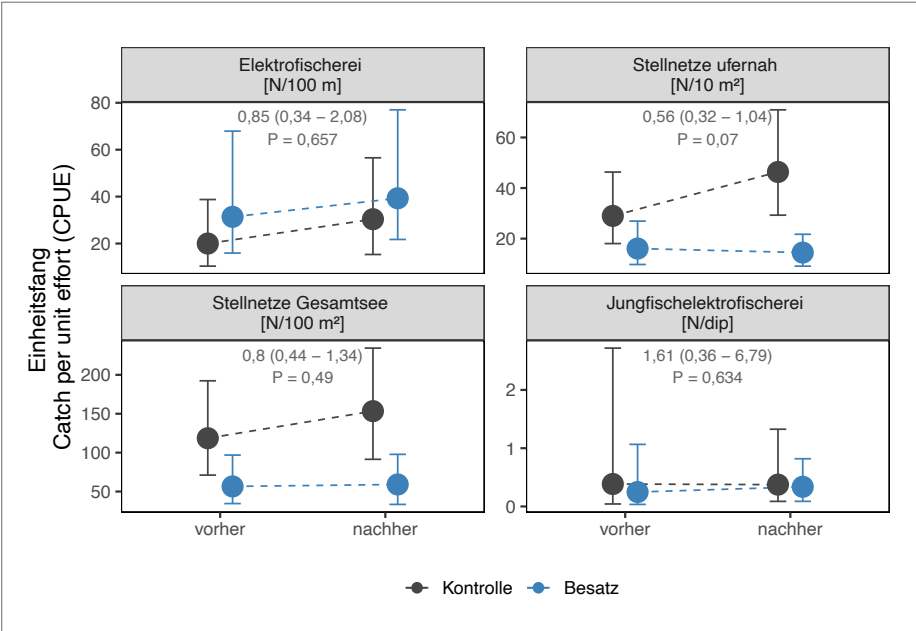
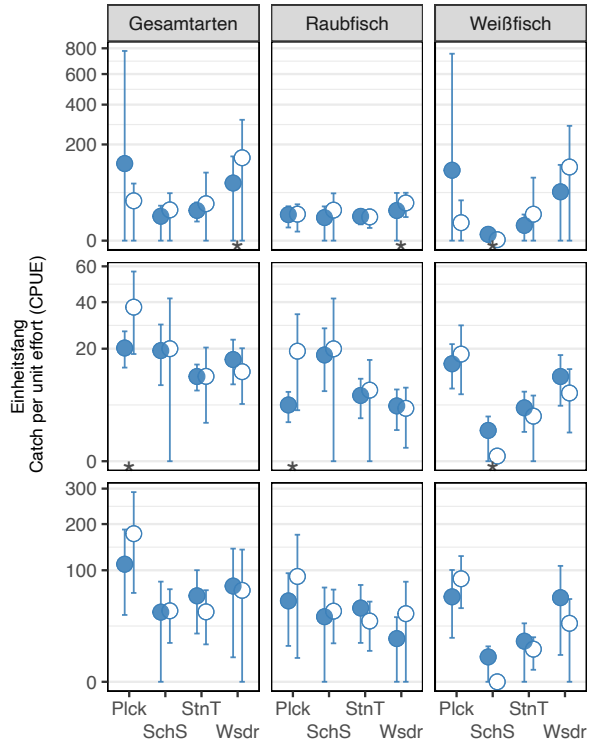


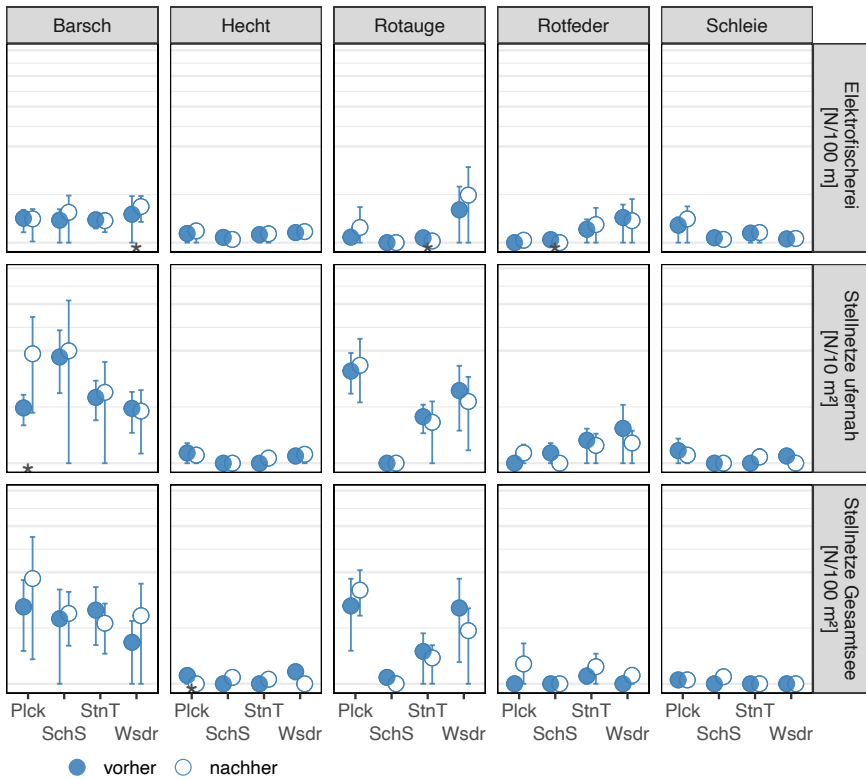
Abbildung 146: BACI-Darstellung des Einheitsfangs aller Fischarten aus der Elektrofischerei, den ufernahen Stellnetzen, den Gesamtsee-Stellnetzen und der Jungfischelektrofischerei in den vier Baggerseen mit Fischbesatz im Vergleich zu den Kontrollbaggerseen.

Abbildung 147: Artspezifische Veränderungen von Fischabundanz in den Besatzseen. Dargestellt ist der mittlere Einheitsfang über alle beprobten Uferabschnitte bzw. Netze $\pm$ Standardabweichung. Sternchen markieren signifikante Unterschiede der Einheitsfänge ($P < 0,05$, Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test) für den zeitlichen Vergleich vor zu nach der Besatzmaßnahme. Plck = Plockhorst, SchS = Schleptruper See, StnT = Steinwedeler Teich, Wsdr = Wiesedermeer.



Wiederfang der Satzfishce und Besatzerfolgsmessung

Über 60.000 Fische wurden in vier Baggerseen besetzt, von denen ein großer Teil (36.328) mit PIT-Tags markiert wurde. In den Befischungen zwischen 2018 und 2021 wurden lediglich 41 besetzte Individuen (18 Hechte und 23 Schleien) wieder gefangen. Die 18 wieder gefangenen Besatzhechte machten 0,8 Prozent des Besatzes aus und repräsentierten 9,7 Prozent des Fangs ähnlich großer Hechte in den Jahren 2018 und 2021 (jeweils nach Besatz). Die 23 wieder gefangenen Besatzschleien machten 0,3 Prozent des Besatzes aus und repräsentierten 9,8 Prozent des Fangs ähnlich großer Schleien in den Jahren 2018 und 2021 (jeweils nach Besatz). Besetzte Rotaugen, Brassen und Zander wurden nicht wieder gefangen.



Eine Steigerung der Einheitsfänge über die gesamte Fischgemeinschaft konnte mit keiner der verwendeten Fangmethoden nachgewiesen werden (Abbildung 146), d. h. der Fischbesatz erhöhte die Bestände über alle Arten nicht und schlug daher fischereilich gesehen fehl. In den ufernahen Stellnetzen der Besatzseen wurde im Vergleich mit den Kontrollseen im statistischen Trend sogar ein relativer Rückgang der Gesamtfischabundanz in der Periode nach dem Fischbesatz festgestellt. Mögliche Gründe könnten ein erhöhter Prädationsdruck durch Kormorane (siehe Box Kormoranpräda-tion) oder ein erhöhter Angeldruck in Folge des Fischbesatzes sein (Baer et al. 2007). Eine seespezifische Betrachtung der Fangergebnisse ließ ebenfalls keine Hinweise für besatzgestützte Steigerungen der Fischabundanz erkennen (Abbildung 147). Die artspezifische Betrachtung der Fänge über alle Besatzseen für die fünf besetzten Fischarten zeigte

ebenfalls keine Steigerung des Einheitsfangs (Abbildung 147, 148). Zur vereinfachten Übersicht wurden in Abbildung 148 nur die artspezifischen Fänge der Elektrofischerei und der Gesamtsee-Stellnetze dargestellt, da diese beiden Methoden sowohl die litoralen als auch benthalen Habitate abdecken und auf die Größen der Besatzfische zugeschnitten sind. Die absoluten Fänge zur Abbildung 148 sind in Tabelle 39 dargestellt.

Ausschluss möglicher Fehlerquellen

Es gibt vier wichtige Fehlerquellen, die den fehlenden Besatzerfolg erklären könnten. Die erste Fehlerquelle könnten ungeeignete Fanggeräte sein, d. h. das Forschungsteam hat eventuell an den Satzfishen vorbeigefischt. Das wurde ausgeschlossen, indem speziell angefertigte Stellnetze mit großen Maschen in einer Zusatzbefischung an den vier Besatzseen zum Einsatz kamen. Auch bei dieser Befischung, die auch die großen Brassen in einem See detektierte, wurde kein einziger weiterer Satzfish gefangen. Als zweite Fehlerquelle ist denkbar, dass besetzte Fische durch Anglerinnen und Angler zurückgefangen wurden. Es kam also zum Besatzerfolg, ohne dass sich die Bestände langfristig erhöhten. Allerdings waren die meisten besetzten Fische untermaßig, sodass diese Fehlerquelle ausgeschlossen werden kann. Eine dritte Fehlerquelle könnten hohe Verlustraten durch eine Kombination aus Satzfishherkunft und/oder Transportstress sein. Letzteres hat mit großer Wahrscheinlichkeit Einfluss auf die Überlebensrate gehabt. Die Satzfish wurden aufgrund der Markierung häufiger gehandelt als üblich. Speziell bei Rotaugen konnte bereits gezeigt werden, dass Handling und Transport, besonders mit Zwischenhaltung der Fische, einen hohen Einfluss auf die Sterblichkeit der Fische nach dem Besatz haben (Riemens 1984). Allerdings zeigen die separaten Teichhaltungsversuche, dass jede der fünf besetzten Fischarten in einem der zwei Besatzaktionen hohe Überlebensraten hatte (Abbildungen 150, 151). Es ist daher davon auszugehen, dass in mindestens einem der beiden Jahre ein Besatz prinzipiell überlebensfähiger Fische für alle fünf Arten stattgefunden hat. Die letzte mögliche Fehlerquelle umfasst die Effekte der Markierung mittels PIT-Tags. Die Analyse der Teichversuche zeigte bei den Fischarten Hecht, Schleie, Brasse und Zander keine erhöhte Sterblichkeit durch die Markierung mit Transpondern (Abbildung 150, 151, Tabelle 40). Lediglich bei Rotaugen im Besatz 2017/18 wurde bei einer hohen Unsicherheit eine, um die Sterblichkeit der Kontrollfische korrigierte, erhöhte Sterblichkeit von $23,0 \pm 20,8$ % bei den markierten Fischen festgestellt (Tabelle 40). Die erhöhte Sterblichkeit der markierten Rotaugen

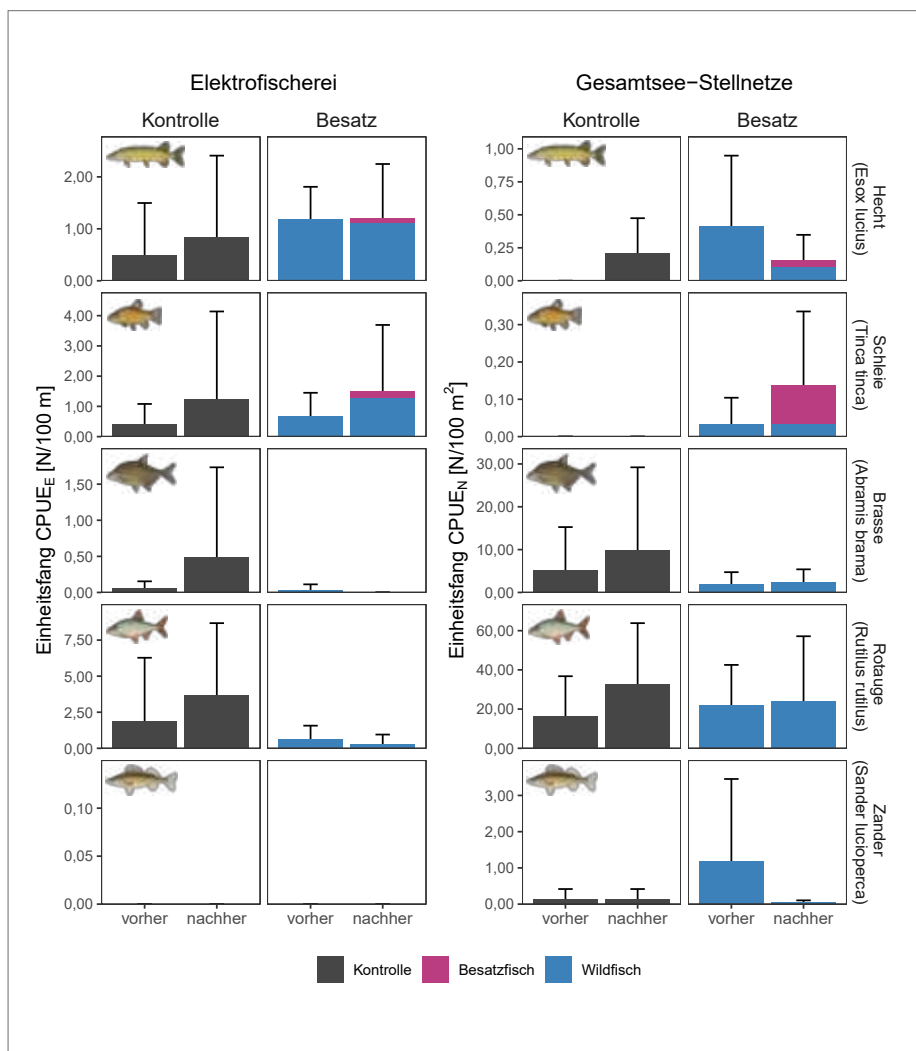


Abbildung 148: Einheitsfänge der fünf besetzten Fischarten (Hecht, Schleie, Rotaugen, Brasse und Zander) in den Kontrollseen (grau) und Besatzseen (blau) vor und nach den Besatzmaßnahmen. Wieder gefangene Besatzfische in den Seen sind farblich unterschieden. Die Einheitsfänge der Wildfische umfassen lediglich Fische aus dem Größenspektrum der Besatzfische (Details siehe Methodenteil). Die Daten wurden getrennt nach den Befischungsmethoden Elektrofischerei und Gesamtsee-Stellnetze dargestellt. Detaillierte Angaben zu den Fischanzahlen finden sich in Tabelle 39.

FOTOS © DAFV/ERIC OTTEN

Tabelle 39: Darstellung der absolut gefangenen Wildfische im Größenspektrum der Besatzfische (Details siehe Methodenteil) und wieder gefangenen Besatzfische mittels Elektrofischerei und Gesamtsee-Stellnetze. Die hier dargestellten absoluten Zahlen sind in Abbildung 148 als Einheitsfang dargestellt.

		Elektrofischerei				Gesamtsee-Stellnetze			
		Kontrolle		Besatz		Kontrolle		Besatz	
		vorher	nachher	vorher	nachher	vorher	nachher	vorher	nachher
Hecht	Wildfisch	19	38	149	139	0	2	5	1
	Besatzfisch	–	–	–	14	–	–	–	1
	Gesamt	19	38	149	153	0	2	5	2
Schleie	Wildfisch	24	60	102	211	0	0	1	0
	Besatzfisch	–	–	–	22	–	–	–	1
	Gesamt	24	60	102	233	0	0	1	1
Rotaugen	Wildfisch	109	191	35	24	181	264	348	583
	Besatzfisch	–	–	–	0	–	–	–	0
	Gesamt	109	191	35	24	181	264	348	583
Brasse	Wildfisch	4	4	4	0	73	19	1	14
	Besatzfisch	–	–	–	0	–	–	–	0
	Gesamt	4	4	4	0	73	19	1	14
Zander	Wildfisch	0	0	0	0	1	34	1	0
	Besatzfisch	–	–	–	0	–	–	–	0
	Gesamt	0	0	0	0	1	34	1	0

erklärt zwar nicht vollständig das Ausbleiben der Wiederfänge in den Bag-geeseen, wurde aber als Anlass genommen, die Rotaugen beim Besatz im Spätherbst 2020 nicht zu markieren. Das Forschungsteam wollte so eine möglicherweise erhöhte Sterblichkeit durch den Transpondereinsatz vermeiden. Die Analyse des Rotaugenbesatzerfolges erfolgte in diesem Jahr lediglich über die Einheitsfänge. Doch auch in diesem Fall nahm der Bestand nicht zu.

Box 3: Raubdruck durch Kormorane in einem See

An dem Besatzsee Plockhorst wurde eine starke Prädation der Besatzfische durch Kormorane nach dem ersten Besatz 2017/2018 festgestellt. Das Forschungsteam hat PIT-Tags von ca. 10 Prozent der Besatzfische an Kormoranrastplätzen wiedergefunden. Allerdings handelt es sich bei dieser Beobachtung nicht um eine finale, quantitative Bestimmung der Prädationsmenge der Satzfishche durch Kormorane, weil nicht alle Schlaf- und Rastplätze bekannt waren und abgesucht wurden (Abbildung 149). Die Anzahl der wiedergefundenen Transponder war nach dem Besatz 2020 auch deutlich niedriger (nicht dargestellt) als nach dem Besatz 2017/18, was auch mit veränderten Schlaf- und Rastplätzen der Kormorane zusammenhängen könnte. Bemerkenswert ist die nahezu identische Zusammensetzung der Fischarten und -zahlen der Besatzfische und des Kormoranfraßes (Abbildung 149), was dafür spricht, dass die Kormorane die Satzfishche entsprechend ihrer Häufigkeit gefressen hatten. In einer Meta-Analyse wurde festgestellt, dass besonders Cypriniden (Karpfenartige) und Perciden (Barschartige) empfindlich auf Kormoranprädation reagieren (Skov et al. 2014, Ovegård et al. 2021); in dem konkreten Beispiel umfasst das alle besetzten Fischarten außer den Hecht. Dementsprechend zeigen die Daten das Bild eines opportunistischen Jägers.

Ein stark besetztes Gewässer mit einer kurzfristig deutlich erhöhten Fischbiomasse ist nach früheren Studien besonders attraktiv für Kormorane (und andere mobile Räuber; Werner & Dorr 2006, Kumada et al. 2013). Es kommt zu einem erhöhten Prädationsdruck nicht nur auf die Besatzfische, sondern auf die gesamte Fischgemeinschaft des Gewässers. Somit könnte durch Fischbesatz und die damit eintretende Kormoranprädation sogar ein negativer Effekt auf die Abundanz der Wildfische in einem besetzten Gewässer ausgelöst werden (siehe Haupttext, Abbildung 147).

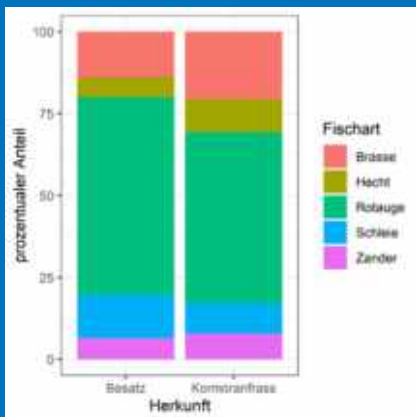


Abbildung 149: Vergleich der Zusammensetzung der besetzten Stückzahlen und der wiedergefundenen PIT-Tags der Satzfishche im Plockhorst.

Bei der Kormoranbeobachtung handelt es sich lediglich um ein Gewässer. Die Leserinnen und Leser sollten nicht voreilig schlussfolgern, dass Kormorane für den fehlenden Besatzerfolg auch an den anderen Untersuchungsgewässern verantwortlich sind. Es können auch andere Sterblichkeitsursachen vorliegen. Was das Beispiel Plockhorst aber zeigt, ist das Wirken natürlicher Regulationskräfte. Wenn ein Bestand über Besatz künstlich erhöht wird, reguliert sich die Fischhäufigkeit über verschiedene Mechanismen wie Prädation (inkl. Kormoranfraß) zurück auf die gewässerspezifische Tragkapazität.

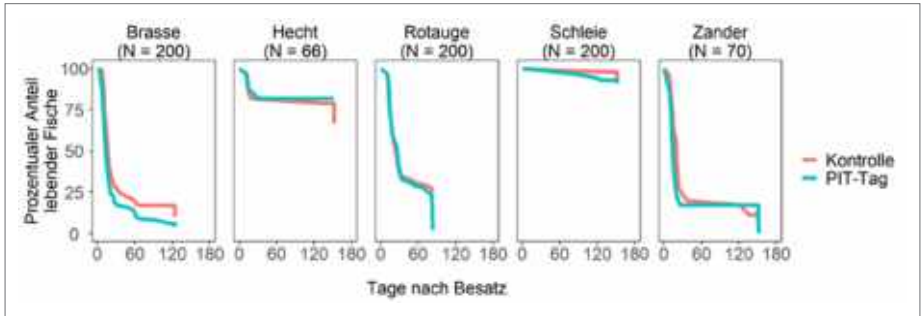


Abbildung 150: Vergleich der zeitlichen Sterblichkeit der Fische aus dem Besatz 2017/18 mit und ohne PIT-Tag in Kontrollteichen. Der teilweise starke Abfall der Kurven am letzten Datenpunkt zeigt die Anzahl der Fische im Teich nach der Abfischung und somit die Differenz zwischen theoretisch vorhandenen Fischen und praktischen Wiederfängen in den Teichen.

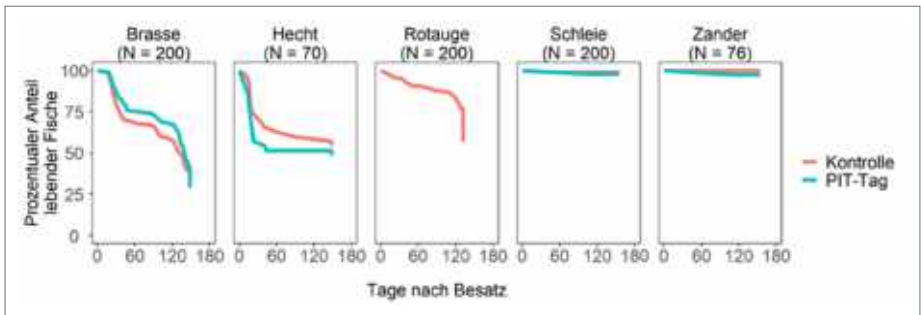


Abbildung 151: Vergleich der zeitlichen Sterblichkeit der Fische aus dem Besatz 2020 mit und ohne PIT-Tag in Kontrollteichen. Der teilweise starke Abfall der Kurven am letzten Datenpunkt zeigt die Anzahl der Fische im Teich nach der Abfischung und somit die Differenz zwischen theoretisch vorhandenen Fischen und praktischen Wiederfängen in den Teichen. Rotaugen wurden bei diesem Besatz nicht mit PIT-Tags markiert.

Die Besatzergebnisse bestätigten beide Hypothesen und zeigten, dass die Fischbestände der Arten Schleie, Hecht, Zander, Brassen und Rotaugen nicht erhöht werden konnten. Bei den natürlich reproduzierenden Fischarten – Schleie, Hecht, Rotaugen, Brasse – war das Ergebnis erwartbar und stimmte mit früheren Arbeiten über Baggerseen überein (Arlinghaus et al. 2015). Auffällig war, dass Brassen sich in den Gewässern Plockhorst

Tabelle 40: Darstellung der besetzten und überlebenden Individuen je Fischart und Behandlung (Kontrolle oder PIT-Tag) in den Teichversuchen. Die korrigierte PIT-Tag-Sterblichkeit gibt den Einfluss der Markierung auf die Überlebenswahrscheinlichkeit an. Signifikante Einflüsse sind fett markiert.

			Besatz 2017/18	Besatz 2020/21
Brasse	Kontrolle	Anzahl besetzte Fische	100	100
	Kontrolle	Anzahl überlebende Fische	10	29
	Kontrolle	Kontroll-Sterblichkeit (%)	90,0 ± 9,0	71,0 ± 20,6
	PIT-Tag	Anzahl besetzte Fische	100	100
	PIT-Tag	Anzahl überlebende Fische	4	30
	PIT-Tag	korrigierte Markierungssterblichkeit (%)	6,0 ± 12,8	0,0 ± 41,6
Rotaugen	Kontrolle	Anzahl besetzte Fische	100	200
	Kontrolle	Anzahl überlebende Fische	25	157
	Kontrolle	Kontroll-Sterblichkeit (%)	75 ± 18,8	21,5 ± 8,4
	PIT-Tag	Anzahl besetzte Fische	100	-
	PIT-Tag	Anzahl überlebende Fische	2	-
	PIT-Tag	korrigierte Markierungssterblichkeit (%)	23,0 ± 20,8	-
Schleie	Kontrolle	Anzahl besetzte Fische	100	100
	Kontrolle	Anzahl überlebende Fische	93	97
	Kontrolle	Kontroll-Sterblichkeit (%)	7,0 ± 6,5	3,0 ± 2,9
	PIT-Tag	Anzahl besetzte Fische	100	100
	PIT-Tag	Anzahl überlebende Fische	91	98
	PIT-Tag	korrigierte Markierungssterblichkeit (%)	2,0 ± 14,7	0,0 ± 4,9
Hecht	Kontrolle	Anzahl besetzte Fische	33	35
	Kontrolle	Anzahl überlebende Fische	22	16
	Kontrolle	Kontroll-Sterblichkeit (%)	33,3 ± 67,3	45,7 ± 70,1
	PIT-Tag	Anzahl besetzte Fische	33	35
	PIT-Tag	Anzahl überlebende Fische	27	18
	PIT-Tag	korrigierte Markierungssterblichkeit (%)	0,0 ± 112,4	5,7 ± 142,3

(Fortsetzung Tabelle auf S. 344)

			Besatz 2017/18	Besatz 2020/21
Zander	Kontrolle	Anzahl besetzte Fische	35	38
	Kontrolle	Anzahl überlebende Fische	0	38
	Kontrolle	Kontroll-Sterblichkeit (%)	100,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
	PIT-Tag	Anzahl besetzte Fische	35	38
	PIT-Tag	Anzahl überlebende Fische	0	37
	PIT-Tag	korrigierte Markierungssterblichkeit (%)	0,0 ± 0,0	2,6 ± 6,7

und Steinwedeler Teich erfolgreich reproduzierten, obwohl Baggerseen aufgrund der mesotrophen Bedingungen eher pessimale Bedingungen für sie bieten. Der Misserfolg des Besatzes von Zandern war weniger erwartbar. Sie reproduzierten sich nicht erfolgreich in Baggerseen. Dementsprechend wäre „Platz“ gewesen, um sich nach Besatz zumindest in einem fangbaren Bestand zu etablieren, ähnlich wie frühere Studien beim Karpfenbesatz in Baggerseen gezeigt haben (Arlinghaus et al. 2015). Der Misserfolg beim Zander liegt daran, dass mesotrophe Gewässer ungeeignet sind – Zander bevorzugen eutrophe Gewässer –, an möglichen Anpassungsschwierigkeiten an die neuen Gewässer (z. B. aufgrund der Haltung von Zandern in Teichen) und allgemeiner Sensitivitäten gegenüber Handling und Transport. Dies ist insbesondere bei Weißfischen und Zandern ein bekanntes Phänomen.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Einer der wichtigsten Grundsätze der fischereilichen Bewirtschaftung natürlicher Gewässer ist, dass „der richtige Fisch ins richtige Gewässer“ gehört (Schäperclaus 1960). Auf Basis heutiger Erkenntnisse zur Gewässerökologie von Seen (Persson et al. 1991, Jepsen et al. 2000, Mehner et al. 2005, Matern et al. 2021) und zum Fischbesatz (Arlinghaus et al. 2015, Guillerault et al. 2018a) könnte der erste und wichtigste Leitsatz in Bezug auf Prinzipien des Fischbesatzmanagements lauten: „Die ökologischen Bedingungen im Gewässer bestimmen die Wahl der zu besetzenden Satzfish – Besetze niemals Fische in für sie ungeeignete Gewässer“. Oder anders:
- ▶ Fischbesatz kann nur funktionieren, wenn Arten ausgewählt werden, die in dem Besatzgewässer erfolgreich überleben und wachsen können. Die Gewässereignung ist hier ausschlaggebend und kann auch bei nicht reproduzierenden Arten den Besatz(miss)erfolg entscheidend mitbestimmen.

Zusammengefasst wirken folgende wesentliche Faktoren auf den Besatzerfolg in Baggerseen.

1. **Die Gewässereignung** wird primär durch den Einfluss ökologischer Faktoren wie Laichplatzverfügbarkeit, Trophiegrad, Verfügbarkeit von Rückzugsräumen sowie Temperatur- und Sauerstoffgradienten bestimmt. All das wirkt entscheidend auf die Fischartengemeinschaften in Seen ein (Persson et al. 1991, Jeppesen et al. 2000, Mehner et al. 2005, Matern et al. 2021, Mehner & Brucet 2022). Für einen erfolgreichen Initialbesatz muss die zu besetzende Fischart an das Gewässer mit seinen abiotischen Bedingungen angepasst sein (Abbildung 152). Rotaugen, Brassen und Zander profitieren von eutrophen oder sogar polytrophen Nährstoffgehalten (Persson et al. 1991, Lawson et al. 2021). Zander benötigen darüber hinaus auch möglichst große Gewässer mit einem hohen Freiwasseranteil (> 50 ha). Die Baggerseen, die das Forschungsteam untersucht hat, waren in der Regel < 20 Hektar und mesotroph. In solchen Gewässern ist, selbst wenn der Initialbesatz erfolgreich verlaufen sollte, keine hohe Fischbiomasse von Zandern und Brassen zu erwarten.
2. **Herkunft, Fang und Transport** der Satzfische haben einen starken Einfluss auf die Vitalität der Fische und können sich negativ auf die Überlebenschance auswirken (z. B. Monk et al. 2020). Der replizierter Teichversuch zur möglichen Sterblichkeit durch PIT-Tags deutet ebenfalls an, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit mit Fang, Transport, Handling und Akklimatisation zusammenhängt (Arlinghaus et al. 2015). In unserem Versuch lassen sich die Effekte durch **Fang und Transport** leider nicht von den Auswirkungen durch **Handling und Akklimatisation** sowie **Herkunft der Satzfische** (aus Teichen, Wildfischen oder Anlagen) trennen. Schleien und auch Hechte überlebten unter den künstlichen Bedingungen in den Teichen größtenteils. Bei beiden Fischarten scheinen Fang, Herkunft, Transport, Handling und Akklimatisation nur einen geringen Einfluss zu haben. Beim Zander dagegen unterschied sich die Sterblichkeit in den Teichen zwischen den beiden Besatzmaßnahmen dramatisch. Den ersten Besatz überlebte kein Zander, während beim zweiten Besatz lediglich einer von 76 Zandern verstarb. Dies deutet auf starken Einfluss von Herkunft, Fang, Transport, Handling und/oder Akklimatisation hin. Die Sterblichkeit der Rotaugen und Brassen war in den Teichen generell hoch. Sie deutet ebenfalls auf die hohe Empfindlichkeit beider Fischarten und die Wichtigkeit von vorsich-

tigem Fang, Transport, Handling und Akklimatisation beim Besatz hin. Diese Erkenntnisse lassen sich jedoch nicht eins zu eins auf die artspezifische Sterblichkeit nach Besatz in Baggerseen übertragen. Die Lebensbedingungen unterscheiden sich deutlich (z. B. höhere Fischdichten und keine Prädation in den Teichen). Wichtig ist jedoch mitzunehmen, dass mindestens ein Teil aller Satzfischarten in den Teichen überlebt hat und somit ökologische Einflüsse bzw. das Zusammenspiel mehrerer Faktoren nach dem Aussetzen in die Baggerseen für das komplette Ausbleiben von Wiederfängen verantwortlich sind. Wichtig ist auch zu bemerken, dass kombinierte Effekte von Herkunft, Fang und Transport zu Kompletterlusten führen können. Entweder funktioniert die Anpassung z. B. eines Zuchtfisches oder eines Fisches aus einem ökologisch anderen Gewässer nicht oder aber Fang und Transport führen zu Verletzungen und Stress. Mit zeitlicher Verzögerung verstarben in einigen Fällen nach mehreren Tagen und Wochen alle Fische (vgl. Abbildung 150, 151). Angelfermer*innen bemerken dies aufgrund der Verzögerung häufig nicht.

3. **Das natürliche Aufkommen einer Fischart** beschreibt, ob von einer Fischart bereits eine etablierte und sich reproduzierende Population in dem Gewässer vorhanden ist. Diese Studie zeigte, dass Fischbesatz mit Brasse, Hecht, Rotaugen und Schleie zur Steigerung des Bestandes in sich (meistens) reproduzierenden Beständen nicht erfolgreich ist. Das Forscherteam fing einige wenige Hechte und Schleien wieder. Das spricht für Verdrängungseffekte, aber keine Bestandssteigerung (abgelesen an den Einheitsfängen). Die fehlende Zunahme fügt sich in eine Reihe weiterer Studien ein. Sie zeigten ebenfalls, dass Fischbesatz mit sich erfolgreich reproduzierenden Fischarten selten erfolgreich ist (Li et al. 1996, Hühn et al. 2014b, Daupagne et al. 2021, Guillerault et al. 2021). Der Grund hierfür liegt in der Gesamttragekapazität der Gewässer insbesondere für Jungfische sowie der ausgeprägten dichteabhängigen Populationsregulation über Sterblichkeit in diesem Lebensstadium (Arlinghaus et al. 2022). Das bedeutet, dass ein Gewässer nur eine bestimmte Menge an Nahrung und Lebensraum bietet und somit die Anzahl der Jungfische sowie der daraus hervorgehenden adulten Fische ebenfalls limitiert ist. Durch erfolgreiche Reproduktion der Zielfischart nähert sich der Bestand immer wieder der gewässerspezifischen Tragekapazität an bzw. „überschüssige“ Fische, z. B. besetzte Jungfische, werden über erhöhte Sterblichkeit herunterreguliert. Dement-

sprechend ist vom Besatz mit Fischarten, die bereits etabliert sind und sich erfolgreich reproduzieren, grundsätzlich abzuraten. Es ist keine Bestandssteigerung zu erwarten, sondern lediglich eine Eingliederung einzelner Individuen in den Bestand (Hühn et al. 2014b, Monk et al. 2020). Das heißt aber nicht, dass man in Gewässern mit fehlender Reproduktionsleistung zwangsläufig eine Bestandsetablierung erwarten kann, siehe der erste Punkt oben zur Gewässereignung (Abbildung 152).

4. **Die ökogenetische Anpassung** bezieht sich speziell auf die Fähigkeit der Satzfische mit den neuen abiotischen Faktoren wie Temperatur oder Strömung sowie auf biotische Faktoren wie Nahrungsvverfügbarkeit oder die Anwesenheit von neuen Räubern in dem Gewässer umzugehen. Können sich die Besatzfische nicht an die neuen Umweltbedingungen anpassen, z. B., weil sie aus künstlichen Haltungsumwelten stammen oder in ungeeignete Gewässer umgesetzt werden, ist ihre Überlebenswahrscheinlichkeit gering (Araki, Cooper & Blouin 2007, Brockmark & Johnsson 2010). Bei besetzten Hechten und verschiedenen Salmoniden konnte zusätzlich gezeigt werden, dass selbst Nachkommen aus lokalen Populationen in dem neuen Gewässer zeitlebens mit Anpassungsproblemen (verringerte Reproduktion und eine höhere Aktivität) zu kämpfen haben (Araki et al. 2007, Christie et al. 2012, Monk et al. 2020).
5. **Die Satzfischgröße** hat ebenfalls Einfluss auf die Überlebenschancen und somit auch für den erfolgreichen Fischbesatz (Lorenzen 2000, Weber et al. 2020). Größere Satzfische von gut angepassten Satzfischen (die Aussage gilt nicht für domestizierte, adulte Fische aus der Aquakultur) haben in der Regel eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit und dementsprechend gilt: Satzfische sollten so groß wie ökologisch nötig, aber so klein wie möglich sein (Baer et al. 2007, Arlinghaus et al. 2017a). In dieser Studie überlebten auch die größeren Satzfische nicht substantiell. Die Satzfischgröße spielt eher eine untergeordnete Rolle (Abbildung 152).
6. Abschließend ist das **Handling nach dem Transport zum Gewässer und die Akklimatisation** zu nennen. Hier lohnt es sich, die Fische so stressfrei wie möglich zu behandeln und auf das Keschern weitgehend zu verzichten. Wenn allerdings bei den oben genannten Faktoren bereits Fehler gemacht worden sind, wird der Besatzerfolg oder -misserfolg an dieser Stelle nicht mehr substantiell zu verändern sein.



Abbildung 152: Besatzpyramide wesentlicher Erfolgsfaktoren von Fischbesatz basierend auf Arlinghaus et al. (2017a) und unter Einbeziehung der aktuellen Forschungsergebnisse. Die einzelnen Faktoren sind von am wichtigsten (oben) nach am wenigsten wichtig (unten) sortiert. Handling bei Besatz und Akklimationisation meint den Umgang mit Fischen direkt am Besatzgewässer, z. B. die Art und Weise des Kescherns und des Aussetzens im Gewässer. Fang und Transport der Besatzfische bezieht sich auf die Vorgehensweise vor dem Eintreffen am Besatzgewässer.

8.6.2 Andere Organismengruppen

Kontext und Forschungsziel

Fischbesatz kann, wie in Kapitel 8.5 ausführlich erläutert, in Abhängigkeit der jeweiligen besetzten Art und Besatzdichte potenziell auch Auswirkungen auf andere Organismengruppen haben. Häufig handelt es sich dabei um Top-Down-Effekte (vorrangig über Fraßdruck), die je nach besetzter Fischart zu einer Reduktion von Wasserpflanzen, aber auch anderen Artengruppen führen können.

Es gibt nur wenige herbivore Fischarten, die sich von Wasserpflanzen ernähren und so den Bestand beeinträchtigen können. Hier sei besonders

der gebietsfremde Graskarpfen hervorzuheben, dessen Fraßdruck auf submerse und emerse Makrophyten enorm sein kann (z. B. Bonar et al. 2002, Kırkağaç & Demir 2006). Der Besatz mit gebietsfremden Fischarten wie dem Graskarpfen ist in Deutschland allerdings genehmigungspflichtig (Baer et al. 2007, Arlinghaus et al. 2015, § 40 Absatz 1 Satz 1 BNatSchG). Fische können Makrophyten auch direkt während der Nahrungsaufnahme mechanisch beschädigen oder entwurzeln (Crivelli 1983, Bajer et al. 2016) sowie indirekt über erhöhte Trübung (Breukelaar et al. 1994) und Abweidung des Benthos und dadurch ausgelöste Erhöhung des Aufwuchs (Periphyton) submerse Makrophyten negativ beeinflussen (Williams et al. 2002, Hidding et al. 2016). Im Fokus der Untersuchungen stehen vor allem benthivore, bodenwühlende Cypriniden wie Brasse, Schleie, Rotaugen und Karpfen. Am Beispiel des Karpfens konnte gezeigt werden, dass Dichten benthivorer Fischarten von $> 100 \text{ kg/ha}$ für negative Effekte auf Wachstum, Bedeckungsgrad und Artenreichtum von Wasserpflanzen sorgen können (Williams et al. 2002, Vilizzi et al. 2015, Bajer et al. 2016). In mesotrophen niedersächsischen Baggerseen wurden adulte Karpfen aber eher in Einzelexemplaren nachgewiesen (Emmrich et al. 2014, Matern et al. 2019), was auf eine eingeschränkte natürliche Reproduktion hindeutet (Souza et al. 2022). Die Gesamttragekapazität von mesotrophen Standgewässern liegt mit 100 bis 300 kg pro Hektar (Barthelmes 1981) in etwa so hoch wie die erwähnten 100 – 200 kg Fischbestand pro Hektar, ab der benthivore Fische negativ auf die Makrophytenbedeckung rückwirken. Da der Hauptteil der Fischbiomasse immer in kleinen zooplanktivoren Fischen akkumuliert, ist es sehr unwahrscheinlich, dass so hohe Karpfenbiomassen in mesotrophen Seen langfristig existieren können. Intensiver Besatz mit benthivoren Fischen wie Karpfen, Brassen oder Schleien kann die Gesamttragkraft eines typischen Baggersees aber kurzfristig überschreiten, mit potenziell negativen Effekten auf Makrophytenabundanz, -diversität und -deckungsgrad (Bajer & Sorensen 2015, Vilizzi et al. 2015, Bajer et al. 2016).

Es ist daher vor allem eine Frage, in welchem Ausmaß Fischbesatz die Gesamtbiomasse aller Friedfische relativ zur Tragekapazität des jeweiligen Gewässers erhöht. Die Fischbesatzmaßnahmen in den untersuchten Baggerseen erfolgten zwar mit relativ hohen Dichten von ca. 90 kg/ha , v. a. in Bezug zu maximalen Tragekapazitäten mesotropher Gewässer von ca. 100 – 300 kg/ha (Barthelmes 1981). Ausgeprägte negative Effekte von Fischbesatz auf z. B. Makrophyten wurden bisher aber vor allem bei

noch stärkeren Besatzdichten benthivorer Fischarten von > 200 kg/ha festgestellt (Bajer et al. 2009, Williams et al. 2002).

Der Einfluss von Besatzfischen auf Wasservögel wirkt vor allem über das Nahrungsnetz. So zeigten frühere Studien, dass Besatz benthivorer Fische in hohen Dichten über eine erhöhte Nahrungskonkurrenz zu negativen Auswirkungen auf die Wasservogelabundanz führen kann (Haas et al. 2007, Bajer et al. 2009). Darüber kann auch Prädation durch größere Raubfische (z. B. Hecht, Wels) Auswirkungen auf die Abundanz und Diversität von Wasservögeln haben (Dessborn et al. 2011). Umgekehrt kann eine über Besatzmaßnahmen (kurzfristig) erhöhte Bestandsdichte von potenziellen Beutefischen ein Gewässer auch attraktiv für mobile, fischfressende Räuber machen. Solche Effekte sind zum Beispiel von Kormoranen bekannt, einem opportunistischen Jäger, der v. a. die häufigen und am leichtesten verfügbaren Fische erbeutet. Hier ergaben frühere Studien aus Teichwirtschaften, dass höhere Fischbesatzdichten zu einer vermehrten Anziehung von Kormoranen führen können (Barlow & Bock 1984, Werner & Dorr 2006).

In den zugrundeliegenden Hypothesen wird davon ausgegangen, dass (1) die Fischbesatzmaßnahmen aufgrund der gewählten Besatzdichten (≤ 100 kg/ha) und v. a. mangels Besatzerfolg und ausbleibender Bestandserhöhung der besetzten Fischarten zu keiner ökologischen Beeinträchtigung von Wasserpflanzen, Amphibien und Libellen führen; (2) Fischbesatz fischfressende Wasservögel potenziell fördert; und (3) Fischbesatz keine Auswirkungen auf landgebundene Artengruppen wie Ufervegetation oder Singvögel hat.

Methoden

Wie in den bereits vorangegangenen Kapiteln 8.2 und 8.3 wurden zur Abschätzung der zeitlichen Entwicklungen der Häufigkeit und des Artenreichtums der einzelnen Artengruppen (Makrophyten, Libellen, Wasservögel, Amphibien und der Ufervegetation) in Reaktion auf die Besatzmaßnahmen statistische BACI-Modelle verwendet. Diese quantifizieren die zeitliche Veränderungen der jeweiligen Biodiversitätskomponenten in den Besatzseen jeweils im Vergleich mit der Entwicklung der Kontrollseen. Details zur Modellparametrisierung hinsichtlich der berücksichtigten Haupt- und „zufälligen“ Begleiteffekte sind in Kapitel 4 sowie 8.2 und 8.3 ausgeführt. Analog zu den bisherigen BACI-Modellen ist das hauptsäch-

liche Bewertungskriterium für eine nachweisliche Auswirkung der Fischbesatzmaßnahmen auf eine jeweilige Artengruppe ein signifikanter Interaktionseffekt (= BACI-Effekt) der Variablen Zeit (vorher vs. nachher) und Maßnahme (Besatz vs. Kontrolle).

Ergebnisse

Fischbesatzeffekte – Makrophyten:

Die Entwicklung der Makrophytenbestände in den Baggerseen, in denen Fischbesatz durchgeführt wurde, unterschied sich im zeitlichen Vergleich nicht wesentlich von den Kontrollseen (Abbildung 153). Hypothesenkonform führten somit die Fischbesatzmaßnahmen zu keiner ökologischen Beeinträchtigung sowohl der Deckungsgrade als auch der Artenvielfalt von Wasserpflanzen. Dieses Ergebnis ist insofern wenig überraschend, da der Fischbesatz mit Besatzdichten ≤ 100 kg/ha durchgeführt wurde, also mit Dichten, die unter denen früherer Studien zu nachweislichen Besatzeffekten auf Wasserpflanzen (Bajer et al. 2009, Williams et al. 2002) liegen. Es ist daher nicht auszuschließen, dass höhere Besatzdichten auch zu negativen Effekten auf Wasserpflanzen führen können. Darü-

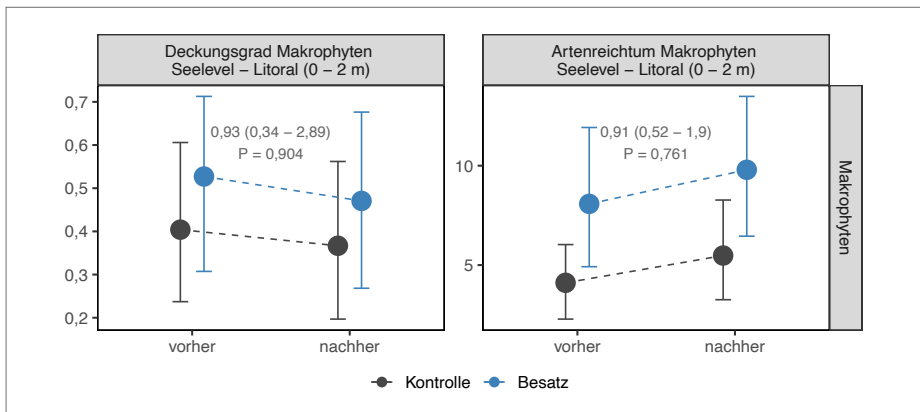


Abbildung 153: Besatz-BACI-Effekte auf Makrophyten. Zeitliche Veränderung (vorher vs. nachher) der Makrophytendeckungsgrade sowie der Artenvielfalt in Reaktion auf Fischbesatz und relativ zur Entwicklung der Kontrollseen. Dargestellt sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervalle (KI). Textboxen zeigen die Effektgröße (und 95 %-KI) sowie die jeweilige statistische Signifikanz des BACI-Interaktionsterms.

Tabelle 41: BACI-Effekte von Besatzmaßnahmen auf Abundanz und Artenvielfalt wasser-gebundener Tiergruppen (Wasservögel, Amphibien). BACI-Effektgrößen sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervalle (KI). n. s. = nicht signifikant.

		BACI-Effekt (KI)	Reaktion auf
		Signifikanz	Fischbesatz
Wasservögel	Abundanz	0,97 (0,44 – 2,54) P = 0,957	n. s.
	Artenreichtum	0,82 (0,50 – 1,54) P = 0,467	n. s.
Amphibien (Adult)	Abundanz	0,22 (0 – 0,56) P = 0,002	↘
	Artenreichtum	0,54 (0 – 3,45) P = 0,494	n. s.

ber hinaus konnte auch in den fischökologischen Ergebnissen (Kapitel 8.6.1) gezeigt werden, dass die Maßnahme Fischbesatz nicht zu einer Erhöhung der besetzten Fischarten führte. Mangels ausbleibender, langfristiger Erfolge des Besatzes, wurde auch der Fraßdruck auf Wasserpflanzen nicht erhöht, was sich in der ausbleibenden Veränderung der Makrophytenbestände in den Besatzseen im Vergleich zu den Kontrollseen widerspiegelte.

*Fischbesatzeffekte – wassergebundene Tierartengruppen
(Wasservögel, Amphibien):*

Besatz hatte auf die Gruppe der Wasservögel keine Effekte. Hier war die Entwicklung der Häufigkeiten und der Artenvielfalt im BACI-Vergleich nicht unterschiedlich zu den Kontrollseen (Tabelle 41). Die Daten zeigten auch keine systematische Veränderung der Kormoranhäufigkeit in den Besatzseen in der Periode vor zu nach den Fischbesatzmaßnahmen. An einzelnen Maßnahmenseen, wie am Baggersee Plockhorst, konnte jedoch nach dem Fischbesatz in 2017/2018 ein Verlust von Besatzfischen durch Kormorane beobachtet werden (siehe Kapitel 8.6.1). Es kann daher auch von zunehmendem Anflug ausgegangen werden. Grundsätzlich ist aber anzumerken, dass die Datenerhebung der Wasservögel nicht auf gezielte Beobachtung einzelner Wasservogelarten bzw. -gruppen ausgerichtet war. Der Beobachtungszeitpunkt deckte eine potenzielle und zeitnah auf den Fischbesatz folgende Kormoranreaktion nicht ab.

Die BACI-Modelle zeigten keine Veränderung des Artenreichtums adulter Amphibien, jedoch einen Rückgang der Abundanz adulter Amphibien (Tabelle 41) im zeitlichen Vergleich mit den Kontrollseen. Auch in Flachwasser- und Totholzseen nahm die Häufigkeit der Amphibien im Vergleich zu Kontrollseen tendenziell ab. In Besatzgewässern war dies stärker ausgeprägt. Das deutete auf negative Auswirkungen auf die Abundanz adulter Amphibien durch Besatz hin. Der Grund könnte Prädation sein. Das oftmals geklumpfte Vorkommen von Amphibieneiern und -larven und damit verbundene schiefe Häufigkeitsverteilungen erlaubten es nicht, diese beiden Stadien im Sinne einer umfassenden BACI-Analyse, also im Vergleich mit den Kontrollseen, statistisch sauber auszuwerten. Eine Detailanalyse der Besatzseen im weniger robusten Vorher-Nachher-Vergleich zeigte aber, dass Amphibienhäufigkeiten für alle drei Lebensstadien Laich, Larven und Adulttiere statistisch nicht unterschiedlich zwischen der Periode vor zu nach der Besatzmaßnahme waren.

Das Forschungsteam nahm aus zeitlichen Gründen in den Fischbesatzseen keine Proben des Makrozoobenthos. Daher ist es nicht möglich, Aussagen über Gründe, beispielsweise durch Fraßdruck, für Veränderungen bei Libellenhäufigkeiten oder anderer Makrozoobenthosgruppen zu treffen.

Fischbesatzeffekte – Ufervegetation:

Erwartungsgemäß führte Fischbesatz zu keiner wesentlichen Veränderung der Ufervegetation. Sowohl Häufigkeiten bzw. Deckungsgrade als auch Artenvielfalt der Kräuter, Bäume und Sträucher wurden im Vergleich zu Kontrollseen nicht nachweislich durch die Fischbesatzmaßnahmen beeinflusst (Tabelle 42).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Wie ursprünglich angenommen, hatte Fischbesatz mit den durchgeführten Arten und gewählten Besatzdichten keine nachweisbaren Auswirkungen auf Makrophytenbestände und -vielfalt. Negative naturschutzfachliche Wirkungen des Fischbesatzes von benthivoren Fischen (wie Schleien) auf Makrophyten sind daher nicht pauschal zu erwarten.
- ▶ Andere Taxagruppen (Libellen, Wasservögel, Ufervegetation) wurden mit Ausnahme der Amphibien ebenfalls nicht ursächlich durch Fischbesatz beeinflusst.

Tabelle 42: BACI-Effekte von Besatzmaßnahmen auf Abundanz und Artenvielfalt der Ufervegetation. BACI-Effektgrößen sind vom Modell geschätzte Mittelwerte sowie deren 95 %-Konfidenzintervalle (KI). n. s. = nicht signifikant.

		BACI-Effekt (KI) Signifikanz	Reaktion auf Fischbesatz
Ufervegetation	Abundanz – Bäume & Sträucher	0 (0 – > 5000) P = 0,397	n. s.
	Deckungsgrad – Kräuter	2,96 (0,60 – 12,41) P = 0,124	n. s.
	Artenreichtum – Bäume & Sträucher	1,04 (0,70 – 1,59) P = 0,86	n. s.
	Artenreichtum – Kräuter	1,08 (0,87 – 1,38) P = 0,547	n. s.

- ▶ Lediglich bei den Amphibien deuten sich in der Adultabundanz negative Effekte des Fischbesatzes an. Dies stimmt mit der bereits berichteten reduzierten Diversität der Amphibien in anglerisch bewirtschafteten Gewässern im Vergleich zu unbewirtschafteten Vergleichsseen überein (Kapitel 7). Allerdings bieten die Baggerseen Amphibien eher pessimale Bedingungen und waren entsprechend artenarm. Amphibienschutz sollte deshalb in geeigneten Gewässern wie z. B. fischfreien Tümpeln erfolgen, anstatt in großen, steilscharigen Baggerseen.
- ▶ Eine naturschutzfachliche Hypothese, dass Fischbesatz prinzipiell negative Auswirkungen auf die Vielfalt und Abundanz anderer aquatischer Organismengruppen hat, bestätigen die vorliegenden Daten nicht. Dabei ist anzumerken, dass die Forschungsgruppe Makrozoobenthos und Zooplankton nicht untersuchte. Allerdings besteht Grund zu der Annahme, dass kein Besatzeffekt auftrat und der Fraßdruck auf beide Taxa unverändert blieb, da der Besatz nicht zu einer messbaren Erhöhung der Fischabundanz führte.

8.7 Wirkungen von Lebensraummanagement und von Fischbesatz auf die Wasserqualität

Neben den bereits genannten potenziellen Top-Down-Effekten von Besatzmaßnahmen auf Wasserpflanzen (ausführlich erläutert mit Literaturangaben in Kapitel 8.5 und 8.6.2), sind weitere häufig diskutierte Wirkungen gerade von Besatz mit benthivoren Fischarten wie Karpfen oder Brassen die Eintrübung der Gewässer (Breukelaar et al. 1994) und die mögliche Ichthyoeutrophierung (d. h. Nährstofffreisetzung aufgrund von Wühl- oder Exkretionsaktivitäten von Fischen) (Arlinghaus et al. 2017b). Vilizzi et al. (2015) leitete aus einer Meta-Analyse Biomassegrenzwerte für Karpfen von 100 kg/ha ab, ab derer diese Fischart negative Rückkopplungen auf die Wassertrübung und die Unterwasserpflanzendichte haben soll. Vergleichbare Effekte können auch von Brassen und anderen Friedfischen herrühren (Breukelaar et al. 1994). Aber auch das Einbringen von Totholz oder die Grabung von Flachwasserzonen kann Nährstoffe eintragen (Harmons et al. 1986) und so die Wasserqualität verschlechtern. Ganzseeeexperimente sind besonders geeignet, Auswirkungen von Fischbesatz oder Lebensraumschaffung auf die Nährstoffe, Makrophyten und insgesamt die Wasserqualität abzuleiten, da Laborstudien oder aber In- oder Exclosurestudien rasch methodische Artefakte produzieren (Arlinghaus et al. 2017b).

Frühere Studien in Baggerseen in Niedersachsen mit Karpfenbesatzdichten bis 180 kg/ha zeigten keine Veränderung der Gewässerqualität (Arlinghaus et al. 2017b). Möglicherweise wurden die Karpfen zu hohen Anteilen rasch zurückgefangen (Arlinghaus et al. 2017b). Außerdem wurden die Veränderungen der Makrophytendeckungsgrade nicht mitunter sucht. Eine aktuelle Freilandstudie aus Norddeutschland von Alirangues Nunez et al. (2023) impliziert, dass negative Wirkungen auf Armleuchteralgen von hohen Brassenbeständen herrühren können. Allerdings basiert die genannte Studie auf observationalen und nicht etwa experimentellen Daten. Da hohe Brassenbestände vor allem auch in eutrophierten Gewässern vorkamen (Alirangues Nunez et al. 2023) und die zitierte Studie in der Statistik den Trophieeffekt nicht direkt kontrollierte, ist weiterhin unsicher, ob hohe Brassenbestände oder aber die dahinterliegende Eutrophierung für den Armleuchteralgenrückgang verantwortlich ist. Um diese Fragen zu klären, sind experimentelle Besatzstudien oder aber Ausfischstudien, die die natürlichen Bestandsdichten künstlich verändern, zu bevorzugen.

Ziel dieser Studie war der Vergleich von Indikatoren der Gewässerqualität und des Makrophytendeckungsgrades in Reaktion auf Totholzeintrag, Flachwasserzonenschaffung und Fischbesatz mit diversen benthivoren und anderen Fried- und Raubfischarten.

Methode

Das replizierte Ganzseeversuchsdesign ist im Detail in Kapitel 4 beschrieben. Verglichen wurden die Auswirkungen der verschiedenen Managementmaßnahmen (Totholzeintrag, Flachwasserzonenschaffung, Fischbesatz mit multiplen Arten, vgl. Kapitel 4.2) auf Maßzahlen der Wasserqualität (Gesamtphosphor, pH, Chlorophyll a-Gehalt, Trübung gemessen mittels Secchi-Tiefe) und des Makrophytenbedeckungsgrades, jeweils im statistischen Vergleich mit den Kontrollseen (BACI-Analyse, vgl. Kapitel 4). Das Forschungsteam berücksichtigte für seine Analyse Daten aus zwei Beprobungsjahren vor (2016 – 2017) und vier Jahren nach (2018 – 2021) der Maßnahmendurchführung. Die eingesetzten Fischbestandsdichten sind im Detail in Kapitel 8.5 beschrieben (Tabelle 36) und rangierten zwischen 88 und 100 kg/ha in zwei Fischbesatzjahren. Die Biomasse an Friedfischen (Brassen und Rotaugen), die besetzt wurden, variierten in den beiden Jahren zwischen 55,3 und 64,3 kg/ha. Der Umfang der durchgeführten Lebensraumaufwertungsmaßnahmen (Menge an eingebrachtem Totholz, Größe der zusätzlichen Flachwasserzonen) ist in Kapitel 4.3 im Detail dargestellt. Man kann aber davon ausgehen, dass die Menge an eingebrachtem Totholz substanziell war (20 % Veränderung der Uferlinie) und daher Effekte produzieren sollte, sofern diese in der Praxis auftreten.

Ergebnisse und Diskussion

Weder Fischbesatz noch das Lebensraummanagement mittels Totholzeinbringung und Flachwasserzonenschaffung führten zu einer Verschlechterung der Wasserqualitätsparameter (Abbildung 154). Grundsätzlich gab es keine signifikanten Veränderungen bei den Trophieindikatoren, der Sichttiefe oder der Makrophytendeckung. In den Jahren nach der Fischbesatzmaßnahme konnte sogar eine Aufklärung der Besatzseen (d. h. relativ erhöhte Secchi-Tiefe) im zeitlichen Vergleich mit den Kontrollseen beobachtet werden (positiver Besatz-BACI-Effekt, Abbildungen 154). Die beobachteten, relativ erhöhten Sichttiefen in den Besatzseen nach der Maßnahmendurchführung, können auf das Fehlschlagen einer Bestandsteigerung durch Besatz zurückzuführen sein, die die Bestände sogar re-

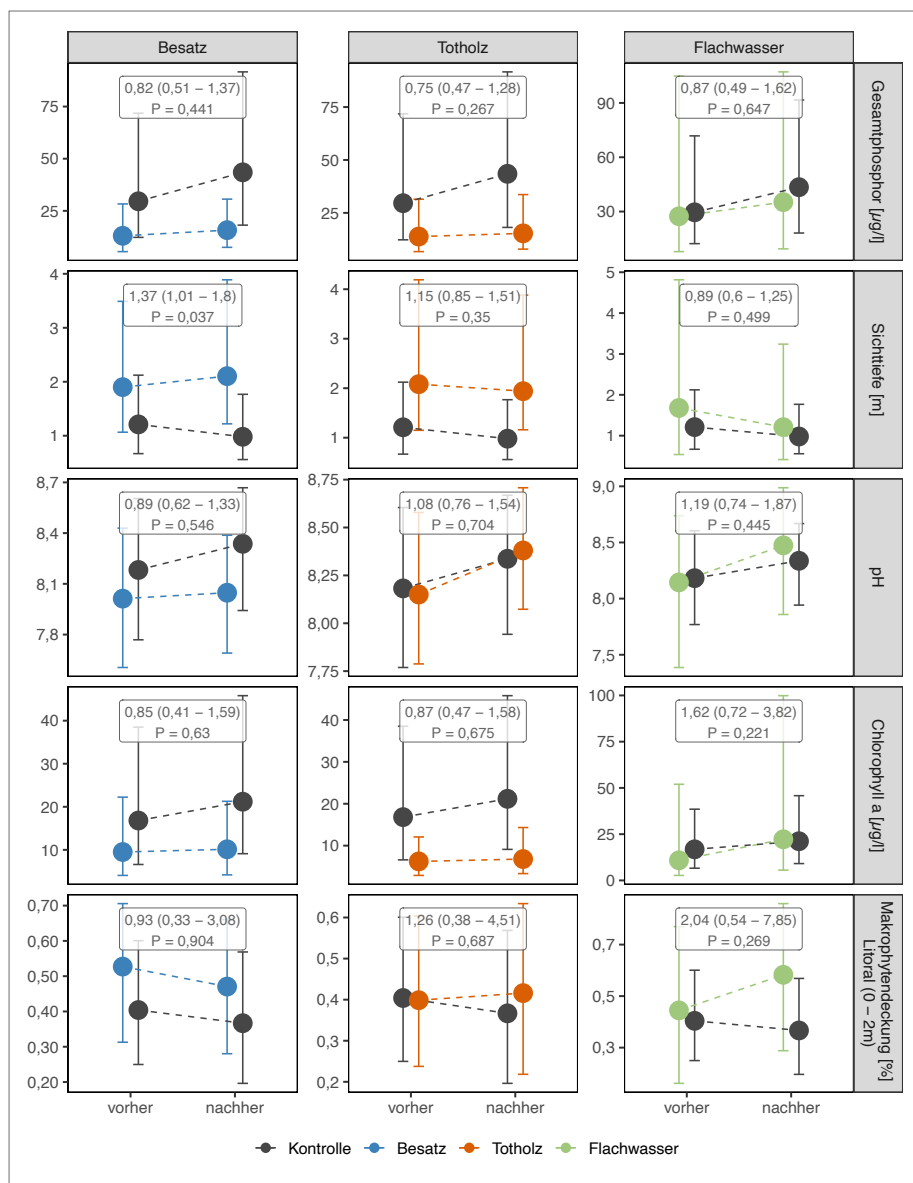


Abbildung 154: Vergleich ausgewählter Wasserqualitätsparameter und der Makrophyten-
deckung vor und nach Maßnahmenumsetzung in Baggerseen.

duzierten (Chilcotte et al. 2011, Terui et al. 2023). Wie in Kapitel 8.6.1 ausgeführt, konnte in einigen Fällen in der Tat ein relativer Rückgang der Gesamtfischabundanz in der Periode nach dem Fischbesatz und im Vergleich mit den Kontrollseen festgestellt werden.

Fischbesatz bis 100 kg/ha, darunter Friedfischbesatz bis 65 kg/ha, verschlechterte also die Wasserqualität nicht, ähnlich wie bereits in einer früheren Ganzseemanipulationsstudie in Niedersachsen für Karpfenbesatz bis 180 kg/ha nachgewiesen (Arlinghaus et al. 2017b). Das ist eine wesentliche Erkenntnis, da frühere Studien bei ähnlichen Biomassen negative Rückkopplungen der Fische auf die Gewässerqualität und die Makrophyten berichteten (Vilizzi et al. 2015). Ein Grund für die fehlenden Auswirkungen des experimentellen Fischbesatzes könnte in einer raschen Mortalität der besetzten Fische liegen, was dazu geführt haben könnte, dass sich die Gesamtfischbiomasse im Gewässer nicht nachhaltig über das natürliche Maß (d. h. die Tragekapazität) hinaus veränderte. Wichtig ist zudem die Erkenntnis, dass auch das Einbringen von Totholz auf 20 % der Uferlinie keine negativen Eutrophierungseffekte zeigte. Die Ergebnisse stützen die Erkenntnis der Ökosystemforschung, dass die Trophie eines Gewässers maßgeblich von unten (bottom-up) über die Nährstoffgehalte gesteuert wird und das künstliche Einbringen von Totholz bzw. von Fischbesatz nur in Extremfällen negativen Effekte auf die Gewässerqualität hat (Arlinghaus et al. 2017b).

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Praxisübliche Besatzmaßnahmen mit benthivoren Fischen verschlechtern die Gewässerqualität nicht.
- ▶ Das Einbringen von Totholz und die Flachwasserzonenschaffung ist kein relevanter Eutrophierungstreiber in mesotrophen Baggerseen.

8.8 Ökologische Auswirkungen von Ruhezonen in Baggerseen

8.8.1 Ökologischer Hintergrund zu Schon- und Schutzgebieten

Neben den beschriebenen Möglichkeiten, Baggerseen durch lebensraumverbessernde oder Besatzmaßnahmen aufzuwerten, gibt es weitere Alternativen zum Biodiversitätsschutz in Baggerseen beizutragen. Eine im Natur- und Artenschutz gängige Praxis ist, Schon- und Schutzgebiete einzurichten. Dort sind beispielsweise das Angeln sowie der Zugang zum Gewässer teil- oder zeitweise sowie sogar ganzjährig eingeschränkt. An-

gelvereine weisen gern sogenannte Ruhezeiten an Uferabschnitten von Baggerseen aus. Damit wollen sie verhindern, dass dieser Uferbereich von Menschen genutzt wird. Oder die Angelvereine reglementieren den Zugang stark. Solche Ruhebereiche können auch als Schutzzonen mit Zugangsverbot aufgefasst werden (Abbildung 155).

Schutzgebiete werden weltweit zunehmend für den Naturschutz genutzt (Le Saout et al. 2013, Alic et al. 2021, Hilborn et al. 2022). Dies kann den Erhalt oder die Förderung bestimmter Populationen, Artengemeinschaften oder sogar ganzer Landschaften umfassen (Butchart et al. 2012, Hilborn et al. 2022). In sogenannten „No-Take-Schutzgebieten“ wird der Fangdruck durch den Menschen auf null gesetzt. Es wird angenommen, dass dies den Fischen zugutekommt und über den Export (Spill-Over) auch ungeschützte Gebiete von der erhöhten Fischabundanz profitieren. Die Belege für signifikanten Spill-Over sind aber vielfach dürftig (Hilborn et al. 2022). In den meisten Schutzgebieten trägt das Fangverbot lediglich lokal innerhalb der Schutzgebietsgrenzen zum Anstieg der Biomasse und der Abundanz von Fischen bei (Hilborn et al. 2022). Deswegen wird die Wirksamkeit, besonders von Meeresschutzgebieten, aus fischereilicher Sicht weiterhin kontrovers diskutiert (Jameson et al. 2002, Sala et al. 2005, Ed-



Abbildung 155: Fischereirechtsinhaberinnen und -inhaber weisen häufig eigenverantwortlich Schon- und Schutzgebiete aus.

© ROBERT NIKOLAUS UND
EVA-MARIA CYRUS

gar et al. 2007), weil die Schutzgebiete vielfach lediglich den Fangdruck von den geschützten in die ungeschützten Gebiete verschieben, ohne einen Nettonutzen für die Fischbestände oder die Fischerei in einem Gebiet zu haben (Hilborn et al. 2022). Studien, ob räumlich begrenzte Ruhezeiten an Seeufern fischökologisch wirksam sind, gibt es kaum.

Fischereirechtsinhaberinnen und -inhaber weisen häufig eigenverantwortlich Schon- oder Schutzgebiete aus (Schutzgebiete sind für den Zugang durch den Menschen gesperrt, während Schongebiete Ausnahmen zulassen. In der Praxis werden die Begriffe uneinheitlich verwendet). In den genannten Gebieten herrscht zumeist Angel- und Betretungsverbot. Fischereiberechtigte bzw. die von ihnen eingesetzten Fischereiaufsichtsrinnen oder -aufseher kontrollieren auch, ob diese Vorschriften eingehalten werden (Suski & Cooke 2007, Zolderdo et al. 2019, Koning et al. 2020). Diese selbst auferlegten und oft kleinräumigen Schutzgebiete umfassen meist einen Teil des Fischereigebiets an Seen oder sind entlang von Flüssen in einem Netz kleiner Schutzzonen angeordnet (Koning et al. 2020). Anders als in behördlich eingerichteten Schutzgebieten stellt ein Verstoß keine Ordnungswidrigkeit dar (Krönert 2017). Bei organisierten Anglerinnen und Anglern können Zuwiderhandlungen jedoch zu Sanktionen bis hin zum Vereinsausschluss führen. Zusätzlich weisen Behörden entlang von Seen Schutzgebiete (z. B. Naturschutzgebiete, FFH-Gebiete) aus, die dem Habitat- und Artenschutz dienen und eine naturnahe Entwicklung aquatisch gebundener Lebensräume und Artenvielfalt ermöglichen sollen. Die dazugehörigen Schutzgebietsverordnungen regeln auch die Freizeitnutzung, zu der auch das Angeln gehört. In Wissenschaft und Naturschutzpraxis haben die freiwillig eingerichteten Schongebiete durch Angelvereine bisher vergleichsweise wenig Aufmerksamkeit bekommen (Suski & Cooke 2007). Wie viele es gibt und wie groß die Areale sind, war bisher unbekannt.

Angelvereine richten Schutzgebiete ein, um bestimmte Fischereiziele zu erreichen. Indem sie beispielsweise Laichplätze von Fischen schützen, erhoffen sie sich mehr Jungfische im Gewässer (Suski et al. 2002, Zolderdo et al. 2019). Bei richtiger Planung und Ausführung können Schutzgebiete, die entweder jegliche menschliche Nutzung ausschließen oder eine besondere Bewirtschaftung innerhalb eines Teilbereichs ermöglichen (manchmal auch als Teilreservate bezeichnet), sowohl der Fischerei als auch dem Naturschutz allgemein dienen (Suski & Cooke 2007, Smallhorn-

West et al. 2022). Kleinräumige Schutzgebiete, die der Fischerei dienen, können nämlich über den Schutz von Fischen hinaus auch positive Auswirkungen auf andere Organismen haben, die für die Fischerei von geringerem Interesse sind, und damit indirekt zum Naturschutz beitragen (Langlois & Ballantine 2005). Ein eingeschränkter Zugang zum Ufer sorgt beispielsweise dafür, dass die trittsensitive Vegetation dort erhalten bleibt.

Die Analyse von Schafft et al. (2021) (Kapitel 7.3) zeigte eine im Durchschnitt negative Auswirkung der Gewässer-Freizeitnutzung (Angeln und Nichtangeln) auf die Lebensraumstruktur und -qualität am Ufer von Seen und Flüssen. Dies steht mit dem Zertrampeln der Vegetation und der Verdichtung des Sediments in Verbindung. Darüber hinaus schneiden Angelvereine regelmäßig Angelplätze frei, was ebenfalls die Lebensraumqualität im Litoral von Seen beeinträchtigen kann (O'Toole et al. 2009, Dustin & Vondracek 2017). Außerdem wurde bereits gezeigt, dass regelmäßig begangene Ufervegetation zunehmend aus widerstandsfähigeren Arten besteht (Andrés-Abellán et al. 2005). Studien über die Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Wasserpflanzen in Seen sind selten (Meyer et al. 2021), aber Bootfahren und Waten an bewachsenen Ufern können starke negative Auswirkungen haben (Willby & Eaton 1996, Ostendorp et al. 2009, O'Toole et al. 2009, Schafft et al. 2021). Verschiedene Studien haben auch gezeigt, dass Lärm und menschliche Präsenz an den Ufern sich negativ auf Vögel auswirken können (Flemming et al. 1988, Yalden 1992, Fernández & Azkona 1993, Fernández-Juricic et al. 2007, Guillemain et al. 2007). Diese negativen Auswirkungen gelten insbesondere für störungsempfindliche Taxa mit hohen Fluchtdistanzen (Knight & Knight 1984, Møller 2008, Krüger 2016). Kleinräumige Schutzgebiete, die den Zugang von Erholungssuchenden einschränken, können, weitgehend unbeabsichtigt, naturschutzfachlich positive Einflüsse auf Lebensraumqualität, Vegetationsdichte und Vogelbestand haben.

8.8.2 Schutzgebiete festlegen in oder an Baggerseen

Kontext und Forschungsziel

Das Konzept freiwilliger Schutzgebiete entlang von kleinen Gewässern und Baggerseen basiert auf den gleichen Prinzipien wie sie beispielsweise in der Forstwirtschaft (Grönlund et al. 2019) oder der Landwirtschaft (Segerson 2013) zum terrestrischen Habitatschutz angewendet werden

(Cooke et al. 2013). Sie stellen an beangelteten Seen ein relativ einfaches und potenziell effektives Instrument zur Erfüllung des fischereilichen Hegeauftrags dar. Angelvereine greifen daher gern darauf zurück.

Anzahl und Größe der für die Freizeitnutzung besonders attraktiven Seen mit einer Größe über zehn Hektar in Niedersachsen, die dort vorherrschenden Schutzmaßnahmen und ausgeübten Nutzungsrechte sowie der Beitrag behördlicher und von Angelvereinen freiwillig ausgewiesener Schutzgebiete zum regionalen und überregionalen Naturschutz, waren bisher unbekannt. Eine Bachelorarbeit an der Hochschule Bremen (Theis 2021) erfasste daher sämtliche Seen in Niedersachsen mit einer Größe über zehn Hektar. Der Student maß diese mittels Geoinformationssystemen (GIS) und untersuchte die jeweiligen Schutzbestimmungen für die Angelfischerei. Er differenzierte zwischen Naturseen, Baggerseen und Speicherseen verschiedener Größenklassen sowie behördlichen und freiwilligen Schutzmaßnahmen im Uferbereich. Behördliche Schutzmaßnahmen (Angel- und Betretungsverbote) wurden über die Schutzgebietsverordnungen der Landkreise ermittelt und freiwillige Schutzzonen über die jeweiligen Gewässerordnungen der Fischereirechtsinhaber (Angelvereine) recherchiert. Ziel dieser Teilstudie war es, den Umfang freiwillig eingesetzter Schutzgebiete durch Anglerinnen und Angler zu erfassen und die Regeln zu quantifizieren.

Methoden

In einem ersten Schritt wurden auf der Basis aller bekannten Stillgewässer in Niedersachsen (Nikolaus et al. 2020) jene Seen mit einer Wasseroberfläche größer als zehn Hektar ausgewählt. Diese wurden anschließend mittels GIS exakt vermessen und auch die Inseln als Uferlinie berücksichtigt. Anschließend wurde zwischen Naturseen, Baggerseen und Speicherseen unterschieden und diese Gewässer in die Größenklassen < 50 Hektar und > 50 Hektar eingeteilt. Befand sich ein See in einem Schutzgebiet (zumeist Landschafts- oder Naturschutzgebiet), wurde in den jeweiligen Verordnungen nach Einschränkungen des Angelns gesucht und die betreffenden Gebiete in die GIS-Karten eingetragen. Waren die Schutzzonen mit Betretungs- oder Angelverbot nur in der Verordnungskarte eingezeichnet, wurden diese Zonen manuell auf digitale Karten übertragen. Anschließend wurden die Fischereiausübungsberechtigten über das Internet, Angel-Apps und persönliche Gespräche mit regionalen Anglerinnen und Anglern, bzw. ortskundigen Vertretern des Anglerverbands Niedersach-

Tabelle 43: Verteilung von behördlichen und freiwilligen Schutzzonen an verschiedenen Gewässertypen und -größen innerhalb Niedersachsens.

Gewässerkategorie	Anzahl	Anzahl Gewässer mit behördlichen Schutzzonen	Anzahl Gewässer mit freiwilligen Schutzzonen
Baggersee (> 10 ha)	313	47	81
Baggersee (> 50 ha)	14	4	7
Natursee (> 10 ha)	39	15	5
Natursee (> 50 ha)	12	10	3
Talsperre/Speichersee (> 10 ha)	14	3	4
Talsperre/Speichersee (>50 ha)	10	3	6
Gesamt	402	82*	106*

* An N = 7 Gewässern waren Kombinationen aus behördlichem und freiwilligem Schutz vorhanden (N = 2 Baggerseen > 10 ha und < 50 ha, N = 1 Natursee > 10 ha und < 50 ha, N = 1 Baggersee > 50 ha, N = 2 Naturseen > 50 ha und N = 1 Talsperre/Speichersee > 50 ha)

sen e. V. herausgefunden und deren Gewässerordnung auf freiwillige Einschränkungen an den Gewässern überprüft. Lagen keine Verordnungen mit regionalen Bestimmungen vor, wurde das persönliche Gespräch mit den Vorständen oder Gewässerwart:innen als Fischereirechtsinhabender gesucht und die so ermittelten Schutzzonen ebenfalls digitalisiert. Bei allen behördlichen und freiwilligen Schutzzonen wurde zwischen permanenten und temporären (z. B. während der Brut- und Setzzeit) Einschränkungen unterschieden. Das Fischereirecht an aktiven Baggerseen befand sich häufig im Besitz der Bodenabbauunternehmen. Dort war das Angeln zumeist aus kommerziellen Gründen und wegen der Betriebssicherheit untersagt. An Stau- und Speicherseen, die der Elektrizitäts- oder Trinkwasserversorgung dienen, galten ebenfalls umfassende Angelverbote, um den Betrieb nicht zu stören. Auch diese Einschränkungen wurden als freiwillig klassifiziert, da keine behördlichen Verbote vorlagen, allerdings wurden anglerisch motivierte Schutzzonen und Angelverbote aus sonstigen Gründen getrennt erhoben.

Ergebnisse

In Niedersachsen wurden insgesamt 402 Stillgewässer mit mehr als zehn Hektar Fläche nachgewiesen. Diese Seen verfügten über eine Gesamtwasserfläche von 15.293 Hektar mit einer Gesamtuferlinie von 1.279 Kilometern. Von diesen Gewässern wurden 327 als Baggerseen, 51 als Naturseen und 24 als Talsperren/Speicherseen identifiziert (Tabelle 43). Insgesamt befanden sich 93 Gewässer in Landschaftsschutzgebieten, 81 Gewässer in Naturschutzgebieten sowie 33 Seen in Naturparks, Nationalparks oder Biosphärenreservaten (Tabelle 44, Abbildung 156). Während mehr als die Hälfte aller Baggerseen behördlich ungeschützt war, lagen lediglich sechs von 51 Naturseen außerhalb von Schutzgebieten (Tabelle 44).

An 82 Seen existierten behördlich ausgewiesene Angelverbote und Schongebiete, wohingegen an 106 Seen freiwillige Schutzzonen eingerichtet waren (Tabelle 45). Der gesamte geschützte Uferbereich an niedersächsischen Seen > 10 ha betrug 427,1 km, bzw. 33,4 Prozent der Gesamtuferlinie. Hinzu kamen rund 9,8 Prozent der Uferstrecke, an der das Angeln aufgrund von kommerziellen oder sonstigen Gründen verboten war. Somit war das Angeln an 56,8 Prozent der Uferlinie aller niedersächsischer Seen mit einer Fläche von über zehn Hektar grundsätzlich möglich und zulässig. An 43,2 Prozent der Uferlinie war es dagegen verboten.

In Bezug auf die Schutzstrecken dominierte der behördliche Schutz mit 265 Kilometern, wohingegen freiwillige Schutzzonen zwar häufiger vorkamen, aber mit einer Gesamtlänge von 162 Kilometern auch deutlich kleiner ausfielen (Tabelle 45). Zudem variierte die Verteilung und das Ausmaß der behördlichen Schutz- und Angelverbotszonen stark zwischen den einzelnen Landkreisen, wobei behördliche Verbote vorrangig an großen Naturseen ausgesprochen wurden (Tabelle 45, Abbildung 157, 158). Innerhalb dieser Kategorie von Naturseen mit einer Fläche > 50 ha waren insgesamt 48 Prozent der Uferstrecke unter behördlichem Schutz mit Angelverbot.

Angelvereine hingegen richteten signifikant mehr freiwillige Schutzgebiete an den kleineren Baggerseen ein und wurden bevorzugt dann tätig, wenn noch kein behördlicher Schutz existierte. Lediglich an sieben Gewässern fanden sich sowohl behördliche als auch freiwillige Schutzzonen. Auf diese Weise ergänzten sich diese ausgewiesenen Areale,

Tabelle 44: Anzahl der Gewässer > 10 ha in verschiedenen Schutzgebietsformen in Niedersachsen. Eine Abweichung zwischen der Gewässeranzahl im Schutzgebiet und der tatsächlichen Gewässerzahl geht auf Gewässer zurück, an denen mehrere Schutzgebiete vorzufinden waren.

Schutzgebietsform	Anzahl Schutzgebiete	Anzahl Gewässer	Anzahl Baggerseen	Anzahl Naturseen	Anzahl Talsperre/Speichersee
Biosphären-reservat	1	10	0	9	1
Landschafts-schutzgebiet	63	93	73	13	8
Nationalpark	2	5	2	1	2
Naturpark	8	21	20	1	0
Naturschutz-gebiet	59	81	51	25	4
Ohne Schutzgebiet	0	198	183	6	9
Gesamt	133	408¹⁾	329²⁾	55³⁾	24⁴⁾

¹⁾ reale Anzahl Gewässer = 402, ²⁾ reale Anzahl Gewässer = 327, ³⁾ reale Anzahl Gewässer = 51, ⁴⁾ reale Anzahl Gewässer = 24

ohne in Konkurrenz zu stehen. An Talsperren/Speicherseen > 10 ha und < 50 ha war mehr Uferstrecke behördlich (22,5 %) als freiwillig (18,5 %) geschützt. Ein umgekehrtes Bild zeigte sich an Talsperren/Speicherseen > 50 ha, wo die Anteile freiwillig geschützter Uferstrecken (48 %) gegenüber den behördlich geschützten (21,5 %) deutlich überwogen (Tabelle 45, Abbildung 157, 158). Allerdings dienten diese freiwilligen Schutzgebiete an großen Stau- und Speicherseen primär dem Betriebsschutz bei der Trinkwassergewinnung. Sie verfolgten daher keine direkten Naturschutzinteressen.

Die Analyse der Schutzgebietsstrukturen entlang der Uferlinie niedersächsischer Seen zeigte, dass erhebliche Anteile entweder behördlich oder freiwillig geschützt waren und in der Konsequenz an mehr als 30 Prozent der Uferlinie ein Betretungs- bzw. Angelverbot bestand, das direkte Na-

Tabelle 45: Anteile behördlich und freiwillig geschützter Uferstrecken an der Gesamtuferstrecke aller Stillgewässer in Niedersachsen mit einer Größe > 10 ha.

Gewässer- kategorie	Uferstrecke in km	Anteil Ufer- strecke in %	Beh. geschützte Uferstrecke in km	Beh. geschützte Uferstrecke in % *	Freiw. geschützte Uferstrecke in km	Freiw. geschützte Uferstrecke in % *
Baggersee (> 10 ha)	782,7	61,2	104,1	8,1 (13,3)	63,5	5,0 (8,1)
Baggersee (> 50 ha)	92,0	7,2	27,4	2,1 (29,7)	18,4	1,4 (20,0)
Natursee (> 10 ha)	133,5	10,4	39,0	3,0 (29,2)	12,7	1,0 (9,5)
Natursee (> 50 ha)	136,3	10,7	65,4	5,1 (48,0)	11,0	0,9 (8,1)
Talsperre/ Speichersee (> 10 ha)	31,8	2,5	7,2	0,6 (22,5)	5,9	0,5 (18,5)
Talsperre/ Speichersee (> 50 ha)	103,0	8,1	22,2	1,7 (21,5)	50,3	3,9 (48,8)
Gesamt	1.279,3	100	265,3	20,7	161,8	12,6

* Werte in Klammern beziehen sich auf den relativen Schutzanteil innerhalb der Gewässerkategorie und Werte links der Klammer beschreiben den relativen Schutzanteil in Bezug auf die Gesamtwasserfläche aller Stillgewässer > 10 ha.

turschutzinteressen verfolgte. Wurden Einschränkungen aus sonstigen Gründen (Trinkwasserschutz, Betriebssicherheit etc.) hinzugezählt, addierte sich die Summe der geschützten Uferanteile an niedersächsischen Seen mit einer Fläche über zehn Hektar auf weit über 40 Prozent. Dieser erhebliche Teil geschützter Uferlinie beinhaltetete nicht selten auch ausgedehnte terrestrische Flächen, sodass neben aquatischen auch terrestrische Tier- und Pflanzenarten von diesen Auflagen profitieren könnten. Insbesondere Süßwasserschutzgebiete können dazu beitragen, den fortschreitenden Biodiversitätsverlust an limnischen Systemen abzumildern (Abell et al. 2007). Der überraschend hohe Anteil geschützter Uferstrecken an den Seen Niedersachsens könnte einen spürbaren Beitrag dazu

leisten. Überträgt man die aktuellen Ziele der Europäischen Union (Green Deal), 30 Prozent der europäischen Land- und Meeresgebiete in wirksam bewirtschaftete Schutzgebiete umzuwandeln (Fetting 2020) auf die Seen Niedersachsens, so wären die wichtigsten Kernpunkte dieses ambitionierten Vorhabens bereits erreicht. Dies ist allerdings nur dann der Fall, wenn freiwillige Schutzgebiete, initiiert durch Angelvereine, mit hinzuge-rechnet werden.

Da viele Baggerseen in Privatbesitz sind, ist die Ausweisung von Schutzge-bieten auch auf die freiwillige Mitwirkung von Landbesitzenden angewie-sen, was wiederum durch staatliche, finanzielle Anreize gefördert werden kann (Howard et al. 2018). Unabhängig von der rechtlichen Unsicherheit eines langfristigen Fortbestands solcher freiwilligen Schutzzonen zeigen

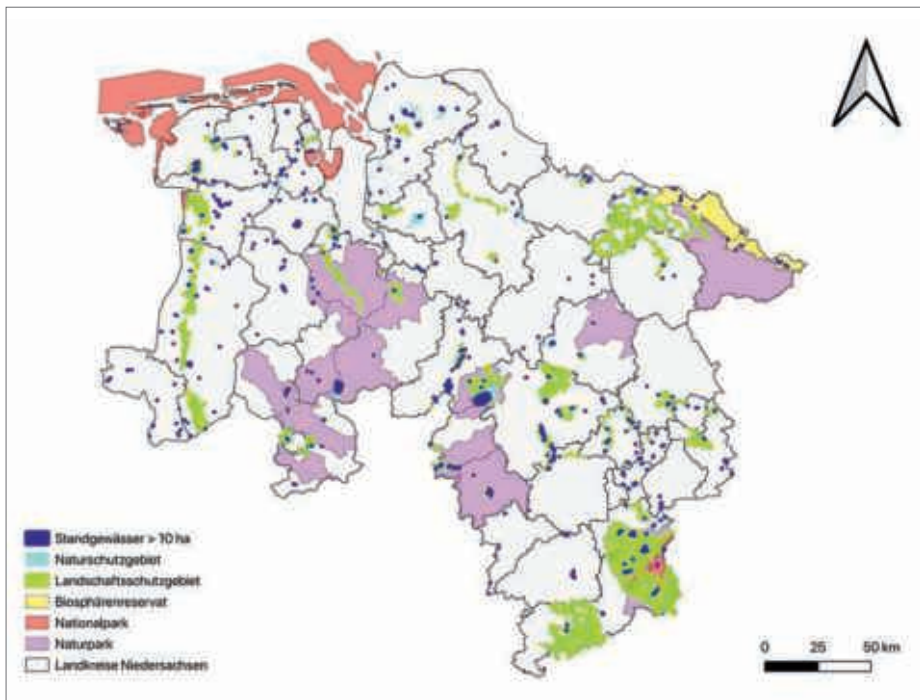


Abbildung 156: Übersichtskarte der niedersächsischen Seen mit einer Fläche > 10 ha sowie den jeweiligen Schutzgebietsformen, in denen sich diese Gewässer befinden.

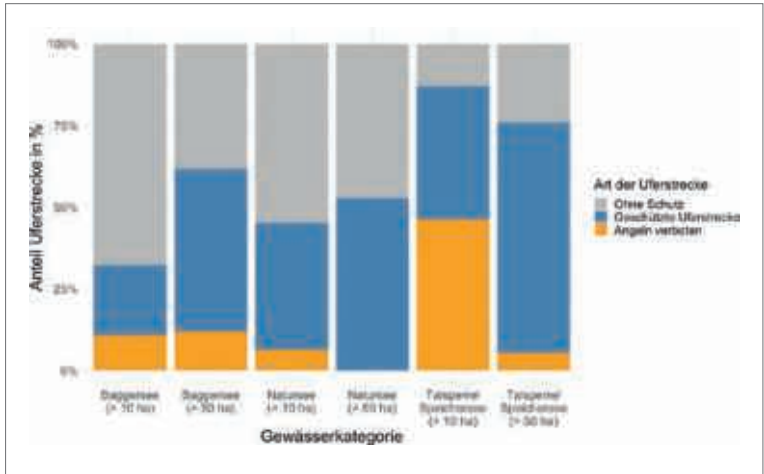


Abbildung 157: Anteile geschützter und ungeschützter Uferstrecken (%) an niedersächsischen Seen mit einer Größe > 10 ha, aufgeteilt auf verschiedene Gewässertypen. Angeln verboten = Angelverbot durch die Fischereirechtsinhabenden aus kommerziellen oder sonstigen Gründen.

diese erstmals erhobenen Ausmaße der freiwillig durch Angelvereine geschützten Uferzonen, dass globale Naturschutzziele durch Eigeninitiative der Fischereirechtsinhaberinnen und -inhaber maßgeblich unterstützt und gefördert werden. Die gesetzliche Hegepflicht der zumeist gemeinnützigen Fischereirechtsinhaberinnen und -inhaber und deren Motivation reichen dafür bereits aus.

Freiwillige und behördliche Schutzgebiete an Seen waren räumlich stark getrennt. Dabei lag der Schutz größerer Naturseen im besonderen Fokus des behördlichen Naturschutzes, während freiwillige Schutzzonen durch Angelvereine primär an kleineren Baggerseen mit einer Fläche von < 50 ha eingerichtet wurden. Da es in Niedersachsen nur wenige Naturseen gibt, liegt der Fokus des behördlichen Naturschutzes folgerichtig auf diesen Gewässern. Der Habitatschutz seltener und artenreicher Ökosysteme ist ein übergeordnetes Ziel des Naturschutzes (Brooks et al. 2006). Der Wert der freiwilligen Schutzgebiete bestand primär darin, bislang übersehene Wasserkörper und insbesondere Baggerseen ebenfalls zu schützen und dadurch einen flächigen Biotopverbund von nutzungsarmen oder nutzungsfreien Gebieten entlang von Binnenseen zu schaffen. Die Bedeutung von künstlichen Abgrabungsgewässern für die Artenvielfalt der Flora und

Fauna kann regional erheblich sein (Bzdon 2008, Nikolaus et al. 2020). In Kombination mit den behördlich gesicherten Gebieten können freiwillige Schutzgebiete neben den lokalen Wirkungen auch als Korridore und Trittsteinbiotope fungieren und den behördlichen Natur- und Artenschutz somit erheblich ergänzen. Dies insbesondere, da die Anzahl der freiwillig unter Schutz gestellten Gebiete die Mehrzahl aller ufergebundenen Schutzzonen darstellte und die zahlreichen Baggerseen primär freiwillig geschützt waren. Ein flächiger Biotopverbund in Niedersachsen wurde damit wesentlich durch freiwillige Schutzgebiete an anglerisch genutzten Gewässern gefördert.

Der tatsächliche Nutzen von Schutzzonen an Binnenseen wurde bisher nur selten untersucht (Cooke et al. 2013). Koning et al. (2020) konnten zeigen, dass in durch Anwohnerinnen und Anwohner sowie Interessengruppen organisierten, freiwilligen Schutzzonen entlang von Flüssen, erhebliche Vorteile für die Biodiversität entstanden. Überfischungsercheinungen wurden durch eine nachhaltige Nutzung der Fischbestände über freiwillige Schutzzonen überwunden, und die Diversität der Be-

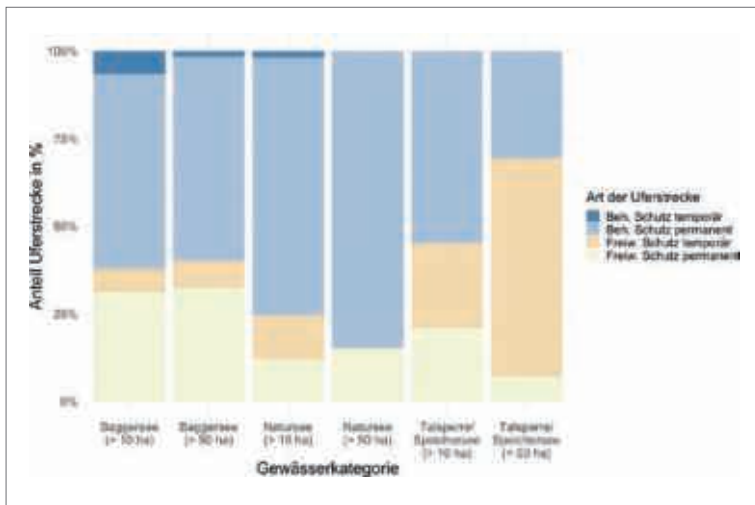


Abbildung 158: Relative Anteile der unterschiedlichen Schutzformen (%) an niedersächsischen Seen mit einer Größe > 10 ha, aufgeteilt auf verschiedene Gewässertypen.

stände in Arten- und Größenzusammensetzung stieg deutlich an. Solche freiwilligen Schutzmaßnahmen wurden bisher sowohl national als auch international kaum beachtet, können aber maßgeblich zum Verständnis sozialökologischer Systeme beitragen und dem Natur- und Artenschutz erheblich dienen (Allison & Cho 2020).

Im Rahmen der bisherigen Untersuchungen wurden lediglich die 402 größten Seen in Niedersachsen betrachtet. Da insbesondere Angelvereine Tausende weitere Baggerseen mit kleineren Wasserflächen bewirtschaften, dürfte das Ausmaß der freiwilligen Schutzgebiete deutlich über den bisher ermittelten Werten liegen. Da gemeinnützige Angelvereine über ein ausgeprägtes Ehrenamt und ausgebildete Fischereiaufseherinnen und -aufseher verfügen, die regelmäßig die Umsetzung der Vereinsregularien überwachen, ist von einer strengen Umsetzung der freiwillig ausgewiesenen Betretungsverbote auszugehen. Freiwillig unter Schutz gestellte Uferstrecken könnten dadurch stärker kontrolliert und überwacht sein als dies bei behördlichen Schutzgebieten der Fall ist. Zusammengenommen erbringen behördliche und freiwillige Schutzgebiete eine spürbare Nutzungseinschränkung an den Uferpartien niedersächsischer Seen. Da bisher keinerlei Daten über die Gewässeranzahl, die Länge der Uferlinien und deren Schutz vorlagen, konnte das hier durchgeführte Bachelorprojekt erstmals wichtige Informationen zum Habitatschutz als fischereiliche Bewirtschaftungsoption von Baggerseen liefern. Weiterführende Studien sind notwendig, um die Motivationen der Ausweisung sowie den ökologischen und sozialen Nutzen und das tatsächliche Ausmaß solcher Schutzgebiete zu analysieren. Für die fischereiliche und behördliche Praxis erscheint aber bereits heute eine engere Kommunikation über die Ziele und die (bestenfalls gemeinsam koordinierte) Ausweisung von Schutzgebieten an Seen notwendig.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Angelvereine haben eine hohe Motivation, über selbst eingerichtete Ruhezeiten zum Natur- und Artenschutz unter und am Wasser beizutragen. Dieser Ansporn ist geringer, wenn Angelgewässer in behördlichen Naturschutzgebieten liegen.

8.8.3 Effekte von Schutzgebieten auf Fische und andere Organismen an Baggerseen

Kontext und Forschungsziel

Ziel der Analyse war es, herauszufinden, welche ökologischen Wirkungen partielle Ruhezone („Schutzgebiete“) auf Natur und Umwelt an Baggerseen in Niedersachsen haben. Details zur Studie finden sich in Nikolaus et al. (2022). Es wurden die Hypothesen geprüft, ob in den räumlich unzugänglichen Schutzgebieten die geringere Nutzung durch Menschen zu (H1) einer höheren Strukturvielfalt und Lebensraumqualität und (H2) einer Anhäufung von Pflanzen mit geringer Trittresistenz führen wird. Bei den Fischen erwartete die Forschungsgruppe eine (H3) erhöhte Häufigkeit in den Schutzgebieten und zwar sowohl bei kleinen als auch bei größeren Fischen. Kleinere Fische sollten von der höheren Strukturvielfalt in den Schutzgebieten oder von der Zuweisung von Schutzgebieten an bekannten Brutplätzen profitieren, während größere Fische dort Zuflucht vor dem Angeldruck finden könnten. Bei Vögeln wurde angenommen, dass (H4) die durchschnittliche Fluchtdistanz (FID) der Gemeinschaft (Maß für ihre Empfindlichkeit) positiv mit der Größe des Schutzgebiets zusammenhängt.

Methoden

Für diese Untersuchung wurden Daten von 15 angelfischereilich bewirtschafteten Seen analysiert. Hierzu zählten neun Gewässer der Kernbaggerseen sowie sieben zusätzliche Gewässer, die einmalig 2018 beprobt wurden (Kapitel 4). Die meisten Gewässer (N = 13) waren reine Angelseen mit geringer sonstiger Freizeitnutzung (Spaziergänger mit und ohne Hund, ein paar Badegäste im Sommer etc.) Zwei Seen wiesen aber einen erhöhten Grad an zusätzlicher Freizeitnutzung auf (Windsurfen, Tauchen, Wasserski-Anlage, Campingplatz, öffentlicher Badebetrieb inkl. großflächiger Parkmöglichkeiten und touristischer Infrastruktur). Alle Seen besaßen eine Angelverbotszone, mit Schildern (Abbildung 155, Tabelle 46) die auf das Angel- und (teilweise auch) Betretungsverbot hinwiesen. Diese Schutzgebiete waren über die vereinsinternen Gewässerordnungen festgelegt, nicht zu verwechseln mit behördlich ausgewiesenen Naturschutzgebieten, Landschaftsschutzgebieten oder Biosphärenreservaten. Meist waren die Schutzgebiete kleinräumig: oft weniger als 50 Meter breit und 10 bis 58 Prozent der gesamten Uferlinie einnehmend (im Mittel 28 %). Dies entsprach 180,6 m bis 1341,8 m Uferlänge (im Mittel 455,6 m).

Tabelle 46: Übersicht über die Untersuchungsseen für die Schutzgebiets-Analyse.

Gewässer- name	Inseln vorhan- den [ja/nein]	Jahr des Abbau-Endes [Seealter bei erster Bepro- bung]	Jahr des Angelbeginns	Schutz- gebiet ein- gerichtet [Jahr]	Länge der Schutzzone [m]	Anteil des Schutzge- bietes am ganzen Ufer
Kiesteich Brelingen	ja	1999 (17)	1997	2007	527	23,2 %
Linner See	nein	2000 (16)	1975	2010	272	9,9 %
Meitzer See	nein	2006 (10)	1982	2012	386	19,0 %
Plockhorst	ja	1998 (18)	1999	(unbekannt)	789	35,2 %
Saalsdorf	nein	1995 (21)	1973	2000	360	25,5 %
Schleptruper See	ja	1965 (51)	1966	1995	197	20,6 %
Stedorfer Baggersee	nein	1983 (33)	1983	1985	181	30,6 %
Wahle	ja	1990 (26)	1991	(unbekannt)	270	18,5 %
Wieseder- meer	ja	1990 (26)	1998	2001	242	22,9 %
Buschmüh- lenteich*	ja	1978 (41)	1978	1978	551	39,0%
Mergelgrube*	ja	1982 (37)	1982	1982	325	58,2%
Röhrsteich*	nein	1969 (50)	1971	2000	631	41,2 %
Stockumer See*	ja	1986 (33)	1999	2010	1342	54,9 %
Tannenhau- sen*	nein	1978 (41)	1963	1995	419	13,5 %
Spadener See*	nein	1972 (47)	1971	(unbekannt)	344	14,7 %
Mittelwert	–	31 ± 13 Jahre alt	–	–	456 ± 288 m	28,5 ± 14,6 %

* = Baggerseen mit einmaliger Fischbeprobung

Acht der Seen wiesen darüber hinaus Inseln auf, die nicht betreten werden konnten. Um den Effekt der Schutzgebiete auf verschiedene Lebensraumstrukturen und Biodiversitäts-Metriken zu untersuchen, wurden lineare gemischte Modelle (Brooks et al. 2017) unter Berücksichtigung verschiedener Umweltvariablen gerechnet. Eine detaillierte Beschreibung der Untersuchung findet sich in Nikolaus et al. (2022).

Ergebnisse

► Lebensraumqualität

Es wurden Daten von 201 Probestellen analysiert. Davon befanden sich 55 in Schutzgebieten und 146 in ungeschützten Referenzbereichen. Es wurde festgestellt, dass aufgrund des geringeren menschlichen Einflusses innerhalb der Schutzgebiete deutlich weniger Störung der Uferlebensräume vorlag. Dies zeigte sich in einem signifikant niedrigeren Index für anthropogene (menschengemachte) Veränderungen des Seeufers ($p < 0,001$, Abbildung 159, Tabelle 47). Außerdem war der Index für die Komplexität der Ufer-Vegetationsdecke in Schutzgebieten gegenüber ungeschützten Bereichen signifikant erhöht ($p = 0,021$). Das Zusammenspiel der geringeren Störung und erhöhten Vegetations-Komplexität am Ufer führte in den Schutzgebieten zu einem signifikant höheren Index für die Qualität des Uferlebensraums, verglichen mit Bereichen außerhalb der Schutzgebiete ($p < 0,001$).

Bei den Umweltfaktoren gab es einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen dem Alter der Seen und der Komplexität der Ufer-Vegetationsdecke. Außerdem war die nicht anglerische Freizeitnutzung und das Ausmaß an Gewässerzugängen negativ mit der Lebensraumqualität und

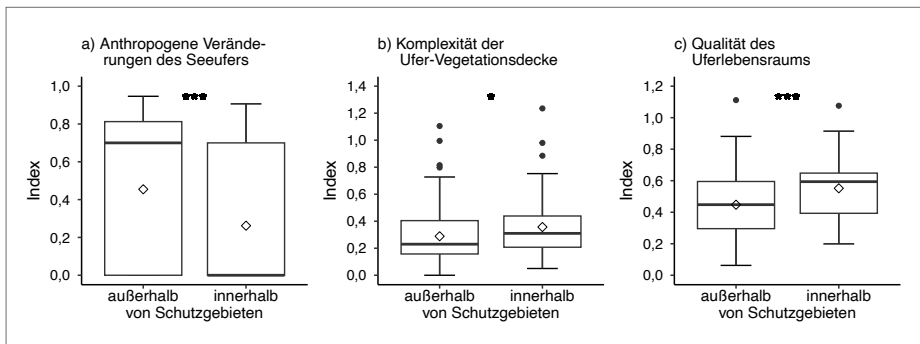


Abbildung 159: Vergleich von Lebensraumqualität-Indizes nach Kaufmann et al. (2014) innerhalb ($N = 55$) und außerhalb ($N = 146$) von Schutzgebieten.

◊ = Mittelwert, – = Median, die obere und untere Begrenzung der Kästen markieren jeweils das obere bzw. untere Quartil. Die Punkte kennzeichnen statistische Ausreißer. * = signifikant ($p < 0,05$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

Komplexität der Ufervegetation korreliert. Die Nähe zu Straßen und anderen Gewässern korrelierte positiv mit den beiden Indizes (Tabelle 47).

► *Ufervegetation*

Es wurden Daten von 274 Stellen analysiert. Davon befanden sich 92 innerhalb der Schutzgebiete und 182 in Referenzbereichen. Die terrestrischen Pflanzengemeinschaften innerhalb der Schutzgebiete zeigten eine signifikant geringere Toleranz gegenüber Trittschäden auf als jene Gemeinschaften außerhalb der Schutzgebiete

Tabelle 47: Modell-Parameter ($\pm$ Standardfehler) für Variablen mit Einfluss auf Lebensraumqualität. Signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) sind fett gedruckt und mit * markiert. * = höchst signifikant ($p < 0,001$).**

Modell-Variablen	Index für anthropogene Veränderungen des Seeufers	Index für Komplexität der Ufer-Vegetationsdecke	Index für Qualität des Uferlebensraums
(Mittelwert)	0,454 *** ($\pm 0,044$)	0,311 *** ($\pm 0,017$)	0,462 *** ($\pm 0,015$)
Schutzgebiet	-0,232 *** ($\pm 0,054$)	0,071 * ($\pm 0,031$)	0,107 *** ($\pm 0,027$)
Alter der Seen	0,005 ($\pm 0,005$)	0,004 * ($\pm 0,002$)	-0,002 ($\pm 0,001$)
Tiefe und Steilheit der Seen	-0,041 ($\pm 0,043$)	-0,019 ($\pm 0,015$)	-0,011 ($\pm 0,013$)
Größe und Form der Seen	-0,051 ($\pm 0,077$)	0,020 ($\pm 0,027$)	0,001 ($\pm 0,023$)
Intensität der Angelnutzung	-0,044 ($\pm 0,039$)	-0,022 ($\pm 0,013$)	0,003 ($\pm 0,012$)
Intensität anderer Freizeitnutzung	0,105 ($\pm 0,056$)	-0,061 *** ($\pm 0,018$)	-0,043 ** ($\pm 0,016$)
Anzahl an Angelstellen	-0,026 ($\pm 0,061$)	-0,074 *** ($\pm 0,021$)	-0,040 * ($\pm 0,019$)
Ländliche Umgebung	-0,059 ($\pm 0,039$)	0,0003 ($\pm 0,013$)	0,007 ($\pm 0,012$)
Nähe zu Straßen und Gewässern	0,083 ($\pm 0,065$)	0,142 *** ($\pm 0,022$)	0,070 *** ($\pm 0,019$)

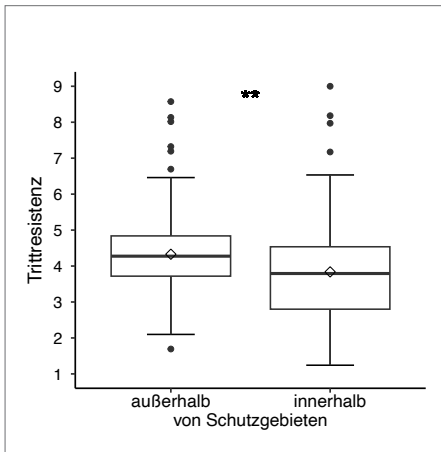


Abbildung 160: Vergleich der Trittresistenz von Pflanzengemeinschaften innerhalb ($N = 92$) und außerhalb ($N = 182$) von Schutzgebieten.

◊ = Mittelwert, – = Median, die obere und untere Begrenzung der Kästen markieren jeweils das obere bzw. untere Quartil. Die Punkte kennzeichnen statistische Ausreißer. ** = hoch signifikant ($p < 0,01$).

($p = 0,002$, Abbildung 160, Tabelle 48). Es gab einen positiven Zusammenhang zwischen der See-Tiefe bzw. -Steilheit und der Trittresistenz. Dies lässt vermuten, dass tiefere Seen, die im Sommer eine stabile Schichtung aufweisen und damit auch klarer sind (weniger Nährstoffe im Oberwasser), häufiger von Freizeitnutzern besucht werden. Dadurch könnte man die Dominanz von Pflanzen mit hohen Trittresistenzen an tieferen Gewässern erklären.

► Wasserpflanzen

Es wurden Daten von 236 Transekten ausgewertet. Von diesen lagen 65 Transekte innerhalb und 171 außerhalb von Schutzgebieten. Der Deckungsgrad der untergetauchten (submersen) Wasserpflanzen unterschied sich statistisch nicht zwischen Schutzgebieten und Referenzbereichen ($p = 0,380$, Abbildung 161, Tabelle 48). Auch der Deckungsgrad der Röhrichtzone (z. B. Schilf) war innerhalb und außerhalb der Schutzgebiete statistisch gleich.

Diverse Umweltfaktoren, wie Seealter, Gewässertiefe und -steilheit, Nährstoff- und Stickstoffgehalt sowie anglerische Nutzung hingen negativ mit dem Deckungsgrad von Unterwasserpflanzen zusammen (Tabelle 48). Die Größe und der Grad der Ausbuchtung der Seen, die Menge an Angelstellen und eine Lage in einer eher ländlicheren Umgebung wiesen dagegen einen positiven Zusammenhang mit dem Deckungsgrad der Makrophyten auf. Der Deckungsgrad der Röhrichtzone korrelierte hingegen negativ mit der Größe und Ausbuchtung der Seen sowie der Menge der Angelstellen, aber auch mit

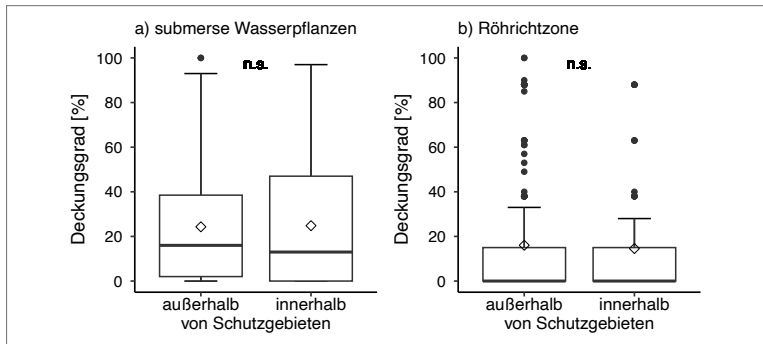


Abbildung 161: Vergleich der Deckungsgrade von Wasser- und Sumpfpflanzen innerhalb ($N = 65$) und außerhalb ($N = 171$) von Schutzgebieten. $\diamond$ = Mittelwert, – = Median, die obere und untere Begrenzung der Kästen markieren jeweils das obere bzw. untere Quartil. Die Punkte kennzeichnen statistische Ausreißer. „n. s.“ = nicht signifikant ($p \geq 0,05$).

dem Nährstoffgehalt. Positive Zusammenhänge mit der Röhrichtausdehnung zeigten sich bei dem Alter der Seen und der Nähe zu Straßen und anderen Gewässern. Sowohl submerse Wasserpflanzen als auch die Röhrichtzone hatten signifikant geringere Deckungsgrade in Transekten mit vollständiger Beschattung, verglichen mit halbschattigen oder vollsonnigen Transekten (Tabelle 48).

► Fische

Es wurden Elektrofischungsdaten von insgesamt 934 Transekten aus fünf Beprobungsjahren (2016 bis 2020) ausgewertet, wobei für sechs Seen nur Daten der einmaligen Befischung 2019 zur Verfügung standen (Tabelle 46). Zusätzliche Varianz zwischen den Jahren wurde in den Modellen als zufälliger Effekt (random factor) berücksichtigt. 283 Transekte lagen in Schutzgebieten und 651 außerhalb. Im Durchschnitt war jedes Transekt 100 Meter lang (Schutzgebiete: $96,2 \text{ m} \pm 25,6 \text{ m}$; Referenzbereiche: $107 \text{ m} \pm 36,6 \text{ m}$). Die Individuendichte aller Fische, und insbesondere der kleineren Fische ($< 10 \text{ cm}$), war innerhalb von Schutzgebieten signifikant höher als außerhalb ($p = 0,002$ bzw. $p < 0,001$, Abbildung 162, Tabelle 49). Auch Nährstoffgehalt und Strukturvielfalt zeigten einen positiven Zusammenhang mit der Fischhäufigkeit (Tabelle 49). Größere Fische ($> 20 \text{ cm}$ bzw. Fische, die das Mindestmaß nach der Niedersächsischen Binnenfischereiordnung überschreiten) waren in geschützten und

Tabelle 48: Modell-Parameter ($\pm$ Standardfehler) für Variablen mit Einfluss auf terrestrische und aquatische Vegetation. Signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) sind fett gedruckt und mit * markiert. ** = hoch signifikant ($p < 0,01$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

Modell-Variablen	Trittresistenz der Uferpflanzen	Deckungsgrad submer- ser Wasserpflanzen	Deckungsgrad der Röhrichtzone
(Mittelwert)	4,302 *** ($\pm 0,097$)	0,332 *** ($\pm 0,036$)	0,233 *** ($\pm 0,054$)
Schutzgebiet	-0,503 ** ($\pm 0,164$)	-0,025 ($\pm 0,029$)	0,005 ($\pm 0,038$)
Mittlere Transekt- Tiefe	–	-0,002 ($\pm 0,014$)	-0,015 ($\pm 0,022$)
Keine Beschattung	–	-0,020 ($\pm 0,028$)	-0,0003 ($\pm 0,037$)
Volle Beschattung	–	-0,078 * ($\pm 0,033$)	-0,100 * ($\pm 0,043$)
Alter der Seen	0,008 ($\pm 0,011$)	-0,011 *** ($\pm 0,002$)	0,006 * ($\pm 0,003$)
Tiefe und Steilheit der Seen	0,200 * ($\pm 0,086$)	-0,207 *** ($\pm 0,017$)	-0,003 ($\pm 0,025$)
Größe und Form der Seen	0,100 ($\pm 0,127$)	0,075 *** ($\pm 0,021$)	-0,085 * ($\pm 0,037$)
Chlorophyll a und Totalphosphor	–	-0,047 *** ($\pm 0,014$)	-0,059 ** ($\pm 0,022$)
Stickstoffgehalt	–	-0,185 *** ($\pm 0,018$)	-0,019 ($\pm 0,027$)
Habitat- Komplexität	0,025 ($\pm 0,049$)	–	–
Habitat- Veränderung	0,094 ($\pm 0,098$)	–	–
Intensität der Angelnutzung	-0,028 ($\pm 0,067$)	-0,113 *** ($\pm 0,017$)	0,033 ($\pm 0,027$)
Anzahl an Angelstellen	0,026 ($\pm 0,164$)	0,103 *** ($\pm 0,025$)	-0,117 ** ($\pm 0,038$)
Ländliche Umgebung	0,168 * ($\pm 0,075$)	0,060 *** ($\pm 0,014$)	-0,002 ($\pm 0,024$)
Forstwirtschaft- liche Nutzung	-0,066 ($\pm 0,106$)	–	–
Nähe zu Straßen und Gewässern	–	0,016 ($\pm 0,021$)	0,110 *** ($\pm 0,032$)

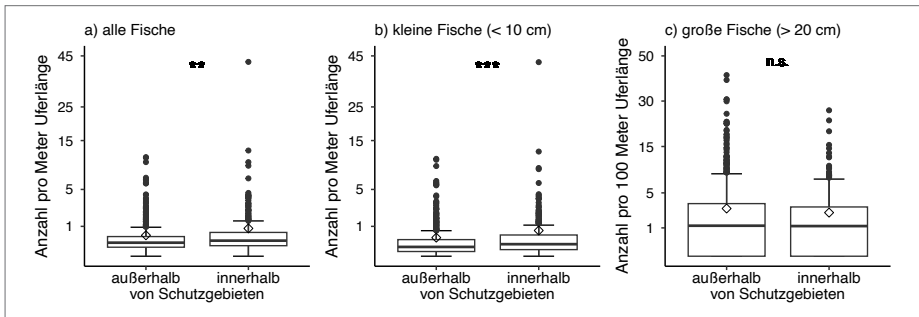


Abbildung 162: Vergleich der relativen Häufigkeit von Fischen innerhalb (N = 283) und außerhalb (N = 651) von Schutzgebieten.

◊ = Mittelwert, – = Median, die obere und untere Begrenzung der Kästen markieren jeweils das obere bzw. untere Quartil. Die Punkte kennzeichnen statistische Ausreißer. * = signifikant ($p < 0,05$). ** = hoch signifikant ($p < 0,01$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

ungeschützten Bereichen gleich häufig ($p = 0,503$, Abbildung 162). Auch hier zeigte sich ein positiver Zusammenhang mit Strukturvielfalt, allerdings waren nicht anglerische Nutzung der Seen und forstwirtschaftliche Landnutzung in der Umgebung negativ mit der Häufigkeit größerer Fische assoziiert (Tabelle 49).

► Vögel

Zur Analyse der Vogelmenschen wurden abundanzgewichtete Mittelwerte der Fluchtdistanzen der Gesamtvogelmenschen je See und Erhebungszeitpunkt berechnet. Die mittlere Ausdehnung der Schutzgebiete betrug 28,5 Prozent der Seeuferlinie mit einer Standardabweichung von 14,6 Prozent. Der Anteil des Schutzgebiets korrelierte positiv mit der gewichteten Fluchtdistanz der Singvogelmenschen ($p < 0,001$, Abbildung 163, Tabelle 50). Die gewichtete Fluchtdistanz von Wasservögeln zeigte allerdings keinen Zusammenhang mit der Ausdehnung der Schutzgebiete der Baggerseen ($p = 0,179$, Abbildung 163, Tabelle 50). Unter den Umweltvariablen korrelierte die Größe und Unförmigkeit der Seen und die Nähe zu anderen Gewässern bzw. Straßen positiv mit den mittleren Fluchtdistanzen der Singvogelmenschen, die Lebensraum-Komplexität, nicht anglerische Freizeitnutzung und forstwirtschaftliche Landnutzung negativ. Bei den Wasservögeln zeigte nur die Nähe zu anderen Gewässern und Straßen eine positive Korrelation. Das Seealter, die Lebensraum-Komplexität, die nicht anglerische Freizeitnutzung, die

Tabelle 49: Modell-Parameter ($\pm$ Standardfehler) für Variablen mit Einfluss auf die Häufigkeit von Fischen. Signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) sind fett gedruckt und mit * markiert. ** = hoch signifikant ($p < 0,01$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

Modell-Variablen	Abundanz aller Fische (pro Meter)	Abundanz kleiner Fische (< 10 cm)	Abundanz großer Fische (> 20 cm)
(Mittelwert)	0,293 *** ($\pm 0,050$)	0,154 *** ($\pm 0,040$)	0,017 *** ($\pm 0,004$)
Schutzgebiet	0,089 ** ($\pm 0,034$)	0,078 *** ($\pm 0,027$)	-0,001 ($\pm 0,002$)
Alter der Seen	-0,003 ($\pm 0,005$)	0,0004 ($\pm 0,004$)	-0,0004 ($\pm 0,0004$)
Chlorophyll a und Totalphosphor	0,095 * ($\pm 0,048$)	0,085 * ($\pm 0,046$)	0,003 ($\pm 0,002$)
Stickstoffgehalt	0,011 ($\pm 0,041$)	0,023 ($\pm 0,037$)	-0,001 ($\pm 0,002$)
Vegetationsstrukturen	0,047 *** ($\pm 0,009$)	0,032 *** ($\pm 0,006$)	0,002 *** ($\pm 0,001$)
Keine Habitatstrukturen	-0,048 *** ($\pm 0,007$)	-0,025 *** ($\pm 0,005$)	-0,003 *** ($\pm 0,0005$)
Strukturheterogenität	0,057 *** ($\pm 0,010$)	0,027 *** ($\pm 0,007$)	0,003 *** ($\pm 0,001$)
Intensität der Angelnutzung	-0,060 ($\pm 0,037$)	-0,050 ($\pm 0,027$)	-0,0004 ($\pm 0,003$)
Intensität anderer Freizeitnutzung	-0,050 ($\pm 0,032$)	-0,026 ($\pm 0,027$)	-0,004 * ($\pm 0,002$)
Anzahl an Angelstellen	-0,005 ($\pm 0,018$)	-0,003 ($\pm 0,013$)	-0,001 ($\pm 0,001$)
Ländliche Umgebung	0,049 ($\pm 0,031$)	0,032 ($\pm 0,026$)	-0,002 ($\pm 0,002$)
Forstwirtschaftliche Nutzung	0,005 ($\pm 0,036$)	0,053 ($\pm 0,038$)	-0,007 ** ($\pm 0,002$)
Nähe zu Straßen und Gewässern	-0,060 ($\pm 0,040$)	-0,028 ($\pm 0,035$)	-0,002 ($\pm 0,004$)

Ausdehnung der Angelstellen und die forstwirtschaftliche Landnutzung waren negativ mit den Fluchtdistanzen der Wasservogelgemeinschaften assoziiert (Tabelle 50).

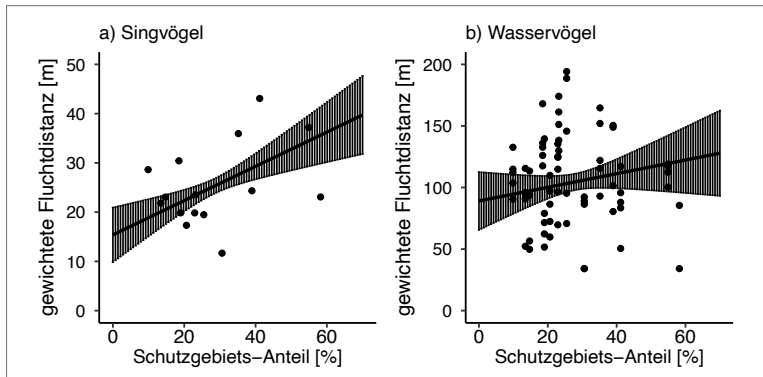


Abbildung 163: Zusammenhang zwischen dem Anteil des Schutzgebietes am Ufer und der gewichteten Fluchtdistanz von Vogelgemeinschaften. Die Punkte sind beobachtete Werte für (a) Singvögel und (b) Wasservögel. Die Linien zeigen die Modellvorhersagen. Die Balken zeigen die 95 %-Konfidenzintervalle an.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Fast alle in der Studie untersuchten Metriken für Lebensraumqualität und Biodiversität zeigten einen positiven Zusammenhang mit freiwillig eingerichteten Schutzgebieten an kleinen Baggerseen. Soll die Uferhabitatqualität angehoben werden, bietet es sich an, bestimmte Areale vom Zugang durch den Menschen auszunehmen.
- ▶ Von Angelvereinen freiwillig eingerichtete, räumlich beschränkte Ruhezeiten haben hohen naturschutzfachlichen Wert über die Fische hinaus und helfen den Pflanzen sowie den Singvogelpopulationen.
- ▶ Auch die Fischrekrutierung wird durch Ruhezeiten unterstützt. Große Fische zogen sich aber laut der Analysen nicht unbedingt in Schutzgebiete zurück. Allerdings sind die Schlussfolgerungen hier durch die Fangmethode und die Unkenntnis der Bewegungsradien der Fische limitiert.
- ▶ Über Schutzgebiete hinaus haben auch weitere Umwelt- und Landschaftsfaktoren große Bedeutung für die Ausprägung von Pflanzen- und Tiergemeinschaften, häufig deutlich höhere Bedeutung als das Angeln an sich (Nikolaus et al. 2022). Naturschutz an Baggerseen kann sich daher nicht auf ein Management der Freizeitnutzung beschränken und verlangt eine umfassendere Perspektive mit Blick auf die Landschaft im Umland und die ökologischen Faktoren innerhalb von Seen.

Tabelle 50: Modell-Parameter ($\pm$ Standardfehler) für Variablen mit Einfluss auf die Sensitivität (Fluchtdistanz) von Vögeln. Signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) sind fett gedruckt und mit * markiert. ** = hoch signifikant ($p < 0,01$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

Modell-Variablen	gewichtete Fluchtdistanz der Singvögel	gewichtete Fluchtdistanz der Wasservögel
(Mittelwert)	15,390 *** ($\pm$ 2,823)	89,063 *** ($\pm$ 11,982)
Schutzgebiets-Anteil	34,757 *** ($\pm$ 9,543)	55,416 ($\pm$ 41,192)
Alter der Seen	0,043 ($\pm$ 0,102)	-1,567 *** ($\pm$ 0,442)
Größe und Form der Seen	3,930 ** ($\pm$ 1,417)	5,148 ($\pm$ 6,336)
Habitat-Komplexität	-4,499 *** ($\pm$ 0,829)	-14,649 *** ($\pm$ 3,621)
Intensität der Angelnutzung	1,386 ($\pm$ 0,936)	-5,467 ($\pm$ 4,043)
Intensität anderer Freizeitnutzung	-3,526 *** ($\pm$ 1,014)	-14,609 ** ($\pm$ 4,541)
Anzahl an Angelstellen	-3,113 ($\pm$ 1,675)	-24,731 *** ($\pm$ 7,310)
Ländliche Umgebung	-0,883 ($\pm$ 0,852)	-4,467 ($\pm$ 3,555)
Forstwirtschaftliche Nutzung	-2,537 ** ($\pm$ 0,941)	-10,597 ** ($\pm$ 3,974)
Nähe zu Straßen und Gewässern	6,240 *** ($\pm$ 1,659)	21,606 ** ($\pm$ 6,885)

9 Abwägungen der Nutzen und Kosten von Lebensraumaufwertungen an Baggerseen

Jürgen Meyerhoff, Thomas Kelfoth & Robert Arlinghaus

9.1 Die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen von Seen

Seen allgemein stellen eine Vielzahl von wertvollen Ökosystemleistungen für die Gesellschaft zur Verfügung (Reynaud & Lanzanova 2017, Grizzetti et al. 2019, Seelen et al. 2022). In welchem Umfang diese Leistungen zum menschlichen Wohlergehen beitragen, kann auf verschiedene Art und Weise bestimmt werden (Valencia Torres et al. 2021, Meraj et al. 2021). Ein Ansatz, der in der Literatur Verbreitung gefunden hat, ist die ökonomische Bewertung der Ökosystemleistungen. Ihr Ziel ist es, die Nachfrage und damit Wertschätzung für die Leistungen in Geldeinheiten darzustellen (Ninan 2014, Turner 2016, Tinch et al. 2019). Basierend auf weltweit 133 ökonomischen Studien kamen Reynaud und Lanzanova (2017) auf einen ökonomischen Wert der Ökosystemleistungen von Seen in der Größenordnung von 80 und 106 Euro pro Jahr und Person. Von neun untersuchten Ökosystemleistungen waren sechs wesentlich: Angeln, Schwimmen, allgemeine Freizeitgestaltung, Erhaltung von Tier- und Pflanzenpopulationen als intrinsischer Wert von Natur sowie Lebensräumen und spirituelle oder symbolische Wertschätzung. Der größte Teil dieses Wertes entfiel damit auf die Erholungsleistung. Die Untersuchung der Einflussgrößen ergab, dass es keinen Unterschied machte, ob es sich um einen natürlichen oder künstlichen See handelte oder ob sich der See in einem geschützten Gebiet, etwa einem Nationalpark, befand. Dagegen hatte die Größe der Seen einen positiven Einfluss auf den Wert, die Anzahl an Seen in einer Region einen negativen Einfluss. Einen Überblick über die Ökosystemleistungen kleiner Gewässer, darunter auch künstlich

angelegte Seen, geben Biggs et al. (2017). Sie kommen unter anderem zu dem Schluss, dass diese Gewässer sowohl für den Erhalt von Biodiversität zentral sind als auch wichtige Ökosystemleistungen bereitstellen. Im Gegensatz dazu werden sie nach Einschätzung der Autoren sowohl von der Wissenschaft als auch der Politik und Planung viel zu wenig beachtet und untersucht.

Eine wesentliche Ökosystemleistung, auf die eine ökologische Aufwertung von Baggerseen insbesondere Auswirkungen haben kann, ist die Erholungsleistung. Für Anglerinnen und Angler kann sich das Angelerlebnis ändern (z. B. weil mehr Fische zum Angeln zur Verfügung stehen oder der See ästhetisch attraktiver aussieht), für übrige Besucherinnen sowie Besucher, aber auch Anglerinnen und Angler, kann sich der Erlebniswert durch eine erhöhte Ausstattung mit biologischer Vielfalt steigern. Bisher sind in Deutschland nur wenige Studien zur Bewertung der Erholungsleistung von Gewässern durchgeführt worden (siehe von Haaren und Albert 2016). Sie lassen sich zwei Gruppen zuordnen: einmal Studien, die den Wert der Erholungsleistung für Anglerinnen und Angler über die Angelqualität bewertet haben, zum anderen Studien, die den Wert der Erholungsleistungen für die übrige Bevölkerung untersucht haben.

Mehrere Studien befassten sich mit der Angelqualität in Deutschland, im Vordergrund standen insbesondere Aspekte des eigenen Fangs. So wurden z. B. die Präferenzen von Aal-Anglerinnen und -Angler hinsichtlich verschiedener Fangbestimmungen und -aussichten (z. B. durchschnittliche Fischgrößen, Mindestgrößen, tägliche Entnahmehöchstmengen) wurden von Dorow et al. (2010) untersucht. Die Präferenzen von Freizeitanglerinnen und -anglern in Niedersachsen für ähnliche Fangaspekte, aber auch Merkmale von Fischbesatz (Häufigkeit des Besatzes, Zusammensetzung des Fangs hinsichtlich natürlich aufgekommenen oder besetzten Fischen) wurden von Arlinghaus et al. (2014) thematisiert. Beide Studien zeigen, dass Anglerinnen und Angler Gewässer mit höheren Abundanz und damit höheren Fangaussichten und vor allem Gewässer mit der Aussicht auf den Fang besonders großer Tiere bevorzugen. Eine zu starke Fang- und vor allem Entnahmeeinschränkung über Regularien wird insbesondere bei entnahmeorientierten Anglerinnen und Anglern negativ bewertet. Zusätzlich zu den Präferenzen für Fangaspekte haben Arlinghaus et al. (2020) den Einfluss von Überfüllung auf die Auswahl von Angelplätzen untersucht und zeigten, dass Gewässer mit höheren Begehungs-

richten den wahrgenommenen Nutzen beim Angeln senken. Andere als die genannten Eigenschaften der Gewässer wurden in den Choice-Experimenten der deutschen Angelstudien (vgl. auch Beardmore et al. 2013) nicht untersucht.

Einblicke in die Bedeutung weiterer Gewässereigenschaften bei der Auswahl eines Gewässers gibt die von Hunt et al. (2019) durchgeführte Meta-Analyse. Über die 144 ausgewerteten Studien hinweg zeigte sich, dass neben den Kosten, insbesondere Reisekosten, die fangbezogene Fischereiqualität die Wahl des Angelplatzes positiv beeinflusste. Darüber hinaus waren Einrichtungen wie Bootsanleger, die Größe des Gewässers, aber auch die Umweltqualität, zum Beispiel in Form der Wasserqualität, für Anglerinnen und Angler relevant. Soweit bekannt, gibt es keine Anglerstudie, die sich mit der Präsenz bedrohter Arten auseinandergesetzt hat.

Der Wert der Erholungsleistung an Gewässern für die übrige Bevölkerung, sei es von Seen oder von Flüssen, wurde unter anderem von Meyerhoff et al. (2010) erhoben. Die Autoren haben die bevorzugte Qualitäten von Badestellen an Seen und Flüssen in Berlin und Brandenburg mit einem Choice-Experiment bewertet. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass eine positive Zahlungsbereitschaft für die Verbesserung der Gewässerqualität bestand, aber auch für die bessere Ausstattung der Badestellen. Die Auswirkungen einer veränderten Wasserverfügbarkeit im Spreewald auf die Erholungsnachfrage wurde von Grossmann (2011) analysiert, während Lienhoop & Messner (2009) die Auswirkungen von Änderungen der Wasserqualität im Zusammenhang mit der Verfügbarkeit von Wasser im Lausitzer Seengebiet untersucht haben. Beide Studien konnten eine positive Verbindung zwischen Wasserverfügbarkeit und Erholungswert feststellen. Eine Untersuchung zur Nachfrage nach verbesserter Wasserqualität auch im Zusammenhang mit der Erholungsnutzung haben Meyerhoff et al. (2014) für die Region Berlin-Brandenburg vorgelegt. Sie haben für Abschnitte von Spree und Havel, die ein wichtiges Ziel für Erholungssuchende in der Region sind, die Zahlungsbereitschaft für eine höhere Wasserqualität erhoben. Die Aktivitäten Schwimmen und Angeln hatten einen positiven Einfluss auf die Wertschätzung für eine bessere Wasserqualität. Somit hat nur eine Studie in Deutschland explizit den Erholungswert von Seen untersucht (Lienhoop und Messner 2009). Auf internationaler Ebene findet sich eine größere Anzahl von Studien, die sich mit dem Erholungswert von Seen beschäftigen (Reynaud und Lanzanova

2017), jedoch fehlen auch auf dieser Ebene Studien, die den Wert der Erholungsleistung von kleinen Seen, speziell Baggerseen, erfasst haben (Meyerhoff et al. 2019).

Wesentlich ist die ökonomische Bewertung der biologischen Vielfalt in Baggerseen sowie deren direktem Umfeld. Da es zur biologischen Vielfalt in diesem Lebensraum kaum Studien in Deutschland gibt, wurde im Projekt BAGGERSEE untersucht, ob für den Schutz bedrohter Fischarten sowie bedrohter anderer Arten eine positive Wertschätzung besteht. In der Literatur wird diskutiert, in welchem Verhältnis Biodiversität und Ökosystemleistungen zueinanderstehen (Mace et al. 2012, Teixeira et al. 2019). Für das Projekt BAGGERSEE war das Verhältnis zwischen diesen beiden Größen jedoch weniger von Bedeutung als die Tatsache, dass aus ökonomischer Sicht biologische Vielfalt in der Regel die Eigenschaften eines öffentlichen Gutes aufweist. Märkte stellen daher keine (vollständigen) Informationen über den Beitrag der biologischen Vielfalt zur gesellschaftlichen Wohlfahrt bereit (Nunes et al. 2003, TEEB 2010).

Um die Wertschätzung für biologische Vielfalt zu ermitteln, können grundsätzlich dieselben Methoden wie zur Bewertung von Erholungsleistungen angewendet werden. Allerdings ist ein Vorteil der direkten Methoden, dass ihr Einsatz nicht von einem Zusammenhang zwischen beobachtbaren Verhalten und Veränderungen der biologischen Vielfalt abhängt, da dieser oft nicht eindeutig und offensichtlich ist. In der Literatur findet sich eine entsprechend große Anzahl an Studien, die Präferenzen für Änderungen der biologischen Vielfalt unter Verwendung der direkten Bewertungsverfahren untersucht haben (siehe für einen Überblick TEEB 2010, OECD 2018, Hanley & Perrings 2019). Die Art und Weise, wie biologische Vielfalt in diesen Studien operationalisiert wurde, variiert dabei stark. Das Vorgehen reicht von der Bewertung bedrohter Arten (Subroy et al. 2019) bis hin zu großflächigen Ökosystemen (De Valck & Rolfe 2022). Insgesamt, so Hanley & Perrings (2019), ist das Wissen über den Wert der biologischen Vielfalt nicht sehr umfassend. Es liegen nur lückenhafte Kenntnisse über die Bedeutsamkeit des Erhalts einer kleinen Anzahl von Arten und Lebensräumen vor, während es für viele Arten gar keine Informationen über die ihnen zukommende Wertschätzung gibt.

Der Nutzen aus der Aufwertung von Lebensraum an Baggerseen wurde im Projekt BAGGERSEE unter Verwendung von Choice-Experimenten ermit-

telt (vgl. die Abschnitte 6.1.7 und 6.2.3). Dadurch konnten zum einen Beiträge zur Schließung der genannten Wissenslücken geleistet werden, zum anderen Informationen für die Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen (Hampicke 1991, Hanusch et al. 2011) geschaffen werden. Derlei Abwägungen, die aus Maßnahmen zur Aufwertung von Lebensräumen an Baggerseen entstehen, werden im folgenden Abschnitt präsentiert.

9.2 Ökonomische Abwägungen zur Lebensraumaufwertung an Baggerseen

Eine zentrale Frage im Projekt BAGGERSEE war, ob Formen der Bewirtschaftung von Baggerseen durch Angelvereine einen Einfluss auf den Wert von Ökosystemleistungen haben, die von kleinen (Bagger-) Seen erbracht werden. Die Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung von Lebensräumen in und an Baggerseen (Einbringung von Totholz, Schaffung von Flachwasserzonen) sowie der Fischbesatz können verschiedene Ökosystemleistungen beeinflussen. So können sich der Wert der Versorgungsleistung (Angebot an Fischen) und der kulturellen Leistung Erholung (Angeln, Erholung durch Nicht-Anglerinnen und Angler) wandeln. Zusätzlich kann sich der Schutzstatus von Biodiversität, zum Beispiel die Artenvielfalt, ändern, wenn sich bedrohte Arten neu ansiedeln oder in ihrer Häufigkeit ansteigen. Menschen können, allein aus der Kenntnis der sich verändernden Schutzstatus der Biodiversität an einem Gewässer, Nutzen ziehen, was als intrinsische Werte von Biodiversität bezeichnet werden kann, die von der eigenen Nutzung der Gewässer unabhängig sein können. Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen greift auch die intrinsischen Werte von Biodiversität unter den kulturellen Leistungen. Man kann z. B. einen Baggersee mit vielen bedrohten Arten als wichtiger und schützenswerter wahrnehmen als ein Gewässer mit vielen „Allerweltsarten“. Das artenreiche Gewässer mit bedrohten Arten stiftet dann größere Nutzen für den Menschen als das artenarme. Ziel der ökonomischen Analysen war es vor diesem Hintergrund, den Wert von Veränderungen in Angebot und Qualität von Ökosystemleistungen nach Umsetzung von Maßnahmen durch Angelvereine aus Sicht von zwei Nutzergruppen zu erfassen. Die eine Gruppe bestand aus Anglerinnen und Anglern, die direkt von der Umsetzung lebensraumaufwertender Maßnahmen oder von Fischbesatz an den Baggerseen betroffen wären. Die Umsetzung von Maßnahmen im Rahmen der fischereilichen Hege kann aber auch für die zweite Gruppe, die übrige Bevölkerung, von Bedeutung

sein, da sich der Wert ihres Erholungserlebnisses sowie des Schutzes der biologischen Vielfalt verändern kann. In Kapitel 6 wurde aufgezeigt, dass sowohl Anglerinnen und Angler als auch die übrige Bevölkerung die Präsenz bedrohter Arten positiv wertschätzen. Im Anschluss an die ökonomische Bewertung stellte sich daher die Frage, ob der Nutzen aus Aktionen an den Baggerseen größer ist als die dadurch verursachten Kosten. Ein positives Kosten-Nutzen-Verhältnis für die lebensraumverbessernden oder Fischbesatzmaßnahmen wäre ein (gutes) Argument für die fortgeführte Umsetzung durch Angelvereine, gleichwohl ökonomische Argumente in der Praxis nicht die alleinigen Entscheidungsgrundlage sein sollten (Wegner und Pascual 2011).

9.2.1 Kosten vs. Nutzen von lebensraumaufwertenden und anderen Maßnahmen auf Ebene der Angelvereine

Kontext und Forschungsziel

Durch Maßnahmen zur Aufwertung von Lebensräumen entstehen den Angelvereinen Kosten. Damit stellt sich für sie die Frage, ob sich angesichts anderer Ziele der Vereine und knapper finanzieller Mittel diese Arbeiten lohnen. Zur Beantwortung dieser Frage wurden in einer Kosten-Nutzen-Analyse beide Größen einander gegenübergestellt und abgewogen. Damit sich eine Aktion wirtschaftlich lohnt, muss der Nutzen mindestens der Kostenhöhe entsprechen. Auf der Ebene der Angelvereine wurde zunächst geprüft, ob dies der Fall ist, wenn der Nutzen der Anglerinnen und Angler aus den Maßnahmen herangezogen wird.

Methode

Bei der Erfassung der Kosten wurde wie folgt vorgegangen: Für einige Maßnahmen lagen Informationen über Marktpreise vor, d. h. Unternehmen wurden mit der Umsetzung von Maßnahmen beauftragt und stellten die erbrachten Leistungen in Rechnung (Tabelle 51). Im Projekt BAGGERSEE wurden an vier Seen Flachwasserzonen eingerichtet und an acht Seen Totholzbündel eingebracht. Für die vier Flachwasserzonen entstanden pro Quadratmeter im Durchschnitt Kosten von 23 Euro. Da die Fläche über die Seen hinweg variierte, und auch die spezifischen Kosten je Quadratmeter leicht variierten (Tabelle 51), ergaben sich für die vier Flachwasserzonen entsprechend unterschiedliche Gesamtkosten. Sie reichten von 18.367 Euro am Weidekampsee bis zu 34.028 Euro am Linner See. Für die Totholzbündel ergab sich ein Durchschnittspreis von 113 Euro je Bündel.

Entsprechend der spezifischen Kosten je Maßnahmengewässer beliefen sich die Gesamtkosten für die Totholzbündel von 2.251 Euro (Donnerkiesgrube 3) bis hin zu 17.856 Euro (Linner See).

Tabelle 51: Kosten für den Bau von Flachwasserzonen sowie die Einbringung von Totholzbündeln in Euro.

Verein	Gewässer	Flachwasser (m²)	Preis je m²	Kosten Flachwasser	Anzahl Holzbündel	Preis je Bündel	Kosten Totholz	Stunden Ehrenamt	Bewertung Stunden	Kosten gesamt
Flachwasserzone und Einbringung von Totholzbündeln										
AV Nienburg	Donnerkiesgrube 3	700	26,5	18.569	30	75,0	2.251	79	1.181	22.001
VFG Schönewörde	Weidekampsee	600	30,6	18.367	70	102,3	7.159	144	2.156	27.683
NWA	Linner See	1400	24,3	34.028	190	94,0	17.856	339	5.081	56.965
AV Neustadt a. Rbg.	Meitzer See	1800	11,9	21.414	142	107,2	15.222	261	3.911	40.547
Einbringung von Totholzbündel										
FV Hannover	Kolshorn				74	131,1	9.703	120	1.804	11.507
BVO	Collrunge				62	145,0	8.987	101	1.511	10.499
SFV Helmstedt	Saalsdorf				96	136,8	13.133	156	2.340	15.473
AV Neustadt a. Rbg.	Brelingen				136	112,6	15.310	221	3.315	18.625
Durchschnitt Kosten			23,3			113,0				

Es gab jedoch nicht für alle Maßnahmen Marktpreise; einen Teil der Arbeiten übernahmen Vereinsmitglieder sowie Mitarbeitende des Projekts BAGGERSEE. Der größte Anteil dürfte auf die Ehrenamtlichen entfallen. Sie brachten Totholzbündel ein und leisteten ehrenamtliche Arbeitsstunden

beim Anlegen der Flachwasserzonen. Folgendes Vorgehen wurde für die Abschätzung dieser Kosten gewählt. Die projektinterne Dokumentation ergab für das Einbringen der Totholzbündel über alle Maßnahmengewässer hinweg insgesamt mindestens 1.300 Arbeitsstunden. Dieser Wert wurde auf die 800 Bündel, die eingebracht wurden, umgerechnet und mit der Anzahl der Totholzbündel je Maßnahmengewässer multipliziert. Für jede Flachwasserzone wurden zusätzlich 30 Stunden ehrenamtliche Arbeiten angerechnet. Als ehrenamtlicher Stundenlohn wurden 15 Euro angesetzt.

Tabelle 52: Annahmen über biologische Wirksamkeit der Maßnahmen an Baggerseen für Kosten-Nutzen-Analysen. Angesetzt wurden die in den vorherigen Kapiteln berichteten Maßnahmenerfolge bzw. die Auswirkungen der anglerischen Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt.

Eigenschaft Baggersee	Wirkung von Maßnahmen			Nutzen pro Jahr in Euro	
	Flachwasserzone	Totholzeintrag	Fischbesatz	pro Angler:in	pro Person übrige Bevölkerung
Vorkommen gefährdeter Fischarten			Ja	22,9	28,1
Vorkommen gefährdeter anderer Arten im Uferbereich	Ja	Ja		15,1	35,7
Erhöhung der Abundanz bei Friedfischen	Mittel => hoch			4,3	0,0
Erhöhung der Abundanz bei Raubfischen		Mittel => hoch		15,4	0,0

Für die Abschätzung der Nutzen wurde die Zahlungsbereitschaft je Anglerin und Angler im Durchschnitt über alle Vereine berechnet (vgl. Kapitel 6). Durch dieses Vorgehen wurde der Einfluss vereinspezifischer Effekte auf die geäußerten Zahlungsbereitschaften verringert und die Werte können so eher verallgemeinert werden. Basierend auf den Annahmen über die biologische Wirksamkeit (Tabelle 52) ergaben sich im Mittel folgende Zahlungsbereitschaften pro Person und Jahr: Für das Vorkommen gefährdeter Fischarten in einem Baggersee lag sie (ein Maß für den Nutzen, den Anglerinnen und Angler erfahren) bei 22,90 Euro, für das Vorkommen gefährdeter anderer Arten im Uferbereich und im nahen Umfeld eines Bag-

gersees bei 15,10 Euro. Für die Erhöhung der Abundanz bei Friedfischen von einem mittleren auf ein hohes Level ergaben sich 4,30 Euro und bei Raubfischen für die Erhöhung der Abundanz von mittel auf hoch 15,40 Euro (vgl. Kapitel 6). Insgesamt betrug der Nutzen für die Erreichung dieser vier Qualitäten von Baggerseen 52,50 Euro pro Person und pro Jahr. Die befragten Anglerinnen und Angler waren im Mittel maximal diese Summe bereit zu zahlen, um eine Veränderung der Ökosystemleistungen zu erreichen. In der Kosten-Nutzen-Analyse wurden nur die biologischen Komponenten berücksichtigt, die durch die Maßnahmen entsprechend verändert wurden.

Als ein Maß für die Wirtschaftlichkeit der Maßnahmen wurde die Anzahl der Mitglieder ermittelt, deren durchschnittliche Zahlungsbereitschaft zu einem Verhältnis zwischen Kosten und Nutzen von 1:1 führen würde. Ab diesem Punkt wären die Maßnahmen wirtschaftlich, da jedem aufgewendeten Euro ein gleich hoher Nutzen auf Seiten der Anglerschaft gegenüberstehen würde. Die Rechnung wurde für verschiedene Zeitspannen durchgeführt, d. h. die Anzahl der Jahre, über die die Kosten verteilt werden, variierte zwischen einem Jahr und fünf Jahren. Für den Nutzen wurde angenommen, dass er sich pro Jahr ergibt, da die Zahlungsbereitschaft als eine jährliche Veränderung des Mitgliedsbeitrages im Verein abgefragt worden war. Aufgrund der kurzen Zeiträume wurde eine Diskontrate von null angewendet, d. h. zukünftige Kosten und Nutzen wurden gegenüber dem Referenzjahr nicht abgewertet. Als Berechnungsgrundlage dienten die Gewässer mit den Maßnahmen Flachwasserzone und Totholz mit den höchsten und niedrigsten Kosten (Tabelle 51). Entsprechend wurde für Gewässer vorgegangen, an denen nur Totholz eingebracht wurde. Durch diese Auswahl sollte die Spannweite der möglichen Ergebnisse abgedeckt werden.

Ergebnisse

Bewertungsrelevant war die Veränderung der Qualität der Baggerseen in Reaktion auf die Maßnahmen zur Lebensraumaufwertung wie die Schaffung von Flachwasserzonen und die Einbringung von Totholz (Kapitel 8). Anstiege entweder der Häufigkeit und Diversität verschiedener Taxagruppen in Reaktion auf die Maßnahmen (vgl. Kapitel 8) wurden als Verbesserungen der Qualität gewertet, und die entsprechenden Zahlungsbereitschaften als Nutzen je Anglerin und Angler sowie Jahr quantifiziert und den Kosten gegenübergestellt. Die Analyse zeigt, dass die Anzahl der Vereinsmitglieder mit durchschnittlicher Zahlungsbereitschaft, ab der die

Tabelle 53: Anzahl zahlungsbereiter Mitglieder und Kostendeckung.

Baggersee	Linner See	Donner- kiesgrube 3	Saalsdorf	Collrunge
Verteilung über Jahre	Flachwasserzone und Totholz		Nur Eintrag Totholz	
Gesamtkosten	56.965 €	22.001 €	15.473 €	10.499 €
1 Jahr	2909	1124	1014	688
2 Jahre	1455	562	507	344
3 Jahre	970	375	338	229
4 Jahre	727	281	253	172
5 Jahre	582	225	203	138
Angelverein	NWA	Nienburg- Weser	SFV Helmstedt	BVO
Anzahl Mitglieder	> 8.400	> 3.500	ca. 450	> 10.000

NWA: Niedersächsisch-Westfälische Anglervereinigung e. V.

BVO: Bezirksfischereiverein für Ostfriesland e. V.

Maßnahmen wirtschaftlich werden, von 688 Mitgliedern für Collrunge (nur Einbringung Totholz) bis hin zu 2909 Mitgliedern für den Linner See (Flachwasserzone und Einbringung von Totholz) reichte, damit der Nutzen der Maßnahmen für sie, die Kosten für den Verein übersteigen würde (Tabelle 53).

Allerdings war die Annahme, dass die Kosten im ersten Jahr komplett abgedeckt sein sollen, sehr restriktiv. In der Regel werden Investitionen von den Vereinen über mehrere Jahre verteilt. Bei Verlängerung der Zeitspanne verringerte sich die Anzahl der Mitglieder, ab der die Maßnahmen wirtschaftlich sind (Tabelle 53). Für ein Kosten-Nutzen-Verhältnis von 1:1 würden bei einer zweijährigen Projektlaufzeit im Falle des Linner Sees 1455 Mitglieder mit der angenommenen Zahlungsbereitschaft benötigt, im Falle von Collrunge reduzierte sich die Anzahl von 688 auf 344 Mitglieder. Wurde die Wirtschaftlichkeit für einen Zeitraum von fünf Jahren betrachtet, dann sank die Anzahl der erforderlichen Mitglieder auf 582 für den Linner See und auf 138 Mitglieder für Collrunge.

Zur Einordnung der Ergebnisse (Tabelle 53) wurde die Anzahl der Personen, ab der eine Kosten-Nutzen-Analyse den Schwellenwert zur Wirtschaftlichkeit erreichen würde, den Mitgliederzahlen der Vereine gegenübergestellt. Der Linner See gehört zur Niedersächsisch-Westfälische Anglervereinigung e. V. (NWA), die nach Angaben des Vereins über 8.400 Mitglieder hat (Zugriff Webseite 12. Dezember 2021). Diese Zahl ist etwa 2,8-mal so groß wie die Anzahl der erforderlichen Mitglieder bei einjähriger Finanzierung. Ähnlich verhält es sich beim Angler-Verein Nienburg-Weser, der über 3.500 Mitglieder zählt (Zugriff Webseite 12. Dezember 2021). Die Maßnahmen an der Donnerkiesgrube 3 würden mit etwa einem Drittel der Mitglieder im ersten Jahr die Wirtschaftlichkeit erreichen. Ein anderes Bild ergab sich für die Maßnahmen am Baggersee Saalsdorf (SFV Helmstedt). Dieser Verein hat etwa 450 Mitglieder, die Wirtschaftlichkeit aber erst bei rund 1000 Mitgliedern erreicht. Würden die Kosten über drei Jahre verteilt, dann wäre die Wirtschaftlichkeit deutlich erreicht; der Schwellenwert liegt dann bei etwa 340 zahlungsbereiten Mitgliedern. Für den Baggersee Collrunge (Bezirksfischereiverein für Ostfriesland e. V.) waren die Verhältnisse eindeutig. Die Kosten für den Eintrag der Totholzbündel waren durch die von den Anglerinnen und Anglern geäußerte Zahlungsbereitschaft klar abgedeckt (Tabelle 53). Ein Kosten-Nutzen-Verhältnis von 1:1 wird für den Baggersee Collrunge erreicht, wenn weniger als zehn Prozent der Mitglieder einen Zusatzbeitrag leisten.

Die Zahlungsbereitschaften, die für die Betrachtung der Wirtschaftlichkeit herangezogen wurden, wurden aus den Auswahlentscheidungen im Choice-Experiment abgeleitet (vgl. Kapitel 6). Ob die Befragten tatsächlich zahlen würden, bleibt offen. In der wissenschaftlichen Literatur wird dies als hypothetische Verzerrung bezeichnet. Studien zur möglichen Höhe dieser Verzerrung (Penn und Hu 2018) deuten an, dass die tatsächliche Zahlungsbereitschaft bis zu 50 Prozent geringer sein kann. Im äußersten Fall müsste davon ausgegangen werden, dass die doppelte Anzahl an zahlungsbereiten Vereinsmitgliedern benötigt würde, um ein Kosten-Nutzen-Verhältnis von 1:1 zu erreichen.

Es sind weitere Aspekte bei der Bewertung der Ergebnisse zu beachten. Für große Vereine mit mehreren tausend Mitgliedern, wie es drei der hier betrachteten Vereine sind, dürfte es nicht nur um Maßnahmen an einem Gewässer gehen, da die Vereine eine Vielzahl von Gewässern bewirtschaften. Angesichts der von den Anglerinnen und Anglern geäußerten Zah-

lungsbereitschaft für Maßnahmen zur Aufwertung von Lebensräumen wäre es wirtschaftlich sogar möglich, mehrere Gewässer aufzuwerten. Wie viele genau, müssten detaillierte Berechnungen zeigen, die die Kosten spezifisch für die jeweiligen Gewässer berücksichtigen.

Zudem ist zu bedenken, dass die Kosten für Totholzbündel in dieser Analyse tendenziell zu hoch angesetzt wurden. Die Bündel wurden bei Forstbetrieben eingekauft und an die jeweiligen Baggerseen transportiert; insbesondere die Transportkosten trieben die Ausgaben in die Höhe. Angelvereine können sparen, wenn sie Totholzbündel selbst herstellen. Für neue Flachwasserzonen lassen sich die Kosten hingegen nicht so leicht senken. Für ihren Bau sind weitergehende Kenntnisse und entsprechendes Gerät, insbesondere Bagger, erforderlich.

Die ehrenamtlich geleisteten Arbeitsstunden wurden mit 15 Euro pro Stunde berücksichtigt. Es stellt sich die Frage, ob sie für einen Angelverein überhaupt relevant sind und ob die angesetzten Lohnkosten nicht zu niedrig angesetzt wurden. Sind die Mitglieder bereit, diese Stunden unentgeltlich zu erbringen, dann verbessert sich die Wirtschaftlichkeit noch einmal gegenüber den in der Tabelle 52 angegebenen Werten. Dagegen ist zu berücksichtigen, dass Planung und Umsetzung zum großen Teil durch Mitarbeitende im Projekt BAGGERSEE geleistet wurden. Die damit verbundenen Kosten waren jedoch schwer abzuschätzen, da keine Stundenaufstellungen vorlagen. Können diese Arbeiten nicht von den Vereinen übernommen werden, dann führen die hier getroffenen Annahmen eher zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Kosten bei ähnlich gelagerten Projekten in der Zukunft.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Die Betrachtungen zur Wirtschaftlichkeit zeigen, dass Kosten-Nutzen-Verhältnisse von 1:1 sich für den Bau einer Flachwasserzone plus Eintrag von Totholz in den untersuchten Fällen dann einstellten, wenn die Zahlungsbereitschaft von etwa 3000 Vereinsmitgliedern herangezogen werden konnte. Wird nur der Eintrag von Totholz bewertet, dann wird dieses Kosten-Nutzen-Verhältnis schon mit der Zahlungsbereitschaft von einigen hundert Mitgliedern erreicht. Werden die Kosten über mehrere Jahre verteilt, dann würde die Anzahl der für positive Kosten-Nutzen-Verhältnisse erforderlichen zahlenden Mitglieder deutlich sinken. Die von den befragten Angle-

rinnen und Anglern geäußerten Präferenzen für die Aufwertung der Baggerseen übersteigen daher in diesen Fällen die Kosten für die Maßnahmen zur Aufwertung der Lebensräume.

- Für Angelvereine kann das Fazit gezogen werden, dass sich die Umsetzung von Maßnahmen zur Aufwertung von Lebensräumen aus ökonomischer Sicht lohnt. Wie die Sensitivitätsanalyse zeigte, ist dies auch dann der Fall, wenn die Zahlungsbereitschaft eher überschätzt und die Kosten eher unterschätzt würden. Einschränkend ist jedoch zu beachten, dass eine wirtschaftliche Betrachtung auch erfordern würde, die Wirtschaftlichkeit der Maßnahmen mit anderen Vorhaben der Vereine zu vergleichen. Nur ein solcher Vergleich, für den hier die Voraussetzungen fehlten, kann zeigen, ob die betrachteten Maßnahmen oder andere Vorhaben der Vereine eine höhere Wirtschaftlichkeit aufweisen.

9.2.2 Kosten vs. Nutzen von lebensraumaufwertenden Maßnahmen auf Ebene der Gesellschaft in Niedersachsen

Kontext und Forschungsziel

Die Aufwertung der Lebensräume an Baggerseen, wie sie von Angelvereinen vorgenommen wird, stiftet nicht nur für die Mitglieder einen positiven Nutzen. Auch die Gesellschaft erfährt, wie die Bevölkerungsumfrage in Niedersachsen gezeigt hat, einen positiven Nutzen (vgl. Kapitel 6). Ziel der Abschätzung des Verhältnisses von Kosten und Nutzen auf Ebene der Gesellschaft war es, die Menge der Baggerseen in Niedersachsen zu bestimmen, an denen sich eine Umsetzung aus ökonomischer Sicht lohnen würde.

Methode

Zur Berechnung der Gesamtnutzen der übrigen Bevölkerung aus Maßnahmen zur Aufwertung von Lebensräumen an Baggerseen wurden die mittleren Zahlungsbereitschaften über die Anzahl der Haushalte in Niedersachsen zum Zeitpunkt der Umfrage gemäß Kapitel 6 hochgerechnet. Die mittlere Zahlungsbereitschaft (Tabelle 52) pro befragter Person für das Vorkommen gefährdeter Fischarten in Baggerseen lag bei 28,10 Euro pro Jahr, die für das Vorkommen anderer gefährdeter Arten am Ufer und im näheren Umfeld der Baggerseen betrug im Mittel 35,70 Euro pro Jahr. Für eine Erhöhung der Abundanzen, sowohl bei Friedfischen als auch bei Raubfischen, wurde keine statistisch signifikante Zahlungsbereitschaft

ermittelt. Für die Hochrechnung der Nutzen aus den Maßnahmen zur Aufwertung des Lebensraumes wurde daher nur die Zahlungsbereitschaft für den Schutz der biologischen Vielfalt herangezogen. Damit war auch die Annahme verbunden, dass durch die Umsetzung der Maßnahmen der Nutzen aus der Erholung an Baggerseen nicht verändert wird, d. h., Personen nicht häufiger an einen See gehen würden.

Im Jahr 2018 lebten in Niedersachsen 6,7 Mio. Personen über 18 Jahre (Landesamt für Statistik Niedersachsen, LSN-Online: Tabelle A100002G), die Anzahl der privaten Haushalte lag bei 4,0 Mio. mit durchschnittlich zwei Personen. Gegenüber den befragten Personen wurde in der Umfrage erklärt, dass sie ihre geäußerte Zahlungsbereitschaft an einen Fond zur Entwicklung von Baggerseen in Niedersachsen zahlen müssten (siehe Box Bewertungsszenario übrige Bevölkerung). Um Doppelzählung zu vermeiden, wurde die Anzahl an Anglerinnen und Anglern, die in Vereinen in Niedersachsen organisiert sind (rd. 100.000 Personen) von der Gesamtzahl an Personen abgezogen und die Anzahl der Haushalte um 50.000 reduziert.

Im Gegensatz zur Befragung der Anglerinnen und Angler wurde nicht eine jährliche, sondern eine einmalige Zahlung abgefragt. Entsprechend wurden die durchschnittlichen Zahlungsbereitschaften mit der Anzahl der Personen in Niedersachsen im Jahr 2018 multipliziert. Für die Berechnungen wurden zwei weitere Varianten angenommen: Erstens, neben der Anzahl der Personen wurde die Hochrechnung auf Basis der Anzahl der Haushalte durchgeführt. Diese Annahme war dadurch motiviert, dass in Haushalten mit mehreren Personen nicht alle den durchschnittlichen Betrag jeweils zu zahlen bereit sein könnten. Zweitens, es wurde davon ausgegangen, dass die tatsächliche Zahlungsbereitschaft überschätzt wird. Diese mögliche hypothetische Verzerrung wurde auch gegenüber der von Anglerinnen und Anglern geäußerten Zahlungsbereitschaft mit einem Kalibrierungsfaktor von 0,5 (Penn und Hu 2018) berücksichtigt.

Ergebnisse

Für die drei Varianten ergaben sich folgende Ergebnisse (Tabelle 54): Für alle Personen über 18 Jahre in Niedersachsen im Jahr 2018 ergibt sich ein Gesamtnutzen in Höhe von 420 Mio. Euro. Bei der Annahme, dass die ermittelte Zahlungsbereitschaft nur einmal pro Haushalt in Niedersachsen gezahlt wird, beläuft sich der Gesamtnutzen auf 210 Mio. Euro. Wurde

Tabelle 54: Gesamtnutzen Bevölkerung in Niedersachsen.

	Anzahl (Mio.)	Nutzen (Mio. Euro)	Nutzen kalibriert (Mio. Euro)
Personen über 18 Jahre	6,6	420,4	210,2
Haushalte	3,9	210,2	105,1
Anzahl aufwertbarer Baggerseen		8.252	4.126
		4.890	2.445

Anmerkung: „Nutzen kalibriert“ korrigiert für eine potenzielle Überschätzung der geäußerten Zahlungsbereitschaften als Folge der hypothetischen Abfrage in der Bevölkerungsumfrage.

zusätzlich der aus der Literatur abgeleitete Kalibrierungsfaktor von 0,5 angewendet, dann ergaben sich als Gesamtnutzen jeweils 210 Mio. Euro für die Bevölkerung in Niedersachsen oder 105 Mio. Euro für die Anzahl der Haushalte.

Zur Abschätzung der Anzahl an Seen, an denen Maßnahmen zur Aufwertung der Lebensräume bei einem insgesamt positiven Kosten-Nutzen-Verhältnis durchgeführt werden könnten, wurden die in Kapitel 9.2.1 errechneten Kosten einer durchschnittlichen Maßnahme herangezogen. Eine solche Maßnahme würde an einem See eine Flachwasserzone mit etwa 1.100 m² schaffen sowie 100 Totholzbündel in den Baggersee einbringen. Die Zahlen für den Umfang der beiden Maßnahmen ergeben sich aus dem Durchschnitt über die im Projekt BAGGERSEE untersuchten acht Gewässer hinweg (Tabelle 54). Für diese Berechnung wurden außerdem Kosten in Höhe von 11.000 Euro für einen Initialbesatz mit Fischen angesetzt. Durch einen derartigen Besatz könnte die Artenvielfalt in den Seen erhöht werden. Schließlich wurden 250 Arbeitsstunden, bewertet mit einem Stundensatz von 15 Euro, pro Baggersee veranschlagt.

Würde bei der Zahlungsbereitschaft von sehr konservativen Annahmen ausgegangen, d. h. die Zahlungsbereitschaft wird a) nur pro Haushalt und nicht pro Person geleistet und ist b) nur halb so hoch wie in der Umfrage geäußert (Tabelle 54), dann könnten an etwa 2.400 Baggerseen in Niedersachsen die genannten Maßnahmen durchgeführt werden. Bei dieser Anzahl an Seen wären die Kosten auf Seiten der Bewirtschafter (Angelfer-eine) und der Nutzen bei der übrigen Bevölkerung etwa ausgeglichen. Bei

weniger restriktiven Annahmen würde sich die Zahl der Baggerseen deutlich erhöhen. Würde jede Person in Niedersachsen über 18 Jahren den durchschnittlichen Betrag zahlen, dann würde sich die Anzahl auf etwa 4.100 Baggerseen erhöhen, trotz Berücksichtigung einer möglichen Überschätzung der tatsächlichen Zahlungsbereitschaft.

Zur Einordnung: Von den rund 40.000 künstlichen Seen in Niedersachsen haben etwa 520 Seen eine Größe zwischen fünf und zehn Hektar und etwa 500 Seen eine Größe von zehn Hektar und mehr (Cyrus et al. 2020, Nikolaus et al. 2020). Wird davon ausgegangen, dass gerade diese Seen für Aufwertungen von Lebensräumen geeignet und interessant sind, dann liegt die Anzahl der geeigneten Seen deutlich unterhalb der Anzahl, für die eine Umsetzung der Maßnahmen zu einem Kosten-Nutzen-Verhältnis von 1:1 führen würde. Eine Aufwertung dieser rund 1.000 Baggerseen in Niedersachsen ist vor dem Hintergrund der von der Bevölkerung geäußerten Zahlungsbereitschaften daher lohnend, der Nutzen übersteigt die Kosten deutlich.

Einschränkend muss bedacht werden, dass sich die Wirtschaftlichkeit verschlechtern kann, wenn die Arbeiten komplett von privaten oder öffentlichen Unternehmen übernommen werden. Die Kosten dürften in diesem Fall höher ausfallen. Angesichts der deutlichen Überdeckung der Kosten durch den Nutzen ist jedoch nicht zu erwarten, dass sich die Wirtschaftlichkeit eines „1000-Baggerseen-Programms“ grundsätzlich ändern würde. Zusätzlich ist zu bedenken, dass ein Teil dieser etwa 1.000 Seen von Angelvereinen bewirtschaftet wird. Für diese Seen würde der Nutzen der beiden Gruppen für einige Merkmale wie die Förderung der biologischen Vielfalt addiert, was zu einer weiteren Verbesserung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses führt.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Als ein Fazit ist festzuhalten, dass für alle Seen größer als fünf Hektar der Nutzen aus den Aufwertungen der Lebensräume deutlich größer ist als die hier angenommenen Kosten. Und auch für den Fall, dass die Kosten unterschätzt wurden, deutet die hohe Überdeckung der Kosten durch den Nutzen an, dass sich an dem Ergebnis grundsätzlich nichts ändern würde. Gesellschaftlich lohnt sich also die Investition in die Biodiversitätsförderung an Seen, und in dieser Hinsicht agierende Angelvereine stiften auch für die übrige Bevölke-

rung Nutzen. Politisch wäre zu klären, für welche Seen die im Projekt BAGGERSEE untersuchten Maßnahmen in Frage kommen, wer die Bewirtschafter sind und wer die Kosten der Lebensraumaufwertung tragen könnte. Sind diese Fragen geklärt, könnten die in der Gesellschaft latent vorhandenen Nutzen für die Biodiversitätsförderung an Baggerseen effektiv realisiert werden.

10 Planung und Kommunikation bei der Durchführung von lebensraumaufwertenden Maßnahmen an Baggerseen

Robert Arlinghaus, Eva-Maria Cyrus und Thomas Klefoth

10.1 Zusammenarbeit von Wissenschaft mit Praxis und Behörden

Angesichts der Komplexität und Unvorhersehbarkeit im Prozess der fischereilichen Gewässerbewirtschaftung sowie der unterschiedlichen sozialen und ökonomischen Konstellationen, die verschiedene Angelvereine prägen, gibt es im Grunde keine allgemeingültige Empfehlung für erfolgreiches Fischereimanagement. Unterschiedliche soziale und ökologische Bedingungen sowie eine stete Veränderung externer ökologischer Faktoren (z. B. des Klimas) machen es unmöglich, für jeden Anwendungsfall konkrete Empfehlungen (z. B. besetzte X Setzlinge der Art Y pro Hektar) kochbuchartig vorzunehmen. Dementsprechend sind auch die Fischereigesetze der Länder strukturiert – die wesentlichen Entscheidungen und Entscheidungskompetenzen verbleiben bei den Fischereiberechtigten vor Ort – weil es unmöglich ist, per Gesetz oder Verordnung optimale Hegemaßnahmen für jede lokale Situation zu definieren. Auch wenn sich viele Gewässerwartinnen und Gewässerwarte sehr konkrete Handlungsempfehlungen wünschen, bleibt Fischereimanagement am Ende eine Kunst, die vom Geschick, vom Wissen und der Erfahrung der lokalen Entscheidungstragenden abhängt (Arlinghaus et al. 2017a). Fischereimanagement kann langfristig nur gelingen, wenn Bewirtschafter stetig Neues ausprobieren und nachvollziehbar auf den Erfolg hin überprüfen. Damit bilden sich im Sinne eines adaptiven Managements (FAO 2012) über „Selektion“ bzw. „Versuch und Irrtum“ die an die lokalen Gegebenheiten optimal angepassten Ergebnisse und Maßnahmen heraus. Selbstverständlich müssen die zu überprüfenden Hegemaßnahmen prinzipiell

mit übergeordneten gesetzlichen Grundlagen (z. B. Vorgaben aus dem Fischerei- und Tierschutzrecht) im Einklang stehen. Um prinzipiell geeignete Hegevorgehen zu identifizieren, bieten sich Entscheidungsbäume und die Anwendung von Prinzipien des adaptiven Umweltmanagements zur grundlegenden Orientierung an. Dieses Prinzip wurde in Arlinghaus et al. (2017a) als lernfähige Hege und Pflege bezeichnet und soll nachfolgend kurz zusammengefasst werden. Das Projekt BAGGERSEE hat diesen Prozess bei der Planung, Durchführung und Evaluation der Maßnahmenerfolge 1:1 umgesetzt.

Das Grundprinzip eines nachhaltigen, flexiblen und gewässerspezifisch adaptiven Managements von Angelgewässern wurde im Projekt BAGGERSEE (sowie in Vorgängerprojekten wie BESATZFISCH) erprobt und in Fortbildungen bzw. Workshops den Angelvereine vermittelt. Es ist auf Flexibilität, Anpassung von Maßnahmen und stetes Lernen ausgerichtet. Das Verfahren basiert auf der Integration von Praxis (in Vereinen und Behörden) und Forschung in einem Prozess, der abstrakt als Ko-Produktion von Wissen durch transdisziplinäre Zusammenarbeit bezeichnet wird. Transdisziplinarität bedeutet, dass Akteurinnen und Akteure aus Wissenschaft und Praxis gemeinsam an einer Problemlösung arbeiten, die Forschung also direkt von und mit Anglerinnen und Anglern und anderen Handlungspersonen (wie Behördenvertretende) durchgeführt wird. Unter dem Begriff „Adaptives Management“ (FAO 2012), ist ein Managementprozess nach dem Prinzip „Versuch macht klug“ zu verstehen (Arlinghaus et al. 2015, 2017). Das Projekt BAGGERSEE basierte auf beiden Prinzipien. Zusammen mit den Praxispartnerinnen und Praxispartnern (insbesondere Anglerinnen und Angler, Angelvereine, Naturschutzvereine, Behörden) wurde in einem transdisziplinären Projekt ein abgestufter und partizipativer Planungs- und Managementprozess angestoßen, der sich in vier grobe Schritte unterteilen lässt (Abbildung 164):

Status-quo-Analyse: Analyse der gegenwärtigen Bedingungen in Bezug auf die Gewässer, Fischbestände, Wünsche und Zufriedenheiten von Anglerinnen und Anglern, rechtlichen Grundlagen und Ansprüche sonstiger Interessengruppen;

Strategische Planung: Entwicklung von Leitbildern und überprüfbaren (d. h. messbaren) Zielen, Identifikation von möglichen Maßnahmen, Risikoabwägung der verschiedenen Maßnahmen und Ableitung eines besonders erfolgversprechenden Hegevorgehens, das umgesetzt werden soll;

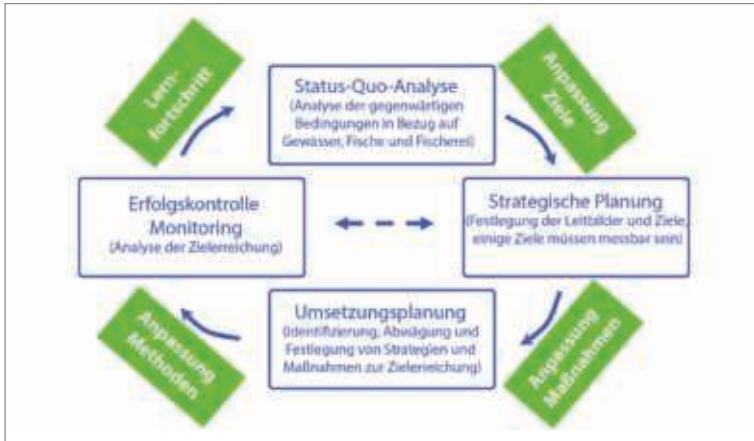


Abbildung 164: Darstellung der vier wesentlichen Phasen adaptiven Fischereimanagements. Grün zeigt die möglichen Anpassungen im zweiten Schritt nach Durchlaufen des ersten Zyklus (blau) (aus Arlinghaus et al. 2017a).

Umsetzungsplanung: Festlegung der konkreten Maßnahme(n) und ihre Umsetzung;

Erfolgskontrolle: Durchführung eines Monitorings, das den Erfolg der Hege mit den eingangs gesteckten, messbaren Zielen (gemäß strategische Planung) vergleicht (vgl. Kapitel 8).

Diese vier Phasen lassen sich, wie in der Abbildung 165 dargestellt, noch feiner aufgliedern und sollten Grundlage eines Managementplans sein. Unterschieden werden zwei Ebenen: 1) die strukturierte, wohlüberlegte Entscheidungsfindung, welche konkrete Maßnahme (bspw. Besatz, Änderung der Fangbestimmung oder Verbesserung des Lebensraums) mit hoher Wahrscheinlichkeit zielführend ist und deswegen umgesetzt werden soll, sowie 2) die Phase der Überprüfung der Maßnahmenumsetzung und das Lernen aus den Erfolgen aber auch den Misserfolgen. Hier soll herausgefunden werden, ob die Ziele erreicht wurden, ob sich der Status quo tatsächlich verändert hat und wie die Ziele und Maßnahmen daraufhin neu ausgerichtet werden müssen (= adaptives Management, Abbildungen 164, 165).

Viele Vereine haben intuitiv ein identisches oder vergleichbares Vorgehen für ihre Hege gewählt. Diejenigen, die das zyklische, strukturierte Ver-

fahren bisher allerdings noch nicht einsetzen, könnten in Zukunft darauf zurückgreifen. Wichtig ist, dass vor allem bei Planungen von Habitataufwertungen die Genehmigungsbehörden möglichst frühzeitig integriert werden müssen, genauso wie Landbesitzende, Mitglieder anderer Umweltschutzorganisationen usw. Der Prozess ist also keineswegs nur ein vereinsinterner und sollte alle beteiligten Personen und Personengruppen berücksichtigen. Alle Vereine, die sich in ihrer Vergangenheit mit Habitatmaßnahmen beschäftigt haben, und auch das Projekt BAGGERSEE teilen in diesem Zusammenhang eine Erfahrung: Die Genehmigungsbehörden sind in der Regel sehr aufgeschlossen für Verbesserungen der Gewässerstruktur. Allerdings ist es die gesetzmäßige Aufgabe der Behörden, den Vorgang zu prüfen und zu bewilligen (oder im Zweifel auch abzulehnen). Welche Anforderungen an den Verein gestellt werden, kann zumeist schon durch ein kurzes Telefonat geklärt werden, dies mit dem schönen Nebeneffekt, dass vereinsintern bereits früh in der Planungsphase konkrete Arbeitsschritte besprochen und geplant werden können.

Das kostet Zeit und bedarf einiger wichtiger Vorarbeiten durch den Angelverein. Es muss ein klarer Plan erstellt werden, was, wann und wie umgesetzt werden soll. Bei Fachfragen hat sich hier ein früher Kontakt zu den Biologinnen und Biologen des Anglerverbandes bewährt, vereinsintern hat sich die Einbindung der Mitglieder in die Planungen als ausgesprochen wichtig herausgestellt. Werden durch die Maßnahme fremde Grundstücke berührt, müssen die jeweiligen Besitzerinnen und Besitzer zustimmen und in den Plan integriert werden. Auch hier hat sich gezeigt, dass ein aufgeschlossenes Gespräch ganz zu Beginn der Planungen zumeist sehr gute Ergebnisse bringt, während Anwohner- und Nachbarschaft nur sehr ungern mit feststehenden Veränderungen auf ihrem Grundstück konfrontiert werden, wenn es bereits zu spät ist. Eine offene Kommunikation in alle Richtungen ist der Schlüssel zum Erfolg. Gegenüber Vereinsmitgliedern genauso wie gegenüber Behörden und Anwohnerschaft. Aber auch potenzielle Kritikerinnen und Kritiker einer Maßnahme lassen sich oft sogar als Partner mit ins Boot holen, wenn aufgeschlossen und vor allem frühzeitig kommuniziert wird.

Dies alles im Ehrenamt zu leisten, bleibt eine Herkulesaufgabe. Daher sollte die Arbeit im Verein auf möglichst viele Personen verteilt werden, jeder nach seinen Stärken. Im Projekt BAGGERSEE gab die Anglerschaft eine nicht für möglich gehaltene Anzahl hilfreicher Tipps und Tricks, ohne



Abbildung 165: Feindarstellung der einzelnen Schritte der adaptiven Bewirtschaftung von Fischereigewässern. Grün zeigt die strukturierte Entscheidungsfindung (in transdisziplinärer Kooperation von Praxis und Wissenschaft), während Weiß die Erfolgskontrolle (Hat meine Maßnahme geklappt?) und die Lern- und Anpassungsmöglichkeiten (Was kann ich künftig besser/anders machen?) andeutet (aus Arlinghaus et al. 2017a).

die das Projekt rückblickend gar nicht möglich gewesen wäre. Dies begann bei regionalen Kontakten zu Politik und Verwaltung über technische Tipps zum Ausbringen der Totholzbündel bis hin zu Erfahrungen im Tiefbau und der Ingenieurskunst, die das Biologenteam schlichtweg benötigte, um die vielfältigen Aufgaben bewältigen zu können. Diesbezüglich schlummert ein großes Potenzial in allen Angelvereinen, welches es zu heben gilt, um auch die Gewässerbewirtschaftung bestmöglich zu gestalten.

Entscheidende Aspekte des Prinzips des adaptiven Managements (Abbildungen 164, 165) sind eine **Zustandsanalyse** der gegenwärtigen Gewässer- und Angelbedingungen sowie darauf aufbauend eine **Zielformulierung** mit möglichst quantifizierbaren (also tatsächlich messbaren) Indikatoren für die Zielerreichung (z. B. Steigerung des Einheitsfangs von einem halben auf einen Fisch pro Tag im Durchschnitt über alle Anglerinnen und Angler in den nächsten fünf Jahren oder Steigerung des Uferlebensraums um einen bestimmten Prozentanteil gegenüber heute). Zusammen mit den Zielen müssen folglich auch **Bewertungskriterien**

(Fänge der Anglerinnen und Angler, Etablierung einer Art und Nachweis in Fängen, Sichttiefe des Wassers, Steigerung von Habitatverfügbarkeiten usw.) festgelegt werden. Beispielsweise könnte ein Ziel sein, durch die Hege die Angelqualität zu verbessern. Kapitel 8 informiert über die Maßzahlen, die beim Projekt BAGGERSEE eingesetzt worden sind.

Zustandsanalyse, Zielformulierung und Ableitung von Bewertungskriterien sind nicht immer auf „harte“ Daten angewiesen. Auch Erfahrungswissen, Gespräche mit Anglerinnen und Anglern, Behörden, anderen Expertinnen und Experten usw. können in die Zustandsanalyse einfließen. Wichtig ist, dass sowohl die Gewässer als auch die anglerischen Bedingungen sorgsam geprüft werden, um darauf aufbauend allgemeine Ziele (z. B. Nachhaltigkeit) und spezifische Ziele (quantifizierbar bzw. prinzipiell evaluierbar) zu benennen. Die Zielformulierung ist extrem wichtig und sollte unter Einbindung mindestens des erweiterten Vorstands, besser noch der übrigen Vereinsmitglieder und wenn möglich auch unter Beteiligung externer Personen (unter anderem auch von potenziellen Konfliktparteien), erfolgen. Denn die Ziele bestimmen letztlich darüber, welche Maßnahmen zu ihrer Erreichung überhaupt in Frage kommen und nach welchen Kriterien der Erfolg gemessen wird.

An diese ersten drei Phasen – Zustandsanalyse, Zielformulierung und Bewertungskriterien (Abbildungen 164, 165) – schließt sich eine möglichst detaillierte Analyse möglicher Managementvorgehen, die der Zielerreichung dienen können (Besatz, Fangbestimmungen, Schonbestimmungen, Veränderung des Lebensraums etc.), sowie ihrer Vor- und Nachteile an. In diesem Schritt müssen **Prognosen über Maßnahmenenerfolge, Abwägungen des Für und Wider (ökologisch, sozial, wirtschaftlich, inkl. Risiken) sowie eine Entscheidung für ein Vorgehen** getroffen werden (Abbildung 164). Das Projekt BAGGERSEE hat dazu mit allen Maßnahmenvereinen Workshops durchgeführt und teilweise auch Modelle eingesetzt (zum Beispiel zur Evaluierung der Erfolgsaussicht von Fischbesatz, Arlinghaus et al. 2015). Man sollte sich vor dem Hintergrund der zuvor definierten Bewertungskriterien des Maßnahmenenerfolgs möglichst detailliert „vor dem geistigen Auge“ oder mittels Modellen die möglichen Vor- und Nachteile sowie die Erfolgsprognosen und Risiken für die verschiedenen zur Verfügung stehenden Managementmaßnahmen und die Sicherheit des verfügbaren Wissens zu bestimmten Maßnahmen (Wie sicher ist es, dass Besatz bzw. eine Entnahmebestimmung etwas bringen

wird?) durchspielen und dokumentieren. Hier können frühere Erfahrungen und natürlich auch Computermodelle (Arlinghaus et al. 2017a) zur Unterstützung von erwarteten Ergebnissen (z. B. Führt Besatz zur Steigerung der Angelfänge oder wirken Schonbestimmungen besser?) ins Spiel kommen. Auch diese Abwägung muss nicht unbedingt quantitativen Maßzahlen oder gar Modellen (z. B. Hegeplansoftware von Besatzfisch, Arlinghaus et al. 2017a) folgen, sondern kann durchaus das qualitative Erfahrungswissen des Angelvereins oder der beteiligten Behörden oder Fachexpertinnen und -experten einschließen.

In jedem Fall sollte das Nachdenken über die möglichen Szenarien sowie ihre Vor- und Nachteile auf einer breiten Basis ruhen: Es gilt verschiedene Meinungen und Personen einzubeziehen, die alle ihre Erfahrungen in den Diskurs einbringen können. Beispielsweise könnten zur Erreichung des Ziels, die Fänge der Anglerinnen und Angler zu steigern, Besatz oder die Erhöhung der Schonmaßnahmen als Optionen zur Auswahl stehen. Besatz kostet Geld und birgt ökologische Risiken; Schonmaßnahmen, wie eine Erhöhung der Mindestmaße, sind meist nicht sehr beliebt bei Anglerinnen und Anglern, können aber bestimmte Größenklassen von Fischen sehr effektiv schonen. Es ist vielleicht gar nicht so einfach zu beantworten, mit welcher Maßnahme, die Fänge am ehesten und ökologisch risikoarm (oder sogar -frei) zu erhöhen sind. Manchmal ist es dann die beste Option, einfach einmal auszuprobieren, wie die unterschiedlichen Maßnahmen wirken, sofern man mehrere Gewässer im Verein bewirtschaftet. Zunehmend mehr Angelvereine gehen diesen Weg des Ausprobierens. Auch hier hat sich gezeigt, dass sowohl Gespräche mit Fachleuten wie sie beispielsweise über die Anglerverbände zur Verfügung stehen als auch mit anderen erfahrenen Gewässerwartinnen und -warten wichtige Tipps hervorbringen, die dann konkret am eigenen Gewässer getestet werden können. Egal, ob es sich um neue Besatzstrategien, Schonmaße, Schonzeiten, Lebensraumaufwertung oder Fangmethoden handelt. Der Versuch macht klug und diese Option sollte immer wieder gewinnbringend genutzt werden.

In der Abwägungsphase der Risiken, Nutzen und Schäden ist dann final zu entscheiden, welche Hegemaßnahmen zur Zielerreichung eingesetzt werden sollen. Diese werden dann umgesetzt (**Durchführung**) und ihre Erfolge mittels Monitoring (**Erfolgskontrolle**) gegenüber den Ausgangszielen (**Abgleich mit Zielen**) evaluiert (z. B. Monitoring, Abbildung 165). Die Er-

folgskontrolle dient der Überprüfung des Maßnahmenenerfolgs (Haben sich meine Fänge tatsächlich erhöht? Ist die neue Fischart wirklich etabliert?). Insbesondere die Maßnahmen, über deren Erfolgsaussicht im Verein die größte Unsicherheit herrscht, die aber große Erfolge versprechen, sollten tatsächlich experimentell ausprobiert werden, wie es BAGGERSEE bei der Evaluierung der Wirksamkeit von Strukturverbesserungen im Uferbereich von Baggerseen vorgemacht hat. Das Ergebnis führt erkenntnis- bzw. lernbasiert zur **Anpassung** künftiger Ziele, Maßnahmen und Evaluationsmethoden (daher der Begriff der lernfähigen Hege und Pflege). Die Erfolgskontrolle und die Anpassungen von Zielen müssen selbstverständlich wieder mit allen Beteiligten diskutiert werden, damit alle zusammen einen Lernfortschritt erfahren.

In diesem Zusammenhang ist auf eine wichtige wissenschaftliche Feinheit hinzuweisen. Um nach dem Prinzip adaptives, transdisziplinäres Management zu lernen, müssen zum einen die Hegemaßnahmen clever auf verschiedene Gewässer verteilt werden und zum anderen müssen stets Vorher-Nachher-Daten oder -Erfahrungen gesammelt werden. Der beste Weg ist, dass in einigen Gewässern Maßnahmen, deren Erfolg der Verein überprüfen will, umgesetzt werden, während gleichzeitig in ökologisch und sozial vergleichbaren Gewässern die entsprechenden Maßnahmen *nicht* zur Anwendung kommen. Genauso ist es bei BAGGERSEE umgesetzt worden (BACI-Design, Kapitel 4). Auf diese Weise erhält man Maßnahmen- sowie Kontroll- bzw. Vergleichsgewässer. Die Erfolgskontrolle basiert dann auf Daten und Fakten, die vor und nach der Umsetzung in Maßnahmengewässern und Kontrollgewässern erhoben werden. Der Einbezug von Kontrollgewässern dient der Überprüfung saisonal und jahresbezogen unterschiedlicher Fischbestandsentwicklungen oder Angeldrucke. Stehen Kontrollgewässer nicht zur Verfügung, ist alternativ ein Vorher-Nachher-Ansatz nur in dem (bzw. den) Maßnahmengewässer(n) nötig. Das Problem dieses Ansatzes besteht darin, dass sich die Wetterbedingungen zwischen den Jahren deutlich unterscheiden können, sodass Änderungen von Fängen usw. in Folgejahren nach einer Maßnahmenumsetzung sowohl auf die Maßnahme selbst als auch auf saisonale Effekte zurückgehen können. Beispielsweise gibt es bei den heimischen Fischarten wie z. B. Brassen, Rotaugen oder Zandern natürlicherweise stark schwankende Laicherfolge. Wenn nun eine Maßnahme wie z. B. Totholzeintrag umgesetzt wird und im Folgejahr steigt die Reproduktionsleistung der Fische gegenüber dem Vorjahr, dann kann es sich um

einen tatsächlichen Maßnahmenerfolg handeln, oder aber um natürliche Schwankungen, die auch ohne das Totholz stattgefunden hätten. Gibt es ein vergleichbares Kontrollgewässer im Verein, in dem keine Maßnahme umgesetzt wurde, können solche Schwankungen erkannt und interpretiert werden, was die Evaluation der Maßnahme stark vereinfacht und vor allem vor falschen Schlussfolgerungen schützt.

Es ist logisch, dass die Maßnahmenbewertung teilweise erst mehrere Jahre verzögert, möglich sein wird, weil Jungfische in den Fang hineinwachsen müssen und nach einer Veränderung der Fangbestimmungen oder des Besatzes erst der Gesamtbestand auf die neue Situation reagieren und einen neuen Gleichgewichtszustand erreichen muss. Im letztgenannten Fall sind Zeiträume von fünf bis 15 Jahren nicht ungewöhnlich. Mindestens sollte man bei biologischen Zielen eine Generation abwarten, weil nur dann der Fischbestand einen neuen (befischten) Gleichgewichtszustand erreicht haben wird. Ähnlich wie bei der Waldbewirtschaftung ist auch bei der von Gewässern ein langfristiges Denken und Handeln von großem Vorteil. Viele Vereine haben dies bereits erkannt und führen zum Beispiel testweisen Fischbesatz nicht nur einmalig durch, sondern beschließen eine ganze Reihe von Ansiedlungsversuchen über einen Zeitraum von mehreren Jahren. Dadurch können Zufallseffekte, etwa durch einmalig nicht optimale Fischbesatzlieferungen, ausgeschlossen werden. Auch Habitatmaßnahmen werden von den Vereinen oft langfristig gedacht und geplant. Viele Gewässerwartinnen und -warte wissen aus Erfahrung, dass neu eingebrachte Kiesbetten in Bächen und Flüssen nach einigen Jahren freigespült oder erneuert werden müssen, weil die Sandfrachten in unseren Flüssen entlang von Agrarflächen die Laichbetten schnell wieder zusetzen. Auch werden Laichhilfen wie Tannenbäume oft über Jahre oder sogar Jahrzehnte in die gleichen Gewässer eingebracht. Aus gutem Grund, denn das weiche Holz der kleinen Weihnachtsbäume zersetzt sich binnen weniger Jahre und muss damit regelmäßig erneuert werden. Ein besonders gutes Beispiel für langfristiges Handeln sind aber Veränderungen von Schonbestimmungen. Eine Anhebung des Mindestmaßes oder die Einführung von Tageshöchstmengen wird fast immer langjährig umgesetzt und beobachtet. Da schnelle Effekte nicht zu erwarten sind und es auch dauert, bis sie tatsächlich in den Fangstatistiken sichtbar werden, ist dieses Vorgehen grundsätzlich zu begrüßen. Wichtig ist es aber, alle Maßnahmen dennoch objektiv zu bewerten und gegebenenfalls auch bereit zu sein, einen Misserfolg anzuerkennen und auf andere Weise gegenzu-

steuern. Weiterhin sollten die Entscheidungen und ihre Langfristigkeit in realistischer Weise im Verein und mit den Anglerinnen und Anglern kommuniziert werden. Nur wer seine Maßnahmen und deren zeitlichen Horizont gut erklärt, kann auf breites Verständnis seiner Mitglieder hoffen.

Ganz allgemein dient das adaptive Management dazu, die für ein Gewässer und einen Verein optimalen Fischeschonbestimmungen und sonstigen Vorgehen zu identifizieren. Das bedeutet, dass sich die optimalen Bestimmungen von Gewässer zu Gewässer und von Verein zu Verein unterscheiden werden – zu unterschiedlich sind die Gewässerausstattungen und die Häufigkeiten und Ansprüche unterschiedlicher Angeltypen und Vereine (ein Fliegenfischerverein wird anders denken und handeln als ein Hechtanglerclub). Man wird mit einer Einheitsfangregelung und einem Einheitsbesatz unmöglich die Ansprüche aller harmonisieren können, und manche Maßnahmen, die vielleicht sozial sehr starke Resonanz erfahren würden, sind ökologisch und naturschutzfachlich gesehen undenkbar. Der kluge Hegetreibende agiert daher nach dem Prinzip „Versuch macht klug“ und „Vielfalt statt Einfalt“, indem die Hegevorgehen im Einklang mit den Gesetzen strategisch über die Gewässer variiert werden, um möglichst alle Ansprüche in einem angemessenen Rahmen zufriedenstellen zu können. Und das kann z. B. bedeuten, dass ausgewählte kleine Standgewässer intensiv im Frühjahr mit Regenbogenforellen besetzt werden, um konsumtive Ansprüche zu befriedigen, während andere Gewässer des gleichen Vereins naturnah entwickelt werden, wo sich die Fliegenfischerspezialistinnen und -spezialisten oder die Naturgenießerinnen und -genießer besonders wohl fühlen. Das adaptive Management denkt daher das Prinzip des „Vielfältigkeitsmanagements“ mit und ist immer darauf ausgerichtet, Vergangenes auch in Frage zu stellen und etwas Neues zu unternehmen. Genauso war BAGGERSEE auf die Überprüfung der tradierten Managementmaßnahme Fischbesatz ausgelegt, um über das Erproben des Lebensraummanagements zu lernen, ob dies eine geeignete Alternative zu Besatz in Baggerseen darstellt. Während unterschiedliche Besatzstrategien in den verschiedenen Vereinsgewässern auch heute schon zum Standard gehören, ist dies bei Fangbeschränkungen und Schonzeiten oft nicht der Fall.

Zweifellos ist es eine Herausforderung, unterschiedliche Mindestmaße, Schonzeiten oder Fangtechniken an verschiedenen Vereinsgewässern zu kommunizieren und zu kontrollieren. Es kann sich aber sehr lohnen, die-

sen Aufwand zu betreiben. Beispielsweise kann in einem Baggersee, in dem als Raubfische fast nur Hechte und Barsche vorkommen, problemlos nach der gesetzlichen Schonzeit mit Kunstködern auf Hecht gefischt werden, während im Zandergewässer wie dem Mittellandkanal ganz andere Bedingungen herrschen und hier die gegenüber dem Hecht spätere Schonzeit berücksichtigt werden sollte. In diesem Fall könnte also am Jahresbeginn noch einige Zeit auf Zander gefischt werden, die Schonzeit beginnt und endet später als beim Hecht, während im Baggersee nebenan bereits auf Hecht geblinkert werden darf. Flexibilität in den gewässerspezifischen Regularien kann sowohl die Zufriedenheit von Anglerinnen und Anglern als auch den Laicherfolg der Fische fördern, während einheitliche Regularien oft zu schlechteren Ergebnissen führen.

Letzteres ist ähnlich wie bei einem Investmentbanker. Auch der wird kaum sein ganzes Geld in einen einzigen Aktienfond investieren. Zu risikoreich wäre es, alles zu verlieren. Ein ähnliches Prinzip gilt für das Fischereimanagement. Vielfältige, variable Hegeverfahren und der Erhalt der biologischen und sonstigen Vielfalt (z. B. Altersklassenvielfalt) produzieren mit hoher Wahrscheinlichkeit höhere und vor allem stabilere Dividenden. Wie genau nun diese variablen Maßnahmen ausgestaltet sein müssen, kann nur über adaptives, partizipatives Management lokal über Versuch und Irrtum herausgefunden werden.

Schlussfolgerungen für die Praxis

- ▶ Komplexe Gewässerökosysteme und lokal variable soziale Situationen erlauben keine kochrezeptartigen Empfehlungen zum Fischereimanagement. Zu unterschiedlich sind Gewässer, Vereine und Anglerinnen und Angler, als dass es sinnvoll wäre, optimale Hegemaßnahmen auf dem Papier festzuschreiben.
- ▶ Als geeignetes Prinzip dient im Fischereimanagement der Grundsatz des adaptiven Managements. Das Vorgehen basiert auf dem Ansatz „Versuch macht klug“. Dieser ermuntert dazu, prinzipiell als zielführend identifizierte Hegemaßnahmen auch tatsächlich in der Praxis in den Vereinsgewässern auszuprobieren, Erfolge zu evaluieren und aus den Ergebnissen in einem zyklischen Prozess für die Zukunft zu lernen.
- ▶ Transdisziplinär wird der Ansatz dadurch, dass Ziele, Vorgehen, Abwägungen und Entscheidungen immer durch Integration von Praxis und Wissenschaft erfolgt. Eine enge Kooperation zwischen

unterschiedlichen Akteurinnen und Akteuren sichert einerseits das Einbringen verschiedener Kenntnisse und Perspektiven sowie das gemeinsame Lernen. Hier ist beim Lebensraummanagement die Kooperation zwischen Angelverein, anderen Umweltorganisationen, Behörden sowie Forschenden (z. B. Verbandsbiologinnen und Verbandsbiologen) nötig und sinnvoll.

- ▶ Fischereiliche Bewirtschaftungsmaßnahmen sind nie als statisch anzusehen, stattdessen sollten sie ständig an die variablen sozialen und ökologischen Grundbedingungen angepasst werden.

10.2 Elemente der Wissenschaftskommunikation mit verschiedenen Akteursgruppen

Wer mit seiner Kommunikation „alle“ erreichen will, ist entweder sehr verziert, unrealistisch oder planlos. Eine erfolgreiche Öffentlichkeitsarbeit definiert darum klar, welche Zielgruppen warum und mit welchen Mitteln erreicht werden sollen. Der Kosmos, in welchem sich das Projekt BAGGERSEE bewegt, ist zunächst sehr überschaubar: Direkte Akteurinnen und Akteure, die Baggerseen bewirtschaften, kommen aus dem Fischereimanagement, sind Angelvereine oder Naturschützende. Dieser enge Personenkreis und die entsprechenden PR-Maßnahmen werden in grün dargestellt. Einen weiteren direkten Bezug zur Ressource haben weitere Gewässernutzende und die lokale Bevölkerung. Diese Gruppe und die entsprechenden Maßnahmen zur Zielgruppenerreichung sind in Abbildung 166 rot dargestellt. Da diese Personen keinen direkten Einfluss auf das Gewässermanagement haben, ist dieser Kreis weniger eng gefasst. Die am weitesten vom Thema entfernte Akteursgruppe wurde in der Abbildung 166 blau gefärbt. Hier handelt es sich um die nationale Bevölkerung, internationale Öffentlichkeit sowie Politik und Wissenschaft. Diese Menschen haben keinen direkten Bezug zum Untersuchungsraum, können jedoch in öffentlichen Diskussionen und (politischen) Entscheidungen das Management von Baggerseen direkt oder indirekt beeinflussen.

BAGGERSEE hat versucht, den Dreiklang all dieser Zielgruppen zu bedienen. Dabei hat das Team einen besonderen Fokus auf die Baggersee-Bewirtschaftenden, d. h. die grüne Akteursgruppe, gelenkt. Denn diese haben den stärksten direkten Einfluss auf die Gestaltung von Baggerseen. Da ihr Agieren durch öffentliche Wertschätzung erleichtert wird, hat das Projekt aber auch die nationale und internationale Öffentlich-



Abbildung 166: Diese Abbildung aus dem Projektantrag zeigt die Zielgruppen der Projekt-Kommunikation.

keit (rot und blau gefärbt) mit eigenen Maßnahmen der Öffentlichkeitsarbeit angesprochen. Zudem ist es eine Mission des Projekts sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene die Wichtigkeit inter- und transdisziplinärer Forschung aufzuzeigen. Teilweise greifen die einzelnen PR-Maßnahmen (Public Relations) ineinander oder bedienen mehrere Zielgruppen.

10.2.1 Kommunikation mit Anglerinnen und Anglern

BAGGERSEE ist ein partizipatives Forschungs- und Umsetzungsprojekt. Das heißt, Angelvereine als direkte Bewirtschafter von Baggerseen wurden in die Planung, Durchführung und den Erkenntnisgewinn einbezogen. Dieses Vorgehen hatte sich schon in Vorgängerprojekten bewährt. Studien aus dem Projekt BESATZFISCH zeigen beispielsweise, dass gemeinsame Forschung zu deutlich mehr biologischen Wissenszuwachs führt als reiner „Frontalunterricht“ über wissenschaftliche Erkenntnisse (Fujitani et al. 2016, 2017). Auch wenn aus der Umweltbewusstseinsforschung hinlänglich bekannt ist, dass Wissen nicht unbedingt zu Handeln führt und auch dies durch die eigene Forschung erneut bestätigt wurde (Fujitani et al. 2020), zeigen Studien aus den eigenen Reihen, dass beim Thema freiwilliges Habitatmanagement auch die Angelvereinskultur eine zentrale

Rolle spielt (Fujitani et al. 2020). Es besteht also die Hoffnung, dass durch das „Einüben“ habitatverbessernder Maßnahmen mit Angelvereinen der Boden für eine den Lebensraum betrachtende Hegekultur bereitet wird. Ein Zitat eines teilnehmenden Angelvereinsvorsitzenden illustriert zudem den positiven Einfluss des Projekts BAGGERSEE in einzelnen Fällen: „Wir lernen gerade durch dieses Projekt wie wichtig Strukturen an und in unseren Gewässern sind. Und wie wichtig es ist, nicht nur Arten zu betrachten, sondern den Lebensraum“ (Heinz Pyka, Fischereiverein Hannover im Jahr 2022).

10.2.1.1 Workshops, Arbeitseinsätze und Konferenz

Für den Kernversuch wurden acht Angelvereine akquiriert, die zwölf Gewässer zur Verfügung stellten. Diese nahmen an drei moderierten Workshops teil (Abbildung 167), halfen bei der Umsetzung der Maßnahmen, unterstützten bei den Beprobungen und sind auch zur Abschlusskonferenz erschienen. Im Projektverlauf kamen weitere Versuchsseen aus elf Angelvereinen als sogenannte Gradienten-Gewässer dazu (Kapitel 4). Auch diesen Vereinen wurden Zwischenergebnisse in Form eines Workshops präsentiert. Die Zahl der teilnehmenden Vereine stieg mit sich entwickelnden Forschungsfragen weiter und betrug zu Projektende 31. Überdies beteiligten sich Anglerinnen und Angler an den Feldarbeiten (Abbildung 168). Die meisten dieser Angelvereine nahmen auch mit Delegierten an der Abschlusskonferenz teil (Abbildung 169).

Die Workshops und Arbeitseinsätze umfassten folgende Veranstaltungen:

Workshop 1:

Projektvorstellung und Planung der Maßnahmen: Besatz, Totholz und Flachwasser.

- ▶ *im Jahr 2017*
- ▶ *insgesamt 8 Workshops*

Vorortbegehung:

Planung der Umsetzungen direkt vor Ort, gemeinsam mit Angelvereinsfunktionären und Vertretenden entsprechender Behörden (meist Wasserbehörde und Naturschutzbehörde).

- ▶ *im Jahr 2017/2018*



Abbildung 167: Insgesamt 36 Workshops führte das Projekt BAGGERSEE mit Angelvereinen durch.

© BAGGERSEE

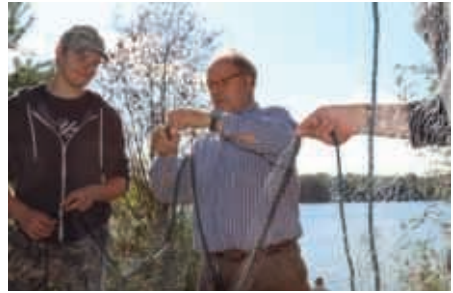


Abbildung 168: An den Versuchsseen helfen Anglerinnen und Angler bei der Erfolgsmessung mit.

© BAGGERSEE



Abbildung 169: BAGGERSEE-Konferenz am 24.04.2022 in der Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz mit 170 Teilnehmenden.

© BAGGERSEE



Umsetzung:

Gemeinsame Durchführung der Maßnahmen: Besatz, Totholz und Flachwasser.

- ▶ *im Jahr 2017/2018*

Erfolgsmessung:

Hilfe bei den Probebefischungen.

- ▶ *durchgehend bei allen Beprobungen (Übersicht Beprobungen siehe Kapitel 4), in Coronazeiten leider nur eingeschränkt.*

Workshop 2:

Präsentation der Zwischenergebnisse.

- ▶ *im Jahr 2019: 8 Workshops*
- ▶ *im Jahr 2021: 10 Workshops*
- ▶ *insgesamt 18 Workshops*

Konferenz:

Präsentation der Endergebnisse
(allgemein betrachtet).

- ▶ *im Jahr 2022*

Workshop 3:

Präsentation der finalen Ergebnisse
(auf Vereinsebene betrachtet).

- ▶ *im Jahr 2022*
- ▶ *insgesamt 10 Workshops*

Neben dieser direkten Kommunikation erhielten die teilnehmenden Maßnahmenvereine (= Angelvereine, deren Gewässer nicht nur als unbehandelte Kontrollgewässer dienten) Flyer und Informationsschilder für den Uferbereich von Versuchsseen (Abbildung 170). Mit deren Hilfe konnten die Angelvereine ihre Mitglieder und die Öffentlichkeit über die Maßnahmen am Gewässer informieren.

Für eine große Breitenwirkung des Projekts sollten aber auch nicht involvierte Angelvereine dazu animiert werden, Lebensraumverbesserungen an ihren Gewässern durchzuführen. Dafür erstellte BAGGERSEE eine Projekthomepage, einen regelmäßigen Newsletter, einen Instagram-Kanal, eine Facebook-Seite und einen Youtube-Kanal. Da Erfahrungen aus früheren Projekten gezeigt hatten, dass Online-Medien nach Vorhabenende nicht mehr gepflegt oder mangels Finanzierung abgestellt werden müssen, nutzte dieses Projekt dauerhafte Kanäle der Arbeitsgruppe des Projektkoordinators (www.ifishman.de).

Eine Übersicht über weitere Produkte, die Angelvereine an die Hand bekamen – und die über die oben genannten Online-Medien bekannt gemacht wurden – sind:

- ▶ Filmische Kurzdokumentationen: 14 Einminüter, 8 Dreiminüter, 1 Zehnminüter, 1 Lehrfilm



Abbildung 170: Tafeln informieren Vereinsmitglieder und Öffentlichkeit über die Maßnahmen am Gewässer.

© BAGGERSEE

- ▶ Ein Leitfaden zum Einbringen von Totholz mit dem Titel „Totes Holz für mehr Leben im Baggersee. Fischbestände & Artenvielfalt erhöhen. Ein Kurzleitfaden für Gewässerbewirtschafter.“ (Cyrus et al. 2020)
- ▶ Diverse Artikel in Angelzeitschriften oder anderen populären Organen (z. B. Wiegner et al. 2019, Matern et al. 2022b)
- ▶ Eine Broschüre, die für Funktionstragende in Angelvereinen (Gewässerwart:innen oder Vorstände) sowie Genehmigungsbehörden konzipiert wurde mit dem Titel „Naturnahe Gestaltung von Uferzonen an Baggerseen. Chancen – Schwierigkeiten – Potentiale. Erfahrungen und erste Ergebnisse aus dem Forschungs- und Umsetzungsprojekt BAGGERSEE.“ (Cyrus et al. 2022a)
- ▶ Eine Comicbroschüre, die als niedrigschwelliger Zugang für Angelvereinismitglieder konzipiert wurde mit dem Titel „BAGGERSEE. Angeln, forschen, Arten schützen. Impulse für ein naturnahes Management von Baggerseen durch Angelvereine.“ (Cyrus et al. 2022b)

10.2.2 Kommunikation mit Verbänden und Behörden

Die Nachnutzung von Baggerseen wird bereits vor deren Entstehung festgelegt. Umweltverbände und Behörden spielen dabei eine zentrale Rolle. Teils sorgen sie aus naturschutzfachlichen Bedenken für ein Ver-

bot der fischereilichen Nutzung und somit auch der anglerischen Hege. Zudem haben Behörden eine Schlüsselrolle bei der Genehmigung von Habitataufwertungen. Aus diesem Grund standen auch diese Institutionen im Zentrum der Kommunikationsbemühungen. So wurden lokale Naturschutzgruppen zu den Planungsworkshops in den Maßnahmenvereinen eingeladen. Bei den erforderlichen Vorortbegehungen und Genehmigungsverfahren gab es zweckbedingte Berührungspunkte mit den zuständigen Behörden. Ziel war es, Behördenvertretende darüber hinaus zu informieren. Um Unsicherheiten im eigenen Ermessensspielraum entgegenzuwirken und Vorbehalte gegenüber fischereilich motiviertem Naturschutzansinnen abzubauen, entwickelte das Projekt BAGGERSEE eine umfassende Broschüre für Behörden (Cyrus et al. 2022a). Diese erklärt genau die Grundgedanken der Lebensraumaufwertung durch Totholz und Flachwasser, die Möglichkeiten einer unkomplizierten Genehmigung dieser beiden Maßnahmen und einige Forschungsergebnisse zum Thema Angeln und Naturschutz. Die Broschüre wurde aktiv an niedersächsische Behördenadressen versendet. Sie soll künftig aber auch Angelvereinen an die Hand gegeben werden können, wenn diese in Eigeninitiative Habitatverbesserungen durchführen wollen. Interessierte Vereine finden darin umfangreiche Checklisten für eigenen Maßnahmen und können die Broschüre an ihre zuständigen Behörden weiterleiten, um die Kommunikation zu erleichtern.

Darüber hinaus wurden deutschsprachige Artikel in Fachzeitschriften platziert (z. B. Wiegner et al. 2019, Cyrus et al. 2020), um so sprachbedingte Barrieren der Ergebnisvermittlung zu überwinden.

Auch wurde im Dezember 2022 ein separates Webinar für Genehmigungsbehörden durchgeführt. Ziel war es Vorbehalte gegenüber einzelnen Maßnahmen abzubauen und den behördlichen Handlungsrahmen besprechen zu können. Über 80 Vertreterinnen und Vertreter aus Naturschutz- und Fischereibehörden nahmen online teil.

10.2.3 Kommunikation mit der regionalen Bevölkerung

Die regionale Bevölkerung hält sich sehr gerne an Baggerseen auf. Eine repräsentative Umfrage aus dem Jahr 2018 (siehe Kapitel 6) ergab: 57 Prozent der erwachsenen Niedersachsen nutzten diese Gewässer im Jahr 2017 mehrfach. Das sind in etwa 3,8 Mio. Menschen. Durch Mehrfachnutzungen kamen niedersächsische Baggerseen im selben Jahr insgesamt



Abbildung 171: BAGGER-SEE führte in den Jahren 2018 – 2022 insgesamt vier Gewässeraktionstage durch.

© BAGGERSEE

auf gut 30 Mio. Nutzungstage. Auf dieses Interesse an Baggerseen als Orte des Freizeiterlebens versuchte das Projekt aufzubauen.

Die bereits genannten Informationsschilder zielen auch auf diese Zielgruppe ab. Zusätzlich wurden dialogorientierte Formate geschaffen: Im gesamten Projektverlauf gab es vier Gewässeraktionstage (Abbildung 171), die das Projekt durch Aktionen direkt am See oder in der BAGGERSEE-Ausstellung vorstellten. Diese Tage hatten unterschiedliche Zielgruppen. Ein Aktionstag richtete sich an die breite Öffentlichkeit im Großraum Hannover und wurde verknüpft mit Feierlichkeiten anlässlich der Auszeichnung zum UN-Dekade-Projekt Biologische Vielfalt. Ein weiterer Aktionstag fand mit der Kooperativen Gesamtschule Sehnde statt. Hier erstellten die Schülerinnen und Schüler Tiefenkarten. Gemeinsam mit der Naturschutzjugend wurden zudem Jugendgruppenführungen am Versuchsgewässer Meitzer See angeboten.

Als weiteres Format wurde eine Ausstellung entwickelt und an verschiedenen Orten freizeitlicher Umweltbildung (z. B. Otterzentrum oder Natureum Niederelbe) ausgestellt. Zunächst bestand die Ausstellung aus Stelltafeln, einer Monitorwand und einem Modellbauexponat (Abbildung 172). Später wurde diese dann um kinderfreundliche, interaktive Spiele erweitert (Abbildung 173) und ein umweltpädagogisches Beiprogramm entwickelt. So fanden die letzten beiden Gewässeraktionstage nicht am See, sondern im Rahmen von Kinderführungen in der Ausstellung statt.



Abbildung 172: Die Wanderausstellung machte in den Jahren 2018 – 2022 an zwölf verschiedenen Orten in Niedersachsen, Bremen und Berlin Station und erreichte dort vor allem Familien, aber auch Fachpublikum.

© FLORIAN MÖLLERS



Abbildung 173: Eines der fünf interaktiven Ausstellungsexponate: Kinder legen am Sandbuddeltisch einen Baggersee mit Flachwasserzone an.

© EVA-MARIA CYRUS



Abbildung 174: Kindervortrag bei Gewässeraktionstagen für die jüngste Zielgruppe.

© EVA-MARIA CYRUS



Abbildung 175: Beim Angelspiel lernen Kinder die heimische Fischartenvielfalt kennen.

© EVA-MARIA CYRUS

Aufgrund der guten Erfahrungen bei den Gewässeraktionstagen mit Kindern und Schulen (Abbildungen 173, 174, 175), wurden diese nachträglich als Zielgruppe hinzugenommen und Unterrichtsmaterialien für die Grundschule entwickelt. Alle diese Aktionen sowie die Beprobungen und Maßnahmenumsetzungen mithilfe von Angelvereinen wurden durch eine regionale Pressearbeit begleitet. Aber auch überregionale Medien wurden angesprochen. So entstanden in der gesamten Projektlaufzeit 40 Pressemitteilungen, die in mehr als 260 Beiträgen von Presse, Radio und Fernsehen aufgegriffen wurden. Die Berichterstattung reichte dabei von kostenfreien Regionalblättern (wie dem Marktspiegel) bis hin zu nationalen Formaten (wie die Zeitschrift Geo) oder die Fernsehsendung TerraXpress (ZDF).

10.2.4 Kommunikation mit der überregionalen Bevölkerung

Das Projekt ist der Überzeugung, dass inter- und transdisziplinäre Forschungsvorhaben von elementarer Bedeutung für eine nachhaltige Entwicklung sind. Denn multidimensionale Lösungen können nur durch das Zusammenwirken verschiedener Akteurinnen und Akteure sowie Disziplinen entwickelt werden. Um diese Botschaft zu vermitteln, war auch die nationale und internationale Öffentlichkeit Teil der Zielgruppe. Weitere Gründe sind, dass die Ergebnisse des Projekts wahrscheinlich auch auf andere, ähnliche Regionen in Deutschland übertragbar sind. Zudem werden Angelvereine selten als Naturschützer wahrgenommen (Kapitel 6) und somit ihr Potenzial für eine nachhaltige Entwicklung von Baggerseen verkannt. Auch auf diesen Umstand wollte BAGGERSEE im größeren Stil aufmerksam machen.

Die internationale Fachöffentlichkeit wurde durch wissenschaftliche Publikationen erreicht. Englischsprachige Paper werden in Deutschland aber nicht immer verstanden. Aus diesem Grund brachte das Projekt insgesamt 19 deutschsprachige Publikationen heraus, die in Fachzeitschriften oder populärwissenschaftlichen Zeitschriften erschienen, oder es wurden eigene Broschüren erstellt (eine Liste mit allen deutschsprachigen Veröffentlichungen siehe Anhang).

10.2.5 Reflexion der Öffentlichkeitsarbeit

Es war einerseits gut, mit der Öffentlichkeitsarbeit auf alle drei Zielgruppen-Ebenen (direkte Baggersee-Bewirtschaftende, regionale Bevölkerung und überregionale Öffentlichkeit) abzielen. Allerdings ist es schwierig,

bei dieser breiten Zielsetzung alle Gruppen gleichermaßen anzusprechen. Beispielsweise wurde im Jahr 2021 der Fokus auf Workshops in Angelvereinen von Gradientengewässern (zehn Workshops) gelegt, sowie auf die Fertigstellung der interaktiven Ausstellungsexponate mit pädagogischem Begleitprogramm und die Erstellung der Behördenbroschüre. Insbesondere die zehn Workshops, die alle zielgruppenorientiert am Wochenende oder zu Abendterminen stattfanden, stellten einen enormen Kraftakt mit einem großen Überstundenaufkommen dar. Die anderen Projektvereine erhielten in dem Jahr weniger Aufmerksamkeit, denn Newsletter, soziale Medien und Homepagepflege litten unter dem Arbeitsaufkommen. Mit einer strengen Konzentration alleine auf die Zielgruppe Angelvereine wäre dies nicht passiert. Andererseits hätte man dann wertvolle Chancen verpasst, weitere Akteurinnen und Akteure im Wirkungskreis von Angelvereinen für das Thema Habitataufwertungen und Naturschutz durch anglerische Hege zu sensibilisieren. Die Prioritätensetzung bleibt also ein gewisser Balanceakt.

Ein spannendes Lernfeld war und ist zudem Wissenschaftskommunikation auf Instagram. Dort können Inhalte nur sehr verkürzt präsentiert werden. Es stellt sich die Frage, ob Wissenschaft bei diesem schnellleibigen Trend mithalten möchte. Zudem ist das Timing von Beiträgen auf diesem Kanal sehr vereinnahmend: Zeiten mit hoher Reichweite liegen nach Feierabend, ein automatisches Posten zu einer bestimmten Uhrzeit ist nicht möglich und der Algorithmus bevorzugt Kanäle mit mehreren Posts pro Tag. Es benötigt viel Zeit, um ästhetische Beiträge mit einer ausdrucksstarken Bildsprache zu erstellen. Eine professionelle Social-Media-Präsenz bei gleichbleibenden anderen PR-Zielen ist ohne Verstärkung im Team also schwer zu realisieren.

Ein komplettes Kontrastprogramm zu raschen Social-Media-Beiträgen sind die Workshops mit Angelvereinen. Hier werden im Verhältnis sehr wenige Personen sehr intensiv erreicht. Im Projekt BAGGERSEE wurden insgesamt 36 Workshops durchgeführt. Dieser Weg eignet sich sehr, um ein vertrauensvolles Miteinander zu erreichen. Der Einsatz einer externen Moderation hat dies noch verstärkt. Dieses Vertrauen ist auch wichtig, wenn eventuelle Erwartungen der Praxisteilnehmenden nicht erfüllt werden können. So besteht immer die Möglichkeit, dass am Ende des wissenschaftlichen Erkenntnisgewinns ernüchternde Ergebnisse stehen. Insgesamt sind die Workshops nur mit viel Engagement, Wochenendarbeit und

Arbeitsstunden am Abend zu bewerkstelligen. Hier gibt es kein richtiges Patentrezept, die transdisziplinäre Forschung zu erleichtern.

Insgesamt hat sich die Außendarstellung des Projekts BAGGERSEE bewährt. Durch den Fokus auf Biodiversität unter Einbezug der Zivilbevölkerung ist eine enorme Breitenwirkung entstanden, die es bei ähnlich gelagerten Projekten mit einem engeren Fokus (z. B. auf Fischbesatz) nicht gab.

Das Ziel Nachahmer zu animieren konnte durch den Maßnahmenmix der Öffentlichkeitsarbeit ebenso erreicht werden. Während der Projektlaufzeit gab es vier Angelvereine, die inspiriert vom Projekt, die Schaffung von Flachwasserzonen in einem oder mehreren Vereins-Baggerseen eigenständig in die Wege leiteten und dafür die Fachkenntnisse des Teams in Anspruch nahmen. Hinzu kommt eine Dunkelziffer von Vereinen, die ohne Beratung Lebensraumverbesserungen (Totholzeinbringungen und Flachwasserzoneneinrichtungen) in Eigenregie durchführten und -führen.

11 Synthese: Harmonisierung von Schutz und Nutzung durch Angeln am Baggersee

Robert Arlinghaus, Thomas Klefoth, Sven Matern, Johannes Radinger, Robert Nikolaus, Christian Wolter

In diesem Kapitel wird die Synthese der gemachten Erfahrungen versucht, wofür zuerst die Erkenntnisse zu biozönotischen Leitbildern abgeleitet werden, gefolgt von denen zum Potenzial und Einsatz von Lebensraummanagement in der angelfischereilichen Bewirtschaftung von Baggerseen. Anschließend werden die für eine flächendeckende Etablierung des Verfahrens erforderlichen Schritte aufgezeigt.

11.1 Biozönotische Leitbilder von Baggerseen

Die biologischen Analysen bestätigten, dass Baggerseen im Verhältnis zu ihrer Oberfläche überdurchschnittlich tiefe Gewässer sind, mit steilscharigen Ufern und nur geringen Litoralfächen, d. h. Flachwasserbereichen. Ihr dominierender Lebensraum ist daher der Freiwasserbereich. Ihr Tiefengradient, d. h. das Verhältnis von maximaler Seetiefe zur theoretischen Epilimniontiefe, ist i. d. R. größer als 1,5, weshalb sie überwiegend stabil geschichtet sind.

Fehlt ein Oberflächenabfluss, was bei den meisten Baggerseen der Fall ist, werden diese nur über den Grundwasserabstrom entwässert. Dieser ist bei der baggerseetypischen, geringen Wasseraustauschrate allerdings so schwach, dass er keine, für einen eutrophierungsrelevanten Nährstofftransport in das Epilimnion, ausreichende Wasserbewegung verursacht (Hoehn et al. 2009). Das Epilimnion bleibt von Grundwasserdurchströmungen weitgehend unbeeinflusst, weshalb in der Sommerstagnation eine epilimnische Nährstoffverarmung eintreten kann. Dadurch bleibt in diesen Baggerseen bei gleicher Nährstoffbelastung die Trophie niedriger

als in natürlichen Seen mit oberflächlichem Zu- und Ablauf. Deshalb kann auch das Verhältnis zwischen Nährstoffbelastung bzw. Nährstoffeintrag und realisierter Algenbiomasse von den Verhältnissen in natürlichen Seen stark abweichen (HoeHN et al. 2009).

Vom Gewässertyp entsprechen Baggerseen am häufigsten oligo- bis mesotrophen kalkhaltigen Naturseen bzw. die kleineren, aus dem Umland stärker nährstoffbelasteten auch eutrophen Seen; beide Typen mit steilscharigen, flächenlimitierten Uferbereichen. Baggerseen bieten vor allem einen relativ großen, überwiegend geschichteten Freiwasserkörper mit geringer bis mäßiger Nährstoffbelastung, bei vergleichsweise geringer Ausdehnung produktiver Litoralflächen. Dieses, im Vergleich zu gleich großen natürlichen Seen, relevante Defizit an Flachuferbereichen gegenüber dem Freiwasserkörper ist auch für die Vielzahl kleinerer, ungeschichteter und teilweise nährstoffreicherer Baggerseen charakteristisch. Die vorwiegenden Sohlsubstrate sind feinkörnig mineralisch bis organisch. Je nach Baggerseeentstehung kann das Sediment im Ufer instabil (sandige Habitate) sein, was die Ansiedlung von submersen Makrophyten insbesondere an wellenschlag-exponierten Ufern einschränkt. Für das biozönotische Leitbild von Baggerseen ergibt sich aus den hydromorphologischen Randbedingungen grundsätzlich, dass ufer- bzw. litoralabhängige aquatische Lebensgemeinschaften räumlich limitiert sind, zugunsten derer des Freiwassers und der Wasseroberfläche.

Fischfauna

Dem biozönotischen Leitbild für die Fischfauna ist voranzustellen, dass es sich hier eher um ein Bewirtschaftungsziel bzw. eine Bewirtschaftungsmöglichkeit handelt, ausgehend von den ökologischen Anforderungen einheimischer Fischarten und typischen Habitatbedingungen in Baggerseen. Als junge, künstlich entstandene und überwiegend isolierte Gewässer werden sie kaum bzw. nur sehr zufällig auf natürlichen Wegen von Fischen besiedelt (vgl. Kapitel 2). Ausgenommen sind permanent an regulierte Wasserstraßen angebundene Baggerseen, die als Ersatz für natürliche Auegewässer fungieren und deshalb zumindest bei mobilen Taxa wie den Fischen, oft wesentlich individuen- und artenreicher sind als die meisten Uferhabitate der Wasserstraßen selbst (Staas 1995, Neumann et al. 1996).

Die typspezifische Fischgemeinschaft von (isolierten) Baggerseen wird von Fischarten dominiert, die zumindest für Teile des Lebenszyklus das

Freiwasser bevorzugen (z. B. Barsche und Rotaugen) und darüber hinaus in Baggerseen auch geeignete Laichsubstrate und Fortpflanzungsbedingungen im Litoral finden (z. B. Rotaugen). Zumindest im Norddeutschen Tiefland beschränkt letzteres das Artenspektrum im Wesentlichen auf psammophile (auf Sand laichend mit benthischen Larven, z. B. Gründling), phyto-lithophile (Pflanzen bevorzugende, aber auch auf anderen Hartsubstraten laichend, z. B. Barsch, Rotaugen) und phytophile (obligat auf Pflanzen laichend, z. B. Hecht, Schleie) Fischarten.

Analog zu den Fischregionen der Fließgewässer wurden auch die natürlichen Standgewässer nach den typischen Hauptwirtschaftsfischarten klassifiziert (Anwand 1973). In dieser Klassifizierung entsprechen isolierte, oligo- bis mesotrophe Baggerseen dem Gewässertyp Maränensee und hier insbesondere dem Typ Maränensee IV nach Bauch (in Anwand 1973), der selten größer als 100 Hektar ist, bzw. dem Typ Maräne-Hecht nach Müller (in Anwand 1973). Dominante Fischarten des Freiwassers natürlicher, nährstoffarmer Seen Norddeutschlands und analog dazu dementsprechender Baggerseen, sind Kleine Maräne (*Coregonus albula*), Barsch und bei leicht höherer Trophie Ukelei sowie im Tiefwasserbereich Kaulbarsch. Bei den beiden erstgenannten Arten leben auch die Larven im Freiwasser, sodass deren Fortpflanzung nicht durch fehlende Litoralflächen limitiert wird.

Die Kleine Maräne wurde aktuell erstmals bundesweit als gefährdet eingestuft (Freyhof et al. 2022), sodass Baggerseen hier zusätzliche geeignete Refugien bieten könnten, um das Überleben der Art zu sichern. Besonders relevant könnte dieser Besatz aus Artenschutzgründen für die Fontane-Maräne (*Coregonus fontanei*) sein. Diese Fischart ist endemisch im Stechlinsee, Brandenburg, und steht dort möglicherweise kurz vor dem Aussterben, weil sich die Nährstoffbelastung des Stechlinsees in den letzten 15 Jahren dramatisch verschlechtert hat (Freyhof et al. 2022). Mit dem Verschwinden im Stechlinsee wäre die Fontane-Maräne auch weltweit ausgestorben. Oligotrophe Baggerseen sind als Ersatzhabitate geeignet, dieses globale Aussterben zu verhindern. Die Translokation und allochthone Ansiedlung von Fischarten aus Schutz- und Erhaltungsgründen geht allerdings über die typische fischereiliche Hege hinaus und bleibt speziellen, wissenschaftlich zu begleitenden Wiederansiedlungsprojekten vorbehalten. Neben den genannten Freiwasserarten würden auch die Binnenform des Stints (*Osmerus eperlanus*) sowie Große Marä-

nen (*Coregonus* spp.) insbesondere in den größeren Baggerseen geeignete Lebensbedingungen finden. Der Stint wurde aufgrund anhaltender Bestandsrückgänge auch in Binnengewässern aktuell als stark gefährdet eingestuft (Freyhof et al. 2022).

Ergänzt wird das typspezifische Fischarteninventar durch ufergebundene Fischarten, wie Rotfeder und Hecht sowie das etwas stärker freiwasserorientierte Rotaugen. Diese Arten bevorzugen strukturierte, makrophytenreiche Litoralbereiche, welche in Baggerseen nur beschränkt verfügbar sind, finden aber grundsätzlich gut geeignete Lebensbedingungen vor. Beim Vorherrschen sandiger Ufersubstrate sind Baggerseen auch gut für Gründlinge und Steinbeißer als Lebensraum geeignet.

Weitere typische eurytope und Stillwasserarten, wie Brasse, Güster, Zander und Schleie bevorzugen deutlich höhere Nährstoffgehalte und finden in den tiefen und eher nährstoffarmen Baggerseen pessimale Lebensbedingungen vor. Diese Arten können zwar ebenfalls präsent sein, zählen aber nicht zur typspezifischen Fischfauna, d. h. zum fischzönotischen Leitbild von Baggerseen, insbesondere nicht in kleinen (< 25 ha), mesotrophen Seen. Gleiches gilt für die zahlreichen, hier nicht genannten Flussfischarten oder Salmoniden, die in Baggerseen z. T. geeignete Lebens- und Nahrungs-, aber keine Fortpflanzungsbedingungen finden.

Zusammenfassend ist die charakteristische Artengemeinschaft von typischen Baggerseen in Norddeutschland eher artenarm, mit fünf potenziell, in Abhängigkeit von der Trophie dominierenden Freiwasserarten (Kleine Maräne, Barsch, Kaulbarsch, Ukelei und Stint), dem Hecht als Top-Räuber und weiteren drei bis fünf häufigeren Uferarten. Die übrigen Stillwasser bevorzugenden oder eurytopen Fischarten sind eher als Nebenfischarten präsent.

Nachgewiesene Fischartenfauna in den niedersächsischen Baggerseen

Die im Rahmen des Projekts untersuchten mesotrophen Baggerseen waren vergleichsweise klein (< 20 ha) und flach (mittlere Tiefe 0,5 – 13 m, maximale 1,1 – 24,6 m), was die hohen Anteile ufergebundener Arten in der Gesamtfischgemeinschaft erklärt (Abbildung 176). Aber selbst in diesen kleinen Seen erfährt die typische Grundmorphologie von Baggerseen – steilscharig mit großem Freiwasserkörper relativ zur Seegröße – ihren Ausdruck in der Dominanz des Barsches als typische Freiwasserart.

Andere der o. g. typischen Freiwasserarten fehlten im festgestellten Arteninventar der untersuchten Baggerseen (Kleine Maräne und Stint) oder waren selten (Ukelei). Die Ursache dafür liegt in der fehlenden angelfischartigen Bedeutung dieser Arten, die deshalb auch nicht gezielt durch Initialbesatz eingebracht werden. Bei den Maränenarten kommt hinzu, dass diese in der Anlage der „Fisch- und Krebsarten, für deren Aussetzen eine Genehmigung des Fischereikundlichen Dienstes nicht erforderlich ist“ der Fischereiverordnung Niedersachsens nicht gelistet sind und der Besatz deshalb genehmigungspflichtig ist.

Auffällig war die weite Verbreitung von Arten, wie Brasse und Schleie, die in Baggerseen nur pessimale Lebensbedingungen vorfinden. Allerdings kamen beide Fischarten nur in geringen Häufigkeiten vor. Auch wurde nicht in allen Gewässern eine erfolgreiche Reproduktion von Schleien und speziell Brassen nachgewiesen. Das bedeutet aber nicht, dass die Arten in den Seen nicht überleben oder sich fortpflanzen können.

Prinzipiell wird die für Baggerseen typische Fischgemeinschaft stark durch den Besatz mit anglerisch interessanten, aber für den Gewässertyp ungeeigneten Fischarten überprägt. Besonders zu erwähnen ist hier der Aal: Mit Inkrafttreten der EU-Aalverordnung (Verordnung (EG) Nr. 1100/2007) entspricht der Besatz dieser katadromen (zum Abbläichen ins Meer wandernden), europaweit gefährdeten Fischart in isolierte Gewässer nicht mehr der guten fischereilichen Bewirtschaftungspraxis, weil es dem Bestand potenzielle Laichtiere entzieht und damit zum weiteren Rückgang dieser Fischart beiträgt.

Der Karpfen ist eine weitere, regelmäßig in Baggerseen vorkommende und überwiegend besatzgestützte Art, die sich hier gelegentlich auch natürlich reproduziert. Nach aktuellem Wissensstand sind Karpfen-Bestandsbiomassen unter 50 kg/ha für die ökologische Qualität von Baggerseen unproblematisch (Arlinghaus et al. 2017b).

Das o. g. Inventar von etwa vier bis sieben typspezifischen Fischarten, zuzüglich besetzter, für Baggerseen weniger geeigneter Arten, wird insbesondere in bewirtschafteten Seen erreicht. Unbewirtschaftete, nur zufällig durch Fische besiedelte Baggerseen sind i. d. R. noch zu jung, als dass sich bereits eine typspezifische Fischartengemeinschaft ausgebildet hätte (vgl. Kapitel 5.2).

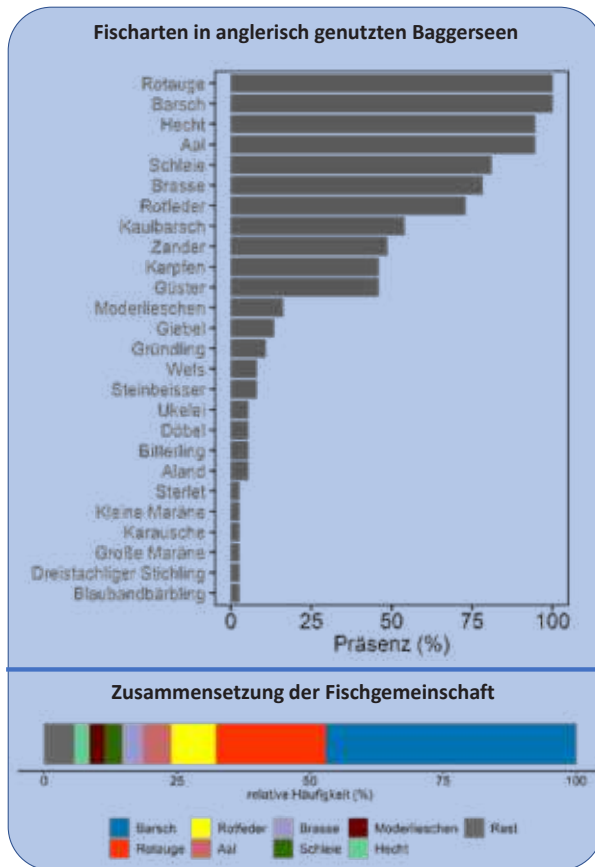


Abbildung 176: Typische Fischartengemeinschaft bewirtschafteter, niedersächsischer Baggerseen. Präsenz = Anteil (%) der untersuchten Gewässer mit einem Nachweis der jeweiligen Art; relative Häufigkeit = Anteil der wesentlichen Arten an der typischen Fischgemeinschaft.

Wasservögel

Baggerseen werden auch, zumindest temporär, von verschiedenen Wasservogelarten genutzt, z. T. zur Brut, mehr aber als Rastplatz. Limnoornithologisch sind Baggerseen am ehesten dem Typ Gänsesärgewässer nach Kalbe (1965) zuzuordnen. Bei diesem Typ handelt es sich um klare, tiefe, steilscharige, nahrungsreiche Seen mit schmaler Gelegevegetation und höhlenreichen Ufern. Leitarten sind Gänsesäger (*Mergus merganser*), Schellente (*Bucephala clangula*) und gelegentlich Prachtaucher (*Gavia arctica*); die Nebenarten Haubentaucher (*Podiceps cristatus*), Blässhuhn (*Fulica atra*) und Stockente (*Anas platyrhynchos*) (Kalbe 1965). An den untersuchten Baggerseen war der Gänsesäger allerdings sehr selten, während die Nebenarten Stockente und Blässhuhn flächendeckend ver-

breitet waren (Präsenz $\geq 90\%$) und auch Haubentaucher an vier von fünf Seen beobachtet wurden. Alle drei Arten sind Primärbesiedler unter den Wasservögeln (Küsters 1995). Küsters (1995) gibt nachfolgende Sukzession des Wasservogelbestandes an: Zuerst stellen sich phytophage Arten ein, z. B. Stockenten, die ihre Nahrung am Ufer finden. Mit der Entwicklung submerser Makrophyten folgen omnivore, tauchende Arten, z. B. Tafelente, und noch später benthivore (Bodentiere fressende), tauchende Arten, z. B. Reiherente (Küsters 1995).

Das Vorhandensein gut entwickelter Makrophytenbestände, emerser und submerser Vegetation sowie Röhrichte, ist für etliche Wasservogelarten wichtig. Röhrichte sind für Rallen, teilweise auch für Gründelenten gute Nahrungsplätze und bieten vor allem gute Versteckmöglichkeiten (Kalbe & Körner 2008). In Baggerseen besiedeln Röhrichte aufgrund der steilen Ufer nur schmale Streifen, selbst wenn sie dabei in gering nährstoffbelasteten Gewässern bis in fast drei Meter Tiefe vordringen können (Mauersberger & Mauersberger 1996). Damit ist auch die Anzahl möglicher Brutplätze für Röhrichtbrüter und schwimnnesterbauende Arten sehr limitiert. Dementsprechend gering bewerten Kalbe & Körner (2008) die Bedeutung steilschariger, röhrichtarmer Seen als Lebensraum für Wasservögel.

Ein weiterer wesentlicher Aspekt für die Gewässernutzung durch Wasservögel ist die Wassertiefe. So sind beispielsweise für Gründelenten und Schwäne Wassertiefen > 1 m nicht mehr als Nahrungsbereiche erreichbar (Kalbe & Körner 2008). Die potenziellen Nahrungsflächen für diese Arten sind in Baggerseen besonders limitiert. Die meisten tauchfähigen Arten erreichen Wassertiefen bis zu zehn Meter; einige Arten können zur Nahrungssuche erheblich tiefer tauchen (Kalbe & Körner 2008).

Letztlich spielt auch die Gewässerfläche eine Rolle. So sind nennenswerte Wasservogelansammlungen erst bei Gewässerflächen größer als vier Hektar zu erwarten (Küsters 1995). An den hier untersuchten, relativ kleinen und flachen Baggerseen wurden maximal 25 Wasservogelarten beobachtet (am 16 ha großen Westerhammrich, Leer). Neun Arten, neben Stockente, Blesshuhn und Haubentaucher, auch Kormoran, Graureiher, Reiherente, Grau- und Nilgans sowie der Flussuferläufer, eine bundesweit sehr seltene Art, wurden an über fünfzig Prozent der untersuchten Seen nachgewiesen.

Insgesamt sind an Baggerseen fünf bis sieben typspezifische Wasservogelarten zu erwarten, die sich tauchend ernähren und dabei den großen Freiwasserbereich nutzen und die auch in schmalen Röhrichten und begrenzten Uferhabitaten brüten können: Haubentaucher, Rothalstaucher, Tafelente, Moorente, Reiherente, Schellente, Blesshuhn, sofern Baum- oder Uferhöhlen vorhanden sind, auch Gänsesäger. Hinzu kommen weit verbreitete Arten wie Stockente, Graureiher und Kormoran. Darüber hinaus sind verschiedene Schwäne, Gänse und Gründelenten zu erwarten, wobei deren Anzahl und Dichte pro See gering sind, aufgrund des baggerseetypischen Mangels an Flachwasserbereichen als geeignete Nahrungsgründe. Insgesamt ist an einem typischen Baggersee von etwa acht bis 16 Wasservogelarten auszugehen.

Weitere Wirbeltiere

Für weitere Wirbeltiergruppen wie Amphibien sowie an Wasserlebensraum gebundene Reptilien und Säugetiere bieten Baggerseen überwiegend pessimale Habitate. Für diese Gruppen lassen sich keine biozönotischen Leitbilder entwickeln. Vielmehr erfolgt eine eher sporadische Besiedlung durch umwelttolerante Arten der jeweiligen Taxa.

Amphibien vollziehen einen Lebenszyklus zwischen terrestrischen Nahrungs- und Überwinterungsgebieten und aquatischen Fortpflanzungs- und Aufwuchsgebieten. Nach der Metamorphose verlassen die jungen Amphibien das Gewässer und kehren erst als geschlechtsreife Tiere zur Fortpflanzung zurück. Eine Population ist deshalb nicht nur von den aquatischen Habitaten abhängig, sondern auch von strukturierten Ufer- und Umlandlebensräumen sowie der funktionalen Konnektivität zwischen aquatischen und terrestrischen Teillebensräumen. Zur Fortpflanzung, d. h. für Eiablage und Larvenentwicklung, werden flache, reich strukturierte, pflanzenreiche Gewässer bevorzugt. Vergleichbare Strukturen sind im Uferbereich von Baggerseen kaum anzutreffen, weshalb die Eignung dieses Gewässertyps für Amphibien nur gering ist (Nikolaus et al. 2021). Folgerichtig war an den untersuchten Baggerseen nur die relativ anspruchslose Erdkröte verbreitet (Präsenz > 90 %). Daneben fanden sich an mehr als jedem zweiten Baggersee Grünfrösche der Gattung *Pelophylax*, insbesondere Teichfrösche (*Pelophylax esculentus*). Es ist also zu erwarten, dass sich an typischen Baggerseen auch mindestens eine Amphibienart findet, höchstwahrscheinlich Erdkröten, aber auch Grünfrösche.

Die Nutzung der Baggerseen durch semiaquatische Reptilien- und Säugetierarten wird in erster Linie durch Breite und Struktureichtum der Uferländer und Randstreifen, d. h. durch die Umlandnutzung bestimmt. Hier bestimmen Ausdehnung und Vegetationstyp im Uferlandstreifen das Artenspektrum, nicht der Gewässertyp.

Libellen

Menschlich entstandene Lebensräume werden vielfach als Ersatz für degradierte, überformte oder verschwundene natürliche Ökosysteme betrachtet bzw. als wertvolle Sekundärlebensräume, so beispielsweise auch neu entstandene Abgrabungsgewässer für Libellen (Unruh 1988, Ott 1990, 1995).

Libellen sind ähnlich wie Amphibien auf die funktionale Vernetzung aquatischer und terrestrischer Lebensräume angewiesen. Libellen benötigen neben einer offenen, gehölzfreien (Ausnahme *Lestes*-Arten) Ufervegetation mit Röhrichten und Schwimmblattpflanzen auch dichte, strukturreiche Unterwasserpflanzenbestände (Ott 1990). Eiablage und Larvenentwicklung erfolgen bei allen Libellenarten im Gewässer, während die erwachsenen Tiere terrestrische Habitate nutzen. Die Libellenfauna reagiert stark auf die Sukzession der Ufervegetation. Mit zunehmender Vegetationsdichte und dem Verschwinden von offenen Bereichen gehen Arten der Gattungen *Gomphus* und *Orthetrum* zurück, zugunsten von *Aeshna*-Arten (Ott 1995). Typische Baggerseen sind durch lockere offene Röhrichtbestände gekennzeichnet und eine räumlich begrenzte, aber makrophytenreiche Flachwasserzone. Daher erscheint es nur folgerichtig, dass in den untersuchten Baggerseen der Große Blaupfeil (*Orthetrum cancellatum*), eine Charakterart offener Uferhabitats (Ott 1995), die mit Abstand am weitesten verbreitete Art war (Präsenz 72 %), gefolgt von der Westlichen Keiljungfer (*Gomphus pulchellus*) einer weiteren Offenlandart. Die für dichte Röhrichtbestände typischen *Aeshna*-Arten wurden nur vereinzelt nachgewiesen (Präsenz < 5 %).

Hinzu kommen einige weitverbreitete Kleinlibellenarten, allen voran die euryöke, ubiquitäre, anspruchslose und allgemein häufige Große Pechlibelle (*Ishnura elegans*), die auch an allen hier untersuchten Baggerseen präsent war. Insgesamt fünf Kleinlibellenarten (Große Pechlibelle, Hufeisen-Azurjungfer, Becher-Azurjungfer, Blaue Federlibelle und Frühe Adonislibelle) wurden in mehr als 50 Prozent der untersuchten Baggerseen

nachgewiesen. Da sich in den Baggerseen nur selten Schwimmblattvegetation entwickelt, wurden kaum Arten der Gattung *Erythronia* nachgewiesen, welche auf diesen Vegetationstyp angewiesen sind (Ott 1990).

An typischen Baggerseen sind daher sechs bis sieben Groß- und Kleinblößenarten zu erwarten, deren Abundanzen sehr stark durch die verfügbaren makrophytenbestandenen Flachwasserbereiche und die Sukzession der Ufer reguliert werden.

Wasserpflanzen

Typische Baggerseen des Norddeutschen Tieflands sind überwiegend kalkhaltig, oligo- bis mesotroph, mit relativ hohen Sichttiefen und gut durchwurzelbaren Substraten – alles Umweltbedingungen, die der Ansiedlung und Entwicklung submerser (untergetauchter) Wasserpflanzen förderlich sind. Begrenzend ist die typische Morphologie von Baggerseen mit steil abfallenden Ufern und gering ausgeprägten Flachwasserbereichen, welche die für wurzelnde Pflanzen besiedelbare Fläche begrenzen, trotz relativ höherer Sichttiefen.

Die typischerweise vorhandenen Standortbedingungen bieten einer artenreichen Laichkrautgesellschaft (*Potamogeton*-Arten, Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*)) sehr geeignete Lebensbedingungen. Darüber hinaus sind in klaren, kalkreichen Baggerseen auch Armleuchteralgen zu erwarten, insbesondere Arten mit breiter Standortamplitude bzw. höherer Umwelttoleranz wie z. B. *Chara vulgaris* oder *Nitella flexilis* (von Drachenfels 2014).

In den hier untersuchten Baggerseen wurden sechs Arten der Laichkrautgesellschaften, aber auch die nicht einheimische Schmalblättrige Wasserpest in mehr als 30 Prozent aller Baggerseen nachgewiesen. Die beiden zuvor genannten, häufigeren Armleuchteralgenarten, wurden in beinahe jedem fünften Baggersee gefunden. Aus einem Spektrum von insgesamt 41 Wasserpflanzenarten sind in einem typischen Baggersee fünf bis sechs zu erwarten. In gering nährstoffbelasteten Seen kann darüber hinaus auch mit einer der Armleuchteralgenarten gerechnet werden.

11.2 Schlussfolgerungen für das angelfischereiliche Management von Baggerseen und den Einsatz von lebensraumverbessernden Maßnahmen

Viele Anglerinnen und Angler sehen in Fischbesatz aktiven Natur- und Artenschutz (Arlinghaus et al. 2022). Sie übersehen, dass Fischbesatz nach dem Initialbesatz häufig fehlschlägt (Arlinghaus 2021). Das Projekt BAGGERSEE hat frühere Erkenntnisse zu der geringen Erfolgsaussicht von Fischbesatz (vgl. Arlinghaus al. 2015) in einmal etablierte Fischbestände bestätigt. Zusätzlich wurde nachgewiesen, dass der Fischbesatz auch mit nicht-reproduzierenden Arten fehlschlägt, wenn das Gewässer für diese Arten ungeeignet ist (z. B. Zanderbesatz in mesotrophe, kleine Baggerseen). Das Projekt hat ferner eindrücklich gezeigt, dass ökosystemorientierte Maßnahmen, insbesondere die Schaffung von Flachwasserzonen, ökologisch und biologisch gesehen deutlich effektiver sind als rein strukturorientierte Maßnahmen oder Maßnahmen wie Fischbesatz, die nur auf einzelne Arten ausgerichtet sind. Der Grund ist, dass Flachwasserbereiche in Baggerseen der zentrale limitierende Faktor für das Fischeaufkommen ist und additive, bestandssteigernde Effekte vor allem dann zu erwarten sind, wenn limitierende Faktoren abgemildert bzw. beseitigt werden können (FAO 2012). Das in diesem Projekt durchgeführte, replizierte Ganzseeexperiment in multiplen Baggerseen hat gezeigt, dass selbst kleinräumige Flachwasserzonen, die nur wenige Prozent der Gesamtfläche eines Gewässers ausmachen, einen nachhaltig positiven Effekt auf die Fischabundanz gerade bei Weißfischen wie Rotaugen haben.

Ein weiteres zentrales Ergebnis des Projekt BAGGERSEE ist die Erkenntnis, dass sich in anglerisch bewirtschafteten Gewässern artenreiche Lebensgemeinschaften entwickeln, die denen vergleichbarer, unbewirtschafteter Naturgewässer entsprechen. In Bezug auf die Fische steigert das Angeln die lokale Fischartenzahl und -diversität, führt aber zur Vereinheitlichung der Fischgemeinschaften über die verschiedenen Gewässer einer Region. Die anglerische Bewirtschaftung wirkt gewissermaßen als Besiedlungsbeschleuniger in Bezug auf die Fische. Die einzige Organismengruppe, die nach unseren Studien im Projekt BAGGERSEE von der anglerischen Hege negativ beeinflusst wird, sind die Amphibien. Allerdings stellen steilscharige Baggerseen denkbar ungünstige Amphibienhabitate dar. Auch anglerisch ungenutzte Baggerseen bleiben nicht fischfrei, sodass sich zum Amphibienschutz eher periodisch trockenfallende Kleinstgewässer

und Teiche eignen. Die anglerische Nutzung von Baggerseen ist insgesamt sehr gut in Einklang zu bringen mit den Ansprüchen des Naturschutzes, insbesondere auch deswegen, weil Angelvereine eigenverantwortlich Maßnahmen der Lebensraumaufwertung umsetzen oder Ruhezonen einrichten, die positive Wirkungen auf Fische, aber auch auf die Uferhabitate und andere Organismengruppen haben.

Das Projekt hat auch gelehrt, dass es deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Strukturverbesserungen (Totholzeintrag und Flachwasserzonenschaffung) gibt. Während Flachwasserbereiche gewässerübergreifend zu einer Steigerung der Gesamtfischabundanz und vor allem der Rotaugenhäufigkeit im Vergleich zu Kontrollgewässern führte, konnte dieser Effekt bei den Fischen nicht konsistent über alle Baggerseen mit zusätzlicher Totholzausstattung beobachtet werden. Hier fanden sich nur gewässerspezifische Wirkungen. Beide lebensraumaufwertenden Maßnahmen zeigten aber Effekte auf die räumliche Ausbreitung und die Diversität der Wasserpflanzen, und in den Gewässern mit zusätzlichem Totholz wurde ein positiver Effekt auf die Abundanz der Libellenlarven gefunden. Dementsprechend können beide Habitatmaßnahmen parallel an einem Baggersee mit Limitationen litoraler Bereiche und Strukturen durchgeführt werden und so nachhaltig den größtmöglichen positiven Effekt auf die lokale Biodiversität ausüben. Es ist aber nicht möglich, aus den vorgelegten Studien pauschale Zahlen zum Mindestanteil von Flachwasserzonen am Litoral von Baggerseen abzuleiten, da die Effekte gewässerspezifisch und in der Regel nicht linear sind. Ideal sollte jedes Standgewässer an etwa 15 – 30 % der Uferlinie ein echtes Flachwasser mit flach auslaufenden Uferspülsäumen aufweisen. Eine durchgängig geringe Neigung sichert das Flachwasser auch bei Dürreereignissen, die zu Wasserspiegelschwankungen führen und die in den kommenden Jahren in ihrer Stärke zunehmen dürften als Folge des Klimawandels. Vorgelegte Studien zeigen, dass die verschiedenen Maßnahmen die Gewässerqualität nicht negativ beeinflussen, selbst wenn Nährstoffe eingetragen werden.

Ein Schlüsselergebnis des Projekts ist, dass Angelfischerei über Aktivitäten wie Befischung und Besatz nicht pauschal negativ auf Natur und Umwelt an den Gewässern wirkt. Sie leistet in vielen Fällen trotz Nutzung, positive Beiträge für die heimische Artenvielfalt (z. B. bei Fischen) oder die Gewässerstruktur im Litoral von Seen. Aus naturschutzfachlicher Sicht sind auf einzelne Nutzergruppen ausgerichtete Einschränkungen

des Gewässerzugangs wenig hilfreich und reduzieren die Motivation, sich selbstständig für den Natur- und Habitatschutz einzusetzen. Stattdessen sollte in künftigen Projekten, ähnlich wie im Projekt BAGGERSEE, nach gemeinsamen Möglichkeiten gesucht werden, die Erholungsleistung von Gewässern und den Biodiversitätsschutz zu optimieren und Interessen zu harmonisieren.

Die sozialwissenschaftlichen Befragungsteile zeigten auf, dass der Schutz bedrohter Arten sowohl für die Bevölkerung als auch für die Anglerinnen und Angler von großer Bedeutung ist. Aktivitäten wie die Verbesserung des Litorals versprechen daher Förderungen der Ökosystemleistungen von Baggerseen, von denen sowohl die Bevölkerung als auch die Anglerschaft profitieren. Den Angelvereinen kann empfohlen werden, über ihre Aktivitäten eine aktivere Öffentlichkeitsarbeit zu betreiben und ihre Bewirtschaftung stärker auf ökosystemorientierte Bewirtschaftungsweisen umzustellen.

Neben dieser zentralen ökologischen und managementbezogenen Erkenntnis, ist ein weiteres wichtiges Ergebnis des Projekts, dass die Zusammenarbeit von Wissenschaft und anglerischer Praxis sowie das konsequente Anwenden moderner Prinzipien einer zukunftsweisenden fischereilichen Hege auch über mehrere Jahre in insgesamt 16 aktiv genutzten Systemen effektiv und konstruktiv möglich ist. Das Umsetzungs- und Forschungsprojekt hat gezeigt, dass so an den von Anglerinnen und Anglern bewirtschafteten Gewässern die Harmonisierung der Nutzung von Fischen durch die Angelfischerei mit dem Natur- und Artenschutz möglich ist. Aktivitäten der Bewirtschaftung stiften Nutzen, der über die Anglerschaft deutlich hinausgeht. Bemerkenswert ist, dass auch komplexe Ganzseeexperimente in enger Partnerschaft aus Wissenschaft und Praxis möglich sind. Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität lassen sich mit exzellenter Forschung, die substanzielle Erkenntnisfortschritte erlaubt und in führenden Fachzeitschriften publizierbar ist (Radinger et al. 2023), koppeln. Zentral für die Hebung der oben genannten Synergien in der Durchführung transdisziplinärer Experimente, wie BAGGERSEE, ist ein sorgsam zusammengesetztes Team und das herausragende Engagement des Praxispartners – Anglerverband Niedersachsen und seine Mitarbeitenden – sowie die immensen Leistungen der beteiligten Angelvereine. Wichtig ist auch ein Wissenschaftlerteam, das praxisnahe Forschung und eine stete Kommunikation mit der Praxis auf Augenhöhe wertschätzt

und unterstützende Behörden aus dem Naturschutz, der Fischerei und der Wasserwirtschaft.

Das Projekt hat über die wissenschaftlichen Erkenntnisse hinaus eine enorme Reichweite in der Öffentlichkeit erreicht, was zeigt, dass eine auf den Natur- und Umweltschutz orientierte fischereiliche Bewirtschaftung in der Öffentlichkeit auf eine hohe Wertschätzung trifft. Auch der bereits außerhalb des Projekts durch eine Vielzahl von Angelvereinen in Eigenregie durchgeführte Totholzeintrag zeigt das Potenzial von BAGGERSEE und der Zivilgesellschaft, etwas für die Aufwertung der Gewässer zu tun. Die Projektergebnisse erlauben die Schlussfolgerung, dass das Prinzip des adaptiven Managements flächendeckend Anwendung finden sollte, und dass jede Maßnahme sorgsam zu evaluieren ist, um auch aus den Misserfolgen zu lernen.

Wichtig für den Projekterfolg war eine auskömmliche Finanzierung, ein langer Projektrahmen und eine schlanke Verwaltung. Hier sind die kooperativen Beziehungen zu lokalen und regional agierenden Behörden ein Schlüssel für die flächendeckende Umsetzung einer guten fachlichen Praxis in der Hege, die sich von Fischbesatz löst und nach Alternativen in der Verbesserung des Lebensraums sucht. Das Projekt BAGGERSEE hat in der Zusammenarbeit mit Genehmigungsbehörden ausschließlich positive Erfahrungen gesammelt. Sie haben den Ansatz des ökosystembasierten Managements von Baggerseen bereits in hohem Maße verinnerlicht, und die Aktionen wurden daher nicht selten über das normale Maß hinaus unterstützt.

Eine wesentliche, übergeordnete Erkenntnis ist, dass die „gute fachliche Managementpraxis“ in der Angelfischerei gelingt und gelingen kann, und dass eine Hinwendung zu mehr Habitatmanagement und -schutz sowie eine Abkehr von der Dominanz von Fischbesatz erfolgversprechend ist. Das heißt nicht, dass Besatz komplett verteufelt werden sollte, ganz im Gegenteil, unter bestimmten Bedingungen ist und bleibt er sinnvoll und ein fester Bestandteil der Hegemaßnahmen von Angelvereinen (z. B. Initialbesatz). Er ist allerdings nicht das Allheilmittel und in etablierten Beständen weit weniger wirkungsvoll als das ökosystemorientierte Lebensraummanagement. Fischereimanagement muss, um erfolgreich zu sein, Engpässe und begrenzende Faktoren identifizieren und diese abstellen, in Baggerseen sind das vor allem die reduzierten Flachwasserbereiche.

Selbstverständlich kann ein Projekt nicht alle Unsicherheiten bei der Bewirtschaftung von Baggerseen abbauen. Insbesondere beim Einsatz von Fangbestimmungen und von Schutz- und Ruhezonen vor dem Hintergrund des rapide fortschreitenden Klimawandels besteht weiterer Forschungsbedarf, der in zukünftigen Ganzseeexperimenten weiter untersucht werden sollte. Diese Forschungsansätze würden von der konsequenten Orientierung an dem Prinzip des adaptiven Managements und des Lernens durch Evaluation und Erfolgskontrolle sowie von der engen Zusammenarbeit von Forschung und Praxis profitieren.

12 Zitierte Literatur

(Artikel aus dem Projekt BAGGERSEE sind fett hervorgehoben)

- Abell, R. (2002). Conservation biology for the biodiversity crisis: a freshwater follow-up. *Conservation Biology* 16, 1435 – 1437.
- Abell, R., Allan, J. D., Lehner, B. (2007). Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* 134, 48 – 63.
- AdV, (2006). Erläuterungen zum ATKIS®Basis-DLM., in: Afflerbach, S., Kunze, W. (Eds.), Dokumentation zur Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok). AdV – Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland, München, 1 – 74.
- Ahrens, R., Allen, M. S., Walters, C., Arlinghaus, R. (2020). Saving large fish through harvest slots outperforms the classical minimum-length limit when the aim is to achieve multiple harvest and catch-related fisheries objectives. *Fish and Fisheries* 21, 483 – 510.**
- Ahrenstorff, T. D., Sass, G. G., Helmus, M. R. (2009). The influence of littoral zone coarse woody habitat on home range size, spatial distribution, and feeding ecology of largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Hydrobiologia* 623, 223 – 233.
- Ailstock, M. S., Horner, S. G., Norman, C. M., Davids, E. M. (2002). Resuspension of sediments by watercraft operated in shallow water habitats of Anne Arundel County, Maryland. In: Impacts of motorized watercraft on shallow estuarine and coastal marine environments. Kennish, M. J. (Ed.) *Journal of Coastal Research* (special issue), 18 – 32.
- Albrecht Arrington, D., Winemiller, K. O. (2006). Habitat affinity, the seasonal flood pulse, and community assembly in the littoral zone of a Neotropical floodplain river. *Journal of the North American Benthological Society* 25, 126 – 141.
- Alic, E., Trottier, L. L., Twardek, W. M., Bennett, L. L., Chisholm, S., Tremblay, P., Tuononen, E., Bennett, J. R., Bower, S. D., Lennox, R. J., Danylchuk, A. J., Cooke, S. J. (2021). Recreational fisheries activities and management in national parks: a global perspective. *Journal for Nature Conservation* 59, 125948.
- Alirangues Nunez, M. M., Hussner, A., Mauersberger, R., Brämick, U., Hühn, D., He, L., Hilt, S. (2023). Periphyton and benthivorous fish affect charophyte abundance and indicate hidden nutrient loading in oligo- and mesotrophic temperate hardwater lakes. *Freshwater Biology* 68, 312 – 324.
- Allison, E. H., Cho, V. (2020). River conservation by an indigenous community. *Nature* 588, 589 – 590.
- Aminpour, P., Gray, S. A., Jetter, A. J., Introne, J. E., Singer, A., Arlinghaus, R. (2020). Wisdom of stakeholder crowds in complex social-ecological systems. *Nature Sustainability* 3, 191 – 199.**
- Amundsen, P.-A., Bøhn, T., Popova, O. A., Staldvik, F. J., Reshetnikov, Y. S., Kashulin, N. A., et al. (2003). Ontogenetic niche shifts and resource partitioning in a subarctic piscivore fish guild. *Hydrobiologia* 497, 109 – 119.
- Anderson, D. K., Ditton, R. B., Hunt, K. M. (2007). Measuring angler attitudes toward catch related aspects of fishing. *Human Dimensions of Wildlife* 12, 181 – 191.

- Andrés-Abellán, M., Álamo, J. B. D., Landete-Castillejos, T., López-Serrano, F. R., García-Morote, F. A., Cerro-Barja, A. D. (2005). Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area „Nacimiento del Río Mundo“ (Castilla-La Mancha, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* 101, 55 – 67.
- Andrew King, R., Miller, A. L., Stevens, J. R. (2021). Has stocking contributed to an increase in the rod catch of anadromous trout (*Salmo trutta* L.) in the Shetland Islands, UK? *Journal of Fish Biology* 99, 980 – 989. <https://doi.org/10.1111/jfb.14784>.
- Angermeier, P. L., Karr, J. R. (1984). Relationships between Woody Debris and Fish Habitat in a Small Warmwater Stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113, 716 – 726.
- Anwand, K. (1973). Gewässerverzeichnis der Seen- und Flussfischerei der Deutschen Demokratischen Republik. Institut für Binnenfischerei (Hrsg.), Berlin-Friedrichshagen.
- Anwand, K. (1986). Fischereiliche Bewirtschaftung natürlicher Gewässer. In: Steffens, W. (Hrsg.). *Binnenfischerei – Produktionsverfahren*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin: 314 – 336.
- Appelberg, M. (2000). Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-meshed gillnets. *Fiskeriverket Information* 1, 3 – 32.
- Araki H., Cooper B., Blouin M. S. (2007). Genetic Effects of Captive Breeding Cause a Rapid, Cumulative Fitness Decline in the Wild. *Science* 318, 100 – 104.
- Arlinghaus, R., Mehner, T. (2003). Management preferences of urban anglers: habitat rehabilitation versus other options. *Fisheries* 28(6), 10 – 17.
- Arlinghaus, R. (2004). Angelfischerei in Deutschland – eine soziale und ökonomische Analyse. *Berichte des IGB* 18, 168.
- Arlinghaus, R., Mehner, T. (2005). Determinants of management preferences of recreational anglers in Germany: habitat management versus fish stocking. *Limnologica* 35, 2 – 17.
- Arlinghaus, R. (2006). Overcoming human obstacles to conservation of recreational fishery resources, with emphasis on central Europe. *Environmental Conservation* 33, 46 – 59.
- Arlinghaus, R., Beardmore, B., Riepe, C., Meyerhoff, J., Pagel, T., (2014). Species-specific preferences of German recreational anglers for freshwater fishing experiences, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes. *Journal of Fish Biology* 85, 1843 – 1867.
- Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M., Eschbach, E., Fujitani, M., Hühn, D., Johnston, F., Pagel, T., Riepe, C. (2015). *Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei. Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen. Berichte des IGB, Heft 28.*
- Arlinghaus, R., Lorenzen, K., Johnson, B. M., Cooke, S. J., Cowx, I. G. (2016a). Management of freshwater fisheries: addressing habitat, people and fishes. In: Craig, J. (Ed.), *Freshwater Fisheries Ecology*. Blackwell Science, 557 – 579.**
- Arlinghaus, R., Emmrich, M., Hühn, D., Schälike, S., Lewin, W.-C., Pagel, T. et al. (2016b). Ufergebundene Fischartenvielfalt fischereilich gehegter Baggerseen im Vergleich zu eiszeitlich entstandenen Naturseen in Norddeutschland. *Fischer & Teichwirt* 68, 288 – 291.**
- Arlinghaus, R., Müller, R., Rapp, T., Wolter, C. (2017a). Nachhaltiges Management von Angeltgewässern: Ein Praxisleitfaden. *Berichte des IGB, Heft 30.***
- Arlinghaus, R., Hühn, D., Pagel, T., Beck, M., Rapp, T., Wolter, C. (2017b). Fischereilicher Nutzen und gewässerökologische Auswirkungen des Besatzes mit Karpfen (*Cyprinus carpio*) in stehenden Gewässern: Ergebnisse und Schluss-**

folgerungen aktueller Ganzseeexperimente und Meta-Analysen. Fischerei & Fischmarkt in M-V, 1/2017, 36 – 46.

- Arlinghaus, R., Abbott, J. K., Fenichel, E. P., Carpenter, S. R., Hunt, L. M., Alós, J., Klefoth, T., Cooke, S. J., Hilborn, R., Jensen, O. P., Wilberg, M. J., Post, J. R., Manfredo, M. J. (2019). Opinion: Governing the recreational dimension of global fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116, 5209 – 5213.
- Arlinghaus, R., Beardmore, B., Riepe, C., Pagel, T. (2020). Species-specific preference heterogeneity in German freshwater anglers, with implications for management. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 32, 100216.
- Arlinghaus, R. (2021). Populationsdynamische Grundlagen der Ertragsbildung in angelfischereilich genutzten Fischbeständen: Schlussfolgerungen für die Wirkungsweise von Entnahmebestimmungen und Fischbesatz. Zeitschrift für Fischerei 1, Artikel 4, 1–17.**
- Arlinghaus, R., Riepe, C., Theis, S., Pagel, T., Fujitani, M. (2022). Dysfunctional information feedbacks cause the emergence of management panaceas in social-ecological systems: The case of fish stocking in inland recreational fisheries. Journal of Outdoor Recreation and Tourism 38, 100475.**
- Asplund, T. R., Cook, C. M. (1997). Effects of motorboats on submerged aquatic macrophytes. *Lake and Reservoir Management* 13, 1 – 12.
- Baer, J., George V., Hanfland, S., Lemcke, R., Meyer, L., Zahn, S. (2007). Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe des Verbandes deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V. Heft 14.
- Bajer, P. G., Sullivan, G., Sorensen, P. W. (2009). Effects of a rapidly increasing population of common carp on vegetative cover and waterfowl in a recently restored Midwestern shallow lake. *Hydrobiologia* 632, 235 – 245.
- Bajer, P. G., Sorensen, P. W. (2015). Effects of common carp on phosphorus concentrations, water clarity, and vegetation density: a whole system experiment in a thermally stratified lake. *Hydrobiologia* 746, 303 – 311.
- Bajer, P. G., Beck, M. W., Cross, T. K., Koch, J. D., Bartodziej, W. M., Sorensen, P. W. (2016). Biological invasion by a benthivorous fish reduced the cover and species richness of aquatic plants in most lakes of a large North American ecoregion. *Global Change Biology* 22, 3937 – 3947.
- Bajkov, A. D. (1949). Do fish fall from the sky? *Science* 109, 402.
- Barbour, C. D., Brown, J. H. (1974). Fish species diversity in lakes. *The American Naturalist* 108, 473 – 489.
- Barlow, C., Bock, K. (1984). Predation of fish in farm dams by cormorants, *Phalacrocorax* spp. *Australian Wildlife Research* 11, 559 – 566.
- Barthelmes, D. (1981). *Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Bartmann, L., Berndt, J., Boenert, A., Brenner, T., Buitkamp, U., Christmann, K.-H. et al. (1990). Fischereiliche Nutzung von Baggerseen. *Vogel und Luftverkehr* 10, 98 – 110.
- Battin, J. (2004). When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations: Ecological Traps. *Conservation Biology* 18, 1482 – 1491.
- Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L. M., Arlinghaus, R. (2013). Evaluating the ability of specialization indicators to explain fishing preferences. *Leisure Sciences* 35, 273 – 292.

- Beardmore, B., Hunt, L. M., Haider, W., Dorow, M., Arlinghaus, R. (2015). Effectively managing angler satisfaction in recreational fisheries requires understanding the fish species and the anglers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72, 500 – 513.
- Becker, R. (2011). Erstfund der Vielästigen Glanzleuchteralge *Nitella hyalina* (DC.) Agardh in Niedersachsen. *Berichte Botanischer Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland, Beiheft* 3, 5 – 10.
- Beechie, T. J., Liermann, M., Pollock, M. M., Baker, S., Davies, J. (2006). Channel pattern and river-floodplain dynamics in forested mountain river systems. *Geomorphology* 78, 124 – 141.
- Benke, A. C., Wallace, J. B. (2003). Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. *American Fisheries Society Symposium* 37, 149 – 177.
- Benke, A. C., Henry, R. L., Gillespie, D. M., Hunter, R. J. (1985). Importance of Snag Habitat for Animal Production in Southeastern Streams. *Fisheries* 10(5), 8 – 13.
- Bernatchez, L., Wilson, C. C. (1998). Comparative phylogeography of Nearctic and Palearctic fishes. *Molecular Ecology* 7, 431 – 452.
- Berndt, J. (1987). Die ökologische Bewertung von niederrheinischen Baggerseen mit Hilfe von Makrozoobenthosarten als Bioindikatoren. Dissertation, Zoologisches Institut der Universität Köln.
- Beucker, J. (1984). Angeln in Baggerseen: Entwicklungsstadien, Bewirtschaftungs- und Besatztechniken sowie Fangmöglichkeiten. Hamburg, Berlin. Parey.
- BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2017). Heimische mineralische Rohstoffe – unverzichtbar für Deutschland! Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- Biggs, J., von Fumetti, S., Kelly-Quinn, M. (2016). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* 793, 3 – 39.
- Birdsong, M., Hunt, L. M., Arlinghaus, R. (2021). Recreational angler satisfaction: What drives it? *Fish and Fisheries* 22, 682 – 706.
- Bischoff, A. (2002). Juvenile Fish Recruitment in the Large Lowland River Oder: Assessing the Role of Physical Factors and Habitat Availability. Aachen: Shaker Verlag.
- BKG (2013). Geodaten der deutschen Landesvermessung.
- Blanchette, M. L., Lund, M. A. (2016). Pit lakes are a global legacy of mining: an integrated approach to achieving sustainable ecosystems and value for communities. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 23, 28 – 34.
- BMR – Bundesverband Mineralischer Rohstoffe (2019). Nassgewinnung mit noch mehr Flexibilität. *Gesteinsperspektiven* 5, 49 – 51.
- BMR – Bundesverband Mineralischer Rohstoffe (2020). Die deutsche Gesteinsindustrie Wirtschaft – Produktion – Anspruch. Bericht der Geschäftsführung 2019/2020.
- BMU & BfN (2020) Die Lage der Natur in Deutschland Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/natura2000/Dokumente/bericht_lage_natur_2020.pdf
- Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., Weimer, D. L. (2017). Cost-benefit analysis: concepts and practice, 4th edition, Cambridge University Press.
- Böhmer, J. (2017). Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA – Handbuch zur Untersu-

chung und Bewertung von Stehgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bioforum GmbH.

Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., White, J. S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24(3), 127 – 135.

Bolland, J. D., Cowx, I. G., Lucas, M. C. (2009). Evaluation of VIE and PIT tagging methods for juvenile cyprinid fishes. *Journal of Applied Ichthyology* 25, 381 – 386.

Bonar, S. A., Bolding, B., Divens, M. (2002). Effects of Triploid Grass Carp on Aquatic Plants, Water Quality, and Public Satisfaction in Washington State. *North American Journal of Fisheries Management* 22, 96 – 105.

Bonar, S. A., Hubert, W. A., Willis, D. W. (2009). Standard methods for sampling North American freshwater fishes. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Borcherding, J., Bauerfeld, M., Hintzen, D., Neumann, D. (2002). Lateral migrations of fishes between floodplain lakes and their drainage channels at the Lower Rhine: diel and seasonal aspects. *Journal of Fish Biology* 61, 1154 – 1170.

Brämick, U. (2005). Grundsätze und Fehler bei der fischereilichen Bewirtschaftung von Baggerseen unter besonderer Berücksichtigung von Tiefenbaggerungen. VDSF Schriftenreihe 7, 47 – 54.

Brämick, U., Schiewe, S. (2022). Jahresbericht zur Deutschen Binnenfischerei und Binnenaquakultur 2021. Institut für Binnenfischerei, Potsdam-Sacrow.

Braun-Blanquet, J. (1964). Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Edition: Springer, Wien.

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, 1138 – 1144.

Brauns, M., Gücker, B., Wagner, C., Garcia, X. F., Walz, N., Pusch, M. T. (2011). Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. *Journal of Applied Ecology* 48, 916 – 925.

Brauns, M., Miler, O., Garcia, X.-F., Pusch, M. (2016). Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos“ im Eulitoral von Seen. 60 Seiten. http://www.gewaesser-bewertung.de/file/probenahmenvorschrift_eulitoral_18042016.pdf.

Breukelaar, A. W., Lammens, E. H. R. R., Klein Breteler, J. G. P., Tatrai, I. (1994). Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll-a. *Freshwater Biology* 32, 113– 121.

Brockmark, S., Johnsson, J. I. (2010). Reduced hatchery rearing density increases social dominance, postrelease growth, and survival in brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67, 288 – 295. <https://doi.org/10.1139/F09-185>.

Brooks, J. L., Dodson, S. I. (1965). Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150, 28 – 35.

Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Da Fonseca, G. A., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., Rodrigues, A. S. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313, 58 – 61.

Brooks, M. E., Kristensen, K., Benthem, K., J., van Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., Bolker, B. M. (2017). GlmmTMB balances speed and flexibility among packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9, 378.

- Brosse, S., Lek, S. (2002). Relationships between environmental characteristics and the density of age-0 Eurasian perch *Perca fluviatilis* in the littoral zone of a lake: a nonlinear approach. Transactions of the American Fisheries Society 131, 1033 – 1043.
- Brosse, S., Grossman, G. D., Lek, S. (2007). Fish assemblage patterns in the littoral zone of a European reservoir. Freshwater Biology 52, 448 – 458.
- Browne, R. A. (1981). Lakes as islands: biogeographic distribution, turnover rates, and species composition in the lakes of central New York. Journal of Biogeography 8, 75 – 83.
- Bry, C. (1996). Role of vegetation in the life cycle of pike. In: J. F. Craig (ed.), Pike: Biology and exploitation, Springer Science & Business Media, 45 – 68.
- Butchart, S. H. M., Scharlemann, J. P. W., Evans, M. I., Quader, S., Aricò, S., Arinaitwe, J., Balman, M., Bennun, L. A. et al. (2012). Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. PLoS ONE 7(3), e32529.
- Bzdon, G. (2008). Gravel pits as habitat islands: floristic diversity and vegetation analysis. Polish Journal of Ecology 56, 239 – 250.
- Callisto, M. Molozzi, J., Barbosa, J. L. E. (2014). Eutrophication of Lakes. Ansari A., Gill S. (Eds.) Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Springer, Dordrecht.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography 22(2), 361 – 369.
- Carpenter, S. R., Lodge, D. M. (1986). Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. Aquatic Botany 26, 341 – 370.
- Casselman, J. M., Lewis, C. A. (1996). Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53, 161 – 174.
- CEN. (2015). Water quality—Sampling of fish with multi-mesh gillnets. European Commission, EN 14757.
- Chapman, C. A., Mackay, W. C. (1984). Direct observation of habitat utilization by northern pike. Copeia 1984, 255 – 258.
- Chapman, M. G. (1999). Improving sampling designs for measuring restoration in aquatic habitats. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 6, 235 – 251.
- Chatfield, C., Collins, A. J. (Eds.) (1980). Principal component analysis. Introduction to multivariate analysis. Boston, MA: Springer, 57 – 81.
- Chevalier, M., Russell, J. C., Knappe, J. (2019). New measures for evaluation of environmental perturbations using Before-After-Control-Impact analyses. Ecological Applications 29, e01838.
- Christensen, D. L., Herwig, B. R., Schindler, D. E., Stephen, R. (1996). Impacts of lakeshore residential development on coarse woody debris in north temperate lakes. Ecological Applications 6, 1143 – 1149.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E. P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenberger, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S., Vrska, T. (2005). Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. Forest Ecology and Management 210, 267 – 282.
- Chilcote, M. W., Goodson, K. W., Falcuy, M. R. (2011). Reduced recruitment performance in natural populations of anadromous salmonids associated with hatchery-reared fish. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68, 511 – 522.
- Christie, A. P., Amano, T., Martin, P. A., Shackelford, G. E., Simmons, B. I., Sutherland, W. J. (2019). Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. Journal of Applied Ecology 56, 2742 – 2754.

- Christie, M. R., Marine, M. L., French, R. A., Blouin, M. S. (2012). Genetic adaptation to captivity can occur in a single generation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States* 109, 238 – 242.
- Connelly, N. A., Brown, T. L., Knuth, B. A. (2000). Do anglers and fishery professionals think alike? *Fisheries* 25(2), 21 – 25.
- Conner, M. M., Saunders, W. C., Bouwes, N., Jordan, C. (2016). Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration. *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 555.
- Copp, G. H., Wesley, K. J., Vilizzi, L. (2005). Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *Journal of Applied Ichthyology* 21, 263 – 274.
- Cooke, S. J., Suski, C. D., Arlinghaus, R., Danylchuk, A. J. (2013). Voluntary institutions and behaviours as alternatives to formal regulations in recreational fisheries management. *Fish and Fisheries* 14, 439 – 457.
- Cooke, S. J., Twardek, W. M., Reid, A. J., Lennox, R. J., Danylchuk, S. C., Brownscombe, J. W., Bower, S. D., Arlinghaus, R., Hyder, K., Danylchuk, A. J. (2019). Searching for responsible and sustainable recreational fisheries in the Anthropocene. *Journal of Fish Biology* 94, 845 – 856.
- Cordova, J. M., Rosi-Marshall, E. J., Yamamuro, A. M., Lamberti, G. A. (2007). Quantity, controls and functions of large woody debris in Midwestern USA streams. *River Research and Applications* 23, 21 – 33.
- Cowx, I. G. (1994). Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology* 1, 15 – 30.
- Cowx, I. G., Arlinghaus, R., Cooke, S. J. (2010). Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters. *Journal of Fish Biology* 76, 2194 – 2215.
- Craig, J. F. (2008). A short review of pike ecology. *Hydrobiologia* 601, 5 – 16.
- Crivelli, A. J. (1983). The destruction of aquatic vegetation by carp. *Hydrobiologia* 106, 37 – 41.
- Cucherousset, J., Lassus, R., Riepe, C., Millet, P., Santoul, F., Arlinghaus, R. (2021). Quantitative estimates of freshwater fish stocking practices by recreational angling clubs in France. *Fisheries Management and Ecology* 28, 295 – 304.
- Cyrus, E.-M., Emmrich, M., Klefoth, T. (2020). Totes Holz für mehr Leben im Baggersee. Fischbestände & Artenvielfalt erhöhen. Ein Kurzleitfaden für Gewässerbewirtschafter. www.ifishman.de/praktiker-info/themen-unter-der-lupe/einzelansicht/1652-totes-holz-fuer-mehr-leben-im-baggersee/.**
- Cyrus, E.-M., Klefoth, T., Wolter, C., Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Arlinghaus, R. (2020). Baggerseen sind Refugien für die Artenvielfalt. *Wasser und Abfall* 10, 30 – 37.**
- Cyrus, E.-M., Klefoth, T., Emmrich, M., Wolter, C., Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Meyerhoff, J., Arlinghaus, R. (2022a). Naturnahe Gestaltung von Uferzonen an Baggerseen. Chancen – Schwierigkeiten – Potentiale. Erfahrungen und erste Ergebnisse aus dem Forschungs- und Umsetzungsprojekt BAGGERSEE.**
- Cyrus, E.-M., Klefoth, T., Emmrich, M., Wolter, C., Nikolaus, R., Matern, S., Radinger, J., Schafft, M., Arlinghaus, R. (2022b). BAGGERSEE. Angeln, forschen, Arten schützen. Impulse für ein naturnahes Management von Baggerseen durch Angelvereine. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.**
- Czarnecka, M. (2016). Coarse woody debris in temperate littoral zones: Implications for biodiversity, food webs and lake management. *Hydrobiologia* 767, 13 – 25.

- Czarnecka, M., Miler, O. (2018). Decay processes in woody debris influence the taxonomic and functional composition of littoral macroinvertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 10, 1596 – 1605.
- Czarnecka, M., Pilotto, F., Pusch, M. T. (2014). Is coarse woody debris in lakes a refuge or a trap for benthic invertebrates exposed to fish predation? *Freshwater Biology* 59, 2400 – 2412.
- Daedlow, K., Beard, T. D., Arlinghaus, R. (2011). A property rights-based view on management of inland recreational fisheries: contrasting common and public fishing right regimes in Germany and the United States. *American Fisheries Society, Symposium* 75, 13 – 38.
- Damjanović, B., Novković, M., Vesić, A., Živković, M., Radulović, S., Vukov, D. et al. (2019). Biodiversity-friendly designs for gravel pit lakes along the Drina River floodplain (the Middle Danube Basin, Serbia). *Wetlands Ecology and Management* 27, 1 – 22.
- Daupagne, L., Rolan-Meynard, M., Logez, M., Argillier, C. (2021). Effects of fish stocking and fishing pressure on fish community structures in French lakes. *Fisheries Management and Ecology* 28, 317 – 323.
- Dawes, J. (2002). Five point vs. eleven point scales: Does it make a difference to data characteristics? *Australasian Marketing Journal* 10, 39 – 47.
- DeBoom, C. S., Wahl, D. H. (2013). Effects of coarse woody habitat complexity on predator–prey interactions of four freshwater fish species. *Transactions of the American Fisheries Society* 142, 1602 – 1614.
- De Leeuw, J. J., Nagelkerke, L. A. J., Van Densen, W. L. T., Holmgren, K., Jansen, P. A., Vijverberg, J. (2003). Biomass size distributions as a tool for characterizing lake fish communities: fish biomass size distributions. *Journal of Fish Biology* 63, 1454 – 1475.
- De Leeuw, E. D., Hox, J. J., Dillman, D. A. (2008). *International Handbook of Survey Methodology*. Taylor & Francis, New York, New York, USA.
- De Rus, G. (2021). *Introduction to Cost-Benefit Analysis*. 2nd Edition. Edward Elgar, Cheltenham.
- De Valck, J., Rolfe, J. (2022). Reviewing the use of proxies to value coastal and marine biodiversity protection: The Great Barrier Reef in Australia. *Marine Policy* 136, 104890 36.
- Denny, M. (1988). *Biology and the Mechanics of the Wave-Swept Environment*. Princeton University Press.
- Dessborn L., Elmberg J., Englund G. (2011). Pike predation affects breeding success and habitat selection of ducks. *Freshwater Biology* 56, 579 – 589.
- Diamond, M. (1985). Some observations of spawning by roach, *Rutilus rutilus* L., and bream, *Abramis brama* L., and their implications for management. *Aquaculture Research* 16, 359 – 367.
- Diehl, S. (1988). Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos* 53, 207 – 214.
- Diekmann, M., Brämick, U. W. E., Lemcke, R., Mehner, T. (2005). Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *Journal of Applied Ecology* 42, 901 – 909.
- Dierschke, V. (2016). *Welcher Vogel ist das? – 170 Vögel einfach bestimmen*. Kosmos-Naturführer, 3. Auflage, Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- Dill, H. G., Röhling, S. (2007). *Bodenschätze der Bundesrepublik Deutschland (BSK 1000) 1:1.000.000 – 1 Karte*, Hannover.
- Dillman, D. A., Smyth, J. D., Christian, L. M. (2014). *Internet, Phone, Mail, and Mixed-Mode Surveys*. Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA.

- Dingethal, F. J., Jürging, P., Kaule, G., Weinzierl, W. (1985). Kiesgrube und Landschaft – Handbuch über den Abbau von Sand und Kies, über Gestaltung, Rekultivierung und Renaturierung. Paul Parey Verlag Hamburg & Berlin.
- Dingethal, F. J., Jürging, P., Kaule, G., Weinzierl, W. (1998). Kiesgrube und Landschaft; Handbuch über den Abbau von Sand und Kies, über Gestaltung, Rekultivierung und Renaturierung. 3. Auflage, Verlag Ludwig Auer, Donauwörth.
- Dorow, M., Beardmore, B., Haider, W., Arlinghaus, R. (2010). Winners and losers of conservation policies for European eel, *Anguilla anguilla*: an economic welfare analysis for differently specialised eel anglers. *Fisheries Management and Ecology* 17, 106–125.
- Doyle, G. A., Runnells, D. D. (1997). Physical limnology of existing mine pit lakes. *Mining Engineering* 49, 76 – 78.
- Duarte, C. M., Kalff, J. (1986). Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography* 31, 1072 – 1080.
- Duarte, C. M., Kalff, J., Peters, R. H. (1986). Patterns in biomass and cover of aquifer macrophytes in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43, 1900 – 1908.
- Dustin, D. L., Vondracek, B. (2017). Nearshore habitat and fish assemblages along a gradient of shoreline development. *North American Journal of Fisheries Management* 37, 432 – 444.
- Eckmann, R. (1995). Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4, 62 – 69.
- Edgar, G. J., Russ, G. R., Babcock, R. C. (2007). Chapter 19—Marine Protected Areas. In: S. D. Connell & B. M. Gillanders (Ed.), *Marine ecology*, Oxford University Press, 534 – 565.
- Edwards, A. M., Robinson, J. P. W., Plank, M. J., Baum, J. K., Blanchard, J. L. (2017). Testing and recommending methods for fitting size spectra to data. *Methods in Ecology and Evolution* 8, 57 – 67.
- Eklöv, P., Hamrin, S. F. (1989). Predatory efficiency and prey selection: Interactions between pike *Esox lucius*, perch *Perca fluviatilis* and rudd *Scardinius erythrophthalmus*. *Oikos* 56, 149 – 156.
- Eklöv, P. (1997). Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 1520 – 1531.
- Elith, J., Leathwick, J. R., Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77, 802 – 813.
- Emmrich, M., Brucet, S., Ritterbusch, D., Mehner, T. (2011). Size spectra of lake fish assemblages: Responses along gradients of general environmental factors and intensity of lake-use: Size spectra of lake fish assemblages. *Freshwater Biology* 56, 2316 – 2333.
- Emmrich, M., Schällicke, S., Hühn, D., Lewin, C., Arlinghaus, R. (2014). No differences between littoral fish community structure of small natural and gravel pit lakes in the northern German lowlands. *Limnologia* 46, 84 – 93.
- Englund, G., Johansson, F., Olofsson, P., Salonsaari, J., Öhman, J. (2009). Predation leads to assembly rules in fragmented fish communities. *Ecology Letters* 12, 663 – 671.
- Erlinger, G. (1981). Der Einfluss kurz- bzw langfristiger Störungen auf Wasservogelbrutbestände, *ÖKO-L* 3, 16 – 19.
- Eschbach, E., Nolte, A. W., Kohlmann, K., Alós J., Schöning, S., Arlinghaus, R. (2021). Genetic population structure of a top predatory fish (northern pike, *Esox lucius*) covaries with anthropogenic

- alteration of freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 66, 884 – 901.
- Europäische Union (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. Europäische Union, Brüssel.
- Everett, R. A., Ruiz, G. M. (1993). Coarse woody debris as a refuge from predation in aquatic communities: An experimental test. *Oecologia* 93, 475 – 486.
- FAO (2012). Technical guidelines for responsible fisheries: recreational fisheries. FAO, Rome.
- Fahrmeir, L., Kneib, T., Lang, S. (Eds.) (2007). Gemischte Modelle. In: *Regression: Modelle, Methoden und Anwendungen*. Springer, 253 – 290.
- Fausch, K. D., Northcote, T. G. (1992). Large woody debris and salmonid habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49, 682 – 693.
- Fenichel, E. P., Abbott, J. K., Huang, B. (2013). Modelling angler behaviour as a part of the management system: Synthesizing a multi-disciplinary literature. *Fish and Fisheries* 14, 137 – 157.
- Fernández, C., Azkona, P. (1993). Human disturbance affects parental care of marsh harriers and nutritional status of nestlings. *The Journal of Wildlife Management* 57, 602 – 608.
- Fetting, C. C. (2020). The European Green Deal. ESDN (European Sustainable Development Network) Office, Vienna.
- Fernández-Juricic, E., Zollner, P. A., LeBlanc, C., Westphal, L. M. (2007). Responses of nestling black-crowned night herons (*Nycticorax nycticorax*) to aquatic and terrestrial recreational activities: a manipulative study. *Waterbirds* 30, 554 – 565.
- Ficetola, G. F., Valota, M., de Bernardi, F. (2006). Temporal variability of spawning site selection in the frog *Rana dalmatina*: Consequences for habitat management. *Animal Biodiversity and Conservation* 29, 157–163.
- Findenegg, I. (1935). Limnologische Untersuchungen im Kärntner Seengebiet. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 32, 369 – 423.
- Fischer, J. L., Roseman, E. F., Mayer, C. M., Qian, S. (2018). Effectiveness of shallow water habitat remediation for improving fish habitat in a large temperate river. *Ecological Engineering* 123, 54 – 64.
- Fisher, K. A. M., Broughton, N. M. (1984). The effect of cyprinid introductions on angler success in the river Derwent, Derbyshire. *Fisheries Management* 15, 35 – 40.
- Flemming, S. P., Chiasson, R. D., Smith, P. C., Austin-Smith, P. J., Bancroft, R. P. (1988). Piping Plover status in Nova Scotia related to its reproductive and behavioral responses to human disturbance. *Journal of Field Ornithology* 59, 321 – 330.
- Forbes, I. J. (1986). The quantity of lead shot, nylon fishing line and other litter discarded at a coarse fishing lake. *Biological Conservation* 38, 21 – 34.
- Freyhof, J. (2009). Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Fünfte Fassung. In: Bundesamt für Naturschutz (Ed.) *Naturschutz und Biologische Vielfalt* (70(1), 291 – 316.
- Freyhof, J., Brooks, E. (2011). European Red List of Freshwater Fishes. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Freyhof, J., Heinze, S., Friedrichs-Manthey, M., Bowler, D., Wolter, C. (2022). Rote Liste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, im Druck.

- Friedl, T., Hadwiger, E., Schlott, G., Honsig-Erlenburg, W., Jagsch, A., Schulz, L. (2000). Baggerseen und Fischerei. Österreichs Fischerei 53, 52 – 75.
- Friese, K. (2004). Depth distribution of heavy metals in lake sediments from lignite mine pit lakes of Lusatia (Germany). *Studia Quaternaria* 21, 197 – 205.
- Fry, F. E. J. (1971). The effect of environmental factors on the physiology of fish. In: Hoar, W. S., Randall, D. J. (Eds.). *Fish physiology*, New York, Academic Press, 1 – 98.
- Fujitani, M. L., McFall, A., Randler, C., Arlinghaus, R. (2016). Efficacy of lecture-based environmental education for biodiversity conservation: a robust controlled field experiment with recreational anglers engaged in self-organized fish stocking. *Journal of Applied Ecology* 53, 25 – 33.
- Fujitani, M., McFall, A., Randler, C., Arlinghaus, R. (2017). Participatory adaptive management leads to environmental learning outcomes extending beyond the sphere of science. *Science Advances* 3(6), e1602516.
- Fujitani, M. L., Riepe, C., Pagel, T., Cucherousset, J., Arlinghaus, R. (2020). Ecological and social constraints are key for voluntary investments into renewable natural resources. *Global Environmental Change* 63, 102125.**
- Gaeta, J. W., Ahrenstorff, T. D., Diana, J. S., Fetzer, W. W., Jones, T. S., Lawson, Z. J. et al. (2018). Go big or ... don't? A field-based diet evaluation of freshwater piscivore and prey fish size relationships. *Plos One* 13, e0194092.
- Garcia F., Paz-Vinas I., Gaujard A., Olden J.D. & Cucherousset J. (2023). Multiple lines and levels of evidence for avian zoochory promoting fish colonization of artificial lakes. *Biology Letters* 19, 20220533.
- Gasith, A., Hoyer, M. V. (1998). Structuring role of macrophytes in lakes: changing influence along lake size and depth gradients. In: Jeppesen, E. (Ed.), *The Structuring Role of Macrophytes in Lakes*. Springer Science + Business Media, New York, 381–392.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eickhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavy, T., Stübing, S., Sudmann, S. R., Steffens, R., Vökler, F., Witt, K. (2014). *Atlas Deutscher Brutvogelarten – Atlas of German Breeding Birds*. Herausgegeben von der Stiftung Vogelmonitoring und dem DDA, Münster.
- Geist, J., Pander, J. (2016) Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run? *Ecological Engineering* 88, 28 – 38.
- Gerlach, B., Dröschmeister, R., Langgemach, T., Borkenhagen, K., Busch, M., Hauswirth, M., Heinicke, T., Kamp, J., Karthäuser, J., König, C., Markones, N., Prior, N., Trautmann, S., Wahl, J., Sudfeldt, C. (2019). *Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation*. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- GFG (2001). *Totholz in Fließgewässern*. GFG & BWB (Hrsg.), Gemeinnützige Institutionen der Länder BW und RP für Fortbildung in der Wasserwirtschaft.
- Gibson-Reinemer, D., Ickes, B. S., Chick, J. H. (2017). Development and assessment of a new method for combining catch per unit effort data from different fish sampling gears: multigear mean standardization (MGMS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74, 8 – 14.
- Gilby, B. L., Olds, A. D., Chapman, S., Goodridge Gaines, L. A., Henderson, C. J., Ortodossi, N. L., Didderen, K., Lengkeek, W., van der Heide, T., Schlacher, T. A. (2021). Attraction versus production in restoration: Spatial and habitat effects of shellfish reefs for fish in coastal seascapes. *Restoration Ecology* 29, e13413.

- Jimenez M., Villéger S., Grenouillet G. & Cucherousset J. (2023). Stocking practices shape the taxonomic and functional diversity of fish communities in gravel pit lakes. *Fisheries management and ecology*, im Druck.
- Glaz, P. N., Nozais, C., Arseneault, D. (2009). Macroinvertebrates on coarse woody debris in the littoral zone of a boreal lake. *Marine and Freshwater Research* 60, 960.
- Gliwicz, Z. M., Jachner, A. (1992). Diel migrations of juvenile fish: A ghost of predation past or present? *Archiv für Hydrobiologie* 124, 385 – 410.
- Glova, G. J., Jellyman, D. J., Bonnett, M. L. (2010). Factors associated with the distribution and habitat of eels (*Anguilla* spp.) in three New Zealand lowland streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32, 255 – 269.
- Grabowski, R. C., Gurnell, A. M., Burgess-Gamble, L., England, J., Holland, D., Klaar, M. J., Morrissey, I., Uttley, C., Wharton, G. (2019). The current state of the use of large wood in river restoration and management. *Water and Environment Journal* 33, 366 – 377.
- Grausgruber, E. E., Weber, M. J. (2021). Effects of stocking transport duration on age-0 Walleye. *Journal of Fish and Wildlife Management* 12, 70 – 82.
- Grizzetti, B., Liqueste, C., Pistocchi, A., Vigiak, O., Zulian, G., Bouraoui, F., De Roo, A., Cardoso, A. C. (2019). Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. *Science of the Total Environment* 671, 452 – 465.
- Grönlund, Ö., Di Fulvio, F., Bergström, D., Djups-tröm, L., Eliasson, L., Erlandsson, E., Forsell, N., Korosuo, A. (2019). Mapping of voluntary set-aside forests intended for nature conservation management in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34, 133 – 144.
- Grossmann, M. (2011). Impacts of boating trip limitations on the recreational value of the Spreewald wetland: a pooled revealed/contingent behaviour application of the travel cost method. *Journal of Environmental Planning and Management* 54, 211 – 226.
- Grüneberg, C., Bauer, H.-G., Haupt, H., Hüppop, O., Ryslavy, T., Südbeck, P. (2015). Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 5. Fassung. *Berichte zum Vogelschutz* 52, 19 – 67.
- Guillemain, M., Blanc, R., Lucas, C., Lepley, M. (2007). Ecotourism disturbance to wildfowl in protected areas: Historical, empirical and experimental approaches in the Camargue, Southern France. *Biodiversity and Conservation* 16, 3633 – 3651.
- Guilleraut N., Hühn D., Cucherousset J., Arlinghaus R., Skov C. (2018a). Stocking of pike, In: Skov, C. and Nilsson, A. (Ed.), *Biology and Ecology of pike*. CRC Press, Boca Raton, 215 – 247.
- Guilleraut, N., Loot, G., Blanchet, S., Santoul, F. (2018b). Catch-related and genetic outcome of adult northern pike *Esox lucius* stocking in a large river system. *Journal of Fish Biology* 93, 1107 – 1112.
- Guilleraut, N., Loot, G., Blanchet, S., Millet, P., Musseau, C., Cucherousset, J. et al. (2021). Efficiency of Northern pike (*Esox lucius*) stocking in metropolitan France at large spatial and temporal scales. *Fisheries Management and Ecology* 28, 486 – 495.
- Gurnell, A. M., Piégay, H., Swanson, F. J., Gregory, S. V. (2002). Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology* 47, 601 – 619.
- Gurnell, A. M., Bertoldi, W. (2020). Wood in Fluvial Systems. In: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier.
- Guyette, R. P., Cole, W. G. (1999). Age characteristics of coarse woody debris (*Pinus strobus*) in a lake littoral zone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 496 – 505.

- Haas, K., Köhler, U., Diehl, S., Köhler, P., Dietrich, S., Holler, S., Jaensch, A., Niedermaier, M., Vilsmeier, J. (2007). Influence of fish on habitat choice of water birds: A whole system experiment. *Ecology* 88, 2915 – 2925.
- Haghani, M., Bliemer, M. C. J., Rose, J. M., Oppeval, H., Lancsar, E. (2021). Hypothetical bias in stated choice experiments: Part I. Macro-scale analysis of literature and integrative synthesis of empirical evidence from applied economics, experimental psychology and neuroimaging. *Journal of Choice Modelling* 41, 100309.
- Håkanson, L. (2012). Origin of lakes and their physical characteristics. In: Bengtsson, L., Herschy, R. W., Fairbridge, R. W. (Eds.) *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs. Encyclopedia of Earth Sciences Series*. Springer, Dordrecht.
- Hampicke, U. (1991). *Naturschutzökonomie*. Stuttgart.
- Hanley, N., Barbier, E. B. (2009). *Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. Edward Elgar.
- Hanley, N., Perrings, C. (2019). The Economic Value of Biodiversity. *Annual Review of Resource Economics* 11, 355 – 375.
- Hanusch, H., Ilg, G., Jung, M. (2011). *Kosten-Nutzen-Analyse*. 3. Auflage, München.
- Härmä, M., Lappalainen, A., Urho, L. (2008). Reproduction areas of roach (*Rutilus rutilus*) in the northern Baltic Sea: Potential effects of climate change. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65, 2678 – 2688.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Solins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N.G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K., Cummins, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15, 133 – 302.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C.-I., Demeter, L. (2007). The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583, 173 – 182.
- Hartmann J., Nümann W. (1977). Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34, 1670 – 1677.
- Hasler, C. T., Colotelo, A. H., Rapp, T., Jamieson, E., Bellehumeur K., Arlinghaus, R., Cooke, S. J. (2011). Opinions of fisheries researchers, managers, and anglers toward recreational fishing issues: An exploratory analysis for North America. *American Fisheries Society Symposium* 75, 51 – 74.
- Haas, K., Köhler, U., Diehl, S., Köhler P., Dietrich, S., Holler S. et al. (2007). Influence of fish on habitat choice of water birds: A whole system experiment. *Ecology* 88, 2915 – 2925.
- Heal, G. M., Barbier, E. B., Boyle, K. J. Covich, A. P., Gloss, S. P. et al. (2005). *Valuing ecosystem services: toward better environmental decision-making*. The National Academic Press, Washington, D.C.
- Hecnar S. J., M'Closkey, R. T. (1997). The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation* 79, 123 – 131.
- Heibo, E., Magnhagen, C. (2005). Variation in age and size at maturity in perch (*Perca fluviatilis* L.), compared across lakes with different predation risk. *Ecology of Freshwater Fish* 14, 344 – 351.
- Helmus, M. R., Sass G. G. (2008). The rapid effects of a whole-lake reduction of coarse woody debris on fish and benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 53, 1423 – 1433.
- Henkel, F. (1990). Bedeutung und Nutzung von Sand und Kies. *Ökologie & Naturschutz* 3, 407 – 421.

- Henriksson, A., Wardle, J., Trygg, J., Diehl, S., Englund, G. (2016). Strong invaders are strong defenders – implications for resistance of invaded communities. *Ecology Letters* 19, 487 – 494.
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Prenda, J. (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: An analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications* 21, 175 – 188.
- Hidding, B., Bakker, E. S., Hootsmans, M. J. M., Hilt, S. (2016). Synergy between shading and herbivory triggers macrophyte loss and regime shifts in aquatic systems. *Oikos* 125, 1489 – 1495.
- Hilborn, R., Agostini, V. N., Chaloupka, M., Garcia, S. M., Gerber, L. R., Gilman, E., Hanich, Q., Himes-Cornell, A., Hobday, A. J., Itano, D., Kaiser, M. J., Murua, H., Ovando, D., Pilling, G. M., Rice, J. C., Sharma, R., Schaefer, K. M., Severance, C. J., Taylor, N. G., Fitchett, M. (2022). Area-based management of blue water fisheries: Current knowledge and research needs. *Fish and Fisheries* 23, 492 – 518.
- Hilgers, C., Becker, I. (2020). Geologische Aspekte und Umfeldanalyse zur überregionalen Rohstoffverfügbarkeit von Beton – Sand, Kalkstein, Gips. In: Ressourceneffizienter Beton – Zukunftsstrategien für Baustoffe und Baupraxis: 15. Symposium Baustoffe und Bauwerkserhaltung, Karlsruher Institut für Technologie (KIT), (Hrsg.): Nolting, U., Dehn, F., Link, J., Mercedes Kind, V., 21 – 30.
- Hirsch, P. E., N’Guyen, A., Muller, R., Adrian-Kalchauer, I., Burkhardt-Holm, P. (2018). Colonizing Islands of water on dry land-on the passive dispersal of fish eggs by birds. *Fish and Fisheries* 19, 502 – 510.
- Hirsch, P. E., N’Guyen, A., Burkhardt-Holm P. (2021). Hobbyists acting simultaneously as anglers and aquarists: Novel pathways for non-native fish and impacts on native fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31, 1285 – 1296.
- Hjelm, J., Persson, L., Christensen, B. (2000). Growth, morphological variation and ontogenetic niche shifts in perch (*Perca fluviatilis*) in relation to resource availability. *Oecologia* 122, 190 – 199.
- Hoehn, E., Riedmüller, U., Eckert, B., Tworeck, A., Leßmann, D. (2009). Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 3.06.
- Hoffmann, A., Hering, D. (2000). Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85, 25 – 48.
- Hofmann, M. M., Fleischmann, A. (2020). A photo-based assessment of wild bees in a filled-up gravel pit in Riem, Munich-with a species list of bees found in Central European gravel pits (Hymenoptera, Apiformes). *Spixiana* 43, 161 – 174.
- Höhne, L., Palmer, M., Monk, C. T., Matern, S., Nikolaus, R., Trudeau, A., Arlinghaus, R. (2020). **Environmental determinants of perch (*Perca fluviatilis*) growth in gravel pit lakes and the relative performance of simple versus complex ecological predictors.** *Ecology of Freshwater Fish* 29, 557 – 573.
- Holland, S. M., Ditton, R. B. (1992). Fishing trip satisfaction: A typology of anglers. *North American Journal of Fisheries Management* 12, 28 – 33.
- Hoppe, A. (2011). Limnologische Aspekte in Baggerseen der Oberrheinebene. *Botanische Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland* 3, 15 – 18.
- Howard, J. K., Fesenmyer, K. A., Grantham, T. E., Viers, J. H., Ode, P. R. et al. (2018). A freshwater conservation blueprint for California: prioritizing watersheds for freshwater biodiversity. *Freshwater Science* 37, 417 – 431.

- Hühn, D., Klefoth, T., Pagel, T., Zajicek, P., Arlinghaus, R. (2014a). Impacts of external and surgery-based tagging techniques on small northern pike under field conditions. *North American Journal of Fisheries Management* 34, 322 – 334.
- Hühn, D., Lübke, K., Skov, C., Arlinghaus, R., Taylor, E. (2014b). Natural recruitment, density-dependent juvenile survival, and the potential for additive effects of stock enhancement: an experimental evaluation of stocking northern pike (*Esox lucius*) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71, 1508 – 1519.
- Hunt, L. M., Gonder, D., Haider, W. (2010). Hearing voices from the silent majority: a comparison of preferred fish stocking outcomes for Lake Huron by anglers from representative and convenience samples. *Human Dimensions of Wildlife* 15, 27 – 44.
- Hunt, L. M., Camp, E., van Poorten, B., Arlinghaus, R., (2019). Catch and non-catch-related determinants of where anglers fish: a review of three decades of site choice research in recreational fisheries. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 27, 261 – 286.**
- Hutchinson, G. E. (1957). *A Treatise on Limnology. Volume 1, Geography, Physics, and Chemistry*, John Wiley & Sons, Ltd, New York.
- Inskip, P. D. (1982). *Habitat suitability index models: Northern Pike*. U.S. Department of the Interior. Fish and Wildlife Service, 40.
- Jacobs, M. J., MacIsaac, H. J. (2007). Fouling of fishing line by the waterflea *Cercopagis pengoi*: a mechanism of human-mediated dispersal of zooplankton? *Hydrobiologia* 583, 119 – 126.
- Jacobsen, L., Engström-Öst, J. (2018). In: Skov, C. and Nilsson, A. (Ed.), *Biology and Ecology of pike*. CRC Press, Boca Raton, 32 – 61.
- James, M. R., Hawes, I., Weatherhead, M., Stanger, C., Gibbs, M. (2000). Carbon flow in the littoral food web of an oligotrophic lake. *Hydrobiologia* 441, 93 – 106.
- Jameson, S. C., Tupper, M. H., Ridley, J. M. (2002). The three screen doors: Can marine “protected” areas be effective? *Marine Pollution Bulletin* 44, 1177 – 1183.
- Jens, G. (1980). *Die Bewertung der Fischgewässer*, 2. Auflage, Hamburg und Berlin, Verlag Paul Parey.
- Jeppesen E., Jensen J. P., Søndergaard M., Lauridsen T., Landkildehus F. (2000). Trophic structure, species richness and diversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45, 201 – 218.
- Johnson B. M., Arlinghaus R., Martinez P. J. (2009). Are we doing all we can to stem the tide of illegal fish stocking? *Fisheries* 34, 389 – 394.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W. (Vic), Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., Hane-mann, W. M., Hanley, N., Ryan, M., Scarpa, R., Tourangeau, R., Vossler, C. A. (2017). Contemporary guidance for stated preference studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 4.
- Johnston, F. D., Allen, M. S., Beardmore, B., Riepe, C., Pagel, T., Hühn, D., Arlinghaus, R. (2018). How ecological processes shape the outcomes of stock enhancement and harvest regulations in recreational fisheries. *Ecological Applications* 28, 2033 – 2054.
- Jürging, P. (2003). Baggerseen. *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege* 27, 1 – 9.
- Kahl U., Radke R. J. (2006). Habitat and food resource use of perch and roach in a deep mesotrophic reservoir: enough space to avoid competition? *Ecology of Freshwater Fish*, 48 – 56.
- Kahl, U., Hülsmann, S., Radke, R. J., Benndorf, J. (2008). The impact of water level fluctuations on the year class strength of roach: Implications

- for fish stock management. *Limnologica* 38, 258 – 268.
- Kail, J., Hering, D., Gerhard, M., Muhar, S. Preis, S. (2007). The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology* 44, 1145 – 1155.
- Kalbe L, Körner M. (2008). Ökologische Charakterisierung der wichtigsten Brutgebiete für Wasservögel in Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes, Band 57.
- Kalbe L. (1965). Gewässertypen und die Möglichkeit ihrer Besiedlung mit Entenvögeln. *Der Falke* 12, 10 – 16 & 42 – 44.
- Kaufmann, P. R., Whittier, T. R. (1997). Habitat assessment. In: J. R. Baker, D. V. Peck, Sutton, D.W. (Hrsg.), *Environmental monitoring and assessment program – Surface waters: Field operations manual for lakes*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 5 – 26.
- Kaufmann, P. R., Hughes, R. M., Van Sickle, J., Whittier, T. R., Seeliger, C. W., Paulsen, S. G. (2014). Lakeshore and littoral physical habitat structure: A field survey method and its precision. *Lake and Reservoir Management* 30, 157 – 176.
- Keskinen, T., Marjomäki, T. J. (2003). Growth of pikeperch in relation to lake characteristics: Total phosphorus, water colour, lake area and depth. *Journal of Fish Biology* 63, 1274 – 1282.
- Kerr L. A., Kritzer, J. P., Cadrin, S. X. (2019). Strengths and limitations of before–after–control–impact analysis for testing the effects of marine protected areas on managed populations. *ICES Journal of Marine Science* 76, 1039 – 1051.
- King, J. G., Mace, A. C. (1974). Effects of recreation on water-quality. *Journal Water Pollution Control Federation* 46, 2453 – 2459.
- Kirillin, G., Shatwell, T. (2016). Generalized scaling of seasonal thermal stratification in lakes. *Earth-Science Reviews* 161, 179 – 190.
- Kırkağaç, M. U., Demir, N. (2006). The effects of grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val., 1844) on water quality, plankton, macrophytes and benthic macroinvertebrates in a spring pond. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 6, 7 – 15.
- Kissoon, L. T. T., Jacob, D. L., Hanson, M. A., Herwig, B. R., Bowe, S. E., Otte, M. L. (2013). Macrophytes in shallow lakes: Relationships with water, sediment and watershed characteristics. *Aquatic Botany* 109, 39 – 48.
- Klefoth, T., Wegener, N., Meyerhoff, J., Arlinghaus, R. (2023). Do anglers and managers think similarly about stocking, habitat management and harvest regulations? Implications for the management of community-governed recreational fisheries. *Fisheries Research* 260, 106589.**
- Klefoth, T., Hempel, M., Emmrich, M., Focke, R., Gerken, R., Wolf, K., Möllers, F. (2020). Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) – Eine ökologische Gesamtübersicht & Anleitung zum Fischartenschutz durch Angellvereine. Anglerverband Niedersachsen e. V.
- Knight, R. L., Knight, S. K. (1984). Responses of wintering bald eagles to boating activity. *The Journal of Wildlife Management* 48, 999 – 1004.
- Knorp, N. E., Dorn, N. J. (2016). Mosquitofish predation and aquatic vegetation determine emergence patterns of dragonfly assemblages. *Freshwater Science* 35, 114 – 125.
- Kobler, A., Klefoth, T., Mehner, T., Arlinghaus, R. (2009). Coexistence of behavioural types in an aquatic top predator: A response to resource limitation? *Oecologia* 161, 837 – 847.
- Kobler, A., Klefoth, T., Wolter, C., Fredrich, F., Arlinghaus, R. (2008). Contrasting pike (*Esox lucius* L.) movement and habitat choice between summer and winter in a small lake. *Hydrobiologia* 601, 17 – 27.

- Kochalski, S., Riepe, C., Fujitani, M., Aas, Ø, Arlinghaus, R. (2019). Public perception of river fish biodiversity in four European countries. *Conservation Biology* 33, 164–175.
- Koetse, M. J., Brouwer, R., van Beukering, P. J. H. (2015). Economic valuation methods for ecosystem services, In: Bouma, J. A., van Beukering, P. J. H. (Eds.), *Ecosystem Services: From Concept to Practice*. Cambridge University Press, Cambridge, 108 – 131.
- Kohler, A. (1978). Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt* 10, Stuttgart, 73 – 85.
- Komyakova, V., Chamberlain, D., Swearer, S. E. (2021). A multi-species assessment of artificial reefs as ecological traps. *Ecological Engineering* 171, 106394.
- Koning, A. A., Perales, K. M., Fluet-Chouinard, E., McIntyre, P. B. (2020). A network of grassroots reserves protects tropical river fish diversity. *Nature* 588, 631–635.
- Korsch, H., Doege, A., Raabe, U., van de Weyer, K. (2013). Rote Liste der Armleuchteralgen (*Charophyceae*) Deutschlands, 3. Fassung. *Hausknechtia Beiheft* 17, 1 – 37.
- Kristensen, E., Sand-Jensen, K., Snebjørn, J., Kristensen, B., Engkær, M., Bastrup-Spohr, L., Kragh, T. (2020). Early fish colonization and community development in a shallow re-established lake. *Ecological Engineering* 155, 105956.
- Krönert, T. (2017). Erfahrungen aus 18 Jahren ehrenamtlicher NSG-Betreuung. *Naturschutzarbeit in Sachsen* 59, 4 – 15.
- Krüger, T. (2016). On the effects of kitesurfing on waterbirds – a review. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 36, 3 – 66.
- Kühnel, K.-D., Geiger, A., Laufer, H., Podlousky, R., Schlüpmann, M. (2009). Rote Liste und Gesamtartenliste der Lurche (Amphibia) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70, 259 – 288.
- Kumada N., Arima, T., Tsuboi, J.-I., Ashizawa, A., Fujioka M. (2013). The multi-scale aggregative response of cormorants to the mass stocking of fish in rivers. *Fisheries Research* 137, 81 – 87.
- Küsters, E. (1995). Entwicklung des Vogelbestandes an Kiesbaggerseen – Dargestellt am Beispiel des Donaumooses. In: Geller, W. & Packroff, G. (Hrsg.), *Abgrabungsseen – Risiken und Chancen*. *Limnologie Aktuell* 7, 171 – 178.
- LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz). (2010). Hinweise zu zentralen unbestimmten Rechtsbegriffen des Bundesnaturschutzgesetzes. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Oberste Naturschutzbehörde.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2003). Zentrales BaggerseelInformationssystem (ZeBIS). Untersuchungsdaten 1994 bis 2003, Oberrheinebene. – *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 81.
- Langlois, T. J., Ballantine, W. J. (2005). Marine ecological research in New Zealand: Developing predictive models through the study of no-take marine reserves. *Conservation Biology* 19, 1763 – 1770.
- Lapinska, M., Frankiewicz, P., Dąbrowski, K., Zalewski, M. (2001). The influence of littoral zone type and presence of YOY pike (*Esox lucius* L.) on growth and behaviour of YOY pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.): Consequences for water quality in lowland reservoirs. *Ecohydrology and Hydrobiology* 1, 355 – 372.
- Larson, M. G., Booth, D. B., Morley, S. A. (2001). Effectiveness of large woody debris in stream rehabilitation projects in urban basins. *Ecological Engineering* 18, 211 – 226.

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003). Vorläufige Richtlinie für die Erstbewertung von Baggerseen nach tropischen Kriterien. 27 Seiten.
- Lawson, Z. J., Latzka, A. W., Eslinger, L. (2021). Stocking practices and lake characteristics influence probability of stocked Walleye survival in Wisconsin's Ceded Territory lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 42, 523 – 534.
- LBV (Landesbund für Vogelschutz). (2017). Positionspapier Fischerei und Fischartenschutz. Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V.
- Le Saout, S., Hoffmann, M., Shi, Y., Hughes, A., Bernard, C., Brooks, T. M., Bertzky, B., Butchart, S. H. M., Stuart, S. N., Badman, T., Rodrigues, A. S. L. (2013). Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science* 342, 803 – 805.
- Lee, Y.-C., Chang, P.-H., Shih, C.-H., Shiao, J.-C., Tzeng, T.-D., Chang W.-C. (2021). The impact of religious release fish on conservation. *Global Ecology and Conservation* 27, e01556.
- Lehmann, A. W., Nüss, J. H. (2015). Libellen – Bestimmungsschlüssel für Nord- und Mitteleuropa. 6. Auflage, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtungen, Göttingen.
- Lehtonen, H., Hansson, S., Winkler, H. (1996). Biology and exploitation of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in the Baltic Sea area. *Annales Zoologici Fennici* 33, 525 – 535.
- Lemmens, P., Declerck, S. A. J., Tuytens, K., Vanderstukken, M., de Meester, L. (2018). Bottom-Up effects on biomass versus top-down effects on identity: a multiple-lake fish community manipulation experiment. *Ecosystems* 21, 166 – 177.
- Lemmens, P., Mergeay, J., De Bie, T., Van Wichelen, J., De Meester, L., Declerck, S. A. J. (2013). How to maximally support local and regional biodiversity in applied conservation? Insights from pond management. *PLoS ONE* 8, e72538.
- Lemmens, P., Mergeay, J., Van Wichelen, J., De Meester, L., Declerck, S. A. J. (2015). The impact of conservation management on the community composition of multiple organism groups in eutrophic interconnected man-made ponds. *PLoS ONE* 10, e0139371.
- Lenda, M., Skórka, P., Morón, D., Rosin, Z. M., Tryjanowski, P. (2012). The importance of the gravel excavation industry for the conservation of grassland butterflies. *Biological Conservation* 148, 180 – 190.
- Lewin, W.-C., Okun, N., Mehner, T. (2004). Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biology* 49, 410 – 424.
- Lewin, W.-C., Arlinghaus, R., Mehner, T. (2006). Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science* 14, 305 – 367.
- Lewin, W.-C., Bischoff, A., Mehner, T. (2010). Die „Gute fachlichen Praxis“ in der Binnenfischerei. Bundesamt für Naturschutz, Naturschutz und Biologische Vielfalt, 105.
- Lewin, W.-C., Mehner, T., Ritterbusch, D., Brämick, U. (2014). The influence of anthropogenic shoreline changes on the littoral abundance of fish species in German lowland lakes varying in depth as determined by boosted regression trees. *Hydrobiologia* 724, 293 – 306.
- Li, J., Cohen, Y., Schupp, D. H., Adelman, I. R. (1996). Effects of walleye stocking on population abundance and fish size. *North American Journal of Fisheries Management* 16, 830 – 839.
- Lienhoop, N., Messner, F. (2009). The economic value of allocating water to post-mining lakes in East Germany. *Water Resources Management* 23, 965 – 980.

- Lorenzen, K. (2000). Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 2374 – 2381.
- Lorenzen, K. (2005). Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: practical theory for assessment and policy analysis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences* 360, 171–189.
- Lorenzen, K., Camp, E.V. (2019). Density-dependence in the life history of fishes: When is a fish recruited? *Fisheries Research* 217, 5 – 10.
- Lorenzen, K., Beveridge, M. C., Mangel, M. (2012). Cultured fish: integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. *Biological Reviews* 87, 639 – 660.
- Lovas-Kiss, Á., Vincze, O., Löki, V., Pallér-Kapusi, F., Halasi-Kovács, B., Kovács, G. et al. (2020). Experimental evidence of dispersal of invasive cyprinid eggs inside migratory waterfowl. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117, 15397 – 15399.
- Ludwig, Jr H. R., Leitch, J. A. (1996). Interbasin transfer of aquatic biota via anglers' bait buckets. *Fisheries* 21, 14 – 18.
- Ludwig, G., Schnittler, M. (1996). Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands, Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bundesamt für Naturschutz Bonn – Bad Godesberg.
- Ludwig, A. (2011). To take up the cudgels for inbreeding as tool in restoration programmes. *Journal of Applied Ichthyology* 27(s3), 2– 4.
- MacArthur, R. H., Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*, Princeton New York, Princeton University Press.
- Mace, G. M., Norris, K., Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 27, 19 – 26.
- Mackay, M., Jennings, S., van Putten, E. I., Sibly, H., Yamazaki, S. (2018). When push comes to shove in recreational fishing compliance, think 'nudge'. *Marine Policy* 95, 256 – 266.
- Maday, A. (2020). Seasonal and diurnal patterns in the microhabitat use of fish in the littoral of gravel pit lakes, with special reference to the use of supplemented dead woody habitat. Master thesis. <https://www.ifishman.de/publikationen/einzelansicht/1780-seasonal-and-diurnal-patterns-in-the-microhabitat-use-of-fish-in-the-littoral-of-gravel-pit-lak/>.**
- Maday, A., Matern, S., Monk, C., Klefoth, T., Wolter, C., Arlinghaus, R. (2023). Seasonal and diurnal patterns of littoral microhabitat use by fish in gravel pit lakes, with special reference to supplemented deadwood brush piles. *Hydrobiologia* 850, 1557 – 1581.**
- Magnhagen, C., Borcharding, J. (2008). Risk-taking behaviour in foraging perch: does predation pressure influence age-specific boldness? *Animal Behaviour* 75, 509 – 517.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd.
- Mandrak, N. E., Crossman, E. J. (1992). Postglacial dispersal of freshwater fishes into Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 70, 2247 – 2259.
- Marburg, A. E., Turner, M. G., Kratz, T. K. (2006). Natural and anthropogenic variation in coarse wood among and within lakes. *Journal of Ecology* 94, 558 – 568.
- Mardia, K. V., Kent, J. T., Bibby, J. M. (1979). *Multivariate Analysis*, 1st ed. Academic Press, London – New York – Toronto – Sydney – San Francisco.
- Mariel, P., Hoyle, H., Meyerhoff, J., Czajkowski, M., Dekker, T., Glenk, K., Jacobsen, J. B., Liebe, U., Olsen, S. B., Sagebiel, J., Thieme, M. (2021). *Environmental Valuation with Discrete Choice Ex-*

periments. Guidance on Design, Implementation and Data Analysis. Springer, Cham.

Martinsen K.T., Kristensen E., Baastrup-Spohr L., Søndergaard M., Carl H., Jeppesen E., Sand-Jensen K., Kragh T. (2023). Environmental predictors of lake fish diversity across gradients in lake age and spatial scale. *Freshwater Biology*, im Druck.

Matern, S., Emmrich, M., Klefoth, T., Wolter, C., Nikolaus, R., Wegener, N. et al. (2019). Effect of recreational-fisheries management on fish biodiversity in gravel pit lakes, with contrasts to unmanaged lakes. *Journal of Fish Biology* 94, 865 – 881.

Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Arlinghaus, R. (2021). Environmental determinants of fish abundance in the littoral zone of gravel pit lakes. *Hydrobiologia* 848, 2449 – 2471.

Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Hussner, A., Simon, J., Arlinghaus, R. (2022a). Fish community composition in small lakes: The impact of lake genesis and fisheries management. *Freshwater Biology* 67, 2130 – 2147.

Matern, S., Maday, A., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2022b). Totholz im Angelgewässer. Nichts als Gestrüpp? *Blinker* 2/2022, 61 – 67.

Matern, S., Nikolaus, R., Schafft, M., Klefoth, T., Emmrich, M., Maday, A., Bader, S., Wolter, C., Hering, D., Manfrin, A., Arlinghaus, R. (2022c). Datenbank Projekt BAGGERSEE 2016 – 2022. <https://doi.org/10.18728/igb-fred-807.0>.

Mauersberger, H, Mauersberger, R. (1996). Die Seen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin – eine ökologische Studie. Dissertation, Universität Greifswald.

Mehner, T., Brucet, S. (2022). Structure of fish communities in lakes and its abiotic and biotic determinants. In: Mehner T., Tockner K. (Eds.), *Encyclopedia of inland waters*, Elsevier, Band II, 77 – 88.

Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C., Wysujack, K. (2004). How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology* 11, 261 – 275.

Mehner, T., Diekmann, M., Brämick, U., Lemcke, R. (2005). Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50, 70 – 85.

Meraj, G., Singh, S. K., Kanga, S., Islam, M. N., 2021. Modeling on comparison of ecosystem services concepts, tools, methods and their ecological-economic implications: a review. *Modeling Earth Systems and Environment* 8, 15 – 34.

Metzing, D., Garve, E., Matzke-Hajek, G.; Adler, J., Bleeker, W., Breunig, T., Caspari, S., Dunkel, F. G., Fritsch, R., Gottschlich, G., Gregor, T., Hand, R., Hauck, M., Korsch, H., Meierott, L., Meyer, N., Renker, C., Romahn, K., Schulz, D., Täuber, T., Uhlemann, I., Welk, E., Van de Weyer, K., Wörz, A., Zahlheimer, W., Zehm, A., Zimmermann, F. (2018). Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. In: Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 7: Pflanzen*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70, 13 – 358.

Meyer, N., Schafft, M., Wegner, B., Wolter, C., Arlinghaus, R., Venohr, M., von Oheimb, G. (2021). A day on the shore: ecological impacts of non-motorised recreational activities in and around inland water bodies. *Journal for Nature Conservation* 64, 126073.

Meyerhoff, J., Dehnhardt, A., Hartje, V. (2010). Take your swimsuit along: the value of improving urban bathing sites in the metropolitan area of Berlin. *Journal of Environmental Planning and Management* 53, 107 – 124.

- Meyerhoff, J., Boeri, M., Hartje, V. (2014). The value of water quality improvements in the region Berlin-Brandenburg as a function of distance and state residency. *Water Resources and Economics* 5, 49 – 66.
- Meyerhoff, J., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2019). The value artificial lake ecosystems provide to recreational anglers: Implications for management of biodiversity and outdoor recreation. *Journal of Environmental Management* 252, 109580.**
- Meyerhoff, J., Klefoth, T., Arlinghaus, R., (2022). Ecosystem service trade-offs at small lakes: preferences of the general public and anglers. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 35, 1 – 11.**
- Miler, O., Porst, G., McGoff, E., Pilotto, F., Donohue, L., et al. (2013). Morphological alterations of lake shores in Europe: A multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators* 34, 398 – 410.
- Miranda, L. E., Frese, W. (1991). Can fishery scientists predict angler preferences? *American Fisheries Society, Symposium* 12, 375 – 379.
- Miró, A., Sabás, I., Ventura M. (2018). Large negative effect of non-native trout and minnows on Pyrenean lake amphibians. *Biological Conservation* 218, 144 – 153.
- Mollema, P. N., Antonellini M. (2016). Water and (bio)chemical cycling in gravel pit lakes: A review and outlook. *Earth-Science Reviews* 159, 247 – 270.
- Møller, A. P. (2008). Flight distance and population trends in European breeding birds. *Behavioral Ecology* 19, 1095 – 1102.
- Monk, C. T., Chéret, B., Czaplá, P., Hühn, D., Klefoth, T., Eschbach, E. et al. (2020). Behavioural and fitness effects of translocation to a novel environment: Whole-lake experiments in two aquatic top predators. *Journal of Animal Ecology* 89, 2325 – 2344.
- Müller, H. (2012). Zulässigkeit und Grenzen der Ausgestaltung/Einschränkung von Fischereirechten an Baggerseen. Rechtsgutachten: Bezirksfischereiverband Oberfranken e. V., Landesfischereiverband Bayern e. V., Bayreuth/München.
- Myers, R., Taylor, J., Allen, M., Bonvechio, T. F. (2008). Temporal trends in voluntary release of largemouth bass. *North American Journal of Fisheries Management* 28, 428 – 433.
- Nakamura, F., Swanson, F. J. (1993). Effects of coarse woody debris on morphology and sediment storage of a mountain stream system in western Oregon. *Earth Surface Processes and Landforms* 18, 43 – 61.
- Nesbø, C. L., Fossheim, T., Vøllestad, L. A., Jakobsen K. S. (1999). Genetic divergence and phylogeographic relationships among European perch (*Perca fluviatilis*) populations reflect glacial refugia and postglacial colonization. *Molecular Ecology* 8, 1387 – 1404.
- Neumann, D., Staas, S., Molls, F., Seidenberg-Busse, C., Petermeier, A., Rutschke, J. (1996). The significance of man-made lentic waters for the ecology of the Lower River Rhine, especially for the recruitment of potamal fish. *Archiv für Hydrobiologie* 113, 267 – 278.
- Newbrey, M. G., Bozek, M.A., Jennings, M.J., Cook, J.E. (2005). Branching complexity and morphological characteristics of coarse woody structure as lacustrine fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 2110 – 2123.
- Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Klefoth, T., Maday, A., Wolter, C. et al. (2020). Einfluss anglerischer Bewirtschaftung auf die Biodiversität von Baggerseen: Eine vergleichende Studie verschiedener gewässergebundener Organismengruppen. *Lauterbornia* 87, 153 – 181.**
- Nikolaus, R., Klefoth, T., Schafft, M., Wolter, C., Maday, A., Arlinghaus, R. (2021). Status of**

aquatic and riparian biodiversity in artificial lake ecosystems with and without management for recreational fisheries: Implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31, 153 – 172.

Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Maday, A., Wolter, C., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2022). Influence of protected riparian areas on habitat structure and biodiversity in and at small lakes managed by recreational fisheries. 256, 106476,

Ninan, K. N. (Ed.) (2014). *Valuing Ecosystem Services. Methodological Issues and Case Studies.* Edward Elgar, Cheltenham.

Nixdorf, B., van de Weyer, K., Leßmann, D. (2016). *Limnologie von Bergbauseen der Lausitz–Besiedlung und Bewertung. Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 24, 83 – 102.

Noble-James, T., Jesus, A., McBreen, F. (2018). *Monitoring guidance for marine benthic habitats. JNCC Report No: 598, Peterborough, UK,* 118.

Nunes, P., van den Bergh, J., Nijkamp, P. (2003). *The ecological economics of biodiversity.* Edward Elgar, Cheltenham.

Nunnally, J. C., Bernstein, I. H. (1994). *Psychometric Theory.* McGraw-Hill, New York, New York, USA.

O'Toole, A. C., Hanson, K. C., Cooke, S. J. (2009). *The effect of shoreline recreational angling activities on aquatic and riparian habitat within an urban environment: Implications for conservation and management. Environmental Management* 44, 324 – 334.

OECD (2018). *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use.* OECD Publishing, Paris.

Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., Lachavanne, J.-B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104, 59 – 70.

Oertli, B., Parris, K. M. (2019). Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere* 10, e02810.

Oh, C. O., Ditton, R. B., Gentner, B., Riechers, R. (2005). A stated preference choice approach to understanding angler preferences for management options. *Human Dimensions of Wildlife* 10, 173 – 186.

Olden, J. D., Kennard, M. J., Leprieux, F., Tedesco, P.A., Winemiller, K. O., Garcia-Berthou, E. (2010). *Conservation biogeography of freshwater fishes: Recent progress and future challenges. Diversity and Distributions* 16, 496 – 513.

Olson, M. H., Carpenter, S. R., Cunningham, P., Gafny, S., Herwig, B. R., Nibbelink, N. P., Pellett, T., Storie, C., Trebitz, A. S., Wilson, K. A. (1998). *Managing macrophytes to improve fish growth: a multi-lake experiment. Fisheries* 23, 6 – 12.

Oppenheim, A. N. (1992). *Questionnaire design. Interviewing and Attitude measurement, Jg. 24.* London: Pinter Pub.

Ostendorp, W., Gretler, T., Mainberger, M., Peintinger, M., Schmieder, K. (2009). Effects of mooring management on submerged vegetation, sediments and macro-invertebrates in Lake Constance, Germany. *Wetlands Ecology and Management* 17, 525 – 541.

Ott, J. (1990). *Die Odonatenfauna unterschiedlich strukturierter und genutzter Kiesgruben im Regierungsbezirk Rheinhessen-Pfalz – Teil 1: Imagines. Verhandlungen des Westdeutschen Entomologentags Düsseldorf 1989,* 89 – 103.

Ott, J. (1995). *Die Beeinträchtigung von Sand- und Kiesgruben durch intensive Angelnutzung – Auswirkungen auf die Libellenfauna und planerische Lösungsansätze.* In: Geller, W., Packroff, G. (Hrsg.), *Abgrabungsseen – Risiken und Chancen. Limnologie Aktuell* 7: 155 – 170.

Ott, J., Conze, K.-J., Günther, A., Lohr, M., Mauersberger, R., Roland, H.-J., Suhling, F. (2015).

- Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit, 3. Fassung, Anfang 2012 (Odonata). Libellula Supplement 14, 395 – 422.
- Ovegård, M. K., Jepsen, N., Bergenius, Nord M., Petersson, E. (2021). Cormorant predation effects on fish populations: A global analysis. Fish and Fisheries 22, 605 – 622.
- Paasivaara, A., Pöysä, H. (2004). Mortality of common goldeneye (*Bucephala clangula*) broods in relation to predation risk by northern pike (*Esox lucius*). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 41, 513 – 523.
- Paquette, A., Hargreaves, A. L. (2021). Biotic interactions are more often important at species warm versus cool range edges. Ecology Letters 24, 2427 – 2438.
- Pardini, E. A., Parsons, L. S., Ștefan, V., Knight, T. M. (2018). GLMM BACI environmental impact analysis shows coastal dune restoration reduces seed predation on an endangered plant. Restoration Ecology 26, 1190 – 1194.
- Pearce, J. L., Mallory, E. C., Smokorowski, K. E. (2022). Downed wood dynamics in the riparian and littoral zone of small lakes in tolerant hardwood forests. Canadian Journal of Forest Research 52, 751 – 768.
- Penczak, T. (1996). Natural regeneration of endangered fish populations in the Pilica drainage basin after reducing human impacts. In: Kirchhofer, A., Hefti, D. (Hrsg.): Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser Verlag. Basel, Boston, Berlin, 121 – 133.
- Penn, J. M., Hu, W. (2018). Understanding hypothetical bias: an enhanced meta-analysis. American Journal of Agricultural Economics 100, 1186 – 1206.
- Perrow, M. R., Jowitt, A. J. D., Johnson, S. R. (1996). Factors affecting the habitat selection of tench in a shallow eutrophic lake. Journal of Fish Biology 48, 859 – 870.
- Persson, L. (1983). Food consumption and competition between age classes in a perch *Perca fluviatilis* population in a shallow eutrophic lake. Oikos 40, 197 – 207.
- Persson, L., Greenberg, L. A. (1990). Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*)-roach (*Rutilus rutilus*) interaction. Ecology 71, 44 – 56.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G., Hamrin, S. F. (1991). Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes: patterns and the importance of size-structured interactions. Journal of Fish Biology 38, 281 – 293.
- Persson, L., Eklöv, P. (1995). Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. Ecology 76, 70 – 81.
- Persson L., De Roos, A. M., Claessen, D., Byström, P., Lövgren, J., Sjögren, S. et al. (2003). Gigantic cannibals driving a whole-lake trophic cascade. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100, 4035 – 4039.
- Poiger, T., Buser, H. R., Balmer, M. E., Bergqvist, P. A., Muller, M. D. (2004). Occurrence of UV filter compounds from sunscreens in surface waters: regional mass balance in two Swiss lakes. Chemosphere 55, 951 – 963.
- Polasky, S., Kling, C. L., Levin, S. A., Carpenter, S. R., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Heal, G. M., Lubchenco, J. (2019). Role of economics in analyzing the environment and sustainable development. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 116, 5233 – 5238.
- Pont, D., Crivelli, A. J., Guillot, F. (1991). The impact of three-spined sticklebacks on the zooplankton of a previously fish-free pool. Freshwater Biology 26, 149 – 163.

- Prawitt, O. (2011). Einfluss von Seemorphologie, Habitatstruktur und Versauerung auf die Fischgemeinschaft in einem großen mesotrophen Braunkohletagebausee, Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin.
- Pusey, B. J., Arthington, A. H. (2003). Importance of riparian zone to the conservation of freshwater fish: A review. *Marine and Freshwater Research* 54, 1 – 16.
- Quinn, S. P. (1992). Angler perspectives on walleye management. *North American Journal of Fisheries Management* 12, 367 – 378.
- Quist, M. C., Pegg, M. A., DeVries, D. R. (2012). Age and growth. In A. V. Zale, D. L. Parrish, T. M. Sutton (Eds.), *Fisheries techniques*, 3rd edn, Bethesda, MD: American Fisheries Society, 677 – 731.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Radinger, J., Britton, J. R., Carlson, S. M., Magurran, A. E., Alcaraz-Hernández, J. D., Almodóvar, A., Benejam, L., Fernández-Delgado, C., Nicola, G. G., Oliva-Paterna, F. J., Torralva, M., García-Berthou, E. (2019). Effective monitoring of freshwater fish. *Fish and Fisheries* 20, 729 – 747.
- Radinger, J., Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Feldhege, F., Monk, C. T., Arlinghaus, R. (2023). Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations. *Science* 379, 946 – 951.**
- Radomski, P. J., Goeman T. J. (1995). The homogenizing of Minnesota lake fish assemblages. *Fisheries* 20, 20 – 23.
- Rahel, F. J. (2000). Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288, 854 – 856.
- Randall, R. G., Minns, C. K., Cairns, V. W., Moore, J. E. (1996). The relationship between an index of fish production and submerged macrophytes and other habitat features at three littoral areas in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (Supplement 1), 35 – 44.
- Reichholf, J. H. (1988). Auswirkung des Angelns auf die Brutbestände von Wasservögeln im Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung „Unterer Inn“. *Die Vogelwelt* 109, 206 – 221.
- Reichholf, J. H. (1970). Der Einfluß von Störung durch Angler auf den Entenbrutbestand auf den Altwässern am Unteren Inn. *Die Vogelwelt* 91, 68 – 72.
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94, 849 – 873.
- Remsburg, A. J., Turner, M. G. (2009). Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 28, 44 – 56.
- Reynaud, A., Lanzaova, D. (2017). A global meta-analysis of the value of ecosystem services provided by lakes. *Ecological Economics* 137, 184 – 194.
- Reynolds, C. S. (1994). The ecological basis for the successful biomanipulation of aquatic communities. *Archiv für Hydrobiologie* 130, 1 – 33.
- Riemens, R. G. (1984). Survival of roach caught with a seine net. In: EIFAC Technical Papers 42/ Suppl. 1+2: Documents presented at the symposium on stock enhancement in the management of freshwater fish. Rome, FAO 1984, 544.
- Riepe, C., Arlinghaus, R. (2014). Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der Angelfischerei. *Bericht des IGB, Heft 27*.
- Ritterbusch, D., Brämick, U., Mehner, T. (2014). A typology for fish-based assessment of the eco-

- gical status of lowland lakes with description of the reference fish communities. *Limnologia* 49, 18 – 25.
- Roberge, M., Slaney, T. (2001). Life history characteristics of freshwater fishes occurring in British Columbia, with major emphases on lake habitat requirements. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2574, 189.
- Robertson, B. A., Hutto, R. L. (2006). A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* 87, 1075 – 1085.
- Roni, P., Quinn, T. P. (2001). Effects of wood placement on movements of trout and juvenile coho salmon in natural and artificial stream channels. *Transactions of the American Fisheries Society* 130, 675 – 685.
- Roni, P., Beechie, T., Pess, G., Hanson, K. (2015). Wood placement in river restoration: Fact, fiction, and future direction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72, 466 – 478.
- Roth, B. M., Kaplan, I. C., Sass, G. G., Johnson, P. T., Marburg, A. E., Yannarell, A. C., Havlicek, T. D., Willis, T. V., Turner, M. G., Carpenter, S. R. (2007). Linking terrestrial and aquatic ecosystems: The role of woody habitat in lake food webs. *Ecological Modelling* 203, 439 – 452.
- Rümmler, F., Lewin, W. C., Hühn, D., Ritterbusch, D., Schiewe, S., Weichler, F., Ebel, H. (2017). Fische und Fischerei in den Braunkohletagebauen Sachsen-Anhalts. Schriften des Instituts Für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow 47.
- Ruuhijarvi, J., Salminen, M., Nurmio, T. (1996). Releases of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) fingerlings in lakes with no established pikeperch stock. *Annales Zoologici Fennici* 33, 553 – 567.
- Sala, P., Cowen, R., Danilowicz, B., Jones, G., Kritzer, J., Lindeman, K., Planes, S., Polunin, N., Russ, G., Sadovy, Y. (2005). Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 74 – 80.
- Santos, L. N., Agostinho, A. A., Alcaraz, C., Carol, J., Santos, A. F. G. N., Tedesco, P., García-Berthou, E. (2011). Artificial macrophytes as fish habitat in a Mediterranean reservoir subjected to seasonal water level disturbances. *Aquatic Sciences* 73, 43 – 52.
- Santoul, F., Figuerola, J., Green, A. J. (2004). Importance of gravel pits for the conservation of waterbirds in the Garonne river floodplain (southwest France). *Biodiversity and Conservation* 13, 1231 – 1243.
- Sass, G. G., Kitchell, J. F., Carpenter, S. R., Hrabik, T. R., Marburg, A. E., Turner, M. G. (2006). Fish community and food web responses to a whole-lake removal of coarse woody habitat. *Fisheries* 31, 321 – 330.
- Sass, G. G., Gille, C. M., Hinke, J. T., Kitchell, J. F. (2006). Whole-lake influences of littoral structural complexity and prey body morphology on fish predator-prey interactions. *Ecology of Freshwater Fish* 15, 301 – 308.
- Sass, G. G. (2009). Coarse Woody Debris in Lakes and Streams. In: *Encyclopedia of Inland Waters*, Elsevier, 60 – 69.
- Sass, G. G., Carpenter, S. R., Gaeta, J. W., Kitchell, J. F., Ahrenstorff, T. D. (2012). Whole-lake addition of coarse woody habitat: Response of fish populations. *Aquatic Sciences* 74, 255 – 266.
- Sass, G. G., Shaw, S. L., Fenstermacher, C. C., Porreca, A. P., Parkos, J. J. (2022). Structural habitat in lakes and reservoirs: Physical and biological considerations for implementation. *North American Journal of Fisheries Management* 43, 290 – 303.
- Savino, J. F., Stein, R. A. (1982). Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submersed vegetation. *Transactions of the American Fisheries Society* 111, 255 – 266.

- Savino, J. F., Stein, R. A. (1989). Behavior of fish predators and their prey: Habitat choice between open water and dense vegetation. *Environmental Biology of Fishes* 24, 287 – 293.
- Schafft, M., Wegner, B., Meyer, N., Wolter, C., Arlinghaus, R. (2021). Ecological impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems: A global meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 288, 20211623.**
- Schäperclaus, W. (1960). Fischereiwirtschaftslehre (Seen- und Flußwirtschaft). In: Wundsch, H. H., Fischereikunde: eine Einführung für die Praxis, Neumann, 126 – 157.
- Scharf, W. (2008). Development of the fish stock and its manageability in the deep, stratifying Wupper Reservoir. *Limnologica* 38, 248 – 257.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A. (2014). Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten & Phytobenthos. Phylib Version 10, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Augsburg/Wielenbach.
- Schilling, E. G., Loftin, C. S., Hury, A. D. (2009a). Effects of introduced fish on macroinvertebrate communities in historically fishless headwater and kettle lakes. *Biological Conservation* 142, 3030 – 3038.
- Schilling, E. G., Loftin, C. S., Hury, A. D. (2009b). Macroinvertebrates as indicators of fish absence in naturally fishless lakes. *Freshwater Biology* 54, 181 – 202.
- Schlüpmann, M. (2005). Bestimmungshilfen: Faden- und Teichmolch-Weibchen, Braunfrösche, Wasser- oder Grünfrösche, Eidechsen, Schlingnatter und Kreuzotter, Ringelnatter- Unterarten. Rundbrief zur Herpetofauna von Nordrhein-Westfalen 28, Hagen, 1 – 38.
- Schmidt, B. R., Băncilă, R. I., Hartel, T., Grossenbacher, K., Schaub, M. (2021). Shifts in amphibian population dynamics in response to a change in the predator community. *Ecosphere* 12, e03528.
- 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.
- Schmieder, K. (2004). European lake shores in danger – Concepts for a sustainable development. *Limnologica* 34, 3 – 14.
- Schneider, K. N., Winemiller, K. O. (2008). Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. *Hydrobiologia* 610, 235 – 244.
- Scholten, M. (2002). Das Jungfischauftreten in Uferstrukturen des Hauptstroms der mittleren Elbe – zeitliche und räumliche Dynamik. *Zeitschrift für Fischkunde, Suppl.* 1, 59 – 77.
- Schönborn, Risse-Buhl, U. (2013). Lehrbuch der Limnologie. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Schroeder, S. A., Fulton, D. C., Altena, E., Baird, H., Dieterman, D., Jennings, M. (2018). The influence of angler values, involvement, catch orientation, satisfaction, agency trust, and demographics on support for habitat protection and restoration versus stocking in publicly managed waters. *Environmental Management* 62, 665 – 677.
- Schroeter, S. C., Dixon, J. D., Kastendiek, J., Smith, R. O., Bence, J. R. (1993). Detecting the ecological effects of environmental impacts: a case study of kelp forest invertebrates. *Ecological Applications* 3, 331 – 350.
- Schultze, M., Castendyk, D., Wendt-Potthoff, K., Sánchez-España, J., Boehrer, B. (2016). On the

- relevance of meromixis in pit lakes – an update. 9. Proceedings IMWA 2016, Freiberg/Germany, Drebenstedt, Carsten, Paul, Michael (Eds.) Mining Meets Water – Conflicts and Solution.
- Schultze M., Pokrandt, K.-H., Hille, W. (2010). Pit lakes of the central German lignite mining district: Creation, morphometry and water quality aspects. *Limnologica* 40, 148 – 155.
- Schultze, M., Boehrer, B., Wendt-Potthoff, K., Sánchez-España, J., Castendyk, D. (2017). Meromictic pit lakes: Case studies from Spain, Germany and Canada and general aspects of management and modelling. In: Ramesh D. Gulati, R. D., Zaderev, E. S., Degermendzhi, A. D. (Eds.), *Ecology of Meromictic Lakes*, Springer, 235 – 275.
- Schulze, T., Dörner, H., Hölker, F., Mehner, T. (2006). Determinants of habitat use in large roach. *Journal of Fish Biology* 69, 1136 – 1150.
- Seekell, D., Cael, B. B., Byström, P. (2022). Problems with the shoreline development index – a widely used metric of lake shape. *Geophysical Research Letters* 49, e2022GL098499.
- Seelen, L. M. S., Teurlincx, S., Bruinsma, J., Huijsmans, T. M. F., van Donk, E., Lüring, M. et al. (2021). The value of novel ecosystems: Disclosing the ecological quality of quarry lakes. *Science of the Total Environment* 769, 144294.
- Seelen, L. M. S., Teurlincx, S., Armstrong, M. R., Lüring, M., van Donk, E., de Senerpont Domis, L. N. (2022). Serving many masters at once: a framework for assessing ecosystem services delivered by quarry lakes. *Inland Waters* 12, 121 – 137.
- Segerson, K. (2013). When is reliance on voluntary approaches in agriculture likely to be effective? *Applied Economic Perspectives and Policy* 35, 565 – 592.
- Shephard, S., List, C.L., Arlinghaus, R. (2023). Reviving the unique potential of recreational fishers as environmental stewards of aquatic ecosystems. *Fish and Fisheries* 24, 339 – 351.
- Siemens, M., Hanfand, S., Braun, M. (2008). Fischbesatz in angelfischereilich genutzten Gewässern. *Landesfischereiverband Bayern e. V.*, 1 – 96.
- Silva, G. G., Weber, V., Green, A. J., Hoffmann, P., Silva, V. S., Volcan, M. V. et al. (2019). Killifish eggs can disperse via gut passage through waterfowl. *Ecology* 100, e02774.
- Simon, J. (2007). Age, growth, and condition of European eel (*Anguilla anguilla*) from six lakes in the River Havel system (Germany). *ICES Journal of Marine Science* 64, 1414 – 1422.
- Simon, J., Dörner, H. (2014). Survival and growth of European eels stocked as glass- and farm-sourced eels in five lakes in the first years after stocking. *Ecology of Freshwater Fish* 23, 40 – 48.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Skov, C., Berg, S. (1999). Utilization of natural and artificial habitats by YOY pike in a biomanipulated lake. *Hydrobiologia* 408, 115 – 122.
- Skov, C., Brodersen, J., Brönmark, C., Hansson, L. A., Hertonsson, P., Nilsson, P. A. (2005). Evaluation of PIT-tagging in cyprinids. *Journal of Fish Biology* 67, 1195 – 1201.
- Skov, C., Jepsen, N., Baktoft, H., Jansen, T., Pedersen, S., Koed, A. (2014). Cormorant predation on PIT-tagged lake fish. *Journal of Limnology* 73, 177 – 186.
- Smallhorn-West, P. F., Cohen, P. J., Morais, R. A., Januchowski-Hartley, F. A., Ceccarelli, D., Malimali, S., Stone, K., Warren, R., Cinner, J. E. (2022). Hidden benefits and risks of partial protection for coral reef fisheries. *Ecology and Society* 27, 26.
- Smith, Q. C., Sass, G. G., Hrabik, T. R., Shaw, S. L., Raabe, J. K. (2022). Sport fish home range res-

- ponses to a littoral coarse woody habitat addition in a north-temperate lake. *Ecology of Freshwater Fish* 22, 454 – 468.
- Smokorowski, K. E., Pratt, T. C., Cole, W. G., McEachern, L. J., Mallory, E. C. (2006). Effects on periphyton and macroinvertebrates from removal of submerged wood in three Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 2038 – 2049.
- Smokorowski, K. E., Randall, R. G. (2017). Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS* 2, 212 – 232.
- Smokorowski, K. E., Pearce, J. L., Geiling, W. D., Pratt, T. C. (2021). Wood removals from lakes may not necessarily elicit fish population responses. *North American Journal of Fisheries Management* 41, 142 – 157.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., Jeppesen, E. (2018). Gravel pit lakes in Denmark: Chemical and biological state. *Science of the Total Environment* 612, 9 – 17.
- Soni, A. K., Mishra, B., Singh, S. (2014). Pit lakes as an end use of mining: A review. *Journal of Mining and Environment* 5, 99 – 111.
- Souza, A. T., Argillier, C., Blabolil, P., Děd, V., Jarić, I., Monteoliva, A. P. et al. (2022). Empirical evidence on the effects of climate on the viability of common carp (*Cyprinus carpio*) populations in European lakes. *Biological Invasions* 524, 1213–1227.
- Specziár, A., Turcsányi, B. (2017). Management of pikeperch stocking in Lake Balaton: effect of season, area, fish size and method of release on the rate and distribution of recaptures. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 418, 52.
- Spohn, M., Golte-Bechtle, M., Spohn, R. (2015). Was blüht denn da? – Kosmos-Naturführer 59. Auflage Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- Staas, S. (1995). Der Vergleich des Jungfischaukommens im Rheinstrom und seinen angebundenen Baggerseen in der Niederrheinischen Auenlandschaft, In: Geller, W., Packroff, G. (Hrsg.), *Abgrabungsseen – Risiken und Chancen*. Limnologie Aktuell 7, 111 – 120.
- Staas, S. (1997). Das Jungfischaukommen im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen am Strom. *LÖBF-Schriftenreihe* 12, 1 – 114.
- Sterl, P., Brandenburg, C., Amberger, A. (2008). Visitors' awareness and assessment of recreational disturbance of wildlife in the Donau-Auen National Park. *Journal for Nature Conservation* 16, 135–145.
- Stewart, G. B., Pullin, A. S., Coles, C. F. (2007). Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environmental Conservation* 34, 1 – 11.
- Stewart, T. W., Downing, J. A. (2008). Macroinvertebrate communities and environmental conditions. *Wetlands* 28, 141 – 150.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. W., Parker, K. R. (1986). Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time? *Ecology* 67, 929 – 940.
- Strayer, D. L., Findlay, S. E. G. (2010). Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72, 127 – 163.
- Subroy, V., Gunawardena, A., Polyakov, M., Pandit, R., Pannell, D. J. (2019). The worth of wildlife: A meta-analysis of global non-market values of threatened species. *Ecological Economics* 164, 106374.
- Suetsugu, K., Togashi, Y. (2020). Flying carp eggs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18, 9.
- Suski, C. D., Phelan, F. J. S., Kubaicki, M. F., Philipp, D. P. (2002). The use of sanctuaries for protec-

- ting nesting black bass from angling. American Fisheries Society Symposium 31, 371 – 378.
- Suski, C. D., Cooke, S. J. (2007). Conservation of aquatic resources through the use of freshwater protected areas: Opportunities and challenges. *Biodiversity and Conservation* 16, 2015 – 2029.
- Swearer, S. E., Morris, R. L., Barrett, L. T., Sievers, M., Dempster, T., Hale, R. (2021). An overview of ecological traps in marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 19, 234 – 242.
- TEEB (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan: London and Washington.
- Teixeira, H., Lillebo, A. I., Culhane, F., Robinson, L., Trauner, D., Borgwardt, F., Kuemmerlen, M., Barbosa, A., McDonald, H., Funk, A., O'Higgins, T., Van der Wal, J. T., Piet, G., Hein, T., Arevalo-Torres, J., Iglesias-Campos, A., Barbiere, J., Nogueira, A. J. A. (2019). Linking biodiversity to ecosystem services supply: Patterns across aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 657, 517 – 534.
- Terui, A., Urabe, H., Senzaki, M., Nishizawa, B. (2023). Intentional release of native species undermines ecological stability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120, e2218044120.
- Theis, S., Riepe, C., Fujitani, M., Arlinghaus, R. (2017). Typisierung von Angelvereinen in Bezug auf den Einsatz von Hegemaßnahmen. *AFZ-Fisch-ward* 3, 18 – 20.
- Theis, O. (2021). Nutzungseinschränkungen an Seen > 10 ha in Niedersachsen durch Interessengruppen und Behörden in Bezug auf die Angel-fischerei. Bachelorarbeit, Hochschule Bremen.
- Thomas, A. S., Gavin, M. C., Milfont, T. L. (2015). Estimating non-compliance among recreational fishers: Insights into factors affecting the usefulness of the Randomized Response and Item Count Techniques. *Biological Conservation* 189, 24 – 32.
- Tillmanns und Partner (2017). Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser am Beispiel von Nassabgrabungen in der Niederrhein-schen Bucht Zusammenfassendes Gutachten zu den Ergebnissen der Grund-, See- und Sediment-porenwasseruntersuchungen für den Hackenbroi-cher Waldsee, Uedesheimer See und Balgheimer See. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Rhein-Kreis Neuss.
- Tinch, R., Beaumont, N., Sunderland, T., Ozdemiroglu, E., Barton, D., Bowe, C., Börger, T., Burgess, P., Cooper, C. N., Faccioli, M., Failler, P., Gkolemi, I., Kumar, R., Longo, A., McVittie, A., Morris, J., Park, J., Ravenscroft, N., Schaafsma, M., Vause, J., Ziv, G. (2019). Economic valuation of ecosystem goods and services: a review for decision makers. *Journal of Environmental Economics and Policy* 8, 359–378.
- Tockner, K., Stanford, J. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29, 308 – 330.
- Tolonen, K. T., Hamalainen, H., Holopainen, I. J., Karjalainen, J. (2001). Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroin-vertebrate communities in a large lake system. *Archiv für Hydrobiologie* 152, 39 – 67.
- Trochet, A., Moulherat, S., Calvez, O., Stevens, V., Clobert, J., Schmeller, D. (2014). A database of life-history traits of European amphibians. *Bio-diversity Data Journal* 2, e4123.
- Trudeau, A. (2018). Impact of lake characteristics on foraging niches, size structure, and abundance of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): a comparative study across German gravel pit lakes. Master-arbeit, Humboldt-Universität zu Berlin.
- Turner, R. K. (2016). Economics and Ecosystem Services. A positive contribution to environmental management. In: Potschin, M., Haines-Young, R.,

- Fish, R., Turner, R. K., Routledge Handbook of Ecosystem Services.
- UEPG (2020). European Aggregates Association – Annual Review 2019 – 2020, 31. <https://uepg.eu/mediatheque/index/0.html>.
- Underwood, A. J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161, 145 – 178.
- Underwood, A. J. (1994). On Beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4, 3 – 15.
- Unruh, M. (1988). Vergleichende Betrachtungen zur Libellenfauna ausgewählter Abgrabungsgebiete des Zeitzer Gebietes, Bez. Halle, DDR. *Libellula* 7, 111 – 128.
- Vadeboncoeur, Y., Kalff, J., Christoffersen, K., Jeppesen, E. (2006). Substratum as a driver of variation in periphyton chlorophyll and productivity in lakes. *Journal of the North American Benthological Society* 25, 379 – 392.
- 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, 526 – 537.
- Valencia Torres, A., Tiwari, C., Atkinson, S. F. (2021). Progress in ecosystem services research: A guide for scholars and practitioners. *Ecosystem Services* 49, 101267.
- Van de Weyer, K., Schmitt, C. (2011). Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland – Band 1: Bestimmungsschlüssel. *Fachbeiträge des LUGV* 119, Potsdam, 164.
- Van der Maarel, E. (1979). Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39, 97 – 114.
- van Poorten, B. T., Arlinghaus, R., Daedlow, K., Haertel-Borer, S. S. (2011). Social-ecological interactions, management panaceas, and the future of wild fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108, 12554 – 12559.
- Vidondo, B., Prairie, Y. T., Blanco, J. M., Duarte, C. M. (1997). Some aspects of the analysis of size spectra in aquatic ecology. *Limnology and Oceanography* 42, 184 – 192.
- Vilenica, M., Pozojević, I., Vučković, N., Mihaljević, Z. (2020). How suitable are man-made water bodies as habitats for Odonata? *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 421, 13.
- Vilizzi, L., Tarkan, A. S., Copp, G. H. (2015). Experimental evidence from causal criteria analysis for the effects of common carp *Cyprinus carpio* on freshwater ecosystems: a global perspective. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture* 23, 253 – 290.
- Völkl, W. (2010). Die Bedeutung und Bewertung von Baggerseen für Fische, Vögel, Amphibien und Libellen: Vereinbarkeit der fischereilichen Nutzung mit den Anforderungen des Naturschutzes. *Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei*.
- Vollset, K. W., Barlaup, B. T., Normann, E. S. (2017). Release during night enhances survival of wild Atlantic salmon smolts. *Fisheries Management and Ecology* 24, 256 – 264.
- von Drachenfels, O. (2014) Hinweise zur Definition und Kartierung der Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie in Niedersachsen. *Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)*, Hannover.
- von Haaren, C., Albert, C. (Hrsg.) (2016). Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen: Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. *Naturkapital Deutschland, TEEB DE*. Leibniz Universität Han-

- nover, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Hannover, Leipzig.
- von Lindern, E. (2010). Changing mental models to promote pro-environmental ecosystem management: recreational fishermen and their fish stocking practices in Swiss running waters. Doktorarbeit, Universität Zürich.
- von Lindern, E., Mosler, H. J. (2014). Insights into fisheries management practices: using the theory of planned behavior to explain fish stocking among a sample of Swiss anglers. *PLoS One* 9, e115360.
- Vucic, J. M., Cohen, R. S., Gray, D. K., Murdoch, A. D., Shuvo, A., Sharma, S. (2019). Young gravel-pit lakes along Canada's Dempster Highway: How do they compare with natural lakes? *Arctic, Antarctic, and Alpine Research Taylor & Francis* 51, 25 – 39.
- Ward, H. G., Allen, M. S., Camp, E. V., Cole, N., Hunt, L. M., Matthias, B., Post, J. R., Wilson, K., Arlinghaus, R. (2016). Understanding and managing social–ecological feedbacks in spatially structured recreational fisheries: the overlooked behavioral dimension. *Fisheries* 41, 524 – 535.
- Ward, C., Tunney, T., McCann, K. (2023). Managing aquatic habitat structure for resilient trophic interactions. *Ecological Applications* 33, e2814.
- Waterstraat, A. (2002). Fischbesatz in natürlichen Gewässern Deutschlands. *Natur und Landschaft* 77, 446 – 454.
- Watkins C., Shireman J., Haller W. (1983). The influence of aquatic vegetation upon zooplankton and benthic macroinvertebrates in Orange Lake, Florida. *Journal of Aquatic Plant Management* 21, 78 – 83
- Wauchope, H. S., Jones, J. P. G., Amano, T., Geldmann, J., Blanco, D., Fuller, R. A., Langendoen, T., Mundkur, T., Simmons, B. I., Nagy, S., Sutherland, W. J. (2019). Quantifying the impact of protected areas on near-global waterbird population trends, a pre-analysis plan. *PeerJ Preprints* 7:e27741v2.
- Weatherhead, M. A., James, M. R. (2001). Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia* 463, 115 – 129.
- Weaver, M. J., Magnuson, J. J., Clayton, M. K. (1997). Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 2277 – 2289.
- Weber, A., Wolter, C. (2017). Habitat rehabilitation for juvenile fish in urban waterways: A case study from Berlin, Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 33, 136 – 143.
- Weber, M. J., Weber, R. E., Ball, E. E., Meerbeek, J. R. (2020). Using radiotelemetry to evaluate post-stocking survival and behavior of large fingerling walleye in three Iowa, USA, Lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 40, 48 – 60.
- Wegner, U., Pascual, G. (2011). Cost-benefit analysis in the context of ecosystem services for human well-being: A multidisciplinary critique. *Global Environmental Change* 21, 492 – 504.
- Wegener, N. (2020). Die angelfischereiliche Hege aus Sicht von Bevölkerung, Bewirtschaftern und Anglern am Beispiel Niedersachsens: Schlussfolgerungen für die fischereiliche und naturschutzfachliche Bewirtschaftung von Binnengewässern. Masterarbeit, Leibniz Universität Hannover, Institut für Umweltplanung/Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berlin.**
- Weibel, U., Wolf, J. (2002). Nachhaltige Fischerei – genetische und andere Auswirkungen von Besatzmaßnahmen. *Natur und Landschaft* 77, 437 – 445.
- Weilhartner, A., Muellegger, C., Kainz, M., Mathieu, F., Hofmann, T., Battin, T. J. (2012). Gravel pit lake ecosystems reduce nitrate and phosphate concentrations in the outflowing groundwater. *Science of the Total Environment* 420, 222–228.

- Welch, E. B., Cooke, G. D. (2005) Internal phosphorus loading in shallow lakes: Importance and control. *Lake and Reservoir Management* 21, 209 – 217.
- Werneke, U., Kosmac, U., van de Weyer, K., Gertzen, S., Mutz, T. (2018). Zur naturschutzfachlichen Bedeutung eines fischfreien Sees. *Natur in NRW* 3, 27 – 32.
- Werner, E. E., Skellyn, D. K., Relyea, R. A., Yurewicz, K. L. (2007). Amphibian species richness across environmental gradients. *Oikos* 116, 1697 – 1712.
- Werner, S. J., Dorr, B. S. (2006). Influence of fish stocking density on the foraging behavior of double-crested cormorants, *Phalacrocorax auritus*. *Journal of the World Aquaculture Society* 37, 121 – 125.
- Whiteway, S. L., Biron, P. M., Zimmermann, A., Venter, O., Grant, J. W. A. (2010). Do in-stream restoration structures enhance salmonid abundance? A meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67, 831 – 841.
- Wiegner, K., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2019). Bringt totes Holz Leben in den Baggersee? Der Laubfrosch, VTA, Ausgabe 83, 12 – 13.**
- Wilde, G. R., Ditton, R. B. (1991). Diversity among anglers in support of fisheries management actions. In: *Warmwater Fisheries Symposium I: June 4-8, 1991, Scottsdale, Arizona, Vol. 207*, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 329.
- Wilde, G. R., Pope, K. L., Strauss, R. E. (2003). Estimation of fishing tournament mortality and its sampling variance. *North American Journal of Fisheries Management* 23, 779 – 786.
- Willby, N. J., Eaton, J. W. (1996). Backwater habitats and their role in nature conservation on navigable waterways. *Hydrobiologia* 340, 333 – 338.
- Williams, A. E., Moss, B., Eaton, J. (2002). Fish induced macrophyte loss in shallow lakes: Top-down and bottom-up processes in mesocosm experiments. *Freshwater Biology* 47, 2216 – 2232.
- Wind, T., Hofer, S., Brinker, A., Schumann, M. (2021). Der Transport von lebenden Fischen – Entwicklung und Optimierung wichtiger Wasserparameter beim kommerziellen Forellentransport mit und ohne Belüftung. *Zeitschrift für Fischerei*.
- Winfield, I. J. (2004). Fish in the littoral zone: Ecology, threats and management. *Limnologia* 34, 124 – 131.
- Wittkugel, C. (2002). Laichhabitatanalysen ufernah laichender Fische des Bodensees. Dissertation, Universität Hohenheim.
- Wohl, E., Bledsoe, B. P., Fausch, K. D., Kramer, N., Bestgen, K. R., Gooseff, M. N., Bledsoe, B. P., Fausch, K. D., Kramer, N., Bestgen, K. R., Gooseff, M. N. (2016). Management of large wood in streams: An overview and proposed framework for hazard evaluation. *Journal of the American Water Resources Association* 52, 315–335.
- Wolter C., Röhr F. (2010). Distribution history of non-native freshwater fish species in Germany: how invasive are they? *Journal of Applied Ichthyology* 26, 19 – 27.
- Wood, P. J., Greenwood, M. T., Barker, S. A. Gunn, J. (2001). The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. *Biological Conservation* 102, 17 – 29.
- Yalden, D. W. (1992). The influence of recreational disturbance on common sandpipers (*Actitis hypoleucos*) breeding by an upland reservoir, in England. *Biological Conservation* 61, 41 – 49.
- Zhao, T., Grenouillet, G., Pool, T., Tudesque, L., Cucherousset, J. (2016). Environmental determinants of fish community structure in gravel pit lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 25, 412 – 421.

Ziegler, J. P., Gregory-Eaves, I., Solomon, C. T. (2017). Refuge increases food chain length: modeled impacts of littoral structure in lake food webs. *Oikos* 126, 1347 – 1356.

Ziegler, J. P., Dassow, C. J., Jones, S. E., Ross, A. J., Solomon, C. T. (2019). Coarse woody habitat does not predict largemouth bass young of year mortality during the open-water season. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 76, 998 – 1005.

Zolderdo, A. J., Abrams, A. E. I., Reid, C. H., Suski, C. D., Midwood, J. D., Cooke, S. J. (2019). Evidence of fish spillover from freshwater protected areas in lakes of eastern Ontario. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29, 1106 – 1122.

Alle deutschsprachigen Publikationen aus dem Projekt BAGGERSEE im Überblick

Arlinghaus, R. (2018): Wirksamkeit von Fortbildungen zu Fischbesatz unter Anglern. *Aqua Viva* 2018, 22 – 25.

Arlinghaus, R. (2020). Fischbesatz ist kein Allheilmittel. *AFZ Fischwaid*, 1/2020, 9–13.

Arlinghaus, R. (2020). Neue Wege bei der Hege. *AFZ Fischwaid*, 1/2020, 3–6.

Arlinghaus, R. (2019). Bioökonomische Ansätze für ein nachhaltiges Management von wildlebenden Süßwasserfischen. Ökologie und Bioökonomie. Neue Konzepte zur umweltverträglichen Nutzung natürlicher Ressourcen. Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.). Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München. Rundgespräche Forum Ökologie, Band 48. 140 Seiten.

Arlinghaus, R. (2021). Populationsdynamische Grundlagen der Ertragsbildung in angelfischereilich genutzten Fischbeständen: Schlussfolgerungen für die Wirkungsweise von Entnahmebestim-

mungen und Fischbesatz. *Zeitschrift für Fischerei* 1, Artikel 4, 1–17.

Arlinghaus, R., Cyrus, E.-M. (2020). Wissenschaftskommunikation gewinnbringend gestalten – Beispiele aus der sozial-ökologischen Fischereiforschung. *Forschung* 13, 85 – 94.

Arlinghaus, R., Brinker, A., Wolter, A. (2021). Der Einfluss der Fischerei auf Natur, Umwelt und biologische Vielfalt – kritische Würdigung eines aktuellen Diskussionspapiers zur Biodiversitätskrise. *Zeitschrift für Fischerei* 1, Artikel 3, 1–12.

Arlinghaus, R., Müller, R., Raap, T., Wolter, C. (2017). Nachhaltiges Management von Angelgewässern: Ein Praxisleitfaden. *Berichte des IGB*, Heft 30.

Arlinghaus, R., Emmrich, M., Hühn, D., Schällicke, S., Lewin, W.-C., Pagel, T., Klefoth, T., Rapp, T. (2016). Ufergebundene Fischartenvielfalt fischereilich gehegter Baggerseen im Vergleich zu eisenzeitlich entstandenen Naturseen in Norddeutschland. *Fischer & Teichwirt* 2016, 67, 288 – 291.

Arlinghaus, R., Hühn, D., Pagel, T., Beck, M., Rapp, T., Wolter, C. (2017). Fischereilicher Nutzen und gewässerökologische Auswirkungen des Besatzes mit Karpfen (*Cyprinus carpio*) in stehenden Gewässern: Ergebnisse und Schlussfolgerungen aktueller Ganzseeexperimente und Meta-Analysen. *Fischer & Fischmarkt in M-V* 1/2017, 36 – 46.

Cyrus, E.-M., Klefoth, T., Wolter, C., Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Arlinghaus, R. (2020). Baggerseen sind Refugien für die Artenvielfalt. *Wasser und Abfall* 10, 30 – 37.

Cyrus, E.-M., Klefoth, T., Emmrich, M., Wolter, C., Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Arlinghaus, R. (2022a). Naturnahe Gestaltung von Uferzonen an Baggerseen. Chancen – Schwierigkeiten – Potentiale. Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Forschungs- und Umsetzungsprojekt BAGGERSEE. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.

Cyrus, E.-M., Klefoth, T., Emmrich, M., Wolter, C., Nikolaus, R., Matern, S., Radinger, J., Schafft, M., Arlinghaus, R. (2002b). BAGGERSEE. Angeln, forschen, Arten schützen. Impulse für ein naturnahes Management von Baggerseen durch Anglervereine. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.

Klefoth, T., Radinger, J., Cyrus, E.-M., Nikolaus, R., Matern, S., Wolter, C., Arlinghaus, R. (in Begutachtung). Aufwertung von Uferstrukturen an Baggerseen: Anglerinnen und Angler können Artenvielfalt fördern. Mitteilungen der Naturschutzakademie.

Matern, S., Maday, A., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2022). Totholz im Angelgewässer: Nichts als Gestrüpp? Blinker 02/2022, 60 – 67.

Neumann, N., Arlinghaus, A. (2018). Totes Holz für mehr Leben im See. Verbundjournal, 110/2018, 44 – 45.

Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Klefoth, T., Maday, A., Wolter, C., Manfrin, A., Lemm, J. U., Arlinghaus, A. (2020). Einfluss anglerischer Bewirtschaftung auf die Biodiversität von Baggerseen: Eine vergleichende Studie verschiedener gewässergebundener Organismengruppen. Lauterbornia 87, D-86424 Dinkelscherben, 153 – 187.

Wiegner, K., Klefoth, T., Arlinghaus, R. (2019). Bringt totes Holz Leben in den Baggersee? Der Laubfrosch, VTA, Ausgabe 83, September 2019, 12 – 13.

Wiegner, K., Klefoth, T. (2018). AVN-Großprojekt BAGGERSEE kommt in Schwung. In: Geschäftsbericht des Anglerverbands Niedersachsen e. V., 3 – 12.

Wiegner, K., Klefoth, T., Arlinghaus, R., Meyerhoff, J., Matern, S., Nikolaus, R., Wolter, C., Möllers, F., Manfrin, A (2018): Multimedia-Ausstellung BAGGERSEE, Hannover.

13 Danksagung

An dieser Stelle gilt es Dank zu sagen.

Den teilnehmenden Angelvereinen, den Vorständen, den Gewässerwarten und -wartinnen und allen unterstützenden Vereinsmitgliedern, auch denen, die an unseren Befragungen teilgenommen haben.

SV Leer, BVO, AV Nienburg, ASV Neustadt, FV Hannover, NWA, FV Peine-Ilsede, SFV Helmstedt, Sportfischer Verden, VFG Schönewörde, ASV Alfeld, ASV Dannenberg, ASV Stapel, ASV Scheeben Wind, AF Ahausen, FV Gronau, FV Schaumburg-Lippe, FV Wietzendorf, SAV Hammah, SFV Hameln, FV Barnstorf, SFV Schlüsselburg, ASV Heede-Sankt-Hülfe, SFV Heede Ems, SFV Westoverledingen, ASV Spaden

sowie

Henning Scherfeld, Steffen Göckemeyer, Xella Kalksandsteinwerke Niedersachsen GmbH & Co. KG, Thomas Reimer, Melanie und Heinz H. Nordmeyer, Achaz von Hardenberg, Johann Augustin, Dieter Klensang, Elke Dammann, Cordula Stein und Holcim Deutschland, Heike Vullmer und der Stiftung Naturschutz im Landkreis Rotenburg (Wümme) sowie weiteren privaten Seebesitzerinnen und Seebesitzern.

Das war und ist Euer Projekt und ohne Euch gäbe es dieses Buch nicht. Wir danken von Herzen für das Vertrauen, das Bereitstellen der Seen und die immerwährende Unterstützung bei den Feldarbeiten, den Befragungen und für das Interesse.

Allen Kolleginnen und Kollegen beim Anglerverband Niedersachsen e. V., beim Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, der TU Berlin, der HU Berlin und der Hochschule Bremen für die ständige Unterstützung bei allen möglichen Dingen, Praxis, Verwaltung, Umsetzung, Controlling. Besonders hervorzuheben sind:

Werner Klasing, Heinz Pyka, Matthias Jaep, Andreas Maday, Florian Möllers, Ralf Gerken, Katrin Wolf sowie Annegret Zander, Alexander Türck, Asja Vogt, Jan Hallermann, Barbara Stein und das gesamte Chemielabor am IGB.

Den Kolleginnen und Kollegen in der Wissenschaft, einige davon auch Co-Autoren der Arbeiten, die hier auf Deutsch zusammengefasst wurden:

Jost Borcharding, Uwe Brämick, Jörg Freyhof, Jürgen Geist, Tobias Goldhammer, Sabine Hilt, Daniel Hühn, Andreas Hussner (Co-Autor einer Arbeit), Sophia Kochalski, Pieter Lemmens, Christopher Monk (Co-Autor einer Arbeit), Martin Pusch, Jürgen Schreiber, Janek Simon (Co-Autor einer Arbeit), Svenja Storm, Klaus van de Weyer und Petr Zajicek.

Allen, die als Praktikantinnen und Praktikanten, Hilfskräfte und Studierende das Projekt bereichert haben:

Natalie Arnold, Steffen Bader, Marlon Braun, Philipp Czapla, Madlee Einsiedler, Fritz Feldhege, René Focke, Rachel Fricke, Michael Grohmann, Fabian Günther, Jarko Henkel, Simon Hofer, Leander Höhne, Justus Lamprecht, Constancia Levertz, Jorrit Lucas, Roman Lyach, Andreas Maday, Stefan Mäurer, Laura Mehner, Tilman Moch, Jasper Münnich, Stéphane Mutel, Jara Niebuhr, Chente Ortiz, Frieder Pfaff, Baiba Prüse, Charlotte Robichon, Julian Schmidt, Adrian Schörghöfer, Rieke Schons, Christopher Schutz, Chris Shaw, Jakob Sölter, Nils Sternberg, Ole Theis, Lina Tjards, Ashley Trudeau, Nicola Wegener und Marlon Wichmann. Einige dieser Personen sind auch Co-Autorinnen und -autoren des Buches.

Dem Projektbeirat

Hans-Hermann Arzbach, Andreas Becker, Jost Borcharding, Uwe Brämick, Jürgen Geist, Melanie Hartwich, Lutz Herrmann, Daniel Hühn, Christian Kraus, Hans-Heinrich Schuster, Jürgen Springer, Svenja Storm, Eick von Ruschkowski.

Dem Projektträger

Mathias Boysen, Susann Dubinsky-Engels, Wiltrud Fischer, Detlef Heckhoff, Kerstin Hille.

Den Moderatoren

Ilke Borowski-Maaser, Eick von Ruschkowski.

Dem Geldgeber

BAGGERSEE Finanzierung: Bundesministerium für Bildung- und Forschung (BMBF), Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV), Stiftung Fischerei, Umwelt und Naturschutz (FUND)

STÖRBAGGER Finanzierung: Anglerverband Niedersachsen e. V., Landesverband Sächsischer Angler e. V. und dem Landesfischereiverband Bayern e. V.

Auszeichnungen



Liste bereits publizierter IGB-Berichte

Hrsg.: IGB, Berlin. | ISSN 1432-508X

-
- Heft 1** **Behrendt, H. & Opitz, D.**
Ableitung einer Klassifikation für Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flusseen im Berliner Raum und güteklassenbezogene Zielvorgaben zur Nährstoffreduzierung im Berliner Gewässersystem.
1996. 91 S.
-
- Heft 2** **Gelbrecht, J. et al.**
Stoffeinträge in Oberflächengewässer und Stoffumsetzungsprozesse in Fließgewässern im Einzugsgebiet der Unteren Spree als Grundlage für Sanierungskonzepte.
1996. 148 S. (vergriffen)
-
- Heft 3** **Prochnow, D. et al.**
Schweb- und Schadstoffe der Unteren Spree 1994 – 1996, Modellierung und Simulation des dynamischen Verhaltens von Schwebstoffen in eutrophen Fließgewässern.
1997. 127 S.
-
- Heft 4** **Jahresforschungsbericht 1996.**
1997. 289 S.
-
- Heft 5** **Jahresforschungsbericht 1997.**
1998. 166 S.
-
- Heft 6** **Sonderheft I**
Proceedings of the Workshop on Order Theoretical Tools in Environmental Sciences, held on November, 16th, 1998 in Berlin.
1998. 117 S.
-
- Heft 7** **Sonderheft II**
Zusammenfassungen der Beiträge des 13. Treffens deutschsprachiger DiatomologInnen mit internationaler Beteiligung vom 25. bis 28. März 1999.
1999. 208 S.: mit CD.
-
- Heft 8** **Jahresforschungsbericht 1998.**
1999. 208 S.: mit CD.
-
- Heft 9** **Ausgewählte Forschungsergebnisse aus dem IGB zum Themenkreis Einfluss**
von Einzugsgebietscharakteristika auf die Wasserbeschaffenheit von Oberflächengewässern in Brandenburg.
1999. 170 S.

Heft 10 Annual Report 1999.
2000. 234 S.

Heft 11 Pusch, M. et al.
Ökologisch begründetes Bewirtschaftungskonzept für die Spree unter dem Aspekt der bergbaubedingten Durchflussreduktion.
2001. 244 S.

Heft 12 Sonderheft III
Casper, P. et al.
Stechlinsee-Bibliographie.
2001. 85 S.

Heft 13 Annual Report.
2001. 238 S.

Heft 14 Pudenz, S. et al.
Proceedings of the Workshop on Order Theoretical Tools in Environmental Science and Decision Systems, held on November 6th-7th 2001 in Berlin.
2001. 224 S.

Heft 15 Annual Report 2001.
2002. Internet: www.igb-berlin.de.
[Erschienen nur als CD-ROM.]

Heft 16 Schauser, I. et al.
Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen.
Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens.
2003. 106 S.: mit CD-ROM.

Heft 17 Annual Report 2002.
2003. 127 S.

Heft 18 Arlinghaus, R.
Angelfischerei in Deutschland – eine soziale und ökonomische Analyse.
2004. 160 S.

Heft 19 Pusch, M. et al.
Die Elbe – Gewässerökologische Bedeutung von Flussbettstrukturen
The River Elbe – ecological importance of channel morphology
2004. 304 S.

Heft 20 Annual Report 2003.
Jahresforschungsbericht 2003.
2004. 206 S.

-
- Heft 21 Mehner, T. et al.**
Entwicklung einer leitbildorientierten Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen anhand der Fischfauna.
2004. 202 S.
-
- Heft 22 Annual Report 2004.**
Jahresforschungsbericht 2004.
2005. 214 S.
-
- Heft 23 Annual Report 2005.**
Jahresforschungsbericht 2005.
2006. 215 S.
-
- Heft 24 Annual Report 2006.**
Jahresforschungsbericht 2006.
2007. 186 S.
-
- Heft 25 Umlauf, L. & Kirillin, G. (Eds.)**
Proceedings of the 11th Workshop on Physical Processes in Natural Waters: Warnemünde, Germany, 3 – 6 September, 2007.
2007. 197 S.
-
- Heft 26 Gelbrecht, J. et al.**
Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern.
2008. 190 S.
-
- Heft 27 Riepe, C. & Arlinghaus, R.**
Einstellungen der Bevölkerung in Deutschland zum Tierschutz in der Angelfischerei.
2014. 196 S.
-
- Heft 28 Arlinghaus, R. et al.**
Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei. Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen Alternativen.
2015. 200 S.
-
- Heft 29 Köfler-Tockner, B. et al.**
Auf den historischen Spuren des IGB. Ein Jahrhundert Forschung an Gewässern.
2016. 120 S.
-
- Heft 30 Arlinghaus, R. et al.**
Nachhaltiges Management von Angelgewässern: ein Praxisleitfaden.
2017. 231 S.
-
- Heft 31 Podschun, S. A. et al.**
RESI – Anwendungshandbuch: Ökosystemdienstleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten.
2018. 187 S.

