Abschlussbericht des Projektes

Freizeitaktivitäten an Binnengewässern:

Dynamik, ökologische Auswirkungen, soziale Bedeutung und nachhaltiges Management

- AQUATAG –

GEFÖRDERT VOM

Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Laufzeit: März 2019 – September 2022

Förderkennzeichen: 02WRM046

Am Projekt und Endbericht beteiligte Institutionen und mitwirkende Personen

IGB Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei	Projektleitung: Markus Venohr Koordination: Simone Podschun, Christine Beusch Robert Arlinghaus, Max Birdsong, Francisca Rocha Goncalves, Franz Hölker, Antje Kerkow, Gilles Jean-Louis, Judith Mahnkopf, Benjamin Nelles, Benjamin Wegner, Christian Wolter, Kai-Ti Wu
UNIVERSITÄT DUISBURG ESSEN	Daniel Hering, Jochem Kail,
imug	Ingo Schönheit, Stephanie Carl
HESSEN	Rheinhardt Rust
TU berlin	Jürgen Meyerhoff, Oliver Becker
TECHNISCHE UNIVERSITÄT DRESDEN	Goddert von Oheimb, Nora Meyer

Mitwirkende ohne Finanzierung durch das Projekt:

Tobias Goldhammer (IGB), Wim Kaijser (UDE), Suicchu Matsumura (Gifu University, Japan, IGB), Malwina Schafft (IGB), Claudia Schmalsch (IGB), Christian Schürings (UDE), Michael Stoffels (DRV)

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis 5
Abbildungsverzeichnis 8
Tabellenverzeichnis 15

1. Projekthintergrund 19

2. Ökologische Effekte 22

2.1. Gewässernutzungseffekte auf die Biodiversität
Robert Arlinghaus, Malwina Schafft & Christian Wolter 22
2.1.1. Einleitung 22
2.1.2. Methoden 23
2.1.3. Ergebnisse 25
2.1.4. Effektstärken 27
2.1.5. Diskussion 33
2.1.6. Fazit 37

2.2. Ein Tag am See – Sonne satt, Pflanzen platt?
Nora Meyer, Goddert von Oheimb 38
2.2.1. Einleitung 38
2.2.2. Methoden 40
2.2.3. Ergebnisse 44
2.2.4. Diskussion, Anwendungsbezug und Schlussfolgerungen 48
2.2.5. Literaturreview – Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf das Litoral 49

2.3. Freizeitbootfahren auf Binnengewässern – Wechselseitige Beziehung oder einseitige Belastung?
Benjamin Wegner, Markus Venohr, Christian Wolter 54
2.3.1. Literaturrecherche zu den Effekten des Freizeitbootfahrens 54
2.3.2. Paddeleffekte auf Invertebraten (Diemel) 58
2.3.3. Paddeleffekte auf Makrophyten (Spreewald) 59
2.3.4. Paddeleffekte auf Vögel (Spreewald) 64
2.3.5. Paddeleffekte auf den Eisvogel (Lippe) 71
2.3.6. Zusammenfassung der Paddeleffekte 81

2.4. **Schnips und weg? Der Weg des Nikotins in die Berliner Gewässer**
Christine Beusch, Simone Podschun, Tobias Goldhammer, Claudia Schmalsch, Christian Wolter, Markus Venohr 83
2.4.1. Einleitung 83
2.4.2. Daten und Methoden 85
2.4.3. Ergebnisse 89
2.4.4. Diskussion 94
2.4.5. Schlussfolgerung 96

3. Vorlieben und Konflikte 97

3.1. Die Erholungsnutzung von Binnengewässern in Deutschland und ihre zugrundeliegenden Präferenzen: Wer, wann, wo und warum?
Oliver Becker, Robert Arlinghaus, Markus Venohr, Jochem Kail, Jürgen Meyerhoff 97
3.1.1. Einleitung 97
3.1.2. Gewässerverfügbarkeit 98
3.1.3. Freizeitliche Gewässernachfrage in Deutschland 100
3.1.4. Aktivitäten an Seen und Flüssen 101

3.1.5. Site-Choice-Modell 104
3.1.6. Ergebnisse des Conditional logit Model 106
3.1.7. Zufriedenheit mit dem Gewässerbesuch 109
3.1.8. Räumliche Verteilung der jährlichen Gewässerbesuche 110
3.1.9. Fazit 114

3.2. Präferenzen für die Erholung an Gewässern in der Region Berlin-Brandenburg
Jürgen Meyerhoff, Oliver Becker, Robert Arlinghaus 115
3.2.1. Einleitung 115
3.2.2. Design der Umfrage 116
3.2.3. Ökonometrischer Ansatz 120
3.2.4. Ergebnisse 121
3.2.5. Diskussion 134

3.3. Freizeitnutzung an Binnengewässern als Belastung und Öksystemleistung im multi-Stressor Kontext
Jochem Kail, Christian Schürings, Wim Kaijser, Daniel Hering 136
3.3.1. Einleitung 136
3.3.2. Studiendesign 137
3.3.3. Methodik 138
3.3.4. Ergebnisse 140
3.3.5. Schlussfolgerungen zur Freizeitnutzung als Belastung und Ökosystemleistung 149

3.4. Determinanten der Zufriedenheit unter Gewässernutzerinnen und -nutzern am Beispiel des Angelns und Schlussfolgerungen für die Bewirtschaftung
Robert Arlinghaus, Max Birdsong & Shuichi Matsumura 152
3.4.1. Einleitung und Forschungsziele 152
3.4.2. Methoden 153
3.4.3. Ergebnisse und Diskussion 156
3.4.4. Schlussfolgerungen für die Bewirtschaftung 165

4. Erfassung und Modellierung raum-zeitlicher Nutzungsmuster.....170

4.1. Untersuchung von Twitter-Daten zur zeitlichen Dynamik von Oberflächengewässer-besuchen und Freizeitaktivitäten
Markus Venohr, Kai-Ti Wu, Simone Podschun 170
4.1.1. Einleitung 170
4.1.2. Daten und Methoden 174
4.1.3. Tweet-Anteile und statistische Analyse 177
4.1.4. Ergebnisse 180
4.1.5. Diskussion 191
4.1.6. Schlussfolgerung 195

4.2. Nutzung der STRAVA Fitnesstracker Daten – Ableitung eines Nutzungsindex und veränderte Nutzungsmuster während des Corona-Lockdowns
Simone Podschun, Markus Venohr 196
4.2.1. Einleitung 196
4.2.2. Methoden 196
4.2.3. Ergebnisse 199
4.2.4. Diskussion 202

***4.3.* Nutzung der STRAVA Fitnesstracker Daten – Analyse von Treibern und Vorhersage von Radverkehr**
Gilles Jean-Louis, Simone Podschun, Francisca Rocha Goncalves, Markus Venohr 204

4.3.1. Einleitung 204
4.3.2. Daten und Methoden 206
4.3.3. Ergebnisse 211
4.3.4. Diskussion 217
4.3.5. Schlussfolgerung 221

4.4. **Ableitung räumliche Nutzungsmuster des Rudersports in Deutschland anhand von Rudertagebüchern**
Simone Podschun, Benjamin Nelles, Michael Stoffels, Markus Venohr 223
4.4.1. Einleitung 223
4.4.2. Methoden 223
4.4.3. Ergebnisse 225
4.4.4. Diskussion 232

4.5. **Vorhersage von Badestellen-Besucherzahlen mit Hilfe agentenbasierter Modellierung**
Antje Kerkow, Markus Venohr, Oliver Becker, Franz Hölker 235
4.5.1. Einführung 235
4.5.2. Charakteristik agentenbasierter Modelle 237
4.5.3. Modellübersicht: Funktionalitäten und Oberflächendesign 238
4.5.4. Studienregion 241
4.5.5. Simulation 242
4.5.6. Entscheidungskriterien für die Badestellenauswahl 244
4.5.7. Modell-Skalierung, Parametrisierung, und musterabgeleitete Modellierung (POM) 246

5. Management von Freizeitnutzungen 250

5.1. **Effizienzbewertung von Besucherlenkungsstrategien im Badetourismus mit Hilfe eines agentenbasierten Modelles**
Antje Kerkow, Markus Venohr, Simone Podschun, Franz Hölker 250
5.1.1. Management-Maßnahmen für den Badetourismus: eine Übersicht 250
5.1.2. Modellbasierte Bewertung von Management-Konzepten 252
5.1.3. Ergebnisse 257

5.2. **Harmonisierung von Nutzungsregeln und Managementzielen auf verschiedenen Skalen**
Reinhard Rust, Simone Podschun, Markus Venohr 258

6. Zusammenfassung 264
7. Danksagung 269
8. Literatur 270

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Gliederung des Projektes AQUATAG in sechs Arbeitspakete und Konzept des Datenaustuschs bzw. der Zusammenarbeit zwischen ihnen. 21

Abbildung 2: Anzahl an Studien der Metaanalyse 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). 27

Abbildung 3: Mittlere Effektstärken ökologischer Auswirkungen von Ufernutzung, Angeln, Schwimmen und Bootfahren mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der zugrundeliegenden Effektstärken (k). Effekte gelten als signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet. 28

Abbildung 4: Vergleich mittlerer Effektstärken ökologischer Auswirkungen von Ufernutzung, Angeln, Schwimmen und Bootfahren mit Gewichtung nach umgekehrter Varianz und Gewichtung nach Studiengüte mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der zugrundeliegenden Effektstärken (k). Effekte gelten als signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet. 28

Abbildung 5: 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 an 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. 29

Abbildung 6: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an 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. 30

Abbildung 7: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an 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 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. 31

Abbildung 8: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95%-Konfidenzintervallen(95% KI), Anzahl an 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. 32
Abbildung 9: Schematische Darstellung des Untersuchungsdesigns. Rote Rechtecke zeigen die Position der Aufnahmeplots an. 41
Abbildung 10: Punktwolke mit grün markiertem, zu untersuchenden Röhrichtabschnitt. 43
Abbildung 11: Prozentsatz der neue besetzten (grün) und nicht mehr besetzten (rot) Voxel nach einem Wochenende. NA heißt, dass für dieses Wochenende kein Datensatz zur Verfügung steht. . 45
Abbildung 12: Gewinn (grün) und Verlust (rot) an durch Vegetation besetztem Raum je Wochenende. 47
Abbildung 13: Übersicht über die Literaturakquise. 50
Abbildung 14: Häufigkeit der Kombinationen aus untersuchten Artengruppen und Freizeitaktivitäten. 52
Abbildung 15: Anzahl (rechte Spalte) der Studien zu Effekten verschiedener Bootsaktivitäten auf taxonomische Gruppen und abiotische Komponenten sowie mittlere Studiengewichte und Standardabweichungen der Kombinationen. Nicht dargestellt sind Richtung der Effekte (negativ, neutral, positiv) und biologischer Organisationsebene (Individuen, Population, Gemeinschaft). 56
Abbildung 16: A) Lage und Namen der untersuchten Fließabschnitte (violett hervorgehoben). Gelbe Punkte symbolisieren die Standpunkte der Infrarotsensoren. Weiße Punkte markieren die Zählpunkte für die Vogelkartierungen (Kap. 2.3.4). Dlugybuschfließ, Henska Tschummi und Neuer Kanal sind für den Kanutourismus gesperrt, die sechs anderen befahrbar. B) Lage des Untersuchungsgebietes (durch Rechteck hervorgehoben) südöstlich von Berlin (schraffierte Fläche) im Biosphärenreservat Spreewald (SBR, schraffierte Fläche). 60
Abbildung 17: A) Polynomisches Verhältnis zwischen Fließbreiten und Schadenspunkten. B) Lineare Regression mittlerer Schadenspunkte mit Bootszählungen (Median) nach Standardisierung auf 10 m Fließbreite. Die Punkte sind nach Intensitätsrängen unterschieden. 63
Abbildung 18: Abundanz (links), Artenvielfalt (Mitte) und Naturschutzwert (rechts) der Gesamtgemeinschaft der kartierten Vögel im Spreewald, kumulativ über alle Monate, in Abhängigkeit der Bootsfrequenzen (Mediane der Boote pro Tag). Schwarze Punkte und Regressionsgeraden = alle Arten. Graue Dreiecke und Regressionsgeraden = nur sensitive Arten. 66
Abbildung 19: Abundanz (linke Spalte) und Artenvielfalt (rechte Spalte) von Vögeln in funktionalen Gruppen: Zugstatus (oben), Nesttyp (Mitte) und Nisthöhe (unten) in Bezug zu Bootsfrequenzen (Mediane der Boote pro Tag). 68
Abbildung 20: Lage der Brutplätze im Untersuchungsgebiet entlang der Lippe und in Deutschland. . 74
Abbildung 21: Anzahl der Verluste nach Ursache und dem Alter der gestorbenen Jungtiere. Die Huderphase nach dem Schlüpfen ist rot markiert. 76
Abbildung 22: Dauer der Brutzyklen aller Brutplätze in den Jahren 2013-2015. Blaue Balken: Anteil der hudernden Paare (0%-70% hellblau), gelbe Punkte: Legebeginn, Verlustursachen: unbekannt (rote Punkte), Räuber (pinke Punkte), andere (grüne Punkte). 76
Abbildung 23: Anzahl der täglichen Paddelboote und der zeitliche Ablauf des Brutgeschehens an der Lippe (insgesamt) sowie an dem besonders intensiv befahrenen Abschnitt („Sektion“) 1 (siehe Abbildung 20). Blaue Balken: Anteil der hudernden Paare (0%-70% hellblau), gelbe Punkte:

Legebeginn, Verlustursachen: unbekannt (rote Punkte), Räuber (pinke Punkte), andere (grüne Punkte). 77
Abbildung 24: Altersverteilung der brütenden Elterntiere insgesamt über alle Brutplätze nach Männchen und Weibchen (links) und unterschieden nach den Standorttypen (Lippe, Lippe/Abschnitt 1, Aue und Flachland (rechts). 78
Abbildung 25: Lage der Überwachungsstationen, Kanalisationsarten und Kläranlagen in Berlin. 89
Abbildung 26: Bereich der beobachteten Konzentrationen pro Gewässertyp. Die Punktgröße gibt die Niederschlagsmenge in einem 100m-Puffer um ein Oberflächengewässer oder (falls zutreffend) in einem Abwassereinzugsgebiet an. 91
Abbildung 27: Maximale Summe der 3-Tages-Niederschläge an der Probenahmestelle (innerer Kreis) und im Kanaleinzugsgebiet (äußerer Kreis) sowie Nikotinkonzentrationen als Mittelwert aller Proben und unter trockenen und regnerischen Bedingungen je Probenahmestelle. 92
Abbildung 28: Korrelation zwischen dem Abfluss am Pegel Allendestraße und der mittleren Nikotinkonzentration an benachbarten Probenahmestellen in der Spree. Blau: Alt Köpenick (AK), grün: Rummelsburger Bucht (RB), orange: Spree - Insel der Jugend (IJ), braun: Spree - Mellowpark (MP), rot: Spree - Spreestr. (SD). Die Punktgröße gibt die Summe der 3-Tages-Niederschläge im 100 m-Puffer und im Kanaleinzugsgebiet an. Kleinste Punktgröße = 0 mm/m², maximale Größe = 41 mm/m². 93
Abbildung 29: Korrelation zwischen Niederschlag und mittlerer Nikotinkonzentration für Oberflächengewässer, die nicht an ein Kanalisationseinzugsgebiet angeschlossen sind. Grün: Seen, rot: Teiche. Die Punktgröße gibt die Dichte der Haltestellen des öffentlichen Verkehrs in einem Puffer von 100 m an. Kleinste Punktgröße: ÖPNV-Haltestellen = 0, maximale Größe: ÖPNV-Haltestellen = 8. 94
Abbildung 30: Arithmetisches Mittel sowie Median der euklidischen Entfernung zwischen Wohnort und nächstgelegenem Gewässer für die deutsche Bevölkerung inklusive Standardabweichungen. Links: Entfernung zum nächsten Binnengewässer. Nicht berücksichtigt wurden Stehgewässer kleiner 0,25 ha. rechts: Entfernung zum nächsten Binnengewässer. Nicht berücksichtigt wurden Stehgewässer kleiner 1 ha sowie Fließgewässer mit weniger als 5 m Breite. Die räumliche Verteilung der Wohnorte wurde dem Zenus-2011 entnommen (Statistisches Bundesamt, 2015). 99
Abbildung 31: Arithmetische Mittel der monatlichen Freizeitaufenthalte im Freien für acht verschiedene Erholungsumgebungen sowie entsprechende Standardabweichungen. Mittelwerte und Standardabweichungen wurden über sämtliche Befragte sowie die Monate März 2021 bis Oktober 2021 gebildet. 101
Abbildung 32: Anhand von Alter und Geschlecht auf die Bevölkerungsstruktur zum Stichtag 31.12.2021 (Statistisches Bundesamt (Destatis, 2021) extrapolierte Zahl jährlicher Besuche an Binnengewässer nach durchgeführter Hauptaktivität und besuchtem Gewässertyp. Grundlage bilden die angegebenen Besuchshäufigkeiten an Binnengewässern im zurückliegenden Kalendermonat sowie die Hauptaktivität und der Gewässertyp beim letzten Gewässerbesuch. Die Prozentangeben geben den Anteil der jeweiligen Hauptaktivität an allen Gewässerbesuchen ohne Unterscheidung nach Gewässertyp an. 102
Abbildung 33: Relative empirische Häufigkeitsverteilung der an deutschen Binnengewässern durchgeführten Freizeitaktivitäten für die Monate März bis Oktober des Jahr 2021. Grundlage bilden die angegebenen Besuchshäufigkeiten an Binnengewässern im zurückliegenden Kalendermonat sowie die Hauptaktivität beim letzten Gewässerbesuch. 103

Abbildung 34: Luftlinienentfernung zwischen Wohnort und nächstgelegenem Gewässerpunkt für Tagesausflüge an deutsche Binnengewässer. Links: Quantile der zurückgelegten Luftlinienentfernung über alle Gewässerbesuche. Rechts: Mediane der zurückgelegten Luftlinienentfernung nach ausgeübter Hauptaktivität. 104
Abbildung 35: Räumliche Verteilung von Wasserkörpern insgesamt, besuchten Gewässern und Wohnorten sowie Beispielauszug aus dem globalen Choice-Set aller Gewässeralternativen mit Start- und Zielpunkt. 105
Abbildung 36: Räumliche Verteilung der Wohnorte als Startpunkte für Gewässerbesuche (Punkte) sowie räumliche Verteilung der Anzahl der jährlichen Gesamtbesuche auf die einzelnen Binnengewässer im Land Berlin. Grundlage bilden die anhand eines Site-Choice-Modells berechneten Nutzengewichte sowie die räumliche Bevölkerungsverteilung des Zensus-2011 (Statistisches Bundesamt, 2015). 111
Abbildung 37: Räumliche Verteilung der Anzahl der jährlichen Gesamtbesuche auf die einzelnen insgesamt 124.380 berücksichtigten Steh- und Fließgewässerabschnitte in Deutschland. Grundlage bilden die anhand eines Site-Choice-Modells berechneten Nutzengewichte sowie die räumliche Bevölkerungsverteilung des Zensus-2011 (Statistisches Bundesamt, 2015). . 113
Abbildung 38: Beispiel für ein Auswahlset. 120
Abbildung 39: Betrachtung der Freizeitnutzung als Belastung (links) bzw. Ökosystemleistung (rechts) in einem multi-Stressor-Kontext. 137
Abbildung 40: Standardisierte Regressionskoeffizienten und deren Konfidenz-Intervalle für den Effekt unterschiedlicher Belastungen auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos, der Makrophyten und Diatomeen in Fließgewässern. 141
Abbildung 41: Bedingte Variablenbedeutung der Belastungen lokal und im Umfeld für die Biodiversität in von Gewässern geprägten FFH-Gebieten (es sind nur die relevanten Prädiktoren dargestellt). 142
Abbildung 42: Artenzahl, Abundanz, Saprobie-Index und Anteil sensitiver Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT%) an den Ausstiegs- und Einstiegsstellen (Trampled) im Rückstaubereich oberhalb der Wehre (Stagnant) und Restwasserstrecken unterhalb der Wehre (Residual flow) im Vergleich zu Bereichen neben den Ausstiegs- und Einstiegsstellen (Not trampled). 143
Abbildung 43: Standardisierte Regressionskoeffizienten und deren Konfidenz-Intervalle für den Effekt unterschiedlicher Gruppen von Feldfrüchten auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos, der Makrophyten und Diatomeen in Fließgewässern. 144
Abbildung 44: Wirkungsgefüge zur Auswirkung multipler Belastungen auf den ökologischen Zustand der Makrophyten in Seen. Betrachtet wurden die lokale Beeinträchtigung der Habitatbedingungen im Uferbereich (RiparianDegr) sowie die durch Landnutzung in 0,5 und 1,0 km Puffern verursachte Nährstoffbelastung. 144
Abbildung 45: Standardisierte Regressionskoeffizienten (Pfadkoeffizienten) der indirekten, direkten und Gesamteffekte der Prädiktoren im Structural Equation Model (SEM) auf den ökologischen Zustand der Makrophyten in Seen. Dargestellt sind die Pfadkoeffizienten (Punkte) sowie die 95% Konfidenz-Intervalle (Striche). 145
Abbildung 46: Relative Variablenbedeutung der relevanten Prädiktoren (5) in jeweils 10 Modellläufen der Conditional Inference Forest (CIF) für die Biodiversität der drei Organismengruppen im Gesamtdatensatz (all), bzw. den Teildatensätzen der großen und kleinen FFH-Gebiete, größer bzw. kleiner als der Median von 151,2 ha des Gesamtdatensatzes (large, small). Es sind nur

Prädiktoren dargestellt, die konsistent in mindestens 5 der 10 Modellläufe als relevante Prädiktoren identifiziert wurden. 146
Abbildung 47: Relative Variablenbedeutung der relevanten Prädiktoren (%) in jeweils 10 Modellläufen der Conditional Inference Forest (CIF) für die Zufriedenheit und Eignung des Fließgewässers für die Freizeitaktivität sowie der Einschätzung der Naturnähe des Fließgewässers durch die Befragten. Es sind nur Prädiktoren dargestellt, die konsistent in mindestens 5 der 10 Modellläufe als relevante Prädiktoren identifiziert wurden. 147
Abbildung 48: Aufteilung des Gesamtdatensatzes in Teildatensätze, in denen sich die Beziehung zwischen Naturnähe der Fließgewässer (Morph_All) und Eignung für die Freizeitnutzung unterscheidet (Recursive Partitioning). 148
Abbildung 49: Mittlere (95% Vertrauensintervall) Effektgröße von elf Zufriedenheitsfaktoren und Gesamtzufriedenheit bei Anglern. Effektgrößen sind farblich kodiert. Nicht signifikante Effektgrößen überschneiden die Nulllinie (aus Birdsong et al. 2021). 157
Abbildung 50: Einfluss von Fangrate, Größe der Fische im Fang und Anteil der entnommenen Fische am Fang auf die Anglerzufriedenheit in Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Niedersachsen (NI) (aus Birdsong et al. 2022). 158
Abbildung 51: Zusammenhang zwischen Primärmotiv und Beitrag des Fangerfolgs (Anzahl der Fische am Angeltag) zur Anglerzufriedenheit bei dänischen Anglern (Gundelund et al. 2022). 161
Abbildung 52: Bewirtschaftungsintensität und Nutzungsintensität in Abhängigkeit der Gewässergröße in vier Ländern (aus Kaemingk et al. 2022). Die deutsche Situation stellt die Bedingungen in Sachsen dar. 165
Abbildung 53: Konzeption des gekoppelten sozial-ökologischen Einzelartenmodell. In insgesamt 121 Seen wurde jeweils ein Hechtbestand modelliert. Das regionale System der Seen wurde durch ein Pool von Anglern befischt, deren Gewässerauswahl vom Nutzen der jeweiligen Seen im Vergleich zueinander abhing. Die Nutzenfunktion, die die Gewässerauswahl der Angler trieb, war von multiplen Faktoren (fang und nichtfangbezogen) abhängig. Die Seeauswahl war probabilistisch. Insgesamt drei Kriterien wurden im Gleichgewicht (grau) quantifiziert. 167
Abbildung 54: Bewirtschaftungsszenarien (P = passiv, A = aktiv) je nach Bestandszustand, abgeleitet aus Laicherbiomasse pro See (Spawning Stock Biomass, SSB). Zur Auswahl standen drei Fangbestimmungen als Kombination von Mindestmaß und täglicher Entnahmebeschränkung. NR = No Regulation = keine Fangbestimmung. In einigen Szenarien wurde in stark überfischtem Zustand (SSB < SSB_MSY) auch eine Seesperrung simuliert (closed to fishing). 168
Abbildung 55: Räumliche Ergebnisse als Anteil aller Seen nach drei Kriterien und in Abhängigkeit des latenten Angelaufwands. Die Fangbestimmungsszenarien finden sich in Abbildung 55. 168
Abbildung 56: Simulation des Einsatzes diverser einheitlicher (one size fits all) Fangbestimmungskombinationen im Vergleich zum adaptiven Management je nach Bestandzustand (vgl. Abbildung 55). 169
Abbildung 57: Simulation der Existenz von Unsicherheit in der Bestandskenntnis für ein anpassungsfähiges Fangbestimmungsmanagement sowie die zusätzliche Einführung von Seesperrungen bei rekrutierungsüberfischten Situationen (vgl. Abbildung 55). 169
Abbildung 58: Verschiedene Attribute zur Beschreibung der räumlichen und saisonalen Verteilung der Tweets in Deutschland in den Jahren 2011-2018. 182
Abbildung 59: Verteilung der Tweets in den Jahren 2011 bis 2018 in Abhängigkeit der täglichen mittleren Lufttemperatur und Niederschlagssummen. 183

Abbildung 60: Änderung der normalisierten Tweetanteile für die untersuchten Attribute in Abhängigkeit von der Lufttemperatur und der Entfernung zum nächsten Oberflächengewässer (b). 185
Abbildung 61: Analyse von Tweet-Clustern die sich aus der Kombination von Lufttemperatur, Entfernung zum Gewässer und den berücksichtigten Standortattributen ergeben. Dargestellt für Tweetanteile > 1,386. 186
Abbildung 62: Gegenüberstellung der durch Menschen sowie die NLP-Software ermittelten Stimmungswerte. Zahlenwerte sind die prozentualen Anteile einer Kombination an der Gesamtzahl der Tweets in der Klasse nach menschlicher Bewertung (Zeilen bilden jeweils 100 %). 188
Abbildung 63: Gegenüberstellung der mittleren und der individuell ermittelten Stimmungswerte durch die 8 Probanden. Zahlenwerte sind die prozentualen Anteile einer Kombination an der Gesamtzahl der Tweets in der Klasse nach der mittleren Bewertung (Zeilen bilden jeweils 100 %). 189
Abbildung 64: Änderung des Verhältnisses von negativen zu positiven Tweets in Abhängigkeit von der Lufttemperatur. Negativer Werte: Der Anteil negativer Tweets ist größer als der der positiven Tweets, Dominanz negativer Tweets, positiver Werte: Dominanz positiver Werte. 190
Abbildung 65: Änderung des Verhältnisses von negativen zu positiven Tweets in Abhängigkeit von der Entfernung zu Oberflächengewässern. Negativer Werte: Der Anteil negativer Tweets ist größer als der der positiven Tweets, Dominanz negativer Tweets, positiver Werte: Dominanz positiver Werte. 191
Abbildung 66: Monatliche Summe der Fahrradfahrer und Läufer in den Jahren 2017-2020 im Spree-Havel Einzugsgebiet 199
Abbildung 67: Räumliche Nutzungsmuster durch Radfahrer (Ride) und Fußgänger (Pedestrian) dargestellt als Anzahl der Aktivitäten (oben), Anzahl der Nutzer (Mitte) und dem kombinierten Nutzungs-Index (unten) pro Straßenelement (OSM edge) im Spree-Havel-Einzugsgebiet für das Jahr 2019. 201
Abbildung 68: Räumliche Nutungsmuster durch Radfahrer (Ride) und Fußgänger (Pedestrian) dargestellt als Anzahl der Aktivitäten (count, oben), Anzahl der einzelnen Nutzer (peopl, Mitte) und dem kombinierten Nutzungs-Index (use-index, unten) pro Straßenelement (OSM edge) im Spree-Havel-Einzugsgebiet für das Jahr 2020. 202
Abbildung 69: Lage der Fahrrad-Zählstationen in den Untersuchungsgebieten in NRW (links) und Berlin-Brandenburg (rechts) 207
Abbildung 70: Tägliche Fahrradzählungen für alle Zählstandorte gruppiert nach Bundesländern. ... 212
Abbildung 71: Vergleich der überwachten Fahrradzahlen und der STRAVA-Fahrradzahlen für die Standorte D02, R03 und BAR2. Fahrradzählungen für Oktober 2020 waren für den Standort BAR2 nicht verfügbar. Daher wurde dieser Zeitraum nicht berücksichtigt. 213
Abbildung 72: Täglicher Anteil der STRAVA-Nutzer im Verhältnis zu den täglichen Fahrradzählungen pro Ort im jeweiligen Bundesland. 214
Abbildung 73: Vorhersage der Fahrradzählungen in Abhängigkeit von Temperatur, Anteil der STRAVA-Pendler und des Niederschlags. 219
Abbildung 74: Mediane tägliche Zählungen für jeden Zählerstandort in Abhängigkeit vom MAPE (a) und dem Strava-Nutzeranteil (b), sowie Standardabweichung des Strava-Nutzeranteils für jeden Zählerstandort in Abhängigkeit vom MAPE (c) und dem Strava-Nutzeranteil (d). 221
Abbildung 75: Gewässerkategorisierung 225

Abbildung 76: Räumliche Verteilung der Rudervereine und deren Mitgliedszahlen in Deutschland. 226
Abbildung 77: Anzahl der Vereine für alle Gewässer mit mehr als 10 Vereinen. 226
Abbildung 78: Vereinsnutzungsinstensität nach Bundesländern. 227
Abbildung 79: Räumlich Verteilung der Ruderaktivitäten ab Bootshaus. 227
Abbildung 80: Räumliche Verteilung der Wanderruderfahrten in Deutschland..... 228
Abbildung 81: Top 10 der Wanderfahrtgewässer in Deutschland entsprechend der gesamt gefahrenen Ruderkilometer..... 228
Abbildung 82: Gewässernutzung durch Ruderer*innen in Deutschland 2019. 229
Abbildung 83: Vergleich der Bundesländer. Oben Rudergewässerkilometer pro Bundesland und davon tatsächlich 2019 beruderte Gewässerkilometer. Unten Summe der Wanderfahrtkilometer und Vereinskilometer pro Bundesland. 229
Abbildung 84: Gewässernutzung der Lahn durch Ruderer*innen 2019. 230
Abbildung 85: Gewässernutzung der Ruhr durch Ruderer*innen 2019 unterschieden nach Vereinsrudern (Fahrten ab Bootshaus), Wanderruderfahrten und Ruder-Gesamtnutzung.. 231
Abbildung 86: Gewässernutzung der Spree-Havel durch Ruderer*innen 2019. 232
Abbildung 87: Vereinfachte Darstellung des Modell-Designs (Ablauf aller Prozesse während eines Simulationsschrittes). 239
Abbildung 88: Software-Oberfläche. 240
Abbildung 89: Studienregion: Sie umfasst die Metropole Berlin und einen Umkreis von 50 km, der einen großen Teil des Bundeslandes Brandenburg abdeckt. 241
Abbildung 90: Zusammenhang zwischen Besucherzahlen und Wetter in Berliner Freibädern, Berliner Strandbädern und Strandbädern im Südosten Brandenburgs. Die gefühlte Temperatur berücksichtigt die Umgebungstemperatur, den Windchill-Effekt sowie die Luftfeuchtigkeit. 243
Abbildung 91: Veranschaulichung der modellierten Besucherzahlen an den gekachelten Freibädern (a) und Vergleich der modellierten und beobachteten Besucherzahlen in den gekachelten Outdoor-Swimmingpools (b,c). Das Simulationsergebnis wurde unter der Annahme getroffen, dass alle Badewilligen die nächstgelegene Bademöglichkeit aufsuchen. Natürliche Badestellen wurden von der Auswahl ausgeschlossen. 247
Abbildung 92: Veranschaulichung der modellierten Besucherzahlen an See- und Flussbadestellen (a) und Vergleich der modellierten und beobachteten Besucherzahlen (b,c). 249
Abbildung 93: Darstellung der ausgewählten Badestellen für die Modellanwendungen mit Naturschutz-Szenarien. 253
Abbildung 94: Darstellung der Badestellen mit Naturschutz-Zielen (grün) sowie der Badestellen im 7km-Umkreis, die jeweils eine Magnetwirkung entwickeln sollen (blau). 254
Abbildung 95: Darstellung der Badestellen mit hohen Badegast-Zahlen im Sommer, für die die nutzerorientierten Szenarien berechnet wurden. 256
Abbildung 96: Ergebnisse der Szenarienanalysen für Naturschutzbadestellen (grün) sowie der Szenarienanalysen für Strandbädr; Maßnahmen von links nach rechts: Schließen bei schönem Badewetter, Schließen in der Haupt-Vogelbrutzeit, Parkplätze sperren in der gesamten Badesaison, Parkplätze sperren in der Haupt-Vogelbrutzeit, Beschränken der Besucherzahlen auf 40 Personen pro Tag, Errichten von Opfer-Badestellen in der Nähe, Einlassstopp ab 1 Person/ 25m2 pro Tag, Einlassstopp ab 1 Person/ 50m^2 pro Tag. 257
Abbildung 97: Nach dem Wassertourismuskonzept ermittelte Bedeutung der Nebenwasserstraßen für Freizeit und Tourismus BMVI (2016). 261

Abbildung 98: Nutzung von Oberflächengewässern im weiteren Umfeld von Berlin für Freizeit und Tourismus, abgeleitet nach Blaues-Band (BMVI, 2016b) (links oben), den Umfragebasierten Benutzerzahlen nach Kapitel 6.1 und 6.2 (r.o.), den Ausgewerteten Rudertagebüchern DRV nach Kapitel 7.4 (l.u.) und der Besuchsdynamik nach Twitter Analyse (Differenz der Twitterdicht bei 25 und °C nach Kapitel 7.1 (r.u.). Mit: H = Havel, M = Müggelsee, W = Wannsee, D= Dahme, F = Flakenfließ und Löcknitz, gestirchelter Kreis = ungefähres Stadtgebiet von Berlin. 262
Abbildung 99: Vergleich der Gewässerbesuche (Nutzungen) basierend auf den Umfrageergebnissen, dargestellt als absolute Zahlen (oben), bezogen auf die Wasserfläche (unten links) und bezogen auf die Uferlänge (unten rechts). 263

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zuordnung der erfassten Vegetationszonen zu Einheiten der potenziellen natürlichen Vegetation. 41
Tabelle 2: Unterschiede zwischen der durch Röhricht bewachsenen Fläche und des besetzen Raumes zwischen Kontrollflächen und Badestellen. P-Werte beziehen sich auf Wilcoxon-Rangsummen-Test. 46
Tabelle 3: “Heatmap”-Effektmatrix aller Kombinationen von Bootsaktivitäten mit Organismengruppen und abiotischen Ökosystemkomponenten. Kleine Punkte zeigen Evidenz unterhalb des 20-Punkte Niveaus, große Punkte darüber; in weißen Zellen auf Individuen-Ebene, in grauen auf Populations- und Gemeinschaftsebene. Die graduelle Unterstützung bzw. Ablehnung der Hypothese negativer Effekte ist farblich kodiert. Leere Zellen zeigen die nicht untersuchten Kombinationen. 57
Tabelle 4: Charakteristika der Spreewald-Fließabschnitte in denen Effekte auf Makrophyten und Vögel (Kap. 2.3.4) untersucht wurden. Die mittleren Breiten wurden zwischen den Querprofilen interpoliert und anschließend gemittelt. Mittlere Tiefen und Beschattung sind Mittelwerte aus den Querprofilen. 61
Tabelle 5: Klassifizierung der Fließe auf Basis ihrer Befahrungsintensitäten und Zuordnung von Intensitätsrängen..... 61
Tabelle 6: Mittelwerte (± Standardabweichung) der Schadenspunkte (= Abundanz * prozentualer Schaden je 100 m Fließabschnitte) emerser Uferpflanzen, sowie der Artenzahl und des Shannon Index aller (submerser und emerser) Makrophyten. 62
Tabelle 7: Einfluss fester Prädiktoren in rückwärts selektierten gemischten linearen Modellen auf die abhängigen Variablen Abundanz, Artenvielfalt und Naturschutzwert aller Arten („Alle“) und der sensitiveren Arten („HS“). Rückwärtsselektion: Variable mit der kleinsten Teilkorrelation zu den abhängigen Variablen wird eliminiert, sodass Modelle mit größtmöglicher Aussagekraft für die abhängigen Variablen übrigbleiben. Signifikanzniveaus: *p <0,05, **p<0,01, ***p<0,001. 67
Tabelle 8: Einfluss fester Prädiktoren in rückwärts selektierten gemischten linearen Modellen auf Abundanz (oben) und Artenvielfalt (unten) funktionaler Gruppen von Vögeln. Rückwärtsselektion siehe Tabelle 7. Signifikanzniveaus: *p <0,05, **p<0,01, ***p<0,001, ... 69
Tabelle 9: Häufigkeit der festgestellten revieranzeigenden Aktivitäten durch (n) Arten (oben). Unten: Einfluss fester Prädiktoren in rückwärts selektierten gemischten linearen Modellen auf die Häufigkeit festgestellter Gesänge, der Vielfalt der Arten die sangen und der Interaktion aus der

Häufigkeit sowie Artenvielfalt singender Arten nach Multiplikation. Rückwärtsselektion siehe Tabelle 7. Signifikanzniveaus: *p <0,05, **p<0,01, ***p<0,001. 70
Tabelle 10: Anzahl der Bruten und Anteile der verschiedenen Verlustursachen differenziert nach Jahr und Standorttypen. 75
Tabelle 11: Anteil der verlorenen Bruten differenziert nach Ursache und dem Alter der Elterntiere. Das Alter für Ursache „Elterntod“ wurde nicht dokumentiert. 79
Tabelle 12: Anzahl der Brutplätze nach Standorttypen und Anteil ihrer Wiederbelegungen unterschieden nach Standorttypen, sowie Geschlecht der Elterntiere: „W“ = Weibchen, „M“ = Männchen. 79
Tabelle 13: Überblick über die Gewässertypen und Probenahmestellen. Die Flächenangaben für Teiche und gesamte Seen beziehen sich auf die gesamte Wasserfläche, während für Flüsse und Kanäle ein Bereich von 1 km flussaufwärts und für "Teile von Seen" ein Puffer von 1 km ab der Probenahmestelle berücksichtigt wird. Name der Probenahmestellen: Alt Köpenick (AK), Britzer Garten (BG), Borsighafen (BH), Bäke (BK), Spree – Bellevue (BV), Landwehrkanal – Dreiländereck (DL), Engelbecken (EB), Tiergarten - Englisher Garten (EG), Landwehrkanal – Flutgraben (FG), Fauler See (FS), Görlitzer Park (GP), Landwehrkanal - Hallesches Tor (HT), Spree - Insel der Jugend (IJ), Spree – Katerblau (KB), Krumme Lanke (KL), Krumme Lanke South (KS), Karpfenteich (KT), Lietzensee (LS), Alt-Mariendorf (MD), Spree – Mellowpark (MP), Nordhafen (NH), Tiergarten - Neuer See (NS), Nordufer (NU), Obersee (OB), Orankesee (OS), Plötzensee (PS), Rummelsburger Bucht (RB), Volkspark am Weinberg (Rosenthaler Platz) (RP), Spree – Reichstag (RT), Spree – Schlossbrücke (SB), Spandau (SD), Schlachtensee (SL), Spree - Spreestr. (Alt Köpenick) (SS), Stössensee (ST), Landwehrkanal - Treptower Str. (TS), Landwehrkanal – Urbanhafen (UH), Volkspark Friedrichshain (VF), Viktoriapark (VK), Westhafen (WH), Wannsee Middle (WM), Weissensee (WS), Wannsee West (WW). 86
Tabelle 14: Prozentuale Anteile der verschiedenen Landnutzungsklassen im 100 m-Puffer entlang der untersuchten Oberflächengewässer, im betrachteten Abwassereinzugsgebiet und in Berlin gemäß Landnutzungskarte LBM-2018 (BKG, 2018). 90
Tabelle 15: Beobachtete Nikotinkonzentrationen unterschieden nach Wetterbedingungen und Gewässertyp. 92
Tabelle 16: Arithmetisches Mittel sowie Median der Gesamtwasseroberfläche in m² im 500-m-Wohnumfeld für die deutsche Bevölkerung inklusive Standardabweichungen für zwei unterschiedliche Definitionen von Gewässern. Sämtliche Binnengewässer mit Ausnahme stehender Gewässer kleiner 0,25 ha im obigen Teil sowie Stehgewässer mit einer Fläche von mehr als 1 ha. zusammen mit Fließgewässern mit einer Breite von mehr als 5m im unteren Teil. Die räumliche Verteilung der Wohnorte wurde dem Zenus-2011 entnommen (Statistisches Bundesamt, 2015). 100
Tabelle 17: Definition der im Site-Choice Modell verwendeten Gewässerattribute zur Bestimmung der der Freizeitnutzung von Binnengewässern zugrundeliegenden Präferenzen sowie entsprechende Datenquellen. 106
Tabelle 18: Multinominales Logit-Model maximal eintägiger Besuche an Binnengewässer in Deutschland. 107
Tabelle 19: Reisekosten nach Reisemodus und Entfernungsintervall (EI) in Euro. 108
Tabelle 20: Wohlfahrtseffekte pro einzelnem Gewässerbesuch (kompensierende Variation in Euro) von Standortschließungsmaßnahmen für verschiedene Nutzergruppen im Vergleich zu keinen Zugangsbeschränkungen. 108

Tabelle 21:Attribute und ihre Ausprägungen. 119
Tabelle 22: Deskriptive Statistik für Teilnehmer aus Berlin und Brandenburg (Mittelwert / sd). N = 2,500; * = Mittelwert über die letzten sechs Monate vor der Umfrage. 122
Tabelle 23: Hauptaktivitäten an Gewässern (%). 123
Tabelle 24: Aktuelle Situation am zuletzt besuchten Gewässer. N = 2500; * enthält 20% fehlende Antworten. 124
Tabelle 25: Auswahl der Alternativen über alle Choice Sets. 125
Tabelle 26: Ergebnisse aus dem Konditionalen Logit (CL) und dem Latent Class (LC) Model. 128
Tabelle 27: Freizeitaktivitäten bei letztem Gewässerbesuch. Anmerkung: Die Stichprobenziehung nutzte Quoten, um für einige Aktivitäten eine Mindestanzahl vollständiger Interviews zu erhalten (mit einem * markiert); die Quote für das Schwimmen wurde schließlich geöffnet und so eine größere Anzahl an Interviews für diese Aktivität gesammelt als ursprünglich geplant. 130
Tabelle 28: Reisebereitschaft (WTT) in Kilometern für marginale Änderungen der Attributwerte. Anmerkung: Statistisch signifikante WTT-Schätzungen sind fett gedruckt; KI = Konfidenzintervall 133
Tabelle 29: Übersicht über die in den fünf Studien verwendeten Daten zur Beschreibung der multiplen Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen. 138
Tabelle 30: Zusammenfassung der Ergebnisse zu den relevanten Belastungen bzw. Faktoren auf den unterschiedlichen räumlichen Skalen für die Biologie und Freizeitnutzung. Sofern einzelne Belastungen oder Faktoren eine besonders hohe Bedeutung besitzen sind diese fett markiert. 149
Tabelle 31: Kennzahlen der Fänge von Anglern in Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Niedersachsen (NI). M = Mittelwert, SD = Standardabweichung. CPUE = Fang pro Angeltag. Länge in cm, Anteil in %. 163
Tabelle 32: Überblick über die in Betracht gezogenen Treiber, Kurznamen, ihre Attribut- oder Klassengrenzen (Spezifikation) und Datensätze. 177
Tabelle 33: Zusammenfassung der Stimmungswerte in feine und aggregierte Klassen, für die Analyse und Visualisierung der Tweets. 179
Tabelle 34: Flächenanteile und Tweet-Anteile für Oberflächengewässertypen in Deutschland. * Anteil an Gesamtfläche in Deutschland. 181
Tabelle 35: Mittelwerte der berücksichtigten Attribute pro Cluster, über alle Cluster und für alle Tweets im Zeitraum 2011-2018. 187
Tabelle 36: Übersicht über die Nutzungsklassen und die entsprechenden Wertebereiche für die Nutzugshäufigkeit und Nutzungsintensität. 198
Tabelle 37: Nutzungsindexmatrix zur Kombination von Nutzungshäufigkeit (ED_count) und Nutzungsintensität (People_sum) 198
Tabelle 38: Zusammenstellung aller Modellvariablen vor der Selektion. Angaben ohne Einheit sind als absolute Anzahl xxxxx gegeben. 208
Tabelle 39: Für die 3-stufige Gridsuche gewählte Hyperparameter. 210
Tabelle 40: Anpassungsgüte (Goodness of Fit) aus Pérez-Sánchez et al. (2017), basierend auf Moriasi et al. (2007). 211
Tabelle 41: In die endgültigen Modelle aufgenommene unabhängige Variablen und ihr relativer Einfluss im angepassten Standardmodell für die Schätzung der täglichen Fahrradzahlen. 215

Tabelle 42: Modellleistung der verschiedenen GBM für alle Standorte (insgesamt) und für drei Beispielstandorte. 216
Tabelle 43: Ergebnisse der linearen Regression: Parameterschätzungen für die MAPE-Schätzung des Standardmodells und Standardabweichung in Klammern. 217
Tabelle 44: Merkmale der Modellregion und ihrer Badestellen. 242
Tabelle 45: Ergebnisse des Choice-Sets abgeleiteten konditionalen MNL-Modells. Das Choice-Set bestand aus einer deutschlandweiten Umfrage, bei der 2000 Teilnehmer ihren Wohnort und den Ort, an dem sie zuletzt einen Tagesausflug zum Baden an einem natürlichen Gewässer gemacht haben, angaben. N = 188119471, Pseudo R^2 = 0,5602152, log likelihood = -8983,157. 245
Tabelle 46: Ergebnisse des Optmierungsverfahrens für die Badestellenauswahl. 248
Tabelle 49: Managementkonzepte für den Badetourismus (Bell et al., 2021; Martin et al., 2009; Mason, 2005; Micallef & Williams, 2002; Schafft et al., 2021; Tan & Law, 2016). 251
Tabelle 50: Eigenschaften der Naturschutz-Badestellen. 255
Tabelle 51: Eigenschaften der Opferbadestellen. 255
Tabelle 52: Maximale Besucherzahlen der Strandbäder, die für die Nutzerorientierten Szenarien ausgesucht wurden. 256
Tabelle 47: Anzahl und Kombination der geltenden Befahrregeln nach DKV für 27 mittelgroßer Flüsse in Deutschland. 260
Tabelle 48: Auswertung der Anwendungshäufigkeit der insgesamt in den 27 Flüssen angewendeten Befahrregeln nach DKV. 260

1. Projekthintergrund

In der entwickelten Welt haben Freizeitaktivitäten aufgrund erheblicher Veränderungen in den Lebensbedingungen vieler Menschen stark an Bedeutung gewonnen (Arlinghaus et al. 2021; Venohr et al. 2018). Die Erholung an Gewässern hat hierbei einen besonders hohen Stellenwert für die Bevölkerung (Becker et al., 2023; Börger et al., 2021) und wird bevorzugt in der Nähe des eigenen Wohnortes durchgeführt. Binnengewässer sind ein ideales Ziel für Menschen, die eine Pause oder eine Abkühlung brauchen, denn sie sind für die meisten leichter zu erreichen als Meeresgewässer. Dies gilt umso mehr da regelmäßige Naturerholung einen wichtigen positiven Beitrag zur Gesundheit leisten kann (Lackey et al., 2021). Freizeitaktivitäten im Freien werden als das Heilmittel für den mentalen und physischen Stress der Menschen in immer größer werdenden Städten angesehen (Frumkin et al. 2017; Morita et al. 2011; Ryan et al. 2010; Wolsko et al. 2019). Menschen in der Nähe von Oberflächengewässern profitieren von den positiven Auswirkungen auf das Wohlbefinden und die psychische Gesundheit (Sarukhán & Whyte, 2005; Volker & Kistemann, 2011).

Dementsprechend sind z.B. in städtischen Umgebungen Promenaden häufig dicht besuchte Orte, aber auch kleine Seen oder Kiesgruben sind geschätzte Orte für die Freizeitgestaltung von Stadtbewohnern (Meyerhoff et al. 2019). Einen Tag am Ufer zu verbringen, sich zu entspannen, zu wandern, Rad zu fahren oder zu schwimmen sind beliebte Aktivitäten (Kochalski et al. 2019).

Eine hohe Nachfrage nach Zugang zu Oberflächengewässern kann vorübergehende oder dauerhafte Schäden verursachen und genau die landschaftliche Schönheit gefährden, die von den Besuchern gesucht wird, und stellt somit auch eine Bedrohung für Flora und Fauna aquatischer Lebensräume dar (Andrés-Abellán et al. 2005). Insbesondere die Uferbereiche, die besonders intensiv genutzt werden und über die letztlich jeder Zugang zum Gewässer erfolgt sind hierbei besonders stark betroffen.

Diese Auswirkungen sind, wie für die Binnenschifffahrt und Sportboote gezeigt wurde, von der Besuchsfrequenz abhängig (Huckstorf, Lewin, Mehner, & Wolter, 2011; Zajicek & Wolter, 2019), und ggfs. saisonabhängig, beispielsweise wenn hohe Besucherzahlen in der Wachstumsphase von Makrophyten auftreten (Murphey & Eaton, 1983). Analog dazu können für Spitzennutzung im zeitigen Frühjahr auch stärkere Auswirkungen auf den Bruterfolg verschiedener Wasservögel haben als z.B. im Spätsommer (Rodgers & Schwikert, 2002; Rösner, Mussard-Forster, Lorenc, & Müller, 2014; Smith-Castro & Rodewald, 2010; Steven, Pickering, & Guy Castley, 2011).

Wie von Venohr et al. (2018) beschrieben, können so die ökologischen Auswirkungen mit der Nutzungsintensität zunehmen, während gleichzeitig die Nutzerzufriedenheit abnehmen kann. Im Allgemeinen wird, vergleichbar mit den Auswirkungen von klimatischen Extremereignissen, davon ausgegangen, dass kurzfristige Nutzungsspitzen höhere ökologische Auswirkungen bewirken als länger anhaltende geringere Nutzungsdichten. Daher besteht die Notwendigkeit, Nutzungsspitzen zu messen und die Komplexität der Nutzung von Ökosystemen oder die Dynamik von Ökosystemdienstleistungen in Raum und Zeit zu verstehen (Rieb et al., 2017).

Während zeitliche Nutzungsspitzen maßgeblich durch das Wetter und die verfügbare Zeit (also bevorzugt an Wochenenden, Ferien und Feiertag) bestimmt sind, werden räumliche Nutzungsmuster durch eine Vielzahl unterschiedlicher Treiber beeinflusst. Während die Erreichbarkeit und räumliche Nähe zentrale Parameter sind, werden diese durch die Ausstattung und Qualität einzelner Standorte sowie den Vorlieben und Bedürfnisse der Besucher überprägt. So sind aufgrund ihrer landschaftlichen Schönheit (Janeczko 2009) und der Möglichkeiten für verschiedene Aktivitäten, die sie bieten, Seen eine besondere Attraktion für Besucher in einer Landschaft. Alltägliche Freizeitaktivitäten stellen

hingegen andere Anforderungen and den Standort und Wasserqualität als spezialisierte Freizeitaktivitäten wie Surfen, Tauchen oder Segeln, zudem unterscheiden sie sich darin, ob Erholungssuchende bei ihren Erholungsaktivitäten direkt mit dem Wasser in Kontakt kommen (Becker et al. (2023). So unterscheiden sich die Vorlieben bei der Auswahl besuchter Gewässer deutlich (Hunt, Camp, van Poorten, & Arlinghaus, 2019; Meyerhoff, Dehnhardt, & Hartje, 2010) und in Abhängigkeit von Bedingungen und Anforderungen bilden sich spezifische räumliche Nutzungsmuster heraus. Alleinig die Wasserqualität oder die Naturnähe eines Standorts scheinen hingegen die Vorlieben und Nutzungsmuster der Gewässerbesuche nicht erklären zu können.

Die Mehrheit der bekannten Studien hat die Erholungsnutzung an bestimmten Orten (Ovaskainen et al., 2001; Egan and Herriges, 2006; Englin and Shonkwiler, 1995) oder für bestimmte Freizeitaktivitäten untersucht (Roberts et al., 2017; Lankia et al., 2019; Connelly et al., 2007). Auf nationaler Ebene bestehen derweil, wie Hermes et al. (2021) bemerken, weiterhin erhebliche Wissenslücken. Derzeit gibt es kaum Studien, die Präferenzen für Erholungsorte innerhalb einer größeren Region untersucht haben, ohne sich auf spezifische Aktivitäten oder spezifische Erholungsorte, sei es ein bestimmtes Gebirge oder ein bestimmter See, zum Beispiel, zu konzentrieren.

Insoweit wassergebundene Freizeitbeschäftigungen für viele Menschen zum Alltag gehören, liegt es nahe diese auch in einem modernen Umweltmanagement zu berücksichtigen. Bisher ist dieses jedoch verstärkt auf die Auswirkungen kommerzieller anthropogener Aktivitäten ausgerichtet und ignorieren weitgehend die wachsende nicht-kommerzielle Freizeitnutzung.

Ein gutes Management von Freizeitaktivitäten sollte darauf abzielen den Erholungsnutzen der Aktivitäten zu optimieren, ökologische Effekte auf aquatische Ökosysteme zu minimieren und Konflikte zwischen verschiedenen Nutzergruppen aber auch zwischen Nutzungsansprüchen und ökologischen Schutzzielen zu minimieren. Grundlage ist hierzu ist, einzuschätzen ob und wie stark Ansprüche und Ziele divergieren um mögliche Zielkonflikte zu identifizieren und ggfs. lösen zu können.

Das Projekt AQUATAG ging daher folgenden zentralen Forschungsfragen nach:

1) An welchen Gewässern wird wann welche Freizeitaktivität ausgeübt?
2) Welche Rolle spielen Wasserqualität, infrastrukturelle Ausstattung, Entfernung zu Ballungszentren und Besucherdichte, aber auch ökologische Qualität und Biodiversität für die Wahl des Gewässers sowie den Zeitpunkt und die empfundene Qualität der ausgeübten Freizeitaktivität?
3) In welcher Form passen Nutzer Ihre Freizeitaktivität an eine nicht-erfüllte Freizeitqualität an?
4) Welche Belastungen von Gewässer-Ökosystemen resultieren aus den Freizeitnutzungen?
5) Wie verhalten sich diese gegenüber anderen Belastungen (Stressoren) und haben sie messbare Effekte auf den ökologischen Zustand?
6) Wie können Ansprüche an Freizeitqualität und Gewässerschutz durch angepasste Managementsysteme harmonisiert werden?

Diese Fragen spiegeln sich weitgehend in der Projektstruktur durch die Arbeitspakete wider (Abbildung 1). Aus Gründen der besseren Nachvollziehbarkeit und Lesbarkeit ist der Bericht abweichend zur Projektstruktur in vier Hauptkapitel unterteil: Kapitel 2 - Ökologische Effekte (Inhalte aus AP2 und AP4), Kapitel 3 - Vorlieben und Konflikte (AP 1 und AP2), Kapitel 4 – Erfassung und Modellierung raum-zeitlicher Nutzungsmuster (AP1 und AP5), Kapitel 5 – Management von Freizeitnutzungen (AP5 und AP1).

Für das Projekt wurden zunächst zwei Anwendungsregionen, dem Einzugsgebiet der Spree-Havel und dem der Diemel, definiert, in denen die Feldarbeiten und Modellierungen durchgeführt wurden. Aus Gründen der Datenverfügbarkeit wurden zudem einzelne Analysen in zusätzlichen Gebieten durchgeführt, dem Einzugsgebiet der Ruhr (STRAVA Daten) zur Verfügung standen, der Lippe (Paddler-Eisvogel Daten), Seen (zur Durchführung der Ufervertritt-Untersuchungen) sowie See in Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern (Daten zum Anglerverhalten). Die repräsentativen Umfragen und die Analyse der Twitter-Daten wurden deutschlandweitdurchgeführt.

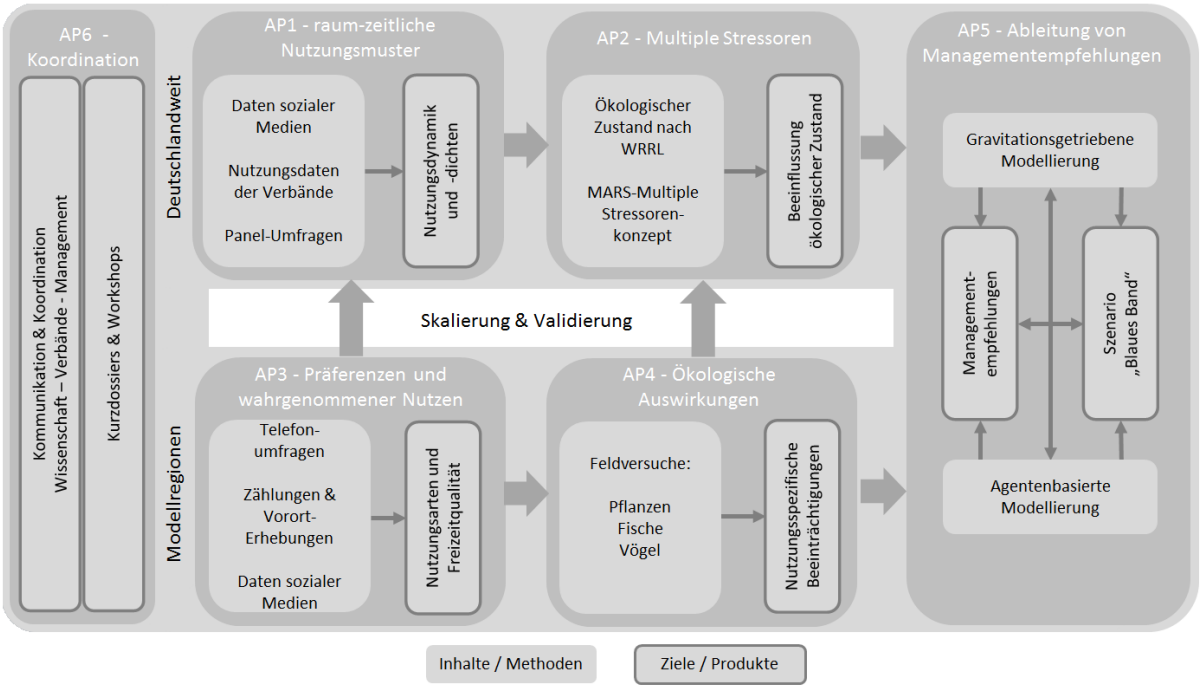


Abbildung 1: Gliederung des Projektes AQUATAG in sechs Arbeitspakete und Konzept des Datenaustuschs bzw. der Zusammenarbeit zwischen ihnen.

2. Ökologische Effekte

2.1. Gewässernutzungseffekte auf die Biodiversität[1]

Robert Arlinghaus, Malwina Schafft & Christian Wolter

2.1.1. Einleitung

Aus naturschutzfachlicher Sicht wird gerne eingewendet, dass von der Gewässernutzung von Gewässern, speziell auch von der Angelnutzung und -bewirtschaftung über Aktivitäten wie Zugangsschaffung zu Ufern, Freihalten von Wanderwegen, Fischbesatz, Uferpflege sowie mit der Präsenz am Wasser einhergehende Störung von Uferlebensräumen und Brutplätzen negative Effekte auf die gewässergebundene Biodiversität ausgehen können (Venohr et al. 2018). Die meisten Gewässer in Deutschland werden durch Anglervereine bewirtschaftet, so dass Gewässerbewirtschafter wie Angelvereine über die negativen Wirkungen hinaus auch positiv auf die Biodiversität einwirken können, z.B. durch die Ansiedelung bedrohter Arten oder über die Schaffung von Schutz- und Ruhezonen an Seen (Matern et al. 2019, Nikolaus et al. 2022). Ökologische Wirkungen der anglerischen Befischung und Hege haben vorwiegend Einflüsse auf die Biomasse, Größe, Altersstruktur und teilweise auch die Artenzusammensetzung von Fischen. Diese können Folgeeffekte auf andere Taxa haben, zum Beispiel auf Makrophyten (Bajer et al., 2016), Amphibien (Hecnar & M'Closkey, 1996; Miró et al., 2018) und Invertebraten (Knorp & Dorn, 2016). Außerdem können Gewässernutzende wie Angler, Spaziergänger oder Bootsfahrer Uferhabitate z.B. durch das Anlegen von Angelstellen beeinträchtigen (O'Toole et al., 2009) und so Litoralpflanzen (O'Toole et al., 2009) oder Libellen beeinflussen (Wolter & Arlinghaus 2003, Meyer et al. 2021). Die Anlockung von Fischen durch Futtermittel durch Angler (Niesar et al., 2004) oder aber Nährstoffgaben über die Haut oder Exkremente durch Badende oder Ufernutzer können unter bestimmten Bedingungen auch zur Eutrophierung der Gewässer beitragen und so Makrophyten und das Auftreten von Algenblüten beeinflussen (Venohr et al. 2018). Die Präsenz von Anglern und anderen Freizeitnutzenden an Ufern und auch das Bootsangeln auf dem Gewässer kann schließlich zur Störung von Vögeln und anderen Wildtieren führen (Bezzel & Reichholf, 1974; Reichholf 1988; Knight & Gutzwiller, 1995; Lewin et al., 2006; Wichmann, 2010; Lozano & Malo, 2013). Verlorene und zurückgelassene Angelgeräte können in diesem Zusammenhang auch verletzende oder sogar letale Auswirkungen auf Wildtiere haben (Franson et al., 2003; Heath, Dahlgren, Simon, & Brooks, 2017), wie beispielsweise nach dem Verschlucken von Bleischroten (Franson et al., 2003; Scheuhammer & Norris, 1996). Je nach Perspektive können Gewässernutzer allgemeine und Angler im speziellen in der Summe sowohl als wesentliche, essentielle Hüter und Pfleger der Gewässer und der darin beheimaten Arten angesehen werden, oder aber als potentielle Gefahrenquelle für aquatische Organismen und die aquatische Artenvielfalt. Entsprechend sind naturschutzfachliche Konflikte zur Gewässerfreizeit an der Tagesordnung, die über ein gut begründetes Managementkonzept zu regeln sind.

Auch andere Freizeitaktivitäten am Ufer können sich z.B. über Trittschäden auf Pflanzendeckung, -höhe, -artzusammensetzung und –diversität auswirken (Bonanno, Leopold, & St Hilaire, 1998; Manning, 1979; Seer, Irmler, & Schrautzer, 2015). Uferpflege- und -entwicklungsmaßnahmen, z.B. das Anlegen von Stränden, Angelplätzen oder Stegen, können auch die Habitatvielfalt und -qualität mindern und so die Abundanz und Vielfalt an Makroinvertebraten einschränken (Brauns, Garcia, Walz,

[1] Dieses Kapitel ist in wesentlichen Teilen ein Nachdruck eines Kapitels in Arlinghaus et al. (2023), Berichte des IGB, derzeit noch im Druck

& Pusch, 2007; Spyra & Strzelec, 2019). Wasserbasierte Freizeitaktivitäten haben unter bestimmten Bedingungen auch negative Effekte auf Wasservögel und andere Wildtiere, die durch Flucht- und Vermeidungverhalten auf die Anwesenheit von Menschen reagieren (Lozano & Malo, 2013, Dear, Guay, Robinson, & Weston, 2015). Ähnliche Effekte sind in Reaktion auf Spaziergänger mit Hunden (Lee, Marsden, Tatum-hume, & Brightsmith, 2017; Randler, 2006) oder Bootsfahrer (McFadden, Herrera, & Navedo, 2017; Wolter & Arlinghaus 2003) beschrieben. Nicht zuletzt können Freizeitaktivitäten zur Verbreitung und Verschleppung von invasiven Arten oder Parasiten/Krankheiten durch Boote (Ros, Vazquez-Luis, & Guerra-Garcia, 2013), Freizeitausrüstungen (Bacela-Spychalska, Grabowski, Rewicz, Konopacka, & Wattier, 2013) oder legale und illegale Freisetzungen und Besatzmaßnahmen beitragen (Johnston et al., 2009, Zhao et al., 2016). Ob und inwieweit sich das in der Regel passiv am Ufer ausgeübte Angeln isoliert von anderen Freizeitnutzungsformen auf die Biodiversität von Baggerseen auswirkt, ist hingegen nur in Ansätzen verstanden. Ziel dieser Studie war es, den Stand des Wissens zu den ökologischen Einflüssen des Angelns und anderer wasserbasierte Freizeitaktivitäten zusammenzufassen und vergleichend darzustellen. Zum Einsatz kam die Methode der Meta-Analyse. Die wesentlichen Ergebnisse sind in Schafft et al. (2021) publiziert, sollen aber hier noch einmal zusammengefasst gewürdigt werden.

2.1.2. 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 nichtbeeinflussten Kontrollen auswirken - über alle publizierten Studien zusammenfassen. Durch das Vorgehen 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 Gewässern ist. Die Details der hier zum Einsatz gekommenen Verfahren sind in Schafft et al. (2021) zusammengefasst. Insgesamt wurde 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 Effektstärken berechnet werden. Diese Zahl an Studien mit Effektstärken ist vergleichbar mit anderen ökologischen Meta-Analysen und kann als ausreichend für eine valide Aussage eingeschätzt werden (z.B. Eyck et al. (2019) mit 111 Studien (Pool unbekannt), Catalán et al. (2019) mit 89 Studien aus einem Pool von 21.714 Artikeln, Algera et al. (2020) mit 87 Studien aus einem Pool von 3.121 Artikeln, De Beenhouwer et al. (2013) mit 74 Studien (Pool unbekannt), Sagerman et al. (2020) mit 25 Studien aus einem Pool von 2.499 Studien und Stewart et al. (2007) mit 15 Studien aus einem Pool von 2.845 Artikeln). Insgesamt umfasst der Datensatz schlussendlich 701 Effektstärken, was als sehr hoch einzuschätzen ist und belastbare Analysen zulässt. Die Gewichtung der Studien erfolgte nach Kriterien der Validität der Studien. Die von uns aufgestellten Kriterien der Validität (Studiengüte) richteten sich nach Studiendesign, Stichprobengröße und der Berücksichtigung von Umwelteffekten/anderweitigen Störvariablen. Studien ohne ausgewiesene Kontrollen (Gewässer/strecken ohne Gewässernutzung) und Studien, die Effekte innerhalb eines Gewässers (Vergleich von Gewässerteilbereichen, statt Vergleich ganzer Gewässer) untersuchen, wurden als von geringer Qualität bewertet und entsprechend gewichtet, aber nicht komplett ausgeschlossen, da auch solche Studien zu einem Gesamtbild beitragen können. Zu bevorzugen sind Studien von hoher Studiengüte, aber es zeigte sich, dass in keinem Fall ein solch hohes Gütemaß erreicht wurde. Die von uns analysierten Studien waren stattdessen überwiegend von geringer oder mittlerer Studiengüte.

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 bis Pelagial 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 Littorals (Motorbootfahren, Bootsangeln, Yachten, Jet Ski, Wasserski/Wake Board, Segeln, Rudern, Paddeln/Kanufahren, Kytesurfen, Windsurfen, Stand Up Paddling, Modelbootfahren).

Es wurde davon ausgegangen, dass Aktivitäten mit ansteigendem Gewässerinteraktionsgrad (von Ufernutzung über Uferangeln bis hin zu Bootfahren) stärkere Effekte auf die Biodiversität haben sollten.

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 Organismen/Tieren, wie bspw. Beunruhigung von einzelnen Vögeln durch experimentelles Kanu fahren und Uferspazieren (Fernández-Juricic et al. 2007) bis zu Fluchtverhalten durch Bootfahren (Knight & Knight 1984), Vergiftungen durch Blei mit erhöhten Bleikonzentrationen im Blut von Schwänen an beangelten Baggerseen (Sears 1988) oder UV-Schutzcremes mit erhöhter Mortalität und Gewichtsveränderungen von Weichtieren (Schmitt et al. 2008), Verletzungen von Schildkröten durch Boote (Bulte et al. 2010) oder Angelhaken (Nemoz et al.

2004) auch Verletzungen von individuellen Pflanzen durch Bootsmotoren (Asplund et al. 1997).

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/Artgemeinschaftsebene: Wirkungen auf Artgemeinschaften, wie bspw. verringerte Artenvielfalt (Reichholf 1988) bzw. andere Biodiversitätsmaße oder Veränderung von Artgemeinschaften 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 Trampeleffekte (Andres-Abellan 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 et al. 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. Freizeit nicht beeinträchtigt werden sollten (§44, Abs. 1, Satz 2, BNagSchG, LANA, 2010). Es wurde die Hypothese geprüft, dass das Angeln vor allem auf die unteren ökologischen Ebenen (einzelner Tiere) wirkt und dass die ökologischen Einflüsse mit dem Grad der Gewässerinteraktion von der Ufernutzung bis zur Bootsnutzung ansteigen.

2.1.3. Ergebnisse

Von den 95 in die Meta-Analyse einfließenden Studien untersuchten 31 (33 %) die Auswirkungen von Ufernutzungen, 23 (24 %) die des Angelns, 8 (8 %) die Auswirkungen des Schwimmens und 36 Studien (38 %) die Auswirkungen von Bootsnutzungen. In Abbildung 2A) 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 nichtangelnde Ufernutzungen im Fokus. Bootsnutzungen wurden in fast jedem der durch die Meta-Analyse erfasste Jahrzehnte am häufigsten untersucht. Auswirkungen des Schwimmens wurden hingegen kaum isoliert untersucht. Die Anzahl der Studien, die sich mit den ökologischen Auswirkungen des Schwimmens befassen, nehmen in unserer Metaanalyse jedoch in den letzten Jahrzehnten zu.

Die Literatur hat sich bisher hauptsächlich mit den Effekten der Gewässerfreizeit auf die Individuenebene (z.B. Störeffekt auf einzelne Brutvögel) beschäftigt (Abbildung 2B). 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 Biozönosen/Artgemeinschaften und Ökosysteme zu.

Der Fokus der Studien der Meta-Analyse lag vorwiegend auf Auswirkungen auf Vögel (Abbildung 2C). 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.

Es überwiegen Studien mit geringer Studienvalidität (Abbildung 2D). Es konnte keine einzige Studie mit hoher Validität identifiziert werden. Ab 1981 tauchen Studien 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. Ganz überwiegend haben wir es mit observationalen Studien zu tun, die an einem Gewässerabschnitt Gebiete mit und ohne Freizeitnutzung verglichen, ohne die Freizeitnutzung experimentell bestimmten Abschnitten zuzuordnen. Ein Grund für das Fehlen dieser besonders belastbaren Studien ist die praktische Umsetzbarkeit, da es äußert schwer ist, mit Menschengruppen Experimente an Gewässern zu durchzuführen. Insofern müssen wir bei der Bewertung der Gewässereffekte auch Studien von geringer Methodengüte einfließen lassen, gewichten diese Studien jedoch geringer.

Das vorherrschende Studiendesign bei den analysierten 95 Studien sind Control-Impact-Studien (Studien, in denen Kontrolle und Einfluss räumlich entlang des Gewässers getrennt sind) gefolgt von Before-After-Studien (Vorher-Nachher-Studien). Gradienten-Studien (Korrelationsstudien) und BACI-Studien (Before-After-Control-Impact = Studien mit sowohl räumlicher als auch zeitlicher Kontrolle) kommen hingegen kaum vor (Abbildung 2E).

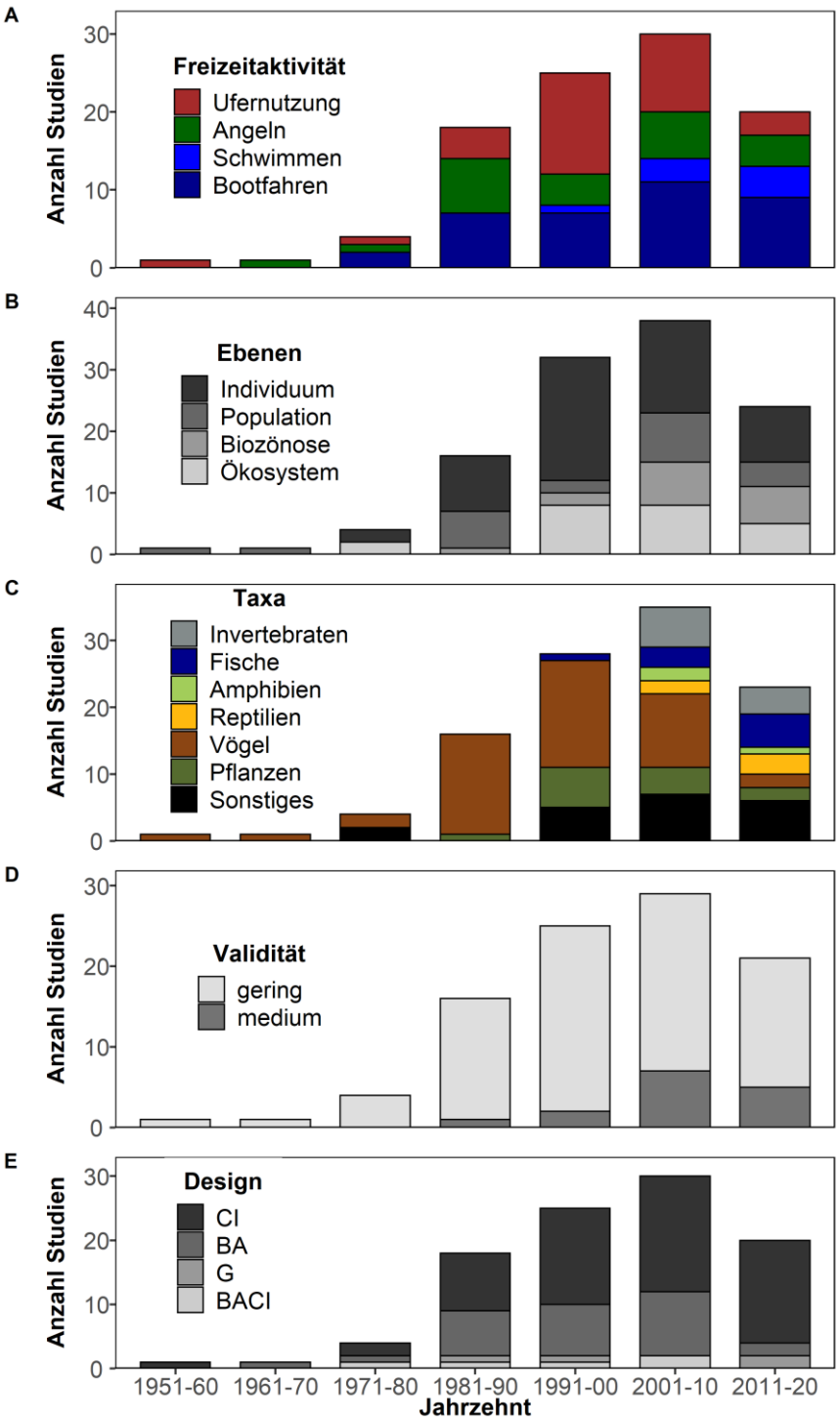


Abbildung 2: Anzahl an Studien der Metaanalyse pro Jahrzehnt und Freizeitaktivität (A), Ebenen biologischer Organisation (B), Taxa (C), Validität der Studie (D) und Studiendesign (E mit CI = Control-Impact (Kontrolle-Einfluss), BA = Before-After (Vorher-Nachher, G = Gradienten, BACI = Before-After-Control-Impact (Vorher-Nachher-Kontrolle-Einfluss). Berücksichtigt sind hier nur Studien, die eine Berechnung von Effektstärken zulassen (N = 95 Studien).

2.1.4. Effektstärken

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

signifikanten negativen Effekt der Gewässerfreizeit auf die ökologischen Systeme in und an den Gewässern. Aufgeteilt nach Freizeitaktivitäten zeigte sich, dass die Effekte von Bootsnutzungen mit 0,0 [1; 0,59] am stärksten negativ ausfallen (Abbildung 3). Darauf folgen Ufernutzungen mit 0,66 [-1,26; -0,07] und das Angeln mit einer mittleren Effektgröße von 0,59 [1,08; 0,10]. Die negative Effektstärke für die Auswirkungen des Schwimmens ist am wenigsten stark und auch nicht signifikant.

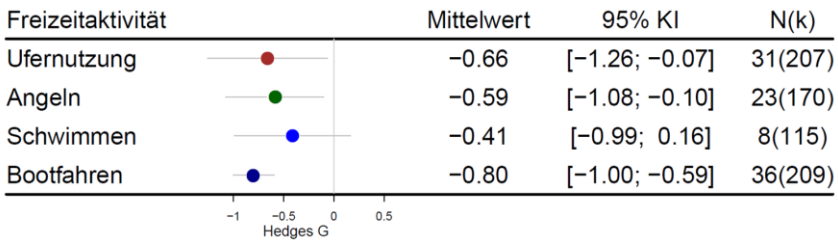


Abbildung 3: Mittlere Effektstärken ökologischer Auswirkungen von Ufernutzung, Angeln, Schwimmen und Bootfahren mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der zugrundeliegenden Effektstärken (k). Effekte gelten als signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

Gewichtung nach Studiengüte

In Abbildung 3 sind die Effektstärken wie vorab in der Methodik erklärt nach Studiengüte gewichtet. In Meta-Analysen wird neben der Studiengüte üblicherweise die umgekehrte Varianz der Stichproben in den Studien zur Gewichtung von Effektstärken verwendet. In Abbildung 4 ist der Vergleich der Gewichtung nach umgekehrter Varianz und nach Studiengüte dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass durch die Gewichtung nach Studiengüte die mittleren Gesamteffektstärken der Freizeitaktivitäten tendenziell geringer ausfallen mit Ausnahme des Bootfahrens. Daraus lässt sich erschließen, dass Studien mit geringer Güte tendenziell negativere Effektstärken aufweisen. In den folgenden Analysen wird die Gewichtung nach Studienqualität beibehalten.

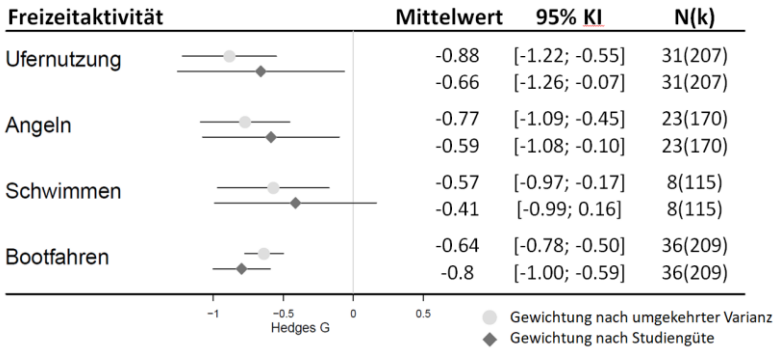


Abbildung 4: Vergleich mittlerer Effektstärken ökologischer Auswirkungen von Ufernutzung, Angeln, Schwimmen und Bootfahren mit Gewichtung nach umgekehrter Varianz und Gewichtung nach Studiengüte mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der zugrundeliegenden Effektstärken (k). Effekte gelten als signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

Intensität der Freizeitaktivitäten

In Abbildung 3 und Abbildung 4 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 Freizeitnutzungsintensitäten im Vergleich zu höheren Intensitäten verglichen wurden, können nur Auskunft darüber geben, ob die Intensität einer Freizeitnutzung (z.B. gering im Vergleich zu hoch) ökologische Auswirkungen hat. In Abbildung 5 werden daher Gesammteffektstärken 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 5). Gesamteffektstärken aus Studien mit Mittelwertvergleichen von Gewässern/Abschnitten mit lediglich geringer Nutzungsintensität gegenüber Abschnitten mit einer 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: Negative ökologische Wirkungen des Angelns findet man im Durchschnitt nicht, wenn man Studien mit echten Kontrollen (Nullnutzung) benutzt. Man findet signifikant negative Wirkungen aber im Durchschnitt, wenn als Grundlage nur Studien heranzieht, die eine geringe Nutzungsintensität als Vergleichskategorie zur Bewertung der Freizeiteffekte aufweisen. Das bedeutet: Während die Effekte der Präsenz oder des Fehlens von Ufernutzung und Angeln auf die Ökologie 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.

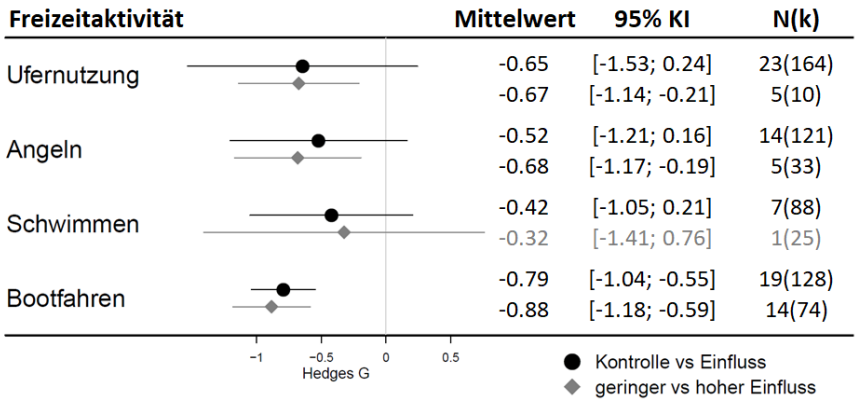


Abbildung 5: Vergleich der mittleren Effektstärken zwischen Studien mit echter Kontrolle (Nullnutzung vs. Freizeitaktivität) und Studien mit unterschiedlichen Nutzungsintensitäten (geringer vs. höhere Intensität der Freizeitnutzung, ohne Nullnutzung als Kontrolle) mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an 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.

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 nichtsignifikant zu und sind isoliert auf Ebene des Ökosystems ebenfalls nicht signifikant (Abbildung 6). Bei den nichtangelnden Ufernutzungen fallen die stärksten

negative Effekte auf höheren Ebenen der biologischen Organisation - Population, Biozönose und Ökosystem - auf (Abbildung 6). Die Effekte von Ufernutzungen auf die Ebene des Individuums sind hingegen nicht signifikant. Die ökologischen Auswirkungen des Angelns sind nur auf Ebene der Population signifikant 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 nichtsignifikant 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.

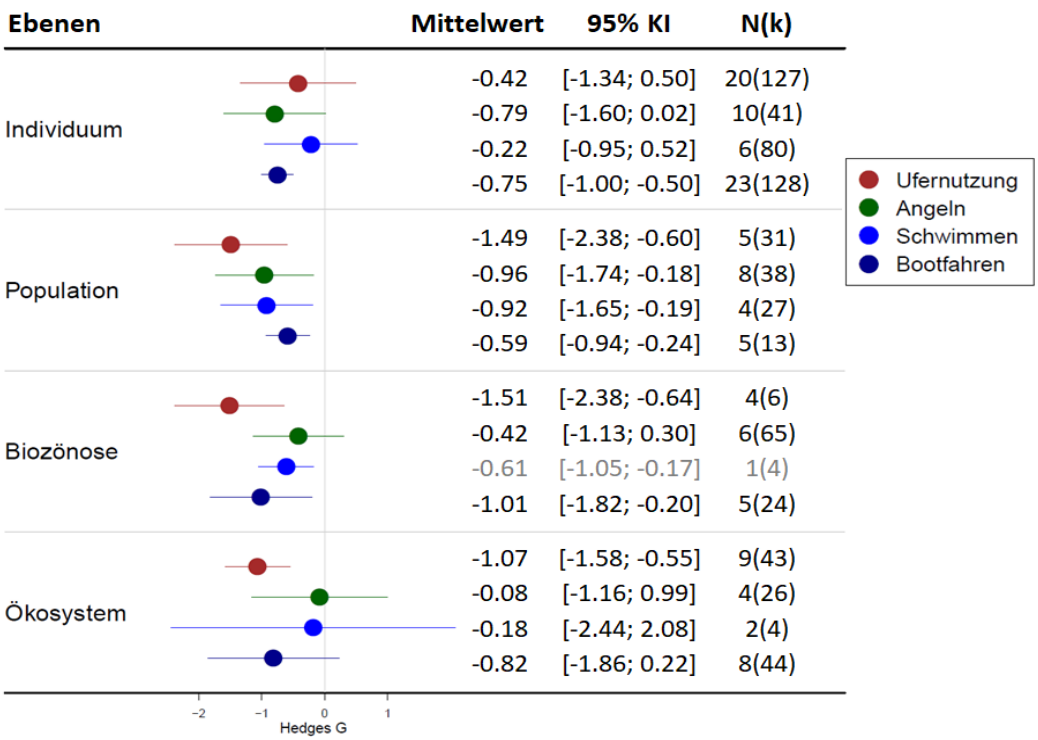


Abbildung 6: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Ebene der biologischen Organisation (Individuum, Population, Biozönose, 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 Organsimen studiert worden sind: Invertebraten, Fische, Reptilien, Vögel und Pflanzen. Die ökologischen Wirkungen des Bootsfahrens sind bei Invertebraten und Pflanzen besonders stark negativ, bei Letzteren jedoch nicht signifikant. Für alle anderen Organismengruppen sind die Effekte des Bootfahrens signifikant negativ (Abbildung 7).

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 mittleren Effektstärken

der nichtangelnden Ufernutzungen waren für Invertebraten, Vögel und Pflanzen signifikant negativ und für Pflanzen am stärksten ausgeprägt.

Die Effekte des Angelns wurden für jede der genannten Organismengruppe untersucht. Die Effekte auf Fische wurden jedoch in der Meta-Analyse nicht berücksichtigt, weil wir es hier mit einer direkten Einflussnahme zu tun haben, die in vergleichbarer Form bei den zu vergleichenden Freizeitaktivitäten nicht vorkommen kann und es daher zu verzerrten Aussagen gekommen wäre (zu Details, s. Zwischenbericht 2019). 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 signifikant.

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 zu fällen.

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

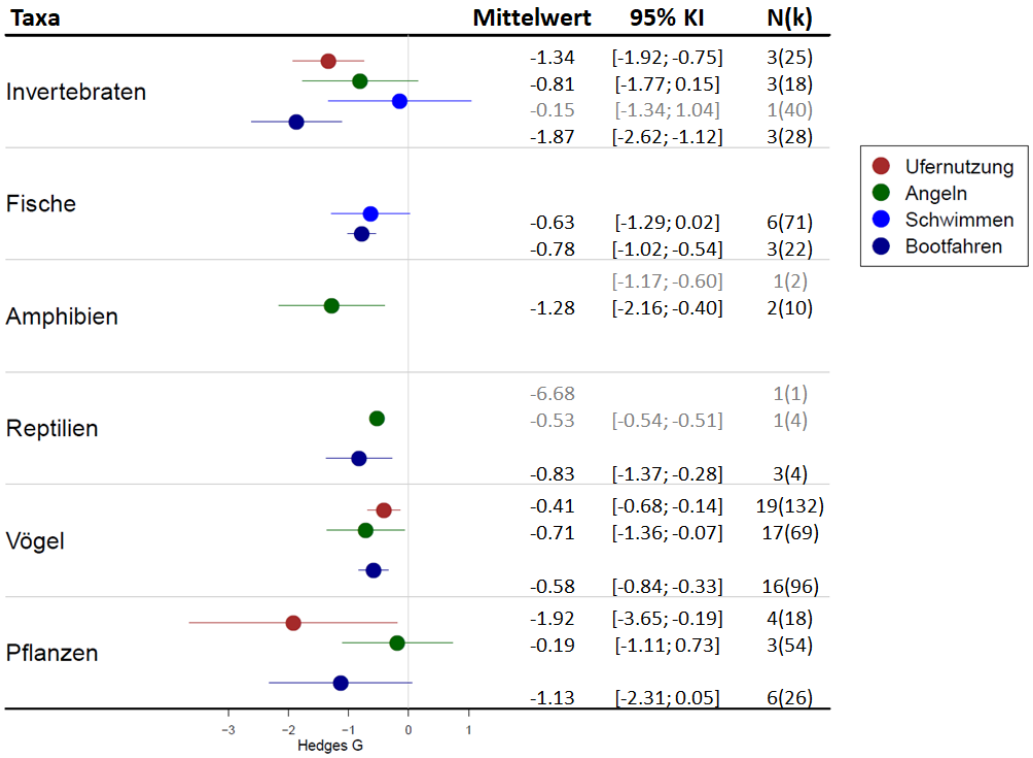


Abbildung 7: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Organismengruppe (Taxa). Werte, die auf geringer Stichprobengröße (N < 2 oder k < 3) basieren werden in grau dargestellt. Modellberechnungen mit Mittelwerten und Konfidenzintervallen 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.

Einfluss auf Vögel

Da die Datengrundlage für die Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Vögel vergleichsweise hoch war und diese Organismengruppe naturschutzfachlich sehr relevant ist, wird abschließend auf Effekte auf unterschiedliche Ebenen der biologischen Organisation bei Vögeln eingegangen. Es kann hier nicht auf Effekte des Schwimmens eingegangen werden, da keine Studien zu den Auswirkungen des Schwimmens auf Vögel identifiziert werden konnte.

Die Effekte des Bootfahrens waren auf Ebene von Vogelindividuen signifikant negativ (Abbildung 8). Auf Populationsebene reichte die Anzahl an Effektstärken nicht für eine abgesicherte Berechnung aus. Auf der Ebene von Vogelzönosen sind die Effekte des Bootfahrens nicht signifikant.

Für Ufernutzungen sehen wir signifikant negative Effekte auf Vogelindividuen und Populationen (Abbildung 8). 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 extrahiert werden.

Die mittleren negativen Effekte des Angelns waren bei Vogelindividuen und –populationen relativ hoch. Jedoch waren die Wirkungen des Angelns auf keiner der drei Ebenen signifikant, was auf starke kontextuelle Effekte und fehlende Generalisierbarkeit einer negativen Wirkung des Angelns auf Vögel über alle Gewässer/Bedingungen hinweist. Auf Ebene von Vogelzönosen liegen beim Angeln die geringsten Effekte vor, die entsprechend nichtsignifikant waren.

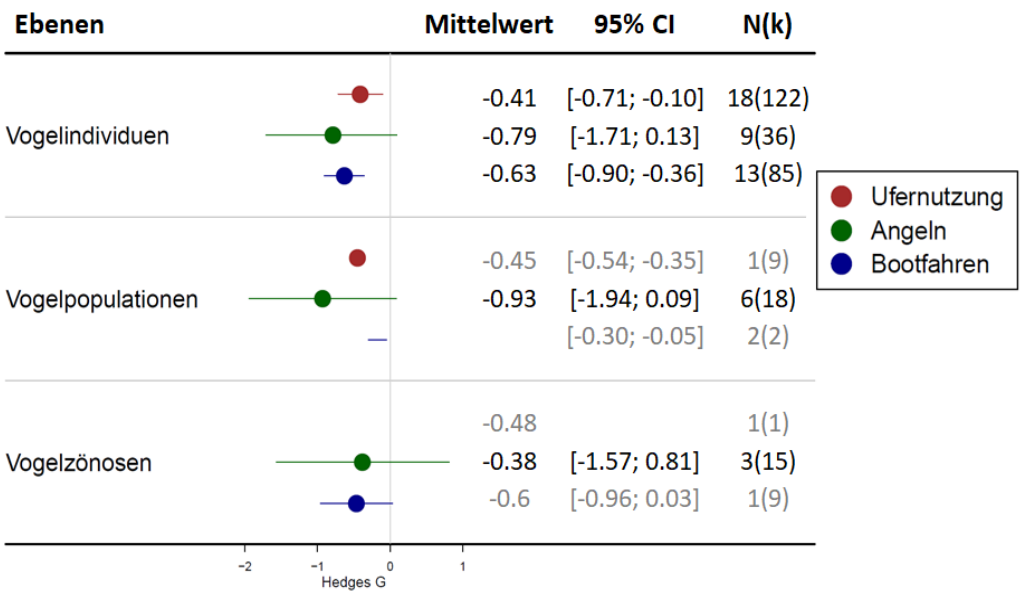


Abbildung 8: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95%-Konfidenzintervallen(95% KI), Anzahl an Studien(N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Ebene der biologischen Organisation (Individuum, Population, Biozönose, 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.

Publikationsverzerrung (Bias)

Für alle vier Freizeitaktivitäten wurde abschließend untersucht, ob eine Verzerrung der Ergebnisse aufgrund des sogenannten Publikation-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 publiziert wurden. Der Egger's Reggressionstest testet, ob die Varianz in Bezug zu 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). Es ist also davon auszugehen, dass ein Publikations-Bias vorliegt und dass tendenziell Studien mit stärkeren Effekten bevorzugt publiziert werden.

Eine andere Möglichkeit zur Detektion von Publikations-Bias ist die Fail-save-Number(FSN). Es ist eine Methode zur Berechnung der Anzahl an Studien, die nötig wäre, damit die mittlere Effektstärke nicht mehr signifikant wäre. Je höher diese Zahl ausfällt, desto robuster ist das Ergebnis. Sofern FSN > 5k+10 mit k als Anzahl der Effektstärken, gilt das Ergebnis als robust. Die FSN ist bei Ufernutzung, Angeln und Bootfahren > 5k+10 und somit robust.

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

2.1.5. Diskussion

Vorliegende Analyse zeigte, dass vom Angeln wie von anderen Freizeitaktivitäten auch durchaus eine Störung von Lebensräumen und Wildtieren über die Fische hinaus erwachsen kann. Allerdings sind die ökologischen Einflüsse des Angelns und von Anglern nicht stärker als die, die von anderen Freizeitnutzungen erwachsen können. Außerdem können die anglerische Wirkungen nur schwer pauschalisiert werden, wie die sehr variablen Studienergebnisse zu den Vogeleffekten zeigten. Je nach persönlichen Wertvorstellungen und Perspektiven, wird aus naturschutzfachlicher Sicht entweder eine vermehrte Einbindung von Anglern als Pfleger und Bewirtschafter von aquatischen Ökosystemen empfohlen (Fujitani et al., 2017) oder es wird geraten, das Angeln in Naturschutzgebieten einzuschränken oder zu verbieten, weil es die Gewässer und die Wildtiere (zu stark) stört (Reichholf 1970, 1988, LBV 2017). Im Zuge von Planfeststellungsverfahren von Bodenabbauvorhaben kommt es in jüngster Zeit auch vor, dass das Angeln als Folgenutzung des zukünftigen Gewässers aus naturschutzfachlichen Gründen ausgeschlossen wird, obwohl dies dem Fischereirecht, das der Eigentümer eines Gewässers automatisch laut der Gesetzesgrundlage innehat, widerspricht (Art 3, Satz 1 BayFiG, Müller 2012). Auch bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten werden regelmäßig lokal zeitlich und räumlich explizite Einschränkungen oder Verbote selektiv des Angelns ausgesprochen, ohne dass andere Freizeitnutzungen wie das Spazierengehen beschränkt werden. Beispielsweise wurde bei der Ausweisung eines Naturschutzgebietes im Landkreis Schaumburg im Urteil des Oberverwaltungsgerichts Lüneburg (4KN 343/15) eine Einschränkung der Angelei für rechtens erklärt, da von Anglern eine besondere Störwirkung auf Vögel ausgehe, die dadurch begründet wird, dass Angler besonders lange und über alle Tageszeiten (auch nachts) am Gewässer verweilen und weitgehend ungedeckt am Ufer ihrem Hobby nachgehen. Entsprechende Argumente findet man an verschiedensten Stellen in der naturschutzfachlichen Literatur sowie in gutachterlichen Stellungnahmen zum Konfliktfeld Angeln und Arten- und vor allem Vogelschutz an Gewässern (u.a. LVB 2017). Diese Verbotsvorbehalte ergeben sich inhaltslogisch aus verschiedenen Normen des Bundesnaturschutzgesetzes, beispielsweise wenn es um gesetzlich geschützte Biotope (§ 30

BNatSchG), Natura 2000-Gebiete und EU-Vogelschutzgebiete (§31ff. BNatSchG) oder den besonderen Artenschutz bedrohter Arten nach der Bundesartenschutzverordnung (§§37 ff., §44 BNatSchG) geht (Müller 2012). Da Einschränkungen der Angelfischerei gesellschaftliche Kosten haben, indem die Erholungsleistung von Gewässern eingeschränkt wird, ist es wichtig, eventuelle Einschränkungen der Angelfischerei auf der Grundlage solider wissenschaftliche Fakten unter Abwägung der naturschutzfachlichen Sinnhaftigkeit zu begründen. Dazu sind in der behördlichen und planerischen Praxis in der Regel Einzelfallprüfungen nötig, da es aufgrund der hohen Variabilität lokaler Bedingungen und lokal variierender Schutzziele und –zwecke schwierig ist, pauschale Aussagen zur Störwirkung des Angelns zu tätigen. Auch zeigte vorliegende Studie, dass die naturschutzfachlichen Effekte einer isolierten Einschränkungen des Angelns sehr gering sein dürften, wenn weiterhin andere Freizeitnutzungen ermöglicht bleiben.

Der Begriff „Störung“ ist normativ geprägt und verlangt eine subjektive Bewertung der Störungswirkung (Stock et al., 1994). Der Begriff taucht wiederholt im Naturschutzrecht auf. Beispielsweise verbietet das Bundesnaturschutzgesetz in FFH-Gebieten jegliche „Veränderungen und Störung, die zu einer erheblichen Beeinträchtigung führen“ (§33, Absatz 1, Satz 1, BNatSchG). Was unter einer erheblichen Beeinträchtigung zu verstehen ist, wird in §33 nicht ausgeführt, es handelt sich also um einen unbestimmten Rechtsbegriff. In Bezug auf den Schutz besonders geschützter Tier- und Pflanzenarten wird im Bundesnaturschutz überdies geregelt, dass es verboten ist, wild lebende Tiere der streng geschützten Arten und der europäischen Vogelarten während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten erheblich zu stören (§44, Abs. 1, Satz 2, BNagSchG). Eine erhebliche Störung liegt vor, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population einer streng geschätzten Art verschlechtert (§44, Abs. 1, Satz 2, BNagSchG).

Im Bundesnaturschutzgesetz finden sich also eine Reihe unbestimmter Rechtsbegriffe, die in ihrer Interpretation vor ihrer Anwendung in der Naturschutzpraxis zu klären sind. Insbesondere gilt es zu klären, was unter einer „erheblichen Beeinträchtigung“ als Folge der Störung einer bedrohten Art durch den Menschen zu verstehen ist. LANA (2010) macht dazu relevante Ausführungen. Aus dem Bundesnaturschutzgesetz, insbesondere §44, Abs. 1, Satz 2 ergibt sich bereits, dass eine erhebliche Störung bei streng geschützten Arten vorliegt, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert. Der Populationsfokus ist hier entscheidend. Aus letztgenanntem Satz ergibt sich inhaltslogisch, dass eine Störung eines einzelnen Tieres einer bedrohten Art nur dann als erheblich einzustufen ist, wenn diese Störung über die Einschränkung der individuellen Fitness (Reproduktion, Überleben) signifikante und nachhaltige Auswirkungen auf die gesamte Population (z.B. Abundanz oder Fortpflanzungserfolg) der geschützten Art hat (LANA 2010); Störungen oder sogar der Tod einzelner Individuen, z.B. durch eine liegengelassene Angelschnur, in der sich ein geschützter Vogel verfängt, einer Art reichen für diese Charakterisierung in der Regel nicht aus. Das gilt insbesondere dann, wenn es sich um häufige oder weit verbreitete Arten handelt (LANA 2010). LANA (2010) vertritt aber auch die Auffassung, dass bei landesweit seltenen Arten mit geringen Populationsgrößen eine signifikante Verschlechterung bereits dann vorliegen kann, wenn die Fortpflanzungsfähigkeit, der Bruterfolg oder die Überlebenschancen einzelner Individuen beeinträchtigt oder gefährdet werden. Aber hier geht es um individuelle Fitnesseffekte, die über reine Erregungs- und Fluchteffekte deutlich hinausgehen.

Die letztgenannte Perspektive ist diskussionswürdig, da die Konsequenzen für die Einschätzung der Störwirkungen des Angelns, die sich aus der Fitnessreduktion eines einzelnen Tieres einer bedrohten Art ergeben, unverhältnismäßig sein können. Insbesondere ist aus unserer Analyse abzuleiten, dass

eine pauschale Unterstellung, dass eine Störwirkung vorliegen muss, problematisch ist. Außerdem ist es unwahrscheinlich, dass der Tod einzelner Tiere die Populationsdynamik substantiell beeinträchtigt, es sei denn, wir haben es mit extrem kleinen Populationen zu tun. Ein extremes Beispiel möge an dieser Stelle angebracht werden. Man stelle sich vor, dass sich ein einzelnes Individuum einer streng geschützten Art (z.B. Eisvogel) in einer liegengelassenen Angelschnur verfängt und an dieser Verletzung eingeht. Obwohl kaum ein Angler so einen Fall gutheißen würde, ist das Szenario realistisch denkbar an allen Gewässern, in denen mindestens ein Angler angelt. Der Tot des einzelnen Eisvogels ist ohne Zweifel ein Fitnesseffekt für dieses Tier. Nach der Argumentation von LANA (2010) wäre damit bei einer streng geschützten Art jegliche Form des Angelns an einem Gewässer eine Gefährdung, die zu einer signifikanten Verschlechterung des Erhaltungszustands der bedrohten Art beitragen kann. Folglich wäre eine Einschränkung des Angelns an allen Gewässern begründbar, an denen die entsprechende stark gefährdete Art vorkommt, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass es zu einem „Unfall“ mit einer liegengelassenen Angelschnur kommt. Aus populationsbiologischer Sicht ist es aber unwahrscheinlich, dass einzelne Todesfälle gefährdende Wirkungen für den Populationserhalt haben. Man kann überdies bezweifeln, ob ein streng auf einzelne Arten abzielender Naturschutz zielführend ist und nicht stattdessen eine Fokussierung auf den Schutz von Lebensräumen und Prozessen, die zum Erhalt und zur Förderung einer dem Gewässer entsprechenden, artenreichen heimischen Fauna beitragen, naturschutzfachlich Erfolg versprechender ist.

In Bezug auf das Biotopverbundnetz Natura 2000 steht in der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH): „Die Mitgliedstaaten treffen die geeigneten Maßnahmen, um in den besonderen Schutzgebieten die Verschlechterung der natürlichen Lebensräume und der Habitate der Arten sowie Störungen von Arten, für die die Gebiete ausgewiesen worden sind, zu vermeiden, sofern solche Störungen sich im Hinblick auf die Ziele dieser Richtlinie erheblich auswirken könnten“ (§6, Absatz 2, Habitat-Richtlinie 92/43/EWG). Im Sinne der naturschutzfachlichen Regelung der Angelfischerei kommt es auch hier auf die Erheblichkeit von angelbezogenen Störungen in Bezug auf die Schutzziele an. Ob eine Störung erheblich ist, wird nach den Schutzzielen des jeweiligen Schutzgebietes idealerweise auf Grundlage wissenschaftlicher Evidenz eingeschätzt (Europäische-Gemeinschaften 2000). Da die Erheblichkeit immer im Einzelfall und in Bezug auf die jeweiligen Schutzziele bewertet werden muss (WD 7 - 3000 - 100/18 der Wissenschaftlichen Dienste des Deutschen Bundestages), können allgemeine Erkenntnisse zur Störungswirkung des Angeln aus der wissenschaftlichen Literatur nicht auf jeden Fall von Schutzgebietsausweisungen übertragen werden. Da jede Region eigene Gewässercharakteristiken bietet, die über die Nutzung der Gewässer durch den Menschen hinaus ebenfalls auf die Schutzziele wirken können (z.B. Landnutzung), sind idealerweise regionale und sogar lokale Einzelfallabwägungen nötig, um einzuschätzen, ob eine Aktivität wie das Angeln mit den Schutzzielen, die ganz konkret vor Ort gelten, im Konflikt steht. Hier besteht erneut die wissenschaftliche Schwierigkeit der genauen Bestimmung der Bewertungsmaßstäbe und -kriterien. Wie genau soll der erhebliche Biodiversitätseffekt, der durch das Angeln (oder andere menschliche Aktivitäten) ausgelöst werden kann, abgeschätzt werden? Geht es um die Präsenz/Absenz bestimmter naturschutzfachlich relevanter Arten? Sollen Abundanzen einzelner Arten oder Artengruppen als Artgemeinschaft bewertet werden? Geht es um einzelne Arten oder um verschiedene Taxa gleichermaßen? Sollen gar Biozönosen bewertet werden? In der naturschutzfachlichen Realität findet sich häufig ein Fokus auf einzelne naturschutzfachlich relevante Arten. Beispiele umfassen der besondere Artenschutz gemäß Bundesnaturschutzgesetz oder die Anhangsarten der FFH-Richtlinie. Eine Bewertung der anglerischen Einflüsse auf die Präsenz/Absenz besonders bedrohter Arten und die Artenvielfalt als Ganzes scheint

daher geeignet zu sein, um den Diskurs zur naturschutzrelevanten Wirkung der anglerischen Gewässernutzung zu informieren. Vorliegende Studie dient diesem Ziel.

Viele Studien, die sich den Biodiversitätseinflüssen des Angelns oder anderer Störungen durch den Menschen widmen, sind jedoch nicht auf die Analyse der Präsenz oder Absenz von bedrohten Arten ausgelegt. Ein gutes Beispiel sind Vogelstudien. Besonders verbreitet sind Studien, die sich mit den Verhaltensreaktionen von Vögeln auf die Präsenz des Menschen befassen (z.B. Bötsch et al., 2017, 2018). Ob diese Verhaltensreaktion aber auch zum Verlassen des Gewässers der betroffenen Art als Ganzes führen, wird deutlich seltener thematisiert. Diese Erkenntnis reflektierend, haben Bateman & Fleming (2017) in einer aktuellen Überblicksstudie (Meta-Analyse) den Einfluss der terrestrischen Freizeitaktivitäten auf Vögel untersucht. Sie zeigen, dass die Einwirkungen der Freizeitnutzung von Ökosystemen auf Wildtiere häufig auf die individuelle Reaktionsebene einzelner Tiere innerhalb einer Art gerichtet sind, ohne die Populations- oder Artebene in den Blick zu nehmen. Entsprechend seien die Biodiversitätswirkungen der Freizeit „überschätzt“ (Bateman & Fleming 2017). Weitere Kritikpunkte an vielen der existierenden Studien umfassen das Fehlen von zeitlichen Kontrollen (s.u.) sowie die Fokussierung auf einzelne Standorte innerhalb von Gewässern (z.B. anglerisch zugänglich vs. nicht zugänglich) statt die Gesamteffekte der Freizeitnutzung auf See- bzw. Gewässerebene zu erheben. Im vorliegenden Beispiel zeigt sich, dass die Wirkungen des Angelns auf Vogelpopulationen nur auf dem Individualniveau über alle publizierten Studien hinweg signifikant sind, wohingegen es keine signifikanten Wirkungen auf Populations- und Gemeinschaftsebene gibt.

Ein gutes Beispiel für die unserer Sicht ungenügende und unkritische Würdigung publizierter Daten zu den Biodiversitätseffekten der Angelfischerei ist die Stellungnahme des Landesbunds für Vogelschutz Bayern (LBV 2017). In ihren Forderungen an das Fischereimanagement in Bayern führen die Verfasser des Positionspapiers aus: „Angeln in Schutzgebieten (NSG, geschützter Landschaftsbestandteil, FFH- und Vogelschutzgebiet) kann zu bestimmten Zeiten in bestimmten Gebieten einen relativ hohen Störfaktor für am Gewässer brütende Vögel und weitere mit Gewässern assoziierte Arten darstellen (Reichholf 2001). Daher muss die angelfischereiliche Nutzung in Natura 2000- und Naturschutzgebieten den jeweiligen Schutzzielen des Gebietes untergeordnet sein. In Schutzgebieten müssen sensible Bereiche, insbesondere Hochstauden- und Röhrichtsäume, Schilfbestände und Ufergebüsche, während der Brutzeiten gemieden werden. Zur Identifizierung der expliziten Brutzeiten und sensiblen Bereiche, sollten die zuständigen Naturschutzbehörden eingebunden werden. Kernzonen von Großschutzgebieten (Nationalpark, Biosphärenreservat) unterliegen einer störungs- und eingriffsfreien Entwicklung und sind von einer fischereilichen Nutzung generell auszuschließen, um eine Entwicklung von möglichst natürlichen Lebensgemeinschaften zu gewährleisten.“ Als Beleg für die hohe Störwirkung des Angelns vor allem auf am Wasser brütende Vögel wird Reichholf (2001) herangezogen.

Ein Blick in die zitierte Quelle zeigt, dass in der besagten Studie keine Primärdaten zur Störwirkung von Anglern auf Vogelbestände präsentiert werden. Allerdings führt Reichholf (2001) die interessante Hypothese ein, dass eine hohe Störwirkung durch Angler (und andere Erholungssuchende an Gewässern) bei Vögeln ursächlich mit einer erhöhten Fluchtdistanz von störungsempfindlichen Arten zusammenhängt, die ihrerseits aber ursächlich in der historischen Bejagung zu suchen ist, die Vögel überhaupt erst störungsempfindlich gemacht hat. Als Belege für die Störwirkung von Anglern auf Brutvögel zitiert Reichholf (2001) u.a. seine eigenen Studien, z.B. Reichholf (1970, 1988) – Arbeiten, die gerade im deutschsprachigen Raum von Ornithologen und Störungsökologen vielfach zitiert und in Naturschutzkreisen regelmäßig verwendet werden. In der Studie von Reichholf (1970) wird die

zeitliche Entwicklung des Entenvogelbestands an zwei Altwässern des Unteren Inns in Bayern studiert und korrelativ mit der zunehmenden Präsenz von Anglern in Bezug gesetzt. Es wird berichtet, dass mit einer Zunahme der Angler an den Ufern während der Brutzeit die Brutvogeldichte signifikant abnahm. Allerdings werden keine Kontrollgewässer, die im gleichen Zeitraum keiner anglerischen Nutzung unterworfen waren, in die Untersuchung einbezogen. Alternative Umweltänderungen, die den Rückgang der Brutvogeldichte ebenfalls erklären könnten, werden zwar narrativ erwähnt, aber mit keinen Daten untermauert. Folglich bleibt die Studie von Reichholf (1970) in Bezug auf die spezifische Anglerwirkung nebulös, da entgegen der Interpretation in der besagten Studie die Ursache-Wirkungs-Beziehung keinesfalls eindeutig auf einen Anglereffekt zurückzuführen ist. Belastbare Studien zu den Wirkungen der Angler müssen unbedingt Kontrollgewässer ohne anglerische Nutzung einschließen. Genau diese Art von Studiendesign wurde in Nikolaus et al. (2021) vorgelegt, mit dem Ergebnis, dass sich die Vogeldiversität von anglerisch genutzten Gewässern nicht von denen anglerisch ungenutzter Gewässer unterschied. Es ist trotzdem denkbar und auch wahrscheinlich, dass einzelne Vögel von den Anwesendheiten von Anglern und anderen Naturnutzern gestört wurden, was sich aber offensichtlich nicht in reduzierten Artenzahlen manifestierte. Um eine Einzelfallprüfung kommt man bei der Einschätzung der Störeffekte des Angelns nicht umhin.

2.1.6. Fazit

Die Ergebnisse der Metaanalysen zeigen im Mittel negative Wirkungen des Angelns auf bestimmte Ebenen der biologischen Organisation, insbesondere auf Abundanz (Populationsebene) und Biodiversität (Biozönose-Ebene) ausgewählter Taxa, während es kaum Wirkungen auf Invertebraten oder Pflanzen gibt. Die Ergebnisse fallen negativer aus, wenn die Studiengüte nicht berücksichtigt wird. Obwohl mit großer Wahrscheinlichkeit negative Effektstudien in der Literatur überwiegen, ist davon auszugehen, dass die berechneten im Mittel negativen ökologischen Wirkungen des Angelns auf bestimmte Taxagruppen Bestand haben. Allerdings zeigten sich die vielzitierten negativen Wirkungen des Angelns auf Vögel statistisch gesehen nicht vom Zufall unterscheidbar, sobald die Effekte disaggregiert nach biologischer Betrachtungsebene dargestellt wurden. Offenbar sind die Effekte des Angelns auf die Vogelfauna stark kontextabhängig, d.h. von Situation zu Situation verschieden und verlangen daher gewässerspezifische Bewertungen. Auch zeigt das Angeln – unabhängig von der ökologischen Zielgröße - keine signifikanten Effekte, wenn die Angeleffekte im Vergleich zu Nullnutzungen dargestellt werden. Im Vergleich zum Angeln ist das Bootsfahren deutlich schädigender, und auch der der nichtangelnden Ufernutzung gehen vergleichbare Effekte aus. Eine anglerselektive Einschränkung des Gewässerzugangs, wenn gleichzeitig andere Freizeitnutzungen weiter bestehen bleiben, dürfte daher auf Basis vorliegender Meta-Studie ohne naturschutzfachliche Wirksamkeit sein. Allerdings sind die Nutzungsintensitäten zu berücksichtigen, die in vielen Studien nicht sauber ausgewiesen worden sind und daher nicht im Vergleich auswertbar waren.

2.2. Ein Tag am See – Sonne satt, Pflanzen platt?

Nora Meyer, Goddert von Oheimb

2.2.1. Einleitung

In der entwickelten Welt haben Freizeitaktivitäten aufgrund erheblicher Veränderungen in den Lebensbedingungen vieler Menschen stark an Bedeutung gewonnen (Arlinghaus et al. 2021; Venohr et al. 2018). Freizeitaktivitäten im Freien werden als das Heilmittel für den mentalen und physischen Stress der Menschen in immer größer werdenden Städten angesehen (Frumkin et al. 2017; Morita et al. 2011; Ryan et al. 2010; Wolsko et al. 2019). Binnengewässer sind ein ideales Ziel für Menschen, die eine Pause oder eine Abkühlung brauchen, denn sie sind für die meisten leichter zu erreichen als Meeresgewässer. Einen Tag am Ufer zu verbringen, sich zu entspannen, zu wandern, Rad zu fahren oder zu schwimmen sind beliebte Aktivitäten (Kochalski et al. 2019). Kleine Seen wie Kiesgruben sind besonders wichtige Orte für die Freizeitgestaltung von Stadtbewohnern (Meyerhoff et al. 2019). Schon seit den 1990ern ist bekannt, dass immer mehr Deutsche ihre Freizeit in der Natur verbringen (Zumkowski und Xylander 1994). Deswegen ist davon aufzugehen, dass der Nutzungsdruck und somit auch mögliche, durch Freizeitaktivitäten verursachte Belastungen auf die Gewässer in Zukunft eher zunehmen werden.

Die wachsende Nachfrage nach Zugang zu Oberflächengewässern kann vorübergehende oder dauerhafte Schäden verursachen und genau die landschaftliche Schönheit gefährden, die von den Besuchern gesucht wird, und stellt somit auch eine Bedrohung für Flora und Fauna aquatischer Lebensräume dar (Andrés-Abellán et al. 2005).

Die zahlreichen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt, die aus vielfältigen anthropogenen Nutzungen von Süßwasserkörpern resultieren, sind gut bekannt und für einige Taxa gut dokumentiert (Díaz et al. 2019; Grizzetti et al. 2019; Jackson et al. 2016). In einer Vielzahl von Studien wurden bedeutende Treiber des Biodiversitätswandels beschrieben, wie Urbanisierung (Chen und Olden 2020), Landnutzungsänderungen (Radinger et al. 2016), Wasserentnahme (Boddy et al. 2020), Wasserkraftnutzung (Schwarz 2019), Flussregulierung (Peipoch et al. 2015) und Binnenschifffahrt (Zajicek und Wolter 2019). Diese Analysen der aquatischen Ökosysteme, die auf die Auswirkungen kommerzieller anthropogener Aktivitäten ausgerichtet sind, ignorieren jedoch weitgehend die zunehmende nicht-kommerzielle Freizeitnutzung. Es gibt viele Möglichkeiten, wie sich das Freizeitverhalten auf die Umwelt auswirken kann, z.B. durch die Störung von Wildtieren (Guillemain et al. 2008), Verdichtung oder Degradierung des Bodens (Andrés-Abellán et al. 2005) und das Abbrechen von Pflanzenteilen (Bowles und Maun 1982). Die Auswirkungen von Freizeit- und Tourismusaktivitäten wurden am besten in Wald- und Meeressystemen untersucht (Larson et al. 2019). In marinen Systemen haben sich die Studien zum Beispiel auf die Auswirkungen des Ökotourismus auf Wal- und Delfinarten (Lusseau 2004; Trave et al. 2017) oder des Tauchens auf Korallenriffe (Samia et al. 2019) konzentriert, während die Einflüsse auf Süßwasserökosysteme kaum erforscht wurden. Es wurden nur wenige Studien zu ökologischen Auswirkungen anderer landgestützter Aktivitäten an Binnengewässern, wie Radfahren (Nyhof und Trulio 2015), Entspannen am Ufer (Bowles und Maun 1982) und Naturbeobachtung (Wilkins et al. 2017) durchgeführt. Auch die Freizeitaktivitäten Schwimmen, Tauchen, Schnorcheln und Canyoning sind unzureichend untersucht.

Seen, Stauseen und Flüsse bedecken nur 2,3 % der Erdoberfläche, sind aber unverhältnismäßig reich an biologischer Vielfalt (Dudgeon et al. 2006) und beherbergen 9,5 % aller bekannten Tierarten (Reid et al. 2019). Ein Drittel aller Wirbeltierarten lebt im Süßwasser (Dudgeon et al. 2006). Diese

Süßwasserökosysteme sind im Vergleich zu terrestrischen Ökosystemen von einem wesentlich größeren Biodiversitätsverlust betroffen (Dudgeon et al. 2006; Bongaarts 2019). Die natürliche Vegetation von Seen bietet eine Vielzahl von Ökosystemfunktionen (Meerhoff und los Ángeles González-Sagrario 2021) und Lebensräumen auf kleiner Fläche. Dies ist insbesondere auf eine kleinräumige Zonierung in Abhängigkeit von Uferrelief und Wassertiefe zurückzuführen, die einen Gradienten von feuchten, aquatischen Bedingungen und feucht-halb-aquatischen Standorten zu mesischen und trockenen Standorten oberhalb des Seeufers bildet (Leuschner und Ellenberg 2017).

Aufgrund ihrer landschaftlichen Schönheit (Janeczko 2009) und der Möglichkeiten für verschiedene Aktivitäten, die sie bieten, stellen Seen eine besondere Attraktion für Besucher in einer Landschaft dar. Seen bieten gesundheitsfördernde Vorteile in Verbindung mit Outdoor-Aktivitäten (Wolsko et al. 2019). Darüber hinaus sind Seen eine wichtige Quelle für Wasserressourcen, Lebensmittel, Strom (Schwarz 2019) und Transportmittel (Zajicek und Wolter 2019).

Während das gesamte Süßwasserökosystem empfindlich auf den Klimawandel reagiert (Ormerod et al. 2010), sind die größten Bedrohungen für die Süßwasservegetation die Eutrophierung und die Veränderung des Flussbetts (Leuschner und Ellenberg 2017). Aber auch Tourismus und Freizeitaktivitäten werden als Bedrohung für Gefäßpflanzen und damit die Ufervegetation erkannt (Rankin et al. 2015). Uferbezogene Freizeitaktivitäten wie Spazierengehen, Baden und Verweilen am Ufer können zur Schädigung und zum Absterben einzelner Pflanzen, zur Verringerung der Vegetationsdecke und zu Veränderungen der Artenzusammensetzung (Meyer et al. 2021) sowie zur Degradierung von Seeufern führen (Ostendorp 1995). Angesichts der vorhergesagten Zunahme des Badetourismus in Mitteleuropa aufgrund der steigenden Sommertemperaturen und des rückläufigen Badetourismus im Mittelmeerraum (Nicholls 2006), könnte der Erholungsdruck als Bedrohung für die Süßwasservegetation in dieser Region an Bedeutung gewinnen. Daher müssen Tourismus und Freizeitaktivitäten als zunehmende Bedrohung sowohl für die Seeufervegetation als auch für die von ihr erbrachten Ökosystemleistungen erkannt werden (Chytrý 2011; Rankin et al. 2015).

Die im Rahmen dieses Projektes durchgeführte Literaturrecherche (Meyer et al. 2021) hat gezeigt, dass gerade Schwimmen und Baden als Aktivitäten mit Einfluss auf die Umwelt nur sehr wenig erforscht sind. Deswegen konzentrierte sich dieser Teil des Projekts vor allem auf die Ufernutzung im Zuge des Freizeitschwimmens und die damit verbundenen Auswirkungen auf die Ufervegetation.

Um diese Wissenslücke zu schließen, wurde eine Vegetationsstudie an natürlichen Seen mit Freizeitnutzung in Brandenburg durchgeführt. Im Naturpark Dahme-Heideseen hatten wir die Möglichkeit, mehrere Seen mit ähnlichen ökologischen Bedingungen zu untersuchen, die sowohl Ufer mit hoher als auch mit geringer Belastung durch Erholungsaktivitäten aufwiesen. Zwei Methoden wurden verwendet, um die Einflüsse auf unterschiedlichen Ebenen zu erfassen. Die gut etablierte Vegetationskartierung ermöglicht Rückschlüsse auf Einflüsse auf Art-Ebene. Ein deutlich neueres Verfahren ist das terrestrische Laserscanning (Calders et al. 2015), mit dessen Hilfe eine detailgetreue Modellabbildung des Untersuchungsgenstands erstellt werden kann. Im Modell können dann Messungen und Analysen auf der Struktur-Ebene durchgeführt werden.

Mit Hilfe der Untersuchungen wurden folgende Hypothesen getestet: (1) Die Seeufer von Badestellen und unbeeinflussten Standorten unterscheiden sich hinsichtlich der Vegetationsbedeckung, der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft, der Pflanzenartenvielfalt und der räumlichen Struktur; (2) die Vegetationsbedeckung und die Pflanzenartenvielfalt sind negativ mit der Besuchsintensität

korreliert; (3) die räumliche Struktur der Ufervegetation wird im Verlauf einer Vegetationsperiode durch die Besucher beeinflusst.

2.2.2. Methoden

Untersuchungsgebiet für die Feldarbeit

Diese Studie fand an zehn Badestellen im Naturpark Dahme-Heideseen statt, der 30-40 km südlich von Berlin, Deutschland, liegt. Er gehört zur IUCN-Kategorie "Geschützte Landschaften", in der das Ziel verfolgt wird, ein ausgewogenes Zusammenspiel von Natur und Kultur zu erhalten (Dudley 2013). Der Naturpark umfasst viele Seen und ist ein beliebtes Ziel für Tages- oder Wochenendausflüge, was ihn zu einem idealen Gebiet für die Untersuchung der Auswirkungen des Badebetriebs auf die Seeufervegetation macht. Das Gebiet liegt in der gemäßigten Klimazone mit einer mittleren Jahrestemperatur von 9,2° C und einem mittleren Jahresniederschlag von 576,0 mm (DWD 2020). Während der Weichseleiszeit wurde im Untersuchungsgebiet Sand abgelagert, so dass die Böden heute von nährstoffarmen, sauren Sandböden dominiert werden (Stackebrandt und Franke 2015).

Um eine maximale Ähnlichkeit zu gewährleisten, wurden für diese Studie Seen ausgewählt, die von Kiefernwäldern (Pinus sylvestris) umgeben sind und eine ähnliche Trophie aufweisen. Die Seen sind meso- bis eutroph mit sehr klarem Wasser. Im Untersuchungsgebiet gibt es ein Nutzungsgefälle, das von großen und leicht zugänglichen bis hin zu kleinen und versteckten Badestellen reicht. Die ausgewählten Standorte spiegeln die Bandbreite dieses Gefälles wider. Motorbootfahren ist auf den ausgewählten Seen verboten. Jede Badestelle wurde mit einer Kontrollstelle am selben See gepaart. Die Kontrollstellen befanden sich in unmittelbarer Nähe der Badestelle, waren ähnlich zur Sonne ausgerichtet, wiesen aber keine Anzeichen menschlicher Eingriffe in die Vegetation oder das Gelände auf (z.B. Baumpflanzungen oder Maßnahmen zur Ufersicherung). Gab es an einem See mehrere Badestellen, wurde für diese Studie die größte und vom Parkplatz aus am leichtesten zugängliche ausgewählt.

Vegetationskartierung

Um die Vielfalt der Ufervegetation zu erfassen, legten wir in jeder Zone der natürlichen Vegetationszonierung eine Untersuchungsfläche an (Abbildung 8). Die Zonierung in Tabelle 1 ist eine Vereinfachung nach Hofmann und Pommer (2005) sowie (Pott 1983) und stellt die Abfolge der Pflanzengesellschaften dar, die sich an den Seeufern im Untersuchungsgebiet ohne Störungen bilden. Folglich sind diese Zonen nur an den Kontrollstandorten in einer naturnahen Form ausgebildet, während sie an den Badestellen in unterschiedlichem Maße davon abweichen (siehe unten). Es wäre auch denkbar, eine fünfte Zone, die Schwimmblattzone, zu definieren. Bei der Einrichtung der Untersuchungsflächen (im Folgenden "Plots") wurde jedoch festgestellt, dass diese Zone in den untersuchten Seen nur an sehr wenigen Stellen ausgebildet wird. Daher wurde diese Zone hier nicht berücksichtigt. In jeder der vier Zonen wurde ein rechteckiger Plot mit einer Größe von 2 m x 8 m = 16 m² angelegt. Die Plotgröße basierte auf den Empfehlungen von Chytry und Otýpková (2003). Die Lage der Plots in jeder Zone wurde durch das Vorhandensein zonenspezifischer Pflanzenarten bestimmt und nicht durch einen festen Abstand zum Wasser. Auf diese Weise wurde der Heterogenität der Untersuchungsgebiete Rechnung getragen. Die Plots wurden parallel zueinander in einem Transekt vom Wasser aus landeinwärts angelegt (Abbildung 8). Die lineare Anordnung der Plots wurde strikt beibehalten, auch an jenen Badestellen, an denen aufgrund der Badeaktivitäten keine Vegetation auf dem Plot vorhanden war. Wuchs in den Plots keine Vegetation, wurden sie als leer erfasst. Wenn die Vegetation nicht die für das Gebiet typischen Pflanzenarten enthielt, die Funktion aber ähnlich war,

wurde der Plot dort angelegt. Im Folgenden werden die Plots der Badestellen als "beeinträchtige Plots" und die der Kontrollstellen als "Kontrollplots" bezeichnet.

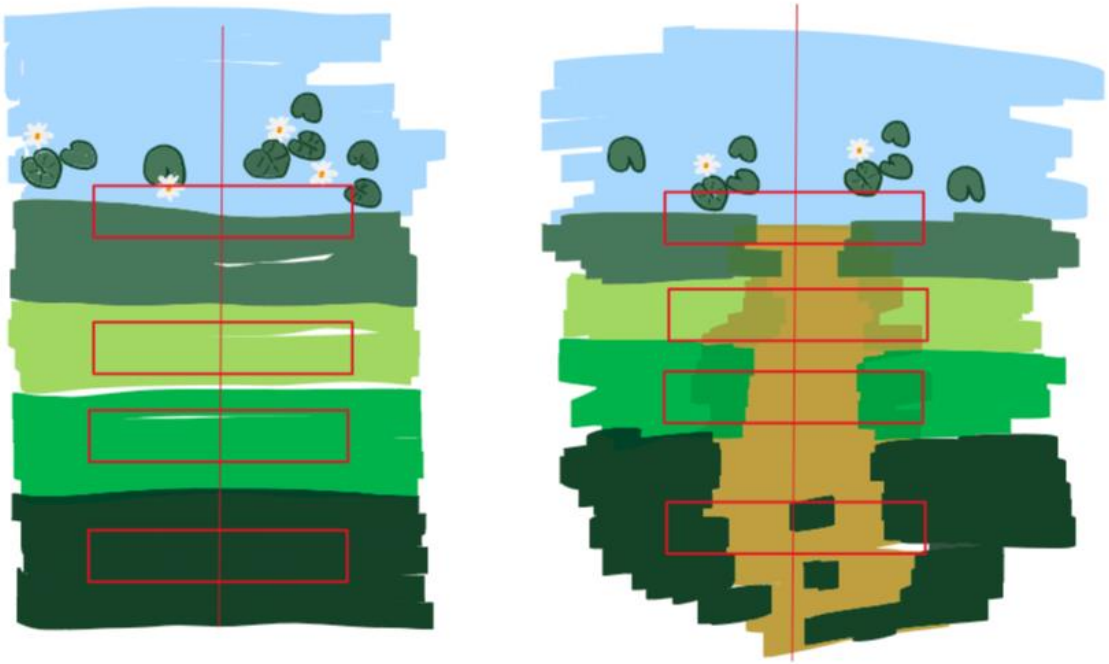


Abbildung 9: Schematische Darstellung des Untersuchungsdesigns. Rote Rechtecke zeigen die Position der Aufnahmeplots an.

Die Feldarbeit wurde von Mitte Juni bis Anfang Juli 2020 durchgeführt. In jedem Plot wurde die Gesamtpflanzendecke sowie die Deckung jeder Pflanzenart in der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in 5 %-Intervallen mit einer Verfeinerung bei Deckungswerten < 10 % und < 1 % nach Dittrich et al. (2013) geschätzt. Die Vegetationsschichten sind wie folgt definiert: Baumschicht > 7 m, Strauchschicht > 1,5 bis 7 m, Krautschicht mit allen Gefäßpflanzen < 1,5 m (einschließlich Gehölzen), Moosschicht mit allen bodennah wachsenden Moosen und Flechten.

Die detrended correspondence analysis (DCA) wurde mit PAST 4 (Hammer et al. 2001) durchgeführt. Alle anderen Analysen wurden in R (R Core Team 2017) durchgeführt. Alle Abbildungen wurden mit dem Paket ggplot2 in der R-Umgebung (Wickham 2016) erstellt.

Tabelle 1: Zuordnung der erfassten Vegetationszonen zu Einheiten der potenziellen natürlichen Vegetation.

Zone	Zielgemeinschaft
Röhrichtgürtel	Phragmitetea australis
Feuchter Mantel	Salicetea purpureae
Bruchwald	Alnetea glutinosae, Alno-Populetea
Waldtrocken	Quercetea robori-petraeae

Für jede Vegetationsschicht in jedem Plot wurde die Anzahl der Arten, die Deckung, der Ruderalisierungsindex, der Shannon-Diversitätsindex und die Evenness berechnet. Der Ruderalisierungsindex wurde als prozentualer Anteil der Nicht-Zielarten an den Gesamtarten

berechnet und basierte auf dem qualitativen Ruderalisierungsindex von Stroh et al. (2002). Dieser Index wurde berechnet, um festzustellen, wie stark die untersuchte Vegetation von der potenziellen natürlichen Vegetation abweicht. Pflanzenarten, die zu den Zielgemeinschaften gehören (Tabelle 1), werden als Zielarten bezeichnet, während Arten aller anderen Gemeinschaften als Nicht-Zielarten eingestuft werden. Wenn eine Art zwei Gemeinschaften zugeordnet werden konnte, mussten beide in den jeweiligen Analysen gezählt werden (Dittrich et al. 2016). Der Shannon-Diversitätsindex wurde berechnet als

$$H = \sum \frac{n_i}{N - ln\left(\frac{n_i}{N}\right)}$$ Gleichung 1

wobei N die Gesamtzahl der Arten und n_i die prozentuale Deckung der i-ten Art ist (Allaby, 2010). Die Evenness wurde berechnet als: E=H/H_max und H_max= ln(N).

Unterschiede in Struktur, Zusammensetzung und Vielfalt zwischen den Badestellen und den Kontrollflächen wurden mit dem Wilcoxon-Test untersucht. Die Analyse von Gruppenähnlichkeiten (ANOSIM) aus dem Vegan-Paket (Oksanen et al. 2020) unter Verwendung des Bray-Curtis-Index der Unähnlichkeit wurde verwendet, um die Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Strauch-, Kraut- und Moosschichten zwischen den Badestellen und den Kontrollflächen zu quantifizieren, die in diesem Zusammenhang auch als Gruppen bezeichnet werden. Die Beziehung zwischen den Struktur-, Zusammensetzungs- und Diversitätsparametern und der Besucherintensität an den Badestellen wurde mithilfe der Spearman-Rangkorrelationen analysiert.

Methodik des terrestrischen Laserscannings

Terrestrisches Laserscanning (TLS) ermöglicht eine detailgetreue Darstellung der Umgebung und somit die digitale Konservierung eines Zustandes. Diese aktuelle Methode wurde verwendet, um die Auswirkungen der Badeaktivitäten auf die räumliche Struktur der Ufervegetation zu quantifizieren.

Im Sommer 2020 wurden umfangreiche Datenerhebungen mittels TLS an den 10 ausgewählten Badestellen durchgeführt. Dabei wurde jeweils vor und nach einem Wochenende mit einer prognostizierten Tagestemperatur von mindestens 22°C eine vollständige 3D-Erfassung der Badestellen und der dazugehörigen Kontrollflächen vorgenommen. Der Riegl Laserscanner VZ-400 i wurde an ca. fünf Positionen je Plot eingesetzt, um alle Bereiche zu erfassen. Mittels der Software des Laserscanner-Herstellers RiScan Pro (Version 2.9) wurden für alle Badestellen und Kontrollflächen 3D-Modelle erstellt. Die einzelnen Zeitpunkte wurden perfekt aufeinander registriert, sodass die Veränderung der Vegetation über die ganze Badesaison hinweg beobachtet werden konnte. In diesen 3D-Modellen wurden Analysen zu den zwei am stärksten durch den Menschen beeinflussten Bereichen des Ufers, Schilfgürtel und Liegewiese durchgeführt.

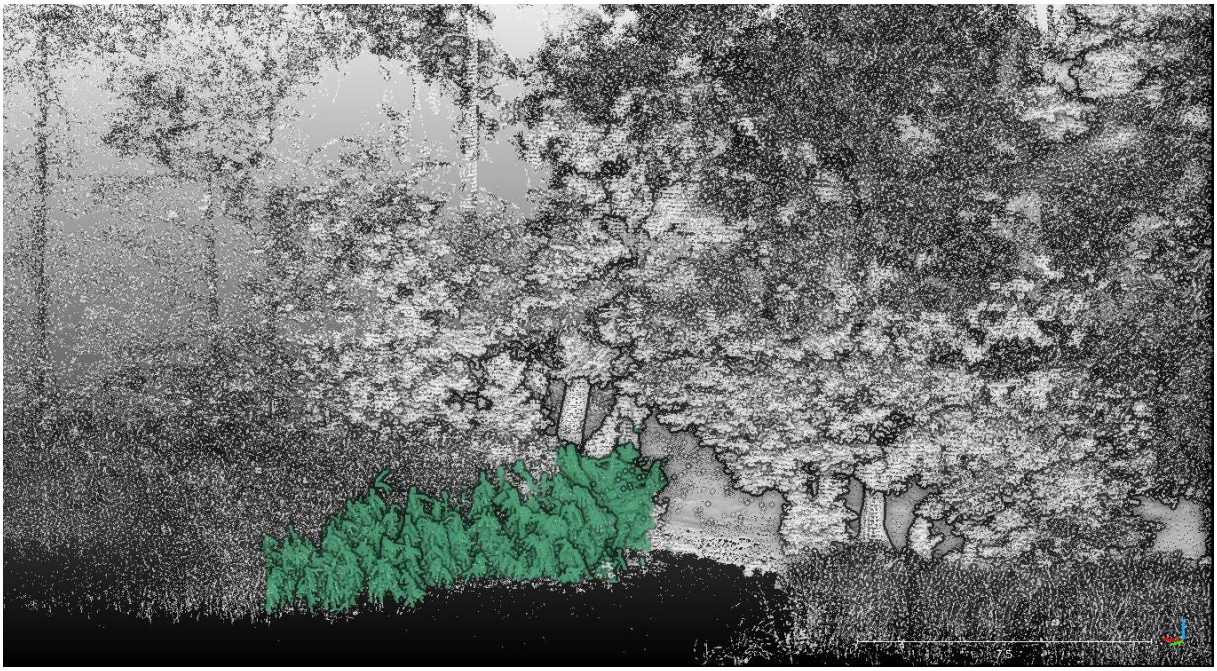


Abbildung 10: Punktwolke mit grün markiertem, zu untersuchenden Röhrichtabschnitt.

Um zu erfassen, ob und wie der Schilfgürtel durch die Badenutzung beeinflusst wird, wurden die Schilfpflanzen am Rand der Öffnung der Badestelle genau untersucht. Für jede Badestelle wurde händisch eine Schablone erstellt, die der Kante des Röhrichts zum Referenzzeitpunkt, den 28. Juni 2020, folgt und sich von der Kante jeweils 50 cm ins Röhricht und ins Wasser erstreckt (Abbildung 9). So wurden für jede Badestelle, angepasst an ihre individuelle Form, die erwarteten Absterbe-Prozesse und das Wachstum neuer Pflanzen im Wasser genau beobachtet. Für jeden Zeitpunkt wurde mittels Schablone der zu untersuchende Punktwolkenabschnitt isoliert. Auf den Kontrollflächen wurde die Schablone der dazu passenden Badestelle verwendet, um gleich große Abschnitte aus den unbeeinflussten Bereichen zu gewinnen. Die daraus resultierenden Punktwolken wurden in 10 cm große Voxel unterteilt und aus ihnen die Raumbesetzung durch das Röhricht berechnet. Anschließend wurden Unterschiede zwischen Badestellen und Kontrollflächen sowie die Veränderung der Raumbesetzung in den einzelnen Zeitschritten analysiert. In weiteren Schritten wurde die Veränderung der Raumbesetzung mit den Besucherzahlen verschnitten.

Für jede Badestelle wurde der Bereich im 3D-Modell ausgewählt, der primär als Liegewiese dient und in dem gleichzeitig noch, wenn auch nur lückig, Vegetation vorhanden ist. Innerhalb des Bereiches wurde ein 1 x 1 m großer Plot zufällig positioniert und die in diesem befindliche Vegetation für jeden Zeitpunkt isoliert. Für diese Untersuchung wurden nur die Badestellen und nicht die Kontrollflächen verwendet, da die Wachstumsbedingungen und somit die Artzusammensetzung dieser Flächen sich grundlegend von denen der Badestellen unterscheidet.

Für die weiteren Analysen der Liegewiesen wurde die Punktwolke innerhalb des 1 m²-Plots in Voxel mit Kantenlänge 1 cm unterteilt, um einen möglichst großen Detailreichtum abzubilden. Es erfolgte eine graphische und statistische Auswertung der Entwicklung der Vegetation über die Badesaison und ein anschließender Verschnitt der Daten mit den Besucherzahlen

Besucherzählung

Die Besucherzählungen wurden von Mitte Juni bis Ende August an jedem zweiten Wochenende synchron zu den TLS-Erhebungen durchgeführt. Die Besucher der einzelnen Badestellen wurden zu unterschiedlichen Zeiten an den Wochenenden gezählt. Die Zählungen fanden freitags von 17 bis 20 Uhr und samstags und sonntags in drei Zeitfenstern von 11 bis 17 Uhr statt. Die maximale Besucherzahl wurde für jeden Badeplatz und jeden Tag ermittelt. Anschließend wurde die durchschnittliche maximale Besucherzahl für jeden See berechnet.

2.2.3. Ergebnisse

Vegetationsuntersuchung

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Ergebnisse unserer Studie auf eine Auswirkung der kumulierten Nutzung des Seeufers und der Liegewiese auf die Artenzusammensetzung der Pflanzengemeinschaft hinweisen. Die durch Diversitätsindizes ausgedrückte Artenvielfalt zeigte jedoch im Allgemeinen keinen signifikanten Unterschied zwischen Badestellen und Kontrollflächen. Die Vegetationsbedeckung unterschied sich an den meisten Standorten nicht. Die Badestellen wiesen zwar eine andere Artenzusammensetzung auf als die Kontrollflächen, doch führten diese unterschiedlichen Arten zu einer ähnlichen Vielfalt und Deckung in den betroffenen Gebieten. Da selbst der Ruderalisierungsindex der Badestellen und der Kontrollflächen ähnliche Werte aufwies, können die in dieser Studie beobachteten ökologischen Auswirkungen des Badebetriebs als gering eingestuft werden. Die Besucherintensität an den hier untersuchten Seen scheint mit einer mehr oder weniger ungestörten Vegetation vereinbar zu sein. Lediglich einige Gehölze (insbes. Sträucher) wurden fast vollständig von den Liegeflächen entfernt. Da sie nur einen kleinen Teil der Gesamtfläche bildeten, wurde dieser Effekt nicht als schwerwiegende Störung angesehen.

Die vergleichsweise geringe Besucherintensität, die derzeit im Naturpark Dahme-Heideseen vorherrscht, ist auf die Vielzahl der leicht zugänglichen und für die Erholung geeigneten Seen zurückzuführen. Solange der Besucherdruck auf die Ufervegetation ein bedrohliches Maß nicht überschreitet und der Anteil der genutzten Uferabschnitte gering bleibt, sind die Vegetation und die von ihr bereitgestellten ökologischen Funktionen nicht gefährdet. Der Badebetrieb im Naturpark ist vielmehr ein Beispiel dafür, wie menschliche Erholungsbedürfnisse im Einklang mit der Natur wirken können. In Regionen mit einem höheren Anteil an genutzter Uferfläche und anderen Ufernutzungen gewinnt die zusätzliche Belastung durch das Baden an Bedeutung. Um festzustellen, ab welcher Intensität die Vegetation stark beeinträchtigt wird, sind weitere Untersuchungen notwendig.

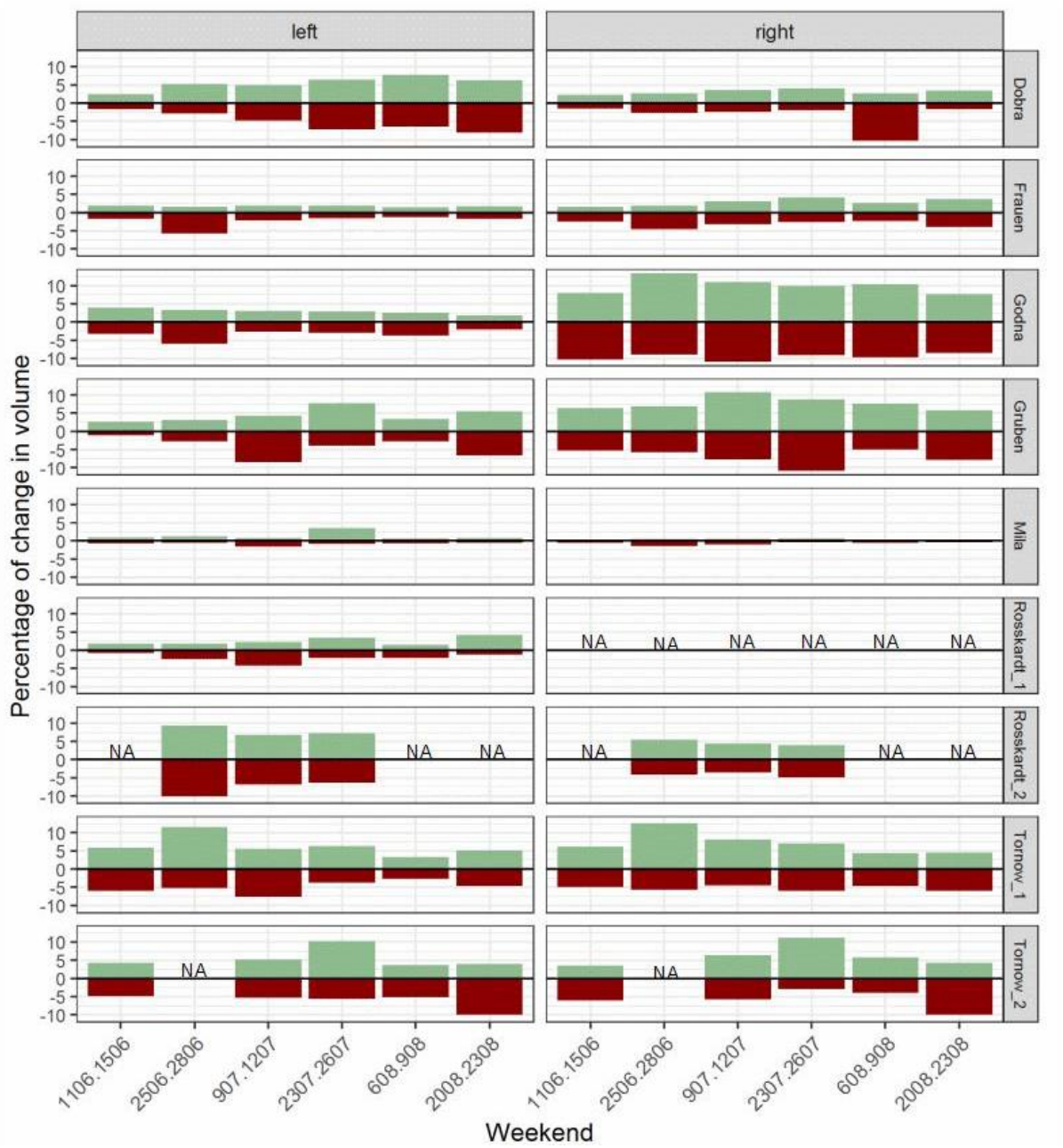


Abbildung 11: Prozentsatz der neue besetzten (grün) und nicht mehr besetzten (rot) Voxel nach einem Wochenende. NA heißt, dass für dieses Wochenende kein Datensatz zur Verfügung steht.

Tabelle 2: Unterschiede zwischen der durch Röhricht bewachsenen Fläche und des besetzen Raumes zwischen Kontrollflächen und Badestellen. P-Werte beziehen sich auf Wilcoxon-Rangsummen-Test.

Parameter	Mittel	St.Abw.	Mittel	St.Abw.	Mittel	St.Abw.	p-value
	Kontrolle		Effekt		Kontrolle-Effekt		
Fläche 1	-0,089	2,106	0,001	0,878	-	-	0,998
Fläche 2	-0,089	2,106	-	-	-0,469	2,768	0,152
Fläche 3	-	-	0,001	0,878	-0,469	2,768	0,065
Raum 1	-0,238	4,085	0,088	1,916	-	-	0,427
Raum 2	-0,238	4,085	-	-	-1,26	7,073	0,256
Raum 3	-	-	0,088	1,916	-1,26	7,073	0,095

Entgegen den Erwartungen gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Röhrichtgürteln der Kontrollflächen und Badestellen. Sowohl die mit Röhrichtpflanzen bewachsene Fläche als auch der durch Röhricht bewachsene 3D-Raum zeigten keine Unterschiede zwischen Kontrollflächen und Badestellen (Tabelle 2). Im Verlauf der Badesaison wurden nur geringe negative Veränderungen der Raumbesetzung durch Röhricht beobachtet (Abbildung 10). Vielmehr glich sich die Anzahl der neu besetzten und der nach einem Wochenende nicht mehr besetzten Voxel aus. Es kam nur selten zu Zu- oder Abnahmen des durch Röhricht besetzten Raumes von mehr als 10 %.

Auch wurde kein linearer Zusammenhang zwischen der Anzahl der Besuchenden und der Veränderung des Röhrichts festgestellt. Visuell ist kein Zusammenhang zwischen der räumlichen Lage eines Pflanzenteils und einer Schädigung zu erkennen (Abbildung 11). Es gibt keine Hinweise darauf, dass die Pflanzen am Rand des Röhrichtgürtels durch menschliche (Bade-)Aktivitäten geschädigt werden, da sich die nach einem Wochenende nicht mehr besetzten Voxel nicht am Rand häuften, sondern mehr oder weniger gleichmäßig über die Breite des Röhrichtgürtels verteilten. Auch die Höhe scheint kein Indikator für Zuwachs oder Verschwinden von Pflanzenmasse zu sein.

Terrestrisches Laserscanning - Liegewiese

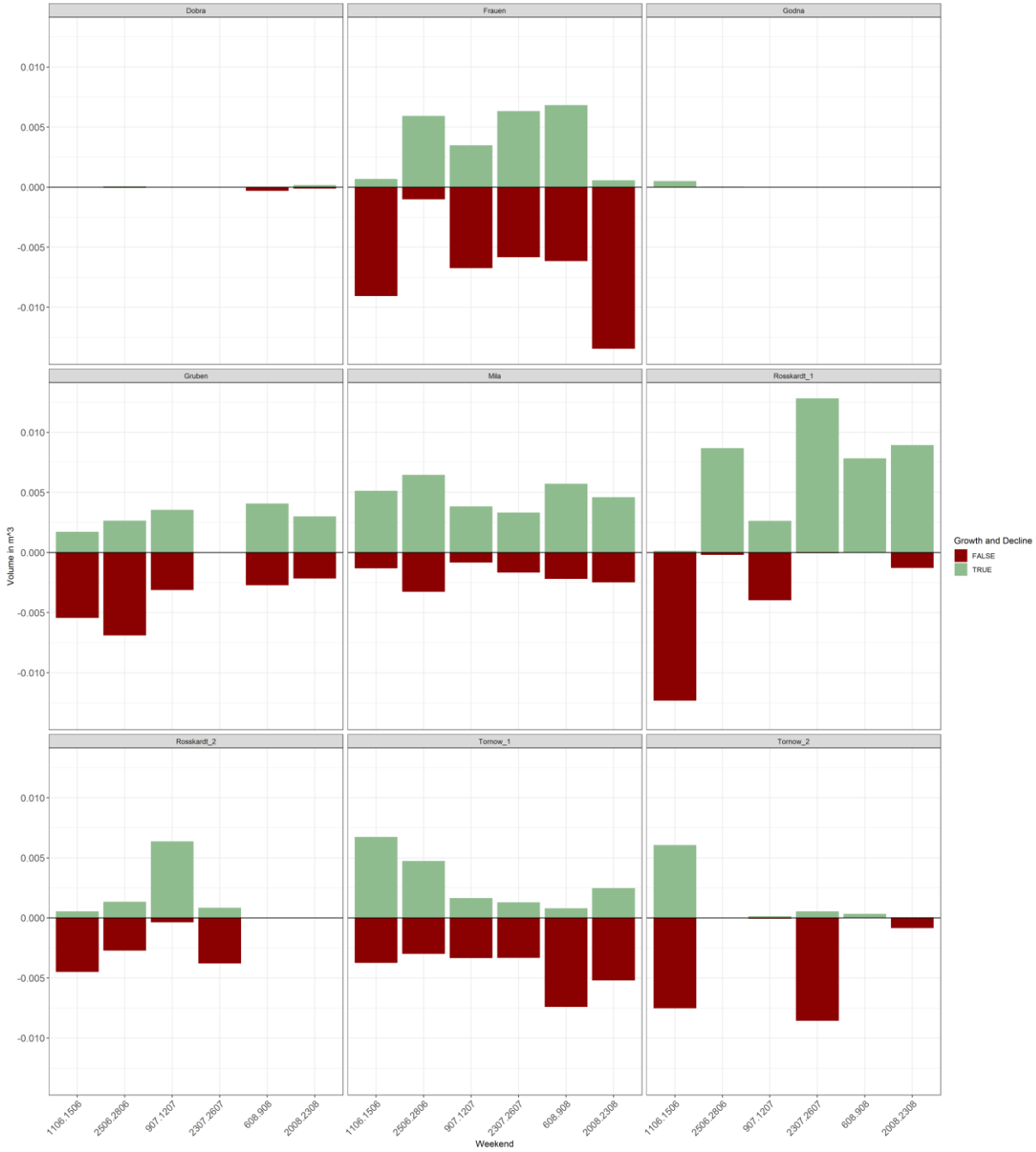


Abbildung 12: Gewinn (grün) und Verlust (rot) an durch Vegetation besetztem Raum je Wochenende.

Die Nutzung der Liegewiese über ein Wochenende führt nicht zu einer signifikanten Veränderung des durch Pflanzen besetzten Raumes (Abbildung 12). Auch hatte die Intensität des Besucherdrucks keinen Einfluss auf das Gesamtvolumen des besetzten Raumes. Betrachtet man dagegen nur den nach einem Wochenende nicht mehr besetzten Raum an, so hat die Besucherintensität einen negativen, aber nicht signifikanten Effekt. Ein lineares Modell der Besucherintensität und Höhe des nicht mehr besetzten Raumes erklärt nur ein Viertel der Veränderung. Der neu besetzte Raum wird durch Besucher signifikant positiv beeinflusst, aber die Effektgröße ist eher gering (<0,001). Das lineare Modell erklärt 30 % der neu besetzten Fläche.

2.2.4. Diskussion, Anwendungsbezug und Schlussfolgerungen

Obwohl die im Rahmen dieser Untersuchungen durchgeführte Vegetationsanalyse eine Abweichung der Vegetation des Seeufers vom natürlichen Zustand zeigte, wurde kein starker Effekt der Besucher auf die Vegetation nachgewiesen. Zwar unterscheiden sich Badestellen in ihrer räumlichen Struktur von ungenutzten Uferbereichen, z.B. durch das Fehlen von Sträuchern, jedoch hatte die Besuchernutzung über eine Badesaison und somit den größten Teil der Vegetationsperiode keinen signifikanten Einfluss auf den von Pflanzen besetzten Wuchsraum. Auch der Randbereich der Öffnung des Schilfgürtels scheint nicht negativ durch die Badeaktivitäten beeinflusst zu werden, d.h. es wurden keine Schäden oder Wachstumshemmungen beobachtet.

Diese Ergebnisse der Geländeuntersuchungen stimmen nicht mit denen der Literaturanalyse überein. Für die Vegetation in Gewässernähe beschrieben mehrere Quellen einen negativen Einfluss des Trampelns der Besucher auf Wuchshöhe (Gremmen et al. 2003), Dichte (Andrés-Abellán et al. 2005; Bonanno et al. 1998) und Individuenzahl (Bowles und Maun 1982).

Insgesamt waren die referenzierten Effekte der Freizeitnutzung auf die Vegetation negativ, was zu der Frage führt, warum hier trotz modernster Vermessung und detaillierter Untersuchungen der Vegetation kein Einfluss der Badeaktivitäten auf die Ufervegetation nachgewiesen wurde. Der Schlüssel zur Beantwortung dieser Frage liegt sowohl in der Nutzungshistorie als auch der Nutzungsintensität des Untersuchungsgebietes. Das Gebiet wird schon lange durch Menschen besiedelt und die Seen unterliegen vielfältiger Nutzung. Auch werden die untersuchten Badestellen in ihrer heutigen Verortung teilweise schon seit Jahrzehnten genutzt (mündliche Mitteilung Thomas Mertke, Gebietsleiter der Naturwacht Dahme-Heideseen, Juli 2019). Daher ist es kaum verwunderlich, dass die Artenausstattung im Gebiet von der potentiell natürlichen abweicht und sich strukturelle Unterschiede zwischen ungenutzten und genutzten Uferabschnitten entwickelt haben.

Die weit zurückreichende Nutzungshistorie könnte auch erklären, warum kaum Auswirkungen der menschlichen Nutzung auf die Pflanzenmasse im 3D-Raum beobachtet werden konnte. Die Vegetation könnte sich insofern schon an die physikalische Belastung angepasst haben, dass nur noch robuste und resiliente Arten an den Badestellen wachsen und sensible Arten dort nicht mehr vorkommen.

Gleichzeitig ist zu bedenken, dass die vor Ort erhobenen Besucherzahlen relativ gering waren. Für die Untersuchungen wurden Badestellen ausgewählt, die den Nutzungsgradienten im Naturpark Dahme-Heideseen abbilden und gleichzeitig noch einen natürlichen Charakter, also eine mehr oder minder intakte Zonierung der Vegetation am Ufer aufweisen. Badestellen mit deutlich intensiverer Nutzung weisen häufig gar keine Vegetation mehr auf, was die Untersuchung ihrer graduellen Abnahme unmöglich macht. Die ausgewählten Badestellen umfassten sowohl kleine, schwer zu erreichende „Geheimtipps“, als auch große, bekannte Badestellen mit angegliederten, offiziellen Parkplätzen. Trotz einer Höchstzahl von 166 Besuchern an einer Badestelle und der regelmäßigen Nutzung aller Badestellen (durchschnittlich 15,2 Besucher ± Standardabweichung 16,6) war die beobachtete Nutzungsintensität im Naturpark Dahme-Heideseen vergleichsweise gering. Erholungssuchende haben eine große Auswahl an Gewässern und das Gebiet ist nicht stark besiedelt. Eine sehr große Nutzergruppe stellen die Tagesausflügler der umliegenden Ballungszentren dar, die bei gutem Wetter in das Gebiet strömen. Diese kurzzeitigen Nutzungsspitzen und die sonst eher extensive Nutzung der Badestellen scheinen für die Vegetation der Ufer keine stärkeren Veränderungen zu verursachen. Vielmehr scheint hier eine mit der Natur verträgliche Nutzung vorzuliegen.

Dieses Ergebnis lässt sich jedoch nicht ohne weiteres auf andere Seen in anderen Gebieten übertragen. In einer deutlich intensiver genutzten Landschaft mit weniger Habitaten für Tiere und Pflanzen haben Seen als besonders artenreiche Biotope einen besonderen Stellenwert (Dudgeon et al. 2006; Reid et al. 2019). In einer solchen verarmten Landschaft im Einzugsbereich größerer Ballungszentren könnten dann Freizeitaktivitäten wie Schwimmen und Uferaufenthalte eine größere Gefährdung für die Ufervegetation und die daran gebundenen Lebewesen darstellen. Betrachtet man Gewässer jedoch auf einer größeren Maßstabsebene, so wirkten die Effekte des Freizeitschwimmens gering. Sowohl auf der lokalen als auch der regionalen Ebene stellt Eutrophierung von Oberflächengewässern eine ernst zu nehmende Bedrohung des Artenreichtums und Erhaltungswerts der Makrophyten dar (Rosset et al. 2014). Daneben ist die Änderung der Landnutzung hin zu einer Urbanisierung ehemals ungestörter Gebiete, wie auch Uferabschnitten, die Hauptursache für den Verlust der biologischen Vielfalt (Chen und Olden 2020; Newbold et al. 2015; Foley et al. 2005; Ellis et al. 2013).

Die Kombination aus klassischen Vegetationsaufnahmen und dem Einsatz modernster Laserscan-Technik an den selben Plots ermöglicht fundierte Einblicke in die Auswirkung der menschlichen Ufernutzung auf die Ufernutzung. @e: Hier noch am Übergang arbeiten.

Die erste Hypothese, dass sich die Seeufer von Badestellen und unbeeinflussten Standorten hinsichtlich der Vegetationsbedeckung, der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft, der Pflanzenartenvielfalt und der räumlichen Struktur unterscheiden, konnte für einige Sachverhalte bestätigt werden. Die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft unterschied sich signifikant zwischen unbeeinflussten und beeinflussten Uferabschnitten. Auch wiesen die Badestellen eine reduzierte vertikale Struktur auf. Die Artenzahl unterschied sich jedoch kaum.

Die zweite Hypothese, dass eine negativ gerichtete Korrelation zwischen Besucheranzahl und Vegetationsdecke oder Artenvielfalt besteht, konnte nicht bestätigt werden. Auch konnten keine Zusammenhänge zwischen der Besucheranzahl und den räumlichen Veränderungen in Röhricht oder Vegetation der Liegewiese nachgewiesen werden.

Insgesamt stellt die von uns beobachtete Badenutzung der Seen im Gebiet des Naturparks Dahme-Heideseen keine Gefährdung für die Uferpflanzen dar. Diese geringen Nutzungsintensitäten und der meist sehr verantwortungsvolle Umgang der Badegäste mit der Natur führt zu einem sehr moderaten Einfluss der Badeaktivitäten auf bereits etablierte Uferflächen. Würden jedoch neue Uferabschnitte für die Badenutzung erschlossen und dafür größere Abschnitte des Schilfgürtels entfernt, könnte das negative Auswirkungen haben.

2.2.5. Literaturreview – Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf das Litoral

Der durchgeführte Literaturreview bietet die erste umfassende Übersicht über Freizeitaktivitäten und ihre ökologischen Auswirkungen mit einem besonderen Augenmerk auf weitgehend unregulierte, private Aktivitäten an den Ufern und in der Litoralzone von Binnengewässern. Wir befassten uns insbesondere mit den landgestützten Aktivitäten Wandern, Radfahren, Naturbeobachtung und Entspannen am Ufer sowie mit den im Wasser ausgeübten Aktivitäten Schwimmen, Schnorcheln, Tauchen und Canyoning. Unsere Literaturrecherche konzentrierte sich auf Studien, die die Auswirkungen einer bestimmten Aktivität eindeutig mit einer Reaktion von Organismen oder einer Veränderung der Boden- oder Wassereigenschaften in Verbindung bringen. Wir verwendeten das mittels standardisierter Literaturrecherche zusammengetragene Material, um zu analysieren:

(a) welche Kombinationen von Aktivitäten und beeinträchtigten Organismen untersucht wurden,

(b) welche Aspekte dieser Aktivitäten eine Auswirkung hatten und

(c) wie schwerwiegend die beobachteten ökologischen Auswirkungen waren.

Für die Recherche in Literaturdatenbanken und Suchmaschinen BioOne, AFSA, Web of Science Core Collection, Scopus, Conservation Evidence, Base und Natursport wurden Suchbegriffe verwendet, die auf ihre jeweilige Spezifikation und ihren Schwerpunkt abgestimmt waren (siehe Suchbegriffe in S1-S8). Um Publikationen zu finden, die sich auf Freizeitaktivitäten konzentrieren, wurden die Suchbegriffe "recreation", "leisure", "sport", "tourist" und "outdoor activity" verwendet. Begriffe, die sich auf einen Standort am Wasser bezogen, waren z.B. "See", "Fluss", "Süßwasser", "Meer", "Litoral" usw. Um eine Auswirkung zu gewährleisten, für die Messwerte vorlagen, wurden Begriffe wie "Reaktion", "Auswirkung*", "Störung*", "Wirkung" oder "Veränderung" verwendet. Die ökologischen Aspekte wurden mit Begriffen wie "Tier", "Vegetation", "Biodiversität", "Wasser" und den wichtigsten taxonomischen Klassen des Tierreichs angesprochen. Google und Google Scholar wurden als zusätzliche Quellen mit einem reduzierten Set an Suchbegriffen verwendet. Die deutsche Literaturdatenbank "Natursport" wurde zur Ermittlung grauer Literatur genutzt. Die Suche war zeitlich nicht beschränkt. Da die letzte Abfrage jedoch im Februar 2019 erfolgte, wurden keine nach diesem Zeitpunkt veröffentlichte Studien für die Analyse berücksichtigt.

Die Suchbegriffe ergaben über 13.000 Datensätze. Diese wurden automatisch gefiltert, um Duplikate auszuschließen. Anschließend wurden Titel und Zusammenfassungen auf relevante Freizeitaktivitäten hin überprüft. Literatur über konsumtive Aktivitäten (z.B. Angeln und Jagen) und Bootsfahrten wurde ausgeschlossen. Diese Auswahl ergab 448 Publikationen (Abbildung 13). Nach einem Volltextscreening schlossen wir Studien aus folgenden Gründen aus: Meeresumgebungen (275), kein Bezug zu spezifischen Aktivitäten oder Laborstudien (82), Bericht über kumulative Effekte mehrerer Aktivitäten (4), kein Bezug zu Auswirkungen (33) und Reviews (10). Die Hauptanalyse stützte sich auf 26 Veröffentlichungen.

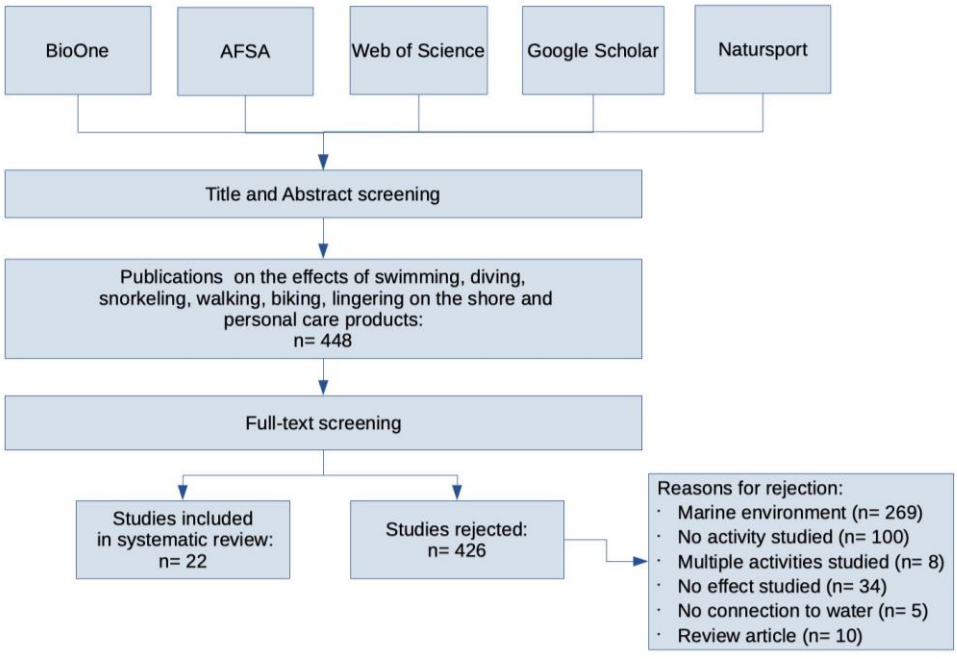


Abbildung 13: Übersicht über die Literaturakquise.

Die Informationen aus den ausgewählten Arbeiten wurden manuell extrahiert und in einer standardisierten Form gespeichert. Zu den Setup-Informationen gehörten Studiendauer und -ort, Studiendesign und Anzahl der Wiederholungen. Die untersuchten Organismen und die Identität der Arten wurden zusammen mit der gemessenen Reaktion und der Spezifikation der Reaktion kodiert. Die Tiere wurden in die Hauptgruppen Vögel, Säugetiere, Amphibien, Reptilien, Wirbellose und Fische eingeteilt. Pflanzen wurden in Makrophyten und Algen unterschieden. Zu den Bodenmerkmalen gehörten beispielsweise die Dichte und der Gehalt an Feinporen, zu den Wassereigenschaften die Klarheit des Wassers, der pH-Wert und die Nährstoffbelastung.

Für jede untersuchte Auswirkung wurde die Ebene der biologischen Organisation bestimmt, auf der das Untersuchungsobjekt betroffen war. Als Auswirkungen auf der individuellen Ebene definierten wir Verhaltensänderungen, wie z.B. Aussagen zum Zeitbudget (z.B. Zeit für die Nahrungssuche, Wachsamkeit oder Bequemlichkeit), sowie körperliche Reaktionen wie Schäden, Verletzungen oder Herzfrequenz. Eine Auswirkung auf die Populationsebene lag vor, wenn Messungen der Abundanz Aussagen über die relative Größe der Population zuließen oder wenn die Reproduktion beeinflusst wurde. Die Zusammensetzung der Gemeinschaft wurde beeinflusst, wenn Veränderungen in der biologischen Vielfalt oder der Artenzusammensetzung beobachtet wurden. Wir definierten das Ökosystem als die höchste Ebene der biologischen Organisation. Veränderungen der Lebensraumstrukturen, z.B. der Vegetationsdecke, Wasserqualität und Bodenverdichtung, fielen in diese Kategorie.

Der spezifische Aspekt jeder Aktivität, der sich auf die Umwelt auswirkt, wurde festgehalten. In den meisten Studien wurde nicht eindeutig angegeben, ob der visuelle, akustische, olfaktorische oder physikalische Aspekt der menschlichen Anwesenheit eine Reaktion bei den betroffenen Tieren hervorrief. Dann wurde die Anwesenheit als spezifischer Aspekt der Aktivität vermerkt. Falls erwähnt, wurde die Anzahl oder Dichte der Besucher extrahiert, um Aufschluss über die Intensität des menschlichen Drucks zu erhalten, der zu einer ökologischen Auswirkung führte.

Unsere systematische Analyse ergab erhebliche Daten- und Forschungsdefizite. Obwohl Freizeitaktivitäten an und entlang von Binnengewässern von wachsender Bedeutung sind, ist ihr potenzieller Einfluss auf die Umweltqualität und die Erhaltungsziele nur wenig untersucht. Unsere Ergebnisse fassen daher erste Belege für negative Umweltauswirkungen ausgewählter Freizeitaktivitäten auf einige Taxa zusammen, sind aber weit davon entfernt, umfassend zu sein. Weltweit überschneiden sich für viele Taxa die Verbreitungsgebiete der Arten und Freizeitaktivitäten in Binnengewässern räumlich nicht in ausreichend, so dass der festgestellte Mangel an Studien offenlässt, ob es wirklich keinen ökologischen Einfluss gibt oder nur einen Mangel an Forschung und Finanzierung.

Die Analyse der ökologischen Auswirkungen von Freizeitaktivitäten in und an Gewässern ergab, dass sich die Reaktionen sessiler und mobiler Organismen auf menschliche Störungen unterscheiden. Mobile Organismen waren von Freizeitaktivitäten weniger betroffen als sessile. So flüchteten beispielsweise Fische und Vögel und änderten ihren Standort oder ihr Verhalten in unterschiedlicher Weise als Reaktion auf Störungen durch den Menschen. Auch mobile wirbellose Tiere reagierten auf vorübergehende Störungen mit Abwanderung in ungestörte Gebiete, anschließend wurden Wiederbesiedlungsprozesse beobachtet. Die bisherigen Daten deuten nicht auf starke, dauerhafte Auswirkungen auf Populationsebene hin, es sei denn, die lokalen Lebensräume werden stark verändert, z.B. durch das Aufschütten von Sandstränden an Seeufern. Sessile Organismen, wie Pflanzen, die Schäden erleiden bzw. Absterben, wurden durch Freizeitaktivitäten am Ufer stärker

beeinträchtigt. Eine intakte Ufervegetation ist für den Ökosystemzustand von entscheidender Bedeutung; sie schützt die Uferlinie und bietet anderen Organismen Nahrung und Schutz. Die Studien zur Auswirkung von Aktivitäten im Wasser auf die Wasserqualität zeigten eine Vielzahl von Ergebnissen, die von keinen Auswirkungen bis zur Anreicherung von UV-Filtern im Wasser reichten. Die Anzahl der Studien zur Wasserqualität und anderen Wassereigenschaften war jedoch so gering, dass keine verallgemeinernden Aussagen zu Auswirkungen möglich sind (Abbildung 14). Ob die Nutzung natürlicher oder naturnaher Binnengewässer für Erholungszwecke immer zu negativen Auswirkungen führt, lässt sich anhand der hier vorgestellten Ergebnisse nicht abschließend klären. Die strengen Qualitätskriterien bei der Studienauswahl führten zu einer insgesamt kleinen Datenmenge und geringen Anzahl von Studien zu Themen, von denen bereits bekannt ist, dass sie wenig publiziert werden, wie z.B. die Auswirkungen auf die Wasserqualität. Infolgedessen wurden nur qualitativ hochwertige Studien mit starker und eindeutiger Evidenz analysiert. Die Einhaltung des systematischen Prozesses führte zu einem reproduzierbaren und aktuellen Überblick über die Literatur zu den ökologischen Auswirkungen von Freizeitaktivitäten an Land und auf dem Wasser.

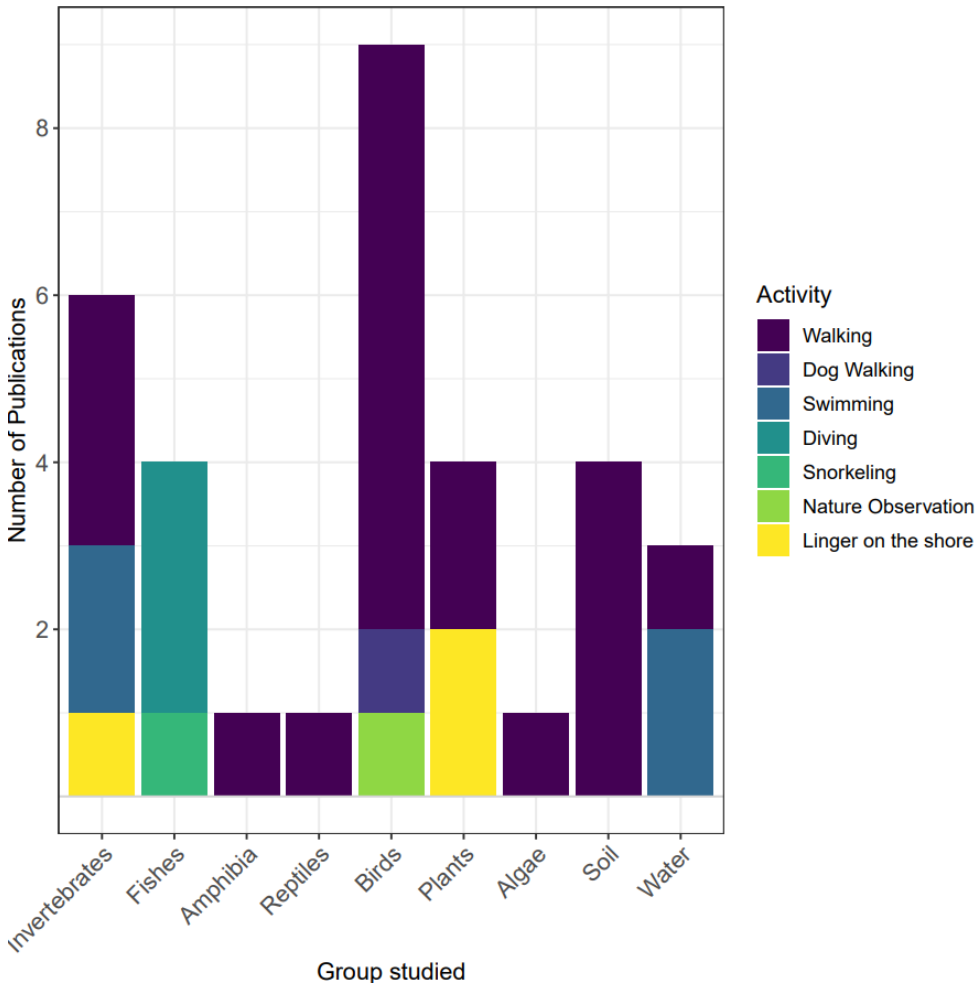


Abbildung 14: Häufigkeit der Kombinationen aus untersuchten Artengruppen und Freizeitaktivitäten.

Unsere Untersuchungen deuten darauf hin, dass Erholungsaktivitäten an Land unter bestimmten Umständen nachhaltige ökologische Auswirkungen haben, insbesondere auf Pflanzen. In Abhängigkeit von der Intensität der Erholungsnutzung vor Ort kann die Steuerung des Zugangs oder die Zonierung

eine Maßnahme zur Vermeidung negativer ökologischer Auswirkungen durch Freizeitaktivitäten sein. Aber auch andere Maßnahmen, wie z.B. die Umwelterziehung, sollten zunächst in Betracht gezogen werden, um die Wechselwirkungen zwischen den Freizeitaktivitäten und der von ihnen genutzten Umwelt zu harmonisieren. Künftige Studien sollten auch unterrepräsentierte Organismengruppen wie Amphibien, Reptilien und Säugetiere einbeziehen, um Wissenslücken zu schließen und eine breite, solide Wissensbasis für ein nachhaltiges Management von Freizeitaktivitäten in der Natur zu schaffen. Insbesondere werden mehr Studien auf Populationsebene und mit robusten Untersuchungsdesigns benötigt, da Informationen über die Auswirkungen der Freizeitgestaltung auf Populations- oder Gemeinschaftsebene aus Sicht des Naturschutzes möglicherweise relevanter sind als Aussagen über das Verhalten von Individuen, die keine Auswirkungen auf die Population als Ganzes haben. Daher wird für die Zukunft empfohlen, den Schwerpunkt auf Ganzsee-Studien und Populationen zu legen.

2.3. Freizeitbootfahren auf Binnengewässern – Wechselseitige Beziehung oder einseitige Belastung?

Benjamin Wegner, Markus Venohr, Christian Wolter

2.3.1. Literaturrecherche zu den Effekten des Freizeitbootfahrens

Hintergrund

Die Meta-Analyse von Schafft et al. (2021) zu Effektstärken wasserbasierter Freizeitnutzungen zeigte, dass vom Bootfahren die konsistent schwerwiegendsten Effekte auf Seen- und Flussökosysteme ausgingen (Vgl. Kapitel 2.1). Die Bootseffekte wurden allerdings zusammengefasst und nicht nach Bootsaktivitäten getrennt betrachtet. Außerdem wurden in der Meta-Analyse einige Studien aufgrund mangelnder Qualität nicht zur Effektstärken-Berechnung herangezogen. Wir führten daher eine zusätzliche Literaturrecherche zu den Effekten verschiedener Freizeit-Bootsaktivitäten durch. Die Ergebnisse der Studie werden zur Veröffentlichung vorbereitet.

Methoden

Dieser systematische Review enthält die bereits in Schafft et al. (2021) eingeflossenen Boots-Studien (n= 76) sowie weitere, bis Ende 2020 veröffentlichte (n= 8) nach Auswertung verschiedener Review-Studien aufgefundene Studien (n= 27). Sieben der in Schafft et al. (2021) enthaltenen Bootstudien wurden nicht berücksichtigt, weil bspw. Effekte nicht gemessen, sondern modelliert bzw. von kommerzieller Schifffahrt verursacht waren. Am Ende standen 104 Studien für die Analyse zur Verfügung. Die Bewertung der Effekte verschiedener Bootsaktivitäten erfolgte mittels Eco Evidence-Verfahren nach Norris et al. (2012), welches neben starken auch schwache, nicht bis gering replizierte Studien gewichtet, auf einer Skala von 1 bis 10 berücksichtigt. So erhalten Studien mit „Vorher/Nachher-Effekt“, „Kontrolle- vs. Effekt“ und Gradient-Vergleichen eine höhere Gewichtung als einfache, beobachtende oder beschreibende Betrachtungen. Außerdem wird häufigeren Replikationen unabhängiger Stichproben von Kontrollen, Effekten und Gradienten mehr Gewicht beigemessen. Zum Testen von Hypothesen werden aufsummierte Studien-Gewichte, die entweder eine Hypothese unterstützen oder ihr widersprechen, einander gegenübergestellt. Anschließend wird geprüft, ob „unterstützende“, bzw. „nicht unterstützende“ Studiengewichte einen Schwellenwert überschreiten, der nach Norris et al. (2012) bei 20 Punkten liegt. Diese Prüfung erlaubt vier mögliche Schlussfolgerungen: „Unterstützung der Hypothese“, „Ungenügende Evidenz“, „Widersprüchliche Evidenz“ oder „Unterstützung einer alternativen Hypothese“. Wir wendeten das Verfahren unter der Annahme an, dass jede Bootsaktivität ausschließlich negative Effekte auf Tiere, Pflanzen und abiotische Komponenten von Gewässerökosystemen (Wasserqualität und Sedimente) bewirkt. Dementsprechend widersprach jeder neutrale Effekt, „kein Effekt“ oder gar positive Effekt unserer Hypothese. Zusätzlich unterschieden wir Effekte auf Tiere und Pflanzen nach Ebene der biologischen Organisation in Individueneffekte (Verhaltens- und physiologische Reaktionen) sowie Populations- und Gemeinschaftseffekte (Abundanz, Biomasse, Reproduktion, Mortalität oder Diversität). Effekte auf Populations- und Gemeinschaftsebene sind maßgeblich, für die Bewertung der Erheblichkeit der von den Bootsaktivitäten ausgehenden Effekte auf Ökosysteme (Buckley, 2013; Schafft et al. 2021).

Ergebnisse und Diskussion

Die 104 Studien umfassten neun Bootsaktivitäten, sortiert nach Häufigkeit: Motorbootfahren, Paddeln, nicht spezifizierte Bootsaktivitäten, Segeln, Rudern, Wasserski, Windsurfing, Rafting und Standup-Paddling (SUP). Die Verteilung der summierten Studiengewichte war sehr ungleich: Motorisierte Aktivitäten bildeten 53 % der Evidenz, gefolgt von muskelgetriebenen (25 %), windgetriebenen (11 %) und passiven (2 %) Bootsaktivitäten. Nicht genauer spezifizierte Bootsaktivitäten lieferten die restlichen 9 % der Gesamt-Evidenz. Effekte dieser Aktivitäten wurden, sortiert nach Häufigkeit, untersucht auf: Vögel, Wasserqualität, Fische, Pflanzen, Makroinvertebraten, Reptilien, Phytoplankton und Zooplankton. Untersuchungen zu Säugetieren und Amphibien fehlten gänzlich. Auch bei den betroffenen Gruppen war die Studienverfügbarkeit sehr ungleich verteilt, wobei Studien zu Vögeln bei Weitem am häufigsten waren (Abbildung 13). Die am häufigsten untersuchten Effekt-Kombinationen waren Paddeln und Motorboote auf Vögel (n = 21 und 19), Motorboote auf Wasserqualität (n = 14), Segeln und Rudern auf Vögel (n= 14 und 13), sowie Motorboote auf Fische (n= 10). Alle anderen Kombinationen wurden weniger als 10-mal untersucht (Abbildung 14).

Unterschieden nach Effekten auf Individuen-, bzw. Populations- und Gemeinschaftsebene waren insgesamt 144 Kombinationen der neun Bootsaktivitäten mit den jeweiligen Organismengruppen, bzw. abiotischen Komponenten möglich (Abbildung 15). Von diesen erhielten nur 12 eine ausreichende Menge gewichteter Studien, um die Schlussfolgerung „Unterstützung der Hypothese“ zu ziehen. Für alle anderen 132 Kombinationen war die Evidenz „ungenügend“, wobei für 95 Kombinationen keine einzige Studie vorlag (Abbildung 15). Dem großen Anteil von Motorboot- und Vogelstudien entsprechend, sind negative Effekte fast ausschließlich für diese Aktivität und Organismengruppe belegt. Dass motorisierte Freizeitboote durch Lärm, Geschwindigkeit, Verschmutzung, Wellenschlag, Sedimentaufwirbelung und Schädigungen durch Kontakt mit Propellern oder anderen Bootsteilen erhebliche Umweltauswirkungen entfalten, wurde schon vielfach dargestellt (z.B. Mosisch and Arthington, 1998; Söhngen et al., 2008) und die dokumentierten Effekte auf Populations- und Gemeinschaftsebene von Vögeln und Pflanzen, sowie auf Wasserqualität und Sedimente unterstreichen dies (Tabelle 3). Darüber hinaus sind Effekte auf Populations- und Gemeinschaftsebene von Vögeln gut dokumentiert für das Paddeln, Rudern und Segeln (Tabelle 3), allerdings untersuchten die jeweiligen Studien am häufigsten Störwirkungen auf die Abundanz von Vögeln. Die Nachhaltigkeit solcher Vertreibungseffekte lässt sich nur über mehrjährige Beobachtung absichern, denn oft suchen Wasservögel zu Tageszeiten mit intensiver Störung weniger gestörte Teilhabitate oder andere Wasserkörper auf und kehren mit Störungsabnahme zurück (z.B. Bauer et al., 1992; Parr, 1973; Tuite et al., 1984). Untersuchungen möglicher Beeinträchtigungen der Reproduktion, der Erhöhung der Mortalität in Vogelpopulationen oder die Abnahme des Artenreichtums in Vogelgemeinschaften wären aussagekräftiger, um den Einfluss von Bootsaktivitäten zu bewerten. Insgesamt wurden nur drei Studien gefunden, die Auswirkungen von Motorbooten, Paddeln und Rudern auf die Reproduktion von Vögeln untersuchten (Keller, 1989; Mattes and Meyer, 2001; Titus and VanDruff, 1981). Die einzige Kombination nicht-motorisierter Bootsaktivitäten mit einer taxonomischen Gruppe außer Vögeln, für die der Evidenz-Schwellenwert überschritten wurde, war das Paddeln mit konsistent negativen Effekten auf individuelle Fische (Tabelle 3), durch z.B. Erhöhung von Herzraten (Graham and Cooke, 2008), verminderte Fitness (Schneider, 2022) und Störung der Bewachung von Nestern (Mueller, 1980).

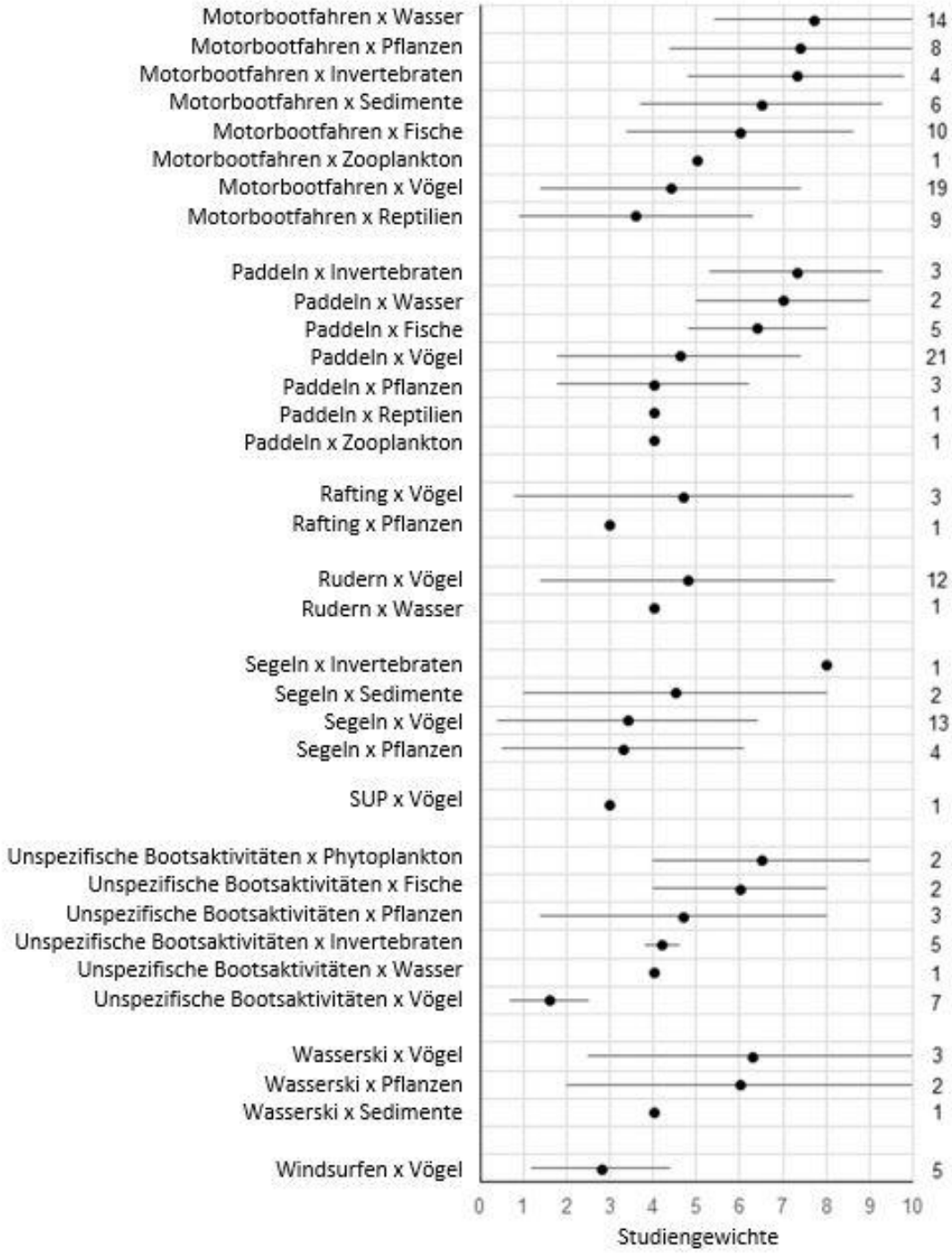
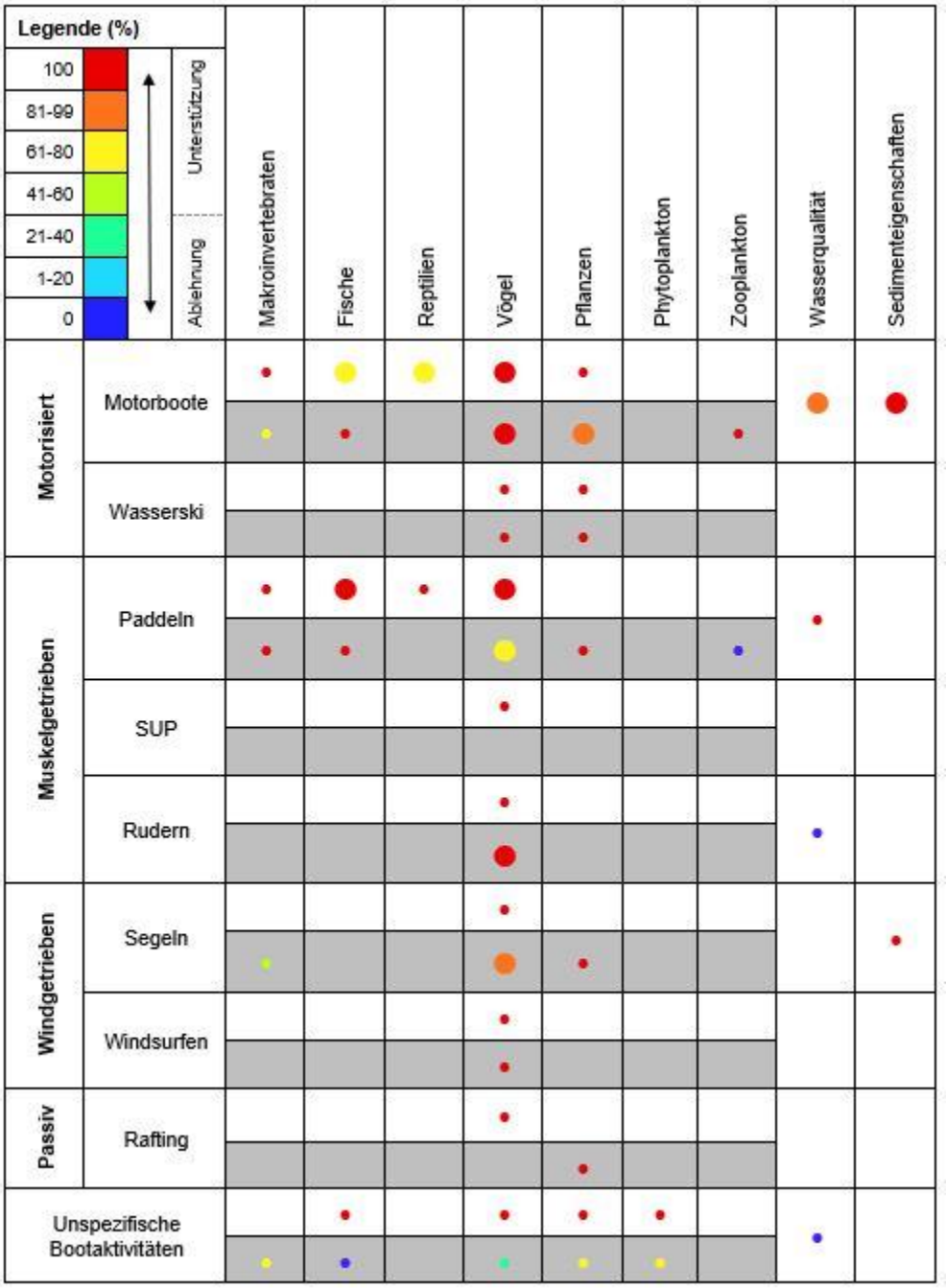


Abbildung 15: Anzahl (rechte Spalte) der Studien zu Effekten verschiedener Bootsaktivitäten auf taxonomische Gruppen und abiotische Komponenten sowie mittlere Studiengewichte und Standardabweichungen der Kombinationen. Nicht dargestellt sind Richtung der Effekte (negativ, neutral, positiv) und biologischer Organisationsebene (Individuen, Population, Gemeinschaft).

Tabelle 3: "Heatmap"-Effektmatrix aller Kombinationen von Bootsaktivitäten mit Organismengruppen und abiotischen Ökosystemkomponenten. Kleine Punkte zeigen Evidenz unterhalb des 20-Punkte Niveaus, große Punkte darüber; in weißen Zellen auf Individuen-Ebene, in grauen auf Populations- und Gemeinschaftsebene. Die graduelle Unterstützung bzw. Ablehnung der Hypothese negativer Effekte ist farblich kodiert. Leere Zellen zeigen die nicht untersuchten Kombinationen.



Schlussfolgerungen

Für viele Freizeit-Bootaktivitäten können bisher keine sicheren Schlüsse hinsichtlich der Erheblichkeit von Umweltbeeinträchtigungen gezogen werden, insbesondere für nicht-motorisierte. Es werden mehr Studien zu Organismen auf Populations- und Gemeinschaftsebene mit höherer Güte benötigt, um die aufgezeigten Wissenslücken zu schließen. Nur für Vögel waren Studien in ausreichender Menge vorhanden, um Effekte auf dieser höheren Ebene der biologischen Organisation zu belegen, allerdings sollten Untersuchungen stärker auf mögliche Beeinflussungen von Reproduktion, Mortalität und Diversität fokussieren.

Hierdurch sehen wir uns veranlasst, weitere, qualitativ hochwertige Studien zu Effekten einer nicht-motorisierten Bootaktivität beizutragen, die, auch wenn sie allgemein mit Umweltbewusstsein und individueller Gesundheitsförderung assoziiert ist (British Canoeing, 2018), in Abhängigkeit von der Frequenz und Intensität zu erheblichen Umweltschädigungen führen kann (Venohr et al., 2018): das Paddeln. Die Auswertung der 104 Studien hatte ergeben, dass Effekte auf Pflanzen und Invertebraten bereits meist auf Ebene von Populationen und Gemeinschaften gemessen wurden. Dennoch war die Evidenz für diese beiden Taxa nicht ausreichend, um Effekte des Paddelns zu belegen (Abbildung 3). Für das Paddeln wurden bereits überwiegend negative Effekte auf Vogelpopulationen und -gemeinschaften belegt (Abbildung 3), aber noch nicht ausreichend in Bezug auf Reproduktion und Diversität. Zur Verringerung bestehender Wissenslücken untersuchten wir Paddel-Effekte auf Invertebraten, Pflanzen (Makrophyten) und Vögel in drei Untersuchungsgebieten und stellen diese in den folgenden Kapiteln vor.

2.3.2. Paddeleffekte auf Invertebraten (Diemel)

Hintergrund

In Flachbereichen von Gewässern kann mechanische Störung durch Vertritt oder das Ziehen von Booten zur Drift benthischer Invertebraten führen, mit negativen Folgen für die Artzusammensetzung (Casu et al., 2006a, 2006b; Schlacher und Thompson, 2012). Beim Paddeln kommen mechanische Beeinträchtigungen dort gehäuft vor, wo Hindernisse, i.d.R. Wehre, es notwendig machen, Boote umzutragen und flussab wieder ins Wasser zu lassen. Wir untersuchten diesen Effekt auf Abundanz, Artenvielfalt und -zusammensetzung benthischer Invertebraten. Die Ergebnisse wurden in Hering et al. (2022) veröffentlicht.

Methoden

Entlang der Diemel, einem Mittelgebirgs- und Nebenfluss der Weser in Hessen, wurden drei Abschnitte an Wehren, die zur Energieerzeugung genutzt werden, untersucht. An jedem Wehre wurden sieben Transekte beprobt: eines flussaufwärts, das weder von Rückstau, noch durch das Umsetzen von Kanus beeinflusst war sowie je drei ober- und unterhalb des Wehres mit Stau- bzw. Restwassereinfluss und vom Umsetzen beeinflusste und unbeeinflusste Strecken. Die Probennahme erfolgte am 4. und 5. September 2019, zu einer Zeit, die maximale kumulative Effekte gegen Ende der Befahrungs-Saison erwarten ließ. An allen drei Wehren waren Aus- und Einstiegstellen für Kanuten klar erkenntlich, weil angrenzend dichte Ufervegetation oder steile Ufer den Zugang erschwert hätten. Kanuverkehr unterliegt an der Diemel einer Reglementierung und ist in der Zeit vom 15. April bis 15. Oktober gestattet, mit einer täglichen Obergrenze von 100 Booten (50 durch kommerzielle Verleiher, 25 für Mitglieder des Deutschen Kanuverbandes und 25 für Privatbootbesitzer). Im Jahr 2019 wurden im dementsprechenden Zeitraum mindestens 44 (April) und maximal 1256 (August) Boote pro Monat gezählt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Oberwasser wiesen Rückstaubereiche, Ausstiegsstellen und davon unbeeinflusste Transekte keine signifikanten Unterschiede der MZB-Artzusammensetzung auf. Es wird angenommen, dass Kanuten hier kaum Habitat-Modifizierungen herbeiführten, da die Sedimente des Staubereiches von dickem

Schlamm bedeckt waren und der Ausstieg aus Booten direkt auf das Ufer gut möglich war und somit kaum Vertritt im Wasser stattfand. Im Unterwasser der Wehre waren dagegen Abundanz und Artenvielfalt sowie der Anteil sogenannter EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen als besonders sensitive Indikatoren für Habitat-Modifikationen) an den Einstiegstellen gegenüber den davon unbeeinflussten Bereichen signifikant reduziert. Es wird angenommen, dass regelmäßiger Vertritt und das Ziehen von Booten durch Kanuten hier zur Abdrift und reduzierter Abundanz benthischer Invertebraten führt. Dieser Effekt war kleinräumig auf die Einstiegstellen begrenzt und bereits 10 m weiter flussab nicht mehr feststellbar. Gegenüber der Stauregulierung durch die Wehre und den damit einhergehenden Habitat-Modifikationen, die die Fauna benthischer Invertebraten stark degradiert, waren die Paddeleffekte gering.

Schlussfolgerung

Aufgrund dessen, dass die Effekte des Wiedereinstiegs der Kanuten unterhalb der Wehre sehr kleinräumig und begrenzt waren, werden hieraus keine Management-Maßnahmen abgeleitet. In anderen Flusssystemen könnten die Effekte aber größer sein, insbesondere dort, wo Kanuten ihre Boote über längere Strecken durch flaches Wasser ziehen und das Sediment beeinflussen. Zum Ausmaß solcher Effekte auf benthische Invertebraten besteht weiterer Forschungsbedarf (Hering et al., 2022).

2.3.3. Paddeleffekte auf Makrophyten (Spreewald)

Hintergrund

Paddeln kann aquatische Vegetation auf unterschiedliche Weise beeinflussen. Bspw. können Paddel im flachen Wasser Sediment aufwirbeln, zur Wassertrübung führen und submerse Makrophyten mit Sedimentpartikeln überziehen, was eine Beeinträchtigung der Phytosyntheseleistung zur Folge hat (Sagerman et al., 2019). Schäden an Makrophyten entstehen durch Kollision mit Paddeln oder dem Bootsrumpf, durch Vertritt und das Anlanden von Kanus (Liddle und Scorgie, 1980; Rees und Tivy, 1978). Kollisionen insbesondere mit Paddeln können zur Abtrennung oder Entwurzelung lebender Pflanzen bzw. Pflanzenfragmente führen. Neben der Beeinträchtigung der Pflanze, kann diese durch ihre Fragmente auch verfrachtet werden. Das eröffnet die Möglichkeit, dass Arten unbeabsichtigt in neue Gewässer eingeschleppt werden, mit dem Risiko biologischer Invasionen (Johnstone et al., 1985). Im Rahmen der Literaturrecherche (Kapitel 2.3.1) wurde nur eine Studie gefunden, die Auswirkungen des Paddelns auf aquatische Makrophyten in einem Intensitätsgradienten untersuchte. Darin nahm die Artenvielfalt von Makrophyten in fünf Seen mit Paddelaktivitäten ab, allerdings war zunehmende Intensität lediglich durch Entfernung (0 m, 30 m, 60 m) zum Zugangspunkt definiert, nicht jedoch durch Frequenz von Paddelaktivitäten (Helmers et al., 2016). Wir beabsichtigten, frequenzabhängige Effekte des Paddelns auf Makrophyten in Fließen des Biosphärenreservats Spreewald zu untersuchen. Diese dürfen allgemein nur nicht-motorisiert befahren werden und die übliche Art der Fortbewegung sind traditionelle Spreewaldkähne, Paddelboote und Kanus. Der Spreewald bot daher eine geeignete Kulisse innerhalb desselben biogeografischen Raumes, um frequenzabhängige Effekte des Kanuverkehrs zu untersuchen. Die Ergebnisse der Untersuchung wurden in Wegner et al. (2023) veröffentlicht.

Methoden

Wir wählten neun Fließe im Oberspreewald (Abbildung 16, Tabelle 4) auf Basis der erwarteten Befahrungsintensitäten anhand von Wasserwanderkarten des Biosphärenreservates. Drei davon

waren für die touristische Befahrung gesperrt und deshalb nicht, bzw. kaum frequentiert. Die Sperrung dieser drei Fließabschnitte ist vor Ort lediglich durch Beschilderung ersichtlich, nicht durch physische Barrieren. Die einzige physische Barriere für Kanuten war ein Wehr am östlichen Ende des Dlugybuschfließes. Die anderen sechs Fließe waren befahrbar, drei jedoch nicht Teil von Hauptverbindungsrouten zwischen Ortschaften, bzw. nicht Teil ausgewiesener Wasserwanderrouten. Dementsprechend erwarteten wir drei Intensitätsklassen von nicht/kaum befahren, über mäßig befahren bis hin zu stark befahren mit jeweils drei Fließen als Replikate. Zur Zählung der Boote wurden Infrarotsensoren eingesetzt, welche in Totholzpfosten versteckt am Ufer (1 Sensor pro Fließ) ausgebracht wurden (Abbildung 16). Die Infrarotsensoren zählten im Zeitraum vom 10. Mai bis 26. Oktober 2021. Sie registrierten die Körperwärme vorbeifahrender Personen. Ein integrierter Algorithmus gewährleistet die getrennte Zählung der Boote und der darin sitzenden Personen. Wir verwendeten für unsere Analyse Tagessummen der Bootszählungen je Fließ. Die Infrarotsensoren waren jedoch nicht in der Lage, zwischen Bootstypen (Motorboote lokaler Jäger, Fischer, Wasserwirtschaft, sowie manuell gesteuerte Touristen-Kähne und Kanus) zu unterscheiden, aber wir gingen davon aus, dass der bei Weitem größte Teil der gezählten Boote Kanus waren.

Die Vegetationskartierungen wurden vom 26. bis zum 30. Juli 2021 an Bord eines Spreewald-Kahns durchgeführt. Dabei wurde jedes Fließ einmal längs kartiert für die Schätzung der Abundanz emerser Makrophyten, sowie deren prozentuale Grade der mechanischen, wahrscheinlich auf Bootkontakt zurückzuführenden Schädigungen (ab- und umgeknickte Halme und Blätter, abgetrennte oder fehlende Pflanzenteile). Zusätzlich wurden an jedem Fließ fünf gleichmäßig über die Abschnittslängen verteilte Querprofile untersucht, zur Ermittlung von Diversitäts-Maßen (Artenvielfalt und Shannon Index).

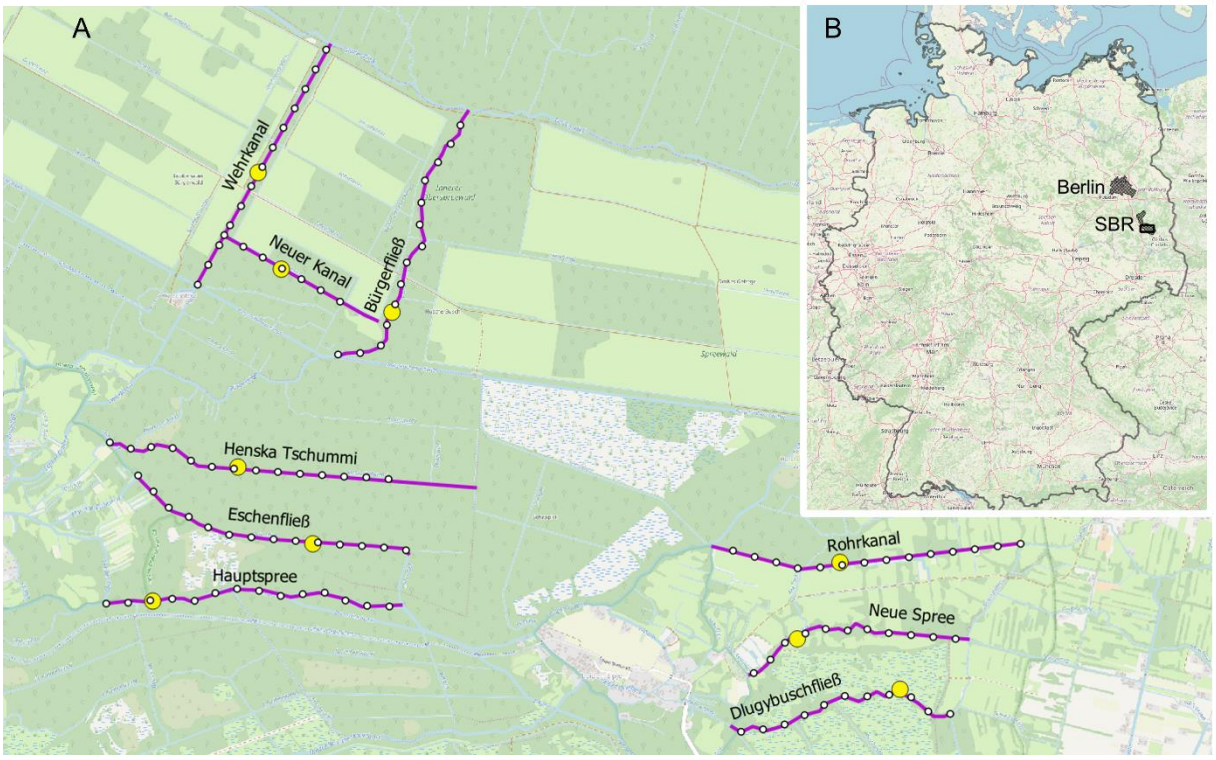


Abbildung 16: A) Lage und Namen der untersuchten Fließabschnitte (violett hervorgehoben). Gelbe Punkte symbolisieren die Standpunkte der Infrarotsensoren. Weiße Punkte markieren die Zählpunkte für die Vogelkartierungen (Kap. 2.3.4). Dlugybuschfließ, Henska Tschummi und Neuer Kanal sind für den Kanutourismus gesperrt, die sechs anderen befahrbar. B) Lage des Untersuchungsgebietes (durch Rechteck hervorgehoben) südöstlich von Berlin (schraffierte Fläche) im Biosphärenreservat Spreewald (SBR, schraffierte Fläche).

Tabelle 4: Charakteristika der Spreewald-Fließabschnitte in denen Effekte auf Makrophyten und Vögel (Kap. 2.3.4) untersucht wurden. Die mittleren Breiten wurden zwischen den Querprofilen interpoliert und anschließend gemittelt. Mittlere Tiefen und Beschattung sind Mittelwerte aus den Querprofilen.

Fließ	Abschnittslänge (km)	Mittlere Breite (m) ± SD	Mittlere Tiefe (m) ± SD	Mittlere Beschattung (%) ± SD
Bürgerfließ	1,3	9,5 ± 2,3	0,94 ± 0,16	31 ± 29,8
Dlugybuschfließ	1,0	9,1 ± 2,1	0,66 ± 0,12	37 ± 23,9
Eschenfließ	1,3	12,3 ± 0,9	1,09 ± 0,09	33 ± 28,9
Hauptspree	1,3	19,4 ± 2,4	1,21 ± 0,21	36 ± 12,9
Henska Tschummi	1,2	7,4 ± 1,1	0,67 ± 0,05	44 ± 7,5
Neue Spree	1,0	9,4 ± 1,2	0,87 ± 0,13	29 ± 8,2
Neuer Kanal	0,7	4,1 ± 0,7	0,72 ± 0,06	38 ± 28,4
Rohrkanal	1,3	8,7 ± 0,9	1,06 ± 0,12	23 ± 20,8
Wehrkanal	1,2	9,9 ± 2,3	0,89 ± 0,02	25 ± 16,8

Ergebnisse und Diskussion

Von insgesamt 168 Tagen, die die Infrarotsensoren im Einsatz waren, mussten je Fließ unterschiedlich viele Zähltage eliminiert und dadurch von der Varianzanalyse der Tagessummen ausgenommen werden (für das genaue Fehler-Eliminationsverfahren siehe Wegner et al (2021)). Auf diese Weise variierten die je Fließ analysierten Tage zwischen 25 % bis 100 % des gesamten Zähl-Zeitraums. Nach Abzug der „fehlerhaften" Tage wurden über den gesamten Zeitraum 69.564 Boote gezählt. Die Analyse der Tagessummen ergab, dass die drei gesperrten Fließe signifikant geringere tägliche Bootszählungen aufwiesen als die offenen Fließe. Von diesen unterschieden sich jedoch nur zwei signifikant voneinander. Um Unterschiede der Befahrungsintensitäten der offenen Fließe stärker herauszuarbeiten, wurde eine weitere Analyse ausschließlich der Zählungen der Samstage (n = 24), Sonntage (n = 24) und Feiertage (jeweils 1x Christi Himmelfahrt und Pfingstmontag) durchgeführt, da diese Tage erwartbar Spitzentage für Freizeitnutzungen waren. Die Analyse dieser arbeitsfreien Tage ergab eine Gruppierung mäßig befahrener Fließe (n = 3), stark befahrener Fließe (n = 2) und eines, das sich zwischen den mäßig und stark befahrenen Fließen einordnete. Aufgrund dieser Klassifizierungen wurden den Fließen Intensitätsränge zugeordnet (Tabelle 5Tabelle 4).

Tabelle 5: Klassifizierung der Fließe auf Basis ihrer Befahrungsintensitäten und Zuordnung von Intensitätsrängen.

Fließ	Mediane (Boote pro Tag) über alle Tage	Mediane (Boote pro Tag) an arbeitsfreien Tagen	Befahrungsklasse	Intensitätsrang
Dlugybuschfließ	5	5	Referenz	1
Henska Tschummi	1	1	Referenz	1
Neuer Kanal	2	2	Referenz	1
Bürgerfließ	42,5	74	Mäßig	2
Eschenfließ	58	103	Mäßig	2
Neue Spree	48	96	Mäßig	2
Wehrkanal	63	118	Mäßig bis stark	2,5
Hauptspree	88	239	Stark	3
Rohrkanal	84	179	Stark	3

Schädigungen an emersen Makrophyten nahmen mit Zunahme der Intensitätsgradienten signifikant zu (Tabelle 6). Dies war allerdings nicht für die Klasse der stark befahrenen Fließe der Fall, die selbst gegenüber gesperrten Referenzfließen keine signifikant höhere Pflanzenschädigung aufwiesen. Wir führen das auf einen Breiteneffekt zurück: die gesperrten Fließe sind im Schnitt schmaler als die offenen; insbesondere die stark befahrene Hauptspree sticht mit ihrer mittleren Breite von 19,4 m hervor (Mittelwerte der anderen offenen Fließe rangierten zwischen 8,7 – 12,3 m). Insofern ergab sich ein signifikantes polynomisches Verhältnis, dass sich die Schadenspunkte emerser Makrophyten mit steigendem Intensitätsgradienten und steigender Gewässerbreite erhöhten, bei einer Breite >15 m allerdings wieder fielen, trotz hoher Befahrungsintensität (Abbildung 17). Eine Standardisierung der Gewässerbreiten aller Fließe auf 10 m und dementsprechende Umrechnung der Bootszahlen ergab, dass die Hauptspree nun in der Klasse der mäßig bis stark befahrenen Fließe rangierte. Dadurch ergab sich ein stärker lineares, wenn auch nicht signifikantes Verhältnis zwischen den breitenkorrigierten Bootszählungen (Median) und den mittleren Schadenspunkten (Abbildung 17).

*Tabelle 6: Mittelwerte (± Standardabweichung) der Schadenspunkte (= Abundanz * prozentualer Schaden je 100 m Fließabschnitte) emerser Uferpflanzen, sowie der Artenzahl und des Shannon Index aller (submerser und emerser) Makrophyten.*

Fließ	Intensitätsrang	Schadenspunkte	Artenreichtum	Shannon Index
Dlugybuschfließ	1	10,8 ± 25,6	8,2 ± 3,9	1,9 ± 0,7
Henska Tschummi	1	7,9 ± 17,3	9,8 ± 1,3	2,1 ± 0,1
Neuer Kanal	1	2,6 ± 8,3	7,6 ± 2,1	1,5 ± 0,3
Bürgerfließ	2	15,7 ± 28,3	3,6 ± 1,5	1,1 ± 0,2
Eschenfließ	2	22,7 ± 25,4	6,6 ± 4,7	1,6 ± 0,8
Neue Spree	2	18,4 ± 33,8	6,8 ± 1,6	1,8 ± 0,3
Wehrkanal	2,5	29,1 ± 31,7	4,0 ± 2,2	1,1 ± 0,7
Hauptspree	3	8,7 ± 15,5	6,8 ± 2,9	1,7 ± 0,4
Rohrkanal	3	14,6 ± 33,8	11,2 ± 2,5	2,3 ± 0,3

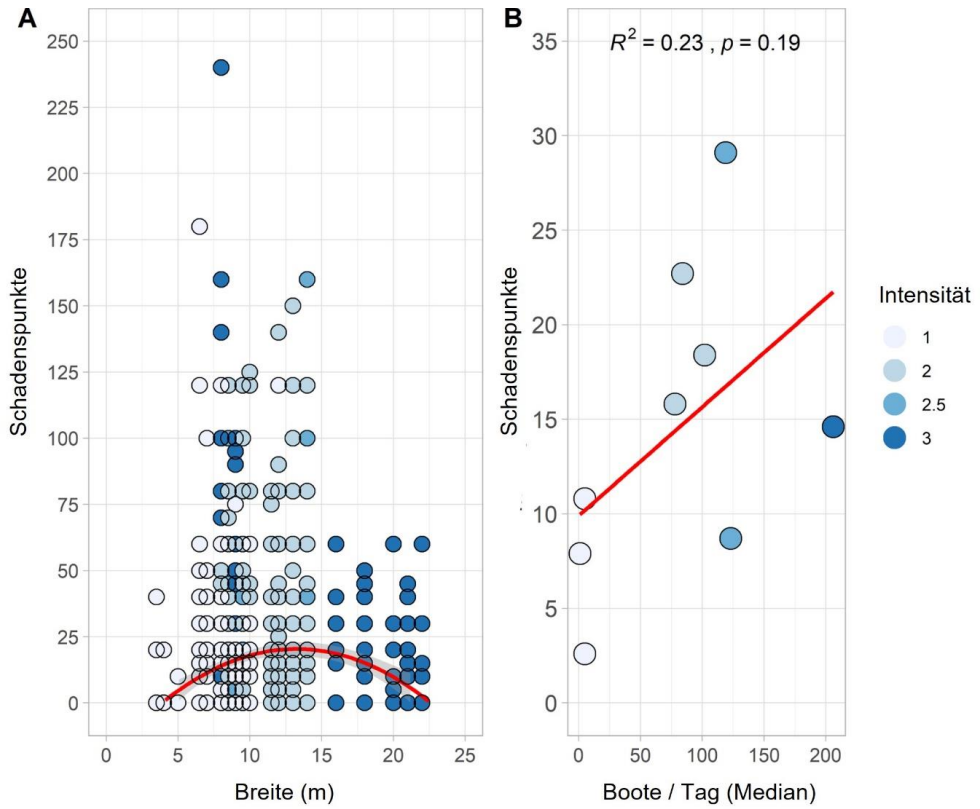


Abbildung 17: A) Polynomisches Verhältnis zwischen Fließbreiten und Schadenspunkten. B) Lineare Regression mittlerer Schadenspunkte mit Bootszählungen (Median) nach Standardisierung auf 10 m Fließbreite. Die Punkte sind nach Intensitätsrängen unterschieden.

Mit ansteigender Intensität nahmen sowohl Artenreichtum der Fließe, als auch der Shannon Index ab (Tabelle 6), d.h. stärker befahrene Fließe wiesen nicht nur weniger Arten auf, diese waren auch sehr ungleich verteilt, mit wenigen dominanten Arten. Allerdings unterschied sich die höchste Intensitätsgruppe nicht signifikant von den gesperrten Referenzfließen, was hauptsächlich auf Beschattungseffekte zurückgeführt wird. Insbesondere der stark befahrene Rohrkanal wies durch seinen hohen Offen- und Agrarlandanteil eine dementsprechend geringe Beschattung auf, bei hohem Artenreichtum und Shannon Index (Tabelle 6). Wahrscheinlich glich dort die Sonneneinstrahlung eine möglicherweise durch hohe Befahrungsintensitäten entstandene Wassertrübung aus. Insbesondere fielen Unterschiede in der Artenvielfalt submerser Makrophyten zwischen gesperrten Fließen (Mittelwert ± SD = 5,8 ± 2,3) und offenen Fließen (Mittelwert ± SD = 3,9 ± 2,2) auf, nicht aber bei emersen Makrophyten (gesperrte: 2,8 ± 1,8, offene: 2,6 ± 1,8, Mittelwerte ± SD). Des Weiteren wurden in mehr Querprofilen der offenen Fließe überhaupt keine submersen Makrophyten gefunden als in gesperrten (offene: n = 11, gesperrte: n = 1), wobei das letztgenannte Querprofil am östlichen Punkt des Dlugybuschfließes gelegen und somit wohl durch künstliches Sohlsubstrat am Wehr und nicht von Bootsbefahrung beeinflusst war. Das deutet darauf hin, dass sich Schädigungen durch Paddelschläge, v.a. aber Sedimentaufwirbelung, Trübungszunahme des Wassers und Partikelablagerungen infolge von Paddelaktivitäten negativ auf die Photosynthese submerser Makrophyten und letztlich ihr Vorhandensein auswirken kann. Dieser Effekt würde in tieferen Gewässern nicht mehr zum Tragen kommen, aber da Schubspannung durch Paddelschläge noch in Tiefen von >75 cm gemessen wurde (Lorenz et al., 2013), ist es plausibel, dass Kanuverkehr in den flachen Spreewaldfließen negative Effekte auf die Diversität submerser Makrophyten herbeiführt. Dieser Effekt weitete sich auch auf die

Zusammensetzung submerser Arten in den Fließen aus: Arten, die an mehreren Fließen unabhängig von der Befahrungsintensität vorkamen, hatten gemeinsame Merkmale, die sie gegenüber Paddelschlägen und Bootkontakt unempfindlicher machten, wie eine höhere Flexibilität und Biegsamkeit, kleinere Blattoberflächen und Fähigkeit der vegetativen Ausbreitung über Fragmente. Eine weniger robuste und flexible Art, wie in unserem Beispiel Krebsscheren, waren hingegen auf eines der gesperrten Fließe limitiert.

Schlussfolgerungen

Die festgestellten Unterschiede der Schädigungsgrade und der Diversität von Makrophyten waren inzwischen gesperrten und offenen Fließen stärker ausgeprägt als zwischen den ermittelten Intensitätsgradienten. Signifikant höhere Schädigungen emerser und signifikant reduzierte Diversität submerser Makrophyten wurden bereits bei mäßigen Befahrungsintensitäten festgestellt. Um Schwellenwerte festzustellen, ab welcher Intensität nicht motorisierte Bootsaktivitäten kritisch für Makrophyten sind, bedarf es weiterer Forschung mit breiter ausgeprägten Nutzungs-Gradienten. Wahrscheinlich hat die über Jahrzehnte angepasste Artengemeinschaft im Spreewald Resilienz gegenüber Kanutourismus und Gewässerbewirtschaftung entwickelt. Deshalb sind substanzielle Veränderungen der Artzusammensetzung unwahrscheinlich, solange keine drastischen Änderungen der Befahrungsmuster oder des Managements eintreten (Wegner et al., 2023). Schädigungen emerser Makrophyten akkumulieren im Verlauf der Paddelsaison, werden aber im Folgejahr durch neuen Wuchs wieder ausgeglichen, was erklärt, warum die Diversität emerser Makrophyten zwischen gesperrten und offenen Fließen nicht variierte. Die Verdrängung submerser Makrophyten in offenen Fließen kann hingegen durch gesperrte Fließe kompensiert werden, die ihnen Refugien und Regenerationsräume bieten und dadurch zum Erhalt der lokalen Artenvielfalt beitragen (Wegner et al., 2023).

2.3.4. Paddeleffekte auf Vögel (Spreewald)

Hintergrund

Menschliche Freizeitaktivitäten in der Natur beeinflussen das Verhalten von Vögeln, z.B. Nahrungssuche, Wachsamkeit und Fluchtreaktionen und in der Folge ihre Physiologie, z.B. Körpertemperatur, Herzfrequenz oder Stressreaktionen (Steven et al., 2011). Solche Effekte können sich auf Populations- und Gemeinschaftsebenen auswirken, z.B. durch Beeinträchtigung des Bruterfolgs und verringerte Abundanz (Riffell et al., 1996; Steven et al., 2011). Die meisten Studien zu Effekten touristischer Aktivitäten und Freizeitnutzungen auf Vögel befassten sich mit motorisierten Aktivitäten, wie Geländefahrzeuge, Motorboote oder verschiedene Luftfahrzeuge, jedoch nur wenige mit nicht-motorisierten Aktivitäten (Buckley, 2004; Steven et al., 2011). Effekte des Paddelns wurden, nicht überraschend, vor allem bei Wasservögeln beobachtet, insbesondere in Form von Flucht- und Vertreibungseffekten (z.B. Glover et al., 2015; Reichholf, 1998; Sterl et al., 2002), aber auch Beeinflussung der Reproduktion, z.B. von Eistauchern (Titus und VanDruff, 1981), Haubentauchern (Keller, 1989), Blässhühnern, Teichrallen, Uferschwalben und Eisvögeln (Mattes und Meier, 2001). Eine Untersuchung von Paddeleffekten in überwiegend bewaldeten Fließen mit hauptsächlich terrestrischen, waldgebundenen Taxa ist uns bisher nicht bekannt. Experimentelle Störungen durch Fußwanderungen in Wäldern legen nahe, dass menschliche Störungen zur Abnahme von Artenvielfalt, Abundanz und Menge etablierter Reviere von Vögeln führen, insbesondere wenn die Störungen in der

sensiblen Revierbildungszeit stattfinden (Bötsch et al., 2017; Riffell et al., 1996). Wir nahmen an, dass sich der Kanuverkehr im Spreewald auf ähnliche Weise auf die Vogelgemeinschaften entlang der neun untersuchten Fließe auswirkt.

Methoden

Die für die Vegetationsstudie untersuchten Fließabschnitte (Kapitel 2.3.3) wurden auch für die Vogelstudie verwendet. Für die Effekte auf Vögel wurden allerdings je Fließ die Mediane der Bootszählungen über alle Zähltage verwendet (Tabelle 5) anstelle von Intensitätsklassen.

Die Vogelkartierungen wurden an drei Untersuchungstagen je Monat von März bis Juni 2021 durchgeführt. Sie fanden auf dem Wasser an Bord eines Spreewaldkahns statt. Über die jeweiligen Fließabschnitte wurden gleichmäßig in 100 m-Distanz zueinander Zählpunkte verteilt (Abbildung 16), an welchen in je 5-minütigen Beobachtungszeiträumen Vogelart, Menge der Individuen pro Art und die registrierten Aktivitäten, sowie Wettervariablen und Uhrzeit notiert wurden. Um den Einfluss der Tageszeit auf die Ergebnisse zu minimieren, wurde jeweils im Folgemonat die Kartier-Reihenfolge der Fließe getauscht.

Wir analysierten die Effekte des Bootverkehrs auf Abundanz, Artenvielfalt und Naturschutzwert („Conservation value“) der Vögel. Der letztere Wert stellt dar, wie hoch der Anteil gefährdeter Arten (basierend auf der Roten Liste der Brutvögel Brandenburgs 2019) in Bezug auf die Gesamtmenge der gezählten Arten ist (Nikolaus et al., 2021; Oertli et al., 2002). Des Weiteren wurde das Gesamt-Arteninventar auf Basis von Fluchtdistanzen in sensitive und nicht sensitive Arten differenziert (über, bzw. unter dem Median der Fluchtdistanzen), entsprechend dem Vorgehen in Bötsch et al. (2017) mit Daten von Díaz et al. (2013). Da aufgrund unterschiedlicher Fließlängen die Anzahl der Zählpunkte variierte, wurden Abundanz- und Artenvielfaltswerte über das arithmetische Mittel aller Punkte und die Zahl der Fließe standardisiert. Der Naturschutzwert wurde nicht standardisiert, da es sich um einen relativen Wert handelt, der nur die Menge tatsächlich gezählter Arten berücksichtigt. Wir erwarteten grundsätzlich negative Zusammenhänge zwischen Befahrungsintensität und Vogelabundanz, Artenvielfalt und Naturschutzwert der Fließe. Effekte der Befahrungsintensität wurden auf das gesamte Artenspektrum untersucht sowie auf nachfolgende funktionale Gruppen mit unterschiedlich hoher Sensitivität (Riffell et al., 1996): Zugstatus (Langstreckenzieher vs. Teil-, Kurzstreckenzieher und Standvögel), Nesttyp (offen nistend vs. Höhlen- und Nischenbrüter), Nisthöhe (hoch = ca. >2 m vs. niedrig = <2 m bis bodenbrütend). Des Weiteren wurden Unterschiede der Häufigkeiten registrierter Aktivitäten mit Relevanz für die Revierbildung (Fischer et al., 2005) in Abhängigkeit von der Befahrungsintensität untersucht. Mittels linearer gemischter Modelle wurde der Einfluss von Bootsfrequenz (Median), Monat, mittlerer Fließbreite und Flächenanteil umgebender Biotopklassen (feste Prädiktoren) auf Abundanz, Artenvielfalt, Naturschutzwert und Aktivitätshäufigkeiten von Vögeln untersucht, mit „Fließ“ als Kovarianzparameter. Die Flächenanteile umgebender Biotopklassen wurden aus der Biotoptypen-Kartierung des Landesamtes für Umwelt in Brandenburg gewonnen (auf dem Portal des Metadatenverbundes unter https://www.govdata.de/dl-de/by-2-0 frei verfüg- und nutzbar). Hierfür wurde im Programm QGIS ein 100 m Puffer um jedes Untersuchungsfließ gelegt und die resultierenden Flächen mit der Biotoptypen-Shape-Datei verschnitten. Anschließend wurden die spezifischen Biotoptypen zehn Biotopklassen zugewiesen: Infrastruktur (Dämme, Deiche, Schleusen, Siedlung), Äcker, Wald, Vorwald, Wiesen (insb. Seggenriede), Feldgehölze, Staudenfluren, Weiden, Gebüsche und Wasser. Für die gemischten linearen Modelle wurden jedoch nur die Biotopklassen mit den größten Flächenanteilen im 100 m Umkreis der Fließe berücksichtigt: Wald, Vorwald, Wiesen, Staudenfluren und Weiden.

Ergebnisse und Diskussion

Entgegen unseren Erwartungen verzeichneten wir eine mit der Befahrungsintensität ansteigende Gesamtabundanz sowie Abundanz und Artenvielfalt der sensitiven Arten (Abbildung 18). Lediglich die Artenvielfalt aller Arten fiel mit steigender Befahrungsintensität, was wahrscheinlich auf die Standardisierung der Zählpunkte zurückzuführen war, welche die Artenvielfalt im kürzesten Fließ (Neuer Kanal) überhöhte (Abbildung 18). Wahrscheinlicher ist das Verhältnis der Gesamt-Artenvielfalt zur Befahrungsintensität eher neutral. Der Naturschutzwert, d.h. das Verhältnis gefährdeter Arten zur Gesamtartenzahl, fiel erwartungsgemäß mit der Befahrungsintensität (Abbildung 18). Ein signifikanter Einfluss der Befahrungsintensität wurde nur auf die Gesamtabundanz festgestellt.

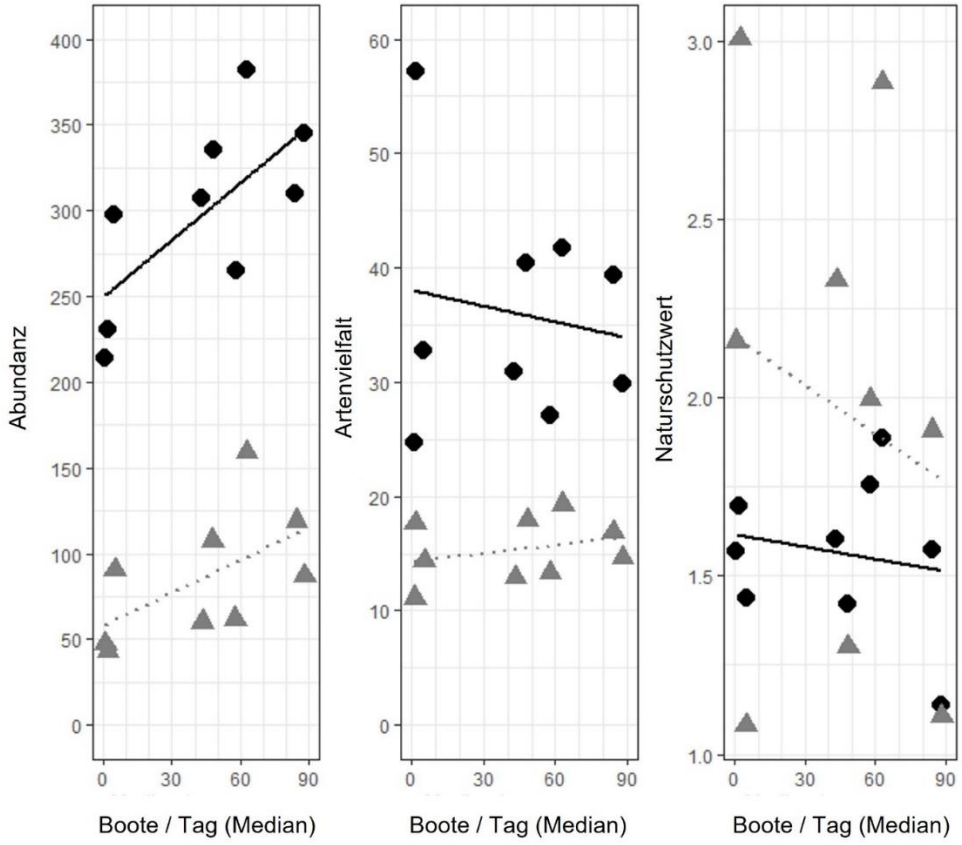


Abbildung 18: Abundanz (links), Artenvielfalt (Mitte) und Naturschutzwert (rechts) der Gesamtgemeinschaft der kartierten Vögel im Spreewald, kumulativ über alle Monate, in Abhängigkeit der Bootsfrequenzen (Mediane der Boote pro Tag). Schwarze Punkte und Regressionsgeraden = alle Arten. Graue Dreiecke und Regressionsgeraden = nur sensitive Arten.

Die Abundanz aller Arten korrelierte signifikant positiv mit der Fließbreite und negativ mit dem Anteil Vorwälder, während die Abundanz der sensitiveren Arten signifikant positiv mit dem Weidelandanteil korrelierte (Tabelle 7). Die Artenvielfalt aller Arten wurde signifikant negative von der Bootsfrequenz und positiver von der Fließbreite beeinflusst. Für den naturschutzwert ließen sich keine statistischen Modelle erstellen.

*Tabelle 7: Einfluss fester Prädiktoren in rückwärts selektierten gemischten linearen Modellen auf die abhängigen Variablen Abundanz, Artenvielfalt und Naturschutzwert aller Arten („Alle") und der sensitiveren Arten („HS"). Rückwärtsselektion: Variable mit der kleinsten Teilkorrelation zu den abhängigen Variablen wird eliminiert, sodass Modelle mit größtmöglicher Aussagekraft für die abhängigen Variablen übrigbleiben. Signifikanzniveaus: *p <0,05, **p<0,01, ***p<0,001.*

	Abundanz		Artenvielfalt		Naturschutzwert	
Prädiktoren	Alle	HS	Alle	HS	Alle	HS
Achsenschnittpunkt	66,24***	19,46***	64,32***	13,49***	1,27***	
Mittlere Breite	2,30**		1,99*			
Vorwald	-0,24**		-0,25***	-0,02*		
Bootsfrequenz			-0,50**			
Wald			-0,24**	-0,04***		
Wiesen			-0,24**	-0,03**		
Staudenfluren			0,56**	0,08*		
Weiden		0,25*	0,13*			

Innerhalb der funktionalen Gruppen nahmen weder Abundanz noch Artenvielfalt mit der Befahrungsintensität ab (Abbildung 19). Lediglich die Artenvielfalt der tief brütenden Arten nahm mit steigender Befahrungsintensität tendenziell leicht ab. Dies bestätigt die Annahme, dass tief- und bodenbrütende Arten aufgrund der größeren räumlichen Nähe zu Paddlern bei zunehmender Befahrungsintensität sensitiver reagieren als hoch niste Vögel. Für die Abundanz mehrerer Gruppen wurde erneut der positive Effekt der Fließbreiten deutlich, welcher für Standvögel, Kurz- und Teilzieher, offen, sowie niedrig nistende Vögel signifikant war (Tabelle 7). Darüber hinaus waren Monats- und Umfeldwerte für die Abundanz und Artenvielfaltswerte der funktionalen Gruppen entscheidend, nicht jedoch die Befahrungsintensität.

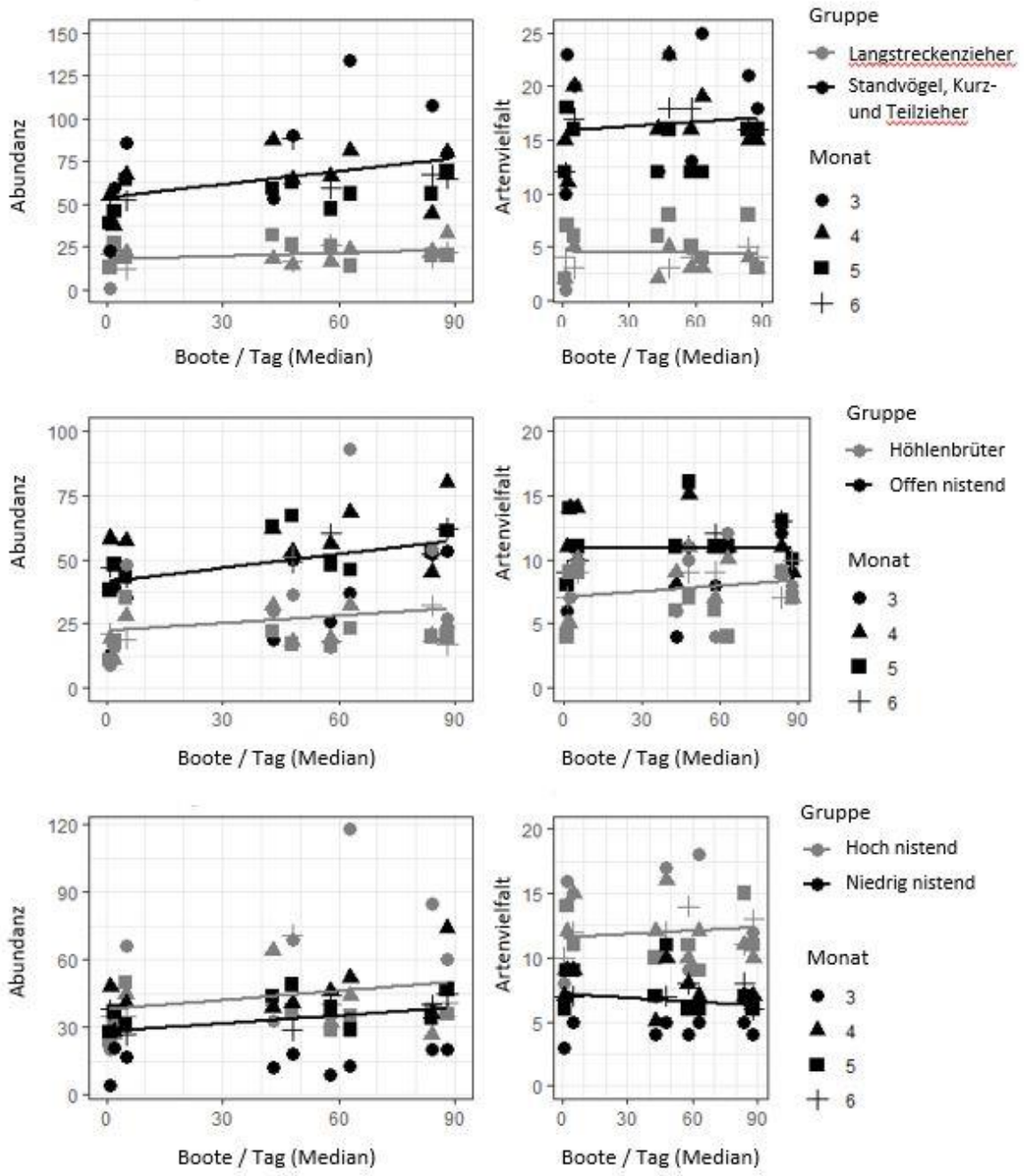


Abbildung 19: Abundanz (linke Spalte) und Artenvielfalt (rechte Spalte) von Vögeln in funktionalen Gruppen: Zugstatus (oben), Nesttyp (Mitte) und Nisthöhe (unten) in Bezug zu Bootsfrequenzen (Mediane der Boote pro Tag).

Für Abundanz und Artenvielfalt der Langstreckenzieher war lediglich der Monat ein signifikanter Prädiktor, für die Standvögel waren Biotopvariablen maßgeblich (Tabelle 8). Abundanz und Artenvielfalt der Höhlen- und Nischenbrüter wurden nur durch Biotopvariablen signifikant beeinflusst. Für die Abundanz offen nistender Arten waren dagegen Monat und Fließbreite relevant. Gleiches galt für deren Artenvielfalt, die auch von Bootsfrequenzen signifikant negativ beeinflusst wurde, sowie unterschiedlich von Biotopvariablen (Tabelle 8). Für die Abundanz und Artenvielfalt hoch nistender Arten waren Monat und Anteil Vorwälder signifikant negative Prädiktoren. Für die Abundanz und Artenvielfalt niedrig nistender Arten fanden sich signifikant positive Effekte von Monat und Fließbreite;

deren Artenvielfalt wurde darüber hinaus signifikant negativ von Bootsfrequenzen beeinflusst und unterschiedlich von Biotopvariablen (Tabelle 8).

*Tabelle 8: Einfluss fester Prädiktoren in rückwärts selektierten gemischten linearen Modellen auf Abundanz (oben) und Artenvielfalt (unten) funktionaler Gruppen von Vögeln. Rückwärtsselektion siehe Tabelle 7. Signifikanzniveaus: *p <0,05, **p<0,01, ***p<0,001,*

Abundanz						
Prädiktoren	Lang-strecken-zieher	Standvögel, Kurz- und Teilzieher	Höhlen- und Nischen-brüter	Offen nistend	Hoch nistend	Niedrig nistend
Achsenschnittpunkt	0,11	118,41***	34,24***	21,31***	65,31***	2,71
Monat (April)	21,00***			21,56***	-20,11*	30,11***
Monat (Mai)	21,67***			15,89***	-21,89*	22,67***
Monat (Juni)	19,22***			14,59**	-13,31	20,97***
Wald		-0,24*				
Vorwald		-0,26*			-0,19*	
Wiesen		-0,20*				
Staudenfluren			-0,59*			
Weiden			0,24*			
Mittlere Breite				1,47**		1,22**
Artenvielfalt						
Achsenschnittpunkt	0,11	18,17***	8,80***	42,33***	13,32***	16,24***
Monat (April)	4,11***			2,11**		3,00***
Monat (Mai)	5,33***			2,22**		2,78***
Monat (Juni)	3,72***			1,39		2,47***
Vorwald		0,05**	-0,03***	-0,17***	-0,04**	-0,06**
Bootsfrequenz				-0,37***		-0,10**
Mittlere Breite				1,38**		0,25*
Wald				-0,17***		-0,05**
Wiesen				-0,18***		-0,05**
Staudenfluren				0,44***		0,14***
Weiden				0,10**		

Die Ergebnisse zu Abundanz, Artenvielfalt und Naturschutzwert berücksichtigen lediglich Sichtungen, bzw. akustische Detektion von Vögeln während der Kartierungen, d.h. ihre bloße Anwesenheit. Hieraus lassen sich keine Informationen gewinnen, ob die Arten tatsächlich an den Fließen nisteten oder brüteten. Daher wurden auch die im Feld protokollierten Aktivitäten mit Relevanz für die Revierbildung, bzw. revieranzeigende Aktivitäten ausgewertet (Tabelle 9). Leider wurden letztere bis auf Gesänge und Balz zu selten kartiert, um sie statistisch auszuwerten (Tabelle 9).

Bei isolierter Betrachtung der Bootsfrequenz ist kein statistisch signifikanter negativer Effekt auf Abundanz, Artenvielfalt und Naturschutzwert der Vögel entlang der untersuchten Fließabschnitte nachweisbar. Im Gegenteil, die Zusammenhänge zwischen Bootsfrequenz und Gesamtabundanz, Abundanz von Standvögeln und offen nistenden Arten waren signifikant positiv. Erst mit Hilfe gemischter linearer Modelle, unter Berücksichtigung der Effekte von Monat, Fließbreite und Biotopklassen, gelang es, negative Effekte der Bootsfrequenz auf die Gesamtartenvielfalt, die Vielfalt offen und niedrig nistender sowie singender Arten festzustellen. Hierbei zeigte sich, dass Umweltfaktoren Störungseffekte durch das Paddeln kompensieren bzw. überprägen. Beispielsweise

selektierten die genannten Modelle Fließbreite als signifikanten Prädiktor. Die stärker befahrenen Fließe sind im Mittel breiter und dieser Breitenunterschied ist gegenüber den gesperrten Fließen besonders groß (Tabelle 4), weshalb sich der kompensierende Effekt der breiteren Fließe insbesondere dort auswirkt wo die Befahrungsintensitäten größer sind. Einen entscheidenden Einfluss auf die Verbreitung der Arten und deren Abundanzen haben die Biotope entlang der Fließe. Die artspezifischen Habitatansprüche widerspiegelten sich in den Modellen als positive oder negative Trends je nach Wald- oder Grünlandanteil. Eine Variable, die nicht in das Modell eingearbeitet werden konnte, ist die Habitatkomplexität, d.h. strukturelle Vielfalt der Biotope, die für Abundanz und Artenvielfalt von Vögeln wahrscheinlich relevant ist. So zeigten Wolf et al. (2013) in einer Studie, dass höhere strukturelle Komplexität der Vegetation die Effekte von Störungen durch Wandernde abpufferte, selbst entlang intensiv genutzter Wanderpfade und so Abundanz und Artenvielfalt von Vögeln aufrecht hielt. Wir vermuten ähnliche Effekte entlang der untersuchten Fließabschnitte, insbesondere in den Waldbiotopen. Möglicherweise boten breitere Fließe mehr geeignete Uferstrukturen und Ressourcen. Die deutlich schmaleren gesperrten Fließe könnten für wassergebundene Vögel weniger attraktiv sein. Der positive Effekt größerer Fließbreite betrifft insbesondere auch sensitive Arten, da breitere Fließe einen größeren Abstand zur Störquelle erlauben. Auch wenn Strukturvielfalt nicht direkt als Variable in die Analysen einging, boten die Flächenanteile der Biotopklassen eine Approximation der Biotopvielfalt entlang der Fließe, mit signifikanten Effekten.

*Tabelle 9: Häufigkeit der festgestellten revieranzeigenden Aktivitäten durch (n) Arten (oben). Unten: Einfluss fester Prädiktoren in rückwärts selektierten gemischten linearen Modellen auf die Häufigkeit festgestellter Gesänge, der Vielfalt der Arten die sangen und der Interaktion aus der Häufigkeit sowie Artenvielfalt singender Arten nach Multiplikation. Rückwärtsselektion siehe Tabelle 7. Signifikanzniveaus: *p <0,05, **p<0,01, ***p<0,001.*

Aktivität	Häufigkeit	Arten	
Gesänge/Balz	1381	40	
Futtertragende Altvögel	11	10	
Mit Nistmaterial, beim Höhlenbau	7	5	
Nest- bzw. Höhleneingang	5	3	
Besetztes Nest, bzw. brütend	4	2	
Prädiktoren	**Häufigkeit**	**Artenvielfalt**	**Häufigkeit * Artenvielfalt**
Achsenschnittpunkt	28,15***	12,32***	360,92***
Monat (April)	17,71***	3,74**	308,40**
Monat (Mai)	21,01***	5,24***	458,52***
Monat (Juni)	15,43**	2,23	214,28
Befahrungsfrequenz		-0,03*	
Vorwald		-0,04***	-1,83*

Dass bei isolierter Betrachtung des Befahrungseffekts kein negativer Einfluss auf Abundanz, Artenvielfalt und Naturschutzwert nachweisbar war, kann weitere Ursachen haben: 1) Wenn auch nur wenig befahren, sind die gesperrten Fließe nicht störungsfrei. Insbesondere im zeitigen Frühjahr könnten Störungen, z.B. während im Gebiet üblicher Bejagung, Befischung, Wasserbewirtschaftung und Forstarbeit bereits zur nachhaltigen Vertreibung sensitiver Arten führen. Diese möglicherweise signifikanten Störungen erfolgen vor Beginn des touristischen Kanubetriebs und stellen eine negative Prädisposition unbekannten Ausmaßes der in der Saison störungsarmen, gesperrten Fließe dar. 2) Die Anwesenheit auf dem Wasser während der Kartierungen war ebenfalls eine Störung, die möglicherweise die sensitiven Arten vertrieben hat; so dass diese in unseren Daten der gesperrten Fließe unterrepräsentiert sind. Allerdings wurde das Vorkommen von Vögeln bis zu einem recht

großzügigen 100 m Abstand vom Ufer erfasst; eine Entfernung die auch bei Vögeln mit höherer Fluchtdistanz (vgl. Díaz et al., 2013) nicht zwingend zur Flucht führt. Des Weiteren hatte die Tageszeit, bzw. der größer werdende Versatz zum Sonnenaufgang einen signifikanten negativen Effekt auf die Detektion von Vögeln und damit wiederum auf die registrierte Abundanz und Artenvielfalt. Dieser Effekt wurde z.T. kompensiert, indem die Reihenfolge der Kartierungen der Fließe in den Folgemonaten getauscht wurde. Dennoch ergab sich an der Henska Tschummi ein signifikant höherer Versatz zum Sonnenaufgang, was logistische Gründe hatte aufgrund der Lage der Fließe und der Naturschutzauflage, sich nicht-motorisiert fortzubewegen.

Schlussfolgerungen

Viele Studien belegten bereits negative Effekte des Paddelns und anderer nicht-motorisierter Freizeitnutzungen auf das Verhalten und die Abundanz von Wasservögeln und nur wenige auf deren Reproduktion. Unsere Untersuchung von Paddeleffekten auf Vögel einer von terrestrischen Arten dominierten Gemeinschaft ist dagegen eher ein Novum. Die Untersuchung von Parametern der Abundanz und Artenvielfalt machten unsere Ergebnisse mit Studien zu Effekten anthropogener Störungen in Waldökosystemen vergleichbar (z.B. Bötsch et al., 2017; Riffell et al., 1996), allerdings scheint der überwiegende Teil der Waldartengemeinschaft, inklusive der sensitiveren Arten, nicht auf Störungen durch Kanuverkehr anzusprechen, bzw. Faktoren wie Fließbreite und strukturelle Vielfalt der Ufer puffern einen Störungseffekt. Hinzu kommen wahrscheinlich Habituationseffekte der ohnehin schon weniger sensitiven Arten, die nach Jahrzehnten des Kanuverkehrs im Spreewald gelernt haben, dass von Kanuten in der Regel keine Gefahr für sie ausgehen. Wasservogelarten mit „klassischem" Konfliktpotenzial zu Bootsaktivitäten, wie Eisvogel, Waldwasserläufer und verschiedene Entenvögel (Stockente, Schellente und Höckerschwan), kamen im Spreewald und entlang der untersuchten Fließabschnitte vor, allerdings waren deren Sichtungen statistisch nicht belastbare Gelegenheitsbeobachtungen. Unser Anliegen war es, die relativen Unterschiede von Abundanz und Artenvielfalt über die gesamten Fließabschnitte zu untersuchen. Ein geeigneterer Ansatz im Spreewald-System könnte sein, gezielt Reviere und Gelege ausgewählter Arten zu lokalisieren und den Bruterfolg an den Fließen in Abhängigkeit von der Befahrungsintensität zu kontrollieren. Neben methodischen und strukturellen Gründen, die zu einer geringeren Abundanz und Artenvielfalt an den gesperrten Fließen geführt haben könnten, sind es wahrscheinlich auch anthropogene Störungen, selbst in der besonders geschützten Kernzone, insbesondere wenn sie früh im Jahr während der Revierbildung stattfinden. Eine Reduktion menschlicher Eingriffe sollte hier forciert werden, sodass die geschützten Fließe der Kernzone mehr dem Prozessschutz überlassen sind und besser als Refugien für sensitive und seltene Arten fungieren können. Abschließend lässt sich auch ein positiver Effekt, eine Synergie ableiten: Breitere und strukturell komplexere Fließe bieten mehr Raum für Kanuten und eine höhere Zahl an Vögeln, da die strukturelle Vielfalt deren Vorkommen begünstigt. Insbesondere erholungssuchende Menschen, die ihre Freizeit in der Natur verbringen, dürften sich daran erfreuen.

2.3.5. Paddeleffekte auf den Eisvogel (Lippe)

Einleitung

Populationen des Eisvogels *Alcedo atthis* unterliegen häufig starken Bestandsschwankungen und sind u.a. von der Strenge des Winters abhängig. In extremen Fällen können Bestände auf unter ein Zehntel des Ursprungsbestandes schrumpfen, aber hohe Reproduktionsraten kompensieren die Verluste in

Folgejahren häufig (Bosch, ohne Datum). Bestandseinbrüche führen dazu, dass die Art regional als gefährdet eingestuft wird. Aktuell ist der Eisvogel deutschlandweit nicht auf der Roten Liste der Brutvögel gelistet und gilt als ungefährdet (DDA, 2020). Dennoch bestehen sowohl saisonale und witterungsbedingte, als auch anthropogen verursachte Risiken für Eisvogelpopulationen fort, bspw. durch Habitat-Modifikationen und Störungen während des Brutgeschehens. Während der bis zehn Tage andauernden Huderphase sind Eisvögel besonders störungsempfindlich (Bunzel-Drüke et al., 2021). In Jahren mit ohnehin schon reduzierten Beständen würde eine durch Menschen beeinträchtigte Reproduktion besonders schwer zum Tragen kommen.

Durch Ihr Brut- und Jagdverhalten haben Eisvögel sehr spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum. So bevorzugen sie Abbruchkannten oder steile Böschungen für den Bau ihrer etwa 1 m langen horizontalen Brutröhren. Die Nahrung des Eisvogels basiert fast ausschließlich auf kleinen Fischen und anderen aquatischen Lebewesen wie z.B. Wasserinsekten oder Kaulquappen. Er ist damit auf langsam fließende, fischreiche Gewässer angewiesen. Bei der Jagd beobachtet er von erhöhten Ästen die Wasseroberfläche und fängt seine Beute indem er kurz ins Wasser eintaucht.

Daher ist es naheliegend, dass anwesende Menschen, insbesondere auch Wassersportler sowohl die Beutetiere als auch den Eisvogel stören bzw. vertreiben können. Kommen Menschen in die Nähe der Brutröhren, kann dies zur Folge haben, dass Elterntiere die Nester für teilweise mehr als 15-20 Minuten nicht anfliegen (mündliche Mitteilung ABU Soest). Bei wiederholten Störungen während hoher Besucherdichten summieren sich die Abwesenheitszeiten, was insbesondere in der Huderphase (die ersten sieben bis zehn Tage nach dem Schlupf) zum Auskühlen und sogar Tod der Jungvögel führen kann. Es wurde beobachtet, dass einzelne sehr dichte menschliche Besuche eines Brutplatzes bereits zur Aufgabe eines Nestes und der Jungvögel führten.

Der Eisvogel weist ein sehr spezifisches Brutverhalten auf. So fängt er Anfang März mit der Auswahl des Brutplatzes und dem Bau der Brutröhre an. Das Legen der Eier beginnt in der Regel Ende März und endet erst in der zweiten Aprilhälfte. Die Brutdauer beträgt 18-21 Tage, die Nestlingsdauer 22-28 Tage (Andretzke et al., 2005). In den ersten acht bis zehn Tagen nach dem Schlüpfen müssen die Nestlinge durch ein Elterntier gewärmt (Hudern) und gefüttert werden. Mit Hudern und Jagen wechseln sich die Elterntiere ab. Nach ca. 50 Tagen fliegen die Jungvögel aus. Bereits vor dem Ausfliegen der Jungvögel beginnen die Elterntiere mit dem Bau einer neuen Brutröhre in der Nähe der Ersten. Gerne werden auch vorhandene leerstehende Brutröhren bezogen. Hier beginnt unmittelbar nach dem Ausfliegen oder nach dem Verlust einer Brut der nächste Brutzyklus. In der Regel schließt sich noch ein dritter, teilweise sogar ein vierter Brutzyklus an (Schachtelbruten). Dabei kommt es vor, dass sich von Zyklus zu Zyklus wechselnde Elterntiere zusammenfinden. Die Brutsaison der Eisvögel reicht bis Ende August, teilweise sogar in den September hinein.

Dr. Margret Bunzel-Drüke und Olaf Zimball von der „Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V." (ABU Soest) beobachten und dokumentieren seit vielen Jahren Aufkommen und Brutgeschehen der Eisvögel an der Lippe (NRW) und haben dem IGB die Daten der Jahre 2013-2015 inklusive der täglichen Zählungen von Paddlern zur Auswertung bereitgestellt. Die Daten führen auch, soweit möglich, die Verlustursachen auf. Obwohl der Eisvogel geeignete Gewässer zur Nahrungsbeschaffung benötigt, liegen nicht alle Brutröhren in unmittelbarer Gewässernähe. Die Erhebungen der ABU Soest unterscheiden zwischen Brutröhren an der Lippe, in der angrenzenden Aue und im umliegenden Flachland (Abbildung 20). Die Paddlerzahlen wurden zudem für drei Abschnitte der Lippe erhoben und erlauben somit eine Differenzierung des Nutzungsdrucks durch Paddler.

Ziel der Untersuchung ist die Prüfung der Hypothese, dass intensive Paddelaktivitäten zu einer erhöhten Verlustrate der Eisvogelbruten führen und sich diese im Vergleich zu gewässerferneren Standorten und zwischen den Lippe-Abschnitten unterscheiden. Dabei wird vermutet, dass intensive Nutzungen insbesondere während des Huderns zu einer verstärkten Aufgabe der Brut führen. Zusätzlich kann es dazu kommen, dass Elterntiere, die Störungen durch Paddler an der Lippe erfahren haben, sich für den nächsten Brutzyklus einen anderen Standort wählen. Daher wurde die Zusammensetzungen und die Wiederkehrhäufigkeit von Elterntieren an unterschiedlich stark frequentierten Brutplätzen verglichen.

Daten und Methoden

Die von Dr. Margret Bunzel-Drüke und Olaf Zimball zur Verfügung gestellten Daten umfassen insgesamt 98 Brutplätze (teilweise nicht alle Jahre bewohnt). Bei 3-4 Zyklen pro Paar und Saison sowie 4-8 Jungvögeln pro Brut ergeben sich daraus Angaben zu 356 Bruten mit insgesamt 1.614 ausgeflogenen Jungvögeln. Der Datensatz ist nach Brutplätzen und -zyklen organisiert und enthält jeweils das Datum des Legebeginns/ Ausfliegens/ Verlustes, die Anzahl der Jungvögel, das Gewicht der Jungvögel vor dem Ausfliegen, ggfs. die Verlustraten und -ursachen sowie die Ringnummern und das Alter der Elterntiere. Die Verlustursachen wurden differenziert erhoben jedoch für die weiteren Untersuchungen nach Räuber (z.B. Fuchs, Marder, andere Vögel), unbekannt (Aufgabe eines Nestes ohne sichtbare Zerstörungen/Schäden) und andere (z.B. Hochwasser, spielende Kinder) zusammengefasst.

Für Störungen durch Paddler, die zur Aufgabe eines Brutplatzes führten, wurde angenommen, dass diese durch die Verlustursache „unbekannt“ abgebildet werden. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass hier auch andere Ursachen enthalten sind, wie z.B. ein Kälteeinbruch oder ein unzureichendes Nahrungsangebot. Eine explizite Störungsausweisung „Aufgabe durch Paddler“ war im Datensatz nicht gegeben.

Es erfolgte keine umfassende Überarbeitung oder Korrektur des Datensatzes. Allenfalls fehlende Angaben z.B. zum Legebeginn wurden über Eckpunkte des relativ strikten Brutablaufs rekonstruiert oder Angaben wie „Nestaufgabe zwischen 10.05. und 20.05.“ durch ein mittleres Datum, hier 15.05., konkretisiert.

Die tägliche Zahl der Paddelboote auf der Lippe liegen ebenfalls für den Zeitraum 2013 bis 2015 vor. Die Bootszählungen wurden von vier ansässigen Bootsverleihern getrennt für drei Abschnitte der Lippe bereitgestellt (Abschnitt 1: Lippstadt bis Eickelborn, 2: Eickelborn bis Lippborg und 3: Lippborg bis Wehr Uentrop) (Abbildung 20).

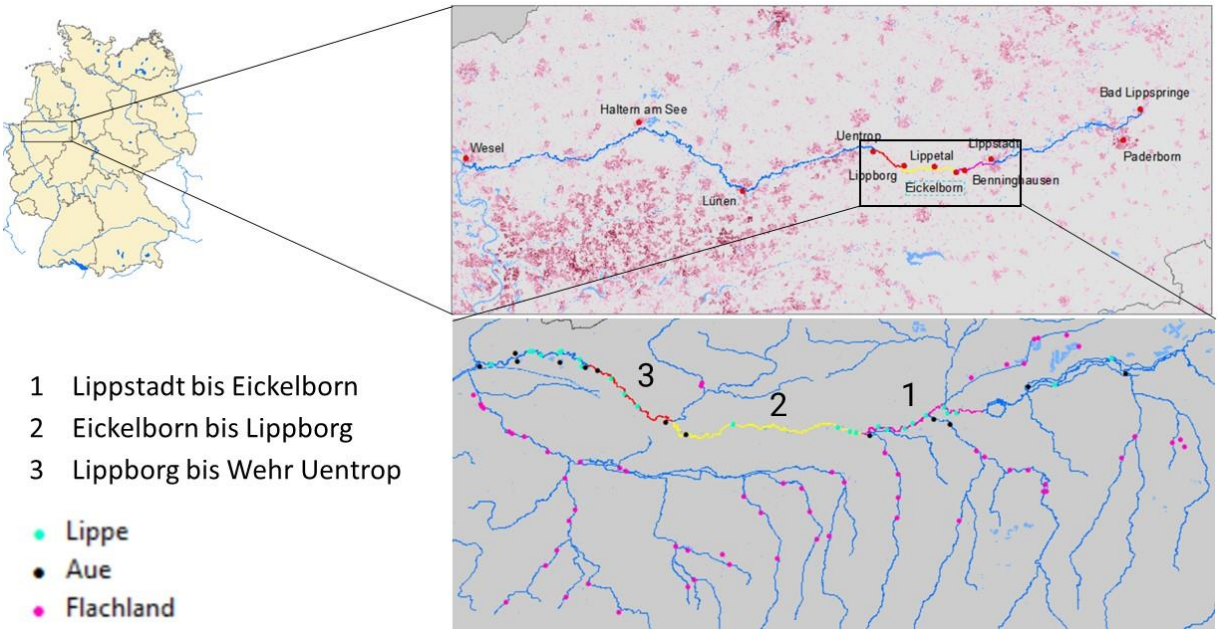


Abbildung 20: Lage der Brutplätze im Untersuchungsgebiet entlang der Lippe und in Deutschland.

Ergebnisse

Die Anzahl der aktiven Brutplätze stieg von 63 (2013) über 126 (2014) auf 169 (2015). Die Zahl der Bruten ist von 2013 zu 2015 im Mittel um einen Faktor von 2,7 gestiegen. Mit einem Faktor von 4,8 lag der Anstieg an der Lippe deutlich höher als in den anderen Standorttypen. In allen Jahren nahm die Anzahl der Bruten mit jedem Zyklus ab und sank im Mittel vom 1. zum 2. Zyklus um 17 % und vom 2. zum 3. um 77%. Nur 2014 wurde ein 4. Zyklus mit insgesamt 2 Brutplätzen beobachtet.

Insgesamt wurden bei 83 Bruten (23 %) Verluste festgestellt, wobei immer alle Jungtiere einer Brut verlustig gingen. Der Anteil der Verluste war im 2. Zyklus stets geringer als im 1. oder 3. Zyklus, wobei der erhöhte Anteil im 3. Zyklus auch eine statistische Verzerrung sein könnte, aufgrund der insgesamt sehr geringen Brutzahlen. Der Anteil der Verluste liegt bei Brutplätzen an der Lippe leicht über dem Durchschnitt und ist bei Brutplätzen in der Aue am geringsten (Tabelle 10). Für insgesamt 56 % der Bruten ist die Verlustursache „unbekannt“. Während das Flachland mit der insgesamt größten Anzahl an Brutplätzen die Anteile der Verlustursachen maßgeblich bestimmt, unterscheiden sich die Verlustursachen zwischen Aue und Lippe vor allem durch erhöhte Anteile der Verluste durch andere Tiere (Eisvögel und Räuber) in der Aue und durch unbekannte Ursachen an der Lippe (Tabelle 10).

Tabelle 10: Anzahl der Bruten und Anteile der verschiedenen Verlustursachen differenziert nach Jahr und Standorttypen.

Bruten	Flachland	Aue	gesamt	Lippe Abschnitt 1	Gesamt
2013	43	11	9	4	63
2014	74	17	35	13	126
2015	102	24	43	14	169
Gesamt	219	52	87	31	358
Verlustursachen 2013					
anderer Eisvogel	4,7	0,0	0,0	0,0	3,2
Menschen	2,3	0,0	0,0	0,0	1,6
Räuber	2,3	0,0	0,0	0,0	1,6
Unbekannt	4,7	9,1	22,2	0,0	7,9
Wasser	2,3	9,1	0,0	0,0	3,2
Elterntod	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gesamt 2013	16,3	18,2	22,2	0,0	17,5
Verlustursachen 2014					
anderer Eisvogel	2,7	0,0	0,0	0,0	1,6
Menschen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Räuber	9,5	5,9	8,6	15,4	8,7
Unbekannt	9,5	5,9	22,9	15,4	12,7
Wasser	0,0	0,0	5,7	0,0	1,6
Elterntod	1,4	0,0	0,0	0,0	0,8
Gesamt 2014	23,0	11,8	37,1	30,8	25,4
Verlustursachen 2015					
anderer Eisvogel	0,0	0,0	2,3	7,1	0,6
Menschen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Räuber	4,9	12,5	7,0	0,0	6,5
Unbekannt	19,6	0,0	14,0	21,4	15,4
Wasser	2,0	0,0	0,0	0,0	1,2
Elterntod	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gesamt 2015	26,5	12,5	23,3	28,6	23,7
Verlustursachen Gesamt					
anderer Eisvogel	1,8	0,0	1,1	3,2	1,4
Menschen	0,5	0,0	0,0	0,0	0,3
Räuber	5,9	7,7	6,9	6,5	6,4
Unbekannt	13,2	3,8	18,4	16,1	13,1
Wasser	1,4	1,9	2,3	0,0	1,7
Elterntod	0,5	0,0	0,0	0,0	0,3
Gesamt	23,3	13,5	28,7	25,8	23,2

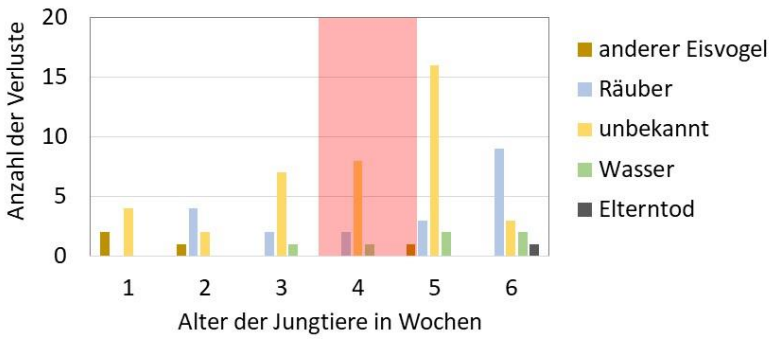


Abbildung 21: Anzahl der Verluste nach Ursache und dem Alter der gestorbenen Jungtiere. Die Huderphase nach dem Schlüpfen ist rot markiert.

Betrachtet man die dokumentierten Verluste im zeitlichen Ablauf der Brutaktivitäten (Abbildung 21), wurden Verluste durch andere Eisvögel vor allem in den ersten zwei Wochen beobachtet, während Räuber die Brutplätze zunehmend im fortgeschrittenen Verlauf der Brutaktivitäten angriffen. Verluste unbekannter Ursache wurden vermehrt in der 3.-5. Woche des Brutgeschehens festgestellt, was sich weitestgehend mit der Huderphase deckt, dem Zeitraum besonders intensiver Brutpflege, in dem das Brutgeschehen besonders sensitiv gegenüber Störungen ist. Die Fallzahlen für die Verlustursachen „Wasser“ und „Elterntod“ sind zu gering, um eine zeitliche Verteilung festzustellen, jedoch ist davon auszugehen, dass diese Ursachen weitgehend vom Brutablauf entkoppelt sind.

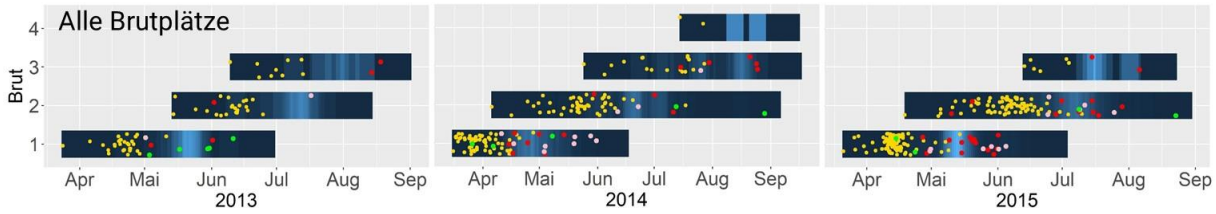


Abbildung 22: Dauer der Brutzyklen aller Brutplätze in den Jahren 2013-2015. Blaue Balken: Anteil der hudernden Paare (0%-70% hellblau), gelbe Punkte: Legebeginn, Verlustursachen: unbekannt (rote Punkte), Räuber (pinke Punkte), andere (grüne Punkte).

Durch mehrfache Bruten und einen variierenden Legebeginn zu Jahresbeginn und im Verlauf der Brutsaison, ist die Huderphase keinem festen Zeitraum zuzuordnen. Abbildung 22 zeigt, dass die meisten Elterntiere im Zeitraum von Mitte April bis Ende Mai sowie Mitte Juni bis Ende August hudern. Dies entspricht auch der Zeit, in der die meisten Paddler beobachtet wurden.

Insgesamt weisen die Jahre 2013 und 2015 ähnliche Bootsaufkommen auf, während die Zahlen in 2014 gut 20 % niedriger lagen. Innerhalb der Jahre ergeben sich zudem markante Unterschiede (77). Auffällig ist die starke Abnahme der Bootszahlen von Abschnitt 1 (im Mittel 2.080 Boote pro Jahr) zu den Abschnitten 2 (200 Boote pro Jahr) und 3 (150 Boote pro Jahr). Dies ist dadurch zu erklären, dass die Tour in Abschnitt 1 für viele Gelegenheitspaddler ausreichend lang ist, in den Abschnitten 2 und 3 zusätzliche Befahrungsregeln gelten und die Verleiher am Ende des ersten Abschnitts einen Rückfahr-Service anbieten. Vereinfachend werden, falls nicht anders dargestellt, im Folgenden die Nutzungszahlen am Beispiel von Abschnitt 1 beschrieben. Diese Zahlen umfassen nur die vermieteten Boote. Private oder durch Vereine organisierte Fahrten wurden nicht erfasst.

Im Jahr 2013 beginnt die Paddel-Saison, vermutlich wetterbedingt, erst im Mai und weist im Juli ein ausgeprägtes Maximum mit 46 % der jährlichen Fahrten (d.j.F.) auf, wohingegen die Nutzungszahlen im August mit 12 % d.j.F. wieder deutlich abfallen. Im Jahr 2014 sind die Nutzungen insgesamt ausgeglichener. So zeigt die Anzahl der Boote im Juni und Juli (22 % und 25 % d.j.F.) kein ausgeprägtes Maximum, aber die generell höheren Sommernutzungen ziehen sich über August bis in den September (26 % und 13 % d.j.F). In 2015 lag das Nutzungsmaximum im Juni (35 % d.j.F.), gefolgt vom schwächsten Juli der drei Jahre und einem zweiten Nutzungspeak im August (26 % d.j.F.).

An Tagen mit Bootsverkehr passierten Abschnitt 1 täglich im Mittel 19 Boote bei einem Maximum von 79 Booten pro Tag. An zwei Dritteln aller Tage wurden 20 oder weniger Boote gezählt. Es gab aber auch Phasen in denen über einen Zeitraum von fast drei Wochen (02.07.2013-20.07.2013) täglich durchgehend mehr als 20 Boote fuhren.

Allerdings waren auch nach intensiven Paddel-Nutzungen keine vermehrten Verluste durch „unbekannte“ Ursachen festzustellen (Abbildung 23). Vielmehr wurden bei Brutplätzen an der Lippe etwas geringere Verluste durch Räuber verzeichnet (Abbildung 23, Tabelle 10). In den Jahren 2013 und 2015 waren die Zählungen von Paddlern vor und während der zentralen Huderphase des 2. Brutzyklus erhöht. In beiden Jahren ging der 3. Brutzyklus an der Lippe um 90 % zurück und fiel im Abschnitt 1 vollständig aus. Im Jahr 2014 wurden keine so ausgeprägte intensiven Nutzungsphasen durch Paddler beobachtet und der Rückgang der Bruten vom 2. zum 3. Zyklus war mit 58 % deutlich unter dem Mittelwert aller Standorte.

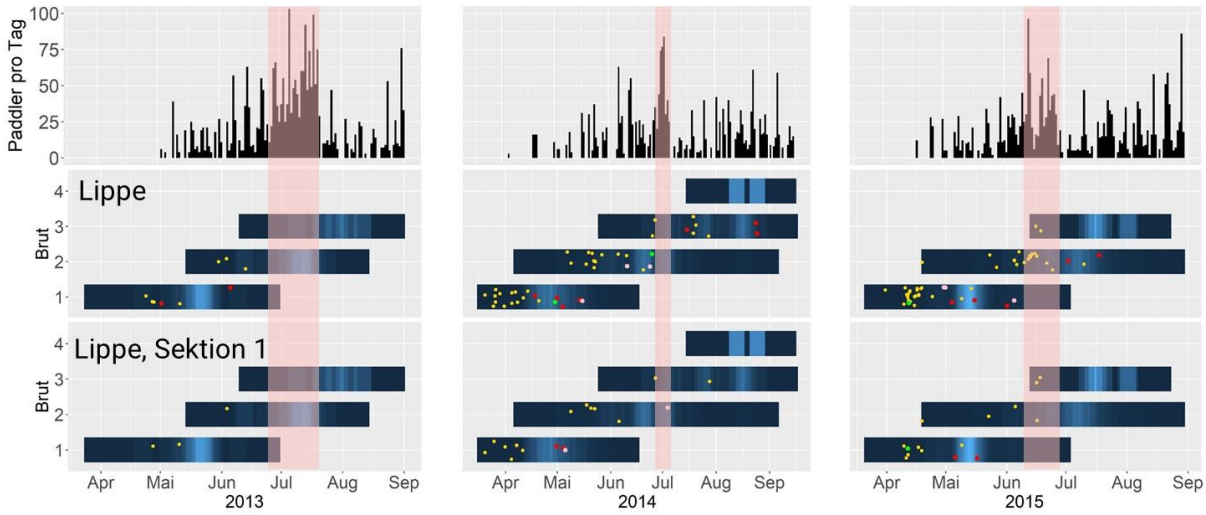


Abbildung 23: Anzahl der täglichen Paddelboote und der zeitliche Ablauf des Brutgeschehens an der Lippe (insgesamt) sowie an dem besonders intensiv befahrenen Abschnitt („Sektion“) 1 (siehe Abbildung 20). Blaue Balken: Anteil der hudernden Paare (0%-70% hellblau), gelbe Punkte: Legebeginn, Verlustursachen: unbekannt (rote Punkte), Räuber (pinke Punkte), andere (grüne Punkte).

Das mittlere Alter der Elterntiere betrug 2,3 Jahre, wobei die Weibchen im Durchschnitt 0,2 Jahre jünger waren als die Männchen (Abbildung 23). Die ältesten Elterntiere waren fünf Jahren alt. Demnach tragen Eisvögel nicht mehr als vier Jahre zur Reproduktion der Population bei. Die Auswertung der Altersverteilung nach Standorttyp zeigt, dass der Anteil der 2-jährigen Tiere, d.h. der Elterntiere im ersten Reproduktionsjahr, an der Lippe und insbesondere im Abschnitt 1 deutlich über dem Mittelwert liegt (Abbildung 23). Gleichzeitig liegt der Anteil von 3- und 4-jährigen in diesem Abschnitt unter dem Durchschnitt aller Elterntiere. Als mögliche Ursache wird vermutet, dass die Lippe ein bevorzugter Brutplatz ist, die Tiere jedoch nach der Erfahrung von Störungen durch den

Paddelverkehr und eventuellen Brutverlusten im nächsten Jahr zu anderen Standorten abwanderten. Damit wären an der Lippe zu einem größeren Teil junge Eltern ohne Bruterfahrung vertreten.

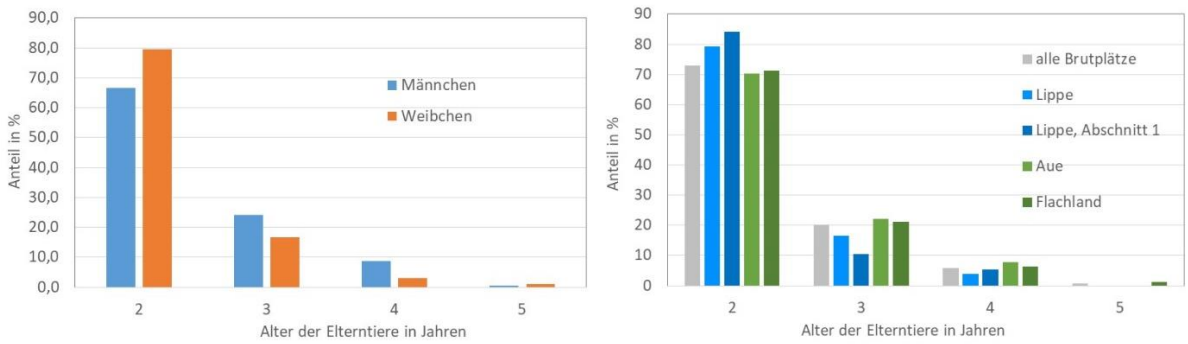


Abbildung 24: Altersverteilung der brütenden Elterntiere insgesamt über alle Brutplätze nach Männchen und Weibchen (links) und unterschieden nach den Standorttypen (Lippe, Lippe/Abschnitt 1, Aue und Flachland (rechts).

Wie Abbildung 21 zeigt, stieg der Anteil der verlorenen Bruten mit dem Alter der Elterntiere an (siehe auch Tabelle 11). Auch für die einzelnen Verlustursachen lassen sich, abgesehen von den Ursachen „andere Eisvögel“ (n = 9) und „Menschen“ (n = 2), keine erhöhten Verluste bei jungen Elterntieren erkennen (Abbildung 21).

Möglicherweise führen Störungen nicht zwingend zur Aufgabe der Brut, jedoch zur Wahl eines anderen Brutplatzes im Folgejahr. Hierzu wurde die Brutplatzwahl aller Elterntiere, für die mindestens 2 Brutjahre dokumentiert wurden, ausgewertet und zu möglichen Störungen in Bezug gesetzt. Von den insgesamt eindeutig über die Ringnummer identifizierten 144 Weibchen und 129 Männchen lag für 30 Weibchen und 39 Männchen eine mehrjährige Dokumentation der Brutaktivitäten vor. Die relativ geringe Zahl ist unter anderem dadurch zu erklären, dass die Population im Untersuchungszeitraum stark anstieg und in 2015 geborene Jungtiere noch nicht an den Brutaktivitäten beteiligt waren. Insgesamt wurden 40 (Weibchen) und 46 (Männchen) Brutplatzstandorte der Jahre 2013/2014 bzw. 2014/2015 bezüglich potentieller Standortwechsel ausgewertet. Insgesamt 48 % der Weibchen und 67 % der Männchen haben ihren Brutplatz nicht gewechselt, obwohl in 32 % der Fälle dokumentierte Verluste vorlagen. In 35 % (Weibchen) bzw. 24 % (Männchen) der Fälle kam es zu einem Standortwechsel zwischen den Jahren, wobei jedoch der Standorttyp (Lippe, Aue, Flachland) beibehalten wurde, obwohl im Vorfeld für 36 % (Weibchen) und 55 % (Männchen) Verluste dokumentiert wurden. Ein Wechsel von Standort und Standortorttyp erfolgte nur in relativ wenigen Fällen (Weibchen: 18 %, Männchen: 9%); hier lag der Anteil der dokumentierten Verluste bei 46 % und 50 %. Der Wechsel des Standorttyps belegt jedoch keinerlei Präferenzen und war zwischen Lippe und Aue bzw. zwischen Lippe und Flachland fast ausgeglichen. Ein Standortwechsel zwischen Aue und Flachland wurde nicht beobachtet.

Tabelle 11: Anteil der verlorenen Bruten differenziert nach Ursache und dem Alter der Elterntiere. Das Alter für Ursache „Elterntod“ wurde nicht dokumentiert.

Verlustursachen	Alter der Elterntiere			
	2	3	4	5
Unbekannt	12,3	11,3	15,4	40,0
Räuber	6,1	6,0	10,3	0,0
Wasser	1,7	1,5	2,6	0,0
anderer Eisvogel	1,9	0,0	0,0	0,0
Menschen	0,4	0,0	0,0	0,0
Alle Ursachen	22,4	18,8	28,2	40,0

Von den 2013 und 2014 belegten Brutplätzen wurden über 93 % im jeweiligen Folgejahr wieder belegt, mit geringen Unterschieden zwischen den Standorttypen. Allerdings erfolgte die Wiederbelegung in den meisten Fällen nicht durch die gleichen Elterntiere. Dabei war die Wiederbelegungsquote durch die gleichen Elterntiere für Weibchen im Mittel dreimal höher als für Männchen. Auffällig war, dass in der Aue sowohl 2014, als auch 2015 kein Männchen an den Brutplatz des Vorjahres zurückkehrte. An der Lippe war die Wiederbelegungsquote durch Weibchen niedriger als an den anderen Standorttypen, wohingegen die der Männchen 2014 etwa dem Durchschnitt entsprach und 2015 am höchsten war (Tabelle 12).

Tabelle 12: Anzahl der Brutplätze nach Standorttypen und Anteil ihrer Wiederbelegungen unterschieden nach Standorttypen, sowie Geschlecht der Elterntiere: „W“ = Weibchen, „M“ = Männchen.

Standorttyp		2013	2014		2015	
Brutplätze	Aue	5	7		13	
	Flachland	21	36		58	
	Lippe	7	15		24	
	Gesamt	33	58		95	
Wiederbesuchte Brutplätze in %	Aue		100,0		100,0	
	Flachland		95,2		91,7	
	Lippe		85,7		93,3	
	Gesamt		93,9		93,1	
Geschlecht			W	M	W	M
gleiches Elterntier	Aue		60,0	0,0	42,9	0,0
	Flachland		52,4	19,0	27,8	11,1
	Lippe		42,9	14,3	20,0	13,3
	Gesamt		51,5	15,2	27,6	10,3

Anschließend wurde die Anzahl der Elterntiere pro Standorttyp analysiert, für die in einem Jahr eine Brut dokumentiert wurde, die jedoch im Folgejahr nicht mehr in Erscheinung traten, da sie eventuell verendet waren oder das Gebiet dauerhaft verlassen hatten. Es zeigte sich, dass diese Situation, bezogen auf alle Standorte, für 72 % der Weibchen und für 54 % der Männchen der Fall war. Dabei lag die Quote für Weibchen in der Aue (80 %) und an der Lippe (76 %) höher als an den Flachland-Standorten (70 %). Bei den Männchen hingegen war die Quote im Flachland (57 %) höher als in der Aue (38 %) und an der Lippe (55 %).

Diskussion

Der Anstieg der Brutplätze und -paare im Untersuchungszeitraum liegt nach Einschätzung der ABU Soest im Rahmen der üblichen Fluktuation, die auch vorübergehende Einbrüche der Population, z.B. durch extreme Hochwässer oder ungünstige Wetterbedingungen beinhaltet. Obwohl die Population deutlich angestiegen ist, geht ein erheblicher Anteil (23 %) aller Eisvogelbruten im Lippe Einzugsgebiet aufgrund unterschiedlicher Ursachen verloren. Unsere Ergebnisse zeigen, dass bei Brutplätzen an der Lippe die Verluste am höchsten sind und auch der Anteil der durch „unbekannte" Ursachen, also Ursachen bei denen u.a. menschliche Nähe als Störung vermutet wird, überwiegen.

Allerdings wurde kein unmittelbarer Zusammenhang mit der Anzahl von Paddelbooten festgestellt. Im Jahr mit der höchsten Befahrungsintensität, 2013, waren die Verlustraten insgesamt am niedrigsten. An der Lippe im Abschnitt 1 wurden 2013 sogar keine Verluste beobachtet. Im Gegensatz dazu sind die Anteile der verlorenen Bruten 2014, dem Jahr mit der geringsten Anzahl von Paddelbooten, am höchsten.

Grundsätzlich zeigte sich, dass die Zahl der Verluste mit unbekannter Ursache während des Huderns und kurz danach am höchsten war. Die hohen Verlustzahlen nach der Huderphase könnten durch eine verspätete Entdeckung bei den wöchentlichen Sichtungen zu erklären sein. Möglicherweise trat die Verlustursache während des Huderns ein, aber der Verlust wurde erst eine Woche später festgestellt. Die Daten legen nahe, dass ein erhöhtes Paddelaufkommen kurz vor und während des Huderns nicht zwangsläufig zur Aufgabe der Brut führt, möglicherweise aber zu einem Ausfall des nächsten Brutzyklus. Jedoch konnte hier nicht belegt werden, dass die maßgebliche Störung durch Paddler hervorgerufen wurde und nicht etwa durch andere Faktoren. Vielmehr deutet der starke Anstieg in Abschnitt 1 darauf hin, dass ein hohes Paddelaufkommen keinen nachhaltigen Stress für die Eisvögel darstellt. Die neuen Brutplätze in Abschnitt 1 wurden vorwiegend von 2-jährigen Elterntieren bezogen, was sich im Vergleich mit anderen Standorttypen statistisch im jüngsten Durchschnittsalter niederschlug.

Da Störungen durch Paddler weder zu eindeutig höheren Verlusten noch zu einer Standortflucht führten, wäre als weiterer möglicher Effekt eine höhere Sterblichkeit der Elterntiere zu prüfen, z.B. aufgrund des höheren Stresses und möglicher Mangelernährung (z.B. infolge störungsbedingt eingeschränkter Jagdmöglichkeiten). Jedoch waren aus den Daten weder eine höhere Verlustrate bei jungen Elterntieren, noch eine Abwanderung zu anderen Standorttypen abzuleiten. Hingegen zeigte sich zwischen den Jahren eine hohe Wechseldynamik zwischen Brutplätzen innerhalb des gleichen Standorttyps. Dies ist aber auch dadurch zu erklären, dass viele 2-jährige Tiere in Folgejahren nicht wiedergefunden wurden, verursacht durch den Tod oder die Abwanderung der Tiere.

Beobachtungen der ABU Soest, dass einzelne Kontakte mit Menschen zur Aufgabe einer Brut führen und somit auch Paddelaktivitäten auf der Lippe einen signifikanten Beitrag zu den Brutverlusten leisten, wurde in dieser Arbeit nicht belegt. Es ist aber nicht auszuschließen, dass die zu Verlusten führenden Störungen maßgeblich vom Verhalten einzelner Personen abhängen. So können auch größere Gruppen von Paddlern, die unauffällig und mit Abstand an den Eisvögeln vorbeifahren, zu keiner bzw. einer nur geringen effektiven Störung führen, wohingegen das Fehlverhalten einzelner Personen zur Aufgabe einer Brut führt. Andererseits könnte die Anwesenheit von Paddlern auch Fraßfeinde oder Beutegreifer der Eisvögel vertreiben. So wurden in Jahren mit hohem Paddelaufkommen in Abschnitt 1 keine Verluste durch Räuber beobachtet.

Die Beobachtungen der ABU Soest sowie das festgestellte Ausfallen des nächsten Brutzyklus infolge hoher Befahrungsintensitäten legen nahe, dass Störeffekte durch Paddler möglicherweise aufgrund von Limitierungen des Datensatzes und der Analyseansätze nicht nachgewiesen wurden. Für zukünftige Untersuchungen sollte die Verlustursache „unbekannt“ weiter differenziert werden, um Störungen durch Menschen besser von anderen Ursachen zu unterscheiden. Auch könnten zusätzliche Kriterien, wie z.B. Wetterbedingungen, Wasserqualität und Verfügbarkeit geeigneter Beutefische herangezogen werden. Zusätzlich könnten Daten einer längeren Untersuchungsperiode helfen, bisher verdeckte Effekte statistisch nachzuweisen.

2.3.6. Zusammenfassung der Paddeleffekte

Um Effekte des Kanuverkehrs zu bewerten, stellt sich die Frage der räumlichen Skala bei zugrunde liegender Intensität. Auf kleinräumige Bereiche limitierte Effekte auf Invertebraten wie an Kanu-Einstiegstellen werden als unerheblich betrachtet, wenn sie nur dort auftreten und bspw. bereits 10 m weiter flussabwärts nicht mehr nachweisbar sind (Kap. 2.3.2). Entlang von Spreewaldfließen wird hingegen auf größeren räumlichen Skalen mathematisch ein negativer Befahrungseffekt auf die Vogeldiversität festgestellt, der aber durch saisonale und Habitateffekte ausgeglichen oder überprägt wird (Kap. 2.3.4). Es scheint als sei in beiden Systemen bei aktueller Paddelintensität keine Erheblichkeitsschwelle überschritten, die zu einer absoluten Diversitätsabnahme der betreffenden Taxa führt. Bei einer Vervielfachung des zum Studienzeitpunkt gemessenen Bootsverkehrs könnte sich dies schnell ändern, bspw. wenn doppelt, dreifach, etc. so viele Menschen gleichzeitig ihre Kanus um Wehre tragen wie bisher. So könnten sich Ein- und Ausstiegstellen vergrößern und sich Effekte ausweiten. An der Diemel verhindert dies eine Reglementierung täglicher Kanu-Kontingente anscheinend aber erfolgreich.

Hinsichtlich der Diversität submerser Makrophyten im Spreewald (Kap. 2.3.3) scheint bei aktueller Paddelintensität hingegen eine Erheblichkeitsschwelle des Bootseffektes überschritten, da sich bei Betrachtung der untersuchten Gesamt-Fließlängen signifikante Unterschiede zwischen gesperrten und offenen Fließen zeigten. In Systemen mit Fließgewässer-Netzwerken ist dies eher zu tolerieren, wo gesperrte Fließe sensitiven Arten Refugien bieten und dadurch die örtliche oder regionale Diversität aufrecht erhalten können.

Nicht zuletzt unterstreichen die Paddeluntersuchungen im Spreewald und an der Lippe bzgl. des Bruterfolgs in Eisvogelpopulationen den Bedarf, Nutzungsgradienten genauer aufzulösen, um mögliche Erheblichkeitsschwellen für betreffende Taxa genauer zu detektieren. Diese Erheblichkeitsschwellen werden als wissenschaftliche Basis für naturschutzfachliche Entscheidungen benötigt.

Neben der Frequenzabhängigkeit von Paddeleffekten auf Gewässerökosysteme ist auch die individuelle Fähigkeit bei der Durchführung dieser Aktivität maßgeblich, bzw. auch die Größe von Gruppen mit jeweiligen Fähigkeits-Niveaus. Dieser Faktor blieb in den durchgeführten Untersuchungen bisher unberücksichtigt, woraus sich in Kombination mit frequenzabhängigen Untersuchungen weiterer Forschungsbedarf ableitet.

Zu guter Letzt soll es nicht unbetont bleiben, dass, um eine Brücke zum Kapiteltitel zu schlagen, Freizeitbootfahren keine einseitige Belastung für Binnengewässer darstellen muss. Es ergeben sich insbesondere bei nicht-motorisierten Aktivitäten wie dem Paddeln Synergien, wechselseitige

Beziehungen, in denen Gewässereigenschaften wie z.B. genügend Breite oder auch strukturelle Komplexität es erlauben, dass Organismen auf naturräumlichen Ressourcen zurückgreifen, während diese naturräumliche Vielfalt Freizeitnutzer anspricht und anzieht.

2.4. Schnips und weg? Der Weg des Nikotins in die Berliner Gewässer

Christine Beusch, Simone Podschun, Tobias Goldhammer, Claudia Schmalsch, Christian Wolter, Markus Venohr

2.4.1. Einleitung

Nikotin wird in großem Umfang über Zigaretten konsumiert und ist eine allgegenwärtige Substanz in unserer Umwelt. Die Auswirkungen des Zigarettenrauchens und von Nikotin auf die menschliche Gesundheit sind gut erforscht, aber über die Konzentrationen in Oberflächengewässern und ihre Auswirkungen auf insbesondere die aquatische Umwelt ist wenig bekannt. Nikotin wurde in der Vergangenheit häufig als natürliches Insektizid gegen pflanzenfressende Insekten eingesetzt und später durch synthetische Neonicotinoide ersetzt. Neben den erwünschten Effekten auf pflanzenfressende Insekten wurden auch schädliche ökologische Auswirkungen insbesondere auf aquatische Systeme beobachtet.

Weltweit wurden im Jahr 2016 5,7 Billionen Zigaretten konsumiert, deren Reste meist in die Umwelt entsorgt wurden (Drope & Schluger, 2018). Im Jahr 2019 wurden bei der internationalen Küstenreinigung mehr als 4,2 Millionen Zigarettenkippen gesammelt, die zahlenmäßig nur noch von mehr als 4,7 Millionen gesammelten Lebensmittelverpackungen übertroffen wurden (Ocean Conservancy, 2020). Zigarettenstummel sind ebenfalls der häufigste Abfall in städtischen Gebieten (z.B. (Novotny & Slaughter, 2014; Torkashvand, Farzadkia, Sobhi, & Esrafili, 2020)) und eine bedeutende Quelle für Nikotin (Roder Green, Putschew, & Nehls, 2014).

Eine Zigarette enthält im Mittel 2 mg Nikotin (Roder Green et al., 2014), welches jedoch beim Rauchen weitestgehend entfernt wird. Nikotin ist stark wasserlöslich und bei Regen wird bereits nach 30 Minuten etwa die Hälfte des Nikotins aus dem Zigarettenstummel gelöst (Roder Green et al., 2014). Das Eluat aus gerauchten Zigarettenkippen enthält im Durchschnitt 3,8 mg/l Nikotin (Moriwaki, Kitajima, & Katahira, 2009) sowie weitere chemische Verbindungen, wie z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Schwermetalle, wie Arsen (Montalvao et al., 2019; Moriwaki et al., 2009). Während Schwermetalle und PAK auch aus anderen Quellen stammen können (z.B. Verkehr oder Industrie), gibt es, bis auf die inzwischen verbotene Nutzung von Nikotin in Pflanzenschutzmitteln kaum andere Quellen, so dass Nikotin bspw. auch als Tracer für häusliche Abwässer verwendet und sogar in behandelten Abwässern in Konzentrationen von bis zu 0,6 µg/l nachgewiesen wurde (Buerge, Kahle, Buser, Müller, & Poiger, 2008). In Flüssen im Stadtgebiet von Madrid ermittelten (Valcarcel, Gonzalez Alonso, Rodriguez-Gil, Gil, & Catala, 2011) an 10 Messstellen jeweils unterhalb einer Kläranlagen-Einleitstelle die Nikotinkonzentration. Dabei wurde in allen Proben der Oberflächengewässer Nikotin nachgewiesen, wobei die Konzentrationen bei einem Median von 527,5 ng/l zwischen 284 und 1885 ng/l schwankten. (Valcarcel et al., 2011) maßen sogar in 6 von 10 häuslichen Leitungswasserproben Nikotin mit einem Median von 36 ng/l (<4 – 100 ng/l). Wicke et al. (2021) haben in verschiedenen Abschnitten der Berliner Kanalisation Nikotinkonzentrationen gemessen mit Mittelwerten (pro Standort) zwischen 360 ng/l und 2600 ng/l während Niederschlagsereignissen, wobei die höchsten Konzentrationen von Einzelmessungen bis 7900 ng/l betrugen. Die deutlich höheren Konzentrationen sind darauf zurückzuführen, dass sie vor der Einleitung gemessen wurden, d.h. ohne Verdünnung in den Oberflächengewässern.

Das Eluat von Zigarettenkippen ist hochgiftig für aquatische Organismen (Torkashvand et al., 2020). Fünf Zigarettenkippen pro Liter verursachte eine 100-prozentige Mortalität bei Wattschnecken

innerhalb von 2-8 Tagen (Booth, Gribben, & Parkinson, 2015) und eine 60- bis 100-prozentige Mortalität bei wirbellosen Süßwasserlebewesen innerhalb von zwei Tagen (Green, Kregting, & Boots, 2020). Im Labor wurde für die Fettkopf-Elritze *Pimephales promelas* 50 % Sterblichkeit innerhalb 96 Stunden (96-h-LC50) ermittelt, nachdem sie einer gerauchten Zigarettenkippe pro Liter Wasser ausgesetzt waren (Slaughter et al., 2011). Das Eluat aus gerauchten Zigarettenkippen ohne Tabak war mit 1,8 bis 4,3 (LC50) Zigarettenkippen pro Liter Wasser weniger toxisch, jedoch wurde auch für 4,3 bis 13,5 unbenutzte Zigarettenfilter ohne Tabak eine LC50-Wirkung bei Elritzen festgestellt (Slaughter et al., 2011). Konar (1980) ermittelte für zehn Süßwasserfischarten LC50 Konzentrationen zwischen 2,21 ppm (*Nandus nandus*) und 8,45 ppm (*Channa punctatus*) nach Kontakt über 168 h. In Kombination mit 100 ppm Natriumcarbonat oder Kalk sank die toxische LC100 Nikotinkonzentration für Fische auf 0,5-5 ppm nach 3-13 h (Konar, 1980). Oropesa, Floro, and Palma (2017) untersuchten den Effekt von Nikotin auf verschiedene Süßwasserorganismen und fanden bei Daphnien (*Daphnia magna*) 789 µg/l LC50 Konzentration, aber bereits bei Konzentrationen von mehr als 10 µg/l einen erhöhten Anteil männlicher Nachkommen und eine Wirkung als schwache juvenoide Verbindung sowie bei Konzentrationen von mehr als 100 µg/l eine gestörte Fortpflanzung durch die Produktion weniger Nachkommen und eine Reduktion der Körpergrößen. Als Konzentration ohne nachweisbaren Effekt (predicted no effects concentration – PNEC) schätzten Oropesa et al. (2017) einen Wert von 0,1 µg/l. Valcárcel et al. (2011) stellten in ihrer Arbeit Literaturwerte zu den niedrigsten Konzentrationen mit einer toxischen Wirkung zusammen die sich auf 120 ng/l für Wasserflöhe und 2900 mg/l für Fische belaufen, als PNEC Konzentration wurde ein Wert von 2,4 ng/l angegeben.

Obwohl viele Studien die potentielle Gefahr von Nikotin für aquatische Organismen beschrieben, gibt es derzeit unseres Wissens nach, keinen offiziellen Grenzwert für Nikotin in Oberflächengewässern. Dies kann dadurch begründet sein, dass Nikotin maßgeblich durch achtlos weggeworfene Zigarettenstummel in die Umwelt gelangt und es somit keine Handhabe der Kontrolle z.B. einer Einleitkonzentration gibt. Da weggeworfene Zigaretten nicht nur ein ästhetisches Müllproblem sondern auch eine potentielle Gefährdung der Gesundheit darstellen (wenn sie z.B. in den Sandkasten eines Spielplatzes geworfen werden), haben inzwischen viele Kommunen Bußgelder zwischen 10 und 120 € (in Berlin) pro weggeworfener Zigarettenkippe eingeführt (https://www.arag.de/service/infos-und-news/rechtstipps-und-gerichtsurteile/sonstige/07843/).

Dennoch fanden Roder Green et al. (2014) in Berlin durchschnittlich 2,7 Zigarettenkippen pro m², wobei sich diese maßgeblich in Wartebereichen oder an Zugängen des ÖPNV konzentrierten. Für unsere Studie nahmen wir an, dass auch in bevorzugten Freizeitbereichen, z.B. an Badestränden oder in Parkanlagen erhöhte Dichten weggeworfener Zigarettenkippen zu finden sind. Demnach ist davon auszugehen, dass sich in Phasen ohne Niederschlag Kippen ansammeln und insbesondere bei einem ersten Niederschlag erhöhte Nikotin-Konzentrationen in Flüsse und Seen eingetragen werden (first flush event). Dieser Effekt sollte dann besonders ausgeprägt sein, wenn Kanalsysteme das mit Nikotin angereicherte Niederschlagswasser in Oberflächengewässer einleiten. Daher wurden Nikotin-Konzentrationen in unterschiedlich großen Stand- und Fließgewässern, mit und ohne angeschlossene Kanalisation, aber mit benachbarten Liegewiesen und Strandbädern gemessen, um folgende Forschungsfragen zu beantworten:

1) Wie unterscheiden sich die Nikotinkonzentrationen in den Oberflächengewässern Berlins?
2) Welche Konzentrationsänderungen ergeben sich nach Niederschlagsereignissen und durch andere Steuergrößen (z.B. angeschlossene Kanalsysteme, Landnutzung oder Bevölkerungsdichte)?

3) Sind kurz- oder mittelfristige Schädigungen aquatischer Organismen in Berliner Oberflächengewässern zu erwarten?

2.4.2. Daten und Methoden

Studiengebiet Berlin

Berlin liegt im nordöstlichen Tiefland von Deutschland, ist 891 km² groß und hat 3,67 Mio. Einwohner (Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2020), woraus sich eine durchschnittliche Bevölkerungsdichte von 41 Einwohner/ha ergibt. Laut (BKG, 2018) beträgt die aktuell versiegelte Stadtfläche 216,5 km², was einer Bevölkerungsdichte von 170 Einwohnern/ha versiegelter Fläche entspricht.

Berlin befindet sich in einem der trockensten Gebiete Deutschlands und erhält im Durchschnitt nur 570 mm/m²/Jahr Niederschlag (Cornes, Schrier, Besselaar, & Jones, 2018b). Drei größere Flüsse durchqueren die Stadt: die Spree, die von Ost nach West fließt und im Westen der Stadt in die nord-südlich fließende Havel mündet, und die Dahme, die im Südosten der Stadt in die Spree mündet. Außerdem wurden verschiedene Kanäle für die Schifffahrt gebaut: Landwehrkanal und Teltowkanal, die die Stadt im Süden umfahren, sowie Berlin-Spandauer-Schifffahrtskanal und Westhavenkanal im Nordwesten Berlins.

Die Abwässer werden in 4 Kläranlagen behandelt, die das gereinigte Wasser in Außenbezirken der Stadt in Oberflächengewässer einleiten (Abbildung 25). Die versiegelten städtischen Gebiete sind entweder an die Mischwasserkanalisation angeschlossen, die sich hauptsächlich in der Altstadt befindet, oder an die Trennkanalisation (Abbildung 25). Die Regenleitung der Trennkanalisation arbeitet meist mit Schwerkraft und leitet das von Straßen und anderen versiegelten städtischen Flächen abfließende Wasser an verschiedenen Einleitstellen ab. Mischwasserkanäle, die Regenwasser und Abwasser aus Haushalten gemeinsam sammeln, sind zusätzlich mit Pumpen ausgestattet, die das Wasser zwischen den teilweise sehr komplexen Rohrsystemen transportieren. Bei trockenem Wetter werden alle Abwässer aus den Mischwasserkanälen ohne größere Verzögerung in einer der Kläranlagen behandelt. Bei Niederschlagsereignissen kann das Regenwasser die Reinigungskapazität der angeschlossenen Kläranlage übersteigen und das ungereinigte Abwasser wird an sog. Mischwasserüberläufen direkt in Oberflächengewässer eingeleitet (Überlaufereignis), in Spree, Havel und Teltowkanal. Die Überlaufereignisse sind witterungsabhängig und schwanken von Jahr zu Jahr erheblich. So lagen z.B. zwischen 2007 und 2017 die Anzahl der jährlichen Überlaufereignisse zwischen 33 und 60 und die abgegebene Wassermenge zwischen 2,1 und 7,5 Mio. m³ (www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/dd209_01.htm). Hier sind vor allem die Lage und die Intensität der Niederschläge von Bedeutung, die möglicherweise unterschiedliche Auswirkungen auf die einzelnen Mischwassersysteme der Stadt haben.

Probenahmestellen

Die Probenahmestellen wurden so ausgewählt, dass sie ein breites Spektrum an Gewässertypen und lokalen Bedingungen in der Stadt repräsentieren. Fünf verschiedene Gewässertypen wurden überwacht: Flüsse, Kanäle, kanalisierte Bäche, Seen und Teiche (Tabelle 13). Im Gegensatz zu Seen sind (die untersuchten) Teiche nicht direkt mit anderen Oberflächengewässern verbunden und im Allgemeinen kleiner. Zunächst wurden Wasserkörper mit (Flüsse, Kanäle und einige Seen) und ohne (meist Teiche und einige Seen) Anschluss an die Kanalisation selektiert. Anschließend wurde die Gewässerauswahl nach der Bevölkerungsdichte in der Umgebung festgelegt. Zwei Probenahmestellen,

Spree - Rummelsburger Bucht (RB) und Landwehrkanal - Treptower Str. (TS), wurden während des gesamten Zeitraums jede Woche beprobt. Alle anderen nach Möglichkeit 1-2 Male, vor und nach Niederschlagsereignissen.

Tabelle 13: Überblick über die Gewässertypen und Probenahmestellen. Die Flächenangaben für Teiche und gesamte Seen beziehen sich auf die gesamte Wasserfläche, während für Flüsse und Kanäle ein Bereich von 1 km flussaufwärts und für "Teile von Seen" ein Puffer von 1 km ab der Probenahmestelle berücksichtigt wird. Name der Probenahmestellen: Alt Köpenick (AK), Britzer Garten (BG), Borsighafen (BH), Bäke (BK), Spree – Bellevue (BV), Landwehrkanal – Dreiländereck (DL), Engelbecken (EB), Tiergarten - Englisher Garten (EG), Landwehrkanal – Flutgraben (FG), Fauler See (FS), Görlitzer Park (GP), Landwehrkanal - Hallesches Tor (HT), Spree - Insel der Jugend (IJ), Spree – Katerblau (KB), Krumme Lanke (KL), Krumme Lanke South (KS), Karpfenteich (KT), Lietzensee (LS), Alt-Mariendorf (MD), Spree – Mellowpark (MP), Nordhafen (NH), Tiergarten - Neuer See (NS), Nordufer (NU), Obersee (OB), Orankesee (OS), Plötzensee (PS), Rummelsburger Bucht (RB), Volkspark am Weinberg (Rosenthaler Platz) (RP), Spree – Reichstag (RT), Spree – Schlossbrücke (SB), Spandau (SD), Schlachtensee (SL), Spree - Spreestr. (Alt Köpenick) (SS), Stössensee (ST), Landwehrkanal - Treptower Str. (TS), Landwehrkanal – Urbanhafen (UH), Volkspark Friedrichshain (VF), Viktoriapark (VK), Westhafen (WH), Wannsee Middle (WM), Weissensee (WS), Wannsee West (WW).

Gewässertyp	Probenahmestelle	Name des Gewässers	Fläche in ha			
			Min.	Max.	Mittel	Summe
Flüsse	9 (RT, BV, SB, KB, AK, MP, RB, SD, IJ)	Spree	5,4	31,4	16,6	149,1
Kanalisierte Bäche	2 (BK, SP)	Bäke, westlicher Abzugsgraben	0,4	16,3	8,4	16,8
Kanäle	8 (DL, FG, HAT, NH, NU, TS, UH, WH)	Landwehrkanal, Nordhafen, Westhafen (Nordufer)	2,9	11,6	5,4	42,9
Teiche	9 (RP, VK, GP, TE, VF, MD, EB, KT, BG)	Seerosenteich, Am Wasserffall, Görlitzer Park Teich, Teich am Teehaus, Großer Teich, Eckernpfuhl, Engelbecken, Karpfenteich, Britzer Garten	0,1	8,9	1,7	8,9
Seen	14		1,0	148,6	34,0	476,4
Gesamter See	9 (TN, FS, OB, OS, LS, PS, WS, ST, SL)	Neuer See, Fauler See Obersee, Orankesee Lietzensee, Plötzensee Weissensee, Stössensee, Schlachtensee	1,0	41,2	6,5	117,3
Teil eines Sees	5 (KL, KS, BH, WW, WM)	Krumme Lanke (nord/süd), Tegeler See, Wannsee West, Wannsee Mitte	13,0	148,6	97,8	391,2

Probenahme

Die Proben wurden direkt nach der Entnahme der Wasserprobe verarbeitet, um mögliche Nikotinverluste durch biologischen Abbau zu vermeiden. Die Proben wurden am Morgen entnommen, umgehend ins Labor gebracht und so schnell wie möglich mit der Vorverarbeitung (Filtrieren, Wiegen, Zugabe von markiertem Nikotin) begonnen. Die PCR-Analysen erfolgten am nächsten Morgen. Deshalb wurden die Probenahmen nur von Montag bis Donnerstag durchgeführt. Die Laborkapazität erlaubte die Analyse von sechs Proben pro Tag, d.h. von drei Standorten mit jeweils einer Doppelprobe.

Bestimmung von Nikotin in Wasserproben mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und Tandem-Massenspektrometrie

Die Messung der Nikotinkonzentrationen erforderte eine mehrstufige Aufbereitung der Proben. Zunächst wurde das Nikotin aus der Wasserprobe mittels Festphasenextraktion isoliert, anschließend eluiert und getrocknet, um abschließend mittels Flüssigchromatographie und Massenspektrometrie aufgetrennt, quantifiziert und identifiziert zu werden (Martínez Bueno et al., 2010; Valcarcel et al., 2011).

Die Wasserproben von ca. 350 ml Volumen wurden mit einem Glasfaserfilter filtriert, um feste Partikel (wie kleine Organismen oder Schmutz zu entfernen, und dann in saubere Flaschen umgefüllt. Der pH-Wert wurde durch Zugabe von Ammoniumhydroxid auf 8 eingestellt. Für die Festphasenextraktion wurden jeweils 250 ml Probenwasser verwendet. Zur Qualitätssicherung während der Aufarbeitung und Messung wurde ein isotopenmarkierter interner D4-Nikotin-Standard in bekannter Konzentration zugegeben. Damit konnte einerseits das Nikotin in der Messung eindeutig identifiziert werden, zum anderen die Wiederfindung in der Aufarbeitung nachvollzogen werden. Alle verwendeten Reagenzien und Lösungsmittel entsprachen den üblichen Reinheitsgraden für die HPLC.

In der Festphasenextraktion (SPE) wurde die Probe aufkonzentriert, da typische vorkommende Konzentrationen für eine direkte Messung zu niedrig waren. Die Wasserprobe wurde durch eine Extraktionssäule gepresst, auf deren Material das Nikotin zunächst adsorbierte. Die Extraktionssäulen wurden getrocknet und die Probe im Anschluss mit Methanol wieder rückgelöst. Die Gesamtmenge des Eluats wurde im Vakuum fast bis zur Trockenheit reduziert und die Probe wieder mit 250 µl Wasser aufgenommen. Diese aufgereinigte Probe stand danach für die instrumentelle Analyse mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und Tandem-Massenspektrometrie (Agilent 1290 Infinity II, 6470 QQQMS) zur Verfügung.

Die chromatographische Trennung von Nikotin und D4-Nikotin wurde in der HPLC durchgeführt (Poroshell 120EC-C18, 2,1 x 100 mm, 2,7µm, 55 °C, Ammoniumacetat/Acetonitril-Gradient bei 0,4mL/min, 1µL Injektionsvolumen). Die Ionisierung erfolgte mittels Elektronenspray im positiven Modus, die massenspektrometrische Messung als multiples Reaktionsmonitoring für einen Konzentrationsbereich von 0,5 bis 30 ng/ml. Proben oberhalb dieses Messbereichs wurden verdünnt und wiederholt gemessen.

Daten

Kanalisationssysteme und angeschlossene Gebiete (Kanalisationseinzugsgebiete)

Informationen über die Art der Kanalisation wurden für das Jahr 2017 von FIS-Broker (https://fbinter.stadt-berlin.de/fb/index.jsp) bereitgestellt. Für Trennkanalisationen wurden das angeschlossene Stadtgebiet (Kanaleinzugsgebiet) und das aufnehmende Oberflächengewässer, bei Flüssen und Kanälen als Abschnitt angegeben, angegeben. Für Mischwasserkanäle lieferte FIS-Broker nur allgemeine Informationen zu den angeschlossenen Gebieten, ohne Angabe von Einleitstellen oder Vorflutern. Informationen über die Lage von insgesamt 109 Mischwasserentlastungsstellen sowie die angeschlossenen Gebiete wurden vom Senat von Berlin zur Verfügung gestellt (persönliche Mitteilung Michael Wagner). Bei Überlaufereignissen erfolgt die Einleitung jedoch überwiegend über 32 Ausläufe, deren Durchflussanteile von den Berliner Wasserbetrieben zur Verfügung gestellt wurden (persönliche Mitteilung Erika Pawlowsky-Reusing). Durch die Kombination dieser Datensätze von Mischwasserkanälen wurden Einzugsgebiete und die aufnehmenden Oberflächengewässer abgeleitet.

Nicht versiegelte oder nicht angeschlossene städtische Gebiete, die ebenfalls von FIS-Broker zur Verfügung gestellt wurden, wurden für alle späteren Berechnungen ausgeschlossen.

Zusätzlich zu den Abwassereinzugsgebieten wurde ein 100 m breiter Puffer entlang der beprobten Wasserkörper berücksichtigt. Bei Flüssen, Kanälen und großen Seen (Tabelle 14) wurde der Puffer 1 km flussaufwärts von der Messstelle bzw. bei kleineren Seen und Teichen um das beprobte Gewässer herum gebildet.

Merkmale des Einzugsgebiets

Zur Ermittlung der Faktoren, die sich auf die Nikotinkonzentration auswirken können, wurden Bevölkerungsdichte, Niederschlag, Abfluss, Bushaltestellen und Flächennutzung berücksichtigt. Die Bevölkerungsdichte wurde für das Jahr 2017 von FIS-Broker auf der Ebene der Hausblöcke angegeben. Tägliche Niederschlagssummen wurden aus einer täglich gerasterten Karte (0,1 ° / ~11 km räumliche Auflösung, E-OBS-Daten, Cornes et al. (2018b)) entnommen. Die Datenextraktion aus der EOBS-Datei, die im NetCDF-Format vorliegt, erfolgte in R mit dem Paket "RNetCDF" Version 2.3-1. Informationen über die Lage von Bushaltestellen wurden aus Open Street Map (OSM, www.openstreetmap.org, extrahiert am 10.02.2021) abgeleitet. Die beobachteten Abflüsse von drei Pegelstationen an Spree und Landwehrkanal wurden vom Wasserportal Berlin (https://wasserportal.berlin.de/start.php) bezogen.

Open Street Map (OSM) enthält Haltestellen von Bussen, Zügen, Straßenbahnen, Nahverkehrszügen und Regionalzügen. Green et al. (2020) haben in ihrer Studie nur Bushaltestellen berücksichtigt, für die eine sehr hohe Dichte an weggeworfenen Zigarettenkippen gefunden wurde. Da nicht davon auszugehen ist, dass an Bushaltestellen mehr geraucht wird als an Haltestellen anderer öffentlicher Verkehrsmittel, haben wir alle in OSM enthaltenen Haltestellen berücksichtigt.

Die Landnutzungsinformationen wurden der Landbedeckungskarte (BKG, 2018) mit einer räumlichen Auflösung von 1:25.000 entnommen und anschließend mit Hilfe des Landnutzungsattributs "LN_AKT" in ein 10-m-Raster transformiert. Diese Klassifizierung unterscheidet Flächennutzungsarten: Wohnen, öffentliche Flächen, Straßen und öffentliche Verkehrsflächen, Produktionsstätten, städtisches Grün, Sport und Erholung, und enthält auch Angaben zu Nutzungen mit einem in Berlin sehr geringen Flächenanteil wie z.B. Tagebau, Flugverkehr, extensive Nutzung, Oberflächengewässer, Landwirtschaft, Wald, Hafen, Baustelle und „nicht relevant“. Der mögliche Effekt auf die Nikotinkonzentration in den Gewässern wurde nur für die erste Gruppe an Landnutzungen ermittelt.

Verknüpfung von Messstellen und Tagen mit Daten

Für den 100m-Puffer und die angeschlossenen Abwassereinzugsgebiete (falls zutreffend) wurden der mittlere Tagesniederschlag (für den Beprobungstag und die beiden vorangegangenen Tage), die mittlere Bevölkerungsdichte und Landnutzungsinformationen mit Hilfe der "zonalen Statistik" von ESRI ArcGIS 10.4 ermittelt. Für Bushaltestellen wurde die Funktion "Spatial Join" mit einer zusätzlichen Suchdistanz von 15 m angewendet, da viele Bushaltestellen auf grünen/unversiegelten Flächen entlang von Straßen kartiert wurden.

Die Halbwertszeit von Nikotin in Wasser beträgt etwa 3 Tage (Seckar et al., 2008). Wasser in der Spree braucht, je nach Fließweg und durch die längere Aufenthaltszeiten in Buchten, Seen und Hafenbecken, 7-14 Tage um Berlin zu passieren. Das bedeutet, dass das Nikotin, das am Eingang von Berlin in die Spree gelangt, zum Großteil abgebaut ist, bevor das Spreewasser Berlin wieder verlässt. Die

Gesamtfließstrecke vom Auslauf des Müggelsees bis zur Einmündung in die Havel beträgt ca. 35 km. Dies entspricht einer mittleren Fließgeschwindigkeit von ca. 2,5 km pro Tag. Für unsere Analyse haben wir Einleitstellen von Abwassersystemen mit einer maximalen Entfernung von 5 km (entspricht 2 Tagen) berücksichtigt, um einen erheblichen Einfluss dieser Emissionsquellen zu erhalten. Daher haben wir aus dem flächendeckenden Kanaleinzugsgebietsdatensatz nur die Gebiete ausgewählt, deren Einleitstelle maximal 5 km flussaufwärts von einer der Messstationen liegen. Analog dazu extrahierten wir den Niederschlag für den Tag der Probenahme und die beiden vorangegangenen Tage, jeweils für die Koordinaten der Probenahmestellen und als flächengewichteter Mittelwert für die Kanaleinzugsgebiete. Für den Fall, dass zwei oder mehr Kanaleinzugsgebiete zu einer Messstelle beitragen, wurden die Summe der Einwohner und Haltestellen sowie das flächengewichtete Mittel des Niederschlags gebildet.

2.4.3. Ergebnisse

Die Beprobung der Oberflächengewässer wurde zwischen dem 15.05.2019 und dem 04.07.2019 in 14 Seen, 9 Teichen, 9 Flüssen, 8 Kanälen und 2 kanalisierten Bächen im Stadtgebiet von Berlin durchgeführt. Zwei Probenahmestellen, RB (8-mal) und TS (6-mal), wurden während des gesamten Probenahmezeitraums fast jede Woche beprobt. Außerdem wurden IJ und RP zweimal beprobt, um Tage mit und ohne Niederschlag zu vergleichen. Alle anderen Standorte wurden einmal beprobt.

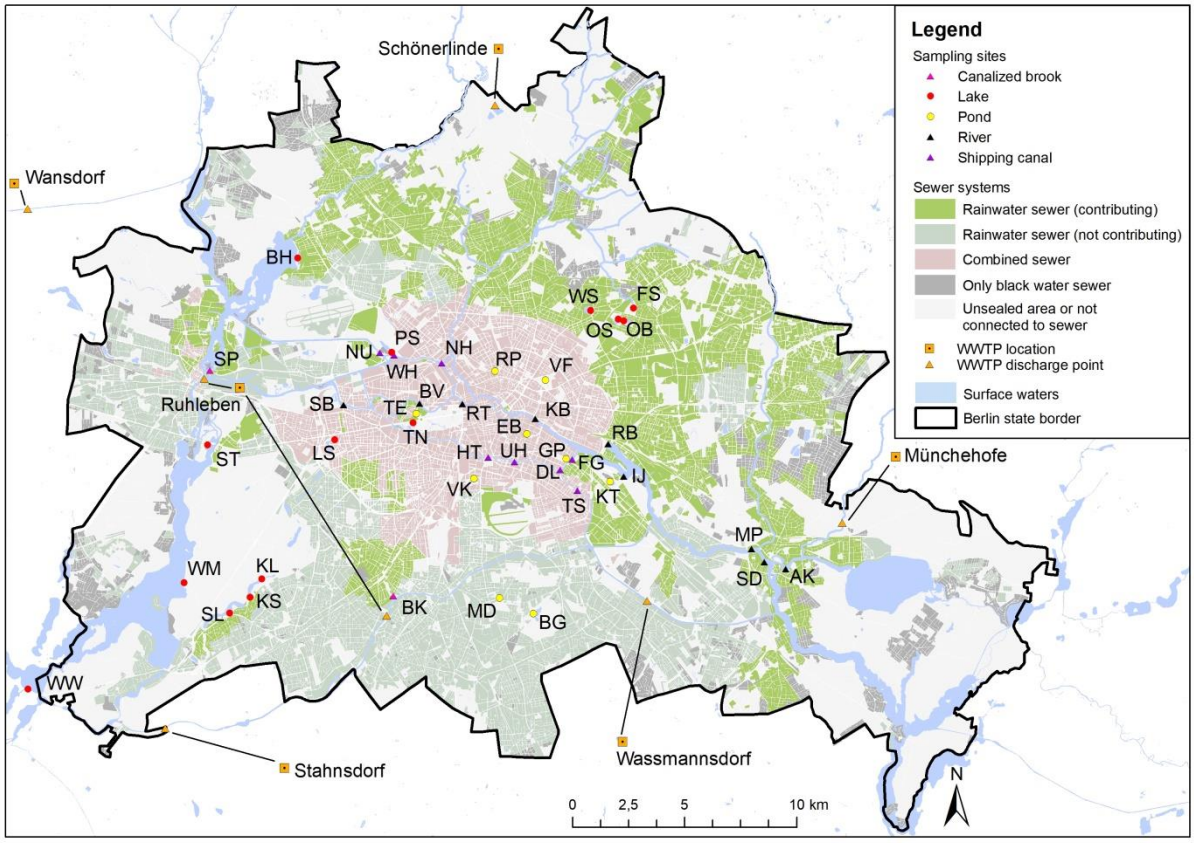


Abbildung 25: Lage der Überwachungsstationen, Kanalisationsarten und Kläranlagen in Berlin.

Mittlere Nikotinkonzentrationen und Auswirkungen der Einzugsgebietsmerkmale

Die mittlere Nikotinkonzentration über alle Messstellen und Probenahmetage betrug 92 ng/l mit einem Median von 28 ng/l. Die niedrigste Nikotinkonzentration betrug 7 ng/l (Probenahmestelle: SD, 28.05.2019) und die höchste Gesamtkonzentration lag bei 1,469 ng/l (Probenahmestelle: TS, 21.05.2019). Die Konzentrationen unterschieden sich zwischen den Gewässertypen, wobei die Konzentrationen in Kanälen (Mittelwert = 278 ng/l), Teichen (Mittelwert = 81 ng/l) und Flüssen (Mittelwert 49 ng/l) über dem Median aller Messstellen lagen und in Seen (Mittelwert = 26 ng/l) und kanalisierten Bächen (Mittelwert = 10 ng/l) darunter (Tabelle 15 und Abbildung 25). Für Wasserkörper mit bzw. ohne Anschluss an die Kanalisation wurde je eine mittlere Konzentration von 110 ng/l bzw. 56 ng/l gemessen. Die Konzentrationen in den Wasserkörpern stiegen jedoch mit der Bevölkerungsdichte im 100-m-Puffer und in den angeschlossenen Abwassereinzugsgebieten. Hier wurden für Bevölkerungsdichten unter 10 Einwohner/ha mittlere Nikotinkonzentrationen von 21 ng/l gefunden, bei Bevölkerungsdichten zwischen 10 und 100 Einwohner/ha von 57 ng/l und bei Bevölkerungsdichten über 100 Einwohner/ha von 146 ng/l.

Nach der Landnutzungskarte (LBM-2018, BKG (2018)) werden in Berlin 53 % der Fläche für Wohnen, Straßen, öffentliche Flächen und Produktion genutzt (Tabelle 14). In den Kanaleinzugsgebieten decken diese Landnutzungsklassen 90 % der Fläche ab, da hier unversiegelte Flächen, z.B. Wald, urbanes Grün oder Oberflächengewässer, ausgeschlossen sind. Im Gegensatz dazu nehmen in einem 100 m-Puffer entlang der Oberflächengewässer städtisches Grün sowie Sport- und Erholungsflächen 40 % der Fläche ein. Bei den Flächenanteilen zeigten sich erhebliche Unterschiede zwischen den Einzugsgebieten der überwachten Oberflächengewässer, wobei Sport und Erholung, städtisches Grün oder andere Nutzungen in einzelnen Einzugsgebieten jeweils bis zu 99 % der Fläche einnahmen. Die Wohnnutzung schwankte zwischen 0 und 84 %, während öffentliche Plätze und Produktionsstätten nie mehr als 24 % ausmachten und Flächen für Straßen und öffentliche Verkehrsmittel stets unter 9 % blieben. Wir testeten auf lineare Korrelationen zwischen den Anteilen der Flächennutzungsklassen in den Puffer- und Kanalisationseinzugsgebieten und den beobachteten Nikotinkonzentrationen. Für keine der Landnutzungsklassen, weder insgesamt noch differenziert nach Gewässertypen und Trocken- oder Regentagen, wurde ein signifikanter Zusammenhang gefunden.

Tabelle 14: Prozentuale Anteile der verschiedenen Landnutzungsklassen im 100 m-Puffer entlang der untersuchten Oberflächengewässer, im betrachteten Abwassereinzugsgebiet und in Berlin gemäß Landnutzungskarte LBM-2018 (BKG, 2018).

Flächenanteile im	Wohnen	andere	Sport und Freizeit	Öffentliche Plätze	Produktion	Urbane Grünflächen	Straßen und ÖPNV
a) 100m-Puffer	23,9	15,3	22,6	8,6	9,4	17,8	2,2
b) Kanalein-zugsgebiet	61,0	2,2	5,4	16,1	8,5	2,6	4,1
a) + b)	59,9	2,6	5,9	15,9	8,6	3,0	4,1
Berlin	36,5	31,9	10,0	7,9	5,5	5,5	2,7

Open street map enthielt insgesamt 14.273 Haltestellen des ÖPNV im Stadtgebiet von Berlin, was einer mittleren Dichte von 16 Haltestellen pro km² entspricht. In den Einzugsgebieten der Probenahmestellen mit einer Haltestellendichte unter dem Berliner Mittelwert lagen die

Nikotinkonzentrationen im Durchschnitt bei 40 ng/l, während in den Einzugsgebieten mit einer Haltestellendichte über dem Berliner Mittelwert eine durchschnittliche Nikotinkonzentration von 63 ng/l festgestellt wurde, jedoch mit einer erheblichen Streuung. So ergab sich zwischen der Bushaltestellendichte im 100 m-Puffer und dem Kanalisationseinzugsgebiet der Messstellen und den Nikotinkonzentrationen kein statistisch signifikanter Zusammenhang (n = 42, r^2 = 0,0003, p = 0,33).

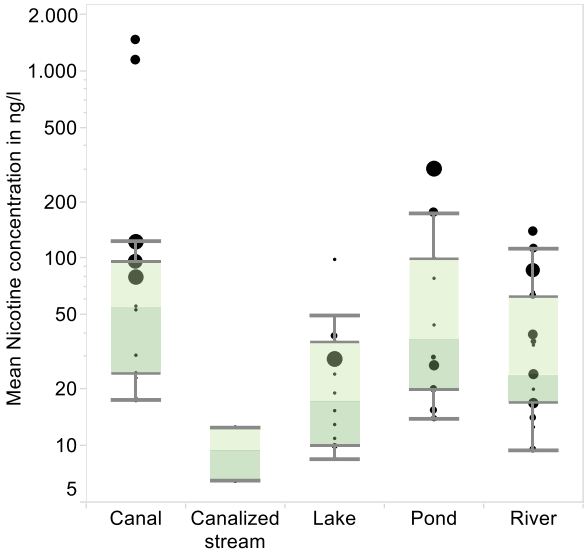


Abbildung 26: Bereich der beobachteten Konzentrationen pro Gewässertyp. Die Punktgröße gibt die Niederschlagsmenge in einem 100m-Puffer um ein Oberflächengewässer oder (falls zutreffend) in einem Abwassereinzugsgebiet an.

Auswirkungen des Niederschlags auf die Nikotinkonzentration

Heiße, trockene Sommertage dominierten den Probenahmezeitraum. Vierzig der 56 Proben wurden an Tagen ohne Niederschlag genommen. Wie bereits dargestellt, wurden zur Unterscheidung zwischen trockenen und regnerischen Wetterbedingungen die Niederschläge am Tag der Probenahme und an den zwei Tagen davor berücksichtigt. Nach dieser Definition wurden insgesamt 25 Proben an regnerischen Tagen genommen (3-Tages-Summe der Niederschläge am Tag der Probenahme und den beiden Vortagen war > 0 mm/m²). Die mittlere Nikotinkonzentration aller Standorte bei trockenem Wetter betrug 29,4 ng/l, während bei regnerischem Wetter mittlere Konzentrationen von 147,9 ng/l festgestellt wurden. Dieser Anstieg lässt sich im Allgemeinen für alle Gewässertypen feststellen (Abbildung 26), wobei dieser in Kanälen am stärksten ist (Tabelle 15). Hier stiegen die Konzentrationen von trockenen zu regnerischen Wetterbedingungen um das 16-fache an. Dieser Anstieg war bei Flüssen mit Kanalisationsanschluss deutlich geringer (1,5-fach) und bei Teichen ohne Kanalisationsanschluss am geringsten (1,1-fach). Aufgrund der seltenen Regenereignisse liegen nicht für alle Kombinationen von Gewässertyp, mit/ohne Kanalisationsanschluss und an trockenen und regnerischen Tagen beobachtete Nikotinkonzentrationen vor.

Räumliches Muster und Kombination von Standortmerkmalen

Beim Vergleich der mittleren Konzentrationen je Probenahmestelle blieben die Nikotinkonzentrationen in den Vororten niedrig, während erhöhte Konzentrationen nur in den zentralen Bereichen der Stadt zu finden sind (Abbildung 27, unten links). Dieses Muster ist sehr stark vom Niederschlag abhängig (Abbildung 27, oben links). Mit Ausnahme der Messstelle Weißensee (WS)

wurden Regenereignisse nur für Messstellen im Stadtzentrum erfasst. Betrachtet man die mittleren Standortkonzentrationen an Trockenwettertagen, ergeben sich deutlich geringere Unterschiede zwischen den Konzentrationen der Probenahmestellen (Abbildung 27, oben rechts), allerdings ist immer noch ein leichter Anstieg der Nikotinkonzentrationen in Richtung Stadtzentrum zu beobachten. Die Krumme Lanke Süd (KS) war die einzige Probe in den Vororten, an der bei trockenem Wetter erhöhte Konzentrationen festgestellt wurden. Dieser Standort wird intensiv als Badesee und abends von jungen Leuten zum Feiern genutzt, was mit einer höheren Dichte an weggeworfenen Zigarettenkippen verbunden sein könnte.

Tabelle 15: Beobachtete Nikotinkonzentrationen unterschieden nach Wetterbedingungen und Gewässertyp.

Gewässertyp (mit) und (ohne) angeschlossene Kanalisation	Alle Proben		3-tages Niederschlags-summe = 0		3-tages Niederschlags-summe > 0	
	Anzahl der Proben	Konz. in ng/l	Anzahl der Proben	Konz. in ng/l	Anzahl der Proben	Konz. in ng/l
Fluss (mit)	17	43,4	8	33,8	9	51,9
See (mit)	6	32,3	6	32,3	0	-
See (ohne)	8	22,0	5	19,7	3	25,8
Teich (ohne)	10	80,7	3	74,0	7	83,6
Kanalisierter Graben (mit)	2	9,5	2	9,5	0	-
Kanal (mit)	13	248,7	7	31,8	6	501,7
Total	56	72,8	31	29,4	25	147,9

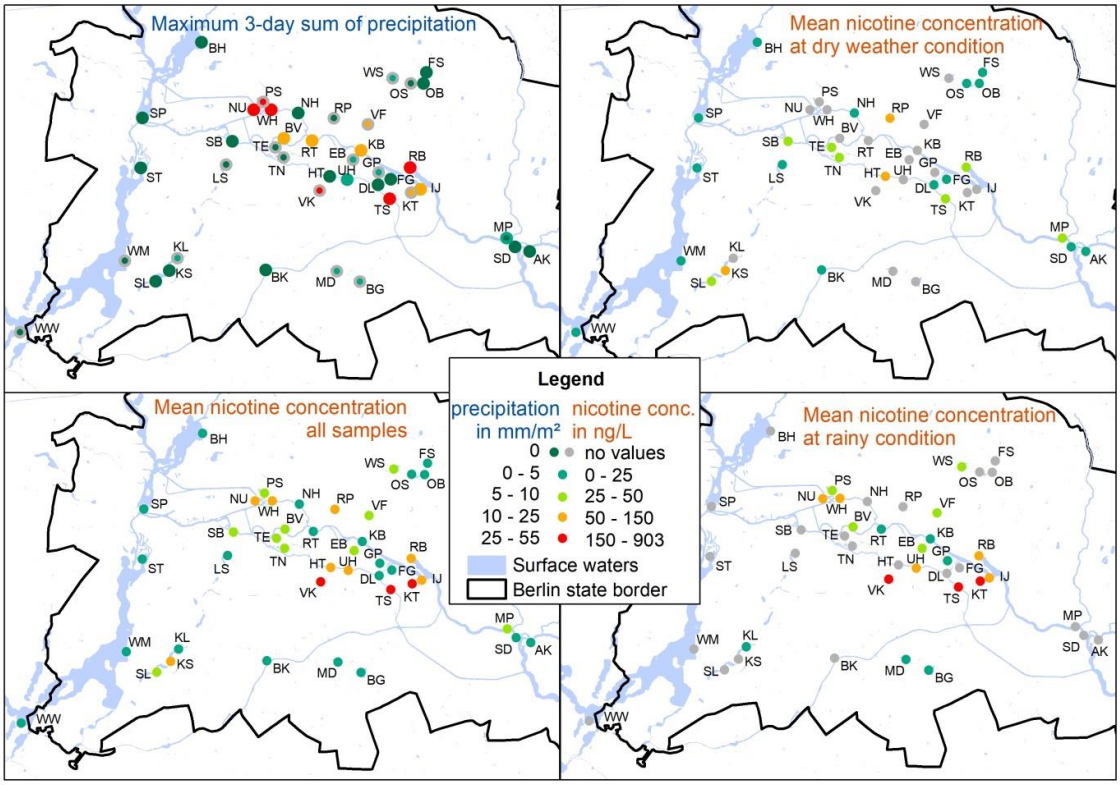


Abbildung 27: Maximale Summe der 3-Tages-Niederschläge an der Probenahmestelle (innerer Kreis) und im Kanaleinzugsgebiet (äußerer Kreis) sowie Nikotinkonzentrationen als Mittelwert aller Proben und unter trockenen und regnerischen Bedingungen je Probenahmestelle.

Unter regnerischen Bedingungen stiegen die Nikotinkonzentrationen insbesondere an den Probenahmestellen an, in die Wasser aus der Kanalisation eingeleitet wird. Dies ist aus Tabelle 15 ersichtlich, aber auch aus dem Vergleich der maximalen Niederschlagsmenge im Kanalisationseinzugsgebiet (Abbildung 27, oben links, äußerer Kreis) mit der beobachteten Konzentration an Regentagen (Abbildung 27, unten rechts).

In der Spree korrelierten die Nikotinkonzentrationen signifikant positiv ($n = 13$, $r^2 = 0{,}43$, $p = 0{,}001$) mit dem am Pegel Allendestraße beobachteten Abfluss (Abbildung 28). Bei der Betrachtung der Daten einzelner Probenahmetage stiegen die Nikotinkonzentrationen an der Rummelsburger Bucht (RB) und der Insel der Jugend (IJ) mit dem Abfluss und den Niederschlägen an. Bei anderen Stationen, an denen Nikotin nur einmal gemessen wurde, lagen Abfluss, Niederschlag und Nikotinkonzentration auf einem niedrigen Niveau. Für die Nikotin-Probenahmestellen in der Spree und im Landwehrkanal wurden keine signifikanten Korrelationen zu den überwachten Abflüssen an den benachbarten Pegeln Sophienwerder bzw. Landwehrkanal Zoo festgestellt.

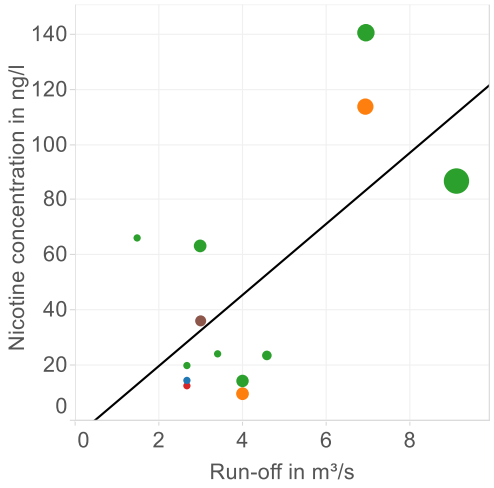


Abbildung 28: Korrelation zwischen dem Abfluss am Pegel Allendestraße und der mittleren Nikotinkonzentration an benachbarten Probenahmestellen in der Spree. Blau: Alt Köpenick (AK), grün: Rummelsburger Bucht (RB), orange: Spree - Insel der Jugend (IJ), braun: Spree - Mellowpark (MP), rot: Spree - Spreestr. (SD). Die Punktgröße gibt die Summe der 3-Tages-Niederschläge im 100 m-Puffer und im Kanaleinzugsgebiet an. Kleinste Punktgröße = 0 mm/m², maximale Größe = 41 mm/m².

Während die Nikotinkonzentrationen an Probenahmestellen, in die eine Kanalisation einleitet, von den Merkmalen des Kanalisationseinzugsgebiets beeinflusst werden, können die örtlichen Gegebenheiten für Standorte ohne angeschlossenes Kanalisationseinzugsgebiet von Bedeutung sein. An letzteren Standorten war die Anzahl der Haltestellen öffentlicher Verkehrsmittel in Kombination mit der Regenintensität für die beobachteten Konzentrationen ausschlaggebend. Bei trockenem Wetter waren die Nikotinkonzentrationen in Seen und Teichen ohne angeschlossenes Kanalisationseinzugsgebiet niedrig, außer wenn die Zahl der Haltestellen des öffentlichen Verkehrs auf ein Maximum anstieg. Bei regnerischem Wetter stiegen die Konzentrationen zusätzlich an, wenn die Zahl der Haltestellen des öffentlichen Verkehrs erhöht war, blieben aber niedrig, wenn es keine Haltestellen gab (Abbildung 29). Dieser Zusammenhang beruht jedoch auf einer zu geringen Anzahl vom Probenahmestellen um ihn statistisch abzusichern oder zu verallgemeinern.

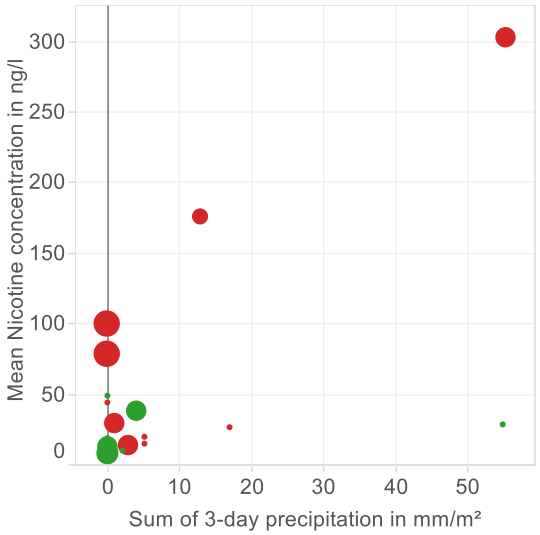


Abbildung 29: Korrelation zwischen Niederschlag und mittlerer Nikotinkonzentration für Oberflächengewässer, die nicht an ein Kanalisationseinzugsgebiet angeschlossen sind. Grün: Seen, rot: Teiche. Die Punktgröße gibt die Dichte der Haltestellen des öffentlichen Verkehrs in einem Puffer von 100 m an. Kleinste Punktgröße: ÖPNV-Haltestellen = 0, maximale Größe: ÖPNV-Haltestellen = 8.

2.4.4. Diskussion

Nikotin wurde in allen untersuchten Wasserkörpern gefunden. Seine Konzentration variierte jedoch stark in Abhängigkeit von Gewässertyp, angeschlossenen Kanalisationszugsgebieten, Bevölkerungs- und ÖPNV-Haltstellen-Dichte sowie von den Niederschlagsbedingungen. Die Bevölkerungs- und Haltestellendichte sowie die Größe der angeschlossenen Kanalisationssysteme scheinen die Grundverteilung der Nikotinkonzentrationen zu bestimmen, die zudem durch das Auftreten von Niederschlägen moduliert wird.

Es wurde kein Einfluss einer veränderten Zusammensetzung der Landnutzungsklassen auf die Nikotinkonzentration festgestellt. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass mit Ausnahme weniger ausgewählter Orte, wie z.B. Kneipen, Stadien oder beliebter Treffpunkte, Zigaretten in ähnlicher Menge weggeworfen werden und nicht explizit mit einer bestimmten Landnutzungsart verbunden sind.

Die mit der Bevölkerungsdichte leicht zunehmende Nikotinkonzentration deutet darauf hin, dass die Menschen in den Wohngebieten rauchen und ihre Zigarettenstummel dort wegwerfen. Außerdem konnten wir die Ergebnisse von Green et al. (2020) unterstützen, wonach ÖPNV-Haltestellen Hotspots für weggeworfene Zigarettenkippen sind. Diese führen jedoch nur zu einem Anstieg der Nikotinkonzentrationen, wenn A) an die Gewässer der Probenahmestellen keine Kanalisationszugsgebiete angeschlossen sind und b) in Kombination mit Niederschlagsereignissen.

Die während des Untersuchungszeitraums seltenen Niederschlagsereignisse führten zu erhöhten Nikotinkonzentrationen, höchstwahrscheinlich aufgrund von Oberflächenabfluss und daraus resultierenden Einleitungen aus Regenwasserkanälen oder Mischwasserüberläufen.

Diese niederschlagsbedingten erhöhten Nikotinkonzentrationen wurden nicht nur am Tag des Niederschlags, sondern auch an den folgenden Tagen festgestellt. In Kanälen sind die meisten Standorte durch Einleitstellen der Mischwasserkanalisation geprägt. So wurden an der Probenahmestelle Landwehrkanal - Treptower Park am 21.05.2019 und 22.05.2019 die höchsten Nikotinkonzentrationen von 1.468 und 1.144 ng/l beobachtet. Am 20.05.2019 wurden Niederschläge

von 12 mm/m² beobachtet, die möglicherweise ein Überlaufereignis im Mischwasserkanal verursachten. Am 12.06.2019 betrug die zweitägige Niederschlagssumme (Gewitter in den beiden vorangegangenen Nächten) jedoch 43 mm/m²/Tag, die Konzentrationen blieben auf einem relativ niedrigen Niveau von 97 ng/l. Dies könnte dadurch erklärt werden, dass die größeren Wassermengen zu einer stärkeren Verdünnung geführt haben oder, der größte Teil der Nikotineinträge bereits durch das erste Gewitter erfolgte und bereits teilweise abgebaut wurde.

In Berlin werden geklärte Abwässer nur in Flüsse, Kanäle oder größere Seen eingeleitet, während kleinere Seen und Teiche keine Abwassereinleitungen erhalten. Dies geschieht vor allem, um eine ausreichende Verdünnung des eingeleiteten Klärwerk-Abwassers zu gewährleisten. Im Falle des Landwehrkanals liegt die Fließgeschwindigkeit nahe Null, was dazu führt, dass das emittierte Nikotin nicht mit der Strömung abtransportiert und somit auch weniger verdünnt wird, was bei gleichen Einträgen zu höheren Konzentrationen führt. In Teichen können lokal weggeworfene Zigarettenkippen erhöhte Konzentrationen verursachen, die in unserer Studie für den Karpfenteich (KT) und den Viktoriapark (VK) sichtbar waren, aber viel weniger ausgeprägt als im Landwehrkanal. So lagen bei trockenem Wetter die mittleren Nikotinkonzentrationen in Seen, Flüssen und Kanälen zwischen 27 und 30 ng/L, während die Konzentrationen in Teichen, insbesondere in solchen ohne Kanalisationsanschluss, mehr als doppelt so hoch waren.

An trockenen Tagen können Teiche und Seen ohne eine angeschlossene Kanalisation nur durch Zigarettenkippen belastet werden, die in unmittelbarer Nähe oder direkt in das Oberflächenwasser entsorgt wurden bzw. durch einströmendes Grundwasser, welches als Eintragspfad in dieser Studie jedoch nicht weiter betrachtet wurde.

Während oder kurz nach Regenfällen stiegen die Konzentrationen in Flüssen, Teichen und Kanälen um den Faktor 1,5, 1,3 bzw. 10. Die Wirkung verschiedener Niederschlagsereignisse ist jedoch nicht konstant, was durch First-Flush-Effekte oder eine verstärkte Verdünnung bei sehr starken Niederschlagssummen erklärt werden kann.

Im Untersuchungszeitraums wurden Niederschläge nur an wenigen Tagen beobachtet, mit erheblichen lokalen Mengenunterschieden, was zwei Effekte zur Folge hatte: a) unterschiedliche Niederschlagsmengen zwischen Probenahmestelle, 100 m Puffer und Kanaleinzugsgebiet am selben Tag, und b) eine unausgewogene Verteilung der erfassten Niederschlagsmengen und -ereignisse zwischen Gewässertypen mit und ohne Kanalisationsanschluss.

Die höchsten in dieser Studie gemessenen Konzentrationen liegen im unteren Bereich der niedrigsten, von Wicke et al. (2021) in der Berliner Kanalisation ermittelten Konzentrationen. Sie wurden im Teltowkanal gemessen, einem Gewässer mit hohen Einleitungen aus der Kanalisation. Dies verdeutlicht die Bedeutung der Verdünnung in Oberflächengewässern. Die Werte der vorliegenden Studien liegen in einem ähnlichen, jedoch eher im unteren Wertebereich der in Madrid ermittelten Konzentrationen (Valcarcel et al., 2011), was möglicherweise darauf zurückführen ist, dass in Madrid die Messstellen dicht unterhalb von Kläranalagen lagen. Ob zusätzlich andere Faktoren, wie z.B. eine höhere Bevölkerungsdichte, eine geringere Wasserführung in den spanischen Gewässern oder ein höherer Raucheranteil in der Bevölkerung einen Einfluss haben, wurde nicht geklärt. Möglicherweise sind die unterschiedlichen Wertbereiche auch auf methodische Unterschiede im Labormessverfahren zurückzuführen, da sogar die von Valcarcel et al. (2011) im Trinkwasser ermittelten Konzentrationen zum Teil höher liegen, als in Berliner Oberflächengewässern (mit Ausnahme vom Teltowkanal).

Die Konzentrationen in den Berliner Oberflächengewässern liegen grundsätzlich über den PNEC Werten von 0,1 ng/l (Oropesa et al., 2017) und 2,4 ng/l (Valcarcel et al., 2011), jedoch meist unter den, insbesondere für Fische gefundenen, toxischen oder LC50 Konzentrationen. Allerdings wurden in verschiedenen Gewässern Konzentrationen gemessen, für die bei Daphnien reproduktionswirksame Effekte festgestellt wurden und sogar LC50 Konzentrationen überschritten.

2.4.5. Schlussfolgerung

Nikotin ist in allen Oberflächengewässern Berlins nachweisbar. Die Konzentrationen variieren in Abhängigkeit vom Gewässertyp, den Niederschlagsverhältnissen und dem Vorhandensein angeschlossener Kanalisationseinzugsgebiete. Insbesondere nach Niederschlagsereignissen kann es zu Spitzenkonzentrationen kommen, die jedoch mit dem Abfluss verdünnt, abtransportiert und auch abgebaut werden. Die Häufigkeit und Dichte des hier durchgeführten Monitorings reicht nicht aus, um die Dynamik und die Einflussfaktoren der Nikotinkonzentrationen vollständig zu erfassen. Es ist davon auszugehen, dass Konzentrationsspitzen nicht erfasst wurden. Ebenso waren keine Aussagen möglich zu Abbauraten und Konzentrationsabklingphasen, d.h. zur Dauer erhöhter Konzentrationen in den Gewässern. Aufgrund der geringen Verdünnung sollten häufig besuchte kleine innerstädtische Oberflächengewässer besonders überwacht und geschützt werden, da hier hohe Konzentrationsspitzen auftreten können. Für solche Oberflächengewässer sollte vorübergehend eine tägliche Überwachung durchgeführt werden. Derzeit sind auch keinerlei Aussagen zu Abbauraten z.B. bei verschiedenen Wassertemperaturen möglich und damit zu saisonalen Unterschieden der Dauer und Höhe auftretender Konzentrationen. Aus diesen Gründen wäre die Einführung eines vorrübergehenden systematischen Nikotinmonitorings in Oberflächengewässern empfehlenswert.

Nikotin ist eine potentiell toxische Substanz und das Wissen über die Umwandlung und Akkumulation im Nahrungsnetz ist noch recht gering. Während die gefundenen PNEC Konzentrationen zwar in der Regel überschritten werden, gibt es nur sehr wenige Studien zu möglichen Effekten auf aquatische Organismen. Die hier gemessen Konzentrationen lagen meist weit unter möglichen toxischen oder gar tödlichen Konzentrationen für Fische, wurden jedoch für Daphnien auch regelmäßig überschritten. Derzeit fehlen jedoch Methodenfestlegung und systematische Erhebung von LC50 und chronischen Nikotinkonzentrationen (z.B. Verhalten, Fortpflanzung, Embryonalentwicklung) weitestgehend für verschiedene Entwicklungsstadien von Organismengruppen.

Die Umweltauswirkungen unsachgemäß entsorgter Zigarettenkippen sollten jedoch nicht auf Nikotin beschränkt werden, sondern zusammen mit anderen toxischen Stoffen und Mikroplastik bewertet werden. Trotz der Erhebung von Bußgeldern wird das Wegwerfen von Zigarettenkippen kaum geahndet und vermieden. Möglicherweise lassen sich andere Filtermaterialien entwickeln oder eine Art Pfandsystem für die Rückgabe von Zigarettenkippen.

3. Vorlieben und Konflikte

3.1. Die Erholungsnutzung von Binnengewässern in Deutschland und ihre zugrundeliegenden Präferenzen: Wer, wann, wo und warum?

Oliver Becker, Robert Arlinghaus, Markus Venohr, Jochem Kail, Jürgen Meyerhoff

3.1.1. Einleitung

Erholung im Freien ist eine der wichtigsten kulturellen Ökosystemleistungen der Natur. Entsprechend wurde weltweit in zahlreichen Studien untersucht, wo und wie Menschen die Natur zur Erholung nutzen. Die Mehrheit dieser Studien hat die Erholungsnutzung der Natur an bestimmten Orten (Ovaskainen et al., 2001; Egan and Herriges, 2006; Englin and Shonkwiler, 1995) oder für bestimmte Freizeitaktivitäten wie Angeln, Wandern, Schwimmen, Bootfahren oder Radfahren untersucht (Roberts et al., 2017; Lankia et al., 2019; Connelly et al., 2007). Auf nationaler Ebene bestehen derweil, wie Hermes et al. (2021) bemerken, weiterhin erhebliche Wissenslücken. Die Bereitstellung von Informationen auf nationaler Ebene darüber, wo und in welcher Intensität die Naturerholung stattfindet, ist jedoch eine wichtige Grundlage für das Umweltmanagement.

Darüber hinaus ist insbesondere über Naturerholung, die in der Nähe des Wohnortes stattfindet – der abendliche Spaziergang mit oder ohne Hund etwa, der womöglich nicht länger als eine Stunde dauert – wenig bekannt. Insoweit Freizeitbeschäftigungen dieser Art für viele Menschen zum Alltag gehören, sollte Umweltmanagement aber auch diese berücksichtigen. Alltägliche Freizeitaktivitäten stellen möglicherweise andere Anforderungen als spezialisierte Freizeitaktivitäten wie Surfen, Reiten oder Rudern auf einem Fluss, können aber aus gesellschaftlicher Sicht genauso wichtig sein. Dies gilt umso mehr da regelmäßige Naturerholung einen wichtigen positiven Beitrag zur Gesundheit leisten kann (Lackey et al., 2021). McDougall et al. (2020) stellen in diesem Kontext fest, dass insbesondere für Binnengewässer der Zusammenhang zwischen Gesundheit und Freizeitgestaltung schlecht erforscht ist.

Der vorliegende Bericht schließt diese Wissenslücken teilweise und quantifiziert erstmals auf nationaler Ebene die freizeitliche Nutzung von Binnengewässern in Deutschland. Außerdem werden die entsprechenden, der Freizeitnutzung von Binnengewässern zugrundeliegenden Präferenzen systematisch quantitativ erfasst. Gegenstand der hier vorgelegten Ergebnisse sind maximal eintägige Gewässerbesuche an Seen und Flüsse. Über diese Besuche ist bisher, obwohl sie mit 60-70 % (Eurostat, 2013) die große Mehrheit der freizeitlichen Gewässernachfrage darstellen, besonders wenig bekannt.

Empirische Grundlage der folgenden Ergebnisse bilden acht monatliche Wellen deutschlandweiter Umfragen (n=6.783) zwischen April und November 2021, in denen jeweils repräsentativ die Freizeitnutzung der deutschen Binnengewässer im vorangegangenen Monat erhoben wurde. Eine Besonderheit dieser Befragungen ist ein integriertes Kartentool, mit dessen Hilfe die Befragten ihren Wohnort sowie den Ort ihres zuletzt besuchten Gewässers markiert haben. Dies ermöglicht die Identifikation der besuchten Gewässer und damit eine räumlich explizite Analyse der Gewässernachfrage. Darüber hinaus bildet die Identifikation der besuchten Gewässer in Verbindung mit einer deutschlandweiten Gewässerdatenbank die Grundlage für eine Präferenzanalyse der Gewässernachfrage mithilfe diskreter Choice-Modelle.

Die nachfolgende Analyse gliedert sich in fünf Abschnitte. Zunächst beschreibt Abschnitt 2 auf nationaler Ebene die Verfügbarkeit von Gewässern im Wohnumfeld der Bevölkerung. Abschnitt 3 umfasst deskriptive Ergebnisse zur freizeitlichen Gewässernachfrage, etwa welche Bedeutung Binnengewässer für die Erholung im Freien haben, wie viele Gewässerbesuche es jährlich bundesweit gibt, und welche Aktivitäten dabei ausgeübt werden. Abschnitt 4 analysiert die der Freizeiterholung an Binnengewässern zugrundliegenden Präferenzen mithilfe eines diskreten Site-Choice-Modells und stellt dar, welche Gewässereigenschaften die Attraktivität von Gewässern für Erholungszwecke bestimmen. Im letzten Abschnitt 5 wird auf Grundlage der im Choice-Modell berechneten Nutzengewichte ein räumlich explizites Modell der Verteilung der jährlichen Gewässerbesuche auf Einzelgewässerebene entwickelt. Mithilfe dieses Modells können räumliche Reallokationseffekte abgeschätzt werden, die aus Managementaktionen entstehen, etwa der Erschließung eines Gewässers durch den öffentlichen Personennahverkehr oder Naturschutzmaßnahmen.

3.1.2. Gewässerverfügbarkeit

Neben einem Verständnis der freizeitlichen Gewässernachfrage, stellt sich die Frage nach der Verfügbarkeit von Binnengewässern, d.h. mit welchem Reiseaufwand Seen und Flüsse in Deutschland von der Bevölkerung erreicht werden können. Der Reiseaufwand – bestehend aus Fahrkosten sowie Opportunitätskosten der Reisezeit – entspricht aus ökonomischer Perspektive den Kosten der Nutzung des öffentlichen Gutes Binnengewässer.

Wüstemann et al. (2017) haben erste Ergebnisse zur Gewässerverfügbarkeit in Deutschland anhand von Daten des European-Urban-Atlas (EUA) (EEA, 2006) sowie vom Zensus-2011 (Statistisches Bundesamt, 2015) für 53 deutsche Städte mit mindestens 100.000 Einwohnern vorgelegt. Die Entfernung zum nächsten Gewässer beträgt demnach im arithmetischen Mittel 1.390 Meter und die Wasseroberfläche im 500-Meter-Wohnumfeld beträgt durchschnittlich 8.553,8 m², was einem Oberflächenanteil von 1,1 % entspricht. Berücksichtigt wurden bei diesen Berechnungen alle sichtbaren Wasserkörper und Wasserläufe mit einer Ausdehnung von mehr als einem Hektar, wie sie im EUA kartiert sind. Kleinere Gewässer wurden nicht berücksichtigt. Im Folgenden werden diese Ergebnisse auf Gesamtdeutschland erweitert, wobei über die Arbeit von Wüstemann et al. (2017) hinaus zwischen Steh- und Fließgewässern unterschieden wird. Außerdem wird untersucht, welchen Effekt die Berücksichtigung kleinerer Gewässer von unter einem Hektar Fläche auf die genannten Verfügbarkeitsmaße hat. Da insbesondere auf kleine Fließgewässer mit einer Breite von weniger als 5 Metern mit 9,2 % der erhobenen Gewässerbesuche ein signifikanter Anteil entfällt, ist die Berücksichtigung dieser kleineren Gewässer im Erholungskontext relevant.

Die den Berechnungen zugrundeliegenden, räumlichen Gewässerdaten wurden vorrangig aus der frei verfügbaren georeferenzierten OpenStreetMaps (OSM) Datenbank extrahiert. Dazu wurden aus OSM alle Polygone mit den „Tag“-Kombinationen „natural“ = „water“ sowie „water“ „IS NOT NULL“ ausgelesen. Die Unterteilung in stehende und Fließgewässer erfolgte anhand der Verschneidung der OSM-Gewässerdaten mit Positionsdaten verschiedener Gewässernetze. Da kein detailliertes, bundeseinheitliches Gewässernetz zur Verfügung steht, wurden Gewässernetze aus verschiedenen Quellen zusammengesellt. Zum einen gibt es das deutschlandweite, jedoch nur sehr grob aufgelöste Berichtsnetz zur Wasserrahmenrichtlinie, das beim Portal "Wasserblick" angefragt und zur Verfügung gestellt wurde (https://www.wasserblick.net/). Darüber hinaus wurden von den einzelnen Bundesländern Gewässernetze angefragt bzw. sind diese online verfügbar (z.B. für Nordrhein-Westfalen unter https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/wasser/oberflaechengewaesserfluesse-und-seen/fliessgewaesser/gewaesser-stationierungskarte).

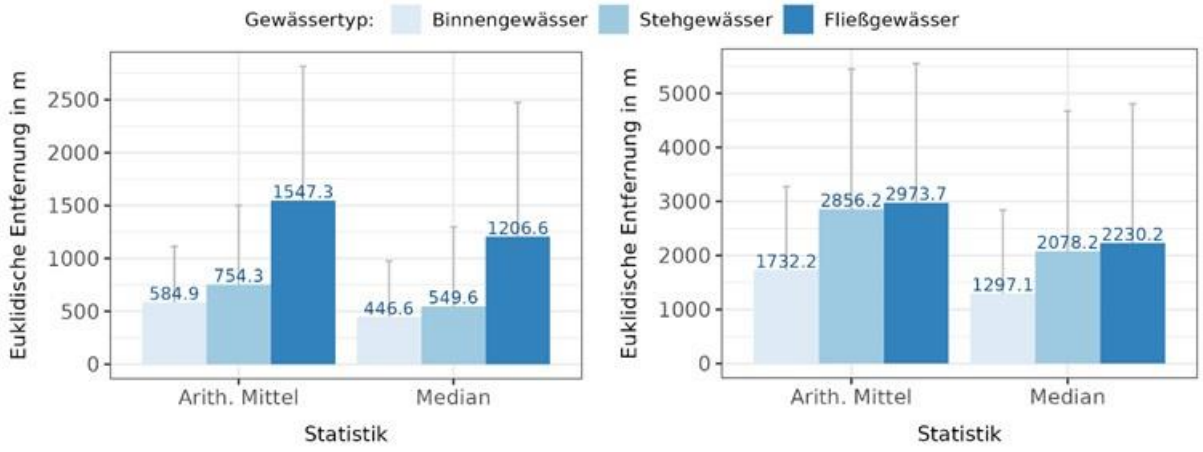


Abbildung 30: Arithmetisches Mittel sowie Median der euklidischen Entfernung zwischen Wohnort und nächstgelegenem Gewässer für die deutsche Bevölkerung inklusive Standardabweichungen. Links: Entfernung zum nächsten Binnengewässer. Nicht berücksichtigt wurden Stehgewässer kleiner 0,25 ha. rechts: Entfernung zum nächsten Binnengewässer. Nicht berücksichtigt wurden Stehgewässer kleiner 1 ha sowie Fließgewässer mit weniger als 5 m Breite. Die räumliche Verteilung der Wohnorte wurde dem Zenus-2011 entnommen (Statistisches Bundesamt, 2015).

Daneben wurden von den Bundesländern die Gewässerstrukturdaten angefragt, die i.d.R. ebenfalls als Geodaten (Linien-Shapefiles) zur Verfügung gestellt wurden. Für die Einteilung der Gewässer in Steh- und Fließgewässer wurden sämtliche OSM-Gewässerpolygone als Fließgewässer kodiert, die eine dieser Gewässerlinien berühren. Dort, wo im zusammengestellten Gewässerliniennetz Fließgewässer existieren, die in OSM nicht als Polygone vorhanden waren, wurden diese ergänzt. Damit ergibt sich eine Gesamtzahl von 124.380 Stehgewässern und Fließgewässerabschnitten in Deutschland mit einer Gesamtfläche von 739.66 km². Davon sind 72.636 Fließgewässerabschnitte (58,4%), auf die 476,7 km² Fläche (64,4 %) entfallen und 51.744 Stehgewässer (41,6 %) auf die 263,0 km² Fläche (35,6%) entfallen. Der Bodensee wurde dabei nicht berücksichtigt. Die räumliche Verteilung der Wohnorte wurde dem Zensus-2011 (Statistisches Bundesamt, 2015) entnommen, das als Raster mit 100 m x 100 m Auflösung vorliegt. Die exakte Lokalität der Wohnorte wurde dabei jeweils als Mittelpunkt der Rasterzellen definiert.

Abbildung 30 (links) zeigt entsprechend die durchschnittliche Luftlinienentfernung zum nächstgelegenen Binnen, Steh- bzw. Fließgewässer für die Bevölkerung in Deutschland unter Berücksichtigung aller 124.380 Gewässer. Die mittlere Entfernung zum nächsten Binnengewässer beträgt dann 584,9 Meter, wobei die Distanz zu Stehgewässern deutlich höher als die zu Fließgewässer ist. Der berechnete Mittelwert liegt dabei deutlich unter der von Wüstemann et al. (2017) berechneten Entfernung. Grund dafür ist die Berücksichtigung kleinerer Gewässer. In Abbildung 30 (rechts) wurden stattdessen nur Stehgewässer mit einer Fläche von mehr als einem Hektar (25.807 Gewässer) sowie Fließgewässerabschnitte mit einer Breite von mehr als 5 Meter (25.160 Abschnitte) berücksichtigt. Die entsprechende Entfernung zum nächstgelegenen Binnengewässer beträgt dann 1732,2 m, wobei die Entfernung zu Steh- und Fließgewässern annähernd gleich ausfällt. Die deutlich kürzeren Distanzen zu Fließgewässern, sofern alle Gewässer berücksichtigt werden, lassen sich demnach in erster Linie auf die kleinen Fließgewässer mit einer Breite von 5 Metern oder weniger zurückführen.

Tabelle 16: Arithmetisches Mittel sowie Median der Gesamtwasseroberfläche in m² im 500-m-Wohnumfeld für die deutsche Bevölkerung inklusive Standardabweichungen für zwei unterschiedliche Definitionen von Gewässern. Sämtliche Binnengewässer mit Ausnahme stehender Gewässer kleiner 0,25 ha im obigen Teil sowie Stehgewässer mit einer Fläche von mehr als 1 ha. zusammen mit Fließgewässern mit einer Breite von mehr als 5m im unteren Teil. Die räumliche Verteilung der Wohnorte wurde dem Zenus-2011 entnommen (Statistisches Bundesamt, 2015).

	Arithmetisches Mittel	± SD in m²	Median in m²
Binnengewässer	9301,3*	± 24482,8	3558,2
Stehgewässer	3193,4*	± 16519,2	0
Fließgewässer	6107,9*	± 19118,9	2501,1
Binnengewässer (groß)	7379,9*	+ 24955,5	0
Stehgewässer > 1 ha, Fläche	2501,1*	+ 15611,7	0
Fließgewässer > 5 m Breite	4878,9*	+ 20086,2	0

*P < 0,001 (aus t-test der Unterschiede zur Referenz der Binnengewässer insgesamt.

Arithmetisches Mittel sowie Median der Gesamtwasseroberfläche in m² im 500-m-Wohnumfeld für die deutsche Bevölkerung inklusive Standardabweichungen für zwei unterschiedliche Definitionen von Gewässern. Sämtliche Binnengewässer mit Ausnahme stehender Gewässer kleiner 0,25 ha im obigen Teil sowie Stehgewässer mit einer Fläche von mehr als 1 ha. zusammen mit Fließgewässern mit einer Breite von mehr als 5m im unteren Teil. Die räumliche Verteilung der Wohnorte wurde dem Zenus-2011 entnommen (Statistisches Bundesamt, 2015).

Tabelle 16 zeigt für Gesamtdeutschland die arithmetischen Mittel der Wasseroberfläche im 500-Meter-Wohnumfeld inklusive Standartabweichungen sowie die entsprechenden 50%-Quantile. Im obigen Teil der Tabelle 16 wurden alle 124.380 stehenden Gewässer und Fließgewässerabschnitte berücksichtigt, im unteren Teil nur solche mit mehr als ein Hektar Fläche im Falle stehender Gewässer sowie fünf Metern Breite im Falle von Fließgewässern. Im Unterschied zur Entfernung bis zum nächstgelegenen Gewässer, fallen hinsichtlich der Wasseroberfläche die unterschiedlichen Gewässerdefinitionen weniger ins Gewicht, sodass es nur kleinere Unterschiede hinsichtlich dieses Verfügbarkeitsmaßes gibt. Die bundesweiten Ergebnisse in Bezug auf die Wasseroberfläche im 500-Meter-Wohnumfeld liegen damit nah bei den von Wüstemann et al. (2017) berechneten Werten für Städte mit mehr als 100.000 Einwohnern.

3.1.3. Freizeitliche Gewässernachfrage in Deutschland

Dieser Abschnitt enthält quantitative Antworten auf Fragen des W*o*, *Wann* und *Was* im Kontext der freizeitlichen Nutzung von Binnengewässern auf nationaler Ebene und ordnet die Bedeutung von Binnengewässern im Vergleich zu anderen Erholungsumgebungen ein. Die Ergebnisse beziehen sich auf maximal eintägige Gewässerbesuche.

Bedeutung von Binnengewässern für die Naturerholung

Zur Einordnung der Bedeutung von Binnengewässern für die Naturerholung zeigt Abbildung 31 für verschiedene Umgebungstypen die durchschnittliche Zahl an Outdoor-Aufenthalten pro Monat, die auf den jeweiligen Umgebungstyp entfallen sowie die entsprechenden Standardabweichungen. Empirische Grundlage war für jede der in Abbildung 32 aufgeführten Erholungsumgebungen die Frage: „Wie oft waren Sie in etwa im [zurückliegenden Monat] […] in Ihrer Freizeit draußen im Freien, um sich zu erholen oder sich sportlich zu betätigen [im folgenden Umgebungstyp] […]?“. Für jeden

Umgebungstyp konnte die entsprechende Besuchsanzahl aus acht verschiedenen Häufigkeitskategorien gewählt werden[2].

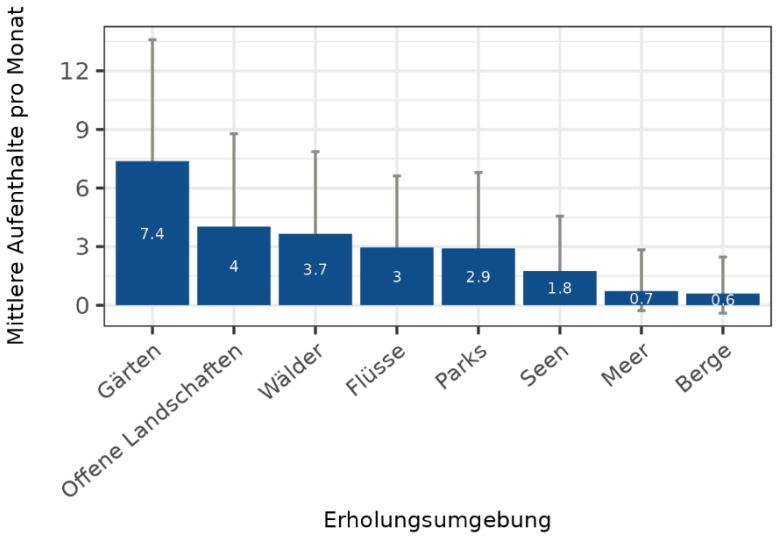


Abbildung 31: Arithmetische Mittel der monatlichen Freizeitaufenthalte im Freien für acht verschiedene Erholungsumgebungen sowie entsprechende Standardabweichungen. Mittelwerte und Standardabweichungen wurden über sämtliche Befragte sowie die Monate März 2021 bis Oktober 2021 gebildet.

Auf Flüsse und Seen zusammen entfallen demnach im arithmetischen Mittel 4,8 Besuche pro Monat und Befragten, wobei Flüsse mit durchschnittlich 3,0 Besuchen pro Monat häufiger besucht werden als Seen mit 1,8 monatlichen Besuchen. Damit sind Binnengewässer nach Gärten, auf die durchschnittlich 7,4 Besuche monatlich entfallen, der am häufigsten frequentierte Umgebungstyp zur Erholung und zum Sportmachen im Freien in Deutschland.

3.1.4. Aktivitäten an Seen und Flüssen

Zur Erfassung der an deutschen Binnengewässern durchgeführten Freizeitaktivitäten, wurden Umfrageteilnehmer in Bezug auf den letzten Gewässerbesuch nach der Hauptaktivität während dieses Aufenthaltes sowie nach der Anzahl der durchgeführten Gewässerbesuche im zurückliegenden Kalendermonat gefragt. Zur Beantwortung der Frage konnte aus einer Liste von 28 Aktivitäten gewählt oder eine sonstige Aktivität angegeben werden. Die entsprechende empirische Häufigkeitsverteilung für die elf wichtigsten Aktivitäten wurde für die Darstellung in Abbildung 32 anhand von Alter und Geschlecht auf die deutsche Gesamtbevölkerung extrapoliert.

[2] Zur Beantwortung der Frage konnte für jeden der in Abb. 1 angegebenen Umgebungstypen jeweils mit „Kein Aufenthalt“, „1 mal in den letzten drei Monaten“, „1 mal im Monat“, „1 mal jede zweite Woche“, „1 mal pro Woche“, „2-4 mal die Woche“, „4-6 mal die Woche“ oder „täglich“ geantwortet werden.

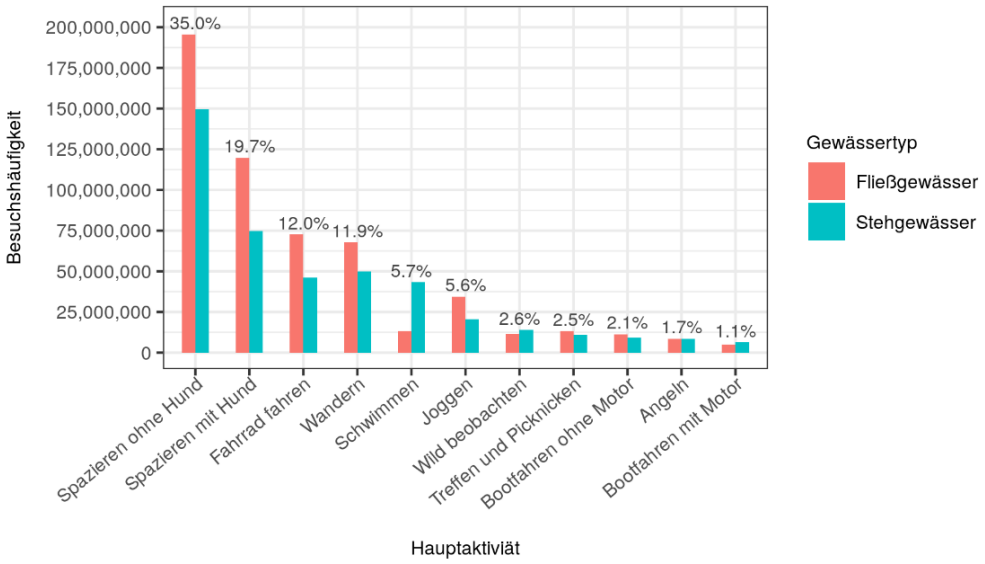


Abbildung 32: Anhand von Alter und Geschlecht auf die Bevölkerungsstruktur zum Stichtag 31.12.2021 (Statistisches Bundesamt (Destatis, 2021) extrapolierte Zahl jährlicher Besuche an Binnengewässer nach durchgeführter Hauptaktivität und besuchtem Gewässertyp. Grundlage bilden die angegebenen Besuchshäufigkeiten an Binnengewässern im zurückliegenden Kalendermonat sowie die Hauptaktivität und der Gewässertyp beim letzten Gewässerbesuch. Die Prozentangeben geben den Anteil der jeweiligen Hauptaktivität an allen Gewässerbesuchen ohne Unterscheidung nach Gewässertyp an.

Für die Extrapolation wurden die Befragten nach Altersgruppe ([18-21], [21-30], [30-50], [50-60], [60-65], [65-100]) sowie Geschlecht (männlich und weiblich) unterschieden und das jeweilige Anpassungsgewicht hinsichtlich der Bevölkerungsverteilung zum Stichtag 31.12.2021 (Statistisches Bundesamt (Destatis, 2021)) berechnet. Die durchschnittliche Zahl der monatlichen Gewässerbesuche pro Aktivität und Gruppe wurde anschließend mithilfe des jeweiligen Anpassungsgewichts der Gruppe auf Gesamtdeutschland extrapoliert. Die Aufteilung der jährlichen Gewässerbesuche pro demografische Gruppe und Hauptaktivität auf Fließ- und Stehgewässer wurde anhand des entsprechenden Verhältnisses beim letzten Gewässerbesuch berechnet. Im letzten Schritt wurden die Besuchshäufigkeiten anhand von Gewässertyp und Hauptaktivität aufsummiert.

Die so berechnete Gesamtzahl jährlicher Freizeitbesuche an deutsche Binnengewässer beträgt 2,73 Mrd. Besuche. 1,22 Mrd. davon entfallen auf stehende Gewässer und 1,51 Mrd. auf fließende Gewässer (Vgl. Abschnitt 1 für die Einteilung der Binnengewässer in Steh- und Fließgewässer). Abbildung 33 zeigt die entsprechende relative Häufigkeitsverteilung der extrapolierten Besuche auf die verschiedenen Hauptaktivitäten (angegeben in Prozent für jede Aktivität) sowie die Unterverteilung auf Fließ- bzw. Stehgewässer.

„Spazieren ohne Hund“ stellt mit 35,0 % die am häufigsten durchgeführte Hauptaktivität bei innerdeutschen Gewässerbesuchen dar. Zusammen mit „Spazieren ohne Hund“ ergibt sich ein Gesamtanteil an allen jährlichen Gewässerbesuchen von 54,7 %, wovon 58,4 % auf Fließ- und 41,6 % auf Stehgewässer entfallen. Anschließend folgen „Fahrradfahren“ und „Wandern“ mit rund 12,0 %, danach Schwimmen und Joggen mit 5,7 % und 5,6 %. Eine starke Bevorzugung von Seen existiert nur bei Schwimmern. 76,4 % der Schwimmer in deutschen Binnengewässern suchen stehende Gewässer auf. Mittel- bzw. unmittelbarer Kontakt zum Gewässer (Schwimmen, Bootfahren, Angeln, etc.) besteht dabei aufs Jahr gerechnet bei nur 11,2% der angegebenen Hauptaktivitäten. Spezialisierte Aktivitäten wie Bootfahren und Angeln machen insgesamt rund 5 % aus.

Abbildung 33 zeigt für März bis Oktober 2021 wie sich die relative Häufigkeitsverteilung der acht wichtigsten Hauptaktivitäten über die Monate hinweg verändert. Ausgangspunkt ist die oben genannte Frage nach der durchgeführten Hauptaktivität beim letzten Gewässerbesuch, die zwischen April und November jeweils für den Vormonat gestellt wurde. „Spazieren“ stellt demnach die dominante Hauptaktivität über den gesamten Jahresverlauf dar mit einem Maximalanteil von 46,4 % im März und einem durchschnittlichen Aktivitätsanteil von 40,3 %. Die größten Veränderungen über den Betrachtungszeitraum treten beim Schwimmen auf. Im Zeitraum Juni bis August nimmt Schwimmen durchschnittlich 15,0 % ein, während es in den übrigen Monaten einen Anteil von durchschnittlich 3,2% aufweist. Ebenfalls stark saisonal sind die Aktivitäten „Treffen und Picknicken“ mit einem ansteigenden Trend zur warmen Jahreszeit hin mit 1,9 % im März und 5,6 % im August sowie Joggen, das einen gegensätzlichen zeitlichen Trend aufweist mit einem Anteil von 6,1 % im März und 2,8 % im Juli.

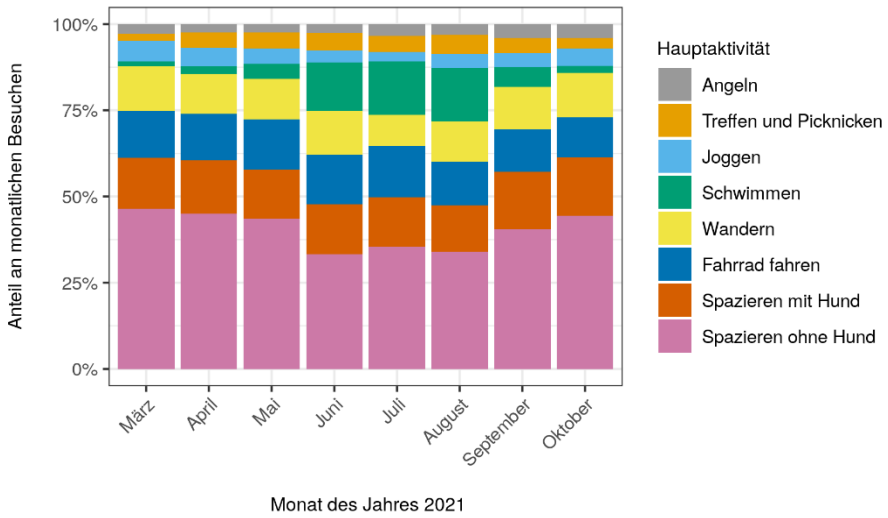


Abbildung 33: Relative empirische Häufigkeitsverteilung der an deutschen Binnengewässern durchgeführten Freizeitaktivitäten für die Monate März bis Oktober des Jahr 2021. Grundlage bilden die angegebenen Besuchshäufigkeiten an Binnengewässern im zurückliegenden Kalendermonat sowie die Hauptaktivität beim letzten Gewässerbesuch.

Zurückgelegte Entfernungen

Die deskriptive Beschreibung der zurückgelegten Entfernungen zeigt, dass sich der Großteil maximal eintägiger Gewässerbesuche im nahen Wohnumfeld abspielt. Zur Ermittlung der statistischen Momente der zurückgelegten Entfernungen wurde die zurückgelegte Luftlinienentfernung zwischen Wohnort und dem nächstgelegenen Gewässerpunkt beim letzten Gewässerbesuch zugrunde gelegt. Abbildung 34 (links) zeigt fünf Quantile der Verteilung der zurückgelegten Entfernungen über sämtliche Gewässerbesuche ohne Berücksichtigung der durchgeführten Aktivität. Die Hälfte der Gewässerbesuche finden demnach in einem Radius von unter 3 km Entfernung vom Wohnort statt[3]. Damit übersteigt der Median der zurückgelegten Entfernung den Median der Entfernung bis zum nächstgelegenen Gewässer um den Faktor 5,5. 25 % der Befragten legten eine Entfernung von mehr als 10,9 km zurück und nur 5 % eine Entfernung von mehr als 84,8 km.

[3] Multiplikation der zurückgelegten Luftliniendistanz mit dem Faktor 1.3 ergibt eigenen Berechnungen auf Grundlage von OpenStreetMaps zufolge die durchschnittlich zurückgelegte Entfernung im deutschen Straßen- und Wegenetz.

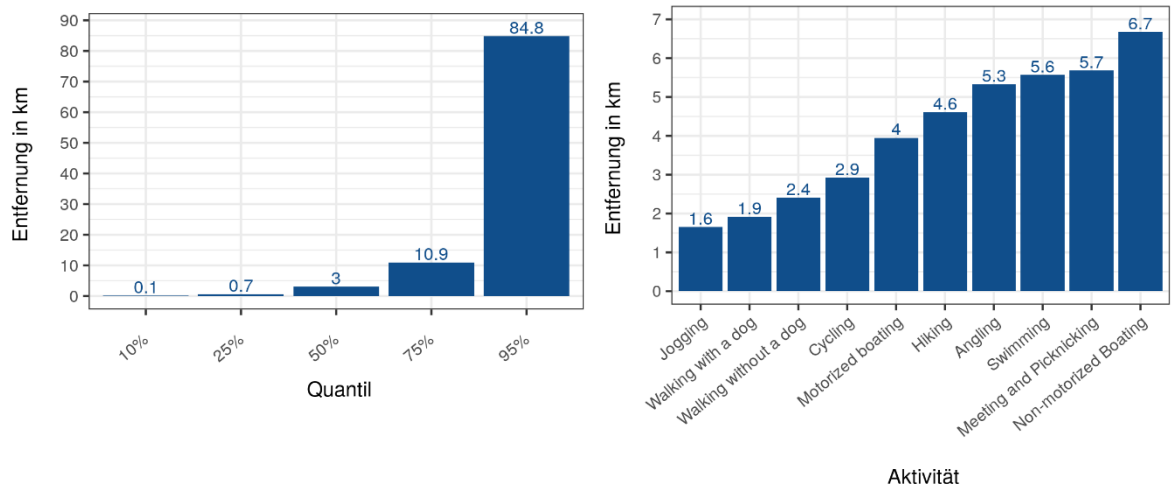


Abbildung 34: Luftlinienentfernung zwischen Wohnort und nächstgelegenem Gewässerpunkt für Tagesausflüge an deutsche Binnengewässer. Links: Quantile der zurückgelegten Luftlinienentfernung über alle Gewässerbesuche. Rechts: Mediane der zurückgelegten Luftlinienentfernung nach ausgeübter Hauptaktivität.

Abbildung 34 (rechts) stellt die 50%-Quantile der zurückgelegten Luftlinienentfernung für die zehn häufigsten Hauptaktivitäten dar. „Jogging“ ist demzufolge die Aktivität, die sich am nächsten vom Wohnort abspielt mit einer zurückgelegten Luftliniendistanz von 1,6 km zum besuchten Gewässer im Median, gefolgt von „Spazieren mit Hund“ und „Spazieren ohne Hund“ mit 1,9 km und 2,4 km zurückgelegter Distanz. Zusammen mit Fahrradfahren sind die am häufigsten durchgeführten Aktivitäten gleichzeitig diejenigen mit den geringsten Reiseentfernungen. Alltägliche Aktivitäten spielen sich demnach vorwiegend in Wohnnähe ab, während weniger alltägliche Aktivitäten mit stark spezialisierten Anforderungen wie etwa Angeln, Schwimmen oder Bootfahren mit höheren Reiseentfernungen assoziiert sind.

3.1.5. Site-Choice-Modell

Welche Präferenzen der oben beschriebenen freizeitlichen Nachfrage nach Binnengewässern zugrunde liegen, wird im Folgenden mithilfe eines diskreten Site-Choice-Modells untersucht. Ein Vorteil dieser Modelle liegt darin, dass sie es ermöglichen, explizit die Auswirkungen qualitativer Eigenschaften auf die Nachfrage zu modellieren und Substitutionsmuster zwischen verschiedenen Alternativen zu berücksichtigen (Haab and McConnell, 2002).

Grundlage diskreter Choice-Modelle ist der Vergleich gewählter und nicht gewählter Alternativen – in diesem Falle der zuletzt besuchten Seen und Fließgewässerabschnitte mit den jeweils nicht besuchten Gewässern über eine Stichprobe der deutschen Bevölkerung. Anwendungsvoraussetzung ist hierbei die Beschreibung aller möglichen Gewässeralternativen, dem sogenannten globalen Choice-Set, mit für die Freizeitnutzung relevanten Attributen sowie die Identifikation der besuchten Gewässer.

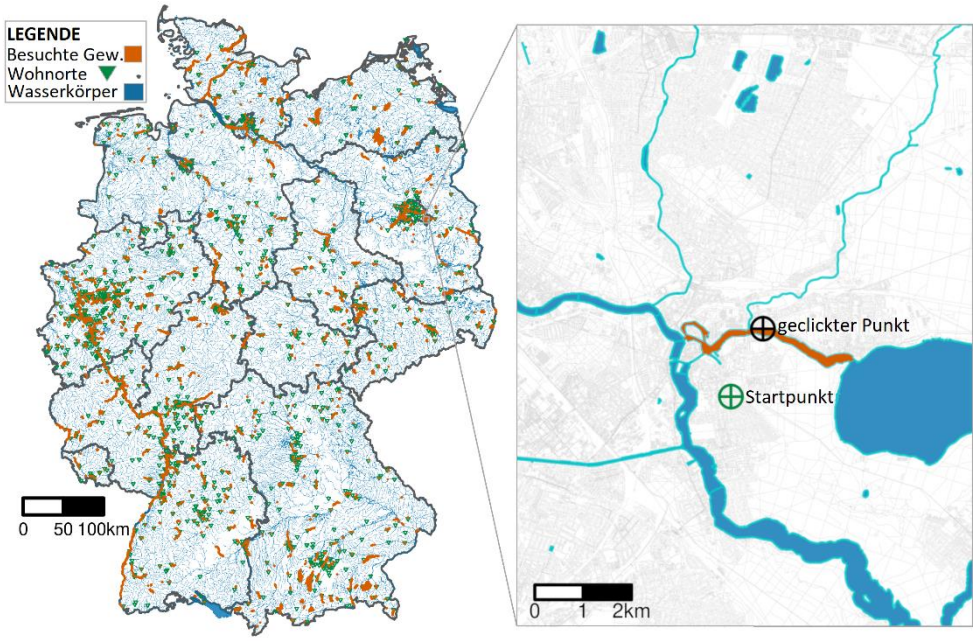


Abbildung 35: Räumliche Verteilung von Wasserkörpern insgesamt, besuchten Gewässern und Wohnorten sowie Beispielauszug aus dem globalen Choice-Set aller Gewässeralternativen mit Start- und Zielpunkt.

Die Identifikation der besuchten Gewässer wurde anhand der im Kartentool markierten Punkte für den Ort des letzten Gewässerbesuchs mithilfe von drei Kriterien bewerkstelligt: (1) Der jeweils markierte Punkt fällt in ein Gewässerpolygon, (2) der Abstand zwischen Punkt und Gewässer beträgt unter 100m oder (3) der angegebene Gewässername stimmt mit einem der zehn nächstgelegenen Gewässer laut Datenbank überein. Abbildung 35 zeigt im linken Teil die räumliche Verteilung der als besucht identifizierten Gewässer (orange) und Wohnorte (grün), sowie der in der Datenbank enthaltenen Gewässer insgesamt (blau). Im rechten Teil von Abbildung 35 ist exemplarisch ein Ausschnitt des globalen Choice-Sets zusammen mit Start- und Zielpunkt eines Gewässerbesuchs sowie dem als besucht identifizierten Flussabschnitt (orange) abgebildet.

Zur Beschreibung der Gewässeralternativen wurden zehn gewässerspezifische Attribute sowie die Luftliniendistanz zwischen Wohnort und nächstgelegenem Gewässerpunkt verwendet. Tabelle 17 zeigt die verwendeten Attribute sowie die entsprechenden Datenquellen.

Die Auswahl der Attribute wurde aus der Literatur abgeleitet. Zunächst repräsentiert die Luftlinienentfernung die mit jeder Alternative assoziierten Kosten, welche ein fundamentaler Bestandteil diskreter Choice-Modelle sind (Pozsgay and Bhat, 2001). Neben der Entfernung beeinflusst aber auch die Verkehrs- und Wegeinfrastruktur potentiell den Erholungswert (Hunt et al., 2019), da schwer zugängliche Orte mit höheren Kosten verbunden sind. Mit Variablen für Parkplätze, öffentliche Haltestellen sowie die Wegelänge (normiert auf die Uferlänge), wurden drei Zugänglichkeitsmaße implementiert. Darüber hinaus hat sich gezeigt, dass sich sowohl die Gewässergröße (Feather, 1994; Parsons and Kealy, 1992), das Vorhandensein von Bäumen (Seth, 2003) sowie die Qualität des Landschaftsbildes (Schwarz-v. Raumer et al., 2019) auf den Erholungswert von Gewässern auswirken. Mit der Fläche für Steh- und Breite für Fließgewässer, dem Laubwaldanteil im 50-Meter-Gewässerumfeld sowie einem bundesweit definierten landschaftlichem Ästhetikmaß (Schwarz-v. Raumer et al., 2019), das anhand von Bildbewertungen und Satellitenbildern erstellt wurde, wurden diese Aspekte jeweils berücksichtigt. Nicht zuletzt wurde eine aggregierte Variable für sechs verschiedene Erholungsfazilitäten mit wahrscheinlichem Einfluss auf den Erholungswert (Lazarow,

2007; Abildtrup et al., 2015) ins Choice-Modell integriert, die u.a. die Existenz von Sitzbänken oder Cafés in Gewässernähe repräsentiert.

Tabelle 17: Definition der im Site-Choice Modell verwendeten Gewässerattribute zur Bestimmung der der Freizeitnutzung von Binnengewässern zugrundeliegenden Präferenzen sowie entsprechende Datenquellen.

	Variable	Definition	Quelle
Zugänglichkeit	DISTANZ	Luftliniendistanz zwischen Wohnort und nächstgelegenen Gewässerpunkt	GIS
	PARKPLATZ	Dummy-Variable für Existenz eines Parkplatzes innerhalb von 50m	OSM
	WEGELÄNGE	Wegelänge im 50m-Uferstreifen (normiert auf Uferfläche: 100m/ha)	OSM
	ÖPNV	Dummy-Variable für die Existenz einer ÖPNV-Haltestelle innerhalb von 500m	OSM
Natürliche Ausstattung	FLÄCHE	Gewässerfläche in m² (nur für stehende Gewässer definiert)	GIS
	STRAND	Dummy: Existenz eines Strands am Gewässer	OSM
	LAUBANTEIL	Laubwaldanteil im Gewässerumfeld (Radius: 50m)	CORINE
	LANDÄST	Landschaftliches Ästhetikmaß (100m x 100m – Rasterdaten)	Roth et al. (2018)
	STEHEND	Dummy-Variable zur Unterscheidung von Steh- und Fließgewässern	OSM
	BREITE	Gewässerbreite in m (nur für Fließgewässer definiert)	OSM
	ERHOLUNG	Anzahl von Erholungsfazilitäten innerhalb von 50m Gewässerumfeld: Sitzbank, Bootsverleih, ausgewiesener Schwimmbereich, Restaurant / Café, Camping-Platz, Steg	OSM

3.1.6. Ergebnisse des Conditional logit Model

Tabelle 18 zeigt die Ergebnisse eines multinominellen Logit-Modells (MNL) maximal eintägiger Gewässerbesuche in Deutschland anhand der oben beschriebenen Variablen. Dem Modell liegt die Annahme zugrunde, dass Individuen aus dem Besuch von Gewässern Nutzen ziehen und dasjenige Gewässer besuchen, das mit dem höchsten Nutzen assoziiert ist, sowie, dass sich Nutzen aus einem systematischen Teil V und einem zufälligen Teil ε zusammensetzt, der Forschern unzugänglich ist. Der systematische Nutzen ist eine Funktion der Gewässereigenschaften x und der Nutzengewichte β^*, welche die Präferenzen der Gewässerbesucher für die entsprechenden Gewässereigenschaften repräsentieren. Der tatsächliche Nutzen U_{ni}, dem Individuum n aus dem Besuch von Gewässer i zieht, kann entsprechend wie folgt ausgedrückt werden:

$$U_{ni} = V_{ni} + \varepsilon_{ni} = V(x_{ni}, \beta^*) + \varepsilon_{ni}. \qquad \text{Gleichung 2}$$

Unter Annahme einer linearen Nutzenfunktion sowie unabhängig und identisch Gumbel (0,1) verteilter Zufallskomponenten ε, ist die Wahrscheinlichkeit P_{ni}, dass Individuum n Gewässer i besucht (McFadden, 1974).

$$P_{ni} = \frac{V_{ni}}{\sum_{j \in C_n} V_{nj}} = \frac{x'_{ni}\beta}{\sum_{j \in C_n} x'_{nj}\beta}$$ Gleichung 3

Maximum-Likelihood-Maximierung des Produkts dieser Wahrscheinlichkeiten für die besuchten Gewässer liefert den MNL-Schätzer der Nutzengewichte, wie sie in Tabelle 18 abgebildet sind. Mit anderen Worten werden zur Quantifizierung des Einflusses von Gewässereigenschaften bei der Gewässerauswahl Verhaltensparameter bzw. Nutzengewichte so geschätzt, dass sie die beobachteten Besuchsentscheidungen bestmöglich erklären.

Tabelle 18: Multinominales Logit-Model maximal eintägiger Besuche an Binnengewässer in Deutschland.

Variable	Schätzer	z-Wert	Std.-Fehler	Pr(>|z|)
ln (DISTANZ)	-1,572	-97,377	0,016	0,000
ln (FLÄCHE)	0,704	31,785	0,022	0,000
ln (BREITE)	1,061	28,551	0,037	0,000
STEHEND	-3,980	-14,199	0,280	0,000
STRAND	0,882	10,169	0,087	0,000
WEGELÄNGE	0,762	8,004	0,095	0,000
WEGLÄNGE²	-0,091	-4,210	0,022	0,000
ÖPNV	0,300	3,150	0,095	0,000
PARKPLATZ	0,891	8,367	0,107	0,002
ERHOLUNG	0,327	5,809	0,056	0,000
ERHOLUNG²	-0,024	-2,947	0,008	0,003
LAUBANTEIL	0,051	3,472	0,015	0,001
LANDÄST	0,196	2,986	0,066	0,003
No. of observations = 142.084.183		Pseudo R2 = 0,5613		
Log Likelihood = -6.713,766		LR chi2(13) = 17.178,44		

Für das vorliegende Modell wurden verschiedene Spezifikationen des systematischen Teils der Nutzenfunktion getestet, um nicht-lineare Zusammenhänge hinsichtlich der Gewässerpräferenzen abzubilden. Das Modell mit dem höchsten Likelihood-Wert ist hier gezeigt. Da sich die Entfernung zum Gewässer als besonders wichtig herausstellte, wurden verschiedene Box-Cox-Transformation getestet und die optimale Transformation verwendet[4].

Wie der negative Schätzer des Nutzengewichts der logarithmierten Entfernung zum Gewässer zeigt, sinkt mit zunehmender Distanz zwischen Wohnort und Gewässer die Wahrscheinlichkeit eines Gewässerbesuchs. Die Gewässerfläche bzw. -breite erhöht hingegen die Gewässerattraktivität. Die Überlegenheit der logarithmischen Spezifikation dieser Variablen in der optimalen Modellspezifikation, spiegelt dabei wider, dass Grenzkosten bzw. -nutzen bei zusätzlichen Steigerungen dieser Variablen abnehmen (Tabelle 19). Die Verfügbarkeit eines Strands sowie die Verfügbarkeit eines Parkplatzes oder einer ÖPNV-Haltestelle im Gewässerumfeld steigern die Gewässerattraktivität. Gleiches gilt für die Wegelänge im Uferbereich sowie die Anzahl der Erholungsfazilitäten, wobei der Grenznutzen auch bei diesen Variablen abnimmt, wie der negative

[4] Die Box-Cox-Transformation hat die folgende Form: $d^* = \frac{d^{\lambda}-1}{\lambda}$. Verschiedene Werte für $\lambda \in (0,1]$ wurden in Intervallen von 0,05 getestet. Der Likelihood-Wert stieg mit $\lambda \to 0$ und $lim(d^*)$ für $\lambda \to 0$ ist $ln(d)$.

Wert der quadratischen Terme indiziert. Nicht zuletzt haben Laubbäume im Gewässerumfeld sowie die Landschaftsästhetik einen positiven Einfluss auf den Erholungswert von Gewässern.

Tabelle 19: Reisekosten nach Reisemodus und Entfernungsintervall (EI) in Euro.

Luftlinienentfernung in km Reisemodi	EI < 0,5 km	0,5 km < EI < 30 km	EI >30 km
Auto	0,00	0,30[1]	0,30
ÖPNV / Bahnfernverkehr	0,00	0,13[2]	0,25[3]
Fahrrad[4]	0,00	0,06	0,25
	EI < 2,5 km	2,5km < EI < 30 km	EI > 30 km
Zu Fuß	0,00	0,30	0,30

[1] Steuererstattungen für motorisierte Fahrten zur Arbeit.
[2] Durchschnittliche Kosten im öffentlichen Personennahverkehr (ÖPNV) in Deutschland (Hamburger Verkehrsverbunds, 2021).
[3] Durchschnittliche Bahnkosten im Fernverkehr in Deutschland (Hamburger Verkehrsverbunds, 2021).
[4] Die Kosten für das Radfahren basieren auf Brühbach et al. (2009), einschließlich Abschreibung und Wartung.

Für Managemententscheidung bedeutsam ist die Möglichkeit anhand der berechneten Nutzengewichte mithilfe der Reisekostenmethode Wohlfahrtseffekte für Veränderungen beeinflussbarer Gewässerattribute zu schätzen bzw. Effekte, die sich aus Veränderungen hinsichtlich der Gewässerzugänglichkeit ergeben. Dazu müssen im ersten Schritt Entfernungen in Reisekosten umgerechnet werden. Tabelle 20 zeigt die Reisekosten für verschieden Reisemodi und Entfernungsintervalle. Nach Umrechnung der Distanzvariable in Reisekosten können Wohlfahrtseffekte für Veränderungsszenarien (ohne Berücksichtigung des Einkommenseffekts) als kompensierende Variation (CV) berechnet werden:

$$CV = -\frac{1}{\mu}\left(ln \sum_{i \in C_n} e^{V_{i0}} - ln \sum_{i \in C_n} e^{V_{i1}}\right) \qquad \text{Gleichung 4}$$

wobei V_{i0} und V_{i1} jeweils den Nutzen vor und nach dem zu bewertenden Managementeingriff darstellen und μ den negativen Reisekostenparameter repräsentiert (Hanemann, 1982).

Tabelle 20: Wohlfahrtseffekte pro einzelnem Gewässerbesuch (kompensierende Variation in Euro) von Standortschließungsmaßnahmen für verschiedene Nutzergruppen im Vergleich zu keinen Zugangsbeschränkungen.

Aktivität Managementszenario	Spazieren	Fahrradfahren	Schwimmen	Wandern
Schließung von FFH-Gebieten				
Arithmetisches Mittel	-5.5442	-6.6873	-5.0817	-9.4905
Standardabweichung	3.6759	4.605	3.5602	5.1335
Min. / Max.	-21,55 / -1,04	-21,35 / -1,61	-19,85 / -0,72	-30,44 / -2,79
Schließung großer Seen				
Arithmetisches Mittel	-1.7586	-2.1736	-4.2586	-4.4484
Standardabweichung	2.4148	3.1546	4.5475	4.5783
Min. / Max.	-17,34 / -0,02	-22,89 / -0,05	-20,19 / -0,04	-19,38 / -0,19

Tabelle 20 zeigt am Beispiel zweier hypothetischer Szenarien – Zugangsschließungen zu Binnengewässern in FFH-Gebieten und Schließung von Seen mit einer Fläche von mehr als 100 ha Fläche – die entsprechenden Wohlfahrtseffekte für Spaziergänger, Fahrradfahrer, Schwimmer und Wanderer pro Gewässerbesuch. Die höchsten Wohlfahrtsverluste pro einzelnem Gewässerbesuch entstehen demnach in beiden Fällen für Wanderer. Da Wandern typischerweise keine alltägliche Freizeitbeschäftigung ist, ist sie mit höheren Zahlungs- bzw. Reisebereitschaften verbunden und entsprechend auch mit höheren Wohlfahrtsverlusten im Falle von Zugangsbeschränkungen assoziiert. Gleichzeitig zeigt sich, dass der relative Wohlfahrtsverlust für Schwimmer im Falle der Schließung großer Seen deutlich stärker ausfällt als im Falle der Schließung von FFH-Gebieten, was ihre stärkere Präferenz für Seen reflektiert. Spaziergänger und Jogger haben hingegen deutlich geringere relative Wohlfahrtsverluste bei Zugangsbeschränkungen an großen Seen.

3.1.7. Zufriedenheit mit dem Gewässerbesuch

Im Zusammenhang mit ihrem letzten Besuch an einem Gewässer wurden die befragten Personen auch gebeten, ihre Zufriedenheit mit dem Besuch anzugeben. Neben der Zufriedenheit insgesamt wurden auch die Zufriedenheiten mit den folgenden Teilaspekten abgefragt: Überfüllung, Naturerlebnis, Landschaft, Wasserqualität, Erreichbarkeit, Naturnähe und die an diesem Ort vorhandene Infrastruktur. Die jeweils verwendeten Formulierungen sind in Tabelle 20 aufgeführt. Die jeweiligen Angaben erfolgten auf einer 10-Punkte-Skala von "völlig unzufrieden" (1 Stern) bis "völlig zufrieden" (10 Sterne) verwendet. In der Umfrage wurde die Gesamtzufriedenheit mit dem Besuch immer zuerst abgefragt, anschließend wurden die Teilaspekte in zufälliger Reihenfolge abgefragt.

Table 20: Formulierung der Fragen zur Messung der Zufriedenheit

Zufriedenheit	
Insgesamt mit dem Besuch	"Wenn Sie an diesen letzten Besuch zurückdenken: Wie zufrieden waren Sie, alles in allem, mit Ihrem angegebenden Erlebnis an diesem Gewässer? Bitte antworten Sie auf der Skala von „ganz und gar unzufrieden“ (1 Stern) bis „voll und ganz zufrieden“ (10 Sterne).
Mit einzelnen Aspekten	"Wie zufrieden waren Sie im Einzelnen … Bitte antworten Sie wieder auf der Skala von „ganz und gar unzufrieden“ (1 Stern) bis „voll und ganz zufrieden“ (10 Sterne).
Überfüllung	… damit, ungestört durch andere Personen Ihren Erholungsaktivitäten nachgehen zu können?
Naturerlebnis	… mit dem Naturerlebnis?
Landschaft	… mit der Landschaft im Umfeld?
Wasserqualität	… mit der Klarheit des Wassers?
Erreichbarkeit	… mit der Erreichbarkeit des Gewässers?
Naturnähe	… mit der Naturnähe der Pflanzen und Tieren?
Infrastruktur	… mit der Infrastruktur für ihre Freizeitaktivität?

Die Gesamtzufriedenheit mit dem in der Umfrage gennannten Besuch ist über die Befragungswellen hinweg mit Werten ab 8,4 auf der verwendeten 10-Punkte-Skala hoch (Tabelle 21).

Bedenkt man, dass der höchste Wert der Messskala als Anker die Beschreibung "vollkommen zufrieden (10 Sterne)" hatte, dann scheinen die Befragten insgesamt mit ihrem Besuch sehr zufrieden zu sein. Der Mittelwert für die gesamte Stichprobe über alle Monate hinweg liegt bei 8,4, die Abweichungen der einzelnen Monate von diesem Mittelwert sind gering. Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass für jeden Monat eine neue Zufallsstichprobe gezogen wurde. Die ähnlichen Bewertungen über die Monate hinweg stammen somit von verschiedenen Personen. Dies deutet darauf hin, dass die Zufriedenheit in der Bevölkerung insgesamt hoch zu sein scheint und nicht Ergebnis einer einzelnen Stichprobe ist.

Table 21: Zufriedenheit mit dem vor der Umfrage zuletzt getätigten Gewässerbesuch, N = 6.783.

	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	⌀
Insgesamt	8,4	8,4	8,4	8,5	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4
Überfüllung	7,0	7,1	7,1	7,1	7,1	7,0	7,2	7,2	7,1
Naturerlebnis	7,9	8,1	8,2	8,2	8,1	8,0	8,0	8,0	8,1
Landschaft	8,0	8,1	8,2	8,4	8,2	8,1	8,1	8,1	8,1
Wasserqualität	7,2	7,2	7,4	7,3	7,1	7,1	7,1	7,1	7,2
Erreichbarkeit	8,8	8,7	8,8	8,8	8,7	8,6	8,7	8,7	8,7
Naturnähe	7,7	7,9	8,1	8,1	7,9	7,8	7,9	7,8	7,9
Infrastruktur	7,6	7,6	7,6	7,9	7,7	7,6	7,7	7,6	7,7

Die Zufriedenheit mit den einzelnen Aspekten des Besuchs variiert stärker. Die geringste Zufriedenheit besteht hinsichtlich der Möglichkeit, ungestört von anderen Menschen den Freizeitaktivitäten nachzugehen. Im Durchschnitt liegt diese Zufriedenheit bei 7,1 und hat damit den geringsten Wert über alle Teilzufriedenheiten hinweg. Weiterhin besteht eine geringere Zufriedenheit mit der Wasserqualität, ihr Wert liegt bei 7,2 im Durchschnitt. Die höchsten Zufriedenheiten resultieren aus der Erreichbarkeit (Wert 8,7) und der Landschaft im Umfeld (Wert 8,1). Dazwischen liegen die Werte für das Naturerlebnis (8,1), die Naturnähe (7,9) und die Infrastruktur (7,6). Auch bei diesen Zufriedenheiten weichen die Bewertungen für die einzelnen Monate nicht stark vom Mittelwert ab. Ähnlich wie die Gesamtzufriedenheiten variieren auch die Zufriedenheiten mit Teilaspekten des Gewässerbesuches kaum über die befragten Monate hinweg. Dies deutet daraufhin, dass der Grad der Zufriedenheit nicht von der Jahreszeit abhängt.

Wird der Einfluss von Gewässereigenschaften auf die Gesamtzufriedenheit untersucht, dann zeigen sich folgende Effekte: Positive Auswirkungen haben der landschaftliche Wert der Landschaft im Umfeld und die Größe eines Sees. Besuche an Gewässern innerhalb einer wertvolleren Landschaft als auch größere Seen, relativ zu Flüssen, führen zu höheren Zufriedenheiten. Negativ beeinflusst wird die Gesamtzufriedenheit von Parkplätzen und öffentlichen Verkehrsmitteln in der Umgebung (Bushaltestelle in 1 km Entfernung). Eine Erklärung für diesen Effekte könnte sein, das Gewässer mit guten Verkehrsanschluss stärker besucht werden, die Störung durch andere Besucher jedoch zur geringsten Zufriedenheit führte.

3.1.8. Räumliche Verteilung der jährlichen Gewässerbesuche

Anhand der mithilfe des oben beschriebenen Site-Choice-Modell berechneten Nutzengewichte der Gewässereigenschaften, lässt sich in Verbindung mit der räumlichen Verteilung der Wohnorte, räumlich explizit die Gewässernutzung in Deutschland auf Einzelgewässerebene quantifizieren. Wo

und in welcher Intensität Binnengewässer für Erholungszwecke genutzt werden, ist wiederum wichtig fürs Umweltmanagement. Entsprechende Informationen können beispielsweise im Naturschutzbereich darüber entscheiden, wo räumlich und zeitlich beschränkte Zugangsbeschränkungen zum Artenschutz (Abell et al., 2007) mit möglichst geringen Wohlfahrtsverlusten implementiert werden können. Das in diesem Abschnitt präsentierte Modell ist darüber hinaus in der Lage Reallokationseffekte der räumlichen Nachfrage für Managementszenarien zu quantifizieren, welche die im obigen Site-Choice-Modell berücksichtigten Gewässereigenschaften betreffen, etwa nach Erschließung eines Gewässers durch die öffentliche Verkehrsinfrastruktur oder nach dem Ausweis einer öffentlichen Badestelle an einem See oder Flussabschnitt.

Um eine probabilistische Zuteilung der geschätzten Gesamtzahl der jährlichen Besuche auf die Einzelgewässer vornehmen zu können, sind zunächst die Luftliniendistanzen zwischen Wohnorten und Gewässern nötig gewesen, da die Distanz als einziges Attribut in obigem Site-Choice-Modell davon abhängt, wo der Ausgangspunkt eines Gewässerbesuchs liegt. Grundlage um die entsprechende Distanzmatrix für die deutsche Bevölkerung zu berechnen, waren Daten vom Zensus 2011 (Statistisches Bundesamt, 2015). Daraus wurde ein Rasterobjekt verwendet, das für ein Netz aus 3,18 Millionen Rasterzellen, in denen mindestens ein Haushalt wohnhaft ist, jeweils die Gesamtzahl der Bewohner pro Zelle quantifiziert. Da mit 3,18 Millionen bewohnten Zellen und über 100.000 Gewässern die Berechnung der Distanzmatrix für sämtliche bevölkerten Rasterzellen technisch nicht umsetzbar war, wurden die Wohnorte zunächst mithilfe eines *k-mean-Algorithmus* zu 127.110 Punkten gebündelt, die jeweils eine bestimmte Menge an Bundesbürgern repräsentieren. In Abbildung 36 sind zur Illustration des Vorgehens zunächst für das Bundesland Berlin die geclusterten Wohnorte als Punkte abgebildet. Die Zahl der repräsentierten Bürger pro Punkt wurde anschließend mit der durchschnittlichen Anzahl der jährlichen Gewässerbesuche von 34,7 multipliziert, sodass jeder Punkt eine bestimmte Zahl jährlicher Besuche an Binnengewässer repräsentiert. Im letzten Schritt wurden die Besuchswahrscheinlichkeiten auf Einzelgewässerebene ausgehend von den 127.110 geclusterten Startpunkten gemäß Gleichung 3 berechnet und anschließend aufsummiert.

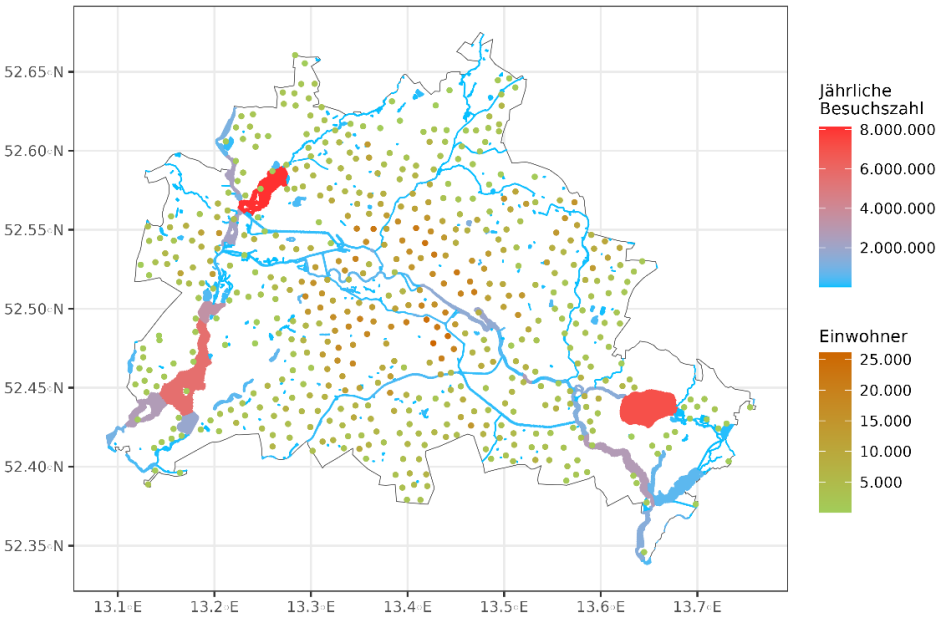


Abbildung 36: Räumliche Verteilung der Wohnorte als Startpunkte für Gewässerbesuche (Punkte) sowie räumliche Verteilung der Anzahl der jährlichen Gesamtbesuche auf die einzelnen Binnengewässer im Land Berlin. Grundlage bilden die anhand eines Site-Choice-Modells berechneten Nutzengewichte sowie die räumliche Bevölkerungsverteilung des Zensus-2011 (Statistisches Bundesamt, 2015).

Das Ergebnis ist die geschätzte Zahl jährlicher Gewässerbesuche an einzelnen Gewässern. Abbildung 36 zeigt für das Land Berlin die entsprechende Zuteilung der geschätzten jährlichen Gewässerbesuche auf Einzelgewässerebene. Erkennbar ist, dass die großen Berliner Seen die höchste Zahl von Gewässerbesuchern anziehen. Gleichzeitig haben aber insbesondere im Stadtinneren auch Fließgewässer erhebliche Zuströme.

Analog wurden die Schätzer der Besuchshäufigkeiten auf Einzelgewässer für die gesamte Bundesrepublik berechnet. Die entsprechende Darstellung für die berücksichtigten insgesamt 124.380 Binnengewässer befindet sich in Abbildung 37. Zu Illustrationszwecken wurden die geschätzten Besuchshäufigkeiten hierbei in acht Kategorien eingeteilt. Ein wesentlicher Treiber der räumlichen Verteilung der besuchten Gewässer ist hierbei die räumliche Verteilung der Wohnorte, da der Großteil der Gewässerbesuche im Wohnumfeld stattfindet. Entsprechend sind zwischen dem am dichtesten (Nordrhein-Westfalen) und am wenigsten dicht (Mecklenburg- Vorpommern) besiedelten Bundesland Unterschiede in der Grundfrequentierung der Gewässer deutlich erkennbar. Darüber hinaus sticht die hohe Bedeutung großer Seen für Erholungszwecke ins Auge, insbesondere in den seenreichen Gebieten Norddeutschlands.

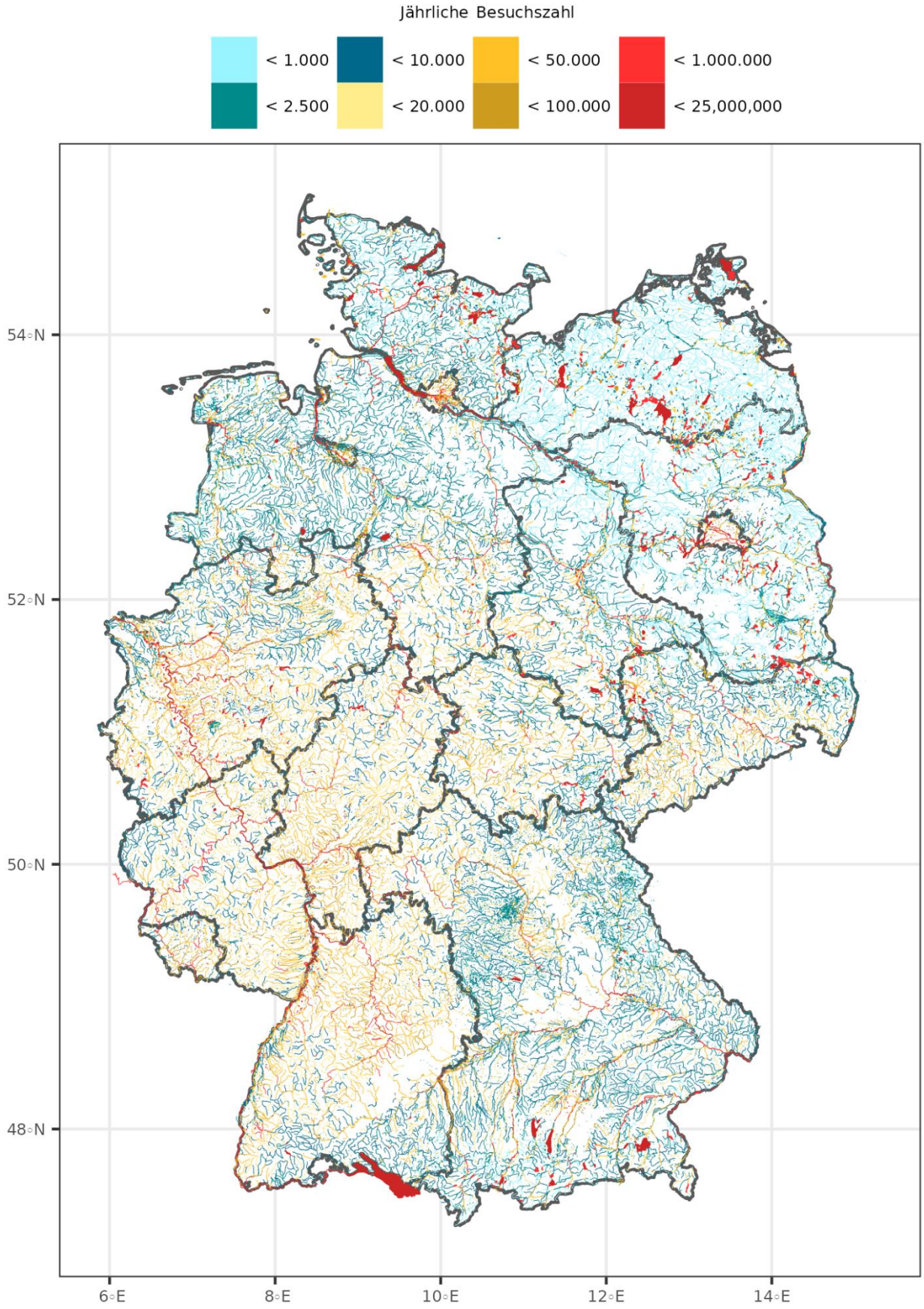


Abbildung 37: Räumliche Verteilung der Anzahl der jährlichen Gesamtbesuche auf die einzelnen insgesamt 124.380 berücksichtigten Steh- und Fließgewässerabschnitte in Deutschland. Grundlage bilden die anhand eines Site-Choice-Modells berechneten Nutzengewichte sowie die räumliche Bevölkerungsverteilung des Zensus-2011 (Statistisches Bundesamt, 2015).

3.1.9. Fazit

Hinsichtlich der Gewässerverfügbarkeit ist die deutlich bessere Erreichbarkeit von Fließgewässern (546,6 m bis zum nächsten Wasserlauf versus 1206,6 m bis zum nächsten Stehgewässer im Median) auffällig, sofern kleinere Wasserläufe mit weniger als fünf Metern Breite berücksichtigt werden. Bei ausschließlicher Betrachtung größerer Gewässer (mehr als 5 m Breite bzw. 1 ha Fläche), fällt die Entfernung zum nächsten Fließgewässer und zum nächsten Stehgewässer mit 2,2 km 2,1 km im Median hingegen annähernd gleich aus.

Hinsichtlich der Gewässernachfrage ist ein zentrales Ergebnis, dass sich der Großteil der Gewässerbesuche im unmittelbaren Wohnort abspielt; die Hälfte der Befragten legten weniger als 3 km Luftlinie zurück und nur 25 % der Befragten mehr als 11 km. Dabei machen Freizeitaktivitäten an den Ufern der Binnengewässer ohne direkten Wasserkontakt mit rund 90 % der jährlichen Gewässerbesuche die große Mehrheit aus. In den Sommermonaten nimmt Schwimmen mit einem Anteil von 15 % der monatlichen Gewässerbesuche dann allerdings eine wichtige Rolle ein, wobei es die einzige Aktivität ist, bei welcher eine starke Präferenz für stehende Gewässer existiert. Die am häufigsten durchgeführten Aktivitäten im Gewässererholungskontext sind Spazierengehen ohne und mit Hund, Radfahren, Wandern, Schwimmen sowie Joggen (in dieser Reihenfolge) mit einem Gesamtanteil von 84,2 % der jährlichen Besuche.

Den stärksten Einfluss auf die Gewässerauswahl haben die Entfernung zum Gewässer (mit negativem Vorzeichen) sowie die Gewässergröße und das Vorhandensein eines Strands (mit positivem Vorzeichen). Darüber hinaus haben die verkehrsinfrastrukturelle Zugänglichkeit und Landschaftsästhetik als Gewässerattribute sowie die Existenz von Laubbäumen und Erholungsfazilitäten im Gewässerumfeld einen signifikanten positiven Einfluss auf die Attraktivität von Binnengewässern. Über den Jahresverlauf weisen die der Gewässerauswahl zugrundliegenden Präferenzen dabei wenig Saisonalität auf.

Hinsichtlich der Zufriedenheit mit dem letzten Besuch an einem Gewässer zeigt sich, dass die Werte hier sowohl für die Zufriedenheit mit dem gesamten Besuch als auch mit Teilaspekten des Besuchs hoch sind. Insgesamt werden Besuche an Gewässer als sehr zufriedenstellende wahrgenommen, und dies über alle acht untersuchten Monate hinweg. Einzig die Anwesenheit anderer Personen und die Wasserqualität erzielen relativ geringere Werte der Zufriedenheit, jedoch liegen auch für diese beiden Aspekte die Werte auf der 10-Skala mindestes bei einem Durchschnitt von 7. Die gemessenen Zufriedenheiten legen somit keinen dringlichen Handlungsbedarf nahe, allerdings handelt es sich um Durchschnittswerte für ganz Deutschland, regional und vor allem für einzelne Gewässer können sich ganz andere Bilder ergeben.

3.2. Präferenzen für die Erholung an Gewässern in der Region Berlin-Brandenburg

Jürgen Meyerhoff, Oliver Becker, Robert Arlinghaus

3.2.1. Einleitung

Die Erholung an Gewässern hat einen hohen Stellenwert für die Bevölkerung in Deutschland (Becker et al., 2023; Börger et al., 2021). Diese beiden Studien zeigten unter anderem, dass für viele Erholungsaktivitäten Gewässer in der Nähe des Wohnortes bevorzugt werden. Die Ergebnisse von Becker et al. (2023) zeigten zudem, dass viele Erholungssuchende auf ihrer Erholungsaktivitäten nicht direkt mit Wasser in Kontakt kommen. Allerdings können aus vergangenem Verhalten nur bedingt Aussagen über zukünftige Präferenzen für die Erholung an Gewässern abgeleitet werden (Hanley und Barbier, 2009). Auch stehen nicht alle bevorzugten Eigenschaften von Gewässern in einem direkten Zusammenhang mit vergangenem Verhalten. So ist die vergangene Wahl eines Gewässers für die Aktivität Spazierengehen wenig aussagekräftig im Hinblick auf die Präferenzen der Erholungssuchenden für die zukünftige Wasserqualität, da beim Spazierengehen die eigentliche Gewässerqualität nicht zwangsläufig erfahren wird und damit die Qualität eines Gewässers nicht unbedingt zu den die Entscheidung mitbeeinflussenden Merkmalen gehörte. Ein weiterer wichtiger Grund für die Erhebung der Präferenzen von Erholungssuchende für bestimmte Merkmale von Gewässern ist, dass die Erholung an Gewässern mit anderen gesellschaftlichen Zielen wie dem Schutz von Arten und Lebensräumen in einen Zielkonflikt geraten kann (Meyerhoff et al. 2019, 2022; Schafft et al. 2021): Wird am Ufer eines Sees gebadet, kann die Vegetation beschädigt werden, die Fahrt mit einem Kanu auf einem kleinen Fließgewässer kann den Gewässergrund beeinträchtigen, und der Spaziergang entlang von Seen oder Flüssen kann brütende Vögel stören (siehe u.a. Venohr et al. 2018, Schafft et al. 2021, Meyer et al. 2021), um einige potenzielle Konflikte zu benennen. Für die Entwicklung und Umsetzung von Managementmaßnahmen, die derartige Konflikte lösen oder zumindest abschwächen könnten, sind Informationen über die Präferenzen der Erholungssuchenden eine wichtige Grundlage. Präferenzen helfen zunächst, das Verhalten von Nutzergruppen besser zu verstehen (Matsumura et al. 2019). Sie helfen dem Bewirtschafter auch einzuschätzen, wie stark die Zielkonflikte zwischen der Befriedigung der Ansprüche unterschiedlicher Nutzergruppen oder zwischen dem Freizeit- und dem Naturschutzmanagement ausfallen können, und zu welchen Wohlfahrtsverlusten oder -gewinnen die Umsetzung von Maßnahmen zum Schutz von Natur und Landschaft führen könnte.

Generell werden für die Erhebung von Präferenzen für Erholungsorte zwei Ansätze unterschieden. Erstens können Personen befragt werden, an welchen Orten sie sich in der Vergangenheit erholt haben. Über die Eigenschaften dieser Orte lassen sich anschließend die Präferenzen für die Erholungsorte ableiten (*revealed preferences*). Dabei wird davon ausgegangen, dass bei der Gewässerwahl die Variation von Eigenschaften über die Gewässer hinweg (z.B. Zugänglichkeit, Sichttiefe, Verfügbarkeit von Infrastrukturen, Landnutzung im Umfeld (Wald, Offenland, Agrarflächen), Artenreichtum der Gewässer, Dichte des Wegenetzes am Ufer) eine Rolle gespielt haben. Statistische Modelle, die die Auswahl der Gewässer als Funktion der Gewässermerkmale darstellen, können anschließend Auskunft darüber geben, welche Eigenschaften für die Auswahl des Erholungsortes wichtig waren. Ist den befragten Personen die Größe eines Gewässers wichtiger als die Dichte des Wegenetzes am Ufer?

Dieser Ansatz der Modellierung tatsächlichen Verhaltens stößt aber an Grenzen, wenn Präferenzen für zukünftige Zustände von Gewässern von Interesse sind oder aber Präferenzen für Merkmale von

Gewässern erhoben werden sollen, die aktuell nicht in der Gewässerlandschaft variieren. In diesem Fall werden Methoden benötigt, die die Präferenzen für Gewässermerkmale direkt abfragen (*stated preferences*). Diese typischerweise auf hypothetischem Verhalten basierende Methoden nutzen in der Regel kontrollierte Umfrageexperimente. Eine in diesem Zusammenhang zunehmend eingesetzte Methode sind Choice Experimente (CE) (Mariel et al., 2021). Bei ihrer Anwendung werden Personen gebeten, aus einer begrenzten Anzahl an Alternativen, z.B. Gewässer mit unterschiedlichen Eigenschaften, die für sie beste Alternative auszuwählen. Die Auswahlentscheidungen erlauben zum einen Rückschlüsse auf den Nutzen, den z.B. der Besuch an dem gewählten Gewässer für die betreffende Person stiften würde, und Aussagen über die zukünftige Nachfrage, wenn sich die Merkmale der Alternativen, in diesem Fall Gewässer, ändern sollten (Mariel et al., 2021). Beispiele hierfür sind Verbesserungen der Wasserqualität in Gewässern oder der Ausbau von Infrastruktur wie Badestellen oder Anlegeplätze für Boote.

In der aktuellen Literatur über Präferenzen für Erholungsorte wurden Choice Experimente im Zusammenhang mit verschiedenen Erholungsaktivitäten eingesetzt. Hierzu zählen insbesondere die Präferenzen von Anglern für Merkmale von Gewässern (siehe die Übersichtsartikel von Hunt 2005; Hunt et al., 2019) oder die von Jägern (z.B. Truong et al., 2017). Andere Anwendungen betreffen Personen, die Wasservögel (Roberts et al., 2017) oder allgemein Vögel beobachten wollen (Kolstoe & Cameron, 2017). Weitere Beispiele umfassen die Auswahl von Standorten für Klettern in den Bergen (Scarpa & Thiene, 2005; de Salvo et al., 2022), für Kajakfahren im Wildwasser (Hynes et al., 2008) oder das Sportbootfahren (Curtis et al., 2017). Jedoch gibt es kaum Studien, die Präferenzen für Erholungsorte innerhalb einer größeren Region untersucht haben, ohne sich auf spezifische Aktivitäten oder spezifische Erholungsorte, sei es ein bestimmtes Gebirge oder ein bestimmter See, zum Beispiel, zu konzentrieren.

Vor diesem Hintergrund wenden wir uns den Präferenzen für Gewässer von Personen zu, die in der Region Berlin und Brandenburg Seen oder Flüsse zur Erholung aufsuchen. Im Rahmen einer Online-Umfrage wurden die Personen gebeten, eine Auswahl zwischen Gewässern zu treffen und so ihre Präferenzen für die Eigenschaften von Gewässern (Gewässerattribute) zu offenbaren. Ihr letzter Erholungsbesuch an einem Gewässer sollte zum Zeitpinkt des Interviews nicht länger als sechs Monate zurückliegen und nicht im Zusammenhang mit einer Übernachtung stehen. Für folgende Aktivitäten, die bei Ausübung der Aktivität mit Wasser direkt in Kontakt kommen, wurden Quoten für die Anzahl an vollständigen Interviews angestrebt: Schwimmen, Angeln, Bootfahren mit und ohne Motor. Diese Aktivitäten wurden ausgewählt, weil sie einen direkten Bezug zum Wasser haben. Durch die Anwendung dieser Quoten sollte sichergestellt werden, dass in hinreichendem Umfang Interviews mit Personen geführt wurden, für die diese Aktivitäten ein wesentlicher Anlass für ihre Erholung an Gewässern war. Im Winter 2021/22 wurden insgesamt 2.500 Interviews durchgeführt.

3.2.2. Design der Umfrage

Zur Vorbereitung der Umfrage wurden im Mai 2021 fünf Fokusgruppen in der Region Berlin-Brandenburg durchgeführt. Als Reaktion auf die Covid-Pandemie wurden sie chat-basiert als Online-Treffen durchgeführt. Je Fokusgruppe haben zwischen 15 und 20 Personen teilgenommen. Die Teilnehmer wurden über ein Online-Panel eingeladen und nach Kriterien wie Alter und Geschlecht ausgewählt, um eine ausgewogene Besetzung der einzelnen Gruppen zu erreichen. Die Fokusgruppe sollte zunächst die Merkmale identifizieren helfen, die für Erholungssuchende wichtigen Eigenschaften bei der Auswahl von Gewässer zu ermitteln. In den Fokusgruppen wurden außerdem Elemente einer frühen Fassung des Online-Fragebogens, insbesondere das Choice Experiment, getestet und

ausgewählte Aspekte wie die Bedeutung der Distanz zwischen den Gewässern und dem Wohnort, die Bedeutung anderer Erholungssuchender am selben Gewässer für die Erholungsqualität sowie die Bedeutung der Naturnähe gezielt angesprochen und mit den Teilnehmern diskutiert. Im Ergebnis der Fokusgruppe wurde der Fragebogen weiter optimiert.

Für die Durchführung der Online-Umfrage wurde eine Quotierung Stichprobe im Hinblick auf ausgewählte Nutzergruppen angestrebt. Über das Umfrageinstitut imug GmbH, Hannover, wurde aus einem Online-Panel zunächst eine Zufallsstichprobe für den Raum Berlin-Brandenburg gezogen. Die Teilnehmer wurden zu Beginn der Umfrage befragt, ob sie in den letzten sechs Monaten vor dem Umfrage unter anderem Gewässer zur Erholung aufgesucht hatten, und was ihre Hauptaktivität bei der Erholung an Gewässern war. Dies Vorgehen sollte sicherstellen, dass jeweils 250 Interviews mit Personen geführt wurden, für die Freizeitangeln, Schwimmen, Bootsfahren ohne Motor (Kanu, Ruderboot) oder Bootsfahren mit Motor ein Hauptgrund für ihre Gewässerbesuche in der Region Berlin-Brandenburg war. Die vier Aktivitäten wurden ausgewählt, weil sie a) in der Region relevante Freizeitaktivitäten an Gewässern sind, b) Kontakt mit Wasser erfordern, und c) Interaktionen zwischen Erholungssuchenden, die diesen Aktivitäten nachgehen, zu Konflikten führen können (Meyerhoff et al. 2019). Personen, die sich an einem Gewässer in der Region erholt hatten, aber keine dieser Aktivitäten ausgeübt hatten, wurden nach ihrer jeweiligen Hauptaktivität gefragt und nahmen anschließend an der Umfrage teil. Personen, die kein Gewässer besucht hatten, konnten nicht teilnehmen. Die Einladung von Personen zum Interview sollte fortgesetzt werden, bis die Quoten (250 je definierter Aktivität) und das Gesamtziel von 2.500 Interviews erreicht wären.

Nach der Angabe der Hauptaktivität wurde gefragt, welchen See oder Fluss in Berlin-Brandenburg die Person in den sechs Monaten vor der Umfrage am häufigsten für die genannte Hauptaktivität aufgesucht hatte. Es wurde detailliert darauf hingewiesen, dass die Umfrage nur auf Aufenthalte an oder auf Gewässern während eines Tages (ohne Übernachtung) abzielte (Tagesbesuche). Für die Angabe des Gewässers wurde eine in die Online-Umfrage integrierte Landkarte, basierend auf Open Street Maps, genutzt. Auf dieser Landkarte sollte das besuchte Gewässer über einen Marker angezeigt werden. Über den Marker wurden später die Koordinaten des Gewässers für die weitere Auswertung ermittelt. Anschließend wurden die Personen gebeten, Angaben zur Situation an dem besuchten Gewässer aus ihrer subjektiven Sicht zu machen. Für diese Abfrage wurden die später im Choice Experiment genutzten Ausprägungen (Level) der Gewässermerkmale (Attribute) genutzt (siehe Tabelle 21).

Im anschließenden Choice Experiment wurden die Teilnehmer gebeten, eine Auswahl zwischen den folgenden Alternativen zu treffen: zwei hypothetischen Gewässern („Gewässer 1“ und „Gewässer 2“), dem Ort, den die Person in den letzten sechs Monaten am häufigsten besucht hatte (Mein markiertes Gewässer“), und der Option, kein Gewässer aufzusuchen („Ich gehe an kein Gewässer“). Konkret wurden die Befragten gebeten, die für die Ausübung ihrer Hauptaktivität beste und schlechteste Alternative auszuwählen. Anschließend wurde die Anzahl der zukünftigen Besuchstage für die beste Alternative abgefragt. Sie war definiert als die Anzahl an Tagen, die die Person aus heutiger Sicht in den kommenden zwölf Monaten an diesem Gewässer verbringen würde, wenn die in dem Szenario dargestellten Bedingungen tatsächlich zutreffen würde. Diese Frage wurde nicht gestellt, wenn die Option „Ich besuche kein Gewässer“ gewählt wurde.

Für die Beschreibung der Alternativen zur Darstellung verschiedener Gewässerqualitäten, aus denen die Personen auswählen sollten, wurden zehn Attribute genutzt (Tabelle 21).

Ihre Auswahl erfolgte basierend auf der Literatur (z.B. Doherty et al., 2014), auf der Analyse der tatsächlichen Besuche an Gewässern in ganz Deutschland (Becker et al., 2023) sowie aufgrund der im Projekt AQUATAG gestellten Forschungsfragen. Zu den Attributen gehörten a) ob das Gewässer ein See oder Fluss ist, b) die Zugänglichkeit des Gewässers, c) die Naturnähe, d) die Sichttiefe im Sommer als Indikator für die Wasserqualität, e) ob Einrichtungen für den Wassersport zur Verfügung stehen, f) ob Infrastrukturen wie öffentliche Toiletten oder Spielplätze vorhanden sind, g) die Anzahl der anderen Besucher, die zum Zeitpunkt des Besuchs anwesend sind, h) die Anbindung an verschiedene Verkehrsmittel, i) die am Gewässer praktizierte Erholungsnutzung, j) die Entfernung zwischen dem Gewässer und dem Wohnort der Befragten. Die Beschreibung der Attribute, die bei der Abfrage der Ist-Situation gegeben wurde, konnte von den Teilnehmern auf jedem Auswahlset wieder abgerufen werden durch Bewegung des Mauszeigers über den Namen des Attributes.

Die Verteilung der Attributlevel auf die experimentell erzeugten Alternativen erfolgt mithilfe von statistischen Designs5. Es wurden jeweils effiziente Designs (D-efficieny; ChoiceMetrics 2018) erstellt, als Priors wurden kleine Werte nahe null verwendet, um das erwartete Vorzeichen der Parameter anzugeben (positive Vorzeichen für die nicht-monetären Attribute und ein negatives Vorzeichen für das monetäre Attribut). Zum Vorgehen bei der Erstellung der Designs mit konstanten Attributen, siehe Meyerhoff und Oehlmann (2023). Während des Interviews wurde jede Person gebeten, acht zufällig aus dem jeweiligen experimentellen Design gezogene Auswahlsets (Abbildung 38) zu beantworten.

[5] Um mögliche Effekte einer zu hohen Komplexität aufgrund der im Vergleich hohen Anzahl an Attributen zu untersuchen, wurden in Teilstichproben verschiedene experimentelle Designs getestet. Neben einer Teilstichprobe, in der die Level aller Attribute variierten, wurden für zwei weitere Teilstichproben sogenannte partielle Designs verwendet (Chrzan, 2010). In diesen Designs variieren die Level ausgesuchter Attribute nicht zwischen den Alternativen und sind daher für die Auswahl nicht entscheidend. In einer Teilstichprobe wurden über das experimentelle Design jeweils drei Attribute konstant gehalten, in der dritten Teilstichprobe die Level von sechs Attributen konstant gehalten. Personen, die nicht Freizeitangeln, Schwimmen, Bootfahren mit oder ohne Motor als Hauptaktivität angegeben hatten, wurden zufällig einer dieser drei Teilstichproben zugewiesen. Personen, die eine dieser Aktivitäten angegeben hatten, bekamen Choice Sets, bei denen drei Attribute durch das experimentelle Design konstant gehalten wurden. Die hier vorgestellten Auswertungen sehen von diesen Unterschieden ab.

Tabelle 21:Attribute und ihre Ausprägungen.

Attribut	Definition	Ausprägung
Art des Gewässers	Gibt an, ob es sich um einen See oder einen Fluss handelt.	Fluss (0), See (1)
Zugang zum Gewässer	Beschreibt die Möglichkeiten des Zugangs zum Gewässer: Weg direkt am Ufer, Badeplatz, freies Ufer ohne Weg, schwer bis unzugängliches Ufer.	schwer bis unzugängliches Ufer (0), freies Ufer ohne Weg (1), Weg direkt am Ufer (2), Badeplatz (3)
Sommerliche Sichttiefe	Beschreibt die sommerliche Sichttiefe in einem Gewässer. Sie kann wie folgt eingeteilt werden: bis zu 10 cm / 11 bis 50 cm / 51 bis 100 cm / über 100 cm (Bodensichtbarkeit).	bis zu 10 cm (0), zwischen 11 und 50 cm (1), zwischen 51 und 100 cm (2), mehr als 100 cm (über dem Seegrund) (3)
Naturnähe	Gibt an, wie naturnah ein Gewässer ist. Sehr naturnahe Seen haben flache Sand- und Kiesbänke und Wasserpflanzen (Schilf) im Uferbereich; sehr naturferne Seen haben befestigte Ufer (Mauern) und keine Wasserpflanzen (Schilf) im Uferbereich. Sehr naturnahe Flüsse haben flache Ufer mit Sand- und Kiesbänken, einen mäandrierenden Verlauf und Wasserpflanzen (Schilf) im Uferbereich; sehr naturferne Flüsse haben befestigte Ufer, sind teilweise kanalisiert, Wasserpflanzen (Schilf) fehlen im Uferbereich.	nein (0), ja (1)
Wassersport	Gibt an, welche Einrichtungen für den Wassersport am Gewässer vorhanden sind: Slipanlage für Boote, Steg Ruderboote / Kanus, Rastplätze Wasserwanderer, keine	keine (0), Slipanlage für Boote (1), Anlegestelle für Ruderboote / Kanus (2), Rastplätze für Wasserwanderer (3)
Infrastruktur	Gibt an, welche Einrichtungen sich in der Nähe des Gewässers befinden: öffentliche Toiletten, Kiosk/Gastronomie, Spielplatz, keine	keine (0), öffentliche Toiletten (1), Kiosk / Gastronomie (2), Spielplatz (3)
Anderer Besucher	Gibt an, wie viele andere Personen sie ungefähr pro Stunde Aufenthalt am Gewässer treffen würden: bis zu 2, bis zu 5, bis zu 15, 30 und mehr.	bis zu 2, bis zu 5, bis zu 15, 30 und mehr
Verkehrs-anbindung	Gibt an, ob es in der Nähe des Gewässers einen Parkplatz (bis zu 500 Meter), eine Bushaltestelle (bis zu 500 Meter) oder eine S-Bahn/Regionalbahn (bis zu 1000 Meter) oder keine Verbindung gibt.	keine (0), Parkplatz (bis zu 0,5 km) (1), Bushaltestelle (bis zu 0,5 km), Haltestelle Bahn (Regionalzug) (bis zu 1,0 km) (3)
Vorhandene Nutzungen	Gibt an, welche Freizeitnutzungen am Gewässer vorhanden sind / ausgeübt werden. Es werden vier Stufen unterschieden: alle Nutzungen einschließlich Motorbooten, alle Nutzungen außer Motorbooten, alle Nutzungen außer Booten im Allgemeinen, alle Nutzungen am Ufer.	alle Nutzungen einschließlich Motorboote (0), alle Nutzungen außer Motorboote (1), alle Nutzungen außer Boote (2), alle Nutzungen am Ufer (3)
Entfernung von der Haustür	Gibt in Kilometern die Entfernung zwischen dem Gewässer und Ihrem Haus/Ihrer Wohnung an.	2 km, 7 km, 15 km, 26 km, 42 km, 60 km



Abbildung 38: Beispiel für ein Auswahlset.

3.2.3. Ökonometrischer Ansatz

Zur Analyse der Auswahlentscheidungen wurde das Zufallsnutzenmodell (Random Ultility Model RUM) von McFadden (1974) verwendet. Eine Annahme des RUM ist, dass der Forscherinnen und Forscher keine vollständigen Informationen über den individuellen Entscheidungsträger besitzten *n* individuelle Präferenzen sind daher die Summe aus einer systematischen (V) und einer zufälligen (ε) Komponente:

$$U_{ni} = V_i(x_{ni}ß) + \varepsilon_{ni} \qquad \text{Gleichung 5}$$

In Gleichung (1) ist U_{ni} der wahre, aber nicht beobachtbare Nutzen, der mit der Alternative *i* aus einer Menge verfügbarer Alternativen *j* verbunden ist, V_{ni} ist der deterministische Teil, der eine Funktion der Attribute ist (x_{ni}), ist ein Vektor von Koeffizienten, die die Erwünschtheit (Präferenzen) der Attribute widerspiegeln, und ε_{ni} ist unbekannt und wird als zufällig behandelt. Die Auswahl einer Alternative gegenüber einer anderen impliziert, dass der Nutzen (U_{ni}) dieser Alternative größer ist als der Nutzen der anderen Alternativen:

$$\mathrm{P(i)} = Prob\left(V_i + \varepsilon_i > V_j + \varepsilon_j\right) \quad \forall\, j \in C, j \neq i \qquad \text{Gleichung 6}$$

Die Grundannahme ist also, dass die Umfrageteilnehmer nutzenmaximierend antworten und die Koeffizienten des Regressionsmodells daher die Präferenzen für die Attribute darstellen, die zusammengenommen den Nutzen der Gewässerwahl stellen. Unter der Annahme, dass die Fehlerkomponenten unabhängig und identisch (IID) verteilt sind und einer Extremwertverteilung vom Typ 1 folgen, erhält man das konditionale Logit-Modell (Conditional Logit CL), bei dem die Wahrscheinlichkeit, dass die Person *n* die Alternative *i* wählt, wie folgt berechnet wird:

$$\mathrm{P}_{ni} = \frac{\exp(\mu V_{ni})}{\sum_{j\in\varepsilon} \exp(\mu' V_{ni})} \qquad \text{Gleichung 7}$$

Der Skalenparameter μ wird in der Regel auf 1 normiert, da er nicht getrennt vom Vektor der Parameter ermittelt werden kann. Da das CL-Modell eine Reihe von Einschränkungen aufweist (Train 2003), unter anderem, dass alle Befragten identische Präferenzen haben, wurde zur Untersuchung einer möglichen Heterogenität in den Präferenzen ein latentes Klassenmodell (Latent Class Model LC) verwendet. Dieses Modell geht davon aus, dass in einer Stichprobe eine Reihe von a priori unbekannten Klassen (Gruppen) *s* existiert, die jeweils eine unterschiedliche Präferenzstruktur aufweist (Swait 2007). Ob die Wahrscheinlichkeit, dass ein Individuum zu einer bestimmten Klasse gehört, von spezifischen Eigenschaften wie soziodemografische Merkmale abhängt, kann über eine zusätzliche Funktion geschätzt werden.

Die Anwendung des LC-Modells erfordert die vorherige Bestimmung der Anzahl der Klassen, da ihre Bestimmung nicht Teil des Maximierungsverfahrens ist. Daher besteht das übliche Verfahren darin, sequenziell Modelle mit einer zunehmenden Anzahl von Segmenten S (S = 1, 2, 3, 4, ...) zu schätzen und die Anzahl der Klassen auf der Grundlage von Statistiken wie den Bayesschen Informationskriterien (BIC) auszuwählen (Swait, 2007). Die Wertschätzung der befragten Personen für Veränderungen in den Qualitäten der Gewässer kann mit Hilfe der marginalen Reisebereitschaft (marginal willingness to travel WTT) zum Ausdruck gebracht werden. Sie ist definiert als die maximale Entfernung, die ein Person bereit ist, im Austausch für eine Veränderung eines Attributes des Gewässers (z.B. erhöhte Sichttiefe) gegenüber dem heutigen Zustand zurückzulegen. Ist ein Individuum bereit, eine höhere Entfernung für eine veränderte Qualität zurückzulegen, dann wird dies als Wertschätzung für die Veränderung des Attributes angesehen. Die marginale WTT wird basierend auf den Koeffizienten der jeweiligen Attribute aus den Choice Modellen wie folgt berechnet: $\beta_{\text{Attribute}}/\beta_{\text{Entfernung}}$. Der Koeffizient für die Reiseentfernung sollte ein negatives Vorzeichen haben, da der Nutzen der Gewässerwahl für eine Person mit zunehmender Reiseentfernung und damit steigenden Kosten in der Tendenz abnimmt. Im LC-Modell wird die marginale WTT separat für jede Klasse *s* mithilfe der klassenspezifischen Koeffizienten berechnet. Alle Modelle wurden mit der Software "Latent Gold Choice" (Version 6.0) geschätzt (Vermunt und Magidson 2021).

3.2.4. Ergebnisse

Die Stichprobe (n = 2500 Personen) bestand zu 62 % aus Personen, die in Berlin lebten, und zu 38 % aus Personen, die in Brandenburg lebten (Tabelle 22). In Berlin waren 57 % der Befragten weiblich, in Brandenburg waren es 56 %. Das Durchschnittsalter betrug in Berlin 43,7 Jahre und in Brandenburg

44,5 Jahre. Die mittlere Anzahl an Besuchen draußen im Freien um sich erholen innerhalb der letzten sechs Monate vor der Befragung lag bei Personen aus Brandenburg im Allgemeinen höher (Tabelle 22), mit Ausnahme von Besuchen in Parks und Besuchen an der Küste oder in den Bergen. Insgesamt erscheint dieses Muster plausibel, da Personen in Brandenburg insbesondere einen leichteren Zugang zu Wäldern zur offenen Landschaft haben. Der größte Unterschied zwischen Personen aus Berlin und Brandenburg besteht bei Aufenthalten im eigenen Garten; Teilnehmer aus Brandenburger gehen deutlich häufiger in den eigenen Garten. Der Unterschied bei der mittleren Anzahl an Besuchen von Flüssen oder Seen war deutlich geringer. Für beide, Seen und Flüsse, waren es im Durchschnitt etwa zwei Besuche mehr pro Person in Brandenburg für den betrachteten Zeitraum.

*Tabelle 22: Deskriptive Statistik für Teilnehmer aus Berlin und Brandenburg (Mittelwert / sd). N = 2,500; * = Mittelwert über die letzten sechs Monate vor der Umfrage.*

	Berlin	Brandenburg	Alle
Befragte (Anzahl / Anteil)	1544 / 62 %	956 / 38 %	2500
Weiblich	57,0 %	56,0 %	57,0 %
Alter (Mittelwert)	43,7	44,5	44,0
Anzahl an Besuchen nach Landschaftselement (Mittelwert)			
Besuche im Wald	23,7	38,4	29,3
Besuche an Flüssen	18,9	21,3	19,8
Besuche an Seen	15,2	17,3	34,3
Besuche in Parks	35,4	26,3	31,9
Besuche in der offenen Landschaft	15,6	34,1	22,6
Besuche an der Küste / am Meer	5,6	3,7	4,9
Besuche in den Bergen	4,9	2,7	4,0
Besuche in meinem Garten	38,3	83,8	55,7

Anmerkung: Die Besuche beziehen sich auf die sechs Monate vor der Befragung und wurden aus den Antworten auf der folgenden Skala abgeleitet: "täglich" (180 Tage); "4 bis 6 Mal pro Woche" (120 Tage); "2 bis 4 Mal pro Woche" (72 Tage); "einmal pro Woche" (24 Tage); "alle zwei Wochen" (12 Tage); "mindestens einmal in den letzten 6 Monaten" (1 Tag); "kein Aufenthalt" (0 Tage)

Schwimmen war sowohl bei den befragten Personen aus Berlin als auch aus Brandenburg beliebt (Tabelle 23). Der Anteil der Personen, die Schwimmen als ihre Hauptfreizeitaktivität angaben, war mit 35 % in Berlin und 36 % in Brandenburg fast gleich. Angeln wird in Brandenburg von mehr Personen betrieben als in Berlin, während in Berlin etwas mehr Personen mit einem Boot fahren, sei es ohne oder mit Motor. Der Anteil der anderen Aktivitäten an Gewässern, der größten Gruppe innerhalb der Gesamtstichprobe, war in Berlin um etwa 2 % größer als in Brandenburg. Bei der Einordnung dieser Ergebnisse ist jedoch zu beachten, dass Quoten für die Stichprobenziehung verwendet wurden für die Aktivitäten Schwimmen, Angeln, Bootsfahrten ohne oder mit Motor. Allerdings mussten die Quoten gegen Ende der Umfrage geöffnet werden, da ansonsten viele Personen hätten abgewiesen werden müssen, die Schwimmen als Hauptaktivität angegeben haben. Auf der anderen Seite war aber absehbar, dass die Quoten für die drei anderen Aktivitäten (Angler, Bootfahrer ohne und Bootfahrer mit Motor) mit den gegebenen Ressourcen nicht erreichbar waren. Die Ergebnisse spiegeln also nicht die Anteile in der – letztlich unbekannten – Grundgesamtheit der Personen wider, die in der Region Berlin und Brandenburg Gewässer zur Erholung nutzen.

Tabelle 23: Hauptaktivitäten an Gewässern (%).

	Berlin	Brandenburg	Alle
Schwimmen	35,2	36,0	35,5
Angeln	4,7	8,9	6,3
Bootfahren (ohne Motor)	6,1	5,3	5,8
Bootfahren (mit Motor)	6,0	3,9	5,2
Andere Aktivität	48,1	45,9	47,2
	100,0	100,0	100,0

Laut den Angaben zu dem am häufigsten besuchten Gewässer in den letzten sechs Monaten vor dem Interview haben mehr als 70 % einen See besucht (Tabelle 24). Hinsichtlich der Zugänglichkeit verfügten 48% der Gewässer über einen Weg am Ufer und 29% über eine Badestelle. Die Sichttiefe im Sommer als Indikator für die Wasserqualität im Gewässer ergab einen Durchschnittswert von 38 cm. Hinsichtlich Naturnähe haben 80 % der befragten Personen das von ihnen besuchte Gewässer als naturnah eingestuft. Weiterhin wurde angegeben, dass 41% der Gewässer über einen Steg für Ruderboote oder Kanus verfügen. Bei der Anbindung an das Verkehrssystem dominieren Parkplätze (64 %) während Bushaltestellen im Umfeld für knapp die Hälfte der Gewässer genannt wurden (49 %). In Bezug auf stattfindenden Nutzungen an und auf den Gewässern gaben die meisten Befragten (31 %) an, dass alle Nutzungen, einschließlich Fahren von Motorbooten, praktiziert werden. Schließlich gaben die Befragten an, dass die durchschnittliche Entfernung zum besuchten Gewässer bei etwa 12 Kilometer liegt. Bei der Bewertung dieser Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Angaben zu den besuchten Gewässern die Einschätzungen der befragten Personen wiedergeben. Auffällig ist, dass 80 % der Personen das besuchte Gewässer als naturnah einstufen.

*Tabelle 24: Aktuelle Situation am zuletzt besuchten Gewässer. N = 2500; * enthält 20% fehlende Antworten.*

See (ja = 1)	71%
Zugänglichkeit	
Badestelle am See (ja = 1)	29%
Wege direkt am Ufer (ja = 1)	48%
Freies Ufer ohne Weg (ja = 1)	13%
Schwierig bis unzugängliches Ufer (ja = 1)	6%
Sichttiefe im Sommer (cm)	36,81 cm
Naturnähe (ja = 1)	80%
Andere Besucher (Überfüllung = Anzahl Personen)	16.57 Personen
Wassersportanlagen	
Rastplätze für Wasserwanderer (ja = 1)	20%
Startrampe für Boote (ja = 1)	20%
Anlegestelle für Ruderboote / Kanus (ja = 1)	41%
Infrastruktur	
Keine Infrastruktur (ja = 1)	32%
Öffentliche Toiletten (ja = 1)	34%
Kiosk / Gastronomie (ja = 1)	49%
Spielplatz (ja = 1)	39%
Verkehrsanbindung	
Keine Verkehrsanbindung (ja = 1)	11%
Parkplatz (bis zu 0,5 km) (ja = 1)	64%
Bushaltestelle (bis zu 0,5 km) (ja = 1)	46%
Bahnhaltestelle (Regionalzug) (bis zu 1,0 km) (ja = 1)	27%
Derzeitige Freizeitnutzungen	
Alle Nutzungen einschließlich Motorboote (ja = 1)	31%
Alle Nutzungen außer Angeberei (ja = 1)	9%
Alle Nutzungen außer Motorbooten (ja = 1)	17%
Alle Nutzungen am Ufer (ja = 1)	195
Entfernung zum Gewässer*(km)	12,16 km

Im Choice Experiment wurde das Gewässer am häufigsten gewählt (Tabelle 25), das von den befragten Personen auf der Landkarte markiert wurde und in den sechs Monaten vor der Umfrage am häufigsten besucht wurde. Im Gegensatz dazu entfielen nur 3 % aller Auswahlentscheidungen auf die Alternative "Ich gehe nicht an ein Gewässer ". Auf die beiden hypothetischen Gewässer 1 und 2 entfielen 27 % bzw. 21 % der Auswahlentscheidungen. Dass auf die Option „Gewässer 1“ ein höherer Anteil entfällt, kann darauf zurückgeführt werden, dass sie aufgrund ihrer Position und der Leseorientierung von links nach rechts eine höhere Wahrscheinlichkeit hat, ausgewählt zu werden. Insgesamt halten sich die Entscheidungen für das zuvor besuchte Gewässer und die beiden experimentellen Alternativen (Gewässer 1 und Gewässer 2) die Waage. Auf der einen Seite deutet dies auf eine Zufriedenheit mit dem bisher besuchten Gewässer. Auf der anderen Seite wird gleichzeitig eine Präferenz für Veränderungen an den Gewässern deutlich, wenn die Alternativen für die befragten Personen attraktive Verbesserungen bei akzeptabler Entfernung anbieten. Der geringe Anteil an Entscheidungen für die vierte Alternative (Ich gehe nicht an ein Gewässer) zeigt, dass nicht an ein Gewässer zu gehen

angesichts der präsentierten Alternativen nur für sehr wenige Personen in wenigen Fällen eine Option ist. Das Ergebnis belegt so die Bedeutung von Gewässern für die Erholung in dieser Gruppe von Personen. Eine genauere Analyse der Auswahlentscheidungen erfolgt im nächsten Schritt mithilfe der ökonometrischen Modelle.

Tabelle 25: Auswahl der Alternativen über alle Choice Sets.

Alternative auf Set	Name der Alternative	Prozent Auswahl	Anzahl Auswahl
1	Gewässer 1	27,1	5420
2	Gewässer 2	21,3	4260
3	Mein markiertes Gewässer	48,5	9700
4	Ich gehe nicht an ein Gewässer	3,1	620
Summe		100,0	20.000

Das konditionale Logit-Modell (CL) stützt die aus der deskriptiven Statistik abgeleiteten Ergebnisse (Tabelle 25). Die alternativspezifische Konstante für die Option kein Gewässerbesuch (ASC "Ich gehe nicht an ein Gewässer") hat einen negativ signifikanten Koeffizienten. Kein Gewässer zur Erholung aufzusuchen, ist für die Befragten insgesamt keine Option im Vergleich zur Alternative „Gewässer 2“, der Referenz. Der Koeffizient für die Konstante der Alternative „Mein markiertes Gewässer“ hat ein positives Vorzeichen und ist hoch signifikant. Dies deutet darauf hin, dass die Befragten im Durchschnitt ihren zuletzt besuchten See oder Fluss der Referenzalternative vorziehen. Schließlich weist auch die Alternative „Gewässer 1“ einen signifikanten Koeffizienten mit positivem Vorzeichen auf. Die Modellergebnisse bestätigen, dass die Befragten aufgrund der Links-Rechts-Leserichtung dazu tendieren, die erste Alternative zu wählen, wenn sie eine der beiden hypothetischen Alternativen befürworten.

Im nächsten Schritt wenden wir uns den Koeffizienten der Attribute zu, die einen starken Einfluss auf die Auswahl der Gewässer haben (hohe z-Werte als Indikator). An erster Stelle ist die *Entfernung* zwischen dem Gewässer und dem Wohnort zu nennen. Der Koeffizient für diese Eigenschaft hat ein negatives Vorzeichen und ist hoch signifikant; kürzere Entfernungen, und damit geringere Aufwendungen, um ein Gewässer zu erreichen, wurden somit bevorzugt. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen aus der Analyse der tatsächlichen Besuche (Becker et al., 2023) und auch mit der Literatur insgesamt (Glenk et al., 2021). Weiterhin hatten die Attribute *Naturnähe*, die Ausprägungen „Weg direkt am Ufer“ und „Badestelle“ des Attributes *Zugang zum Gewässer* sowie eine höhere *Sichttiefe* einen positiven Einfluss auf die Auswahl eines Gewässers. Auch der Gewässertyp *See,* gegenüber der Referenz Fluss, sowie ein *Parkplatz* in Gewässernähe hatten einen signifikanten Einfluss auf die Auswahlentscheidungen. Einen systematischen Einfluss auf die Wahl Alternativen hatten zudem die Attributlevel *Rastplätze für Wasserwanderer* und *Bushaltestelle* in der Nähe (weniger als 500 Meter). Waren diese Eigenschaften bei einem zur Auswahl stehenden Gewässer gegeben, dann wirkte sich dies positiv auf die Auswahl der Gewässer aus. Ähnlich wurden gegenüber Gewässern, an denen alle *Nutzungen einschließlich Motorbooten*ausgeübt werden, solche Gewässer bevorzugt, an denen *alle Nutzungen außer Booten* oder alle *Nutzungen am Ufer* ausgeübt werden.

Dies deutet an, dass Boote, insbesondere mit Motor, auf den Gewässern von einem Teil der befragten Personen als negative Eigenschaft eines Gewässers bewertet wurden.

Das Attribut *Andere Besucher (Überfüllung)* als Eigenschaft eines Gewässers erfuhr insgesamt eine erwartete negative Bewertung. Gewässer, an denen sich eine größere Zahl anderer Besucher befinden, wurden seltener ausgewählt, der Koeffizienten war jedoch nur knapp auf dem 5%-Niveau signifikant. Überfüllung am Gewässer scheint über alle befragten Personen hinweg keine sehr Bedeutung für die Auswahl eines Gewässers gehabt zu haben. Ferner hatten *Anlegestellen für Ruderboote/Kanus* gegenüber *keinen Wassersportanlagen* keinen systematischen Einfluss auf die Auswahlentscheidungen. Gleiches gilt für *öffentliche Toiletten*, *Kiosk/Gastronomie*, oder einem *Spielplatz* gegenüber dem Zustand *keine Infrastruktur* am Gewässer. Zu beachten ist, dass im CL-Modell getestet wird, ob eine Veränderung eines Attributlevels einen systematischen und gleichstarken Effekt auf alle Auswahlentscheidungen in einer Stichprobe hat. Sind Koeffizienten nicht signifikant, dann kann dies andeuten, dass in der Stichprobe gegensätzliche Präferenzen bestehen und so der Gesamteffekt nicht einheitlich ist. Im nächsten Schritt wird die mögliche Heterogenität in den Präferenzen betrachtet.

Die Schätzung von Latent Class Modellen mit mehreren Klassen ergab für die vorliegende Stichprobe, dass fünf Klassen (Tabelle 26) die Variation in den Präferenzen innerhalb der Stichprobe am besten charakterisiert (die Idee einzelner Klassen ist, dass die Variation in den Präferenzen innerhalb einer Klasse gering und zwischen den Klassen hoch ist). Im Folgenden werden zunächst die Klassen, d.h. Personen mit ähnlichen Präferenzen für die Erholung an Gewässern charakterisiert. Anschließend wird aufgezeigt, welche Freizeitaktivitäten in einer jeweiligen Klasse am stärksten vertreten waren.

Die Klasse 1 (30% der befragten Personen) zeichnete sich zum einen dadurch aus, dass die befragten Personen eine Präferenz für ein anderes als das bisher am häufigsten besuchte Gewässer zum Ausdruck brachten. Darüber hinaus hatten bevorzugten Personen in Klasse 1 einen See gegenüber einem Fluss, eine Badestelle und ein Pfad in Ufernähe wirkten sich positiv auf die Gewässerwahl aus. Weiterhin waren Naturnähe und eine größere Sichttiefe positiv bewertete Eigenschaften von Gewässern, die in Zukunft zur Erholung aufgesucht werden sollen. Abweichung von diesem Muster bestehen hinsichtlich der Präferenz für eine Bushaltestelle im Umfeld des Gewässers. Sie ist für Personen in dieser Klasse keine wesentliche Eigenschaft eines bevorzugten Gewässers.

In der Klasse 2 (29 % der Befragten) wurde das von den Personen auf der Online-Karte markierte im Durchschnitt positiv bewertet (ASC markiertes Gewässer). Weiterhin wurden von Personen in dieser Klasse eine bessere *Zugänglichkeit* sowie eine größere *Sichttiefe* und *Naturnähe* bevorzugt. Eine zunehmende Zahl anderer Personen an dem Gewässer wird negativ bewertet. Auch eine *Haltestelle* (Regionalbahn) im Umfeld des Gewässers wirkte sich positiv auf die Auswahlwahrscheinlichkeit aus. Der Anschluss öffentlicher Verkehrsmittel wurde von diesen Personen nachgefragt. Zudem bevorzugten Personen in dieser Klasse Gewässer, an denen alle *Freizeitnutzungen* stattfinden, außer die mit Booten betrieben werden. Die *Entfernung* zwischen dem Gewässer und dem eigenen Haus oder Wohnung wurde stark negativ bewertet, Personen aus dieser Klasse waren sehr sensitiv gegenüber einer größeren Distanz zwischen ihrem Wohnort und den zur Auswahl präsentierten Gewässern.

Die Personen in der dritten Klasse (27 % der Personen in der Stichprobe) bevorzugten im Durchschnitt das zuvor von ihnen am häufigsten besuchte Gewässer. Zudem, und in Übereinstimmung mit Personen in Klasse 1, bevorzugen sie Seen gegenüber Flüssen und haben positive Präferenzen für alle Arten von

Zugänglichkeit gegenüber schwierigem Zugang, für größere Sichttiefe, Naturnähe. Eine zunehmende Anzahl an anderen Personen wird ebenfalls negativ bewertet. Weiterhin beeinflussen die Verfügbarkeit von Parkplätzen und eine Regionalbahnhaltestelle die Auswahl dieser Personen. Bei den derzeitigen Freizeitnutzen werden Gewässer bevorzugt, auf denen keine Motorboote vorkommen.

In Klasse 4 (9 % der Teilnehmer) wurde sowohl das zuletzt besuchte Gewässer (auf der Karte markiert) als auch die Option „kein Besuch“ negativ bewertet. Besuche an diesen Gewässern waren somit keine präferierte Option. Auffällig war ferner, dass Personen der Klasse 4 keine Präferenz für größere Sichttiefen hatten, d.h. die mit der *Sichttiefe* verbundene Wasserqualität war für diese Personen nicht relevant. Weiterhin wurden, abweichend von den anderen Klassen, alle vorkommenden *Freizeitnutzungen* außer die von Motorbooten, gegenüber der Referenz *allen Nutzungen*präferiert. Bei der Verkehrsanbindung hatten *Parkplätze* und *Bushaltestellen* einen deutlichen Einfluss auf die Auswahl zwischen den Alternativen. Besonders charakteristisch für Personen der Klasse 4 war ihre starke Sensitivität gegenüber der Entfernung, es wurden Gewässer in ihrem näheren Umfeld klar bevorzugt.

Klasse 5, der nur 5 % der befragten Personen zugehörten, ist insbesondere durch eine positive und signifikante Konstante für die Alternative „Kein Besuch“ gekennzeichnet. Die Befragten in dieser Klasse bevorzugten im Durchschnitt im Vergleich zur Referenz (Gewässer 2), sich nicht an Gewässern zu erholen. Zudem sind in dieser Klasse nur wenige Koeffizienten statistisch signifikant. Die Personen bevorzugten *Seen* und eine *höhere Sichttiefe*, lehnten aber *öffentliche Toiletten* und *Kioske* an den Gewässern ab. Das wesentliche Merkmal für diese Klasse ist, dass die Entfernung zwischen den Gewässern und dem Wohnort statistisch nicht statistisch signifikant war. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass vor allem die Option „kein Besuch“ gewählt wurde. Für diese Option ist die Entfernung per Definition null.

Tabelle 26: Ergebnisse aus dem Konditionalen Logit (CL) und dem Latent Class (LC) Model.

	CL		LC-Klasse 1		LC-Klasse 2		LC-Klasse 3		LC-Klasse 4		LC-Klasse 5	
	Koef.	z-Wert	Koef.	z-Wert	Koef.	z-Wert	Koef.	z-Wert	Koef.	z-Wert	Koef.	z-Wert
Klassengröße (%)	100		30		29		27		9		5	
ASC Gewässer1	0,246	(11,71)	0,381	(11,92)	0,321	(2,13)	0,153	(2,82)	0,055	(0,43)	0,121	(1,01)
ASC Gewässer2	Referenz											
ASC markiertes Gewässer	0,381	(13,37)	-2,401	(19,77)	3,475	(18,41)	0,389	(3,87)	-0,580	(2,22)	-0,160	(0,75)
ASC kein Besuch	-1,479	(29,59)	-3,186	(18,55)	-1,018	(2,06)	-1,883	(9,89)	-5,800	(7,09)	1,039	(5,26)
Gewässertyp – Referenz: Fluss												
See	0,182	(9,35)	0,230	(6,19)	0,214	(1,77)	0,286	(5,47)	0,459	(3,56)	0,284	(2,42)
Zugang zum Gewässer - Referenz: schwer bis gar nicht zugängliches Ufer												
Badestelle	0,385	(14,14)	0,264	(4,62)	0,972	(6,11)	0,509	(7,18)	0,814	(4,77)	0,247	(1,62)
Pfad in Ufernähe	0,437	(15,34)	0,465	(6,32)	1,028	(6,60)	0,546	(6,99)	1,507	(7,33)	0,206	(1,16)
Freies Ufer ohne Pfad	0,219	(7,79)	0,332	(5,79)	0,679	(3,70)	0,312	(4,42)	0,486	(2,86)	0,147	(0,96)
Sichttiefe (cm)	0,003	(12,45)	0,002	(4,32)	0,007	(4,24)	0,005	(7,54)	0,002	(0,84)	0,004	(2,60)
Naturnähe – Referenz naturfern												
Naturnah	0,312	(15,27)	0,236	(5,91)	0,824	(7,13)	0,434	(8,09)	0,690	(5,61)	0,048	(0,39)
Wassersportanlagen: Referenz keine												
Rastplätze für Wasserwanderer	0,052	(2,28)	0,092	(1,83)	0,069	(0,49)	-0,003	(0,04)	0,040	(0,28)	0,083	(0,55)
Slipanlage für Boote	-0,076	(3,12)	-0,143	(2,47)	0,012	(0,09)	-0,143	(2,23)	-0,315	(2,06)	0,113	(0,79)
Steg für Ruderer/Kanuten	0,034	(1,52)	0,030	(0,50)	-0,295	(2,01)	-0,032	(0,55)	-0,094	(0,70)	0,210	(1,40)
Infrastruktur - Referenz: keine												
Öffentliche Toiletten	-0,042	(1,78)	0,071	(1,25)	0,009	(0,06)	0,020	(0,31)	0,127	(0,87)	-0,318	(1,96)
Kiosk / Verpflegung	-0,013	(0,57)	0,079	(1,34)	0,014	(0,10)	0,012	(0,20)	-0,023	(0,16)	-0,420	(2,72)
Spielplatz	0,042	(1,90)	0,032	(0,62)	-0,151	(0,99)	-0,057	(0,96)	-0,204	(1,57)	0,109	(0,80)
Andere Personen (Anzahl)	-0,002	(1,94)	-0,009	(4,90)	-0,024	(4,11)	-0,006	(2,53)	-0,027	(4,67)	-0,009	(1,65)

	CL		LC-Klasse 1		LC-Klasse 2		LC-Klasse 3		LC-Klasse 4		LC-Klasse 5	
	Koef,	z-Wert	Koef,	z-Wert	Koef,	z-Wert	Koef,	z-Wert	Koef,	z-Wert	Koef,	z-Wert
Verkehrsverbindung – Referenz: keine Anbindung												
Parkplatz	0,196	(8,28)	0,174	(2,91)	0,258	(1,69)	0,222	(3,39)	0,456	(2,75)	-0,088	(0,55)
Bushaltestelle	0,070	(2,91)	0,029	(0,43)	0,250	(1,82)	0,028	(0,39)	0,819	(4,96)	0,092	(0,55)
Haltestelle des Regionalzugs	0,009	(0,38)	0,049	(0,92)	0,312	(2,02)	0,131	(2,13)	0,100	(0,73)	0,081	(0,55)
Derzeitige Nutzungen - Referenz: alle Nutzungen einschließlich Motorbooten												
Alle am Ufer	0,081	(3,36)	-0,002	(0,03)	-0,032	(0,20)	0,124	(1,90)	0,328	(2,18)	-0,048	(0,32)
Alle außer Boote	0,093	(3,26)	0,005	(0,08)	0,389	(2,13)	0,060	(0,86)	0,498	(2,69)	0,109	(0,73)
Alle außer Motorbooten	0,045	(1,68)	-0,067	(1,01)	0,251	(1,56)	0,144	(2,11)	0,590	(3,16)	0,013	(0,08)
Entfernung zum Gewässer (km)	-0,010	(17,26)	-0,021	(13,64)	-0,015	(5,79)	-0,015	(8,51)	-0,217	(11,74)	-0,008	(1,75)
Aktivität und Mitgliedschaft in der Klasse												
					-0,091	(0,87)	0,066	(0,65)	-1,485	(6,98)	-1,821	(8,86)
Schwimmen (Referenz)								Referenz				
Spaziergang ohne Hund					0,168	(1,08)	-0,315	(1,74)	0,935	(3,59)	-0,118	(0,38)
Spaziergang mit Hund					0,332	(1,53)	-0,334	(1,24)	1,225	(3,91)	0,130	(0,31)
Angeln					-0,545	(2,14)	-0,183	(0,75)	-1,398	(1,37)	-0,268	(0,52)
Boot ohne Motor			Referenz: Klasse 1		-0,428	(1,51)	0,011	(0,04)	-1,742	(1,24)	0,674	(1,73)
Boot mit Motor					-0,189	(0,75)	-0,029	(0,11)	-1,170	(1,20)	0,316	(0,76)
Wandern					0,117	(0,45)	-0,430	(1,29)	0,601	(1,35)	-0,703	(1,05)
Radfahren					0,169	(0,66)	-1,295	(2,82)	0,483	(1,13)	0,146	(0,30)
Andere Aktivitäten					0,488	(2,25)	-0,336	(1,18)	0,703	(1,91)	0,583	(1,49)

Die häufigsten Aktivitäten an den Gewässern (Tabelle 27) der befragten Personen hatten statistisch nur einen geringen Einfluss auf die Zugehörigkeit zu einer latenten Klasse. Dies Ergebnis legt nahe, dass die Präferenzen nicht sehr stark von den Aktivitäten abhängen, sondern sich durchaus überlagern können trotz unterschiedlicher Aktivitäten an den Gewässern. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die größte Klasse (Klasse 1) und die Aktivität Schwimmen als Referenz ausgewählt wurden. Die Koeffizienten stellen entsprechend dar, ob andere Aktivitäten als Schwimmen einen Einfluss darauf haben, dass Personen eher zu einer der Klassen 2 bis 5 gehören.

*Tabelle 27: Freizeitaktivitäten bei letztem Gewässerbesuch. Anmerkung: Die Stichprobenziehung nutzte Quoten, um für einige Aktivitäten eine Mindestanzahl vollständiger Interviews zu erhalten (mit einem * markiert); die Quote für das Schwimmen wurde schließlich geöffnet und so eine größere Anzahl an Interviews für diese Aktivität gesammelt als ursprünglich geplant.*

	Tätigkeit	Anzahl der Befragten	Anteil an Stichprobe (%)
*	Schwimmen	887	35,5
	Spaziergang ohne Hund	535	21,4
	Spaziergang mit Hund	213	8,5
*	Angeln	157	6,3
*	Boot ohne Motor	145	5,8
*	Boot mit Motor	130	5,2
	Wandern	121	4,8
	Radfahren	110	4,4
	Andere	202	8,1
Insgesamt		2500	100.0

Personen, deren Hauptaktivität Angeln war, haben eine geringere Wahrscheinlichkeit, Klasse 2 gegenüber der Referenzklasse zugeordnet zu werden (Tabelle 26, untere Abschnitt). Ein Grund dafür könnte sein, dass Personen, die Angeln, im Durchschnitt eine geringere Sensitivität gegenüber der Entfernung zum Gewässer haben. Der Koeffizient für Entfernung ist in Klasse zwei kleiner und deutet auf die Bereitschaft, für das bevorzugte Gewässer im Durchschnitt größere Entfernungen zurückzulegen. Zudem haben Personen, die eine andere als die aufgeführten Hauptaktivitäten angegeben haben, eine höhere Wahrscheinlichkeit, der Klasse 2 zugewiesen zu werden. Auch hier könnte der Grund in einer geringeren Sensitivität gegenüber der Entfernung liegen. Hinter dieser Gruppe könnten sich Aktivitäten befinden, die besondere Eigenschaften der Gewässer erfordern und entsprechend Entfernung eine geringere Rolle bei der Abwägung spielt. Für Klasse 3 zeigt sich, dass Radfahren als Hauptaktivität zu einer geringeren Wahrscheinlichkeit führt, zu dieser Klasse zu gehören, ohne dass ein klarer Zusammenhang zwischen präferierten Eigenschaften und dieser Aktivität deutlich wird. Offensichtlicher ist dagegen, dass Personen, die an den Gewässern spazieren gingen - mit oder ohne Hund - eine höhere Wahrscheinlichkeit haben, Klasse 4 anzugehören. Diese Klasse ist durch eine starke Empfindlichkeit gegenüber der Entfernung gekennzeichnet. Bei diesen Personen könnte es sich um eine Untergruppe der Spaziergänger handeln, die häufiger kurze Spaziergänge machen und daher an kurzen Wegen zu den Gewässern interessiert sind.

Ein zentrales Ergebnis aus den getroffenen Auswahlentscheidungen ist die marginale Reisebereitschaft (WTT willingness to travel; Tabelle 28). Sie ist definiert als die maximale Entfernung, die eine Person im Durchschnitt bereit ist, zurückzulegen, um ein Gewässer mit entsprechender Qualität zu erreichen. Sie gibt zum Beispiel an, wieviel mehr eine Person bereit ist, zu fahren, um an einen See anstatt an einen Fluss zu gelangen. Das Maß ist ein Indikator für die Intensität der Präferenzen, also den Aufwand oder die Kosten, die Personen bereit sind, für eine Veränderung der Qualität auf sich zu nehmen.

Ein Vergleich über alle Klassen hinweg zeigt, dass Personen in Klasse 2 im Vergleich zu den anderen Klassen die stärksten Präferenzen für Veränderungen hatten. Sie würden für Eigenschaften von Gewässern, die für ihre Auswahl entscheidend waren, im Durchschnitt deutlich höhere Entfernungen zurücklegen als Personen in den anderen Klassen. Ihre mittlere Distanz für eine *Badestelle* am Gewässer lag bei rund 66 km. Auch *Naturnähe* als Eigenschaft wurde mit einer Reiseweite von 56 km relativ hoch bewertet. Eine Ausnahme waren Gewässer, an denen *alle Nutzungen außer Motorbooten* stattfinden, diesen Personen scheint somit ein Gewässer ohne Motorboote wichtig zu sein. Eine zunehmende *Zahl an anderen Menschen* an einem Gewässer wurde als Nachteil bewertet, wie der negative Wert für die WTT zum Ausdruck bringt. Für jede weitere Person an dem Gewässer müsste es 1,6 km näher an die Wohnstätte der Personen heranrücken, um als Alternative in Frage zu kommen. Ein Merkmal der Klasse 2 ist, dass die Personen nicht bereit sind, für einen See weiterzufahren als für einen Fluss. Außerdem war ein *Parkplatz* für sie kein Anreiz, größere Entfernungen in Kauf zu nehmen.

Betrachtet man das allgemeine Niveau an Bereitschaft, *Entfernung* für bevorzugte Attribute zurückzulegen, dann standen Personen in Klasse 3 an zweiter Stelle nach Klasse 1. Sie würden zum Beispiel 19 km fahren, um einem See anstatt einen Fluss aufzusuchen. Eine Badestelle war ihnen 34 km wert, und ein Weg in Ufernähe 36 km. Nicht nur die Nähe zur Natur (29 km), sondern auch die Verkehrsanbindung war wichtig. Zusätzliche Kilometer würden für einen *Parkplatz* (15 km) und eine *Zughaltestelle* (Regionalzug) (9 km) in Kauf genommen. Eine größere *Sichttiefe* wird positiv bewertet (etwa 340 Meter pro Zentimeter), mehr wurden dagegen als Nachteil (minus 390 Meter) bewertet. Unter den gegenwärtigen Nutzungen wurde ein Gewässer ohne Motorboote bevorzugt, diese Eigenschaft wäre den Personen in dieser Klasse 10 km Entfernung wert.

In Klasse 1 finden sich Personen, die insgesamt ein ähnliches Muster an Präferenzen wie Personen in den beiden vorhergehenden Klassen, allerdings auf einem niedrigeren Niveau. Für einen *See* statt einem Fluss würden Befragte in dieser Klasse im Mittel 11 km zurücklegen, für eine *Badestelle* 13 km, für ein *freies Ufer ohne Weg* 16 km. Eine größere *Sichttiefe* führt je Zentimeter zu 120 m Entfernung, *Naturnähe* zu rund 11 km. Auch die Präferenz für die Naturnähe des Gewässers ist mit 11 km deutlich geringer als in den beiden zuvor betrachteten Klassen. Eine steigende *Anzahl an anderen Personen* vermindert die Entfernung, die Personen zurücklegen würden (minus 450 m), während ein Gewässer mit *Parkplatz* im Durchschnitt 8 km weiter entfernt liegen darf.

Personen in Klasse 4 hatten eine deutlich geringe Bereitschaft, Distanzen im Austausch für bestimmte Eigenschaften von Gewässern auf sich zu nehmen. Der große Koeffizient für das Attribut Entfernung deutete dies an. Die Personen in Klasse 4 bevorzugen einen *See*, aber die maximale Entfernung, die die Personen gegenüber einem Fluss bereit sind, bereit sind, extra zu gehen, beträgt im Durchschnitt nur 2 km. Im Gegensatz zur Referenz "schwer bis unzugängliches Ufer" werden alle Arten von Zugängen bevorzugt. Die höchste WTT mit 7 km ist für ufernahe Wege. *Naturnähe* wird präferiert, wenn ein entsprechendes Gewässer nicht mehr als etwa 3 km weiter entfernt ist als ein naturfernes. Für Klasse 5 ist keine der WTT-Schätzungen signifikant, die Null liegt immer zwischen dem oberen und dem

unteren Wert des 95%-Konfidenzintervalls. Keine der Änderungen der Attribute würde die Menschen in diesem Segment dazu veranlassen, weiterzufahren, um ein Gewässer mit bestimmten Eigenschaften zu erreichen.

Tabelle 28: Reisebereitschaft (WTT) in Kilometern für marginale Änderungen der Attributwerte. Anmerkung: Statistisch signifikante WTT-Schätzungen sind fett gedruckt; KI = Konfidenzintervall

Klassengröße	Klasse1 30 %			Klasse2 29 %			Klasse3 27 %			Klasse4 9 %			Klasse5 5 %
	WTT in km Mittelwert (95%KI)			WTT in km Mittelwert (95%KI)			WTT in km Mittelwert (95%KI)			WTT in km Mittelwert (95%KI)			
See (ja)	10,98	14,73	7,23	14,54	30,98	-1,90	19,05	27,18	10,93	2,11	3,27	0,95	
Badestelle (ja)	12,65	18,20	7,10	66,14	97,11	35,17	33,93	45,30	22,56	3,74	5,24	2,25	
Pfad in Ufernähe (ja)	22,33	29,31	15,35	69,92	102,52	37,31	36,40	48,54	24,26	6,93	8,78	5,08	
Freies Ufer ohne Pfad (ja)	15,86	21,47	10,25	46,19	74,76	17,61	20,75	30,43	11,07	2,23	3,78	0,68	
Sichttiefe (cm)	0,12	0,17	0,06	0,46	0,70	0,22	0,34	0,45	0,23	0,01	0,02	-0,01	
Naturnähe (ja)	11,28	15,32	7,24	56,01	79,85	32,18	28,94	37,85	20,02	3,17	4,30	2,04	Nicht signifikant
Rastplätze für Wasserwanderer (ja)	4,39	9,08	-0,29	4,70	23,51	-14,11	-0,17	7,35	-7,68	0,18	1,49	-1,12	
Slipanlage für Boote (ja)	-6,83	-1,37	-12,29	0,83	18,62	-16,96	-9,50	-1,00	-18,01	-1,45	-0,08	-2,82	
Steg Ruderer/Kanuten	1,45	7,07	-4,18	-20,03	1,36	-41,43	-2,16	5,61	-9,93	-0,43	0,78	-1,65	
Öffentliche Toiletten	3,41	8,82	-2,00	0,59	20,91	-19,72	1,34	9,70	-7,02	0,59	1,89	-0,72	
Kiosk / Restaurant	3,79	9,40	-1,82	0,92	19,83	-17,99	0,80	8,70	-7,10	-0,10	1,14	-1,35	
Spielplatz	1,54	6,45	-3,38	-10,24	9,64	-30,13	-3,78	3,91	-11,47	-0,94	0,22	-2,10	
Andere Personen (Anzahl)	-0,45	-0,26	-0,63	-1,60	-0,72	-2,48	-0,39	-0,08	-0,69	-0,12	-0,07	-0,18	
Parkplatz	8,31	14,01	2,61	17,57	38,16	-3,02	14,77	24,09	5,46	2,10	3,54	0,66	
Bushaltestelle	1,39	7,70	-4,93	17,01	36,85	-2,84	1,86	11,25	-7,54	3,77	5,25	2,29	
Haltestelle Regionalzug	2,33	7,27	-2,61	21,25	44,25	-1,75	8,70	16,87	0,53	0,46	1,70	-0,78	
Alle Nutzung am Ufer	-0,07	4,65	-4,80	-2,17	18,91	-23,24	8,23	16,99	-0,53	1,51	2,89	0,13	
Alle Nutzungen außer Booten	0,23	6,10	-5,64	26,44	52,35	0,52	4,00	13,19	-5,19	2,29	3,99	0,59	
Alle Nutzungen außer Motorbooten	-3,18	3,05	-9,41	17,07	39,03	-4,89	9,56	18,63	0,49	2,71	4,34	1,08	

3.2.5. Diskussion

In der durchgeführten Umfrage wurden die Präferenzen für die Auswahl eines Gewässers zur Erholung wurden von Personen in der Region Berlin und Brandenburg erfasst. Ausgewählt wurden für die Befragung Personen, die in den sechs Monaten vor der Umfrage Gewässer zur Erholung aufgesucht hatten. Die Choice Modelle zeigen, dass folgende Eigenschaften wesentlich für die Auswahlentscheidungen der Mehrheit der befragten Personen waren: dass es sich bei dem Gewässer um einen See handelt, dass die Zugänglichkeit zum Ufer gegeben ist, dass die Sichttiefe, als Indikator für Wasserqualität, hoch ist und dass die Gewässer sich durch Naturnähe auszeichnen. Eine höhere Anzahl anderer Personen am Gewässer wird als negativ angesehen. In ähnlicher Weise wird die Entfernung zum Gewässer negativ bewertet, Gewässer näher am Wohnort werden bevorzugt.

Die anderen untersuchten Eigenschaften zeigten keinen vergleichbar starken Einfluss auf die Gewässerwahl, oftmals waren die Merkmale statistisch nicht signifikant. Vor allem die Anlagen für den Wassersport sowie Infrastrukturen wie Toiletten oder Spielplätze beeinflussen die Auswahl eines Gewässers kaum. Auch die Verkehrsanbindung zeigte, bis auf Parkplätze, nur für Teilgruppen einen systematischen Effekt. Bei den derzeitigen Freizeitnutzungen ist eine Tendenz zu Gewässern ohne Boote zu erkennen. Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass einige Aktivitäten wie Bootfahren – mit oder ohne Motor – nur von einer geringen Anzahl an Personen in der Stichprobe ausgeübt wurden. Dies kann der Grund dafür sein, dass zum Beispiel Anlagen für den Wassersport keinen systematischen Einfluss auf die Auswahlentscheidungen haben. Eine Befragung nur unter Wassersportlern mit hinreichend großer Stichprobe würde gegebenenfalls zu anderen Ergebnissen führen. In den vorliegenden Daten waren für die Gruppen Angler, Bootfahrer ohne Motor und Bootfahrer mit Motor nicht groß genug, um separate Modelle mit einer signifikanten Distanzvariablen zu schätzen. Sie ist jedoch Voraussetzung für die Berechnung der Bereitschaft, höhere Entfernungen für die Erreichung bestimmter Qualitäten zu berechnen. In zukünftigen Umfragen müsste entsprechend einkalkuliert werden, dass die Befragung dieser Zielgruppen im Rahmen einer Bevölkerungsbefragung einen höheren Aufwand erfordert als in der hier beschriebenen Umfrage möglich war.

Dass die Präferenzen und ihre Intensitäten innerhalb der Stichprobe sehr unterschiedlich waren, zeigen die berechneten Entfernungen, die Personen in den latenten Gruppen bereit waren, im Austausch für die jeweiligen Eigenschaften zurückzulegen. Dabei ragte insbesondere das Attribut *Pfad in Ufernähe* heraus. Die Entfernung, die Personen bereit wären, für diese Eigenschaft zurückzulegen, schwankte zwischen etwa 4 km und 70 km über die Klassen hinweg. An zweiter Stelle folgte das Attribut *Badestelle* und an dritter Stelle das Attribut *freies Ufer ohne Pfad*. Eine positive Präferenz erfuhr auch das Attribut *Naturnähe*, aber auch hier variiert die Entfernung zwischen 56 km (Klasse 2) und 3 km (Klasse 4) recht stark. Die Bereitschaft, für bevorzugte Eigenschaften von Gewässern Distanzen zurückzulegen, war über die befragten Personen hinweg damit deutlich heterogen.

Ein Ziel der Befragung war es, Informationen über den Konflikt zwischen Erholung und Naturschutz zu gewinnen. Naturnähe wird deutlich präferiert von der Mehrheit der befragten Personen, die marginal Reisebereitschaften zeigen, dass Naturnähe gegenüber vielen anderen Attributen eine hohe Wertschätzung erfuhr. Die Befragten waren bereit, für naturnähere Gewässer einen größeren Aufwand in Kauf zu nehmen. Für die Entwicklung und Umsetzung von Managementmaßnahmen bedeutet dies, dass die Förderung von Naturnähe durch die Präferenzen der Erholungssuchenden gestützt wird, und diese insbesondere davon profitieren würden, wenn Naturnähe an Gewässern in der Nähe ihres Wohnortes gefördert würde. Ob entsprechende Maßnahmen die damit verbundenen

Kosten aufwiegen, kann nur durch Kosten-Nutzen-Analysen bestimmt werden. Dies gilt auch für Verbesserungen der Zugänglichkeit oder der Verbesserung der Wasserqualität in den Gewässern. Als Vorbereitung zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen könnten mit den Daten analog zu Becker et al. (2023) die gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrtseffekte (Becker et al. 2023) von Maßnahmen abgeschätzt werden.

Eine zentrale Frage für die Beurteilung der Ergebnisse ist, inwieweit die Ergebnisse durch eine hypothetische Verzerrung beeinflusst werden (Haghani et al, 2021a, b) und dadurch zu einer Überschätzung der Entfernungen führen. Da alle Befragten in den sechs Monaten vor der Befragung aktiv an Gewässern unterwegs waren, dürften sie mit der geforderten Auswahl zwischen Gewässern vertraut gewesen sein. Außerdem sollten die Befragten bis zu einem gewissen Grad mit den Entfernungen vertraut sein, die hier als Kostenvariable verwendet wurden. Andererseits könnte es sein, dass die Befragten ihre Reisebereitschaft, also die Bereitschaft, Entfernungen zurückzulegen, in der Befragung überschätzen. So liegt der Durchschnitt für die Eigenschaft Badestelle gewichtet über alle fünf Klassen bei 32 Kilometern. Die Auswertung der tatsächlichen Gewässerbesuche zeigt jedoch (Becker et al., 2023), dass nur 25% der in Deutschland befragten Personen Entfernungen über 11 km zurückgelegt haben, wenn sie ein Gewässer zur Erholung aufsuchten. Die Schätzung von offenbarten (siehe Kapitel 3.1) und geäußerten Präferenzen, wie in diesem Artikel präsentiert, in einem gemeinsamen Modell (Hindsley et al., 2020; Whitehead & Lew, 2019) würde es in einem nächsten Schritt ermöglichen, zu überprüfen, ob die Bereitschaft zur Zurücklegung von Entfernungen in den hier vorgelegten Daten systematisch höher ist.

3.3. Freizeitnutzung an Binnengewässern als Belastung und Öksystemleistung im multi-Stressor Kontext

Jochem Kail, Christian Schürings, Wim Kaijser, Daniel Hering

3.3.1. Einleitung

Die Besiedlung durch Tiere und Pflanzen wird in Binnengewässern wie Fließgewässern, Seen und entsprechenden Schutzgebieten durch multiple Belastungen auf multiplen räumlichen Skalen beeinträchtigt. Fließgewässer als offene Ökosysteme werden von multiplen Stressoren auf sehr unterschiedlichen räumlichen Skalen beeinflusst. Zum einen hängt die Besiedlung durch Wasserinsekten und Fische natürlich von den lokalen Habitatbedingungen ab, z.B. vom Vorkommen unterschiedlicher Sohlsubstrate oder Gewässerstrukturen wie Kiesbänke und Kolke. Zum anderen wird die Besiedlung aber vor allem durch Belastungen auf größeren räumlichen Skalen beeinträchtigt (Lemm et al., 2021). Oft hat die Landnutzung in Puffern entlang des Oberlaufs und im Einzugsgebiet einen größeren Einfluss auf die Besiedlung und den ökologischen Zustand nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), als die lokalen Habitatbedingungen (Wilson & Xenopoulos, 2008; Dahm et al. 2013; Kail & Wolter, 2013). Dabei ist die Landnutzung ein Indikator bzw. Proxy für die eigentlich ursächlich wirksamen Belastungen wie der Eintrag von Nährstoffen, Feinsediment und Pestiziden aus der Landwirtschaft und urbanen Punktquellen (Kläranlagen).

Seen sind zwar weniger offene Ökosysteme, dennoch wird die Besiedlung durch z.B. Wasserpflanzen (Makrophyten) ebenfalls von Stressoren auf unterschiedlichen räumlichen Skalen beeinflusst. Zum einen sind es auch hier die lokalen Habitatbedingungen im lichtdurchfluteten Uferbereich (Litoral), welche die Besiedlung durch Wasserpflanzen bestimmen. Zum anderen hängt die Wasserqualität der Seen, insbesondere der Nährstoffgehalt, von der Landnutzung im weiteren Umfeld und des Einzugsgebietes ab (Taranu & Gregory-Eaves 2008). Der Nährstoffgehalt wirkt sich wiederum vor allem über die Erhöhung der Phytoplankton-Biomasse (Algen Dinoflagellaten, Cyanobakterien) auf die Wasserpflanzen aus (Sondergaard et al., 2022). Die Besiedlung und Biodiversität entsprechender Schutzgebiete, wie etwa des Natura 2000 Netzwerks, hängt vermutlich ebenfalls nicht nur von den lokalen Habitatbedingungen sondern auch von Belastungen auf größeren räumlichen Skalen ab. Jedoch haben bisher nur wenige Studien den Einfluss von Belastungen auf größeren räumlichen Skalen in größeren Datensätzen untersucht, was als ein wesentliches Wissensdefizit identifiziert wurde (Orlikowska et al., 2016).

Die Freizeitnutzung an Binnengewässern (Fließgewässer, Seen) kann in diesem multi-Stressor Kontext auf zwei unterschiedliche Weisen integriert werden (Abbildung 39). Erstens kann die Freizeitnutzung als Belastung betrachtet werden. Genauer gesagt ist die Freizeitnutzung bzw. Erholung in der Terminologie und Logik der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) eine umweltrelevante Aktivität, die analog zu anderen wie z.B. Urbanisierung, Landwirtschaft oder Wasserkraftnutzung, zu multiplen Belastungen führt (z.B. Gewässerverbau, Nährstoffeintrag), welche eine negative Auswirkung auf die verschiedenen aquatischen Organismengruppen haben (Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten, Phytoplankton).

Zweitens kann die Freizeitnutzung als Ökosystemleistung betrachtet werden, die ähnlich wie die Organismengruppen von Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen beeinträchtig wird. Viele Studien und Projekte gehen implizit davon aus, dass eine größere Naturnähe und ein besserer ökologischer Zustand zu einer höheren Ökosystemleistung im Bereich der Erholung / Freizeitnutzung führen (Kaiser et al., 2020). Auch wenn solche Synergien nicht selten auftreten können (z.B. liegen viele

Kanustrecken in naturnahen Gewässerabschnitten), gibt es kaum empirische Belege dafür, dass (i) ökologischer Zustand und Freizeitaktivität von ähnlichen Belastungen auf ähnlichen räumlichen Skalen beeinträchtigt werden und (ii) die Attraktivität bzw. Eignung für die Freizeitnutzung sowie die Zufriedenheit der Nutzer tatsächlich von der Naturnähe der Gewässer abhängt.

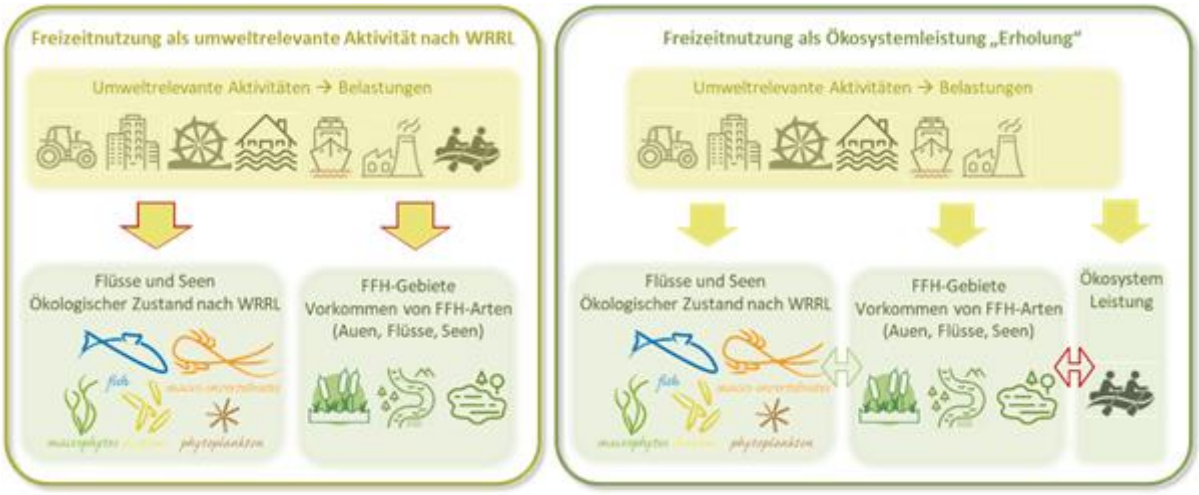


Abbildung 39: Betrachtung der Freizeitnutzung als Belastung (links) bzw. Ökosystemleistung (rechts) in einem multi-Stressor-Kontext.

3.3.2. Studiendesign

Um die Freizeitnutzung im multi-Stressor Kontext sowohl als Belastung, als auch als Ökosystemleistung zu untersuchen wurden fünf verschiedene empirische Studien durchgeführt.

Freizeitnutzung als Belastung: In drei großräumigen Studien wurde der ökologische Zustand und die Biodiversität verschiedener Organismengruppen in Fließgewässern, Seen und Natura 2000 Gebieten als Zielgrößen betrachtet und die Auswirkungen multipler Belastungen untersucht. Hierfür wurden bereits vorliegende biologische Daten einer großen Zahl an WRRL-Probestellen bzw. Natura 2000 Gebieten zusammengestellt und um Daten zu multiplen Belastungen ergänzt. Es wurden Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen quantifiziert: lokale Belastungen, sowie Belastungen im direkten und weiteren Umfeld (Tabelle 29). In einem ersten Schritt wurde die Intensität der Freizeitnutzung neben den anderen Belastungs-Indikatoren als Prädiktor in den statistischen Analysen verwendet. Um die Intensität der Freizeitnutzung an den Probestellen und in den Natura 2000 Gebieten abzuschätzen, wurde die Anzahl der Besucher pro Jahr auf Grundlage der Ergebnisse der Choice Experimente von der Technischen Universität Berlin modelliert und über die Größe der Gewässer normiert (Besucher pro Jahr pro Hektar).

In einer vierten kleinräumigen Studie wurden beispielhaft die Auswirkungen einer spezifischen Freizeitnutzung (Kanufahren) auf eine Organismengruppe (Makrozoobenthos) im Vergleich zu den Auswirkungen einer anderen umweltrelevanten Aktivität (Wasserkraft) untersucht (Hering et al., 2022). Aufgrund der Ergebnisse der Meta-Analyse (siehe Kapitel 2.1) war zu erwarten, dass die Auswirkungen der Freizeitnutzung auf die Besiedlung von Binnengewässern in den oben genannten drei großräumigen Studien, d.h. auf Ebene von ganzen Lebensgemeinschaften, eher gering sind. Auf niedrigerer biologischer Organisationsstufe wie bei einzelnen Arten(gruppen) sind Effekte potenziell besser nachzuweisen (Schafft et al., 2021).

Freizeitnutzung als Ökosystemleistung: Die oben bereits erwähnten drei großräumigen Studien zum ökologischen Zustand und der Biodiversität verschiedener Organismengruppen in Fließgewässern, Seen und Natura 2000 Gebieten wurden dazu verwendet, um die Auswirkungen der multiplen Belastungen detaillierter zu untersuchen und die wichtigsten Belastungen und räumlichen Skalen für die Biologie zu identifizieren. Detaillierte Informationen zum Untersuchungsansatz, den verwendeten Daten und der Methodik finden sich in den bei den Autoren erhältlichen und mittelfristig veröffentlichten Manuskripten zu den Fließgewässern (Schürings et al., submitted), Seen (Kail et al., in prep a) und Natura 2000 Gebieten (Kail et al., submitted). In diesem zweiten Schritt wurde die Intensität der Freizeitnutzung nicht mehr als Belastung betrachtet. Vielmehr wurde in der fünften Studie untersucht, von welchen Belastungen und welchen räumlichen Skalen die Eignung von Fließgewässern für die Freizeitnutzung sowie die Zufriedenheit der Besucher abhängt (siehe Manuskript Kail et al., in prep b).

Die Ergebnisse der fünf Studien werden im Folgenden zusammengefasst. Somit ist es möglich zu vergleichen, welche Belastungen und auf welchen räumlichen Skalen die Biologie (ökologischer Zustand und Biodiversität) bzw. die Freizeitnutzung beeinträchtigt werden. Sofern ähnliche Belastungen auf ähnlichen räumlichen Skalen relevant sind, ergeben sich daraus Synergien zwischen Verbesserungen für die Biologie und der Freizeitnutzung.

3.3.3. Methodik

In den fünf Studien wurden unterschiedliche Daten zur Beschreibung der lokalen Belastungen sowie im direkten und weiteren Umfeld verwendet (Tabelle 29).

Tabelle 29: Übersicht über die in den fünf Studien verwendeten Daten zur Beschreibung der multiplen Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen.

Studie	Untersuchungsobjekte	Belastungen (räumliche Skalen)		
		Lokal	Direktes Umfeld	Weiteres Umfeld
Fließgewässer	WRRL-Probestellen (deutschlandweit)	Gewässerstruktur (100 m GSG Abschnitt)	Landnutzung (Puffer Oberlauf 5 x 0,1 km)	Landnutzung (Einzugsgebiet)
Seen	Seen (Mecklenburg-Vorpommern)	Seen-Umfeld Bewertung (0,1 km Puffer)	Landnutzung (Puffer See 0,1, 0,3, 0,5, 1,0 km)	Landnutzung (Einzugsgebiet)
Natura 2000	FFH-Gebiete, gewässergeprägt (deutschlandweit)	FFH-Habitattypen Gewässerstruktur Seen-Umfeld Bewertung (FFH-Gebiet)	Landnutzung (Puffer FFH-Gebiet 0,1, 1,0 km)	Landnutzung (Puffer Oberlauf 5 x 0,1 km)
Kanu-Studie Fließgewässer	Umtragestellen an Wehren (Diemel)	Kanu-Ausstieg Kanu-Einstieg	Rückstaubereich oberhalb Wehr Restwasserstrecke unterhalb Wehr	/
Freizeitnutzung Fließgewässer	Befragte (deutschlandweite Umfrage)	Gewässerstruktur (1, 0 km Segment)	Landnutzung (Puffer Segment 0,1 km)	Landschaftsbild u. -nutzung (Puffer Segment 1,0 km)

Im Wesentlichen wurden drei Datenquellen genutzt: Erstens die Gewässerstrukturdaten, bei denen es sich um die Ergebnisse einer von den Bundesländern durchgeführten Freilandkartierung an Fließgewässern handelt, bei der 25 Einzelparameter für Gewässerabschnitte mit einer Länge von 0,1 bis 1,0 km Länge erfasst werden (je nach Gewässergröße). Auf Grundlage der Einzelparameter werden fünf wichtige Aspekte der Fließgewässer-Hydromorphologie bewertet (Hauptparameter), die wiederum zu den drei Bereichen „Sohle“, „Ufer“ und „Land“ zusammengefasst werden können. Für die Bewertung auf einer Skale von 1-7 wird der Ist-Zustand mit dem naturnahen,

gewässertypspezifischen Referenzzustand verglichen und ist daher ein Maß für die Naturnähe der Fließgewässer-Hydromorphologie bzw. -Habitatvielfalt (Gellert et al., 2014).

Zweitens wurde die Habitatqualität der Seen mit Hilfe der Verfahrensanleitung der LAWA bewertet (LAWA, 2014). Diese Methode besteht aus drei Modulen für die getrennte Bewertung der Uferzone (Litoral), des Seeufers und Seeumfeldes. Es liegen jedoch keine Bewertungsergebnisse der Bundesländer vor und die Bewertung der Uferzone und des Seeufers war im Rahmen des AQUATAG Projektes nicht möglich. Das See-Umfeld wurde gemäß des Verfahrens bewertet, indem in einem 0,1 km breiten Puffer die dort vorkommenden Landnutzungen mit Werten von 1 (naturnahe Nutzungen) bis 5 (urbane Nutzungen) gewichtet wurden. Die Naturnähe in diesem direkten Uferstreifen ist vermutlich ein guter Proxy für die Habitatqualität der Uferzone (z.B. geringe Habitatqualität im Litoral im Bereich von urbaner Ufernutzung wie Bebauung, Straßen und Hafenanlagen).

Drittens wurden Landnutzungsdatenfür die oben beschriebene Bewertung des See-Umfeldes sowie für die Berechnung der Landnutzungsanteile in Puffern und den Einzugsgebieten verwendet. Dafür wurde das offizielle Landbedeckungsmodell LBM DE (BKG, 2018) bzw. für detailliertere Analysen des Einflusses der Landwirtschaft die Daten zu den Anbaufrüchten aus Blickensdörfer et al. (2022) herangezogen.

In den oben erwähnten fünf Studien wurden zum Teil ähnliche statistische Methoden verwendet. Auch wenn diese detailliert in den entsprechenden Manuskripten beschrieben sind, werden die wichtigsten Methoden zum leichteren Verständnis der Ergebnisse im Folgenden kurz vorgestellt (Regressionsmodelle werden als bekannt vorausgesetzt).

Conditional Inference Forests (CIF): Wie bei allen Random Forest Modellen handelt es sich auch bei CIF um eine Ensemble Methode, bei der die Ergebnisse einer Vielzahl einzelner Entscheidungsbäume kombiniert werden. Jeder Entscheidungsbaum beruht auf einem zufällig ausgewählten Teildatensatz. An jeder Verzweigung des Baumes wird einer der Prädiktoren verwendet, um den Datensatz weiter aufzuteilen, sodass sich die Werte der Zielgröße (z.B. Artenzahl) möglichst stark unterscheiden. Im Unterschied zu Regressionsmodellen eignen sich Random Forest Modelle zur Untersuchung nicht-linearer Zusammenhänge und einer großen Zahl an Prädiktoren. Darüber hinaus berücksichtigen CIF bei der Bestimmung der Bedeutung der Prädiktoren (variable importance), wie die Bedeutung eines Prädiktors von anderen, korrelierten Prädiktoren abhängt (conditional variable importance) und eignen sich daher für Datensätze mit stark korrelierten Prädiktoren (Strobl et al., 2008).

Diese bedingte Variablenbedeutung wird berechnet, indem die Werte des entsprechenden Prädiktors zufällig vertauscht werden und damit die Beziehung mit der Zielgröße zerstört wird. Der Unterschied in der Vorhersagegenauigkeit vor und nach der Permutation der Prädiktorwerte, gemittelt über alle Entscheidungsbäume des Ensembles, wird als Maß für die Bedeutung des Prädiktors verwendet. Jedoch kann die Vorhersagegenauigkeit nach der Permutation der Prädiktorwerte zufallsbedingt auch ansteigen, vor allem für Prädiktoren, die nur eine schwache Beziehung zur Zielgröße besitzen. Die Variablenbedeutung solcher irrelevanter Variablen schwankt also zufällig um den Wert Null. Daher wurden Prädiktoren nur dann als relevant betrachtet, wenn ihr Wert für die Variablenbedeutung über dem absoluten Wert des Prädiktors mit dem niedrigsten negativen Wert lag (indicative predictors, Strobl et al., 2009). Um die Ergebnisse verschiedener CIF vergleichen zu können, wurde die Bedeutung einer Variable immer auf die Summe der Variablenbedeutung aller relevanten Variablen bezogen, d.h. die Bedeutung aller relevanten Variablen in einem Modell summiert sich auf 100%.

Structural Equation Models (SEM): Grundlage für ein SEM ist immer eine Wirkungskette bzw. Wirkungsgefüge, d.h. ein Set von Variablen, zwischen denen gerichtete Ursache-Wirkungs-Beziehungen angenommen werden können. Beispiel hierfür ist die in der Einleitung beschriebene Wirkungskette von der landwirtschaftlichen Nutzung im Umfeld von Seen über die Nährstoffkonzentration und die Phytoplankton-Biomasse (Trübung) zum ökologischen Zustand der Makrophyten. Bei den hier verwendeten piecewise SEM wird nicht ein globales Regressionsmodell mit allen Variablen erstellt sondern jeweils einzelne Regressionsmodelle für jede Zielgröße. Auf Grundlage dieses Sets an Regressionsmodellen lässt sich dann für jeden Prädiktor der direkte Effekt auf eine Zielgröße berechnen, als auch der indirekte Effekt, den dieser Prädiktor über andere Variablen im Wirkungsnetz auf die Zielgröße hat. Zur Quantifizierung der Effekte werden üblicherweise die standardisierten Regressionskoeffizienten herangezogen, um die Effekte verschiedener Variablen vergleichen zu können. In dieser Studie wurden die Variablen unter Verwendung der inversen Quantil-Normal-Transformation transformiert.

Recursive Partitioning: Bei dieser speziellen Form der rekursiven Partitionierung (Zeileis et al., 2008) wird der Datensatz nicht in Teildatensätze mit ähnlicher Ausprägung einer einzelnen Variable aufgeteilt sondern in Teildatensätze, in denen sich ein Regressionsmodell möglichst stark unterscheidet. Nachdem ein Regressionsmodell für den Gesamtdatensatz aufgestellt wurde, wird dieser auf Grundlage sogenannter Partitionierungs-Variablen in Teildatensätze aufgeteilt. An jeder Verzweigung des Entscheidungsbaumes wird die Partitionierungs-Variable und deren Wert ausgewählt, die in den resultierenden Teildatensätzen zu den größtmöglichen Unterschieden in den Regressionsmodellen führt. Anders ausgedrückt wird bei der rekursiven Partitionierung geprüft, ob die Parameterschätzungen des Regressionsmodells eine signifikante Instabilität gegenüber dem Gradienten einer der Partitionierungs-Variablen aufweist. Ist dies der Fall wird der Parameter-Wert entlang des Gradienten der Partitionierungsvariablen identifiziert, der die höchste Parameterinstabilität verursacht und als Split-Punkt verwendet. Der Datensatz wird aufgeteilt, bis keine signifikante Instabilität mehr gefunden wird.

3.3.4. Ergebnisse

Freizeitnutzung als Belastung

In keiner der drei großräumigen empirischen Studien war die Freizeitnutzung eine relevante Belastung, die eine im Vergleich zu anderen Belastungen vergleichbare negative Auswirkung auf die Besiedlung der Fließgewässer, Seen oder FFH-Gebiete hatte. In den Regressionsmodellen zum ökologischen Zustand der Fließgewässer waren die standardisierten Regressionskoeffizienten für die Besucherzahlen (VisitsY_Ha) im Vergleich zu den anderen Belastungen klein und die Konfidenz-Intervalle beinhalteten Null. Dies traf auf alle drei der in Abbildung 40 dargestellten Zielgrößen zu: den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos, der Makrophyten und Diatomeen.

Daraus lässt sich ableiten, dass die modellierte Intensität der Freizeitnutzung auf dieser räumlichen Skala (bundesweite Auswertung) keinen relevanten Einfluss auf die Besiedlung der Fließgewässer auf der Organisationsebene von ganzen Lebensgemeinschaften hatte. Den größten negativen Einfluss auf den ökologischen Zustand der drei Organismengruppen hatte die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet (Cropland Cat). Daneben war ebenfalls für alle drei Organismengruppen die urbane Nutzung im Einzugsgebiet (Urban Cat) sowie die lokalen Habitatbedingungen bzw. Degradation der

Gewässersohle (Sohle) von Bedeutung. Lediglich der ökologische Zustand des Makrozoobenthos wurde darüber hinaus durch die landwirtschaftliche Nutzung entlang des Oberlaufs (0,1 x 5,0 km Puffer) beeinträchtigt.

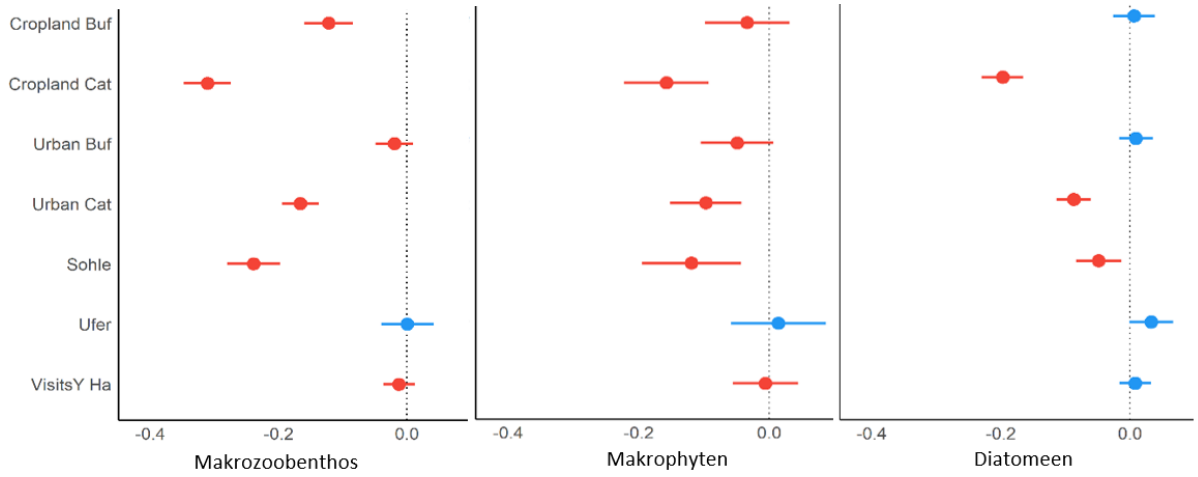


Abbildung 40: Standardisierte Regressionskoeffizienten und deren Konfidenz-Intervalle für den Effekt unterschiedlicher Belastungen auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos, der Makrophyten und Diatomeen in Fließgewässern.

Der ökologische Zustand der Makrophyten in Seen hing ebenfalls nicht stark von der modellierten Intensität der Freizeitnutzung ab. Die bedingte Variablenbedeutung der Besucherzahl (conditional variable importance, Visits) in den CIF war gering und der Prädiktor nicht unter den als relevant identifizierten Belastungen (Abbildung 41). Vielmehr hing der ökologische Zustand der Makrophyten in Seen von der Landnutzung im Umfeld (B10 = 1,0 km Puffer) und den lokalen Habitatbedingungen im See-Umfeld (RiparinDegr) ab. Letztere wurde möglicherweise indirekt von der Freizeitnutzung mit beeinflusst, da zur Ausübung vieler Freizeitaktivitäten Infrastruktureinrichtungen im Uferbereich wie Straßen, Parkplätze oder Hafenanlagen notwendig sind. Dies lässt sich aber in einer solchen großräumigen empirischen Studie nicht differenziert betrachten.

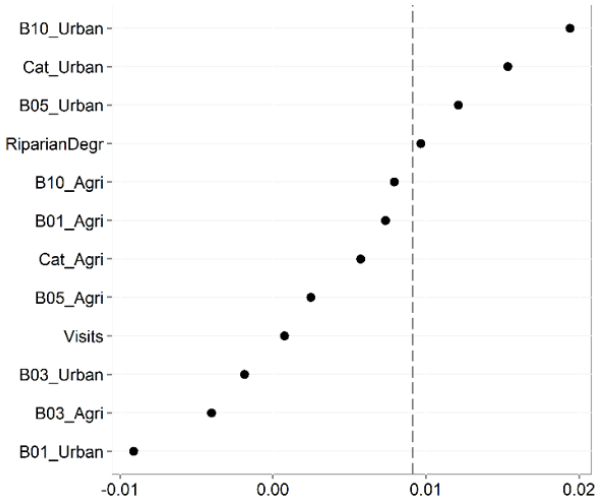


Abb. 3: Bedingte Variablenbedeutung der Belastungen lokal und im Umfeld für den ökologischen Zustand der Makrophyten in Seen. Die gestrichelte Linie trennt nicht-relevante von relevanten Prädiktoren.

Die Biodiversität in FFH-Gebieten wurde ebenfalls nicht stark von der modellierten Intensität der Freizeitnutzung beeinflusst. Die in den von Gewässern geprägten FFH-Gebieten vorkommenden Arten wurden in folgende drei Organismengruppen eingeteilt: Vögel (Birds), terrestrische Arten (Non-River spec wie Pflanzen, Säugetiere, Amphibien) und Gewässerarten (River spec wie Wasserpflanzen, Fische, Makrozoobenthos).

Für keine dieser drei Organismengruppen war die Besucherzahl (Visits) unter den von den CIF identifizierten relevanten Prädiktoren (Abbildung 41). Die Diversität von gewässergebundenen Arten hing vielmehr vor allem vom Vorkommen geeigneter Habitate im Umfeld (LU01, LU10) oder innerhalb der FFH-Gebiete (HTG) ab. Von den drei hier vorgestellten großräumigen empirischen Studien sollten die Ergebnisse zur Biodiversität in FFH-Gebieten am vorsichtigsten interpretiert werden. Die auf Grundlage der Eigenschaften der Fließgewässer und Seen in den FFH-Gebieten modellierten Besucherzahlen überschätzen die tatsächlichen Besucherzahlen aufgrund des oft bestehenden Schutzstatus möglicherweise deutlich. Es sollte daher nicht die falsche Schlussfolgerung gezogen werden, dass in gewässergeprägten FFH-Gebieten auch hohe Besucherzahlen zugelassen werden können ohne die Biodiversität zu beeinträchtigen.

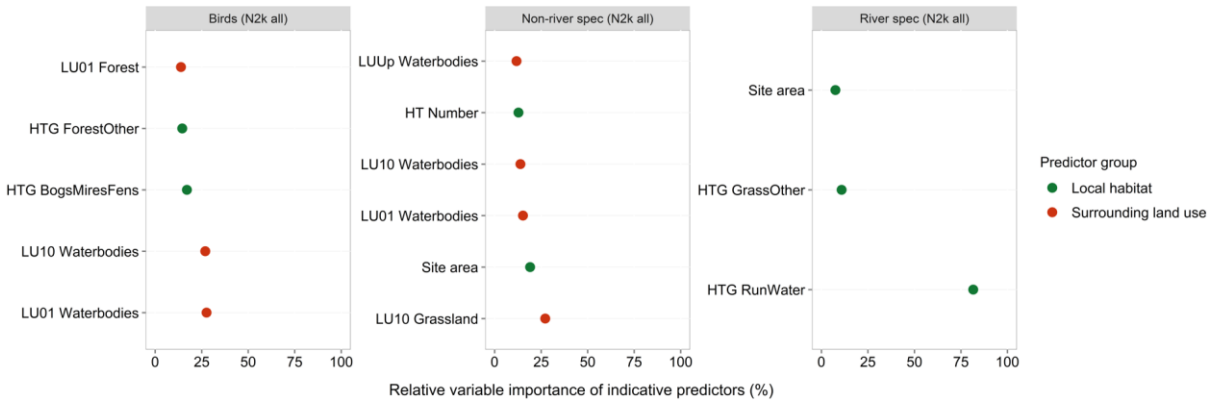


Abbildung 41: Bedingte Variablenbedeutung der Belastungen lokal und im Umfeld für die Biodiversität in von Gewässern geprägten FFH-Gebieten (es sind nur die relevanten Prädiktoren dargestellt).

Auf kleineren räumlichen Skalen und biologischen Organisationsebenen kann Freizeitnutzung durchaus einen negativen Einfluss auf die Besiedlung von Fließgewässern haben, der jedoch häufig von anderen Belastungen überlagert wird. Dies zeigen beispielhaft die Ergebnisse der Kanu-Studie zum lokalen Einfluss von Umtragungsstellen auf das Makrozoobenthos (Hering et al., 2022).

An den Ausstiegsstellen oberhalb der Wehre (Stagnant) überwiegt die Beeinträchtigung durch den Aufstau, der im Vergleich zu den freifließenden Abschnitten unterhalb der Wehre tendenziell zu einer größeren saprobiellen Belastung und einer geringen Anzahl sensitiver Arten der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen führt (Abbildung 42, unten). Die Kanu-Nutzung oberhalb der Wehre hat darüber hinaus keinen weiteren negativen Einfluss. Im Gegensatz dazu führt die Störung durch die Kanu-Nutzung an den Einstiegsstellen unterhalb der Wehre (Residual flow) im Vergleich zu benachbarten unbeeinträchtigten Stellen lokal zu einer signifikant geringeren Artenzahl, Abundanz und Anteil an sensitiven EPT-Arten.

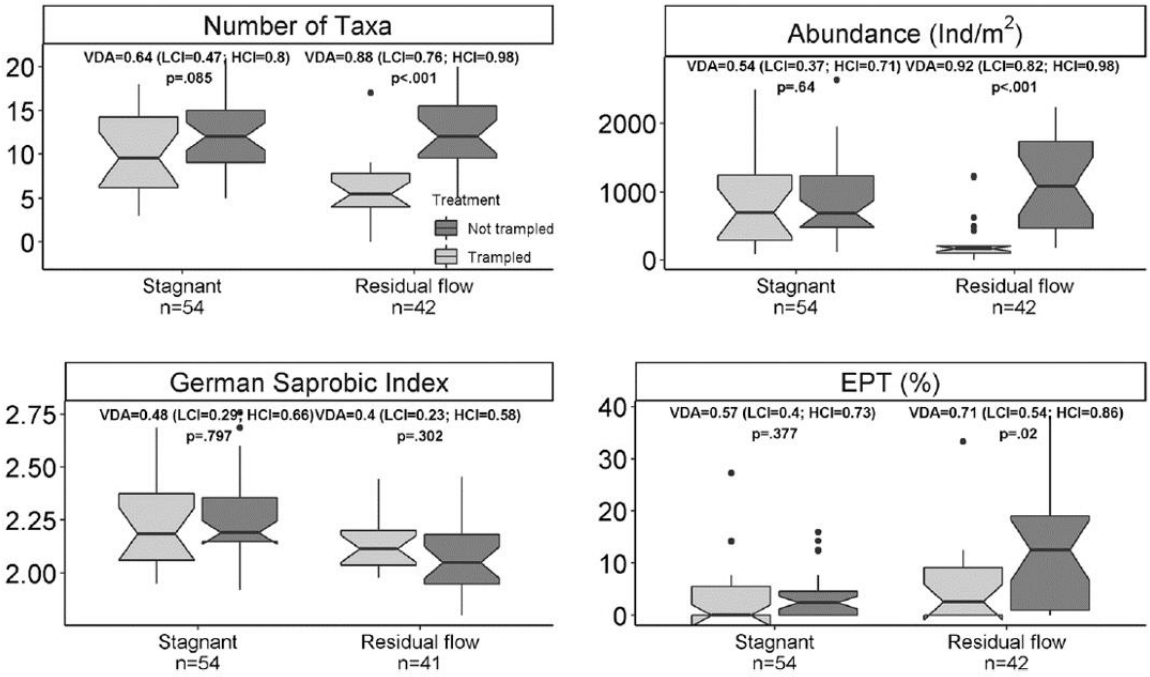


Abbildung 42: Artenzahl, Abundanz, Saprobie-Index und Anteil sensitiver Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT%) an den Ausstiegs- und Einstiegsstellen (Trampled) im Rückstaubereich oberhalb der Wehre (Stagnant) und Restwasserstrecken unterhalb der Wehre (Residual flow) im Vergleich zu Bereichen neben den Ausstiegs- und Einstiegsstellen (Not trampled).

Freizeitnutzung als Ökosystemleistung

Durch den Vergleich der für die Biologie bzw. Ökosystemleistung Freizeitnutzung relevanten Belastungen lassen sich mögliche Synergien identifizieren. Daher werden im Folgenden die relevanten Belastungen sowohl für die Freizeitnutzung als auch die Biologie dargestellt.

Relevante Belastungen und räumliche Skalen für die Biologie

Nachdem die Studie zu den Fließgewässern gezeigt hatte, dass von den untersuchten multiplen Belastungen die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet den ökologischen Zustand am stärksten beeinträchtigt, wurde diese Belastung detaillierter untersucht (Schürings et al., submitted). Die landwirtschaftliche Nutzung ist jedoch eine umweltrelevante Aktivität, d.h. nicht die Ursache selbst sondern vielmehr ein Proxy für konkrete Belastungen, die den ökologischen Zustand ursächlich beeinträchtigen. Auf Grundlage der Daten zu den Feldfrüchten aus Blickensdörfer et al. (2022) wurde der Anteil verschiedener Gruppen von Feldfrüchten im Einzugsgebiet berechnet, die sich in Hinblick auf die Intensität des Einsatzes von Pestiziden und Nährstoffen unterscheiden und daher Hinweise auf ursächlichen Belastungen geben.

Der ökologische Zustand des Makrozoobenthos wird am stärksten von Feldfrüchten beeinträchtigt, deren Anbau mit der Ausbringung großer Pestizidmengen verbunden ist, insbesondere Dauerkulturen wie Obstbäume und Weinreben (permanent crops). Daneben wird er auch von Feldfrüchten beeinträchtigt, die wie Mais besonders intensiv gedüngt werden (Abbildung 43). Für den ökologischen Zustand der Makrophyten zeigt sich ein ähnliches Muster, wobei die standardisierten Regressionskoeffizienten generell kleiner und die Konfidenz-Intervalle größer, d.h. die Auswirkungen auf den ökologischen Zustand geringer und die Unterschiede zwischen den Feldfrüchten weniger deutlich sind. Im Gegensatz dazu wird der ökologische Zustand der Diatomeen vor allem von

Feldfrüchten wie Mais beeinträchtigt, die besonders intensiv gedüngt werden. Die standardisierten Regressionskoeffizienten und damit die Auswirkungen sind jedoch vergleichsweise gering.

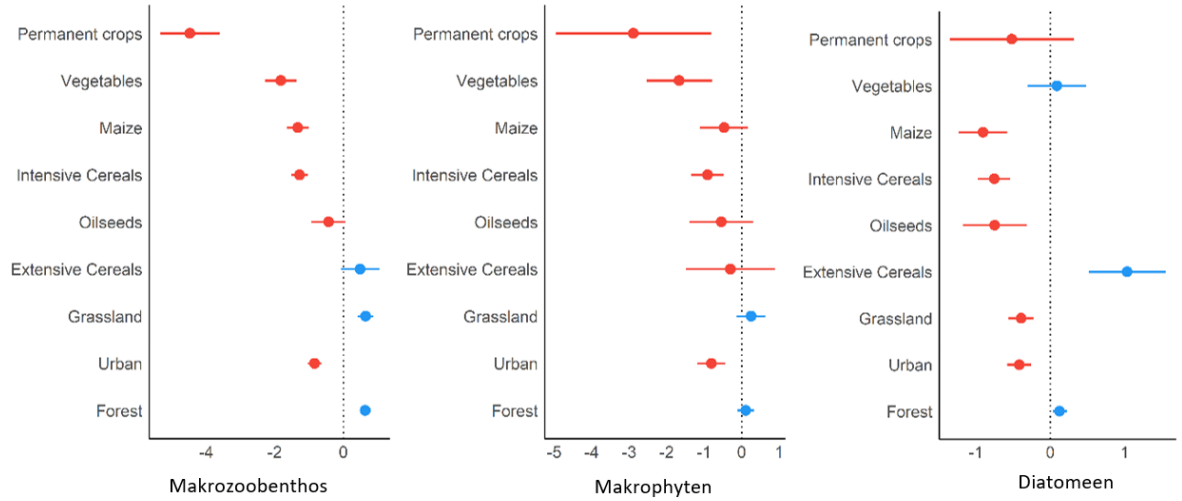


Abbildung 43: Standardisierte Regressionskoeffizienten und deren Konfidenz-Intervalle für den Effekt unterschiedlicher Gruppen von Feldfrüchten auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos, der Makrophyten und Diatomeen in Fließgewässern.

Um in Seen die Auswirkungen multipler Belastungen auf den ökologischen Zustand der Makrophyten näher zu untersuchen, wurden in einem ersten Schritt die relevantesten räumlichen Skalen und Belastungen identifiziert. Die Landnutzung in 0,5 und 1,0 km Puffern wurde in den Conditional Inference Forests (CIF) konsistent als relevante Belastung identifiziert, deren Variablenbedeutung für die Nähstoffbelastung und den ökologischen Zustand der Makrophyten höher war als die der schmaleren Puffer (0,1 bzw. 0,3 km) bzw. der Landnutzung auf Einzugsgebietsebene (Kail et al. in prep a). In entsprechenden Regressionsmodellen auf diesen räumlichen Skalen hatte die Landwirtschaft in beiden Puffern einen signifikanten Einfluss auf den Gesamt-Stickstoff und darüber hinaus auch die urbane Landnutzung im 1,0 km Puffer auf den Gesamt-Phosphor (Kail et al. in prep a). In einem zweiten Schritt wurden die Landnutzung auf diesen räumlichen Skalen (landwirtschaftliche und urbane Nutzung in 0,5 und 1,0 km Puffern) sowie die lokale Beeinträchtigung der Habitatbedingungen im Uferbereich (RiparianDegr) als Belastungen in einem Wirkungsgefüge dargestellt (Abbildung 44).

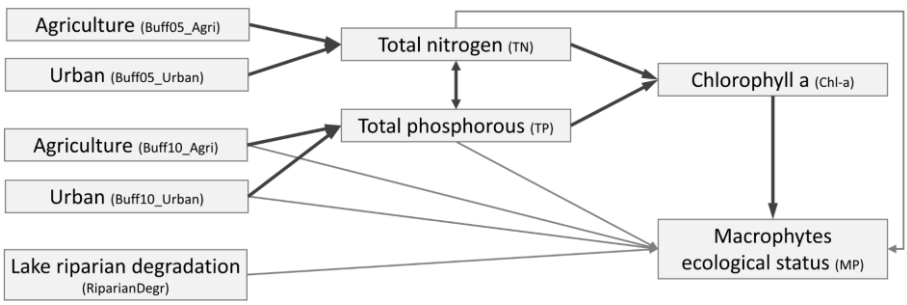


Abbildung 44: Wirkungsgefüge zur Auswirkung multipler Belastungen auf den ökologischen Zustand der Makrophyten in Seen. Betrachtet wurden die lokale Beeinträchtigung der Habitatbedingungen im Uferbereich (RiparianDegr) sowie die durch Landnutzung in 0,5 und 1,0 km Puffern verursachte Nährstoffbelastung.

Diese Wirkungsgefüge wurde dann in ein Structural Equation Model (SEM) überführt und die indirekten, direkten und Gesamteffekte der Belastungen auf den ökologischen Zustand der

Makrophyten berechnet. Die landwirtschaftliche und urbane Nutzung im direkten Umfeld der Seen (0,5 und 1,0 km Puffer) wirkt sich vor allem über eine Erhöhung der Nähstoffkonzentrationen, insbesondere des Gesamt-Phosphor, negativ auf den ökologischen Zustand der Makrophyten aus (Abbildung 45). Die Nährstoffe beeinträchtigen die Makrophyten vor allem indirekt über die Erhöhung der Chlorophyll-a Konzentration, welche als Proxy für die Phytoplankton-Biomasse und damit verbundene Trübung angesehen werden kann. Die Gesamt-Phosphor (TP) Konzentration wirkt sich darüber hinaus auch noch direkt negativ auf die Makrophyten aus und hat daher einen deutlich stärkeren negativen Gesamteffekt als der Gesamt-Stickstoff (TN). Da TP sowohl von der landwirtschaftlichen als auch urbanen Landnutzung im 1,0 km Puffer abhängt, haben beide Landnutzungsformen auf dieser räumlichen Skale einen ähnlich negativen Effekt auf die Makrophyten. Daneben wirkt sich aber auch die Degradation der Habitatbedingungen im Uferbereich direkt negativ auf den ökologischen Zustand der Makrophyten aus.

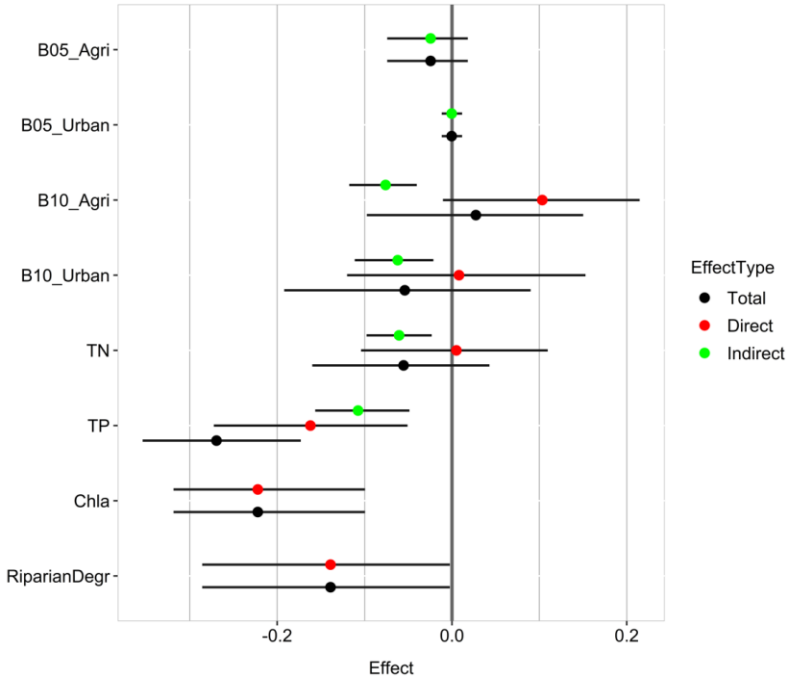


Abbildung 45: Standardisierte Regressionskoeffizienten (Pfadkoeffizienten) der indirekten, direkten und Gesamteffekte der Prädiktoren im Structural Equation Model (SEM) auf den ökologischen Zustand der Makrophyten in Seen. Dargestellt sind die Pfadkoeffizienten (Punkte) sowie die 95% Konfidenz-Intervalle (Striche).

Die Biodiversität in FFH-Gebieten hing nicht nur von den lokalen Habitatbedingungen ab, sondern wurde darüber hinaus auch maßgeblich von der Landnutzung im direkten Umfeld beeinflusst (Kail et al., eingereicht). Dies traf vor allem auf die Biodiversität in kleinen FFH-Gebieten (< 151,2 ha) und der mobilen Organismengruppe der Vögel zu. In diesem Teildatensatz war der Anteil an Wasserflächen im 0,1 und 1,0 km Puffer um die FFH-Gebiete konsistent der relevanteste Prädiktor mit der höchsten Variablenbedeutung (Abbildung 46). Dies erscheint plausibel, da die Vögel als mobile Organismen vermutlich auch auf die Habitate außerhalb der kleinen FFH-Gebiete angewiesen sind. Aber auch die Diversität der weniger mobilen, terrestrischen gewässergebundenen Arten (Pflanzen, Säugetiere, Amphibien) wurde maßgeblich von den Habitatbedingungen im Umfeld der kleinen FFH-Gebiete bestimmt.

Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist zu beachten, dass der Anteil an Wasserflächen im 0,1 und 1,0 km Puffer stark mit der Diversität an Landnutzungsformen und der Länge der Saumhabitate im Puffer korreliert war. Dies legt die Vermutung nahe, dass die Biodiversität in kleinen gewässergeprägten FFH-Gebieten besonders hoch ist, wenn diese in einer kleinräumig reich strukturierten, feuchten und extensiv genutzten Kulturlandschaft eingebettet sind. Solche Landschaften werden auch vom Menschen oft als besonders schön und geeignet für die Freizeitnutzung empfunden (siehe Abbildung 47).

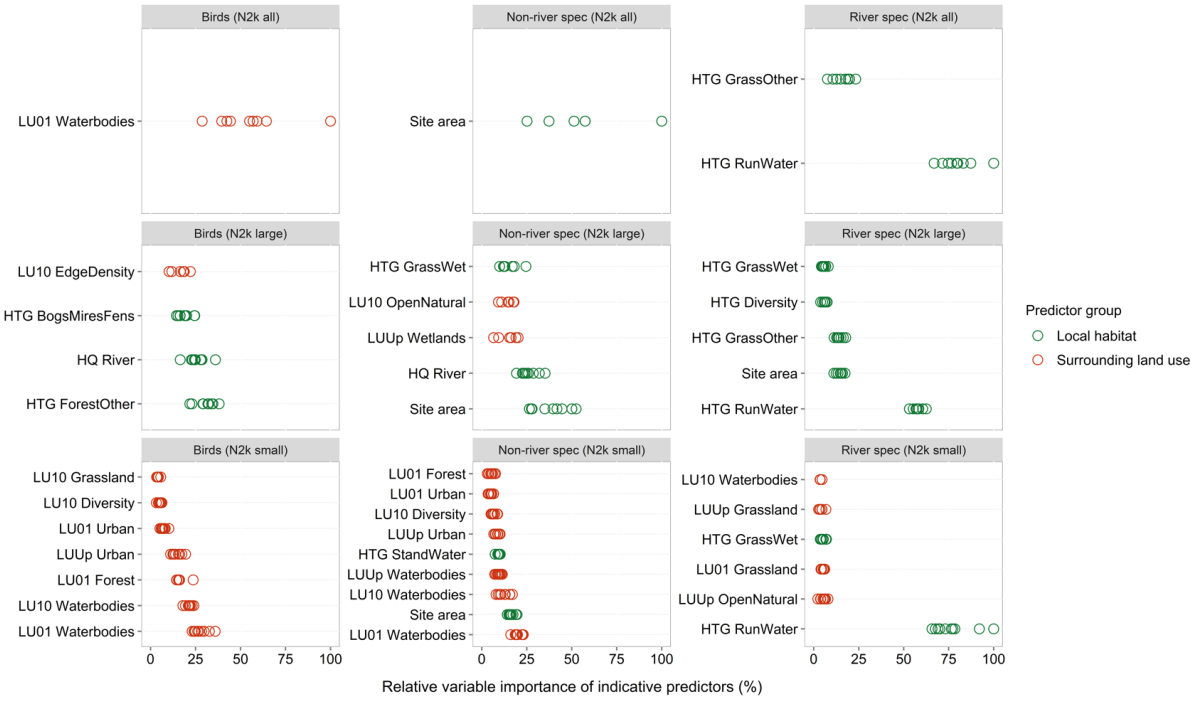


Abbildung 46: Relative Variablenbedeutung der relevanten Prädiktoren (5) in jeweils 10 Modellläufen der Conditional Inference Forest (CIF) für die Biodiversität der drei Organismengruppen im Gesamtdatensatz (all), bzw. den Teildatensätzen der großen und kleinen FFH-Gebiete, größer bzw. kleiner als der Median von 151,2 ha des Gesamtdatensatzes (large, small). Es sind nur Prädiktoren dargestellt, die konsistent in mindestens 5 der 10 Modellläufe als relevante Prädiktoren identifiziert wurden.

Relevante Belastungen und räumliche Skalen für die Freizeitnutzung

Nachdem die relevanten multiplen Belastungen und räumlichen Skalen für die Biologie in den ersten vier Studien identifiziert worden sind, beschäftigt sich die fünfte Studie mit der Frage, von welchen Belastungen auf welchen räumlichen Skalen die Freizeitnutzung an Gewässern abhängt (Kail et al., in prep b). Hierfür wurden die Daten der deutschlandweiten Umfrage genutzt. Die Studie wurde auf Umfragedaten zu Fließgewässern beschränkt, da nur für diesen Gewässertyp auch Informationen zur Naturnähe der Gewässer in Form der Gewässerstrukturdaten zur Verfügung standen. Im Rahmen der Studie konnte damit untersucht werden, inwiefern die Befragten die Naturnähe überhaupt korrekt einschätzen können und ob von dieser lokalen Naturnähe der Fließgewässer ihre Eignung für die Freizeitnutzung sowie die Zufriedenheit der Besucher abhängt. Es wird zwar oft von solchen Synergien ausgegangen, andere Studien lassen jedoch vermuten, dass die Landnutzung und das Landschaftsbild im direkten und weiteren Umfeld ebenso bzw. sogar noch wichtiger für die Freizeitnutzung sind.

Die Ergebnisse der Studie zeigen deutlich, dass die Besucher die Naturnähe der Gewässer nicht gut einschätzen können. Die subjektive Einschätzung der Naturnähe in der Umfrage war nur schwach mit

der tatsächlichen Gewässerstrukturgüte korreliert. Insbesondere wurden degradierte Fließgewässerabschnitte nicht als solche erkannt. Die Bewertung der Naturnähe der Fließgewässer durch die Befragten (Naturalness) hängt nicht nur von der tatsächlichen Naturnähe der Ufer (Morph_Bank) ab, sondern auch, und sogar etwas stärker, von der Naturnähe der Landschaft im weiteren Umfeld (B10_Forest, Abbildung 47).

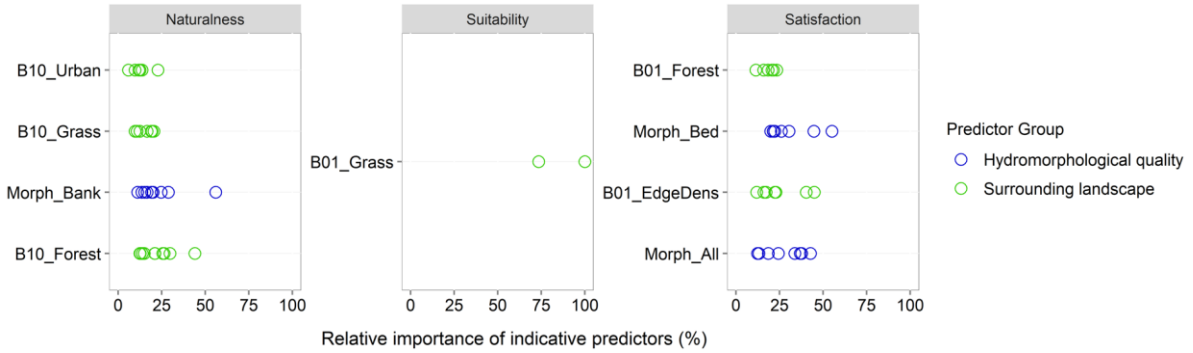


Abbildung 47: Relative Variablenbedeutung der relevanten Prädiktoren (%) in jeweils 10 Modellläufen der Conditional Inference Forest (CIF) für die Zufriedenheit und Eignung des Fließgewässers für die Freizeitaktivität sowie der Einschätzung der Naturnähe des Fließgewässers durch die Befragten. Es sind nur Prädiktoren dargestellt, die konsistent in mindestens 5 der 10 Modellläufe als relevante Prädiktoren identifiziert wurden.

Die Eignung der besuchten Fließgewässer (Suitability) hängt für die Besucher folgerichtig nicht von der Naturnähe der Fließgewässer ab. Vielmehr wurden solche Fließgewässerabschnitte als besonders geeignet eingestuft, die in einer reicht strukturierten, extensiven Kulturlandschaft eingebettet sind. Dies ergibt sich aus der Tatsache, dass der Anteil von Grünland im direkten Umfeld (B01_Grass) die einzige Variable war, die in den CEF Modellen konsistent als relevanter Prädiktor für die Eignung (Suitability) identifiziert wurde (Abbildung 47). Diese korreliert wiederum stark negativ mit dem Anteil urbaner Nutzung und stark positiv mit der Diversität an Landnutzungsformen und der Länge der Saumhabitate im 0,1 km breiten Puffer um die besuchten Fließgewässerabschnitte. Dies erscheint auch insofern plausibel, als dass die Besucher ganz überwiegend Freizeitaktivitäten mit geringem Bezug zum Gewässer (z.B. Spazierengehen Radfahren) ausgeübt haben.

In spezifischen Nutzer-Gruppen beeinflusst die Naturnähe der Fließgewässer (Morph_All) jedoch durchaus die Eignung der Gewässer für die Freizeitaktivität (Abbildung 48). Für relativ junge Menschen (< 39 Jahre), die eine Freizeitaktivität mit starkem Bezug zum Gewässer ausüben (im, auf, am Gewässer) oder eine hohe Naturverbundenheit besitzen, nimmt die Eignung der Fließgewässer mit der Naturnähe zu.

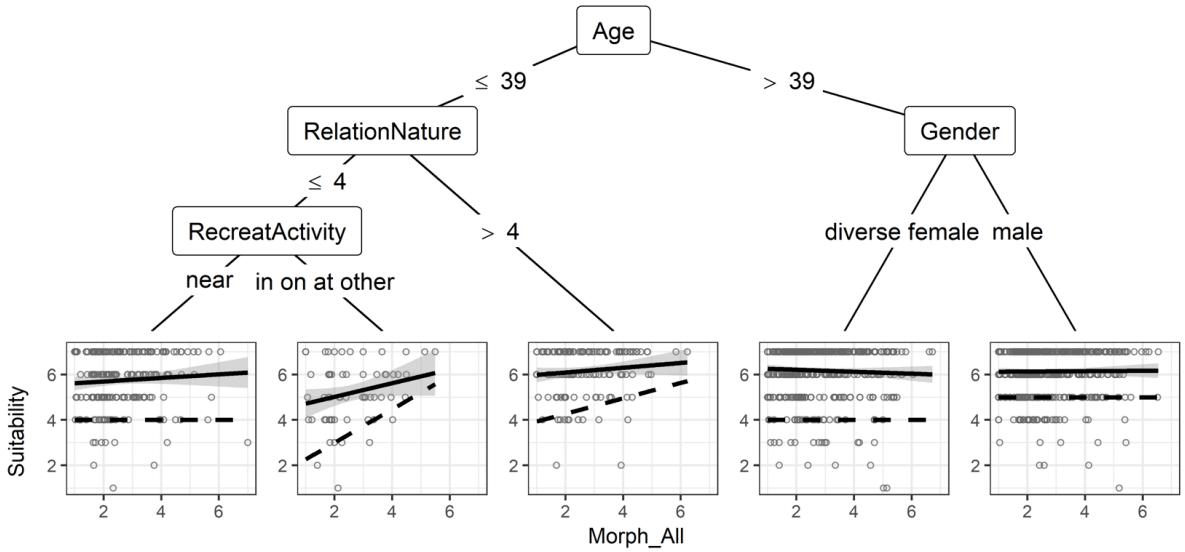


Abbildung 48: Aufteilung des Gesamtdatensatzes in Teildatensätze, in denen sich die Beziehung zwischen Naturnähe der Fließgewässer (Morph_All) und Eignung für die Freizeitnutzung unterscheidet (Recursive Partitioning).

Die Zufriedenheit mit der Freizeitaktivität hängt ebenso wie die Eignung auch maßgeblich von der Vielfalt (B01_EdgeDens) und Naturnähe (B01_Forest) der Landschaft im direkten Umfeld des 0,1 km breiten Puffers ab (Abbildung 47). Die Zufriedenheit ist also in einer reicht strukturierten, extensiven Kulturlandschaft oder im Wald besonders hoch. Darüber hinaus hängt die Zufriedenheit aber auch bzw. vor allem von der Naturnähe der Fließgewässer ab (Morph_All, Abbildung 47). Dies ist insofern überraschend, als dass die Befragten die Naturnähe der Gewässer offensichtlich nicht gut einschätzen können und diese für die Eignung und damit vermutlich auch für die Auswahl der besuchten Fließgewässerabschnitte kaum eine Rolle spielt.

Insgesamt legen diese Ergebnisse nahe, dass die Befragten die Naturnähe der Fließgewässer zwar nicht fachlich korrekt einschätzen können und dieses Kriterium für die meisten Besucher bei der Auswahl der Gewässerabschnitte kaum eine Rolle spielt, die Naturnähe der Fließgewässer jedoch unbewusst die Zufriedenheit stark beeinflusst. Dies verdeutlicht, dass die Bedeutung der Naturnähe der Fließgewässer sich nicht aus den reinen Besucherzahlen ergibt und es entscheidend ist auch die Qualität des Besuchs zu berücksichtigen. Die Ergebnisse zeigen jedoch auch deutlich, dass sowohl die Eignung, als auch die Zufriedenheit mit der Freizeitaktivität neben der Naturnähe der Fließgewässer ebenso vom direkten Umfeld abhängt. Dabei scheinen die Besucher eine reich strukturierte, extensive Kulturlandschaft zu bevorzugen, was mit der in der englischsprachigen Literatur als „savanna“ oder „grassland-woodland“ bezeichneten Hypothese übereinstimmt. Natürlich hängt die Zufriedenheit der Besucher noch von vielen anderen Faktoren ab, aber trotzdem ist es bemerkenswert, dass sich allein mit den vier Prädiktoren zur Naturnähe der Fließgewässer und des direkten Umfeldes (Abbildung 47) die Einstufung der Zufriedenheit der Befragten auf der 10-stufigen Skala mit einer mittleren Genauigkeit von 1,3 Klassen bzw. für 18% der Befragten korrekt vorhersagen lässt.

In ähnlicher Weise wie in dieser fünften Studie hat der Projektpartner von der Technischen Universität Berlin (TUB) in dem Choice Experiment untersucht, aufgrund welcher Gewässereigenschaften die Befragten das besuchte Gewässer ausgewählt haben. In deren Regressionsmodell für den Gesamtdatensatz (Fließgewässer und Seen) war die Auswahl der Gewässer mit folgenden Eigenschaften positiv korreliert: Nähe zum Wohnort, Gewässergröße (Fläche bzw. Breite), Ausstattung mit Freizeitinfrastruktur wie Stränden, Erreichbarkeit (ÖPNV, Parkplätze), aber auch mit dem Anteil an

Laubbäumen im Gewässerumfeld und dem Landschaftsbild. Die letzten beiden bzw. ähnliche Eigenschaften führen auch in unserer fünften Studie zu einer höheren Einstufung der Eignung und Zufriedenheit durch die Befragten (Variablen B01_Forest und B01_EdgeDens in Abbildung 47).

3.3.5. Schlussfolgerungen zur Freizeitnutzung als Belastung und Ökosystemleistung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der fünf Studien zur Freizeitnutzung als Belastung und Ökosystemleistung im multi-Stressor Kontext zusammengefasst und Schlussfolgerungen abgeleitet.

Freizeitnutzung als Belastung

In keiner der drei großräumigen empirischen Studien zu Fließgewässern, Seen und FFH-Gebieten war die Intensität der Freizeitnutzung (Anzahl der Besuche) eine relevante Belastung, die eine im Vergleich zu anderen Belastungen vergleichbare negative Auswirkung auf die Besiedlung hatte. Die Besiedlung war vielmehr von der Nutzung im näheren und weiteren Umfeld und den lokalen Habitatbedingungen abhängig. Letztere wurde möglicherweise indirekt von der Freizeitnutzung mit beeinflusst, da zur Ausübung vieler Freizeitaktivitäten Infrastruktureinrichtungen im Uferbereich wie Straßen, Parkplätze oder Hafenanlagen notwendig sind und Freizeitnutzungen von Eingriffen ins Gewässer wie dem Bau von Stauseen profitieren. Dies lässt sich aber in solchen großräumigen empirischen Studien nicht differenziert betrachten.

Auf kleineren räumlichen Skalen und biologischen Organisationsebenen kann Freizeitnutzung durchaus einen negativen Einfluss auf die Besiedlung von Fließgewässern haben, der jedoch häufig von anderen Belastungen überlagert wird. Dies zeigen beispielhaft die Ergebnisse der vierten Studie zum lokalen Einfluss des Kanuverkehrs an Umtragungsstellen auf das Makrozoobenthos.

Freizeitnutzung als Ökosystemleistung

Durch die Zusammenstellung und den Vergleich der Belastungen und räumlichen Skalen, die für die Biologie bzw. Freizeitnutzung relevant sind (Tabelle 30) lassen sich mögliche Synergien identifizieren.

Auf der lokalen räumlichen Ebene gib es vermutlich nur in einigen speziellen Fällen klare Synergien zwischen Biologie und der Eignung der Fließgewässer für Freizeitnutzung. Die lokale Naturnähe der Gewässer ist für alle untersuchten Organismengruppe ein relevanter Faktor, in Bezug auf die Eignung für die Freizeitnutzung aber nur für Aktivitäten mit einem engen Bezug zum Gewässer wie z.B. Schwimmen und Bootfahren. Legt man die Daten der deutschlandweiten Umfrage zugrunde, handelt es sich jedoch bei 86% und damit dem ganz überwiegenden Teil der Freizeitaktivitäten an Gewässern um solche mit geringem Bezug zum Gewässer wie z.B. Spazierengehen und Radfahren. Im Gegensatz zur Eignung gibt es in Bezug auf die Zufriedenheit klare Hinweise auf mögliche Synergien auch für diese Freizeitaktivitäten, die jedoch von den Besuchern vermutlich so gar nicht bewusst wahrgenommen werden. In der hier zugrundeliegenden Befragung war die Zufriedenheit nur eine von vielen zu untersuchenden Aspekten und konnte daher nur oberflächlich betrachtet werden, ist jedoch methodisch nicht einfach eindeutig zu erfassen. Aufgrund des hier gefundenen Zusammenhangs zwischen Zufriedenheit und der Naturnähe der Fließgewässer sollte dieser durch weitere Studien belegt und näher untersucht werden, bevor abschießende Schlussfolgerungen gezogen werden.

Tabelle 30: Zusammenfassung der Ergebnisse zu den relevanten Belastungen bzw. Faktoren auf den unterschiedlichen räumlichen Skalen für die Biologie und Freizeitnutzung. Sofern einzelne Belastungen oder Faktoren eine besonders hohe Bedeutung besitzen sind diese fett markiert.

Studie	Organismengruppe bzw. Freizeitaktivität	relevante Belastungen bzw. Faktoren (räumliche Skala)		
		Lokal	Direktes Umfeld	Weiteres Umfeld
Fließgewässer	Makrozoobenthos	Habitatbedingungen Gewässersohle (100 m GSG Abschnitt)	Landwirtschaft (0,1 x 5 km Puffer Oberlauf)	**Landwirtschaft** (**Pestizide**, Nährstoffe) Urbanisierung (Einzugsgebiet)
	Makrophyten	Habitatbedingungen Gewässersohle (100 m GSG Abschnitt)	/	**Landwirtschaft** (**Pestizide, Nährstoffe**) Urbanisierung (Einzugsgebiet)
	Diatomeen	Habitatbedingungen Gewässersohle (100 m GSG Abschnitt)	/	**Landwirtschaft** (**Nährstoffe**) Urbanisierung (Einzugsgebiet)
Seen	Makrophyten	Habitatbedingungen Uferbereich (0,1 km Puffer)	**Landwirtschaft (Nährstoffe) Urbanisierung (Nährstoffe)** (1,0 km Puffer)	/
Natura 2000	Vögel	Habitat-Verfügbarkeit feuchte Offenlandschaften (im FFH-Gebiet)	**Reich strukturierte, feuchte, extensive Kulturlandschaft** (0,1 u. 1,0 km Puffer)	/
	Terrestrische Arten	Gebietsgröße (FFH-Gebiet)	**Reich strukturierte, feuchte, extensive Kulturlandschaft** (0,1 u. 1,0 km Puffer)	/
	Aquatische Arten	**Habitat-Verfügbarkeit Fließgewässer** (im FFH-Gebiet)	/	/
Freizeitnutzung Fließgewässer	Gewässerbezug gering (z.B. Spazierengehen)	Naturnähe der Gewässer (1,0 km Segment)	**Reich strukturierte, extensive Kulturlandschaft und Wald (0,1 km Puffer)**	/
	Gewässerbezug hoch (z.B. Bootfahren)	**Naturnähe der Gewässer (1,0 km Segment)**	Reich strukturierte, extensive Kulturlandschaft und Wald (0,1 km Puffer)	/

Die Bedingungen im direkten Umfeld der Gewässer beeinflussen sowohl die Biologie als auch die Freizeitaktivitäten an Gewässern. Es gib also durchaus mögliche Synergien, auch wenn sich die optimalen Bedingungen für Biologie und Freizeitnutzung leicht unterscheiden. Sowohl die Biodiversität gewässergebundener Arten in FFH-Gebieten, als auch die Freizeitnutzung wird von einer reich strukturierten, extensiven Kulturlandschaft im direkten Umfeld positiv beeinflusst. Die gewässergebundenen Arten wie z.B. die Bodenbrüter unter den Vögeln profitieren jedoch eher von feuchten Offenlandschaften, wohingegen eher waldreiche Landschaften für die Freizeitnutzung bevorzugt werden. Für die anderen untersuchten Organismengruppen in Seen und Fließgewässern ist der Nährstoffeintrag durch die Landwirtschaft die wichtigste Belastung, welche für die Freizeitnutzung keine Rolle spielen dürfte. Damit beschränkten sich die Synergien auf dieser räumlichen Ebene auf die Biodiversität von in FFH-Gebieten geschützten, gewässergebundenen Arten.

Die Bedingungen im weiteren Umfeld der Gewässer beeinflussen vor allem die Biologie. Die Ergebnisse des Choice Experiments der TUB geben jedoch auch Hinweise auf einen positiven Einfluss des Landschaftsbildes auf die Freizeitaktivitäten an Gewässern. Manche Organismengruppen wie z.B. das Makrozoobenthos, die Makrophyten und die Diatomeen in Fließgewässern werden ganz wesentlich von Belastungen auf dieser großen räumlichen Skala beeinträchtigt. Jedoch hängen Biologie und

Freizeitnutzung von sehr unterschiedlichen Faktoren auf dieser räumlichen Ebene ab. Während Belastungen aus der Landwirtschaft und von Siedlungsflächen wie z.B. Pestizide und Nährstoffe die Biologie beeinträchtigen, sind es andere Faktoren wie z.B. die Bewegtheit des Reliefs in weiter Entfernung, welche das für die Freizeitnutzung relevante Landschaftsbild bestimmen.

Insgesamt hängt die Besiedlung der Gewässer also vor allem von den lokalen Habitatbedingungen sowie den stofflichen Belastungen durch die Landnutzung im Umfeld und einer reich strukturierten, feuchten, extensiven Kulturlandschaft ab. Die Eignung der Gewässer für die Freizeitnutzung und die Zufriedenheit der Besucher ist in ähnlicher Weise in einer reich strukturierten, extensiven Kulturlandschaft besonders hoch. Die Naturnähe der Fließgewässer spielt zwar nur für eine kleine Gruppe von Nutzern eine Rolle für die Eignung, wirkt sich aber offensichtlich unterbewusst positiv auf die Zufriedenheit der Besucher aus.

Damit beschränken sich die möglichen Synergien auf (i) die lokale Renaturierung der Gewässer, die zu einer Verbesserung des biologischen Zustands aller Organismengruppen führen kann und die Eignung der Gewässer für eine relativ kleine Nutzergruppe erhöht, die eng an Gewässer gebundene Freizeitaktivitäten durchführen und (ii) den Erhalt und die Entwicklung einer kleinräumig, reich strukturierten, extensiven Kulturlandschaft, welche die Biodiversität der in FFH-Gebieten geschützten gewässergebundenen Arten sowie die Eignung für die Freizeitnutzung erhöht. Darüber hinaus gibt es potenziell große Synergien zwischen der Renaturierung von Fließgewässern und der Zufriedenheit bei der Freizeitnutzung, die in weiteren Studien näher untersucht werden sollten.

3.4. Determinanten der Zufriedenheit unter Gewässernutzerinnen und -nutzern am Beispiel des Angelns und Schlussfolgerungen für die Bewirtschaftung

Robert Arlinghaus, Max Birdsong & Shuichi Matsumura

3.4.1. Einleitung und Forschungsziele

Einer der Hauptfaktoren in dem vom Aquatag-Team erarbeiteten gekoppelten sozial-ökologischen Bewirtschaftungsmodell für die Gewässerfreizeit ist die Zufriedenheit der Gewässernutzenden (Venohr et al. 2018). Auf der individuellen Ebene stellt die Zufriedenheit primär eine Maßzahl des Nutzens dar, den ein Mensch als Resultat der aufgewendeten Ressourcen (Zeit, Geld) bei der Durchführung der Freizeitaktivität erzielt (Birdsong et al. 2021). Anders ausgedrückt: persönliche Zufriedenheit misst den Grad der psychologischen Belohnung, den ein Freizeitnutzer durch die Freizeitaktivität erhält. Psychologisch betrachtet stellt es den Unterschied zwischen Erwartung und Ergebnis dar (Holland & Ditton 1992). Übersteigt das Ergebnis die Erwartung, entsteht Zufriedenheit und umgekehrt. Die Erfahrung der Unzufriedenheit mit dem Freizeiterlebnis kann ein Grund dafür sein, dass Gewässernutzer ihr Verhalten ändern (z.B. ein Gewässer nicht mehr aufsuchen) oder es zu Konflikten kommt (z.B. zwischen unterschiedlichen Nutzern bzw. zwischen Nutzern und Bewirtschaftern, Klefoth et al. 2023). Der Grad der Nutzer-Zufriedenheit kann daher sowohl Bewirtschaftungsziel als auch Kriterium der Zielerreichung in der Bewirtschaftung von Gewässern darstellen (Royce 1983, Birdsong et al. 2021). Die Kenntnis der Zufriedenheit kann aber auch Konflikte vorhersagen oder Reaktionen der Gewässernutzer mitbestimmen.

Die Zufriedenheit mit einem Freizeiterlebnis ist von verschiedenen Faktoren abhängig (Hendee 1974, Birdsong et al. 2021). Für alle Freizeitnutzungsformen an Gewässern spielen Faktoren eine Rolle, die mit der Erholungsqualität zusammenhängen, z.B. inwieweit das Naturerlebnis als entspannend wahrgenommen wird. Überdies sind auch Kosten, Grad der Überfüllung oder Entfernung relevant (Hunt et al. 2019). Einige Gewässerfreizeitnutzungen sind extraktive Nutzungsformen, die die Gewässerumwelt nicht nur passiv erleben, sondern aktiv Elemente aus der natürlichen Umwelt entnehmen, wie z.B. Fische in der Angelfischerei. Das Angeln stellt global die wichtigste Form der Nutzung wildlebender Fischressourcen in Binnengewässern dar (Arlinghaus et al. 2002). In Deutschland angeln je nach Studie und Definition zwischen 3 und 7 Mio. Menschen mindestens einmal im Jahr (Arlinghaus 2006). Das Fischereirecht verbindet mit dem Recht zur Fischentnahme auch die Verpflichtung zur Fischhege, was die etwa 10.000 Angelvereine und -verbände zu Deutschlands wichtigsten Gewässerhegern und -pflegern macht (Daedlow et al. 2011). Im Unterschied zu anderen Gewässernutzungsgruppen sind Angler nicht nur Nutzer/Konsumenten von natürlichen Ressourcen oder allgemein der Gewässerumwelt, sondern auch Bewirtschafter und Erhalter von Natur und Umwelt (Daedlow et al. 2011). Die Analyse von Bestimmungsfaktoren der Angler-Zufriedenheit ist insofern bedeutsam, da frühere Studien gezeigt haben, dass sich Unzufriedenheit von Anglern maßgeblich in der bevorzugten Managmentmaßnahme äußert: unzufriedene Angler bevorzugen Fischbesatz als rasche Bestandsauffüllungsmaßnahme, während zufriedene Angler eine stärkere Vorliebe für das Habitatmanagement zeigen (Arlinghaus & Mehner 2005). Unzufriedene Angler geraten auch stärker in Konflikt mit anderen Nutzergruppen als zufriedene Angler (Arlinghaus et al. 2022). Sowohl für die Gestaltung zufriedenstellender Angelbedingungen als auch zur Einflußnahme auf die eingesetzten Hegemethoden ist es wichtig zu verstehen, was die Zufriedenheit von Angler fördert oder hemmt. Aus diesem Grunde wurden im Projekt Aquatag gezielte Fallstudien zur Angler-Zufriedenheit durchgeführt, die nachfolgend dargestellt werden.

Frühere Angelfischerei-Studien haben gezeigt, dass ein Bündel von Faktoren die Anglerzufriedenheit treibt (Arlinghaus 2006), deren Hauptfaktoren sich in fangabhängige (z.B. Fangmenge, Größe der Fische im Fang, Entnahmemenge) und fangunabhängige Komponenten (z.B. soziale Umwelt, Wetter, Umweltqualität oder die Verfügbarkeit von Infrastruktur) unterteilen. Arlinghaus (2006) zeigte, dass die Zufriedenheit deutscher Angler unabhängig vom Grad der Fangmotivation maßgeblich von ungenügenden Fängen begrenzt wird. Das Ergebnis wurde mit der höheren Kontrollierbarkeit von Nichtfangkomponenten durch Angler erklärt. Ob diese Aussage auf Anglerpopulationen verschiedener Bundesländer übertragbar ist und auch für Anglerpopulationen weltweit gilt, war bisher nicht erforscht. Ziel unserer Studie war es deshalb, die Verallgemeinerbarkeit des Fangeinflusses auf die Anglerzufriedenheit in einer Vielzahl von Anglerpopulationen zu klären. Außerdem sollte die relative Bedeutung von Fang- und Nichtfangaspekten untersucht werden sowie die Frage erörtert, wie sich Unzufriedenheit auf maßgebliche Angler-Verhaltensweisen mit ökologischem Einflusspotenzial auswirken. Dazu wurde der Zusammenhang zwischen Anglerzufriedenheit und der konsumtiven Haltung der Angler untersucht, konkret die Tendenz, gefangene Fische lebend zurückzusetzen oder mitzunehmen. Die Annahme war, dass Angler in Deutschland prinzipiell konsumorientiert (Dorow et al. 2010) sind, zufriedene Angler aber höhere Anteile von Fischen freiwillig nach dem Fang zurücksetzen und so ihr ökologischer Einfluss auf die Bestände geringer wird.

3.4.2. Methoden

Zur Analyse der Anglerzufriedenheit in verschiedenen Anglerpopulationen wurde eine Meta-Analyse auf Grundlage einer systematischen Literaturrecherche durchgeführt (Birdsong et al. 2021). Weiterhin erfolgten Analysen von Anglertagebüchern aus zwei Bundesländern: Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern (Beardmore et al. 2022) sowie aus Dänemark (Gundelund et al. 2013).

Meta-Analyse

In der Meta-Analyse wurden die fang- und nicht fangbezogenen Determinanten der Zufriedenheit von Anglern auf Grundlage einer systematischen Literatursuche untersucht. Eine Stichwortsuche ergab 279 wissenschaftliche Arbeiten, die potenzial relevant waren. Ein Screening der Titel und Zusammenfassungen der Primärstudien reduzierte die Auswahl auf 78 Arbeiten. Nach Sichtung der Volltexte verblieben 23 Arbeiten für die Datenextraktion. Es wurden Daten extrahiert, die einen Zusammenhang zwischen einem Faktor für Anglerzufriedenheit (z.B. Fangrate von Fischen, Umweltqualität, Überfüllung, Gewässergröße) und der berichteten Anglerzufriedenheit präsentierten. Die Anglerzufriedenheit wurde in den Primärstudien auf 5-, 6- oder 10-stufigen Skalen gemessen. Die spezifischen, die Zufriedenheit bestimmenden Faktoren wurden in Untergruppen (nach dem Schema von Hunt et al. 2019) eingeteilt, um ihre relative Bedeutung für die Erklärung der Gesamtzufriedenheit mit dem Angeln zu messen. Diese Untergruppen umfassten die wesentlichen Faktorengruppen, die bekannterweise die Anglerzufriedenheit bestimmen wie Fangmenge, Entnahmen, Größe der Fische im Fang, Distanz/Kosten, Umweltqualität, soziale Umwelt usw. Informationen über mögliche Moderatoren des Zusammenhangs zwischen Zufriedenheitsdeterminante und Gesamtzufriedenheit beim Angeln (z.B. Untersuchungsland, Zielart) wurden ebenso gesammelt, um mögliche kontextuelle Einflüsse auf die Effektgrößen zu berücksichtigen.

Da in den Studien unterschiedliche Arten von Effektgrößen verwendet wurden, um die spezifische Zufriedenheit auf die Gesamtzufriedenheit beim Angeln zu beziehen (z.B. Korrelationskoeffizient, log

odds, Cohen's d), wurden alle Effektgrößen Fisher Z transformiert und mittels eines statistischen Meta-Regressionsmodells mit Zufallseffekten ausgewertet. Um die gegenseitige Abhängigkeit der Effektgrößen aus einzelnen Studien zu berücksichtigen, wurde ein mehrstufiges Modell mit zufälligen Effekten angewendet (Hox et al., 2017).

Empirische Zufriedenheitsanalysen in Deutschland

Daten zur Anglerzufriedenheit umfassten Tagebuchdaten aus den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Niedersachsen (NI). Diese Daten wurden in früheren Studien von Dorow & Arlinghaus (2011) und Arlinghaus et al. (2015) gesammelt und für diese Analysen zu einem einheitlichen Datensatz zusammengeführt. Der Datensatz umfasste Angaben zu jedem Angeltrip aus einem über ein Jahr geführten Angeltagebuch sowie zu begleitenden schriftlichen und telefonischen Umfragen zur Charakterisierung der Teilnehmenden in Bezug auf Spezialisierung, Fangorientierung, Demographie usw. (vgl. Beardmore et al. 2013, Arlinghaus 2014, Beardmore 2013, Dorow 2012 zu Details).

Die Umfrageteilnehmer aus MV wurden aus einer Zufallsstichprobe von ansässigen und Touristenanglern, die in MV angeln, gewonnen (vgl. Dorow & Arlinghaus 2011 zu Details). Zunächst wurden Haushalte per Zufallstelefonie kontaktiert. Aus diesem zufälligen Kontakten wurden 1.121 Angler rekrutiert, die zwischen September 2006 und August 2007 ihre Angelausflüge in einem gedruckten, analogen Tagebuch festhielten. Im Tagebuch wurden für jeden Angeltrip Daten zu Zeitpunkt, Ort, Fischereiaufwand (in Stunden), soziale Gruppe, Zielart, Anzahl der gefangenen Fische, Länge des grö0ten gefangenen Fisches, Anzahl der gefangenen und wieder freigelassenen Fische und der Fangzufriedenheit erfragt. Die Anglerzufriedenheit mit dem Fang wurde auf einer 10-stufigen Zufriedenheitsskala von 1 = sehr unzufrieden bis 10 = sehr zufrieden gemessen (Matlock et al. 1991). Um den Messfehler bei der Schätzung der durchschnittlichen Länge der gefangenen Fische zu verringern, wurden die Angler gebeten, nur die Länge des größten gefangenen Fisches für jede Fischart je Trip anzugeben. Alle Angelausflüge, einschließlich derjenigen ohne Fang, waren zu melden. Darüber hinaus wurden alle Teilnehmer alle drei Monate telefonisch kontaktiert, um Antwortausfälle und Erinnerungsfehler zu minimieren (Anderson & Thompson, 1991; Bray & Jr, 2001; Connelly et al., 1996; Tarrant et al., 1993) und die Teilnehmer weiter zu motivieren. Mit den Befragungen wurden zusätzliche Informationen über demografische Daten, die Spezialisierung der Angler (ein Maß für die Involvierung, Bryan 1977; Hunt et al. im Druck) und andere Anglermerkmale (wie Fangorientierung, Arlinghaus 2006, Anderson et al. 2007) gesammelt (vgl. Beardmore et al. 2022 zu Details), aber auch aufkommende Bedenken der Teilnehmer angesprochen. Die Anglerspezialisierung wurde in drei Merkmalskomplexen erhoben: psychologische Bindung (Zentralität im Lebensstil, Kim et al. 1997, Beardmore et al. 2013), selbstberichte Verhaltensinvolvierung (Angelaktivität) sowie selbstberichtete Angelfertigkeiten (Monk & Arlinghaus 2018) (Scott & Shafer 2001). Es ist eine offene empirische Frage, welches dieser Kriterien am besten den Zusammenhang zwischen Zufriedenheitsfaktor und Zufriedenheit moderiert (Beardmore et al. 2015). Als weiterer Anreiz, die Tagebücher zu führen, wurde den Teilnehmern am Ende der Studie ein individueller Bericht zugesendet, der die Informationen aus ihrem persönlichen Tagebuch zusammenfasste und sich auf die gesamte Stichprobe bezog. Insgesamt schickten 648 Angler (58 %) ihre Tagebücher nach einem Jahr ausgefüllt zurück und berichteten insgesamt 12.937 Angeltrips, bei denen 56 verschiedene Süßwasser- und Meeresfischarten gefangen wurden.

In Niedersachen wurden die Umfrageteilnehmer aus 17 über das Land verteilten Angelvereinen ausgewählt, wie in Arlinghaus et al. (2014) ausführlich beschrieben. Alle Vereine im Bundesland erhielten ein Schreiben, mit der Bitte, an einem mehrjährigen Forschungsprojekt zum Fischbesatz teilzunehmen (Arlinghaus et al. 2015). Von den Vereinen, die ihr Interesse bekundeten, wurden 17 auf Grundlage ausgewählter Merkmale wie Verfügbarkeit von Stillgewässern und geografische Lage in Niedersachsen ausgewählt. Da es in NI keine Möglichkeit zum Angeln gibt, ohne Mitglied in einem Angelverein zu sein, ist davon auszugehen, dass die Stichprobe der befragten Vereinsangler repräsentativ für NI ist, auch wenn es sich nicht um eine Zufallsstichprobe im engeren Sinn handelte.

Eine Zufallsstichprobe von Anglern in größeren Vereinen (>400 Mitglieder) und alle Mitglieder in kleineren Vereinen (< 400 Mitglieder) erhielten zwischen Mai 2011 und Februar 2012 per Post einen Fragebogen, in dem verschiedene demografischen Angaben abgefragt wurden, wie Alter, Kenntnisse und Einstellungen der Fischbiologie, Bewirtschaftung der Fischbestände, Angelgewohnheiten und Angel-Spezialisierung. In fünf der 17 Vereine wurde zusätzlich ein Tagebuchprogramm eingeführt, zu dem alle Angler in diesen Vereinen eine Einladung erhielten. In dem Tagebuch wurden die Angler gebeten, Zeit, Ort, Fischereiaufwand, Zielarten, Anzahl der gefangenen Fische, Länge aller gefangenen Fische, Entnahme bzw. Zurücksetzen der Fische und die Zufriedenheit mit dem Fang für jeden Angeltrip auf der gleichen Skala zu dokumentieren, wie sie bereits in MV eingesetzt wurde. Insgesamt meldeten 855 Angler 11.248 Angelausflüge, bei denen 63 verschiedene Fischarten gefangen wurden.

Empirische Zufriedenheitsanalyse in Dänemark

Zusätzlich wurden Daten einer dänischen Citizen-Science-Plattform verwendet, die zur Erfassung von Fang- und Aufwandsdaten für Management- und Forschungszwecke entwickelt wurde (Gundelund & Skov, 2021). Angler können über eine Webseite oder eine Smartphone-App auf die Plattform zugreifen und Informationen zu jedem einzelnen Fang protokollieren. Dokumentiert wird der Fangerfolg bei jedem Angelausflug. Die für unsere Analysen verwendeten Daten wurden nach dem Zufallsprinzip erhoben, wenn Angler einen Angelausflug absolvierten. Sobald ein Angler sich einloggte, wurden der Person Fragen zur Anglerzufriedenheit und zu den Motivationsgründen für das Angeln in einem automatischen, randomisierten Verfahren präsentiert. Die Angler wurden gebeten, eine von sechs möglichen Motivationen als Hauptgrund für das Angeln auf dem jeweiligen Angelausflug zu wählen: 1) um Fisch für eine Mahlzeit zu fangen, 2) um einen Trophäen-/Rekordfisch zu fangen, 3) um die Aufregung beim Fangen eines Fisches zu erleben, 4) um die Natur zu erleben und ihr nahe zu sein, 5) um die Einsamkeit zu genießen und Ruhe zu finden und 6) um mit Familie/Freunden zusammen zu sein. Weiterhin wurden die Angler gefragt: "Wie zufrieden waren Sie mit dem Angeltag heute", auf der bereits genannten zehnstufigen Zufriedenheitsskala (Matlock et al., 1991). Schließlich wurden standardmäßig Merkmale des Angeltrips, insbesondere Fänge erhoben.

Gewässerwahlentscheidungen in Abhängigkeit der Gewässergröße

Angler treffen ihre Gewässerwahl entsprechend ihrer erworbenen Kenntnisse zur Verfügbarkeit, Angelqualität (z.B. Zufriedendenheit) und Zugänglichkeit. Angler wählen die Gewässer, die ihnen voraussichtlich die höchste Angelqualität bieten (Venohr et al. 2018). Kenntnisse, inwieweit Angler systematisch Gewässer unterschiedlicher Größe zum Angeln aufsuchen, tragen zu einer besseren Beschreibung der räumlichen Verteilung von Anglern und des resultierenden Angeldrucks bei und sind somit relevante Informationen für die Gewässerbewirtschaftung. Um diese Frage zu klären, wurden

gewässerspezifisch vorliegende Aufwandsdaten des Sächsischen Anglerverbands zusammen mit Informationen zur Nutzungsdichte von Binnengewässern in Nebraska (USA), British Kolumbien (Canda) und der Tschechischen Republik nach Gewässergröße ausgewertet (Kaemingk et al. 2022). Der Aufwand wurde als Dichte in Angelstunden bzw. Anglerzahlen pro Hektar dargestellt und mit dem Aufwand im Ressourcenmanagement abgeglichen, d.h. mit der Besatzdichte (kg pro ha) je Gewässertyp. Damit wurde geprüft, ob Aufwandsdichte und Managementintensität korrespondieren und davon auszugehen ist, dass der Managementaufwand den Indikatoren der Angelqualität (abzulesen an der Aufwandsdichte) folgt.

Statistische Analyseverfahren

Die eingesetzten statistischen Methoden zur Analyse der Anglerzufriedenheit sind im Detail in Birdsong et al. (2021) (für die Meta-Analyse) sowie in Birdsong et al. (2022), Gundelund et al. (2022) sowie Birdsong (2023) für die verschiedenen Tagebuchanalysen beschrieben. Zum Einsatz kamen Methoden der Meta-Regression sowie hierarchische Regressionsmodelle (z.B. Probit Modelle) mit multiplen Ko-Variablen unter Berücksichtigung der Panel-Struktur der Tagebuchdaten. Modelliert wurde die berichtete Anglerzufriedenheit als Funktion wesentlicher Zufriedenheitsfaktoren (wie Fangmenge). Lediglich in dem Modell zur Analyse der Zurücksetzaffinität wurde die Zufriedenheit zur erklärenden Variable. In allen anderen Fällen wurde versucht, die Variation der Anglerzufriedenheit bestmöglich als Resultat von fang- und nichtfangbezogenen Zufriedenheitskomponenten zu erklären. Dabei dienten Kontextvariablen (wie Bundesland, Zielarten) sowie Anglermerkmale (Anglerspezialisierung, Motivation, konsumtive Orientierung) als Moderatoren, die den Zusammenhang zwischen Fangaspekten und Gesamtzufriedenheit verändern könnten. Die Moderatorenwirkung wurde mittels Interaktionstermen bestimmt.

Die eigentlichen Gewässerauswahlentscheidungen in den vier Ländern wurden deskriptiv nach Gewässergröße ausgewertet. In jedem Land wurden die Gewässer in Abhängigkeit der dort vorhandenen Gewässergrößenverteilung in ”klein”, ”mittel” und ”gross” gruppiert (Verfahren in Kaemingk et al. 2022).

3.4.3. Ergebnisse und Diskussion

Globale Faktoren der Anglerzufriedenheit

Verschiedene Faktoren tragen zur Angelzufriedenheit bei (Hendee, 1974). Dieser alten Erkenntnis entsprechend, zeigte die globale Meta-Analyse zu den Faktoren der Angelzufriedenheit, dass sowohl fang- als auch nicht fangbezogene Komponenten über alle verfügbaren Studien zur Anglerzufriedenheit beitrugen (Abbildung 49). Die über alle Studien konsistent wichtigsten zufriedenheitsbestimmenden Faktoren mit den jeweils größten Effektgrößen waren fangbezogene Attribute (Fangmenge, Entnahmemenge und Größe der gefangenen Fische, Abbildung 49). Dieses Ergebnis stimmt mit früheren Meta-Studien überein, die sich mit den nutzenbestimmenden Faktoren des Angelerlebnisses aus ökonomischer Sicht (Nutzentheorie) beschäftigten (Hunt et al. 2019). Allerdings waren zwei fangunabhängige Faktoren ähnlich relevant wie die genannten fangabhängigen Faktoren: Überfüllung (Crowding) und der zur Verfügung stehende Platz (angezeigt durch Merkmale wie Gewässergröße oder Anzahl Angelplätze) (Abbildung 49). Überfüllung hatte einen negativen Effekt auf die Anglerzufriedenheit, d.h. viel beangelte Gewässer senken die Anglerzufriedenheit. Die beiden fangunabhängigen und die drei fangbezogen Faktoren könnten spezifische Ankerpunkte aufzeigen für

die Bewertung geringer und hoher Angel-Qualität. Schwieriger wird es, vergleichbare Ankerpunkte für den Entspannungseffekt des Angelns oder die umweltästhetische Qualität der Gewässerumwelt zu finden.

Vier Zufriedenheitsfaktoren waren zwar positiv mit der Gesamtzufriedenheit korreliert, zeigten aber nur moderate Effektgrößen: i) die Fähigkeit, sich am Gewässer zu entspannen, ii) die Möglichkeit, Herausforderungen zu meistern und die Natur zu "beherrschen", iii) die ästhetische Gewässerqualität und iv) die Verfügbarkeit und Qualität von Infrastruktur und anderen Einrichtungen (Abbildung 49). Positiv, aber nicht über alle Studien signifikant trugen Wasserqualität (z.B. Wasserklarheit) und soziale Aspekte zur Anglerzufriedenheit bei. Der Stichprobenumfang bei diesen Komponenten war aber gering.

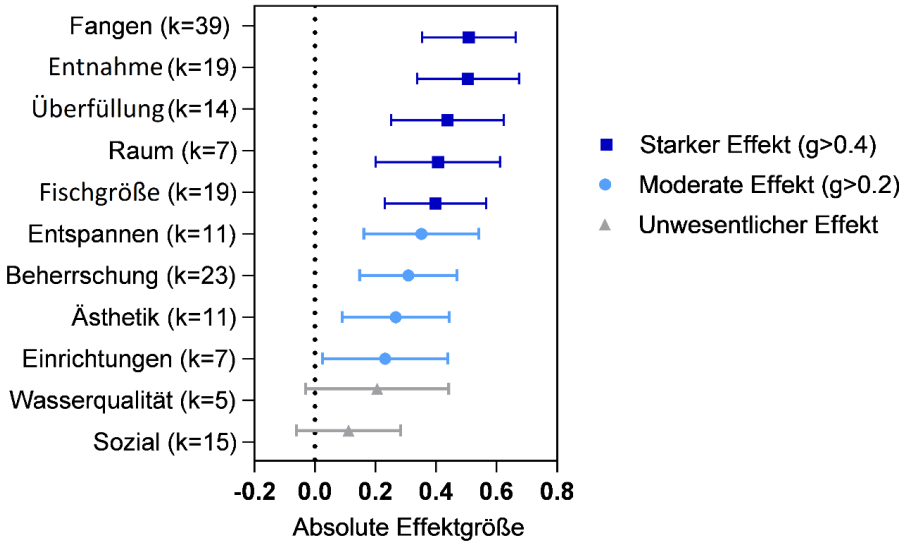


Abbildung 49: Mittlere (95% Vertrauensintervall) Effektgröße von elf Zufriedenheitsfaktoren und Gesamtzufriedenheit bei Anglern. Effektgrößen sind farblich kodiert. Nicht signifikante Effektgrößen überschneiden die Nulllinie (aus Birdsong et al. 2021).

In der globalen Meta-Analyse wurden vor allem Studien aus Nordamerika und Europa identifiziert, was bedeutet, dass die Kenntnis zu übergreifenden Faktoren der Anglerzufriedenheit verzerrt und auf westliche Länder begrenzt ist. Unbenommen weisen einzelne Anglerpopulationen unterschiedliche Zusammensetzungen der Anglertypen auf, die unterschiedliche Präferenzen zeigen und sich im relativen Beitrag einzelner Zufriedenheitskomponenten auf die Gesamtzufriedenheit unterscheiden (Johnston et al. 2010).

Fangzufriedenheitsdeterminanten unter deutschen Anglern

Die globale Meta-Analyse zeigte, dass Anglerzufriedenheit von ausreichenden Fängen und einer akzeptablen Fischgröße mitbestimmt wird. Auch die Entnahme spielt eine Rolle. Uns interessierte spezifisch, welche Faktoren im Detail auf die fangbezogene Anglerzufriedenheit einwirken und wie unterschiedliche Fangaspekte (Fangrate, Artenzahl im Fang, Fang besonders großer, kapitaler Fische) die Anglerzufriedenheit mitbestimmen. Von Interesse war es auch, zu untersuchen, welche Rolle der Anglertyp (z.B. Grad des Involvements), das Bundesland, die Zielart und andere kontextuelle Faktoren spielen.

Die Analyse der Tagebuchdaten aus MV und NI zeigte, dass der Zusammenhang zwischen Fangrate und Anglerzufriedenheit nichtlinear ist, d.h. der marginale Zusatznutzen der Fangrate nimmt mit zunehmender Fangrate ab, d.h. der zusätzliche Zufriedenheitsanstieg nimmt mit jedem zusätzlichen Fisch im Fang mehr und mehr ab (Abbildung 50). Dieser nichtlineare Zusammenhang zwischen Fangrate und Anglerzufriedenheit ist relevant für das Management, da Bewirtschafter auf die Bereitstellung ausreichend guter Fangraten fokussieren können, statt zu versuchen, Fangraten zu maximieren.

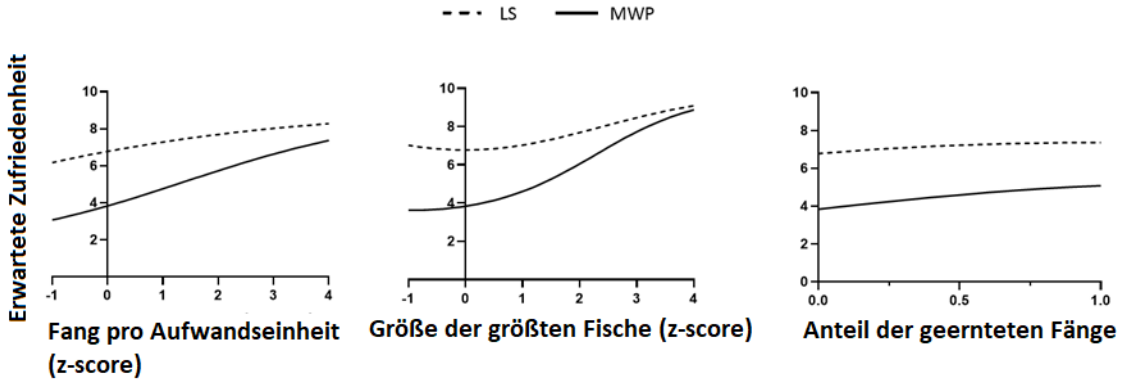


Abbildung 50: Einfluss von Fangrate, Größe der Fische im Fang und Anteil der entnommenen Fische am Fang auf die Anglerzufriedenheit in Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Niedersachsen (NI) (aus Birdsong et al. 2022).

Der funktionelle Zusammenhang zwischen Fangrate und Zufriedenheit bzw. Nutzen des Angelns für den Angler wurde nur in wenigen Studien untersucht. Die meisten der verfügbaren Studien fanden, ähnlich den hier vorgelegten Ergebnissen, dass der Beitrag der Fangrate zur Zufriedenheit mit dem Angeln mit der Fangrate abnimmt (abnehmender Grenznutzen) (Arlinghaus et al., 2014, 2020; Beardmore et al., 2015; Carter & Liese, 2012; Hindsley et al., 2011; Lawrence, 2005; Patterson & Sullivan, 2013).

Ein weiteres wichtiges Ergebnis war, dass die Zufriedenheit der Angler exponentiell mit der Länge des größten gefangenen Fisches zunahm (Abbildung 50, Birdsong et al. 2022). Dieses Ergebnis stützt die zuvor aufgestellte These (Beardmore et al. 2015, Birdsong et al. 2021), dass der Fang großer, kapitaler Fische für Angler ein relativ seltenes Ereignis ist und daher zu keinem Sättigungseffekt der Anglerzufriedenheit führt. Kurzum: Der gefangene Fisch kann für die meisten Angler nicht groß genug sein, der Grenznutzen dieses Gutes steigt mit der Fischlänge an.

Weitere fangabhängige Faktoren, die in unseren Modellen signifikant mit der Anglerzufriedenheit zusammenhingen (jeweils mit abnehmenden Grenznutzen, Abbildung 50) umfassten den Anteil der Entnahme am Gesamtfang und die Anzahl gefangener Arten. Angler profitieren sowohl von der Entnahme, als auch vom Artenreichtum im Fang. Choice Modelle von deutschen Anglern hatten zuvor bereits gezeigt, dass Angler aus der Kenntnis bedrohter Arten in Seen Nutzen ziehen, d.h. Gewässer mit einer höheren Artenvielfalt, insbesondere auch bedrohter Arten, wurden bevorzugt (Meyerhoff et al. 2019). Der Artenreichtum hat daher einen dualen Effekt – er steigert die Anzahl der Arten im Fang und erhöht die Gewässerqualität als intrinsischen Wert (bei bedrohten Fischarten).

Der moderierende Einfluss des Anglertyps auf den Zusammenhang von Fang und Zufriedenheit

Bisher besteht keine Einigkeit, wie man Anglerheterogenität am besten operationalisiert. Das sogenannte Spezialisierungskonzept ist das in den Naturfreizeitwissenschaften am häufigsten eingesetzte (Bryan 1977, Ditton et al. 1992). Es ist ein multidimensionales Konstrukt, das annimmt, dass sich Angler vom allgemeinen zum eher spezialisierten Angler entwickeln, und dass mit der Spezialisierung die psychologische Bindung zum Hobby (z.B. Zentralität des Angelns im Lebensstil, Kim et al. 1997), die Angelfertigkeit sowie die Investition von Zeit und Ressourcen ansteigen (Lee & Scott, 2004; Oh & Ditton, 2006). Keine Einigkeit besteht darüber, welche dieser drei Maßzahlen das Spezialisierungskonzept am besten abbilden, weshalb empfohlen wird, alle drei Dimensionen zur Charakterisierung der Angler heranzuziehen (Scott & Schafer, 2001). Beardmore et al. (2015) zeigten, dass unter Anglern mit einer ausgewiesen Zielart, die Zentralität als Maß der psychologischen Bindung, den Zusammenhang zwischen Fangrate und Fangzufriedenheit verändert, dieser Effekte aber artabhängig war und sich zwischen dem Einfluss der Fangrate und der Fischgröße unterschied. Wir haben die Frage der moderierenden Bedeutung von Spezialisierungsindikatoren auf die Anglerzufriedenheit intensiver untersucht. Unsere Ergebnisse, wie auch andere neuere Untersuchungen, stellen einige der vorherrschenden Vorstellungen über spezialisierte Angler in Frage.

Frühere Studien nahmen an, dass die Bedeutung des Fangs mit der Angler-Involviertheit abnimmt (Ditton et al., 1992; Chipman & Helfrich, 1988), was weder Beardmore et al. (2011) noch Birdsong et al. (2022) bestätigten. Bei allen Anglertypen stieg die Anglerzufriedenheit mit der Fangqualität an. Allerdings war bedeutsam, wie die Anglerheterogenität gemessen wurde. Im Gegensatz zu Beardmore et al. (2015) stellten wir keinen moderierenden Effekt der psychologischen Involviertheit (indiziert als Zentralität im Sinne von Kim et al. 1997) für den Zusammenhang zwischen Fangrate und Fangzufriedenheit fest. Im Unterschied zu Beardmore et al. (2015), der ebenfalls Angler in MV untersuchte, analysierten wir alle Angeltrips, nicht nur die gezielten auf eine Zielart und darüber hinaus auch Daten von Anglern aus NI. Daneben wurde festgestellt, dass Angler mit zunehmender, selbst wahrgenommener Angelkompetenz den Fangraten mehr Bedeutung für die Fangzufriedenheit beimaßen. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass Angler mit höherer Angelfertigkeit höhere Fangerwartungen haben und daher höhere Fangraten benötigen, um zufrieden zu sein. Schließlich wurde in Übereinstimmung mit der traditionellen Spezialisierungsforschung (z.B. Ditton et al. 1992) festgestellt, dass Angler mit zunehmendem Verhaltensengagement den Fangraten weniger Bedeutung für ihre Zufriedenheit beimaßen (Birdsong et al. 2022). Angler mit höherem Verhaltensengagement (d.h., Angler mit höherem Angelaufwand in Angeltagen pro Jahr) sind wahrscheinlich weniger auf die Fänge des einzelnen Ausflugs angewiesen, um zufrieden zu sein, da sie einen schlechten Angelausflug bei ihrem nächsten Trip wieder kompensieren können.

Unsere Studien zeigen, dass der Anglertyp einen moderierenden Effekt auf den Zusammenhang von Fängen und Zufriedenheit hat, dieser Effekt aber von der Spezialisierung abhängt: Das psychologische Engagement hatte keinen signifikanten Einfluss auf den Zusammenhang zwischen Fang und Zufriedenheit, die Fertigkeiten akzentuierten und erhöhten die Bedeutung des Fangs für die Zufriedenheit und das Verhaltensengagement reduzierte den Zusammenhang. Weitere methodische Studien sind nötig, um die verschiedenen Anglertypen besser zu charakterisieren.

Bedeutung der Fischentnahme für verschiedene Anglertypen und das Zurücksetzverhalten

Die Literatur betont, dass Angler mit höherem Spezialisierungsgrad weniger an der Konsumption von Fischen interessiert sind und einen höheren Anteil, im Extremfall alle gefangenen Fische zurücksetzen

(z.B. Chipman & Helfrich, 1988; Ditton et al., 1992; Sutton & Ditton, 2001). Für deutsche Aalangler konnten Dorow et al. (2010) diese Ergebnisse nicht bestätigen, während andererseits in den Bodden in MV Angler heute 60% der Hechte zurücksetzen (Koemle et al. 2021). Die Zurücksetzaffinität variiert auch mit der Zielart.

Unsere Studien (Birdsong et al. 2022, Birdsong 2023) untersuchten den Einfluss der drei wesentlichen Dimensionen der Spezialisierung auf die Bedeutung der Entnahme für die Anglerzufriedenheit sowie das Zurücksetzverhalten. Einige Ergebnisse waren auf den ersten Blick widersprüchlich. Zunächst wurde erwartungsgemäß festgestellt, dass Angler mit zunehmendem psychologischem Engagement eine reduzierte Zufriedenheit aus der Fischentnahme ziehen (Birdsong et al. 2022), gleichzeitig aber einen höheren Fanganteil entnehmen (Birdsong 2023), was im Vergleich mit US amerikanischen Studien (Bryan 1977; Sutton & Ditton 2001) unerwartet war. In Deutschland ist das freiwillige Zurücksetzen entnahmefähiger Fische sozial sanktioniert und aus Tierschutzgründen nicht gerne gesehen (Arlinghaus 2007). Es ist denkbar, dass Angler mit höherer Zentralität eher die zurücksetzkritischen Normen übernehmen. Stensland et al. (2013) fanden heraus, dass das Bewusstsein um Konsequenzen des Zurücksetzens für Fische und Angler einen starken Einfluss auf die Zurücksetzentscheidung von Anglern in Norwegen hatte. Wenn sich Angler mit höherer Zentralität möglicher sozialer Konsequenzen stärker bewusst sind, könnte dies bedeuten, dass sie sich eher an die Fangnormen halten. Es ist natürlich auch denkbar, dass Angler mit höherer Zentralität die Zurücksetznormen besser verinnerlicht haben und Umfrageantworten schönen. Grundsätzlich sind deutsche Angler eher konsumorientiert, so dass auch bei Spezialisten eine hohe Entnahmerate und ein hoher Beitrag der Entnahme zur Zufriedenheit zu erwarten ist (Dorow et al. 2010), auch wenn es hier artspezifische Unterschiede gibt.

Auch bei der Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Anglerfertigkeit und Entnahme fanden wir scheinbar widersprüchliche Ergebnisse. Einerseits wurde festgestellt, dass Angler mit höherer anglerischer Fertigkeit mehr Wert auf die Fischentnahme legten (Birdsong et al. 2022), was zunächst im Widerspruch zur allgemeinen Annahme steht, dass spezialisierte Angler weniger konsumtiv sind (Bryan 1977, Arlinghaus et al. 2007). Andererseits stellten Birdsong (2023) fest, dass Angler mit zunehmender anglerischer Erfahrung eher Fische freilassen als Angelanfänger, wahrscheinlich weil Angler mit hohen Fertigkeiten auch mehr Fische fangen (Monk & Arlinghaus 2018). Sie sind möglicherweise auch geübter darin, Fische ohne Probleme für das Überleben freizulassen (Blyth & Rönnbäck, 2022; Stensland et al., 2013). Einfach ausgedrückt: Geübte Angler lassen mehr Fische frei, weil sie mehr fangen und können diese schonender, routinierter zurücksetzen. Es könnte aber auch sein, dass geübte Angler unzufrieden sind, wenn sie einen Rückgang Fänge wahrnehmen und dann Fische eher zurücksetzen, weil sie zum Erhalt künftiger Fänge beitragen wollen.

Es wurde kein Einfluss des Verhaltensengagements auf die Bedeutung des Anteils der entnommenen Fische für die Fangzufriedenheit festgestellt (Birdsong et al. 2022), allerdings setzten Angler mit hohem Verhaltensengagement bestimmte Arten, nämlich Forellen, Hechte und Karpfen, häufiger zurück als Angler mit geringem Verhaltensengagement. Es könnte sein, dass Angler mit hohem Verhaltensengagement seltener Fische mitnehmen, weil sie bereits genügend Fische „in der Kühltruhe“ haben. Es könnte auch sein, dass Angler, die häufig angeln gehen, eher bereit sind, ihre künftigen Fänge zu erhalten, indem sie mehr Fische freilassen, da sie eher davon profitieren als Angler, die weniger häufig unterwegs sind.

Bedeutung der Fischgröße für verschiedene Anglertypen

Die sozialwissenschaftliche Anglerforschung hat die Hypothese aufgestellt, dass stärker spezialisierte Angler eher auf den Fang kapitaler Fische ausgerichtet sind (Bryan 1976). Unsere Studien zeigen hingegen, dass die Angler-Zufriedenheit für alle Anglertypen mit der Größe der Fische ansteigt (Birdsong et al. 2022). Einzige Ausnahme: Bei Anglern mit zunehmender selbst erklärter Angelkompetenz hing die Fangzufriedenheit weniger von der Größe des größten gefangenen Fisches ab. Da wenig geübte Angler im Durchschnitt wahrscheinlich schlechtere Fangergebnisse erzielen als geübte Angler (Monk & Arlinghaus 2018), ist diesen ein Trophäenfang wahrscheinlich wichtiger und verschafft ihnen zusätzliche Zufriedenheit (Beardmore et al. 2015).

Einfluss von Motiven und Einstellung zum Fang (Fangorientierung) auf fangbezogene Anglerzufriedenheit

Angler haben unterschiedliche Primärmotive, von aktivitätsspezifischen Motiven (wie Meisterung anglerischer Herausforderungen, Erwartung an den Fang) bin hin zu aktivitätsunspezifischen Motiven (wie Naturerlebnis, Erleben von sozialen Aspekten beim Angeln) (Fedler & Ditton 1994). Gundlund et al. (2022) zeigen (Abbildung 51), dass Angler mit aktivitätsspezifischen Motiven (z.B. Trophäenorientierung, Entnahmeorientierung) eine größere Zufriedenheit aus dem eigentlichen Fang ziehen als Angler, die eher von allgemeinen Aktivitätsmotiven (z.B. Naturerlebnis, Frieden oder Freundschaft) geprägt sind. Dieses Ergebnis zeigt, dass die Erwartung die Evaluation des Angelerlebnis mitbestimmt (Arlinghaus 2006). Die Argumentation wird durch Forschungsergebnisse gestützt, die zeigen, dass die Konsumorientierung eines Anglers von seinen aktivitätsspezifischen Motiven beeinflusst wird (Oh & Sutton, 2017). Wenn Angler aktivitätsspezifische Motive in Bezug auf den Fang haben, ist davon auszugehen, dass sie die Fangerlebnisse auch stärker wahrnehmen und dann einen höheren Nutzen ziehen, wenn ein Fangerfolg eintritt.

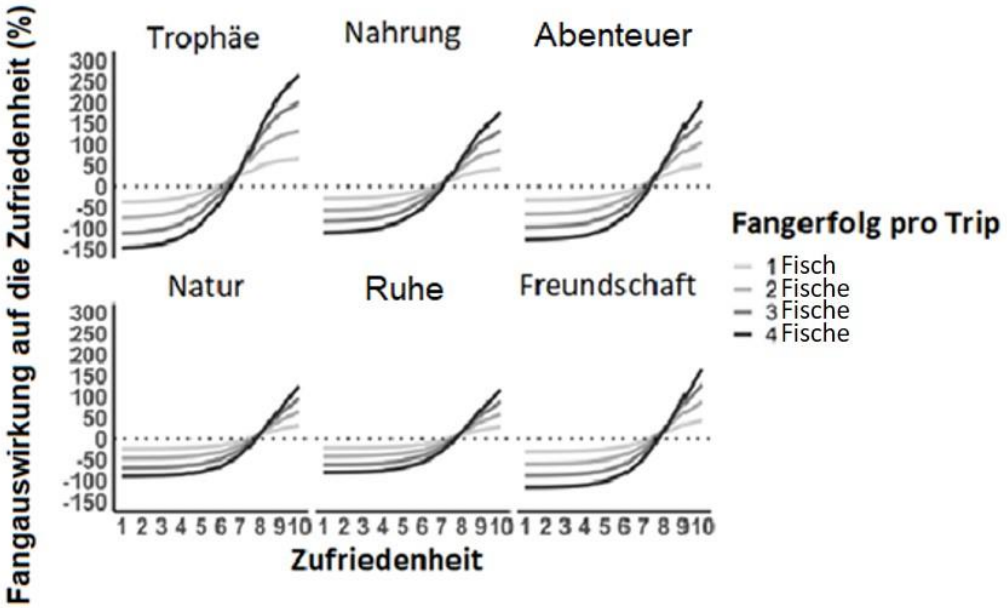


Abbildung 51: Zusammenhang zwischen Primärmotiv und Beitrag des Fangerfolgs (Anzahl der Fische am Angeltag) zur Anglerzufriedenheit bei dänischen Anglern (Gundelund et al. 2022).

Die Fangorientierung eines Anglers ist definiert als "die Einstellung von Anglern, etwas zu fangen, Fische zu behalten (im Unterschied zum Freilassen von Fischen), große Fische zu fangen (Größe) und große Mengen an Fischen zu fangen"; das Konzept enthält vier Dimensionen (Anderson et al., 2007, S. 181-182). Wir haben die Dimensionen „Konsumorientierung“ (Verzehr von Fisch) und „Fangorientierung“ (Fangen von Fischen nach Anzahl und Größe) gemessen. Angler mit höherer Fangorientierung (nach Fischgröße und Anzahl) zogen einen größeren Nutzen aus der Länge des größten gefangenen Fisches, während ihre Zufriedenheit mit dem Anteil der entnommenen Fische weniger anstieg (Birdsong et al. 2022). Birdsong (2023) fanden, dass Angler mit höherer Fangorientierung mit größerer Wahrscheinlichkeit Fische behalten und sie nicht zurücksetzen. Höhere Konsumorientierung korrelierte mit einem höheren Anteil der Entnahme von Hechten und Karpfen. Die Ergebnisse sind bemerkenswert, weil sie unter Kontrolle anderer Anglerheterogenitätsindikatoren realisiert wurden, was für den prognostischen Wert von Einstellungen zum Fang spricht.

Einflüsse des sonstigen Tripkontexts auf Zufriedenheit und Anglerverhalten

Situative Merkmale spielen eine wichtige Rolle für Verhalten und Erwartungen von Anglern (z.B. Beardmore et al., 2015; Dabrowksa et al., 2017; Haab et al., 2012; Lupi et al., 2003; Whitehead et al., 2013). Daher wurde erwartet, dass die Bedeutung von Fangergebnissen für die Zufriedenheit der Angler in bestimmten Tripkontexten variiert. Ein offensichtlicher Faktor ist die Fischart, auf die ein Angler abzielt, und in der Tat variierte die Bedeutung bestimmter Komponenten eines Angelerlebnisses für die Gesamtzufriedenheit zwischen verschiedenen Fischarten (Birdsong et al. 2022, Gundelund et al. 2022). Auch das Zurücksetzverhalten war artabhängig: Dorsche, Aale oder Zander würden höchst selten, andere Arten wie Hechte und Karpfen häufiger zurückgesetzt.

Es ist wichtig zu berücksichtigen, welche Arten ein Angler fängt, aber auch, ob der Fisch gezielt oder zufällig gefangen wurde. Die befragten Angler waren weniger zufrieden mit dem Fang und der Entnahme von Fischen, die nicht gezielt beangelt wurden (Birdsong et al. 2022). Auch reduzierte sich die Wahrscheinlichkeit der Entnahme, wenn es sich nicht um eine Zielart handelte (Birdsong 2023). Angler, die eine höhere Anzahl von Zielarten hatten, zeigten eine reduzierte Zufriedenheit mit der Fangrate und dem Anteil des Fangs, der entnommen wurde (Birdsong et al. 2022). Angler, die mehr Zielarten angaben, entnahmen auch weniger Fische (Birdsong 2023). Die Frage, ob ein Angler "Generalist" (befischt viele Arten) oder "Spezialist" (befischt bestimmte Arten) ist, könnte ein nützliches Merkmal sein, um das Anglerverhalten vorherzusagen. Die Anglerzufriedenheit variierte auch saisonal, obwohl die Effektstärken hier gering ausfielen. Das liegt wohl daran, dass die Wahl des Wetters bei dem geangelt wird unter vollständiger Kontrolle des Anglers liegt (Gundelund et al. 2022).

Einfluss des Fangentzugs auf Anglerzufriedenheit

Finn & Loomis (2001) berichteten, dass Angler, die länger ohne Fangerfolg waren, stärker motiviert waren, Fische zu fangen. Die Studie basierte auf hypothetischen Antworten. Wir fanden hingegen heraus, dass die Zufriedenheit der Angler mit zunehmendem Fangentzug (d.h. vergangene Ausflüge ohne Fang) weniger von den Fangraten und der Länge des größten gefangenen Fisches abhing. Wir haben auch festgestellt, dass sich der Mangel an Fängen direkt auf die Zufriedenheit mit den Fängen auswirkte, wobei Angler mit zunehmender Anzahl von Fahrten ohne Fang unzufriedener wurden. Mit

zunehmender Fangarmut wird es für den Angler wahrscheinlich schwieriger, sich seinen mangelnden Erfolg „schön zu reden“ (Shelby et al., 1998), was zu kognitiver Dissonanz (Festinger, 1957) und zu motivierendem Bewältigungsverhalten führen kann (Heberlein & Shelby, 1977; Miller & McCool, 2003; Shelby et al, 1988), wie z.B. Änderungen der Präferenzen für Fischbesatz (Arlinghaus & Mehner, 2005; Schroeder et al., 2018) oder Ausweichen auf neue Gewässer (Wilson et al. 2020).

Der soziokulturelle Einfluss am Beispiel von Ost- und Westdeutschland

Die Anglerzufriedenheit war in NI und MV systematisch unterschiedlich: Angler in NI waren systematisch zufriedener als Angler in MV, auch wenn die Fangrate und alle weiteren Faktoren kontrolliert wurden (Abbildung 49). Dieses Ergebnis deutet auf kulturelle Faktoren hin, die sich auf die Anglerzufriedenheit auswirken, aber nichts mit dem Angelerlebnis an sich zu tun haben.

Tabelle 31: Kennzahlen der Fänge von Anglern in Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Niedersachsen (NI). M = Mittelwert, SD = Standardabweichung. CPUE = Fang pro Angeltag. Länge in cm, Anteil in %.

	MV					*NI*				
		CPUE		Länge			CPUE		Länge	
	Anteil	M	SD	M	SD	Anteil	M	SD	M	SD
Barsch *(Perca fluviatis)*	23,2	2,1	3,2	27,1	6,5	5,6	0,2	0,7	30,7	8,4
Hecht *(Esox lucius)*	17,3	0,4	0,4	66,1	12,6	20,4	0,3	0,6	59,4	14,0
Aal *(Anguilla anguilla)*	6,9	0,2	0,3	61,7	11,0	13,7	0,2	0,5	55,4	13,9
Dorsch *(Gadus morhua)*	5,3	0,8	1,0	58,7	13,0	1,0	0,7	1,2	52,0	12,5
Karpfen *(Cyprinus carpio)*	4,4	0,2	0,2	57,6	12,5	18,8	0,1	0,3	55,6	16,1
Zander *(Sander lucioperca)*	4,3	0,4	0,7	57,8	10,3	12,0	0,1	0,2	53,4	13,5
Whitefish *(Coregonidae spp,)*	2,0	2,0	3,6	21,9	7,6	13,4	3,3	4,4	18,0	8,3
Forellen (*Oncorhynchus mykiss)*	2,0	1,6	1,7	38,6	7,8	10,0	0,7	0,7	37,8	6,2

Die Angler in NI fingen im Mittel weniger Fische als in MV. Und selbst bei gleichen mittleren Fängen, waren die Angler in MV unzufriedener als die Angler in NI. Angesichts der insgesamt geringeren Fangraten in NI (Tabelle 31) haben die Angler vielleicht ihre Fangerwartungen systematisch reduziert, was im Umkehrschluss bei vergleichbaren Fängen zu höherer Zufriedenheit beitrug. Dass sich Erwartungen im Einklang mit früheren Erfahrungen verschieben, ist hinlänglich bekannt (Gale, 1987; van Poorten et al., 2011). Da Zufriedenheit die Differenz zwischen Erwartungen und tatsächlichen Erfahrungen ist (Burns et al., 2003; Holland & Ditton, 1992; Schreyer & Roggenbuck, 1978), waren Angler in NI mit dem gleichen Fangergebnis offenbar zufriedener als Angler in MV. Insgesamt hing die Anglerzufriedenheit in NI aber weniger vom Fang ab als in MV (Abbildung 49). Neben unterschiedlichen Fangerwartungen könnte es sein, dass übergeordnete sozioökonomische und kulturelle Unterschiede zwischen West- und Ostdeutschland den Unterschied in der Fangzufriedenheit erklären (Riepe & Arlinghaus, 2021).

Birdsong (2023) prüfte auch die Hypothese, dass Angler in MV einen höheren Anteil ihres Fangs ernten, da in Ostdeutschland utilitaristische Werte stärker ausgeprägt sind als in Westdeutschland (Mollenkopf & Kaspar, 2005; Brosig-Koch et al., 2011; Riepe & Arlinghaus, 2021). Unsere Ergebnisse stützten diese Hypothese und zeigen, dass Angler in MV konsumtiver sind als Angler in NI. Verschiedene Faktoren könnten die Ergebnisse erklären, u.a. dass Angler in MV bessere Fischbestände als Angler in NI erfahren und daher möglicherweise weniger motiviert sind, Fische für den Schutz der Bestände freizulassen (Oh & Sutton, 2017).

Der Einfluss vergangener Zufriedenheit auf das Entnahmeverhalten

Wie sich die Zufriedenheit auf das Entnahmeverhalten der Angler auswirkt, war die letzte von uns untersuchte Frage. Es wurde festgestellt, dass Angler mit abnehmender Zufriedenheit mit geringerer Wahrscheinlichkeit einen gefangenen Fisch wieder freilassen. Eine mögliche Interpretation ist, dass Angler mehr Fische entnehmen, um ihre Unzufriedenheit mit den jüngsten Erfahrungen zu kompensieren. Dieses Ergebnis deckt sich mit früheren Forschungsergebnissen, wonach Angler bei sinkenden Fangraten mehr Fische behalten und dann selbst untermaßige Fische entnehmen (Sullivan, 2003). Dieses Ergebnis ist für Fischereibewirtschafter von großer Bedeutung, da es darauf hindeutet, dass Angler bei geringen Fängen und folglich geringer Anglerzufriedenheit ihr Verhalten dahingehend ändern, dass sie mehr Fische behalten, den Fischbestand weiter dezimieren (Johnston et al. 2015) und so das Problem weiter verschärfen.

Auswahl der Gewässer im Raum

Angler sollten die Gewässer wählen, die den größten Angelnutzen stiften. Vergleichende Analysen über vier Länder, inkl. Bedingungen in Sachsen, zeigten, dass kleinere Gewässer eine größere Anglerdichte aufweisen als größere Gewässer. Diese kleinen Gewässer sind gleichzeitig auch die, in die Bewirtschafter intensiver investieren (in unserer Analyse über Fischbesatz, Kaemingk et al. 2022). Es gibt also grundsätzlich eine Übereinstimmung in der anglerischen Nutzung von Gewässern und deren Bewirtschaftung (Abbildung 52). An kleineren Gewässern steigt auch die Interaktion zwischen Nutzergruppen, was zu umfangreichen Konflikten z.B. zwischen Anglern und Badegästen führen kann (Meyerhoff et al. 2019).

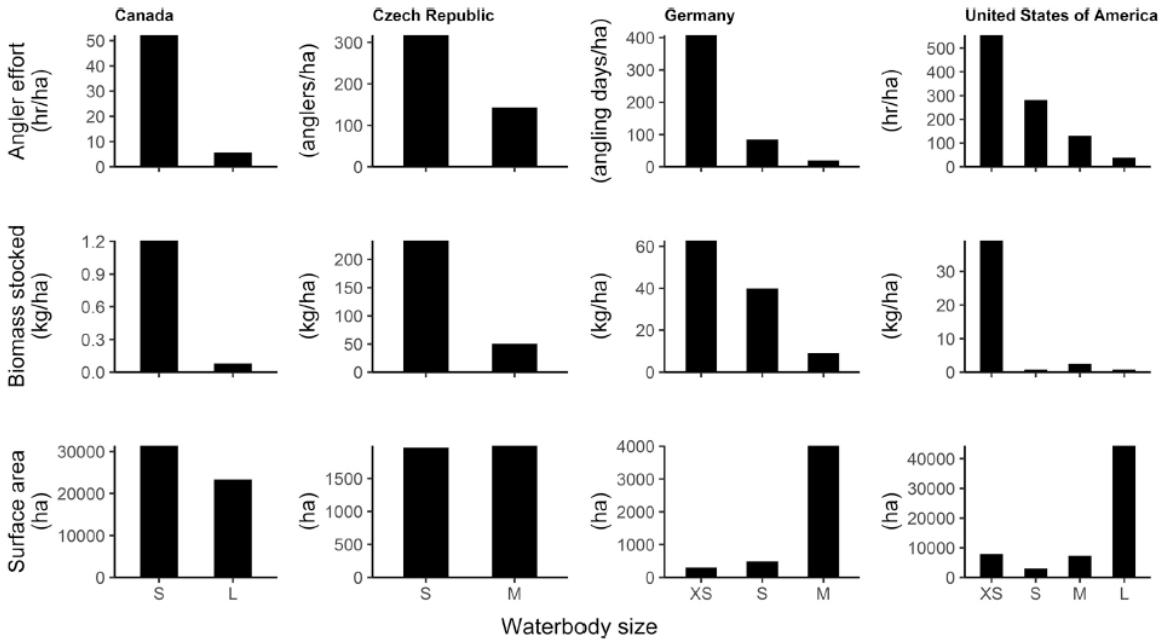


Abbildung 52: Bewirtschaftungsintensität und Nutzungsintensität in Abhängigkeit der Gewässergröße in vier Ländern (aus Kaemingk et al. 2022). Die deutsche Situation stellt die Bedingungen in Sachsen dar.

3.4.4. Schlussfolgerungen für die Bewirtschaftung

Aus den Zufriedenheitsanalysen können verschiedene Schlussfolgerungen für die Bewirtschaftung in der Angelfischerei gezogen werden, die sich zu vier Bewirtschaftungsprinzipien verdichtet lassen.

Erstens gibt es Grundprinzipien zur Realisierung zufriedener Angler, die als „Fangen in der richtigen Umwelt“ zusammenzufassen sind:

- Positive Fangaussicht der richtigen Zielfischarten
- Möglichst kapitale Fische im Fang
- Entnahmemöglichkeit erhalten
- Freie Platzwahl und möglichst geringe Nutzungskonkurrenz

Insbesondere rückgehende Fänge generell und großer kapitaler Fische manifestieren sich schnell in unzufriedenen Anglern. Auch hoher Nutzungsdruck und hohe Nutzungskonkurrenz mit anderen Gewässernutzungen wirken sich negativ auf die Anglerzufriedenheit aus.

Zweitens haben die durchgeführten Untersuchungen gezeigt, dass eine vollkommene Anglerzufriedenheit nur kurzfristig erreichbar ist. Anglerzufriedenheit kann und sollte daher kein ausschließliches Maß in der Bewirtschaftung darstellen.

Drittens ist die Anglerzufriedenheit nicht nur vom Fischereimanagement abhängig, sondern variiert auch mit kulturellen Rahmenbedingungen. Zum Teil liegt die Optimierung der Angelfischerei außerhalb der Veränderungsmöglichkeit durch das Fischereimanagement.

Viertens kann es sinnvoll sein, bei bestimmten Faktoren, die nichtlineare Beziehungen zur Zufriedenheit zeigen, wie die Fangrate, die Bewirtschaftung an Schwellenwerten auszurichten, die „gut genug“ sind, statt nach maximalen Raten zu streben. Ferner werden sich anglerische Erwartungen schnell an neue Bedingungen anpassen, so dass die Erreichung maximal zufriedener Angler eine Illusion bleibt.

Obgleich nicht im Fokus der Analysen, zeigten die Studien auch, dass sich die Anglerzufriedenheit von Anglertyp zu Anglertyp unterscheidet und grundsätzlich nicht verallgemeinerbar ist. Für Bewirtschafter empfiehlt sich daher, die lokalen Anglertypen und ihre Vorstellungen zu kennen und ein räumlich differenziertes Managementsystem aufzubauen, das verschiedene Gewässer je nach sozialer und ökologischer Ausstattung differenziert (Arlinghaus et al. 2019). Bewirtschafter sind gut beraten, Ressourcen in die Aufrechterhaltung und Verbesserung sowie gegebenenfalls auch Beschränkung des Zugangs dieser Gewässer zu investieren und hier auch Nutzerkonflikte mit anderen Nutzergruppen mitzudenken (Meyerhoff et al. 2019).

Zur Wirkungsweise von variablen (adaptiven) vs. fixen (passiven) Einheitsfangbestimmungen unter Berücksichtigung von Gewässerlandschaften

Um die Ableitung von Bewirtschaftungsprinzipien für die Angelfischerei mit regional mobilen Anglern für eine Gewässerlandschaft zu unterstützen, wurde abschließend ein agentenbasiertes Modell für eine räumlich explizite Angelfischerei mit multiplen Anglertypen entwickelt (angelehnt an Matsumura et al. 2019). Das Modell berücksichtigte eine Vielzahl von Seen, in denen Hechte (*Esox lucius*) Seen von einem mobilen Pool von Anglern befischt werden, die zentral in einer Großstadt leben (Abbildung 53). Das Verhalten von Anglern in MV (Gewässerauswahl und Angelaufwand) wurde mit einem Submodell zur Prognose der Gewässerwahl abgebildet. Das Anglerverhalten folgte einem Nutzenmodell auf der Grundlage von Umfragedaten aus MV (Beardmore et al. 2013). Das parametrisierte Modell wurde genutzt, um die sozialen, ökologischen und ökonomischen Konsequenzen von passiven „one-size-fits-all“ Ansätzen (einheitliches Set von Fangbestimmungen, die in allen Seen gelten) im Vergleich zu anpassungsfähigen, flexiblen Bewirtschaftungsansätzen je nach Bestandszustand abzuschätzen, die nur eingesetzt werden, wenn Monitoringergebnisse in einem spezifischen See das Befischen unter vorher definierte Referenzpunkte andeuten (Abbildung 54). Es wurde angenommen, dass Bewirtschafter ein Monitoringsystem installieren, das mit bestimmter Unsicherheit den Bestandzustand eines Sees oder eines Seetyps in einem bestimmten Gewässerumfeld (z.B. stadtnah) ableitbar werden lässt. Simuliert wurde eine urbane Umwelt.

Die Simulationsergebnisse zeigen, dass ein anpassungsfähiges, adaptives Fangbestimmungsmanagement, das die Fangbestimmungskombinationen aus Mindestmaß und täglicher Entnahme an den Bestandszustand anpasst, über alle Seen einer Region zu deutlich besseren sozialen, ökologischen und ökonomischen Ergebnissen führt als ein passives Fangbestimmungsmanagement, das aktuell eher die Realität ist (d.h. ein einheitliches Set von Bestimmungen für alle Seen eines Bundeslands) (Abbildung 56). Alternativ könnte die systematische Anhebung der klassischen Fangbestimmungsstandards (höheres Mindestmaß) gute Kompromisse erreichen (Abbildung 57). Der Kompromiss einer einheitlichen Anhebung aller Fangbestimmungen wäre aber eine Reduktion der Gesamtfischerträge, bei gleichzeitiger Reduktion der Rekrutierungsüberfischung auf nahezu 0 über alle simulierten Seen. Die Berücksichtigung von Unsicherheiten der Bestandsschätzung beim Einsatz adaptiver Ansätze würde zu konservativerer Bewirtschaftung führen, zusätzliche Seesperrungen hätte keine positiven Effekte im Vergleich zu einer flexiblen Bewirtschaftung, die die Fangbestimmungen verschärft, wenn ein Bestand überfischt wird (Abbildung 57).

Die zunächst theoretischen Simulationen integrieren adaptives Anglerverhalten, das sich bei der Gewässerwahl an multiplen Gewässereigenschaften und multiplen Determinanten des Nutzens bzw. der Zufriedenheit orientiert (Hunt et al. 2019, Birdsong et al. 2021). Es zeigt, dass ein variables,

anpassungsfähiges Bewirtschaftungssystem höhere sozio-ökonomische Nutzen generiert als ein starres one-size-fits-all System einheitlicher Fangbestimmungen, die in allen Gewässern eines Bundeslands gleichermaßen gelten. Passives Management ist heute die Realität, ein Wandel zu einem adaptiven Management dürfte sozio-ökonomisch und ökologisch sinnvoller, aber weitaus schwieriger umsetz- und kontrollierbar sein. Dann wäre auch ein regelmäßiges Monitoringsystem obligatorisch, was erhebliche Ressourcen bindet. Eine Alternative wäre die konsequente Verschärfung aktueller Mindeststandards über alle Seen, die zu einem größeren Schutz gerade der großen Fische führen, die ohne Regulation der Angelfischerei, rasch aus befischten Beständen verschwinden. Dieses konservativere Management würde aber die Gesamtproduktion von Fischen in der Entnahme reduzieren.

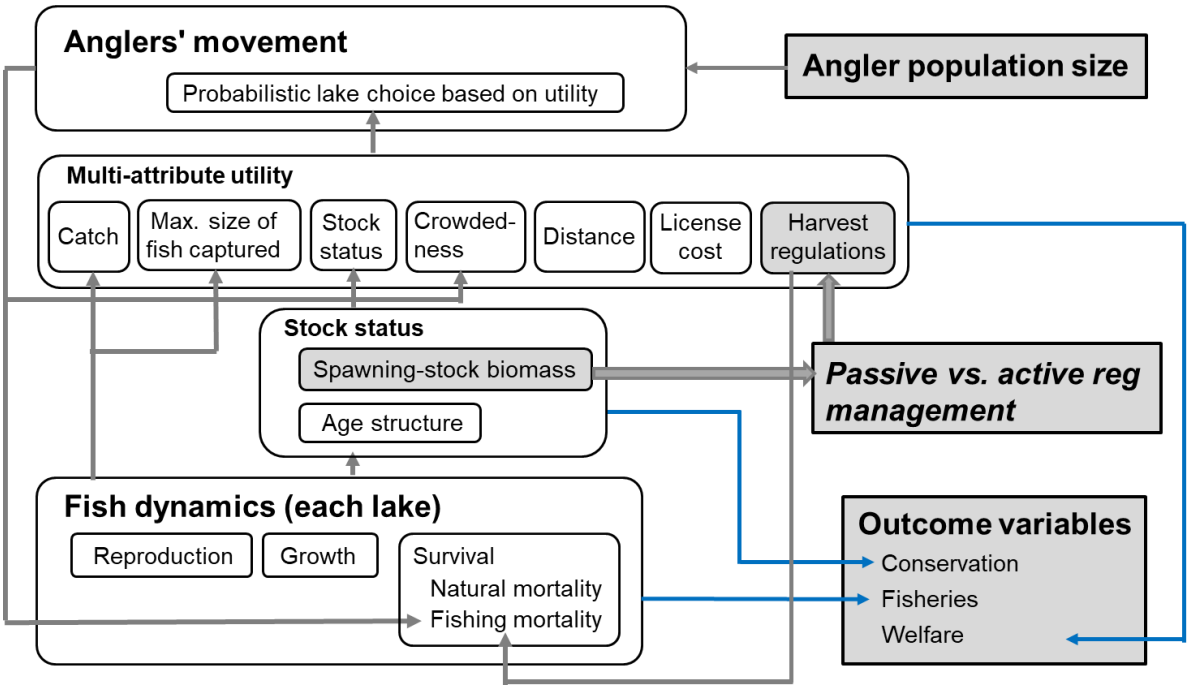


Abbildung 53: Konzeption des gekoppelten sozial-ökologischen Einzelartenmodell. In insgesamt 121 Seen wurde jeweils ein Hechtbestand modelliert. Das regionale System der Seen wurde durch ein Pool von Anglern befischt, deren Gewässerauswahl vom Nutzen der jeweiligen Seen im Vergleich zueinander abhing. Die Nutzenfunktion, die die Gewässerauswahl der Angler trieb, war von multiplen Faktoren (fang und nichtfangbezogen) abhängig. Die Seeauswahl war probabilistisch. Insgesamt drei Kriterien wurden im Gleichgewicht (grau) quantifiziert.

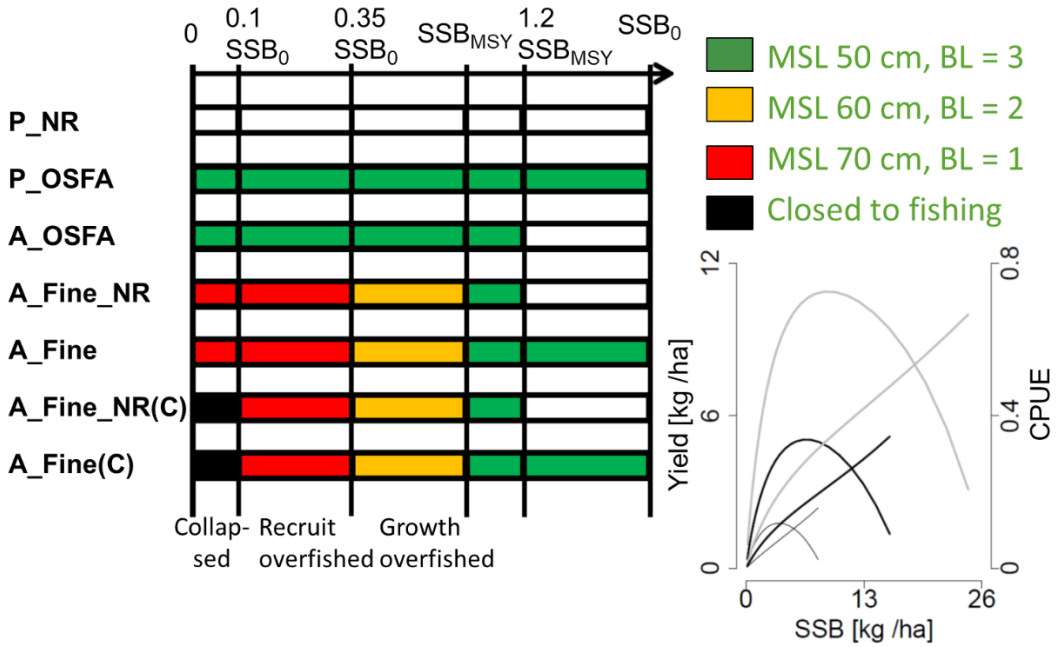


Abbildung 54: Bewirtschaftungsszenarien (P = passiv, A = aktiv) je nach Bestandszustand, abgeleitet aus Laicherbiomasse pro See (Spawning Stock Biomass, SSB). Zur Auswahl standen drei Fangbestimmungen als Kombination von Mindestmaß und täglicher Entnahmebeschränkung. NR = No Regulation = keine Fangbestimmung. In einigen Szenarien wurde in stark überfischtem Zustand (SSB < SSB_MSY) auch eine Seesperrung simuliert (closed to fishing).

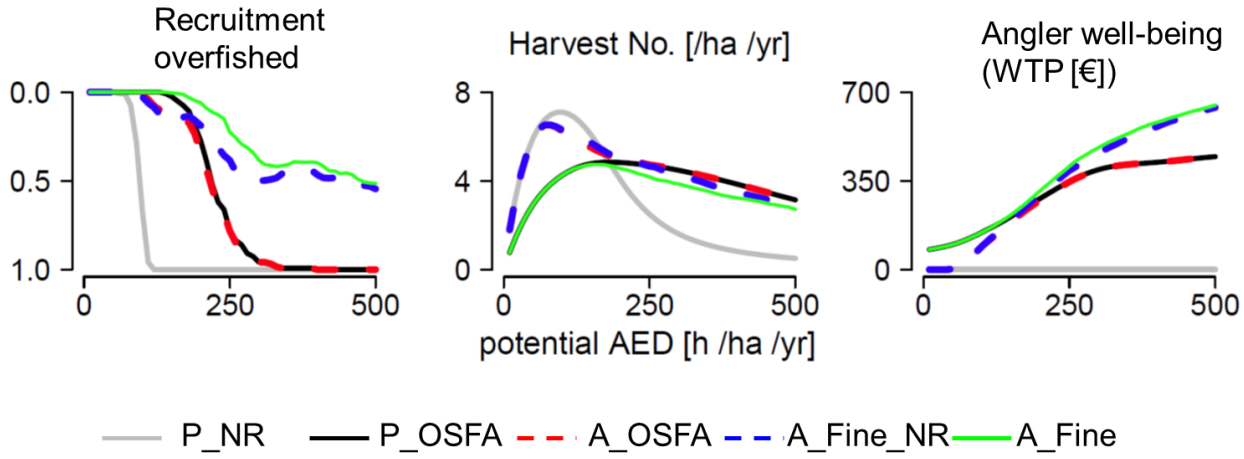


Abbildung 55: Räumliche Ergebnisse als Anteil aller Seen nach drei Kriterien und in Abhängigkeit des latenten Angelaufwands. Die Fangbestimmungsszenarien finden sich in Abbildung 55.

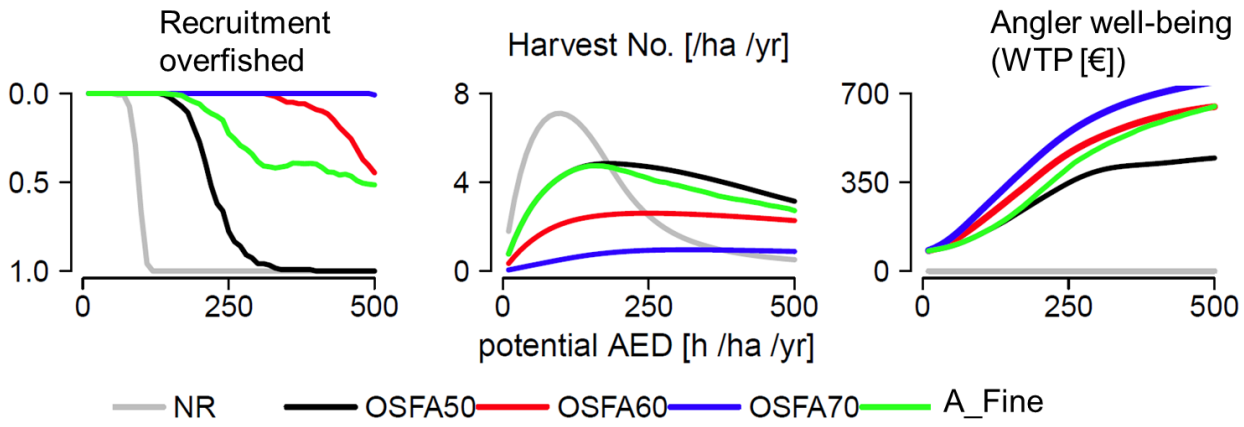


Abbildung 56: Simulation des Einsatzes diverser einheitlicher (one size fits all) Fangbestimmungskombinationen im Vergleich zum adaptiven Management je nach Bestandzustand (vgl. Abbildung 55).

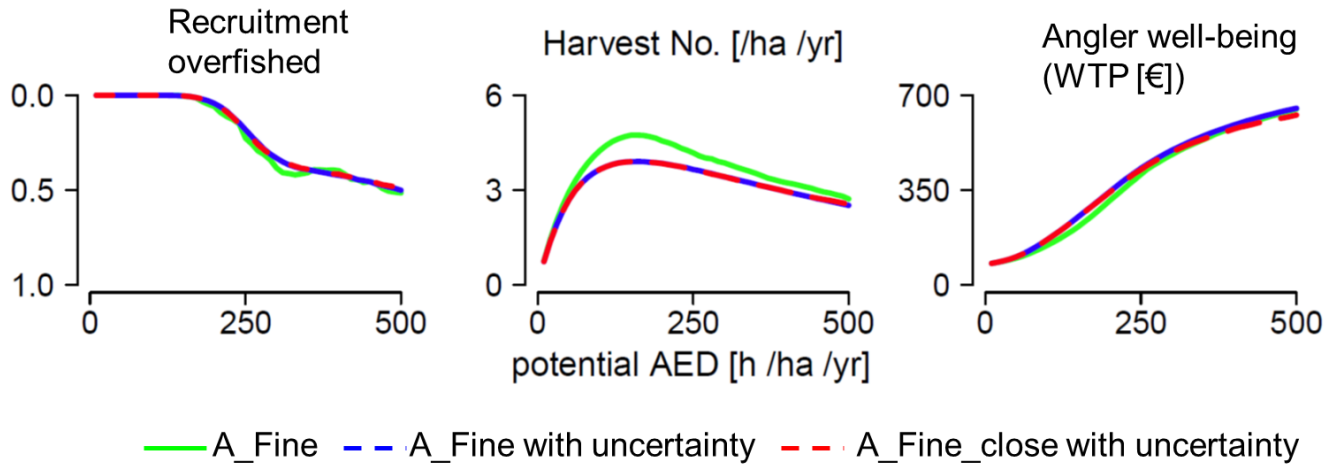


Abbildung 57: Simulation der Existenz von Unsicherheit in der Bestandskenntnis für ein anpassungsfähiges Fangbestimmungsmanagement sowie die zusätzliche Einführung von Seesperrungen bei rekrutierungsüberfischten Situationen (vgl. Abbildung 55).

4. Erfassung und Modellierung raum-zeitlicher Nutzungsmuster

4.1. Untersuchung von Twitter-Daten zur zeitlichen Dynamik von Oberflächengewässerbesuchen und Freizeitaktivitäten

Markus Venohr, Kai-Ti Wu, Simone Podschun

4.1.1. Einleitung

Die meisten Menschen bevorzugen die Nähe von Oberflächengewässern und profitieren von den positiven Auswirkungen ihrer Anwesenheit auf das Wohlbefinden und die psychische Gesundheit (Sarukhán & Whyte, 2005; Volker & Kistemann, 2011). Dementsprechend sind z.B. in städtischen Umgebungen Promenaden häufig dicht besuchte Orte, und Immobilienpreise steigen mit der Nähe zu Oberflächengewässern (Nicholls & Crompton, 2018). Süßwasserökosysteme gehören zu den am meisten geschätzten Ökosystemen in Bezug auf monetäre Werte und kulturelle Bindung, Ortssinn und Erholung, die sogenannten relationalen Werte (Andersson et al., 2019; Fagerholm et al., 2020).

Wissenschaftliche Studien haben jedoch gezeigt, dass sich die Präferenzen bei der Auswahl besuchter Gewässer deutlich unterscheiden können (Hunt, Camp, van Poorten, & Arlinghaus, 2019; Meyerhoff, Dehnhardt, & Hartje, 2010). In Abhängigkeit von verschiedenen Bedingungen bilden sich spezifische räumliche Nutzungsmuster heraus, die sich im Laufe der Zeit verändern können, wie z.B. Venohr et al. (2018) für Badestrandbesucher zeigen. So können räumliche und zeitliche Hotspots der Erholungsnutzung entstehen, für die eine erhöhte Wahrscheinlichkeit für Konflikte zwischen Nutzern und erhöhte ökologische Auswirkungen auf aquatischen Ökosysteme angenommen werden können (Venohr et al., 2018).

Die Nutzung von Süßwasserökosystemen kann Auswirkungen auf Fischgemeinschaften, Ufervegetation und Vögel haben (Borgwardt et al., 2019; Liddle & Scorgie, 1980; Zajicek & Wolter, 2019). Diese Auswirkungen sind, wie für die Binnenschifffahrt und Sportboote gezeigt wurde, von der Besuchsfrequenz abhängig (Huckstorf, Lewin, Mehner, & Wolter, 2011; Zajicek & Wolter, 2019), und ggfs. saisonabhängig, beispielsweise wenn hohe Besucherzahlen in der Wachstumsphase von Makrophyten auftreten (Murphey & Eaton, 1983). Analog dazu können für Spitzennutzung im zeitigen Frühjahr auch stärkere Auswirkungen auf den Bruterfolg verschiedener Wasservögel haben als z.B. im Spätsommer (Rodgers & Schwikert, 2002; Rösner, Mussard-Forster, Lorenc, & Müller, 2014; Smith-Castro & Rodewald, 2010; Steven, Pickering, & Guy Castley, 2011). Wie von Venohr et al. (2018) beschrieben, können so die ökologischen Auswirkungen mit der Nutzungsintensität zunehmen, während gleichzeitig die Nutzerzufriedenheit abnehmen kann. Im Allgemeinen wird, vergleichbar mit den Auswirkungen von klimatischen Extremereignissen, davon ausgegangen, dass kurzfristige Nutzungsspitzen höhere ökologische Auswirkungen bewirken als länger anhaltende geringere Nutzungsdichten. Daher besteht die Notwendigkeit, Nutzungsspitzen zu messen und die Komplexität der Nutzung von Ökosystemen oder die Dynamik von Ökosystemdienstleistungen in Raum und Zeit zu verstehen (Rieb et al., 2017).

Bislang wurden landnutzungsbasierte Ansätze zur Abschätzung der bereitgestellten Ökosystemleistungen, d.h. einer eher theoretischen Versorgungskapazität, verwendet (Grêt-Regamey, Weibel, Kienast, Rabe, & Zulian, 2015). Frühere Studien, wie z.B. von Oteros-Rozas, Martín-López, Fagerholm, Bieling, and Plieninger (2018), beschrieben den Wert einer Landschaft in ganz Europa, indem sie gemeinsame Landschaftsmerkmale wie Berge oder Gewässer mit der Erholungsnutzung in

Verbindung brachten. Die tatsächliche Erholungsnutzung, z.B. von Oberflächengewässern, unterscheidet sich jedoch von der bereitgestellten je nach (Süß-)Wasser- oder Feuchtgebietstyp und nach ihrer Größe (Elliott et al., 2020; Oteros-Rozas et al., 2018; Sinclair, Ghermandi, & Sheela, 2018). Darüber hinaus sind die Zusammensetzung und Vielfalt der Landnutzung ein Maß für den ästhetischen Wert einer Landschaft (Hermes, Albert, & von Haaren, 2018). Hier haben sich Flüsse als herausragende Anbieter kultureller Ökosystemleistungen erwiesen (Thiele, von Haaren, & Albert, 2019). Nichtsdestotrotz besteht Forschungsbedarf, der über Landnutzungsproxies hinausgeht, die Nutzungen lokalisiert und darauf abzielt, die Beziehungen zwischen Nutzung und der Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen zu verstehen (Rieb et al., 2017). Trotz ihrer Bedeutung wurden Freizeitnutzungen und kulturelle Ökosystemleistungen lange Zeit nicht umfassend erforscht, da sie aufgrund ihrer immateriellen Natur und ihrer Abhängigkeit von soziokulturellen Kontexten methodisch eine Herausforderung darstellen (Chan, Satterfield, & Goldstein, 2012; Daniel et al., 2012).

Daher hat die Zahl der Studien zu kulturellen Ökosystemleistungen in den letzten Jahren deutlich zugenommen (Cheng, Van Damme, Li, & Uyttenhove, 2019), nicht zuletzt weil fortschrittliche Methoden (z.B. partizipative GIS) und SMD (z.B. Twitter, Flickr) verfügbar wurden. Unter allen Studien, die Social-Media-Daten in der Umweltforschung verwenden, ist die häufigste Anwendung der Bereich Tourismus und Erholung (Ghermandi & Sinclair, 2019). Social-Media-Daten wurden zur Anwendung raum-zeitlicher Analysen in verschiedenen Disziplinen verwendet, darunter Informationswissenschaften (46 % der Studien), Informatik (30 %), zusammen mit einem kleinen Anteil in den Sozialwissenschaften (4 %) sowie Erd-/Geowissenschaften (7 %) (Steiger, de Albuquerque, & Zipf, 2015). Eine kürzlich durchgeführte Überprüfung hat gezeigt, dass Forschungsstudien zum Umweltmanagement Daten aus einer Vielzahl verschiedener SMD-Plattformen nutzen (Ghermandi & Sinclair, 2019). Die Mehrheit dieser Studien wurde für Europa und Nordamerika durchgeführt und verwendeten Twitter- und Flickr-Daten als primäre SMD-Quellen, gefolgt von anderen Plattformen wie Panoramio, Facebook und Instagram.

Wir haben Twitter-Daten für unsere Analyse ausgewählt, da ein geposteter Tweet bei aktiviertem GPS-Gerät die Koordinaten des Standorts zum Zeitpunkt des Postings enthält. Andere SMD-Quellen liefern keine Koordinaten (z.B. Facebook), erlauben nur das Anhängen eines Ortsnamens an einen Beitrag (z.B. Instagram) oder zeichnen den Standort eines Nutzers nicht auf, sondern zeigen ihn nur seinem Netzwerk an (z.B. Snapchat). Flickr wurde für ähnliche Studien verwendet, wird aber in Deutschland viel seltener genutzt als Twitter (www.statista.com). Einige Studien haben auch SMD verschiedener Quellen kombiniert, um den Datensatz zu erweitern oder um Effekte einer ausgewählten Nutzergruppe zu reduzieren (Ghermandi et al., 2023). Dies bot sich jedoch für das hier angestrebte Verfahren nicht an.

Die mittlere horizontale räumliche Genauigkeit der von Smartphones abgeleiteten Koordinaten wurde mit 5-8 m (Zanderbergen & Barbeau, 2011), <9 m (Renfro, Stein, B., Morales, & Villalba, 2020), 5 bis 10 m (Bauer, 2013), 7 bis 13 m (Merry & Bettinger, 2019) und 20 m (Mok, Retscher, & Wen, 2012), angegeben, und wies eine große Variabilität auf, die u.a. von der Anzahl und Art der verfügbaren Satelliten (Bauer, 2013) und der Höhe der umliegenden Gebäude (Merry & Bettinger, 2019) abhängt. Darüber hinaus kann die Genauigkeit durch die Art des Mobilgeräts und die Art der Verbindungseinstellung beeinflusst werden, z.B. durch WiFi oder die Verwendung von Zweifrequenzsystemen (Elmezayen & El-Rabbany, 2019). Während moderne Systeme wie Dual-Frequenz-Systeme die Genauigkeit auf 1 m erhöhen können (Li et al., 2015), kann das Vorhandensein

von städtischen Gebäuden die "Sichtbarkeit" von Satelliten reduzieren und eine Verringerung der Genauigkeit auf bis zu 40 m für einzelne Standorte zur Folge haben (Merry & Bettinger, 2019).

Mit Geotags versehene Social-Media-Daten stellen eine vielversprechende Datenquelle dar, um das räumliche Muster und die zeitliche Dynamik menschlicher Aktivitäten auf verschiedenen Ebenen zu analysieren und Nutzungsspitzen zu identifizieren. Weltweit werden täglich etwa 500 Mio. Tweets von 152 Mio. Nutzern gepostet, wobei der Anteil der teilnehmenden Personen von Land zu Land sehr unterschiedlich ist. Im Juli 2020 nutzten etwa 5 % der deutschen Bevölkerung (4,2 Mio.) Twitter (Statista, 2020). Daher sind die Twitter-Daten, ähnlich wie die meisten Social-Media-Daten, nicht unbedingt repräsentativ für die gesamte Gesellschaft, und die abgeleiteten Ergebnisse sollten entsprechend vorsichtig interpretiert werden. Die Verwendung von Standortdaten, die von zellularen Geräten (Mobiltelefonen) aufgezeichnet werden (Merrill, Atkinson, Mulvaney, Mazzotta, & Bousquin, 2020), würde die Gesellschaft als Ganzes viel besser repräsentieren, aber der Zugang zu solchen Daten ist für die Forschung begrenzt. In Europa wird die Weitergabe personenbezogener Daten an private und öffentliche Datenverarbeiter durch die Allgemeine Datenschutzverordnung (GDPR, 2016) streng kontrolliert, um den Schutz personenbezogener Daten zu gewährleisten, und verhindert weitgehend die freie Verfügbarkeit dieser Daten. Jenseits dieser nachvollziehbar vorsichtigen Regelung fehlt es generell an international standardisierten Rahmenbedingungen für den Umgang mit potenziell sensiblen Social-Media-Daten (Ghermandi & Sinclair, 2019).

Social-Media-Daten haben sich als wertvolle Quelle erwiesen, um das Echtzeit-Feedback von Menschen zu Ereignissen zu sammeln (Thom, Bosch, Koch, Worner, & Ertl, 2012) und können als raum-zeitliche Signale mit zusätzlichen semantischen Informationen betrachtet werden (Steiger et al., 2015), um Verhaltensweisen und Aktivitäten zu analysieren (Guntuku et al., 2017; Lee, Wakamiya, & Sumiya, 2011). So können SMD helfen, die raum-zeitliche Dynamik sozial-ökologischer Systeme auf globaler (Wood, Guerry, Silver, & Lacayo, 2013), überregionaler (Oteros-Rozas et al., 2018), nationaler (Mitchell, Frank, Harris, Dodds, & Danforth, 2013) und städtischer (Schwartz, Dodds, O'Neil-Dunne, Danforth, & Ricketts, 2019) Ebene zu verstehen. Die in einigen SMD implizierten Informationen zu Lage (Koordinaten) und Zeitstempel (Datum und Uhrzeit) zur Untersuchung menschlicher Aktivitäten in der Natur (Toivonen et al., 2019), zur Überwachung von Schutzgebieten (Tenkanen et al., 2017) und zur Analyse kultureller Ökosystemdienstleistungen (Gosal, Geijzendorffer, Václavík, Poulin, & Ziv, 2019; Retka et al., 2019) verwendet.

Vorhergehende Studien haben sich meist auf die Anwendung statistischer Analysen unter Verwendung von SMD konzentriert, die über einen bestimmten Zeitraum durchgeführt wurden, um Besuchsraten oder die Nutzung von Ökosystemleistungen in bestimmten Gebieten zu überwachen (Angradi, Launspach, & Debbout, 2018; Donahue et al., 2018; Retka et al., 2019). Obwohl SMD weithin verfügbar sind, beschränkt sich die wissenschaftliche Nutzung häufig auf bestimmte räumlich begrenzte Gebiete wie Nationalparks (z.B. (Heikinheimo et al., 2017; Sinclair et al., 2018), während groß angelegte Analysen, z.B. auf nationaler Ebene (Graham, Eigenbrod, & Hoyle, 2019), selten sind. So wurden SMD genutzt, um räumliche Hotspots von Outdoor-Aktivitäten zu identifizieren (Donahue et al., 2018; B. L. Keeler et al., 2015). Es besteht jedoch ein Bedarf an Studien, die sowohl die räumliche als auch die zeitliche Dynamik berücksichtigen (Graham et al., 2019; Song, Richards, & Tan, 2020; Sonter, Watson, Wood, & Ricketts, 2016). Dieser Mangel an Studien hat uns dazu motiviert, zu untersuchen, inwieweit die den Tweets innewohnenden Nutzungsmuster dazu beitragen, die Dynamik menschlicher Aktivitäten beschreiben und nachvollziehen zu können, die alternativ durch räumlich und zeitlich

erheblich eingeschränkte, aber potenziell repräsentativere Erhebungen oder präzise Feldzählungen ermittelt werden könnten.

Dies ist wahrscheinlich auf die immanente Korrelation von SMD mit der Bevölkerungsdichte zurückzuführen, also mit Orten, die nahe gelegen, zugänglich und vertraut sind (Levin, Lechner, & Brown, 2017). Diese Korrelation wurde auch in unserer Fallstudie bestätigt, in der die Gesamtzahl der Tweets nur einen sehr schwachen saisonalen Trend zeigt jedoch sehr stark von der Bevölkerungsdichte abhängt. Folglich würde eine Analyse der absoluten Zählungen als Mittelwerte oder Summen von Jahreswerten immer zeigen, dass Oberflächengewässer in städtischen Gebieten stärker frequentiert werden als in ländlichen Gebieten. Daher wurde ein Ansatz entwickelt der auf den relativen Änderungen zwischen zwei Zeitpunkten oder Standorttypen beschreibt.

Zeitliche Muster beschreiben saisonal oder wochentagsabhängig veränderte Nutzungen (Retka et al., 2019), können aber auch Nutzungsänderungen in Folge von Änderungen des Angebots nach Naturschutzmaßnahmen (Sonter et al., 2016) beinhalten. Dementsprechend untersuchen wir das zeitliche Muster der Aktivitäten an und auf den Gewässern in Abhängigkeit von der zur Verfügung stehenden Erholungszeit (Werktag/Nichtwerktag) sowie von den Bedingungen, die die Aktivitäten beeinflussen (z.B. Temperatur oder Niederschlag). Diese werden im Folgenden als zeitliche Bedingungen bezeichnet.

Bei der Analyse der Standortbedingungen von Orten wo Menschen ihre Freizeit verbringen, wurden zum einen die lokalen Bedingungen berücksichtigt (z.B. Landnutzung oder Bevölkerungsdichte) aber auch umgebungsvariablen herangezogen (z.B. Entfernung zum nächsten Gewässer). Die verfügbaren Twitter-Daten ließen jedoch nicht die Ermittlung der zurückgelegten Entfernung zwischen Wohnort und den Koordinaten des versendeten Tweets zu. Stattdessen wurde z.B. die mittlere Bevölkerungsdichte im Umkreis um den Tweet-Standort ermittelt und als Indikator für die Erholungsnachfrage herangezogen (Graham et al., 2019; Grêt-Regamey et al., 2015; Paracchini et al., 2014). Eine konkrete, jedoch auf Basis von Twitter-Daten nicht durchführbare, Ausweisung der zurückgelegten Distanz zwischen Wohnort und besuchtem Standort würde darüber hinaus die Analyse der Wechselwirkungen zwischen Erholungsangebot und -nachfrage (Beichler, 2015; Graham et al., 2019) oder des gelisteten Aufwands (B. L. Keeler et al., 2015) als Proxy für die Wertschätzung erlauben.

Während, wie zuvor mehrfach dargestellt, vielfache Studien generell einen Zusammenhang zwischen der Nähe von Gewässern und dem menschlichen Wohlergehen belegen, basieren diese Studien in der Regel auf Momentaufnahmen und Daten für einzelne oder wenige Gewässer. Wie in Kapitel 3.1 dargestellt wird, wurde eine deutschlandweite Umfrage zum Freizeitverhalten durchgeführt, die auch die Zufriedenheit der Teilnehmer im Allgemeinen und in Bezug auf die durchgeführte Tätigkeit ermittelt. Diese repräsentative Umfrage belegt bereits Großräumige Unterschiede in den Bundesländern, bittet aber nicht die Möglichkeit die Zufriedenheiten in Abhängigkeit von der Entfernung zum Gewässer zu ermitteln und ist auch begrenzt hinsichtlich der Auswertung von zeitlichen Änderungen, z.B. in Abhängigkeit vom Wetter. Während in der Umfrage die Zufriedenheit direkt abgefragt, bzw. aus Kombination mehrerer Antworten abgeleitet werden kann, ist dies für die inhaltliche Analyse der Tweets nicht möglich. Durch Auswertung der Text von georeferenzierten Twitter-Daten soll daher die Stimmung des Inhalts ermittelt und mögliche Einflussgrößen abgeleitet werden. Dies erfolgt schon seit längerem im Rahmen von Meinungsanalysen, um die menschliche Stimmung und Wahrnehmung sozialer Themen zu erfassen (Cody, E.M., et al., 2015; Chan, W.N. and T. Thein, 2018; Garcia, K. and L. Berton, 2021; Khatua, A., A. Khatua, and E. Cambria, 2020; Kwok, S.W.H., S.K. Vadde, and G. Wang, 2021; Yang, H.L. and A.F.Y., 2015). Mitchell et al. (2013) hat in einer

Studie den Zusammenzischen z.B. Arbeitslosigkeitsquoten oder dokumentierte Waffengewalt auf die Stimmung in Tweets untersucht. Hier hat er die Anzahl, der zuvor in einer Liste definierten, positiv und negativ konnotierter Wörter ermittelt. Aktuelle Studien verwenden Sprachanalyse-Tools die auch in der Lage sein sollen, Ironie oder Inhalte fragmentierter Sätze zu analysieren.

Die vorliegende Studie zielt daher darauf ab, durch die Kombination von der Anzahl der geposteten Tweets und der Stimmung des Inhalts mit den zeitlichen, lokalen und umgebenden Bedingungen, die Nutzungsdynamik in verschiedenen Entfernungen zu Oberflächengewässern zu analysieren und die zentralen Treiber zu identifizieren. Somit soll auf Basis der Twitter-Daten Aussagen zu bevorzugten Flächen und zu möglich zeitlichen Nutzungs- und Stimmungspeaks abgeleitet werden, um die folgenden Forschungsfragen zu beantworten:

1) Können Tweets zusammen mit anderen Einflussfaktoren genutzt werden, um die Freizeitnutzung von Süßwasserökosystemen, bzw. können diese von anderen Nutzungsformen unterschieden werden?

2) Stellen Oberflächengewässer bei erhöhten Temperaturen besonders attraktive Standorte da, die eine höhere Besuchsdynamik aufweisen als andere Standorte?

3) Welche Attribute erklären unterschiedliche Besuchsmuster an Gewässern und wie wirken sie in Kombination?

4) Kann aus den Tweet-Inhalten eine erhöhte Zufriedenheit durch Gewässerbesuche abgeleitet werden?

4.1.2. Daten und Methoden

Wir haben deutschlandweite geotagged Twitter-Daten in Kombination mit einer Reihe von zeitlichen und räumlichen Faktoren verwendet, um die Besuchsdynamik unter verschiedenen Bedingungen zu analysieren. Wie bereits erwähnt, stellen Oberflächengewässer attraktive Orte dar, an denen sich Menschen gerne aufhalten. Unser Hauptinteresse war daher, herauszufinden, ob Oberflächengewässer eine stärkere Besuchsdynamik aufweisen als andere Orte, wurde die Entfernung zu Oberflächengewässern als Haupttreiber verwendet. In ähnlicher Weise wurde die Temperatur als zweiter Haupttreiber betrachtet, da sich gezeigt hat, dass der Besuch von Oberflächengewässern eindeutig temperaturabhängig ist (Venohr et al., 2018). Wir betrachten die Lufttemperatur als Hauptfaktor für die Veränderung des Tweet-Anteils und vergleichen die Dynamik in verschiedenen Entfernungen sowohl für Freizeit- als auch für andere Kontexte. Obwohl Tweets in verschiedenen und oft nicht freizeitbezogenen Kontexten gepostet werden, argumentieren wir, dass solche Tweets, die aus Freizeitgebieten und an arbeitsfreien Tagen gepostet werden, mit Freizeitaktivitäten in Verbindung gebracht werden. Insgesamt wurden drei Gruppen von Treibern, die zeitliche, lokale und umgebende Bedingungen beschreiben, auf ihren Einfluss auf die Besuchsdynamik getestet). Um Unterschiede in der Besuchsdynamik analysieren und vergleichen zu können, haben wir die Treiber klassifiziert. Die Treiberklassen werden im Folgenden als Attribute bezeichnet.

Daten

Die Tweets für die Jahre 2011 bis 2015 wurden über den Decahose-Feed von Twitter gesammelt (http://dev.twitter.com/overview/api). Für die Jahre 2016 bis 2018 erhielten wir Tweets über ein Twitter-Entwicklerkonto. Wir haben Tweets berücksichtigt, die GPS-Koordinaten enthalten und die, definiert durch die Position, in Deutschland gepostet wurden. Mit Hilfe von ArcGIS 10.4 und der Software R (Version 3.5.1, R Core Team (2018)) haben wir jedem Tweet Landnutzungs-, demografische

sowie Schutzstatus- und Wetterinformationen (Tabelle 32) aus dem Ort und dem Tag der Veröffentlichung zugeordnet.

Entfernung zu Oberflächengewässern

Die Entfernung zum nächsten Oberflächengewässer wurde über das digitale Gewässernetz ATKIS (BKG, 2013) abgeleitet, wobei nur flächenhaft, d.h. bei ATKIS Gewässer mit einer Breite von > 10 m, dargestellte Oberflächengewässer verwendet wurden, um die die Entfernung zum Ufer ableiten und auch Aktivitäten auf den Gewässern bestimmen zu können. Für jeden Tweet wurde die Entfernung zum nächsten Oberflächengewässer mit Hilfe der gdistance-Funktion des rgeos-Pakets Version 0.5-0.9 ermittelt. Für die anschließende Analyse wurden die Tweets in Entfernungsklassen OSW (auf Oberflächengewässern) und in 50-m-Schritten (0-49,9 m, 50-99,9 m, 100-149,9 m, ..., 3750-3799,9 m) gruppiert. Tweets, die einer Entfernungsklasse zugeordnet wurden, wurden in anderen Entfernungsklassen nicht weiter berücksichtigt. Für Tweets, die der Landnutzungsklasse "Oberflächengewässer" zugeordnet wurden, wurde die Entfernungsangabe per Definition auf 0 m gesetzt und umgekehrt.

Zeitliche Attribute

Informationen über die Lufttemperatur, den Niederschlag und den Arbeitstag wurden als Indikatoren verwendet, die die allgemeine Aktivität der Erholungssuchenden beeinflussen. Tägliche mittlere Lufttemperatur und täglicher Niederschlag wurden aus einer täglichen gerasterten Karte (0,1 ° / ~11 km räumliche Auflösung, E-OBS-Daten, (Cornes, Schrier, Besselaar, & Jones, 2018a) genommen. Die Datenextraktion aus der EOBS-Datei, die im NetCDF-Format bereitgestellt wurde, erfolgte in R mit dem Paket "RNetCDF" Version 2.3-1. Wir rundeten die tägliche Maximaltemperatur für die spätere Analyse auf ganze Zahlen, z.B. wurden Temperaturen zwischen 7,51 und 8,50 °C auf 8 °C gerundet. Diese Klassifizierung ermöglichte die Analyse der Bedingungen für einen bestimmten Temperaturbereich unter Verwendung aller Tweets, die zu dieser Temperatur gepostet wurden. Die Niederschlagsmenge wurde anhand der Summe der mm Regen pro Tag (E-OBS-Daten, Tabelle 32) in "nein" (Trockenwettertag, 0 mm/Tag) und "ja" (Tage mit Regen) kategorisiert. Eine weitere Betrachtung der Regenstunden während des Tages konnte nicht vorgenommen werden, da entsprechende Daten als flächendeckende Information für Deutschland nicht verfügbar waren. Die täglichen Niederschlagssummen ließen keine Rückschlüsse darauf zu, ob es zum Zeitpunkt der Veröffentlichung eines Tweets geregnet hatte. Aus diesem Grund haben wir eine differenzierte Auswertung der Niederschlagssummen in unserer Studie nicht berücksichtigt.

Schließlich haben wir ermittelt, ob ein Tweet an einem Werktag (Montag-Freitag) oder an arbeitsfreien Tagen unter Berücksichtigung von Schulferien, Wochenenden und den unterschiedlichen Feiertagsregelungen in den 16 Bundesländern gepostet wurde.

Lokale Bedingungen

Diese Gruppe von Parametern umfasst Informationen über die Art der Landnutzung, die Art des Oberflächengewässers, die Bevölkerungsdichte und den Schutzstatus und wurde berücksichtigt, um die Auswirkungen lokaler Standortbedingungen auf den Anteil der Tweets zu bestimmen. Informationen über die Landnutzung am Ort, an dem ein Tweet gepostet wurde, wurden der digitalen

Landnutzungskarte ATKIS (BKG, 2013) entnommen, die 89 verschiedene Landnutzungstypen enthält. Diese wurden zu den folgenden Klassen aggregiert: städtisch (z.B. Gebäude, Wohngebiete, Industriegebiete, Verkehrsflächen), landwirtschaftlich (z.B. Ackerland, Grünland, Obstgärten, Weinberge), Wald/Natur (z.B. Wald, Gebüsch, Feuchtgebiete, Heideland, Naturgebiete), Erholung (kulturell) (z.B. Zoos, Themenparks, Open-Air-Kino/-Theater, Museum), Erholung (natürlich) (z.B., Golfplätze, Sommerhäuser, Campingplätze, Parks, Gärten, Kleingärten) und sonstige (z.B. Deponien, Tagebaue, Testgebiete). ATKIS klassifiziert Oberflächengewässer in fünf Typen: stehende Gewässer (Seen und Stauseen), Fließgewässer (alle Fließgewässer mit einer Breite von mehr als 12 m), Häfen, Polder und Meere. Die ersten drei wurden zur Ermittlung des nächstgelegenen Oberflächengewässertyps herangezogen, während "Polder" und "Meer" von unserer Analyse, die sich auf Süßwasser konzentriert, ausgeschlossen wurden.

Aus den Zensusdaten Deutschlands für 2011 (DESTATIS, 2015) wurde die lokale Bevölkerungsdichte den Tweets mit einer räumlichen Auflösung von 100 m (1 Hektar) zugeordnet und in drei Klassen zusammengefasst: keine Einwohner ("keine Bevölkerungsdichte"), 1-50 pro Hektar ("geringe Bevölkerungsdichte") und >50 pro Hektar ("hohe Bevölkerungsdichte"). Unbesiedelte Gebiete machen 91,1 % der Fläche in Deutschland aus und wurden in einer eigenen Klasse dargestellt.

Die Klassen für besiedelte Gebiete wurden gewählt, da Gebiete mit 1-50 und >50 Einwohnern pro Hektar etwa 54 % bzw. 46 % der besiedelten Fläche ausmachen. In Deutschland können für Gebiete unterschiedliche Schutzstatus ausgewiesen werden. Diese unterscheiden sich darin, inwieweit anthropogene Nutzungen geregelt oder sogar ausgeschlossen sind. Dementsprechend lassen sich die Schutzgebietsstatus in Deutschland vom höchsten zum niedrigsten Schutzstatus wie folgt hierarchisieren: Naturschutzgebiet (NSG), Nationalpark (NP), Biosphärenreservat (BIOR), Feuchtgebiete (RAMSAR), Vogelschutzgebiet (VSG), Flora-Fauna-Habitate (FFH), Landschaftsschutzgebiet (LSG), Naturpark (NP). Die Daten zum ausgewiesenen Schutzstatus wurden einer digitalen Karte des BfN (2020) entnommen.

Umgebungsbedingungen

Diese Parameter wurden eingeführt, um die Auswirkungen der Bevölkerungsdichte und des Anteils der Wasserfläche im Umkreis von 15 km bzw. 1 km um einen Tweet-Standort zu ermitteln. Wir gingen davon aus, dass in Gebieten in der Nähe größerer Städte, d.h. bei höherer Bevölkerungsdichte, die Besuchsdynamik ausgeprägter ist als in der Nähe von weniger dicht besiedelten Gebieten. Darüber hinaus können die Größe des Oberflächengewässers und der Anteil des Oberflächengewässers in der Umgebung auf attraktivere Landschaften hinweisen, die möglicherweise mit einer höheren Besuchsdynamik einhergehen. Das Attribut „Bevölkerungsdichte in einem 15-km-Puffer“ wurde in drei Klassen eingeteilt (Tabelle 32).

Dabei beziehen sich 2,3 Einwohner pro Hektar auf die mittlere Bevölkerungsdichte in Deutschland und 19,3 Einwohner pro Hektar auf die mittlere Bevölkerungsdichte, die aus der Summe von Einwohnern und Flächen der 80 deutschen Städte mit mehr als 100.000 Einwohnern berechnet wird, wobei letztere etwa 32 % der deutschen Bevölkerung ausmachen.

Die untere Klassengrenze für das Attribut "Anteil der Wasserflächen in einem 1 km-Puffer" wurde auf <2 % festgelegt, orientiert an dem mittleren Flächenanteil der Oberflächengewässer in Deutschland (Tabelle 34). Die obere Klassengrenze wurde mit 5 % definiert, was bezogen auf eine 1 km Puffer einem

Fluss von 70-80 m Breite entspricht. Flächenanteile an Oberflächengewässern von mehr als 5 % in einem 1 km-Puffer können nur in der Nähe eines größeren Sees oder Flusses erreicht werden.

Bereinigung des Datensatzes

Von den verfügbaren Tweets wurden nur je verwendet, die auch über Positions-Koordinaten verfügen, also jene bei denen die GPS-Funktion am Handy während des verschickens aktiviert war. In einem Folgeschritt wurden zusätzlich jene Tweets verworfen, deren Koordinatenangaben nur vier oder weniger Dezimalstellen enthielten (1° ≙ 70 km, 0,0001° ≙ 7 m). Somit war theoretisch eine ausreichende Lagegenauigkeit gegeben um Zuweisungen der, als 10 m Raster vorliegenden, Landnutzung zu ermöglichen. Da es da Ziel der Studie war die Nutzungs- bzw. Besuchsdynamik an Gewässern zu untersuchen, wurden stationäre Twitter-Nutzer aus dem Datensatz entfernt. Als stationär wurde Nutzer ausgewiesen (identifiziert über Nutzer-ID), die an drei oder mehr Tage bzw. insgesamt fünf oder mehr Tweets von der gleichen Position (identische Koordinaten) versendet haben. Anschließend wurde den Tweets die oben aufgeführten Attribute zugewiesen. Je nach Auflösung und räumlicher Abdeckung der verwendeten Datenquellen lagen z.B. entlang der Küstenlinien nicht immer Daten aller Attribute vor. In einem letzten Schritt wurden daher nur die Tweets gefiltert, denen ein vollständiger Satz aller berücksichtigten Attribute zugewiesen werden konnte.

Alle hier durchgeführten Untersuchungen wurden, in Übereinstimmung mit den Kriterien nach Ghermandi et al. (2023), unter Berücksichtigung der Datenschutz- und Persönlichkeitsrechte (EU GDPR 2016) durchgeführt und zu keinem Zeitpunkt wurden Klarnamen, User-IDs ausgewertet oder Daten einzelner User gezielt extrahiert und ausgewertet und alle Daten wurden in privaten Projektordnern gespeichert.

4.1.3. Tweet-Anteile und statistische Analyse

Räum-zeitliche Analysen

Da die Anzahl der Tweets von Tag zu Tag und von Ort zu Ort stark variiert, lassen sich Analysen der Tweet-Dichte und insbesondere der -Dynamik kaum zwischen verschiedenen Standorten vergleichen, wenn sie auf der Grundlage absoluter Zählungen durchgeführt werden. Daher haben wir unsere Analyse anhand des Anteils der Tweets aus einem Gebiet an allen zu einem bestimmten Zeitpunkt versendeten Tweets durchgeführt. Um die Temperaturabhängigkeit der Tweet-Dynamik zu testen, wurden die Tweet-Anteile als Tweets aus einem bestimmten Gebiet im Verhältnis zu allen Tweets berechnet, die bei derselben Temperatur (jedoch nicht zwingend am selben Tag) versendet wurden (Gleichung 8). Um Tweet-Anteile aus unterschiedlich großen Gebieten (z.B. Pufferabstand zu Oberflächengewässern) zu vergleichen, wurden alle Anteile durch den mittleren Tweet-Anteil eines bestimmten Gebiets über den gesamten Untersuchungszeitraum von 2011 bis 2018 normalisiert.

$$TWS_{A,T} = \frac{TW_{A,T}}{TW_T \, \frac{TW_A}{TW}} \qquad \text{Gleichung 8}$$

Mit:

TWS = normalisierter Anteil der Tweets, die in einem bestimmten Gebiet und einer Temperatur gepostet wurden
TW = Gesamtzahl der Tweets in den Jahren 2011 bis 2018
T = ganzzahlige mittlere Tageslufttemperatur
A = bestimmtes Gebiet (z.B. OSW, buf50, Erholungsgebiete, ...)

Tabelle 32: Überblick über die in Betracht gezogenen Treiber, Kurznamen, ihre Attribut- oder Klassengrenzen (Spezifikation) und Datensätze.

Attribut	Attributspezifikationen	Beschreibung und Quelle
Entfernung zum Gewässer	Auf Gewässer (OSW), Entfernung in 50 m Klassen: 0-50 m, 5,1-100 m, 10,1-150 m, …, 376,1-3800 m	ATKIS land use map, scale 1:25,000, reference year 2012, all surface waters wider 12 m. (BKG, 2013)
Landnutzung	Urban Landwirtschaft Wald/natürliche Flächen Erholungsgebiete (kulturell) Erholungsgebiete (naturnah) Andere	ATKIS: Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
Gewässertyp (SWT), Küsten, Meere und Polder wurden ausgeschlossen	Fließgewässer Stehende Gewässer Häfen	
Anteil von Wasserflächen in 1 km Umkreis (WSA)	≤ 2 % (gering, WSAL) 2 - 5 % (mittel, WSAM) > 5 % (hoch, WSAH)	
Schutzgebietsstatus	Naturschutzgebiet (NSG), Nationalpark (NP), Biosphären Reservat (BIOR), Geschützte Feuchtgebiete (RAMSAR), Vogelschutzgebiet (VSG), Flora-Fauna-Habitate Gebiet (FFH), Landschaftsschutzgebiet (LSG), Naturpark (NP)	(BfN, 2020)
Niederschlag	nein (0 mm/Tag) ja (Tagessumme in mm/Tag)	0,1° Raster, E-OBS Version 21.0e, (Cornes et al., 2018a)
Lufttemperatur (AT)	Tägliche Mittelwerte, gerundet auf ganzzahlige Werte	
Arbeitstag (WD)	ja (WD) nein (kein WD)	keine Werktage: alle Wochenenden und öffentliche Feiertage (bundeslandspezifisch), www.schulferien.org
Bevölkerungsdichte, lokal (PD)	0 (Null, PD0) 1 – 50 (gerung, PDL) > 50 (hoh, PDH)	100 m Raster des Jahres 2011, (DESTATIS, 2015)
Bevölkerungsdichte, Mittel in 15 km Umkreis um Tweet (PD15K)	< 2,3 (gering, PD15L) 2,3 – 19,3 (mittel, PD15M) > 19,3 (hoch, PD15H)	

Folglich beschreiben die normalisierten Tweetanteile (im Folgenden nur noch als Tweetanteile bezeichnet) das Verhältnis des Anteils der Tweets bei Temperatur T im Gebiet A zum Anteil der gesamten Tweets im Gebiet A. Das heißt, der Tweetanteil beschreibt die Abweichung von der mittleren Anzahl von Tweets für ein bestimmtes Gebiet und eine bestimmte Lufttemperatur und ist größer als 1, wenn mehr Tweets als im Mittel beobachtet wurden, und umgekehrt, wenn der Tweetanteil kleiner als 1 ist.

Für die Analyse kombinierter raum-zeitlicher Nutzungspeaks wurden pro Attribute alle Entfernungs-Lufttemperatur-Kombinationen mit hohen Tweetanteilen selektiert und unter Nutzung der R Pakete cluster (Version 2.1.4) und factoextra (Version 1.0.7) eine Clusteranalyse durchgeführt. Als hohe Tweetanteil wurden die höchsten 2,5 % aller Tweetanteile definiert. Hierzu wurde zunächst unter Verwendung der k-means Methode die Anzahl unabhängiger Klassen abgeleitet. Für diese Klassen wurden anschließend die Wertebereiche der berücksichtigten Attribute bestimmt.

Stimmungsanalyse der Tweet-Inhalte

Zunächst führten wir eine Spracherkennung mit dem Python-Paket Polyglot (16.07.04), die bei der späteren Durchführung der Inhaltsanalyse berücksichtigt wurde. In einem zweiten Schritt wurden Icons- und andere nicht textlichen Sonderzeichen entfernt und die Interpunktion und Groß- und Kleinschreibung vereinheitlicht. Wir haben das Natural Language Processing Tool (NLP-Tool) verwendet, um den Stimmungswert von Tweet-Texten zu analysieren (Sentimentanalyse). Die Stimmungswerte reichten von -1 bis +1und wurden zur Analyse in neun bzw., aggregiert, in 3 Gruppen unterteilt (Tabelle 33).

Tabelle 33: Zusammenfassung der Stimmungswerte in feine und aggregierte Klassen, für die Analyse und Visualisierung der Tweets.

Stimmungswert	Klasse	Aggregierte Klasse
-1,0 - -0,8	sehr negativ	
> -0,8 - 0,6	negativ	negativ
> -0,6 - -0,4	leicht negativ	
> -0,4 - -0,2	neutral – negativ	
> -0,2 - 0,2	neutral	neutral
> 0,2 - 0,4	neutral – positiv	
> 0,4 - 0,6	leicht positiv	
> 0,6 - 0,8	positiv	positiv
> 0,8 - 1,0	sehr positiv	

Für die Analyse möglicher Einflussgrößen wurden die Entfernung zum Wasser und Temperatur, wie oben beschrieben verwendet und durch Angaben zu Windgeschwindigkeit und Sonneneinstrahlung, nach Cornes et al. (2018a) ergänzt.

Zur Überprüfung der Qualität der automatisch identifizierten Sprachen und Inhaltsstimmungen wurde eine repräsentative Stichprobe aus dem Gesamtdatensatz gezogen und zur manuellen Bewertung an 8 Projektmitarbeitende übergeben. Für jeden Teilnehmer setzt der Datensatz sich anteilig entsprechend der mittleren für Deutschland, über das Polyglot-Paket automatisch festgelegten Sprachen und Stimmungen zusammen. Der Datensatz enthielt zudem 100 individuell unterschiedlicher Tweets und eine 40 Tweets einer Sub-Strichprobe, die den oben genannten Verteilungen entsprach, jedoch identisch an alle Teilnehmer übergeben wurde. Die Teilnehmer haben zum einen die Sprache des Tweets bestimmt und haben die Stimmung über die Werte -1(sehr negativ) bis 1 (sehr positiv) bestimmt. Änderungen von bestimmten Tweet-Anteilen z.B. in Abhängigkeit von der Temperatur oder Entfernung zum Gewässer wurden mit einem Mann-Kendall-Trendtest und die Effektstärke von Einflussgrößen mittel dem Vargha- und Delaney-A-Test bestimmt.

4.1.4. Ergebnisse

Für die Jahre 2011 bis 2018 wurden insgesamt 21.656.747 Tweets erfasst. Davon waren 75 % ohne GPS, d.h. ohne Koordinatenangaben. Für 2 % der Tweets mit GPS lagen die Koordinaten mit vier oder weniger Nachkommastellen vor, der geforderten Lagegenauigkeit für unsere Analysen. Darüber hinaus wurden 7 % der Tweets entfernt, weil sie als stationäre Nutzer identifiziert wurden. Bei der abschließenden Überprüfung wurde 1 % der Tweets aus dem Datensatz entfernt, weil die herangezogenen Attribute nicht vollständig, z.B. entlang der Küsten, vorlagen. Insgesamt reduzierte sich der Datensatz um 85 % auf 3.321.666 Tweets, was einer mittleren Tweetdichte von 9,3 Tweets km^{-2} entspricht.

Auswirkungen von Flächennutzung und Bevölkerungsdichte auf Tweet-Anteile und -Dichten

Insgesamt wurden 84 % aller Tweets aus städtischen Gebieten gepostet, was einer Tweet-Dichte von 87 Tweets km-2 entspricht. Die zweit- und drittgrößten Gruppen aller Tweets wurden aus Erholungsgebieten (naturorientiert) (5,7 %) und landwirtschaftlichen Gebieten (3,5 %) gepostet. Nur gut 1 % aller betrachteten Tweets wurden von Oberflächengewässern gepostet. Aufgrund der kleineren Flächen weisen Erholungsgebiete (kulturell) insgesamt die höchsten und Erholungsgebiete (naturorientiert) nach urbanen Gebieten die dritthöchsten Tweet-Dichten auf. Die Tweet-Dichte an Oberflächengewässern lag insgesamt deutlich unter dem deutschlandweiten Durchschnitt, variierte jedoch erheblich zwischen den Gewässertypen (Tabelle 34) und ergab für Häfen die viert höchsten Dichte. Die niedrigsten Tweet-Dichten aller betrachteten Landnutzungsklassen wurden für landwirtschaftliche Flächen und Wald-/Naturflächen ermittelt.

Obwohl für naturnahe Flächen, z.B. Wälder geringe Tweetanteile ermittelt wurden, kann das Tweet-Aufkommen in geschützten Gebieten relativ hoch liegen. Allerdings ist eine eindeutige Unterscheidung der Tweet-Dichten für Flächen mit unterschiedlichem Schutzstatus nicht immer eindeutig zu ermitteln, weil Schutzgebiete teilweise zwei oder mehr Schutzgebietstypen zugewiesen sind, z.B. Landschaftsschutzgebiet und gleichzeitig Naturschutzgebiet. Die höchsten Anteile ergeben sich für National Parks und Landschaftsschutzgebiete. Beides sind Schutzgebiete mit moderatem Stutzstatus und geringen Nutzungseinschränkungen.

Die Tweet-Dichten werden stark von der Bevölkerungsdichte beeinflusst und korrelieren, aggregiert auf 25 km² Flächen, signifikant ($r^2 = 0,62$, $n = 13387$, $p < 0,001$). Die Tweet-Dichten von Gebieten mit null, niedriger und hoher Bevölkerungsdichte liegen bei 3, 38 bzw. 294 Tweets km^{-2}. Aufgrund der stark

unterschiedlichen Größe verteilt sich der Tweet-Anteil dieser drei Flächen zu 38 % (PD Null), 30 % (PD niedrig) und 32 % (PD hoch). Während niedrige und hohe Bevölkerungsdichten grundsätzlich städtischen Gebieten zugeordnet werden können, wurden auch 32 % aller Tweets aus städtischen Gebieten von Flächen mit einer Bevölkerungsdichte von null gepostet. Etwa 42 % dieser städtischen Tweets mit Null-Bevölkerungsdichte lassen sich Industriegebieten (Landnutzungsattribute: 2, 7) zuordnen, während 24 % und 21 % aus öffentlichen/touristischen Orten und Verkehrsflächen (Landnutzungsattribute: 9, 10, 11, 12, 13, 14, 32, 35, 36, 39, 40, 41) bzw. Wohngebieten (Landnutzungsattribute: 0, 1, 34) stammen. Etwa 73 % aller betrachteten Tweets, die von Oberflächengewässern und Erholungsgebieten aus gepostet werden, stammen aus Gebieten mit einer Bevölkerungsdichte von Null.

Auswirkungen der Entfernung zu Oberflächengewässern auf den Anteil der Tweets

Auf Basis des 100m Bevölkerungsrasters wurden die Anteile der Bevölkerung nach Entfernung zum Oberflächengewässern abgeleitet (Abbildung 58 A). Die höchsten Bevölkerungsanteile ergeben sich für Entfernungen von 300-500 m und nehmen sowohl näher und in größerer Entfernung zu Gewässern ab. Diese Verteilung zeigt sich grundsätzlich auch für die Entfernung der Tweets zu Gewässern, wobei auffallend ist, dass die Verteilung leicht in Richtung Gewässer verschoben ist, d.h. Tweets werden nicht unbedingt von Wohnort, sondern verstärkt von gewässernäheren Standorten verschickt.

*Tabelle 34: Flächenanteile und Tweet-Anteile für Oberflächengewässertypen in Deutschland. * Anteil an Gesamtfläche in Deutschland.*

Landnutzung	Fläche in km² (Anteil in %)	Anzahl versendeter Tweets (Anteil in %)	Tweets pro km²
Deutschland	358414	358414	9,3
Urban	35159 (10)	2874963 (87)	81,8
Landwirtschaftlich	191272 (53)	116258 (3,5)	0,6
Naturnahe Flächen	120117 (34)	84109 (2,5)	0,7
Erholungsflächen (kulturell)	110 (0,03)	16407 (0,5)	149,0
Erholungsflächen (naturorientiert)	3777 (1,1)	187708 (5,7)	49,7
Oberflächengewässer, davon	6541 (1,8)	38876 (1,2)	5,9
Stehende Gewässer	4228 (1,2)	12143 (0,4)	2,9
Fließgewässer	2278 (0,6)	22568 (0,7)	9,9
Häfen	35 (0,01)	1290 (0,04)	36,9
Andere	1439 (0,4)	3345 (0,1)	2,3

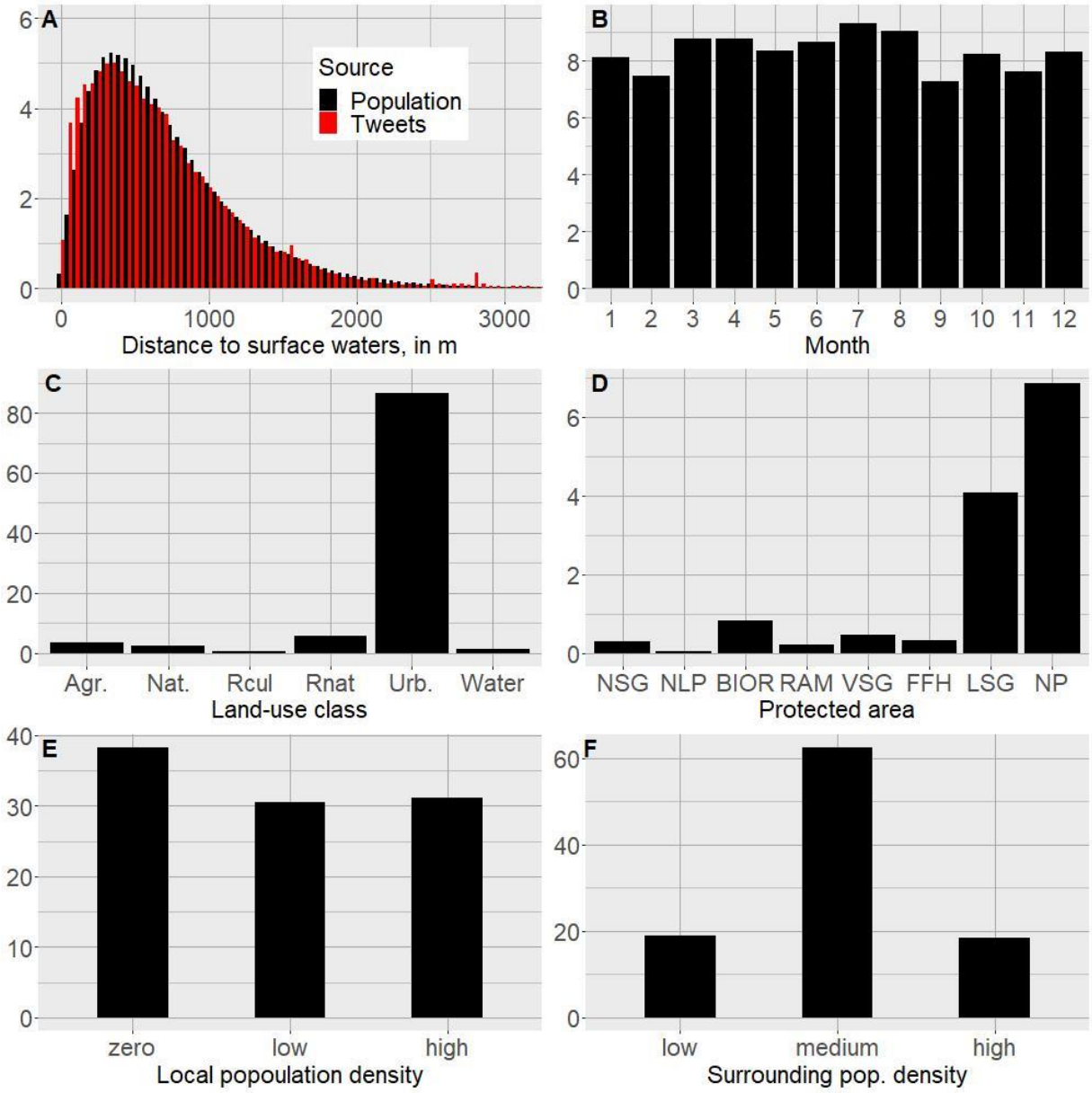


Abbildung 58: Verschiedene Attribute zur Beschreibung der räumlichen und saisonalen Verteilung der Tweets in Deutschland in den Jahren 2011-2018.

Auswirkungen von Werktagen und Wetter

Sowohl die Unterscheidung zwischen Werks- und Feiertag als auch die Witterungsbedingungen werden als Attribute betrachtet, die sich auf die Freizeitaktivitäten und damit auf die Dynamik des Tweet-Anteils auswirken können. Deutschlandweit, unter Berücksichtigung der variierenden Anzahl an Feiertagen zwischen den Bundesländern, wurden 50 % aller Tweets an Werktagen gepostet. Diese Tweet-Anteile liegen auf und in maximal 50 m Entfernung zu Oberflächengewässern bei einem Anteil von 54 %.

Im deutschlandweiten Mittel wurden 63 % aller Tweets an Tagen ohne Regen gepostet (Abbildung 58 B). Dieser Anteil war auf Oberflächengewässern mit 67 % etwas höher, zeigte aber ansonsten keine Änderung in Abhängigkeit von der Entfernung zu Gewässern. Der hohe Anteil von Tweets and Tagen ohne Regen lässt sich maßgeblich dadurch erklären, dass Regentage deutlich seltener vorkommen. Betrachtet man die Anzahl der täglichen Tweets für unterschiedliche tägliche Niederschlagssumme

(Abbildung 58 D), ergibt sich ein deutlicher Peak für Tage mit Niederschlägen über 130 mm/Tag, ein Starkniederschlagsereignis, dass zu einem besonderen Medien-Echo auf Twitter gesorgt hat. Die mittlere tägliche Anzahl von Tweets an Tagen ohne Regen liegt hingegen nur leicht höher als die an Tagen mit Regen, der jedoch für Tage zwischen 60 und 110 mm/Tag abnimmt. Die Anzahl der Regentage kann zwischen den Jahren und Regionen in Deutschland stark variieren. Inwieweit der Anteil der Tweets an Regentagen die räumlichen Verteilungen der Regentage in Deutschland widerspiegelt, wurde nicht untersucht.

Die Anzahl der geposteten Tweets zeigt nur ein schwaches saisonales Muster (Abbildung 59), wobei insbesondere im Sommer ein leichter Anstieg während der üblichen Ferienzeiten festgestellt wurde. Tweets wurden bei mittleren Tagestemperaturen zwischen -19,7 °C und 30,8 °C gepostet, mit einer mittleren Lufttemperatur aller Tweets von 10,6 °C (Median 10,7 °C) (Abbildung 59). Die Tweet-Anteile folgen einer bi-modalen Verteilung und entsprechen der mittleren Temperaturverteilung von 40 Wetterstationen in Deutschland. Für Temperaturen von -7,3 °C und weniger bzw. 26,2 °C und höher jeweils nur 0,5 % aller Tweets versendet. Wobei zu beachten ist, dass diese Temperaturen generell nur selten vorkommen. Betrachtet man die mittlere Anzahl der täglichen Tweets nach Lufttemperatur, lässt sich ein stetiger Anstieg mit der Lufttemperatur beobachten, wobei sich die mit Abstand höchsten Werte bei einer Tagesmitteltemperatur von 30 °C ergibt.

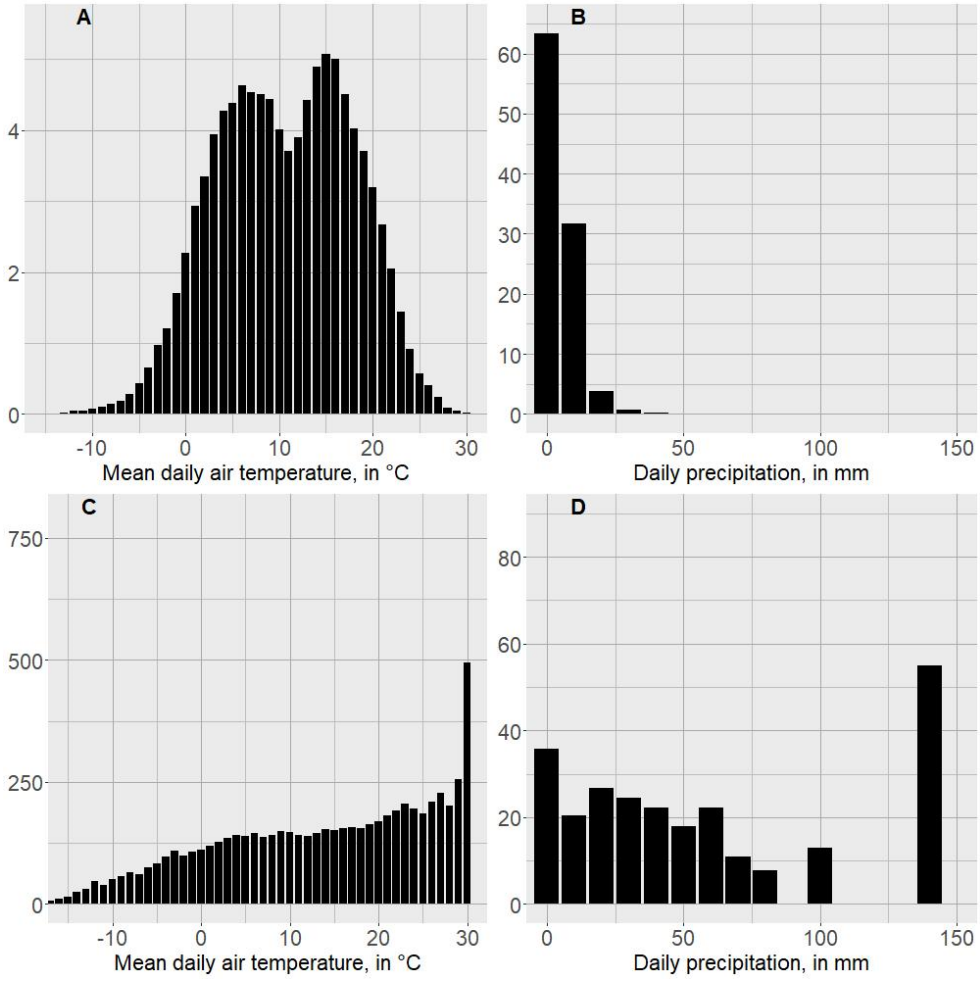


Abbildung 59: Verteilung der Tweets in den Jahren 2011 bis 2018 in Abhängigkeit der täglichen mittleren Lufttemperatur und Niederschlagssummen.

Änderung der Tweet-Anteile in Abhängigkeit verschiedener Attribute

Wir haben die Änderung der normalisierten Tweetanteile (Gleichung 8) in Abhängigkeit von der Lufttemperatur für alle oben aufgeführten Attribute systematisch ausgewertet. Für Tweets, die von Gewässerflächen (OSW) und in einer Entfernung von 0-50 m (buf50) verschickt wurden, stiegen die Anteile der Tweets bei Temperaturen über 12 °C deutlich an (Abbildung 60 a). Während für diese Flächen die Anteile bei Temperaturen zwischen 0 und 5 °C besonders gering sind. Da die Abbildungsform nur eine begrenzte Anzahl verschiedener Entfernungsklassen erlaubt, zeigt Abbildung 60 c die Tweetanteil verschiedener Temperaturklassen in Abhängigkeit von der Entfernung zu Oberflächengewässern. Diese Darstellungsform verdeutlicht, zusätzlich zu den Anstiegen in gewässernähe und bei hohen Temperaturen, einen erheblichen Anstieg in einer Entfernung von 2750 m bei Temperaturen von 25 ° C. Eine Auswertung dieser gewässerfernen Tweets zeigt, dass es sich hier maßgeblich und Tweets von urbanen Flächen mit geringer-mittlerer Bevölkerungsdichte handelt.

Die Analyse der anderen Treiber zeigt ebenfalls für einzelne Attribute starke Tweet-Anteil Anstiege mit der Temperatur. So wurden starke Anstiege bei Tagesmitteltemperaturen > 12 °C insbesondere für kulturelle und naturnahe Erholungsgebiete sowie Wasserflächen (Abbildung 60 c), RAMSAR Gebiete (Abbildung 60 d), Ferientag (Abbildung 60 e), Tage ohne Regen (Abbildung 60 f) und Standorte mit einem hohen Wasserflächenanteil (Abbildung 60 j) beobachtet. Bei der Unterscheidung von Gewässertypen (Abbildung 60 i) ergaben sich für Standgewässer höhere Anteile als für Fließgewässer. Die Änderung der Tweet-Anteile für Standorte unterschiedlicher Bevölkerungsdichten (g) war insgesamt schwach. Dennoch zeigt sich für geringe Bevölkerungsdichten eine leichte Abnahme und für Gebiete mit Null Bevölkerungsdichte ein schwacher Anstieg. Die Tweet-Anteile unterschieden nach „Bevölkerungsdichte in einem 15 km Umkreis“ (Abbildung 60 h) zeigten eine Abnahme für die Klasse „Null Bevölkerung“ und eine leichte Zunahme bei einer hohen Bevölkerungsdichte.

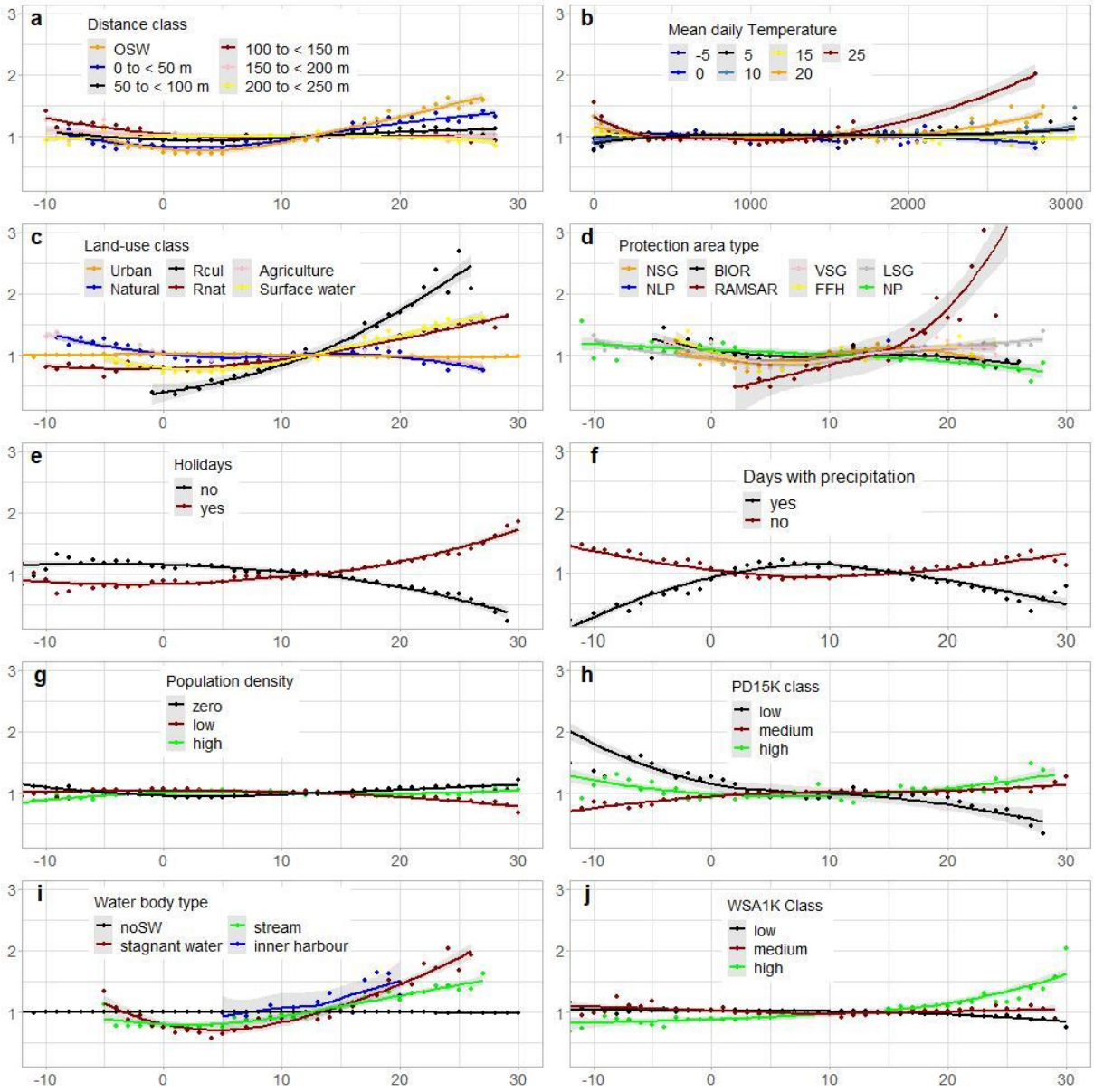


Abbildung 60: Änderung der normalisierten Tweetanteile für die untersuchten Attribute in Abhängigkeit von der Lufttemperatur und der Entfernung zum nächsten Oberflächengewässer (b).

Änderung der Tweet-Anteile in Abhängigkeit kombinierter Attribute

Um zu testen, in welcher Weise sich Kombinationen verschiedener Attribute, auf die Tweetanteile auswirken wurde eine Cluster-Analyse durchgeführt. Hierzu wurden nur Lufttemperatur-Treiber-Attribut-Kombination mit einem Wert > 1,386 berücksichtigt. Dies entspricht 2,5% aller Tweets mit den höchsten Tweetanteile. Die Analyse lieferte sechs signifikant unterschiedliche Cluster. Wie zu erwarten bildet ein Cluster einen Schwerpunkt um gewässernahe Standorte bei Temperaturen über 20 °C, jedoch ergeben sich Tweetanteil-Peaks bei allen Temperaturen und auch in größerer Entfernung zu Gewässern (Abbildung 61). Eine differenzierte Betrachtung der beteiligten Attribute zeigt, dass sich Tweetanteil-Peaks nur für urbane Flächen, natürliche Flächen und naturnahe Erholungsgebietsflächen ergeben. Peaks von urbanen Flächen zeigten sich bei allen Temperaturen, jedoch nur in Entfernungen von mehr als 2400 m. Peaks in Gewässernähe wurden nur für natürliche und naturnahe Erholungsgebietsflächen bei Temperaturen über 25 °C festgestellt. Erstaunlicher Weise ergab sich der größte Teil der Tweetanteil-Peaks von naturnahen Erholungsgebietsflächen bei Temperaturen unter 0

°C und in einer Entfernung von etwa 500 m zum nächsten Oberflächengewässer. Bezüglich des Schutzgebietsstatus verteilen sich Tweetanteil Peaks auf Flächen „ohne“ Schutz, sowie Landschaftsschutzgebiete, RAMSAR-Gebiete und Nationalparks, Wobei die Peaks von Flächen ohne Schutzstatus sich auf gewässerferne Standorte (> 2500 m) und einige Gewässerflächen beschränken. Peaks von RAMSAR-Flächen wurden nur und Peaks von Landschaftsschutzgebieten maßgeblich in Gewässernähe bei Temperaturen über 22 °C gefunden. Tweetanteil-Peaks von Nationalparkflächen ergaben sich vorwiegend bei Temperaturen zwischen 0-5 °C in einer Entfernung zwischen 1200 und 1600 m zu Gewässern. Grundsätzlich formten sich alle Peaks an Tagen ohne Niederschlag, nur vier erhöhte Tweetanteile an Regentagen auf Gewässern bei Temperaturen zwischen 25 und 28 °C wurden beobachtet. Bezüglich der lokalen Bevölkerungsdichte wurde der dominante Teil der Tweet-Anteil Peaks von Flächen ohne Bevölkerung versendet, hohe Tweetanteil für Flächen mit hoher Bevölkerungsdichte ergeben sich allenfalls an Tagen mit Temperaturen unter 15 °C und in einer Entfernung etwa 2000 m zu Gewässern. Bis auf sehr wenige Ausnahmen konnten nur Peaks für Standorte mit einer mittleren oder hohen Bevölkerungsdichte in einem 15 km Umkreis beobachtet werden. Wobei Peaks bei hoher Bevölkerungsdichte in der Umgebung nur für Temperaturen unter 15 °C und einer Entfernung zu Gewässern zwischen 1200 und 1600 m bzw. bei Temperaturen über 15 °C in direkter Gewässernähe bzw. in etwa 2750 m Entfernung beobachtet wurden.

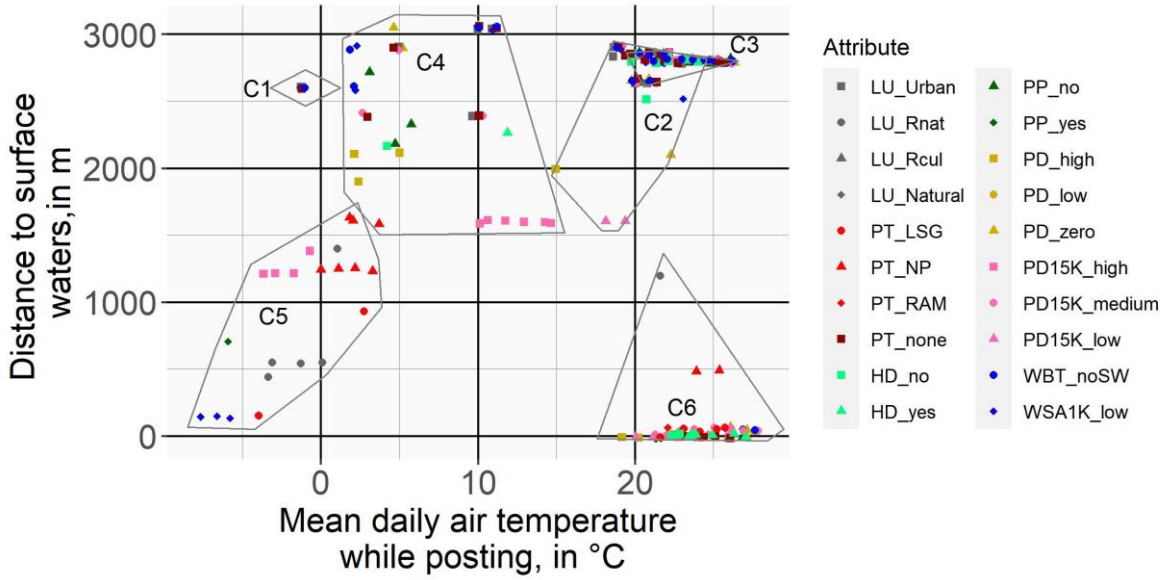


Abbildung 61: Analyse von Tweet-Clustern die sich aus der Kombination von Lufttemperatur, Entfernung zum Gewässer und den berücksichtigten Standortattributen ergeben. Dargestellt für Tweetanteile > 1,386.

Tabelle 35: Mittelwerte der berücksichtigten Attribute pro Cluster, über alle Cluster und für alle Tweets im Zeitraum 2011-2018.

Cluster	1	2	3	4	5	6	DE	Mittel 1-6
Lufttemperatur in °C	-1,0	20,6	23,4	8,3	-1,4	23,4	10,6	15,9
Distanz zum Gewässer in m	2583	2564	2755	2053	864	39	660	1021
Bevölkerungsdichte in Inh/ha	22,1	8,4	0,7	44,6	38,1	13,9	44,4	22,3
Bevölkerungsdichte in 15 km	5,3	12,0	14,0	14,8	11,6	11,2	11,7	12,1
Wasserflächenanteil in 1km	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	15,0	3,0	7,1
Urlaub/Ferien „ja“	40,3	50,9	60,7	48,8	45,4	67,6	49,6	57,7
Niederschlag „nein“	67,1	74,0	85,0	60,6	66,0	76,8	63,4	71,9
Schutzsgebietstatus								
LSG	0,7	1,9	0,4	1,3	10,6	24,8	4,1	13,8
RAMSAR	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	6,7	0,2	3,1
FFH	0,0	0,2	0,1	0,3	0,0	4,0	0,3	1,9
VSG	0,0	2,0	0,1	0,2	0,3	2,6	0,5	1,6
NSG	0,0	0,5	0,0	0,1	0,1	1,5	0,3	0,8
BIOR	1,3	0,7	0,0	0,4	0,3	0,9	0,8	0,6
NLP	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0
NP	2,0	3,5	0,3	7,0	33,7	5,5	6,9	10,0
Keiner	96,0	91,2	99,1	90,8	54,8	54,1	86,9	68,1
Landnutzung								
Urban	96,0	93,2	97,4	95,1	66,8	23,0	86,6	56,7
Gewässer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,4	1,2	23,4
Erholungsflächen (naturorientiert)	0,0	0,5	0,1	0,7	27,7	16,3	5,7	12,4
Wald/Natürliche Flächen	2,7	3,9	0,9	1,1	2,5	3,0	2,5	2,6
Erholungsflächen (kulturell)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	5,3	0,5	2,5
Landwirtschaft	1,3	2,3	1,3	3,0	2,8	1,8	3,5	2,2
Andere	0,0	0,1	0,3	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1

Stimmungsanalyse der Tweet-Inhalte

Für alle 3,3 Mio. Tweets Ergebnis lag der Anteil der negativen Tweets bei 12,4 %, der neutralen Tweets bei 69 % und der positiven Tweets bei 18,5 %. Insgesamt wurden die Tweets in Deutschland in 21 verschiedenen Sprachen geschrieben, wobei Englisch (48 %), Deutsch (41 %), Türkisch (4 %), Spanisch (2 %) und Russisch (1 %) die fünf am häufigsten erkannten Sprachen waren.

Von den 8 Teilnehmern zur Validierung der durch das LP-Tools (Natural Language Processing) ermittelten Stimmungswerte wurde 23 (2,1%) der Datensätze nicht vollständig bewertet, sodass insgesamt 1097 Tweets zur Validierung der Ergebnisse bereitstanden. Die durch die Software Polyglot detektierten Sprachen stimmten zu 98,2 % mit den menschlichen Bestimmungen überein.

Der Abgleich der NLP-Stimmungswerte und der menschlichen Bewertung zweigt deutlich größere Abweichung. Insgesamt stimmten nur 46 % (nach aggregierten Klassen) der NLP-Stimmungswerte mit den menschlichen Bewertungen überein. Allerdings kam es nur in 4,6 % der Fälle zu gegensätzlichen Bewertungen (z.B. NLP / menschlich = sehr negativ / sehr positiv). Bei genauerer Betrachtung stellt man fest, dass die Übereinstimmung bei den Kombinationen sehr negativ/sehr negativ, sehr positiv/sehr positiv sowie neutral/neutral insgesamt am höchsten liegt. Es scheint, dass NLP bei der

der Bestimmung von Zwischenstufen, insbesondere bei leicht-negativ + negativ und leicht-positiv + positiv Probleme bei der Zuordnung hat (Abbildung 62), da hier kaum Stimmungswerte durch die Software identifiziert wurden. In diesem Zusammenhang lässt sich auch erkennen, dass die Tweets-Stimmungen, die durch Menschen als negativ oder sehr negativ bewertet wurden durch die NLP-Software häufig der Klasse neutral-negativ zugewiesen wurden. Ähnliches gilt analog für positive Werte.

Die Auswertung der 40 identischen Tweets wurde genutzt, um die menschlichen Bewertungen auf Ihre Abweichungen untereinander zu testen. Hierzu wurde die mittlere Bewertung aller Probanden mit den individuellen Bewertungen verglichen. Über alle identischen Tweets ergab sich eine Übereinstimmung in der Bewertung von 95,2 %. Die meisten anderen Bewertungen wichen nur um eine Klasse ab und es wurden keine gegensätzlichen Bewertungen festgesellt (Abbildung 63). Im Gegensatz zum Vergleich mit NLP-Bewertungen, kommt es beim Vergleich der menschlichen Bewertungen untereinander eher bei den extremen, d.h. negativ + sehr negativ bzw. positiv + sehr positiv zu stärkeren Abweichungen.

Insgesamt ergibt sich demnach, dass Menschen zu sehr ähnlichen Bewertungen kommen, die NLP-Software hingegen allenfalls die extremen Stimmungswert halbwegs verlässlich identifiziert. Betrachtet man nur die Stimmungswerte positiv und negativ (aggregierte Klassen) ergibt sich insgesamt eine Übereinstimmung zwischen menschlich und NLP von 75 % und gegensätzliche Bewertungen reduzieren sich auf 25 %. Für die weiten Auswertungen wurden daher nur positive und negative Tweets verwendet und neutrale bzw. alle Zwischenstufen vernachlässigt.

Bewertung durch Menschen \ Bewertung durch Software	sehr negativ	negativ	leicht negativ	neutral-negativ	neutral	neutral-positiv	leicht positiv	positiv	sehr positiv
sehr negativ	32	4	8	36	1	12	4	0	2
negativ	33	0	7	30	4	22	0	0	4
leicht negativ	15	2	13	30	13	25	2	0	0
neutral-negativ	33	0	13	19	8	21	2	0	3
neutral	21	0	2	8	33	13	1	0	22
neutral-positiv	17	0	3	14	14	20	3	1	28
leicht positiv	18	0	2	13	12	31	3	0	22
positiv	13	0	4	17	13	17	0	4	30
sehr positiv	8	0	5	11	12	24	1	1	37

Abbildung 62: Gegenüberstellung der durch Menschen sowie die NLP-Software ermittelten Stimmungswerte. Zahlenwerte sind die prozentualen Anteile einer Kombination an der Gesamtzahl der Tweets in der Klasse nach menschlicher Bewertung (Zeilen bilden jeweils 100 %).

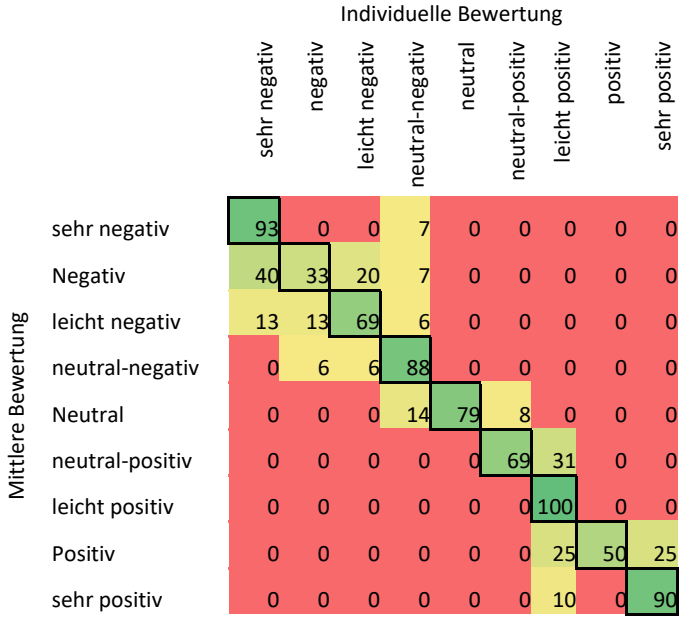


Abbildung 63: Gegenüberstellung der mittleren und der individuell ermittelten Stimmungswerte durch die 8 Probanden. Zahlenwerte sind die prozentualen Anteile einer Kombination an der Gesamtzahl der Tweets in der Klasse nach der mittleren Bewertung (Zeilen bilden jeweils 100 %).

Temperatur als Treiber für positive und negative Stimmungen

Von den berücksichtigen vier Faktoren, die hinsichtlich ihres Einfluss auf den Stimmungswert getestet wurden, ergaben sich für die Lufttemperatur und Entfernung zum Wasser signifikante Zusammenhänge. So stieg mit der Nähe zu Gewässern und mit der Lusttemperatur der Anteil der positiven Tweets signifikant. Gleichzeitig stieg jedoch auch der Anteil der negativen Tweets, jedoch in geringerem Maße. Bildet man, wie Abbildung 64 und Abbildung 65 das Verhältnis von negativen zu positiven Tweets ergibt sich ein systematisches Pattern. Bei Temperaturen unter 0 ° C dominiert der Anteil der negativen Tweets. Ab Temperaturen um 10 °C steigt der Anteil der positiven Tweets an (signifikant nach Mann-Kendall-Trendtest, $p < 0{,}01$) und dominiert ab Temperaturen über 0 °C. Bei etwa 30 °C erreicht der Anteil der positiven Tweets sein Maximum um dann wieder zu sinken. Für diesen Zusammenhang wurde für die Lufttemperatur eine Effektgröße von 0,84 nach dem Vargha- und Delaney-A-Test bestimmt.

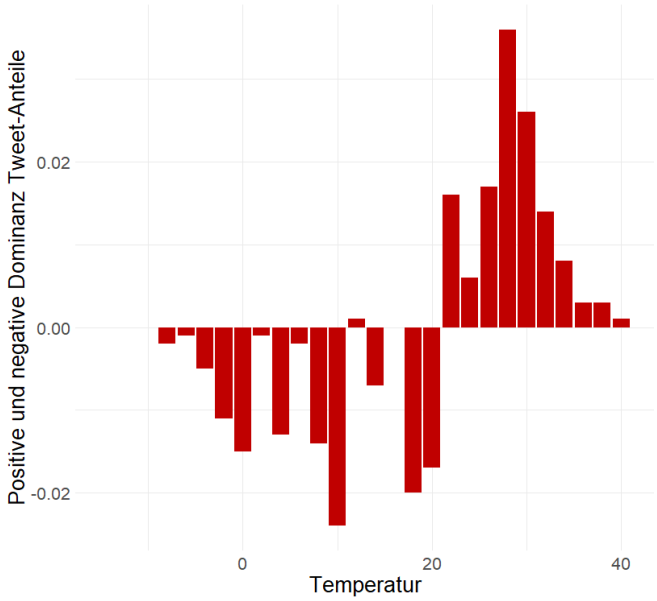


Abbildung 64: Änderung des Verhältnisses von negativen zu positiven Tweets in Abhängigkeit von der Lufttemperatur. Negativer Werte: Der Anteil negativer Tweets ist größer als der der positiven Tweets, Dominanz negativer Tweets, positiver Werte: Dominanz positiver Werte.

Entfernung zum Wasser als Treiber für positive und negative Stimmungen

In Abhängigkeit von der Entfernung zu einem Gewässer ergab sich, ähnlich wie für die Lufttemperatur, ein gleichzeitiger Anstieg der positiven Tweets in Gewässernähe, jedoch auch wieder in unterschiedlichem Maße. So dominieren in Entfernungen von weniger als 250 m zu Gewässer die positiven Tweets, mit einem Maximum in 150 m Entfernung. Ab Entfernungen von mehr als 200 m zu Gewässern kommt es zu einer signifikanten Abnahme (Man-Kendal $p < 0,01$) des Anteils der positiven Tweets und schon ab etwa 350 einer Dominanz der negativen Tweets, die bis zu Entfernungen von 1000 m anhalten. Bei größeren Entfernungen kommt es zu alternierenden Dominanzen positive und negativer Tweets. Ähnlich wie für die Temperatur, wurde für die Entfernung eine Effektgröße nach Vargha- und Delaney-A-Test von 0,82 ermittelt, und somit ein signifikanter Beitrag durch die Entfernung zu Gewässern an den Anteilen negativer und positiver Tweets geleistet.

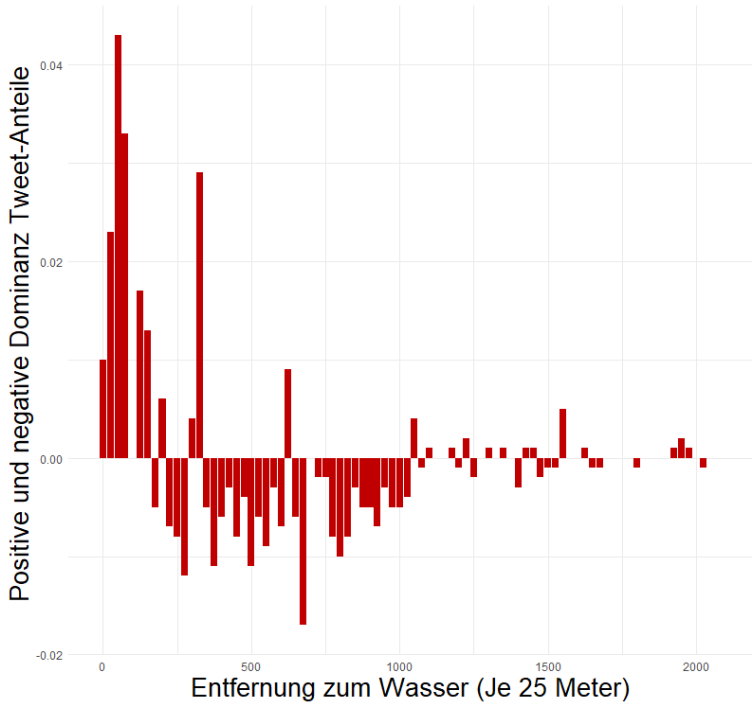


Abbildung 65: Änderung des Verhältnisses von negativen zu positiven Tweets in Abhängigkeit von der Entfernung zu Oberflächengewässern. Negativer Werte: Der Anteil negativer Tweets ist größer als der der positiven Tweets, Dominanz negativer Tweets, positiver Werte: Dominanz positiver Werte.

4.1.5. Diskussion

Insgesamt belegen die Auswertung, dass Tweets bei Temperaturen über 12 °C zunehmend von gewässernahen, unbesiedelten, vorzugsweise in der Nähe von größeren Städten gelegenen größeren Wasserflächen oder Erholungsgebieten verschickt werden. Aus der stetig steigenden Anzahl an täglichen Tweets mit der Lufttemperatur, dem steigendem Tweetanteil von Erholungsflächen und von nicht bewohnten Flächen lässt vermuten, dass Tweets bevorzugt bei Aktivitäten außerhalb des Wohnorts, und weniger vom zu Hause verschickt werden. Die Verschiebung der Tweetanteile von den Wohngebieten hin zu Gewässern und den höheren Tweetdichten an Gewässernähe unterstützen die Aussage, dass Gewässer attraktive und häufiger besuchte Orte darstellen.

Arbeitsfreie Tage und fehlende Niederschläge führen zu einem weiteren Anstieg der Tweetanteile und sind für Gebiete mit Erholungsnutzung noch stärker ausgeprägt. Diese Ergebnisse bestätigen nicht nur die Annahmen zu Temperatur, Niederschlag und Arbeitstagen, die üblicherweise in Bezug auf die wasserbezogene Erholung gemacht werden (Merrill et al., 2020), sondern liefern spezifische Funktionen für die zeitlichen Änderungen. An warmen arbeitsfreien Tagen verbringen die Menschen ihre Freizeit vorzugsweise auf und an Oberflächengewässern. Diese Art von zeitlichem Muster könnte auch für andere SMD beobachtet werden, wie z.B. Flickr, das Sinclair, Mayer, Woltering, and Ghermandi (2020) verwendeten, um die Besuchermuster der deutschen Nationalparks aufzuzeigen, wobei zwei Drittel in den Sommermonaten und fast 40 % an Wochenenden gepostet werden.

Im Gegensatz zu z.B. Nationalparks oder auch Campingplätzen weisen stadtnahe Gewässer jedoch ganzjährig Besucher auf, bzw. Besucher können nicht von anderen Personen getrennt werden die in Zug oder Auto ein Gewässer passieren und dabei ein Tweet versenden. Es ist daher nicht überraschend, dass die Tweetanteil-Änderungen weniger stark ausfallen als z.B. die Änderungen der Besucherzahl,

von Standorten oder bei Erhebungsformen, deren Zählungen zu bestimmten Zeiten auf 0 zurückhegen, wie z.B. an Strandbädern, siehe z.B. Venohr et al. (2018).

Unsere landnutzungsbezogenen Ergebnisse zeigen daher, dass neben zeitlichen Attributen auch die Berücksichtigung lokaler Bedingungen (wo der Tweet verschickt wurde) entscheidend für die Erklärung raum-zeitlicher Tweet-Muster ist.

Zu den (kulturellen) Erholungsgebieten gehören Freizeitparks und veranstaltungsbezogene Gebiete (z.B. Open-Air-Konzertarenen), die sich nicht zwingend in der Nähe von Oberflächengewässern befinden. Solche kulturellen Erholungsgebiete ziehen somit weniger Nutzer an, die wasserbasierte Erholung und Ruhe suchen, sondern auch ortsfremde Nutzer, die bei SMD-gestützten Analysen potentiell überschätzt werden (Sinclair et al., 2020).

Der Oberflächengewässertyp als lokale Bedingung zeigte ein uneinheitliches Muster. Stehende Gewässer weisen die stärkste Dynamik der Tweetanteile auf, während für Häfen generell etwas höhere Tweetanteile ermittelt wurden. Dies könnte durch unterschiedliche Arten von Werten in Bezug auf Standorte erklärt werden, wobei stehende Gewässer (d.h. Seen) für saisonabhängige Freizeitaktivitäten im Wasser bevorzugt werden könnten, während Häfen attraktive innerstädtische Standorte sind, z.B. als kulturelles Erbe (Oteros-Rozas et al., 2018). Obwohl bei unserer Analyse die Motivation, Häfen zu besuchen (z.B. um eine Fähre zu besteigen, eine Kneipe oder ein Restaurant zu besuchen), unklar bleibt, kann davon ausgegangen werden, dass Häfen leicht zu erreichende kulturelle Hotspots sind, die oft viele Dienstleistungen anbieten (z.B. Bootsverleih). Für Flüsse wurden im Allgemeinen geringere Tweetanteile festgestellt. Dies steht in möglichen Einklang mit den Ergebnissen einer Studie von Elliott et al. (2020), nach der die Wohnentfernung und die Erholungsbesuche bei Seen im Allgemeinen größer ist als bei Flüssen (Elliott et al., 2020). Ein weiterer Grund dafür könnte sein, dass Tweets auf Oberflächengewässern vorzugsweise von größeren Booten wie Yachten oder Fähren gepostet werden und nicht von muskelbetriebenen oder kleineren Booten. Damit können die unterschiedlichen Tweetanteile der Gewässer auch durch die Art der Aktivitäten und deren Eignung zum gleichzeitigen Tweet versenden, bedingt sein. Zudem könnten Personen, z.B. beim Paddeln nicht posten, ihre Tweets jedoch am Start- oder Endpunkt versenden, die möglicherweise als Häfen eingestuft werden oder in Seen liegen. In Analogie zu B. L. Keeler et al. (2015) Argument, dass ein See mehr Besucher anziehen könnte, wenn es insgesamt nur wenige Seen in der Region gibt, könnte man auch argumentieren, dass die geringere Dynamik der Tweet-Anteile für Bäche und Flüsse mit der insgesamt hohen Verfügbarkeit dieser Gewässertypen zusammenhängt.

Neben den lokalen Bedingungen sind auch die Bedingungen in der Umgebung eines Tweet-Standorts eine weitere wesentliche Information zur Interpretation der räumlich-zeitlichen Tweetanteil-Dynamik. So sind nach B. L. Keeler et al. (2015) größere See in der Regel attraktiver für Besucher sind als kleinere, was durch unsere Ergebnisse gestützt wird, da für hohe Wasserflächenanteile (WSA1K) größere Tweetanteil gefunden wurden als für geringe. Der Parameter WSA1K stellt jedoch nur indirekt die Gesamtgröße des Oberflächengewässers dar.

Bei wärmeren Temperaturen wiesen Tweets mit mittlerer oder hoher Umgebungsbevölkerungsdichte erhöhte Tweetanteil auf, wohingegen die mit niedriger Bevölkerungsdichte in 15 km Umfeld negative Werte aufwiesen. Des Weiteren bestätigte sich die Annahme, dass die Standorte mit einer hohen Bevölkerungsdichte im Umkreis von 15 km eine höhere Tweetanteil-Dynamik aufweisen als vergleichbare mit einer geringeren Umgebungs-Bevölkerungsdichte. Dies gilt insbesondere auch für

unbewohnte Orte (z.B. Grünflächen, Erholungsflächen, ...) in Gewässernähe und deckt sich mit Studien, die die Bevölkerungsdichte als positiv korrelierte Nachbarschaftseigenschaft beschreiben

(Donahue et al., 2018; Keeler, Wood, Polasky, & Kling, 2015) oder als Indikator für die Nachfrage nach Ökosystemdienstleistungen in der Umgebung (Graham et al., 2019). Dieser Faktor ist jedoch stark skalenabhängig (Graham et al., 2019), wobei gröbere Datensätze eine bimodale Verteilung aufweisen können, bei der sowohl dicht als auch dünn besiedelte Gebiete mit hohen Nutzungszahlen verbunden sind (B. L. Keeler et al., 2015). Die deutlich ansteigenden Tweetanteile für Temperaturen unter 0 ° C und bei geringer Umgebungsbevölkerungsdichte könnte ggfs. Durch Wintersport in den Bergen erklärt werden, wurde in dieser Studie jedoch nicht weiter untersucht. Der gefundene Trend erhöhter Tweetanteile bei Lufttemperatur über 12 °C in unbesiedelten Gebieten, der sich noch verstärkt, wenn die Umgebungsbevölkerungsdichte hoch ist, unterstützt die Annahme, dass die Menschen an heißen Tagen die städtischen Gebiete in Richtung der weniger besiedelten Außenbezirke und der Nähe von Oberflächengewässern verlassen. Dies ist im Einklang mit dem häufig berichteten Stadt-Land-Gefälle bezüglich von Angebot und Nachfrage von Freizeit-Ökosystemleistungen (Baró et al., 2016; Beichler, 2015).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Ansatz relativer Tweetanteile, der zeitliche Aspekte sowie lokale und umgebende Bedingungen kombiniert, einen guten Einblick zu Treibern für Erholungsaktivitäten an und auf Binnengewässern und auch anderen Flächen bietet. Die Ergebnisse könnten weiter verbessert werden, indem andere Treiber berücksichtigt würden, wie z.B. das Spektrum der Erholungsmöglichkeiten (Paracchini et al., 2014) und die Zugänglichkeit (Donahue et al., 2018; Levin et al., 2017).

Eine eingehendere Analyse könnte auf der Spezifikation der Einflussfaktoren basieren, z.B. durch Verknüpfung der Bevölkerungsdichte mit dem Einkommen oder dem sozialen Milieu, um Fragen der Gerechtigkeit anzugehen (Geneletti, Cortinovis, Zardo, & Adem Esmail, 2020), oder durch Hinzufügen von Qualitätsindikatoren zu den Variablen für die Art der Oberflächengewässer (Grizzetti et al., 2019). In unserer Studie werden die Erholungsgebiete nur grob in zwei Typen unterschieden. Für lokalere Studien könnte eine weitere Differenzierung ein realistischeres Bild ergeben, z.B. könnten Badestrände stärkere Besuchsspitzen aufweisen, während Camping den ganzen Sommer über betrieben wird. Außerdem lässt sich das Posten von Tweets besser mit Aktivitäten wie Spazierengehen oder einem Aufenthalt am Wasser vereinbaren, während dies beim Schwimmen oder Joggen eher selten ist. Hier könnten die Arten von Aktivitäten anhand einer Verknüpfung mit anderen SMD-Inhalten wie Text und Bildern (Heikinheimo et al., 2017; Oteros-Rozas et al., 2018) oder anhand von Daten, die für bestimmte Aktivitäten gesammelt werden, siehe hierzu auch die Auswertung der Fitness-Tracker-Apps in Kapitel 4.2 und 4.3, weiter differenziert werden.

Der entwickelte Ansatz erlaubt eine differenzierte Auswertung und Kombination vielfältiger Datenquellen und -typen, jedoch keine räumlich expliziten Aussagen. Unteranderem werden, verursacht durch die schiefe Verteilung hin zu urbanen Räumen, trotz der großen Datenmenge einzelne Standorte teilweise nur wenige Tweets repräsentiert, die nicht zwingend für alle Temperaturbereiche vorliegen. Damit können sie im Vergleich zu gezielt für bestimmte Regionen und Fragestellungen erhobene Daten, weniger signifikante Korrelationen liefern (Donahue et al., 2018; Heikinheimo et al., 2017; Levin et al., 2017). Dennoch bilden Tweets eine umfassende Datenquelle zu Standorten von Personen, die in ihrer Gesamtheit, insbesondere für ländliche Räume, eine flächendeckende Analyse erlauben.

Mit dem entwickelten Ansatz lassen sich Gebiete mit hoher Besucherdynamik, aber ohne absolute Besucherzahlen ermitteln. Dies wurde zuvor von Donahue et al. (2018) oder Wood et al. (2013) durch Anwendung des Konzepts der Foto-Nutzertage durchgeführt, das vergleichbare Ergebnisse bei der Schätzung von Besucherzahlen auf der Grundlage von Flickr- oder Twitter-Daten liefert. Allerdings wurde hier keine Korrektur der gesammelten Tweets durchgeführt, wie z.B. die Eliminierung mehrerer Tweets, die von einer Person pro Tag gepostet wurden. Zum einen wollten wir den Verlust von Tweets vermeiden, nur weil Nutzende mehrmals pro Tag geschrieben haben. Eine Selektion von nur einem Tweet dieser Person schien auch unpraktikabel, weil hierfür die Entscheidung welcher, von möglicherweise von verschiedenen Standorten verschickten, Tweets verwendet werden sollte. Darüber hinaus besteht der Hintergrund dieser Studie darin, Nutzungs-Hotspots als Faktor für die Auswirkungen auf aquatische Ökosysteme zu identifizieren. Daher ist eine Person, die mehrere Tweets pro Tag von einem oder mehreren Orten in der Nähe von Oberflächengewässern postet, als potenzielle Störung für aquatisches Leben relevant und sollte in ihrer Anwesenheit berücksichtigt werden. Wie bereits erwähnt, sind hier die zeitlichen Aspekte von großer Bedeutung für die Bewertung der menschlichen Störung. Erste Studien zeigen, dass Erholungssuchende, die Naturgebiete besuchen, einen "Wochenend-Effekt" auf Wildtiere ausüben, der sich in ausgedehnteren Lebensräumen ausdrückt (Perona, Urios, & López-López, 2019).

Stimmungsanlyse der Tweet-Inhalte

Der Abgleich der durch das NLP-Paket ermittelten Stimmungswerte zeigen nur eine eingeschränkte Übereinstimmung mit den Einschätzungen der Probanden. Dies gilt insbesondere für neutrale Tweets und solche mit nicht eindeutig positiver negativer Stimmung. Für eindeutig negative oder positive Tweets ergab sich hingegen eine gute Übereinstimmung zwischen den durch Menschen ermittelten und durch das NLP-Tool ermittelten Stimmungswerten. Es ist auffällig, dass nur 41 % der Tweets in Deutsch verfasst wurden. Es wurde jedoch nicht getestet für Sprachen, die stärker vertreten sind und für die das NLP-Tool damit besser trainiert werden kann, bessere Übereinstimmungen mit den menschlichen Bewertungen erreicht wurden.

Die Ergebnisse zu den Änderungen der positiven und negativen Tweets in Abhängigkeit von Lufttemperatur und der Entfernung zu Oberflächengewässern. So ist der Trend steigender positiver Tweet-Anteil in Gewässernähe grundsätzlich im Einklang mit Studien, die einen positiven Effekt von Gewässern auf das Wohlbefinden beschrieben haben. Auch der Effekt der Lufttemperatur auf die positiven Tweet-Anteile ist nachvollziehbar, da bei steigenden Temperaturen viele Ihre Freizeit draußen, und ggfs. auch in Gewässernähe, verbringen. Eine Abnahme des Anteils positiver Tweets bei Temperaturen über 35 °C lässt sich ggfs. dadurch erklären, dass die hohen Temperaturen Stress und Unwohlsein hervorrufen und sich dieser in den Tweets widerspiegelt. Dies wird durch sinkende Anteile positiver Tweets bei sehr starker Sonneneinstrahlung unterstützt (hier nicht gezeigt), da auch diese für viele Menschen bei Aktivitäten im Freien störend empfunden werden kann. Es wurde jedoch nicht getestet, wie sich die Tweet-Anteile in Kombination der beiden Parameter Temperatur und Entfernung zu Gewässern verhält. Aufgrund der Tatsache, dass, wie oben beschrieben, Gewässervorzugsweise bei höheren Temperaturen besucht werden, ist nicht auszuschließen, dass zwischen diesen beiden Parametern eine gewisse Korrelation besteht.

Die Ergebnisse zeigen sinnvolle Muster und Trends, jedoch sind die Änderungen der Tweet-Anteil sehr gering und möglicherweise in Bezug auf die Gesamtheit der Gewässerbesucher nicht relevant. Dies müsste in Folge Studien differenzierter betrachtet werden. Zudem steigen die relativen Anteile der

positiven und der negativen Tweets in Gewässernähe und bei höheren Temperaturen gleichsam an. Unter der Annahme, dass die Ergebnisse ein belastbares und realistisches Bild der Stimmungslage widerspiegelt, könnte geschlossen werden, dass Gewässernähe nicht schlicht eine positive Stimmung fördert, sondern, komplexer, die Emotionalität der Besucher.

4.1.6. Schlussfolgerung

Um die Nutzungsdynamik an verschiedenen Orten zu ermitteln und vergleichen zu können, empfehlen wir die Verwendung relativer Tweet-Anteile. Die hier vorgestellte Methode bietet einen konsistenten Ansatz und ein daraus resultierendes Muster der sich verändernden Besucherdynamik für verschiedene Standorttypen. Die Ergebnisse haben verschiedene Standortattribute und Ihre Kombinationen als Treiber für höhere Tweetanteile und variierende Anteilsdynamiken identifiziert. Die Verschiedenen Dynamiken bilden ein in sich stimmiges und konsistentes Bild, so dass die Ergebnisse als durchaus nachvollziehbar und belastbar angesehen werden können. Leider lassen sich unserer Ansicht nach aus Twitterdaten keine absoluten Nutzungszahlen und nur eingeschränkt die Motivation des Besuchs ermitteln. Daher bietet sich die kombinierte Auswertung von für den gleichen Zeitraum vorliegenden SMD-Daten und gezielten Umfragen bzw. lokalen Erhebungen an, die zu Kalibrierung der Twitter-basierten Nutzungszahlen herangezogen und anschließend ein flächendeckendes Werkzeug bilden können.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass zur Interpretation der räumlich-zeitlichen Muster der Tweet-Dynamik die lokalen Bedingungen (Landnutzung, Bevölkerungsdichte und Gewässertyp) und die Umgebungsbedingungen (Anteil an der Wasserfläche und Bevölkerungsdichte) in integrierter Weise analysiert werden sollten. Die häufig anzutreffende Verzerrung, dass die SMD mit der Bevölkerungsdichte korreliert, kann durch die Verwendung eines relativen Ansatzes und die Einbeziehung von Zeit- und Entfernungsparametern in die Analyse überwunden werden. Wir empfehlen, die Bevölkerungsdichte sowohl als lokales Merkmal (wobei eine Dichte von Null die Abgelegenheit beschreibt) als auch die Umgebungsbedingungen als Erholungsbedarf zu berücksichtigen. Twitter-Daten haben sich als wertvolle Quelle für die Analyse der Nutzungsdynamik von Süßwasserökosystemen erwiesen und tragen zu einem besseren Verständnis von Standortauswahlprozessen, Nutzungskonflikten, Management und nicht zuletzt zur Bewertung ökologischer Auswirkungen bei.

Obwohl die insgesamt 3,3 Tweets einen sehr umfassenden Datensatz darstellen, der weit über die Anzahl an Beobachtungen hinausgeht, die in z.B. Umfragen erzielt werden kann, zeigen sich Grenzen in der Analyse der der Stimmungswerte. Für Folgestudien bieten sich ein noch besser ausgereiftes Machine-Learning-Ansätze und weitere ergänzende Daten zu verwenden. Insbesondere eine differenziertere Erfassung der Stimmungslage in Kombination mit der Möglichkeit die Art der Aktivität zu erfassen wären hilfreich um z.B. Stimmungsänderungen in Abhängigkeit von der Twitter-Dichte oder Konflikte zwischen Vertretern unterschiedlicher Aktivitätsgruppen zu analysieren. Insbesondere die Identifikation von positiven oder auch negativen Stimmungs-Hotspots könnte ein wichtiger unterstützender Parameter beim Management von Freizeitaktivitäten an Gewässern sein.

4.2. Nutzung der STRAVA Fitnesstracker Daten – Ableitung eines Nutzungsindex und veränderte Nutzungsmuster während des Corona-Lockdowns

Simone Podschun, Markus Venohr

4.2.1. Einleitung

Süßwasserökosysteme erbringen eine Vielzahl von Ökosystemleistungen, darunter regulierende Leistungen (Temperaturregulierung), Versorgungsleistungen sowie kulturelle Leistungen wie Erholung (Vari et al., 2022). Um sozial-ökologische Systeme mit ihren komplexen Interaktionen zu managen, ist es wichtig, die Präferenzen, die Dynamik und die ökologischen Folgen von Freizeitaktivitäten auf, in und am Wasser zu verstehen (Venohr et al., 2018). Bei zunehmender Erholungsnutzung, häufig in Abhängigkeit einer steigenden Qualität des Ökosystems, nehmen gleichzeitig die Auswirkungen auf das Ökosystem zu, während die Zufriedenheit der Nutzer bei einer wahrgenommenen Überfüllung abnimmt. Diese Interaktionen zeigen, wie wichtig es ist, die räumlichen und zeitlichen Nutzungsspitzen zu erfassen. In diesem Beitrag untersuchen wir, wie die Nutzungsdynamik anhand von STRAVA-Daten erfasst und visualisiert werden kann. STRAVA ist eine mobile Tracking-App, mit der sportliche Aktivitäten ihrer Nutzer aufgezeichnet und dokumentiert werden können. Die App kann verschiedene Aktivitäten wie, Schwimmen, Wandern oder Laufen unterscheiden, wobei wir uns in diesem Beitrag auf die Daten von Radfahrern (im Folgenden "ride" genannt) und Fußgängern (im Folgenden "ped" genannt) beschränken. Für die Analysen lagen Daten für zwei Fallstudiengebiete vor: die Einzugsgebiete der Spree-Havel sowie der Ruhr in Deutschland, die sowohl große städtische Gebiete (z.B. Berlin) als auch eher ländliche Gebiete mit geringer Bevölkerungsdichte umfassen. Darüber hinaus erlaubte der Zeitraum 2017-2020 die Unterfrage, ob sich die räumlich-zeitliche Variation der Freizeitaktivitäten im Jahr 2020, dem ersten Jahr mit Einschränkungen durch die COVID-19-Pandemie verändert hat.

4.2.2. Methoden

STRAVA-DATEN

Der Zugriff auf die täglichen STRAVA-Daten der Jahre 2017-2020 erfolgte über das Online-Tool https://metroview.strava.com. Die Datensätze enthalten eine eindeutige edge_uid, die sich auf den OpenStreetMap-Layer bezieht, den Aktivitätstyp (Fahrt oder Fußgänger) und das Datum. Alle Zählvariablen sind in Vorwärts- und Rückwärtsdaten unterteilt, die sich auf die Ausrichtung des jeweiligen Liniensegments beziehen. STRAVA liefert für jede Straße bzw. Weg (Liniensegment), in der STRAVA-Terminologie "edge" (deutsch: Kante) genannt, die täglichen Fahrten und die Personen (Anzahl der Nutzer). Darüber hinaus werden Zählungen weiter nach Tageszeit (morgens/abends/Uhrzeit), Geschlecht (männlich/weiblich/sonstige), Altersgruppen und Teilnehmertyp (Pendler/Freizeit) differenziert. STRAVA stellt die Daten in anonymisierter Form ohne Fahrt-ID und Benutzer-ID und zusätzlich teilaggregierter Form zur Verfügung. So werden 3 oder weniger Nutzern als 0 angegeben und höhere Teilnehmerzahlen in fünferschritten gerundet (z.B. 4 wird als 5 oder 6,7,8,9,10 als 10 dargestellt). Zusätzlich erlaubt der Nutzungsvertrag der STRAVA-Daten keine Veröffentlichung von Rohdaten, sodass für die Ergebnisdarstellung die Klassen 0-5 und 6-10 zusammengefasst werden müssen.

Der Datensatz umfass pro Monat Angaben zu 1,5 Millionen Kanten (12 GB) im Spree-Havel-Gebiet 607.000 Kanten (6 GB) im Ruhrgebiet. Die Verarbeitung und Analyse der Daten erfolgte mit R, Version 4.2.1 (mit den Bibliotheken "tidyverse", "data.table", "dtplyr", "fs", "dplyr").

Untersuchungsgebiet und Datenaufbereitung

Zur Untersuchung der mit STRAVA aufgezeichneten Aktivitäten, wurden zwei Studiengebiete ausgewählt. Das Spree-Havel-Einzugsgebiet im Nordosten Deutschlands ist reich an Flüssen und Seen und umfasst sowohl große städtische Gebiete (Berlin) als auch ländliche Gebiete in Brandenburg mit teilweise sehr geringer Bevölkerungsdichte. Die Spree-Havel umfasst insgesamt 1.051.866 Kanten, die potenziell durch Rad- und Fußgängeraktivitäten genutzt werden können. Das Einzugsgebiet des Ruhrgebiets im mittleren Westen Deutschlands umfasst einen der größten Ballungsräume Deutschlands mit einer in weiten Bereichen hohen Bevölkerungsdichte und wird hauptsächlich durch den Fluss Ruhr und mehrere Stauseen geprägt.

Ein zentrales Ziel des Projektes war es, ein Maß für die mögliche ökologische Störung durch menschliche Aktivitäten zu erhalten. Daher haben wir beschlossen, uns auf die Anzahl der Personen als Schlüsselvariable zu konzentrieren. Dies erlaubte die differenziert angegebenen vorwärts und rückwärts Fahrten pro Kante zusammenzufassen, weil beide eine potentielle Störung darstellen, auch wenn sie durch die gleiche Person verursacht wird.

Der Datensatz enthielt auch Kanten mit einer Nutzerzahl von 0, obwohl die Fahrten mit 5 oder mehr angegeben waren. Dies lässt sich nur dadurch erklären, dass die 5 Fahrten durch weniger als 3 Nutzer durchgeführt wurden. Es gab jedoch auch den umgekehrten Fall (0 Fahrten und 5 oder mehr Nutzer). Dies kann allenfalls als Artefakt gesehen werden, dass während der Anonymisierung und Aggregierung der Daten entstanden ist und die entsprechenden Datensätze wurden von der weiteren Anaylse ausgeschlossen.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass die Anzahl der Personen & Fahrten im Spree-Havel-Gebiet von 2017 (Ride: 24K & 0,5Mio; Ped: 38K & 0,3Mio) bis 2020 (Ride: 60K & 1,5Mio; Ped: 66K & 1,3Mio) um etwa das 2- bis 4-fache angestiegen ist. Ähnlich ergaben sich für das Ruhrgebiet ein Anstieg der Zahlen für Personen und Fahrten von 2017 (Ride: 16K & 199K; Ped: 11K & 111K) bis 2020 (Ride: 36K & 520K; Ped: 33K & 465K) um das 2- bis 3-fache. Diese Anstiege ergeben sich durch eine steigende Nutzerzahl, belegen aber auch, dass einzelne Nutzer mehr Aktivitäten durchgeführt oder sie zumindest konsequenter aufgezeichnet haben.

Nutzungsindex

Für die Mehrzahl der Kanten liegen die gezählten Fahrten und Personen unter 10 und können aufgrund der Aggregation und Veröffentlichungsauflagen nicht weiter unterteilt werden. Eine Analyse der Nutzungen pro Tag kann daher nur zur Identifizierung von wenigen intensiv genutzten Liniensegmenten dienen. Die Verwendung von Monatssummen erlaubt eine deutlich bessere Unterscheidung der Nutzungsintensitäten. Hier kann jedoch die alleinige Verwendung der Nutzungszahlen zu einer Fehlinterpretation führen, da die Summe der Fahrten an unterschiedlich viel Tagen zu Stande gekommen sein kann. So entsprechen 230 Fahrten an 23 Tagen und 10 Fahrten an einem Tag der gleichen täglichen Nutzungen. Um diese Gegebenheiten vereinheitlicht unterscheiden zu können wurde ein Nutzungsindex entwickelt, der die Intensität und Häufigkeit der Nutzung kombiniert (Tabelle 36 und Tabelle 37). Die Intensität wird aus der Summe der Personen auf einem Liniensegment ermittelt. Die Häufigkeit gibt an, an wie vielen Tagen Nutzungen festgestellt wurden.

Da der Datensatz eine tägliche Auflösung hat, liegt das theoretisch mögliche Maximum der Häufigkeit bei 365 bzw. 366 (2020 war ein Schaltjahr) Tagen. Die Klassifizierung der Häufigkeit erfolgte anhand von konzeptionell abgeleiteter, im zeitlichen Kontext, logischer Aspekte. Die Klassifizierung der Nutzungsintensität erfolgte unter Berücksichtigung der statistischen Werteverteilung Aktivitäten in allen Jahren und beiden Untersuchungsgebieten.

Tabelle 36: Übersicht über die Nutzungsklassen und die entsprechenden Wertebereiche für die Nutzugshäufigkeit und Nutzungsintensität.

Nutzungsklassen	Nutzungshäufigkeit		Nutzungsintensität	
	Wertebereich	Erklärung	Wertebereich	Erklärung
Sehr gering	5	Entspricht einer Arbeitswoche	5-10	Klassen entsprechen etwa einer gleichmäßigen Verteilung der Häufigkeiten
Niedrig	6-30	Etwa Anzahl der Tage eines Monats	11-40	
Mittel	31-120	4 Monate, z.B. Sommersaison	41-250	
hoch	121-366		251-1000	
Sehr hoch			> 1000	

Der Nutzungsindex kombiniert die Werte für die Häufigkeit (ed_count) und die Intensitäten (Anzahl der Personen, people_sum) mit Hilfe einer Kombinationsmatrix (Tabelle 37) zu den Werten 1 Minimum bis 8 Maximum. Die Null wird nicht vergeben, da eine Nutzung eigentlich nicht auszuschließen ist.

Tabelle 37: Nutzungsindexmatrix zur Kombination von Nutzungshäufigkeit (ED_count) und Nutzungsintensität (People_sum)

Häufigkeit Intensität	hoch 121 -365	mittel 31-120	niedrig 6-30	sehr niedrig 5
Sehr hoch 1001 –max (~40k)	8	7	6	5
hoch 251 – 1000	7	6	5	4
mittel 41 – 250	6	5	4	3
niedrig 11-40	5	4	3	2
Sehr niedrig 5-10	4	3	2	1

4.2.3. Ergebnisse

Zeitliche Muster

Im Einzugsgebiet der Spree-Havel kann für Ride ein klares saisonales Muster mit weniger aktiven Menschen im Winter (Dez.-Feb.), einem Anstieg im Frühjahr (März-Apr.) um den Faktor 3 und ähnlich hohen Werten im Sommer (Mai-Sep.) und einem Rückgang im Herbst beobachtet werden, was insgesamt ein für das Klima in diesen Breitengraden erwartbares Muster ist (Abbildung 66). Dieses Muster fällt in den vier Jahren, bei unterschiedlichen Nutzungszahlen, ähnlich aus.

Für Ped ist das saisonale Muster ähnlich, aber weniger ausgeprägt. Im Frühjahr steigen die Werte nur um einen Faktor2 und sinken im Sommer wieder etwas ab. Darüber hinaus treten im September ein starker und im April ein kleinerer Spitzenwert auf, die durch den Internationalen Berlin Marathon und Halb-Marathon, mit ihren vielen Intensiv-Sportlern, welche häufig auch Fitness-Tracker Apps wie STRAVA verwenden, zu erklären sind.

Während des ersten Corona-bedingten Lockdowns stiegen die STRAVA-Nutzerzahlen insgesamt deutlich an, wobei die zumeist durch Freizeitaktivitäten und nicht durch Pendler verursacht werden. Dies stimmt mit den Lockdown-Bedingungen überein, bei denen viele Menschen im Home-Office geblieben und nicht zur Arbeit gefahren sind, jedoch auch vermehrt einen anderen sportlichen Ausgleich gesucht haben. Gleichzeitig verschwand im September 2020 der in den Vorjahren durch den Berlin-Marathon verursachte Spitzenwert vollständig. In den Jahren 2017-2019 blieb das Verhältnis von Besuchern und Einheimischen (Ride 50/50% und Ped 70/30%) bei den Aktivitäten auf STRAVA stabil, während im Jahr 2020 die Anzahl der Besucher auf 30% bzw. 40% sank (STRAVA metro, abgerufen am 04. Januar 2021). Dies lässt sich ebenfalls durch ein verändertes Reiseverhalten während der Corona-Einschränkungen nachvollziehen.

Im Mai-Juni 2018 fielen die Nutzungszahlen bei Ride und Ped deutlich ab. Eine Erklärung hierfür konnte nicht gefunden werden, da diese Änderung jedoch für Ride und Ped beobachtet wurde, könnte ein technisches Problem bei STRAVA eine mögliche Ursache sein.

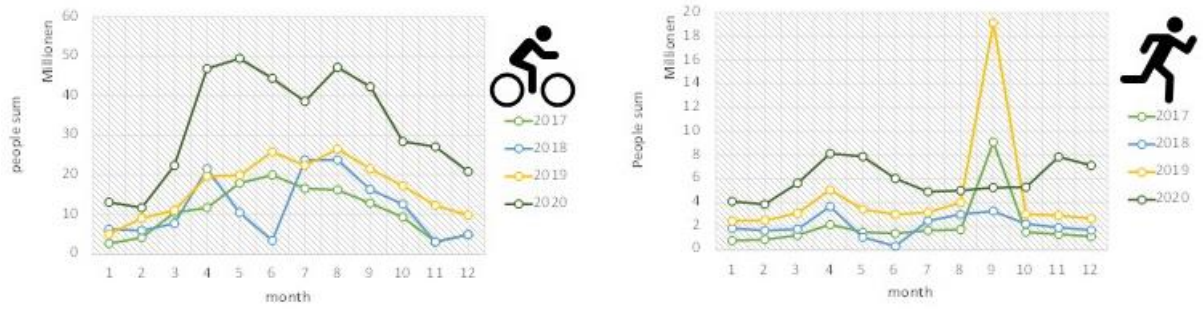


Abbildung 66: Monatliche Summe der Fahrradfahrer und Läufer in den Jahren 2017-2020 im Spree-Havel Einzugsgebiet

Räumliche Muster

Im Einzugsgebiet der Spree-Havel wurden im Jahr 2019 von allen vorhandenen Wegen 28% von Radfahrern und 13% von Fußgängern genutzt (Abbildung 67). Im Jahr 2020 stieg der Anteil der genutzten Wege auf 35% für Radfahrer und 16% für Fußgänger, was sich durch eine größere räumliche Abdeckung in Abbildung 68 wiederspiegelt. Für viele der genutzten Straßen ergaben sich sehr niedrige Nutzungshäufigkeiten. Während der Anteil der maximal an 5 Tagen im Jahr genutzten Straßen an allen für Radfahren in beiden Jahren bei 36 %. So lag für Radfahrer in beiden Jahren der Anteil der maximal an 5 Tagen im Jahr genutzten Straßen bei 36 % aller genutzter Straßen. Für Fußgänger lag dieser Anteil

in 2019 bei 57 %, sank 2020 deutlich auf 48 %. Ähnlich zur Häufigkeit, werden ein großer Teil der Straßen nur mit sehr niedriger Intensität (<10 Personen pro Jahr) genutzt (Fußgänger: 37 % (2019), 33% (2020) sowie Radfahrer: 26% (2019), 24 % (2020)).

Andersherum, werden bei Radfahrern 18 % (2019) und 22 % (2020) aller genutzten Straßen täglich genutzt und für 8 % (Fußgänger 2018) und 21 % (Radfahrer 2020) der Straßen ergab sich eine sehr hohe Nutzungsintensität, mit einer maximalen jährlichen Personenzahl von 106.000 für Radfahrer im Jahr 2020. Insgesamt stieg sowohl die Intensität als auch die Häufigkeit für beide Aktivitätsarten im Zentrum von Berlin an und geringe Werte ergaben sich vor allem in den ländlichen Gebieten.

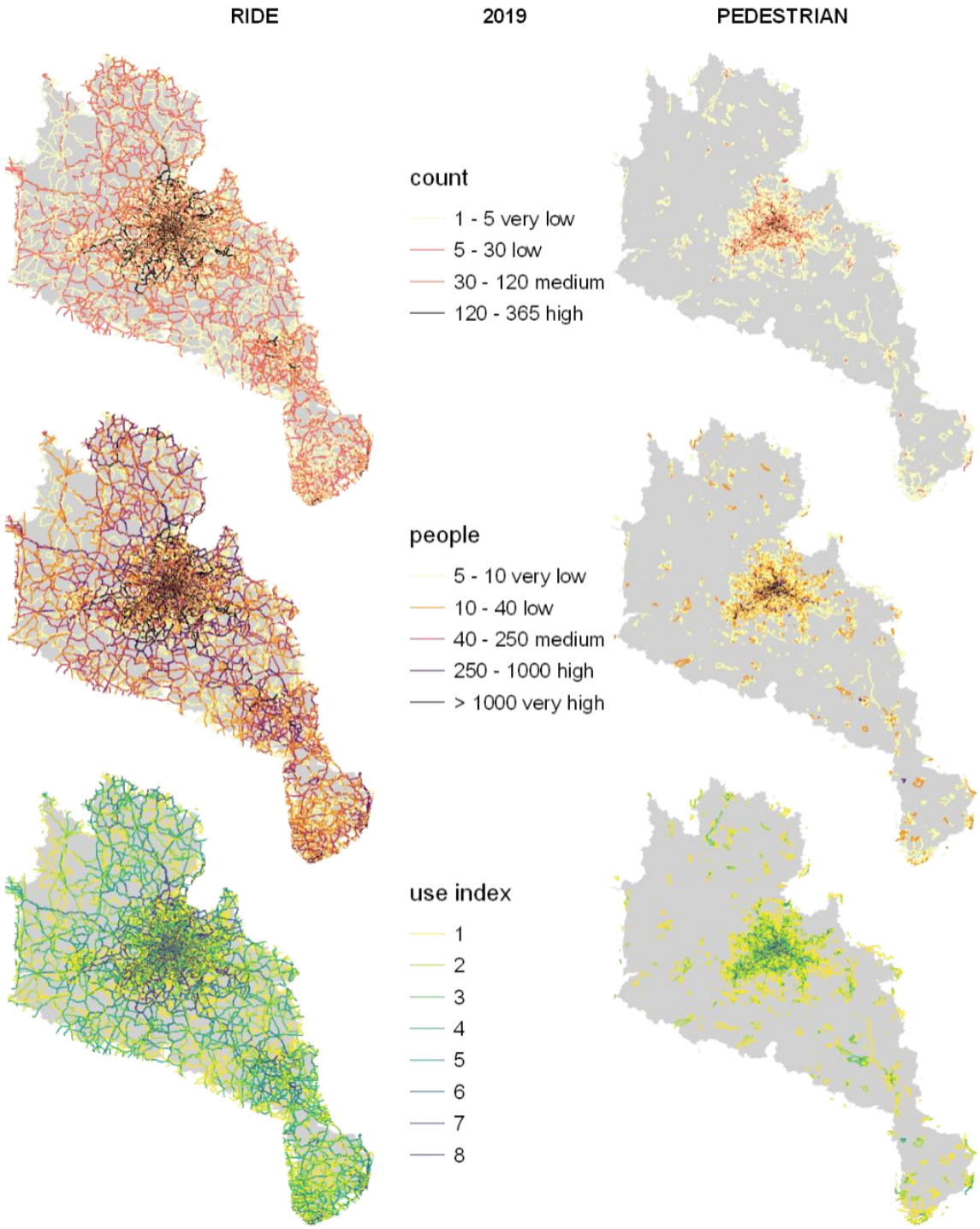


Abbildung 67: Räumliche Nutzungsmuster durch Radfahrer (Ride) und Fußgänger (Pedestrian) dargestellt als Anzahl der Aktivitäten (oben), Anzahl der Nutzer (Mitte) und dem kombinierten Nutzungs-Index (unten) pro Straßenelement (OSM edge) im Spree-Havel-Einzugsgebiet für das Jahr 2019.

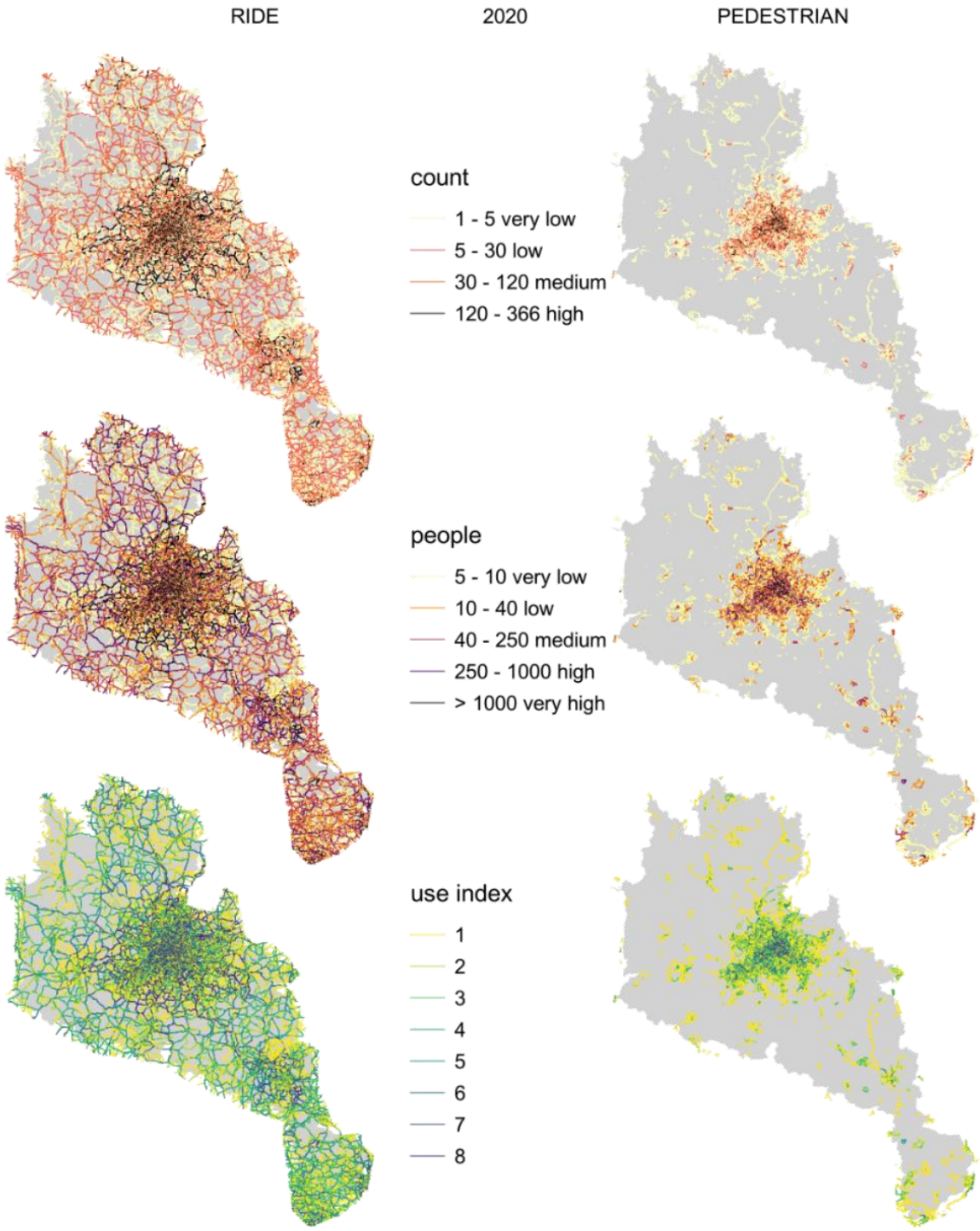


Abbildung 68: Räumliche Nutungsmuster durch Radfahrer (Ride) und Fußgänger (Pedestrian) dargestellt als Anzahl der Aktivitäten (count, oben), Anzahl der einzelnen Nutzer (peopl, Mitte) und dem kombinierten Nutzungs-Index (use-index, unten) pro Straßenelement (OSM edge) im Spree-Havel-Einzugsgebiet für das Jahr 2020.

4.2.4. Diskussion

Während der COVID-19-Pnademie kam es zu eindrücklichen Änderungen in der Nutzung der STRAVA-App bzw. in den sportlichen Aktivitäten. Diese Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung der Erholung in der freien Natur in Krisenzeiten, wobei die kombinierte Wirkung geringerer Nutzungszahlen

einerseits und einer Zunahme der Freizeitaktivitäten andererseits hinsichtlich der ökologischen Störungspotentiale in dieser Studie unbeantwortet bleibt.

Ähnlich wie bei der Auswertung der Twitter-Daten ist es schwierig auf Basis nicht-repräsentativer und stark unter-repräsentierter Daten auf die tatsächlichen Nutzungen an einem Ort zu schließen. Der hier entwickelte Ansatz erlaubt dennoch relative Nutzungsverteilung sehr differenziert wieder zu geben und intensiv genutzte von wenig genutzten Gebieten zu unterscheiden. Der Versuch Mittels STRAVA-Daten auf die tatsächlichen Nutzungen zu schließen wird am Beispiel von Fahrradfahrenden im folgenden Kapitel beschrieben.

Die Nutzung der STRAVA-Daten bietet die Möglichkeit einer räumlichen und zeitlichen Differenzierung der Nutzungen, wie durch andere Datenquellen und Verfahren nicht geleistet werden können und somit ein von großem Interesse für die (Weiter-)Entwicklung von Managementkonzepten bieten. Die Klassifizierung der Daten stellt insbesondere bei geringen Nutzungsintensitäten eine gewissen Unschärfe da, wobei gerade geringe Nutzungsintensitäten nur von untergeordneter Bedeutung hinsichtlich einer Überfüllung, Nutzungskonflikten oder möglichen Störeffekten auf aquatische Ökosysteme darstellen. Gerade hinsichtlich der Störungen ist die absolute Anzahl der Personen ein wichtiger Faktor, sodass diese kaum über unkorrigierte STRAVA-Daten abgeleitet werden können. Eine Möglichkeit die Datenlage zu verbessern wäre, die Zusammenlegung der Nutzungszahlen von Fahrradfahrenden und Laufenden. So würde die räumliche Abdeckung verbessert, wobei jedoch abschließend geklärt werden müsste ob und für welche Organismengruppen von diesen Nutzungsarten unterschiedliche Störpotentiale ausgehen.

4.3. Nutzung der STRAVA Fitnesstracker Daten – Analyse von Treibern und Vorhersage von Radverkehr

Gilles Jean-Louis, Simone Podschun, Francisca Rocha Goncalves, Markus Venohr

4.3.1. Einleitung

Wie veröffentlichte Studien zeigen, ist das Radfahren in den letzten Jahrzehnten immer beliebter geworden (Pucher & Buehler, 2017). Aufgrund der steigenden Zahlen von Radfahrern ist es für Stadt- und Verkehrsplaner wichtig zu verstehen, welche Faktoren die räumlichen und zeitlichen Radverkehrsaktivitäten beeinflussen.

Radfahren ist unter den beliebtesten Freizeitaktivitäten und wird zusätzlich in hohem Maße durch innerstädtische Pendler ausgeführt. Bisher konnten Fahrradzählungen nur durch Überwachung vor Ort durchgeführt werden, was die Anzahl und Dauer der Beobachtungen einschränkte. In den letzten Jahren haben sich automatische Fahrradzähler immer mehr durchgesetzt, aber die Anzahl solcher automatischen Zähler ist immer noch gering, und sie sind oft an größeren und stark befahrenen Straßen aufgestellt und kaum entlang von Oberflächengewässern. Die zunehmend verbreitete Nutzung von Fitness-Tracker-Apps wie STRAVA eröffnete neue Möglichkeiten zur Schätzung von Fahrradzählungen oder des Radverkehrsaufkommens (beide Begriffe werden synonym verwendet) für nicht überwachte Bereiche. Ein potenzielles Hindernis bei der Verwendung von Crowdsourced-Daten ist die eher kleine und nicht zwingend repräsentative Nutzergruppe. Dementsprechend wurde in verschiedenen Studien versucht, die Repräsentativität dieser Daten zu bewerten (Lee & Sener, 2021) und sie darüber hinaus als Grundlage für die tatsächliche Schätzung von Fahrradzählungen zu verwenden, zuletzt mit Hilfe von Ansätzen des maschinellen Lernens (Miah et al., 2022).

Mit der vorliegenden Studie wollen wir ein verallgemeinerbares Modell für die Schätzung von Radverkehrszählungen erstellen, um die Dynamik der Radfahreraufkommens und die räumlichen Unterschiede besser zu verstehen. Dazu verwenden wir STRAVA-Daten, die eine mögliche Quelle für Crowdsourced-Daten darstellen, und Zähldaten manueller und automatischer Erhebungen als Grundlage zusammen mit Wetterdaten, soziodemografischen Daten und Daten zur Flächennutzung. Im Rahmen eines Projekts, das sich mit wasserbasierter Erholung befasst, wird in unserer Studie außerdem zum ersten Mal die Entfernung zu Oberflächengewässern als potenzieller Einflussfaktor verwendet. Unser Datensatz umfasst 46 Zählstellen, die innerstädtische Gebiete, Außenbezirke und weniger urbane Gebiete in und um größere Städte in Deutschland abdecken. Dies ermöglicht es uns, die wichtigsten Faktoren zu identifizieren, die zeitliche und räumliche Unterschiede bei den Fahrradzählungen erklären, und die Genauigkeit unserer Modelle unter verschiedenen Standortbedingungen zu testen. Nicht zuletzt gehen wir der Frage nach, wie die Modellgenauigkeit durch den Anteil der Radfahrer beeinflusst wird, die Crowdsourced-Daten liefern. Wir gehen davon aus, dass die Ergebnisse zusätzliche Erkenntnisse für die Verkehrsplanung und das Freizeitmanagement liefern werden.

Hintergrund und Forschungsfragen

In der Literatur findet sich eine Vielzahl unterschiedlicher Ansätze zur Schätzung von Fahrradzählungen. Dadashova und Griffin (2020) nennen u. a. Skalierungsmethoden, direkte Nachfragemodelle und Zeitreihen als eher traditionelle Methoden. So bieten Hankey et al. (2012) und

Hankey et al. (2017) Skalierungsmethoden und Modellierungsansätze für die Schätzung des Fahrradverkehrs auf der Grundlage von Wetterdaten, der nahe gelegenen bebauten Umgebung und der Soziodemografie sowie von Straßenmerkmalen. In den letzten Jahren wurde es immer beliebter, Daten aus Crowdsourced-Fitness-Tracker-Apps zu verwenden, wobei STRAVA eine Vorreiterrolle spielt. Livingston et al. (2021) prognostizieren das Radverkehrsaufkommen für die Stadt Glasgow mit Hilfe von Regressionsmodellen für so genannte Out-of-Sample-Vorhersagen, um die Zahlen für die Folgejahre zu schätzen. Nelson et al. (2021) wählen Eingangsdaten aus verschiedenen Städten, um ein verallgemeinerbares Modell zu entwickeln. Lee und Sener (2021) geben einen Literaturüberblick über die Verwendung von STRAVA-Metro-Daten für die Fahrradüberwachung. Sie weisen nicht nur auf die Möglichkeiten von STRAVA -Daten hin, sondern betonen auch die potenziellen Herausforderungen bei der Verwendung dieser Daten (z.B. "Unterrepräsentativität der Allgemeinbevölkerung, Verzerrung in Richtung bestimmter Gruppen und Mangel an demografischen und Fahrtdetails auf individueller Ebene"). Dies steht im Einklang mit Conrow et al. (2018), Griffin und Jiao (2019) und Watkins et al. (2016), die zum Beispiel eine Überrepräsentation von Männern und Altersgruppen zwischen 25 und 44 Jahren feststellen. Studien wie Roy et al. (2019) versuchen, Verzerrungen in den STRAVA-Daten zu korrigieren, indem sie eine Poisson-Regression verwenden, die auch die Landnutzung in der Umgebung und soziodemografische Daten berücksichtigt. Frühere Studien haben jedoch auch gezeigt, dass lineare Modelle, die STRAVA-Daten einbeziehen, aufgrund nichtlinearer Beziehungen zwischen überwachten Zählungen und STRAVA -Zählungen anfällig für hohe Fehler sind (Miah et al., 2021). Neuere Ansätze nutzen Techniken des maschinellen Lernens in Kombination mit Fitness-Tracker-Daten neben anderen erklärenden Variablen (siehe z.B. Al-Ramini et al. (2022), Kamalapuram (2022) oder Miah et al. (2022)). Miah et al. (2022) testeten eine Reihe verschiedener Ansätze des maschinellen Lernens zur Vorhersage des Fahrradverkehrs in der Stadt Portland. Nach den Ergebnissen ihres Random-Forest-Modells ist die STRAVA-Anzahl der wichtigste Faktor unter allen erklärenden Variablen, während ihr XGBoost-Modell das Tempolimit als wichtigsten Faktor einstuft, gefolgt von der STRAVA -Anzahl.

Stand der Forschung

Trotz der in letzter Zeit zunehmenden Zahl von Studien zur Vorhersage von Fahrradzählungen ist die Gesamtzahl solcher Veröffentlichungen immer noch recht gering, und es konnten noch Wissenslücken festgestellt werden. Wie Jestico et al. (2016) feststellen, sind Vorhersagemodelle möglicherweise nur für Standorte mit ähnlichen Bedingungen geeignet. Robuste Modelle sollten daher Eingabedaten von heterogenen und vielfältigen Standorten enthalten, was in früheren Studien nicht immer berücksichtigt wurde.

Die Untersuchung des relativen Einflusses der betrachteten Prädiktoren wurde in neueren Studien (vgl. Miah et al. (2022), Al-Ramini et al. (2022) und Kamalapuram (2022)) mit teilweise uneindeutigen Ergebnissen bezüglich ihrer Rangfolge angegangen, was auf weiteren Forschungsbedarf hinweist.

Das Potenzial zur Vorhersage von Fahrradzählungen für unbekannte Orte und Zeiträume, die überhaupt nicht in den Trainingsdatensätzen enthalten sind, ist jedoch noch relativ unerforscht und wird in der verfügbaren Literatur kaum behandelt. Außerdem wurden in früheren Studien meist nur Orte mit mittlerem bis hohem Fahrradverkehr berücksichtigt, während Gebiete mit geringeren Fahrradzahlen außer Acht gelassen wurden. Darüber hinaus stellen Dadashova und Griffin (2020) fest, dass künftige Forschungen sich mit der Frage befassen sollten, wie sich der Anteil der Fahrradfahrer, die Fitness-Tracker-Apps nutzen, auf die Genauigkeit der Vorhersagemodelle auswirkt, die auf diesen Daten basieren. In unsere Analyse beziehen wir eine breite Palette verschiedener Fahrradzählstellen

ein, die unterschiedliche Nutzungsintensitäten, aber auch unterschiedliche Anteile von Radfahrern, die den Fitnesstracker STRAVA nutzen, abdecken, um repräsentative Ergebnisse zu erzielen, die einen Mehrwert für die wissenschaftliche Literatur gewährleisten.

Auf der Grundlage unserer Literaturrecherche formulieren wir die folgenden Forschungsfragen:

1) Welches sind die wichtigsten Prädiktoren für die Schätzung von Fahrradzahlen und wie unterscheidet sich ihr relativer Einfluss?
2) Wie genau sind die Schätzungen der täglichen Fahrradzählungen für unbekannte Orte und Zeiträume?
3) Wie wird die Modellgenauigkeit durch den Anteil der Radfahrer beeinflusst, die Crowdsourced-Daten für die Schätzmodelle bereitstellen?

4.3.2. Daten und Methoden

Eingangsdaten

Stündliche Radverkehrszählungen der Jahre 2017-2020 wurden von STRAVA-Inc. (2020) für die Spree-Havel- und die Ruhr-Einzugsgebiete zur Verfügung gestellt, die beide Untersuchungseinzugsgebiete des AQUATAG-Projekts darstellen. Die Daten der überwachten Fahrradzählungen für Orte innerhalb der Projektgebiete wurden bei den örtlichen Verwaltungsbehörden erfragt. Insgesamt liegen für 46 Standorte in den drei Bundesländern Berlin (17), Brandenburg (14) und Nordrhein-Westfalen (NRW) (15) stündliche und tägliche Zähldaten (vgl. Abbildung 69) für einen Zeitraum von vier Jahren (2017-2020) vor, die Informationen von permanenten und temporären Zählstellen enthalten.

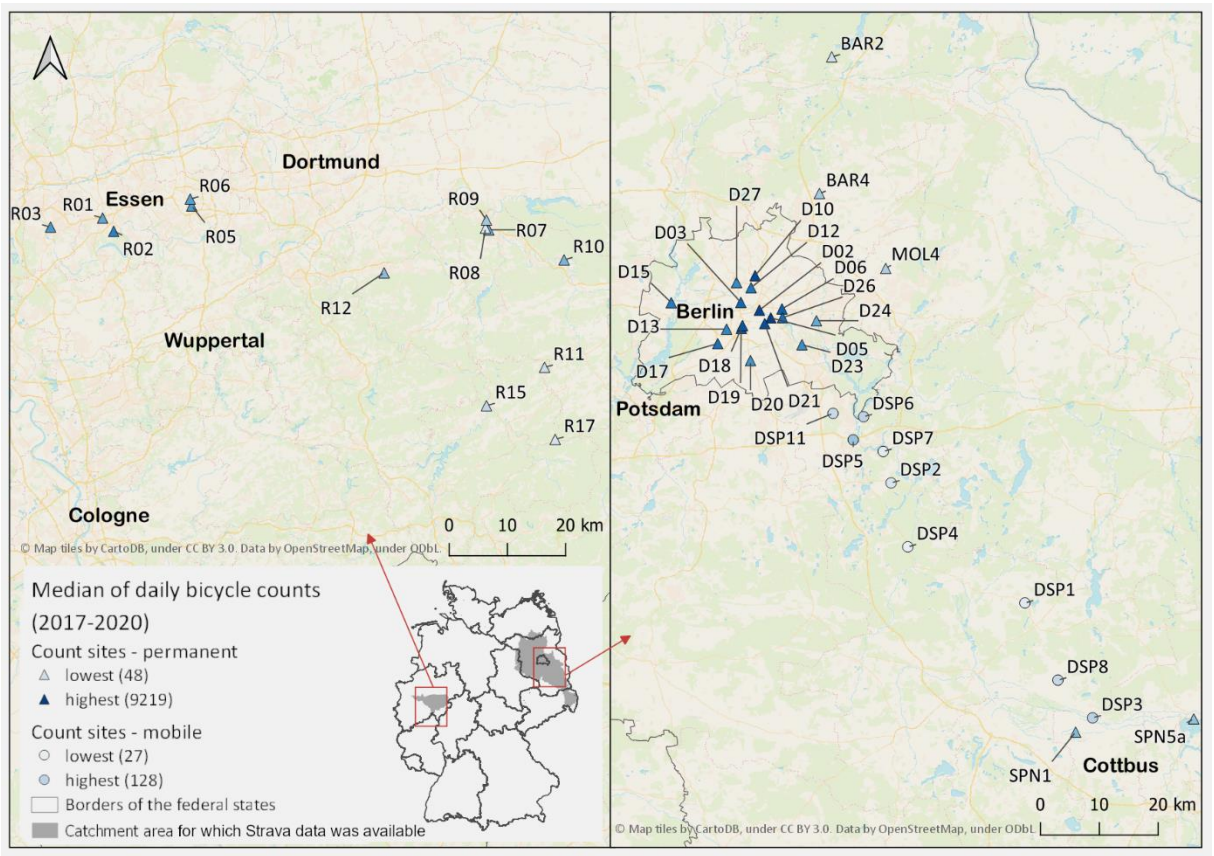


Abbildung 69: Lage der Fahrrad-Zählstationen in den Untersuchungsgebieten in NRW (links) und Berlin-Brandenburg (rechts)

Jeder Ort der Fahrradzählung wurde einer oder mehreren OpenStreetMap (OSM)-Kanten zugeordnet, da die STRAVA-Daten in diesen räumlichen Einheiten bereitgestellt wurden. So konnten entsprechende Fahrradzählungen und STRAVA-Nutzerzählungen abgeleitet werden.

Für jeden Zählerstandort wurden die mittlere tägliche Lufttemperatur (in C°) und die tägliche Niederschlagssumme (in mm) aus dem E-OBS-Datensatz mit einer räumlichen Auflösung von 0,1° extrahiert (Cornes, 2018). Darüber hinaus haben wir die absolute Bevölkerung sowie die Bevölkerungsdichte pro Quadratkilometer aus den letzten verfügbaren offiziellen Zensusdaten abgeleitet, die als Raster mit einer Zellgröße von 100 m * 100 m bereitgestellt wurden (Statistisches Bundesamt, 2011).

In ähnlichen Studien sind Alter, Geschlecht und Einkommen meist die am häufigsten verwendeten soziodemografischen Prädiktoren. Während Einkommensdaten nicht in ausreichender räumlicher Auflösung zur Verfügung standen, konnten räumliche Informationen zu Alter und Geschlecht für Dezember 2020 auf Verwaltungsbezirksebene (mittlere Größe von 78,5 km² unter Berücksichtigung aller verfügbaren Bezirke in allen drei Bundesländern) von den Statistischen Ämtern Berlin-Brandenburg (Berlin-Brandenburg, 2021) und Nordrhein-Westfalen (Nordrhein-Westfalen, 2022) erhalten und den Wohngebieten pro Bezirk zugeordnet werden. Die Landnutzungsinformationen zu den Wohngebieten (Corine Land Cover Class "Urban fabric") wurden der Landbedeckungskarte LBM von (BKG, 2018) entnommen.

Um die fehlenden Einkommensdaten zu ersetzen, wurden räumliche Daten zur Zusammensetzung der Milieus verwendet. Hier wurden Sinus-Milieus®-Daten verwendet, die als zweidimensionale Klassifizierung der Bürgerinnen und Bürger nach ihrer sozialen Lage (Unterschicht, Mittelschicht oder Oberschicht) und ihrer Grundorientierung (Tradition, Individualisierung und Neuorientierung) anhand von Alter, Geschlecht, Bildung und Einkommen die verschiedenen Sinus-Milieus®-Gruppen beschreiben (Flaig & Barth, 2014). In unserer Studie werden folgende Gruppen betrachtet: expeditives Milieu, hedonistisches Milieu, konservativ-etabliertes Milieu, liberal-intellektuelles Milieu, Performer-Milieu, adaptiv-pragmatisches Milieu, prekäres Milieu, sozio-ökologisches Milieu und traditionelles Milieu.

Zur Ableitung von Milieuinformationen für verschiedene Pufferzonen um die Fahrradschalterstandorte berechneten wir gewichtete Mittelwerte unter Berücksichtigung der Bevölkerungsdichte (Volkszählungsdaten), der Wohngebietsverteilung und der jeweiligen demografischen Informationen auf Postleitzahlenebene. Darüber hinaus haben wir die folgenden Merkmale aus OpenStreetMap (2022) verwendet, um die Radweglänge innerhalb einer bestimmten Pufferzone abzuleiten: alle Schlüsselmerkmale der Klasse "Autobahn" mit dem zugewiesenen Wert "Radweg", alle Schlüsselmerkmale der Klasse "Radweg", alle Merkmale der Klasse "Fahrrad", die als "ja" gekennzeichnet sind, und alle Merkmale der Klasse "Fahrrad", die als "ausgewiesen" gekennzeichnet sind.

Tabelle 38: Zusammenstellung aller Modellvariablen vor der Selektion. Angaben ohne Einheit sind als absolute Anzahl xxxxx gegeben.

Variablen	Attribut		Quelle
Zeitliche Komponten	Jahr, Monat, Wochenende		Allgemeine Angaben,
	Feiertage , Schulferien		www.schulferien.org
STRAVA Daten	Anzahl der Nutzer		STRAVA
	Pendleranteil (%)		STRAVA
Wetter	Niederschlag (mm/Tag)		E-OBS
	Mittlere Tagestemperatur (C°)		E-OBS
Landnutzung und Infrastruktur	Versiegelungsgrad (%)		BKG
	Urbane Fläche (%)		BKG
	Anteil Industrie-, Gewerbe, Verkehrsflächen (%)		BKG
	Anteil Tagebau, Deponien oder Baustellen (%)		BKG
	Anteil städtische Grünflächen (%)		BKG
	Anteil landwirtschaftlicher Flächen (%)		BKG
	Anteil Wald oder naturnaher Flächen (%)		BKG
	Grünland (%)		BKG
	Feuchtgebiete (%)		BKG
	Oberflächengewässer (%)		BKG
	Entfernung zum nächsten Oberflächengewässer (m)		eigene Berechnung
	Länge von Fahrradwegen (m)		OSM
Sozio-demographie	Bevölkerung		Zensus 2011
	Bevölkerungsdichte (Einw. / km²)		Zensus 2011
	Expeditives Milieu		Sinus, Zensus 2011
	Konsum-Hedonistisches Milieu		Sinus, Zensus 2011
	Konservatives-gehobenes Milieu		Sinus, Zensus 2011
	Postmaterielles Milieu		Sinus, Zensus 2011
	Milieu der Performer		Sinus, Zensus 2011
	Adaptiv pragmatische Mitte		Sinus, Zensus 2011
	Prekäres Milieu		Sinus, Zensus 2011
	Neo-Ökologisches Milieu		Sinus, Zensus 2011
	Traditionells Milieu		Sinus, Zensus 2011
	Männlich 0-5 Jahre	Weiblich 0-5 *Jahre*	Statistische Ämter Berlin-Brandenburg und Nordrhein-Westfalen
	Männlich 5-10 Jahre	Weiblich 5-10 *Jahre*	
	Männlich 10-15 Jahre	Weiblich 10-15 *Jahre*	
	Männlich 15-20 Jahre	Weiblich 15-20 *Jahre*	
	Männlich 20-25 Jahre	Weiblich 20-25 *Jahre*	
	Männlich 25-30 Jahre	Weiblich 25-30 *Jahre*	
	Männlich 30-35 Jahre	Weiblich 30-35 *Jahre*	
	Männlich 35-40 Jahre	Weiblich 35-40 *Jahre*	
	Männlich 40-45 Jahre	Weiblich 40-45 *Jahre*	
	Männlich 45-50 Jahre	Weiblich 45-50 *Jahre*	
	Männlich 50-55 Jahre	Weiblich 50-55 *Jahre*	
	Männlich 55-60 Jahre	Weiblich 55-60 *Jahre*	
	Männlich 60-65 Jahre	Weiblich 60-65 *Jahre*	
	Männlich 65-70 Jahre	Weiblich 65-70 *Jahre*	
	Männlich 70-75 Jahre	Weiblich 70-75 *Jahre*	
	Männlich 75-80 Jahre	Weiblich 75-80 *Jahre*	
	Männlich 80-85 Jahre	Weiblich 80-85 *Jahre*	
	Männlich 85-90 Jahre	Weiblich 85-90 *Jahre*	
	Männlich ≥ 90 Jahre	Weiblich ≥ 90 *Jahre*	

Die Informationen zu den Landnutzungskategorien und dem Grad der Bodenversiegelung stammen aus BKG (2018), um den durchschnittlichen Bodenversiegelungsgrad und den relativen Anteil der wichtigsten Landnutzungsarten zu berechnen. In Anlehnung an Bossard et al. (2000) unterschieden wir "städtisches Gefüge" (CLC-Code: 111, 112), "Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen" (CLC-Code: 121, 122, 123, 124), "Gruben-, Deponie- und Baustellenflächen" (CLC-Code: 131, 132, 133), "städtische Grünflächen" (CLC-Code: 141, 142), "landwirtschaftliche Flächen" (CLC-Code: 211, 212, 213, 221, 222, 223, 231, 241, 242), "Wald und naturnahe Flächen" (CLC-Code: 311, 312, 313, 322, 323, 324, 331, 332, 333, 334, 335), "natürliches Grünland" (CLC-Code: 321), "Feuchtgebiete" (CLC-Codes: 411, 412, 421, 422, 423) und "Gewässer" (CLC-Codes: 511, 512, 521, 522, 523). Zusätzlich wurde die Entfernung von jedem Zählstandort zum nächstgelegenen Gewässer berechnet.

Informationen zu allen soziodemographischen, Landbedeckungs- und Landnutzungsdaten (Tabelle 38) wurden für jeden Zählstandort für Pufferbreiten von 250m, 500m, 1000m, 2000m, 4000m, 6000m, 8000m und 10000m abgeleitet. Um die zeitliche Dynamik des Fahrradverkehrs zu erfassen, wurden die Variablen Wochenende, Feiertage und Schulferien in die Analyse einbezogen. Da die Zahl der STRAVA-Nutzer während des Untersuchungszeitraums erheblich anstieg, wurden Jahr und Monat als Variablen eingeführt, um auch zeitliche Effekte zu berücksichtigen.

Um zu unterscheiden, ob die Zählerstandorte in eher städtischen oder eher ländlichen Gebieten angesiedelt sind, greifen wir auf die Klassifizierung von Eurostat (2022) zurück und unterscheiden die NUTS3-Regionen nach den folgenden Typen: "überwiegend ländlich", "mittel" und "überwiegend städtisch". Anhand des Zählstandortes innerhalb einer bestimmten NUTS3-Region wird gemäß Eurostat-Daten (2022) einer der oben genannten Siedlungstypen zugeordnet.

Als Fallbeispiele wurden die Fahrradzählstandorte D02 (Berlin - Jannowitzbrücke), R03 (Nordrhein-Westfalen - Mühlheim) und BAR2 (Brandenburg - Eichhorst) ausgewählt, da sie sich hinsichtlich ihrer täglichen Fahrradzählungen unterscheiden und jeweils eines der drei beteiligten Bundesländer dieser Studie repräsentieren (vgl. Abbildung 69).

Boosted-Regression-Modelle

Wir verwenden "Generalised Boosted (Regression) Models" (GBM), die auch als "Boosted Regression Trees" (BRT) bezeichnet werden, da diese Methode für alle drei Forschungsfragen verwendet werden kann. GBM kombinieren Entscheidungsbaummodelle mit der Methode des Boosting, d.h. dem Aufbau eines Ensembles aus vielen Entscheidungsbäumen, wobei jeder neue Entscheidungsbaum auf den verbleibenden Residuen zwischen den überwachten und geschätzten Fahrradzahlen seines Vorgängers basiert. Die Modelle sind nicht nur in der Lage, eine abhängige Variable auf der Grundlage einer Reihe unabhängiger Variablen zu schätzen, sondern auch den relativen Einfluss der letzteren anzugeben. Der relative Einfluss der einzelnen Variablen kann mit dem R-Paket "gbm" berechnet werden. In Übereinstimmung mit Friedman (2001) basiert der relative Einfluss einer Variablen darauf, wie oft sie im Durchschnitt aller Bäume zur Aufteilung eines Entscheidungsbaums gewählt wird. Für eine ausführlichere Erklärung von BRT und GBM siehe Ridgeway (2007) und Elith et al. (2008). Innerhalb von GBMs sind verschiedene Einstellungen von Eigenschaften auf höherer Ebene, so genannten Hyperparametern, möglich. Diese Hyperparameter wirken sich auf die Komplexität, die Lerngeschwindigkeit und folglich auf die Modellergebnisse aus (Chicco, 2017), und daher können die besten Einstellungen durch den Vergleich der Modellgenauigkeit auf der Grundlage verschiedener Hyperparameterkombinationen ermittelt werden. Die Anpassung von Hyperparametern erfordert ein

Training des Modells unter Berücksichtigung verschiedener Hyperparameter-Einstellungen und kann zu einer übermäßigen Menge an Rechenzeit führen. Für den vorliegenden Modellaufbau müssten 517 unabhängige Variablen, die alle möglichen Pufferbreiten umfassen, pro 44.136 Tagesdatenpunkte für das Training berücksichtigt werden. Die Identifizierung der verschiedenen Variablenbeiträge erfolgte daher unter Verwendung von Standard-Hyperparametern (siehe "Puffer-Erkennungsbreiten-Modell" in Tabelle 39). Die Anpassung der Hyperparameter erfolgte anschließend nur unter Verwendung ausgewählter Variablen mit hohem Einfluss, definiert als die wichtigste Pufferbreite pro Variable, und nach Ausschluss von Variablen mit einem nicht signifikanten relativen Einfluss (< 0,1 %).

Die Abstimmung der Hyperparameter erfolgte durch eine Rastersuche, bei der die verallgemeinerten Boosted-Regressionsmodelle mehrmals mit verschiedenen Kombinationen der folgenden Hyperparameterwerte trainiert wurden: Schrumpfungsrate (Lernrate), Interaktionstiefe (maximale Anzahl von Splits in jedem Baum), Mindestanzahl von Beobachtungen in den Endknoten der Bäume ("n.minobsinnode"). Daraus ergeben sich 27 Anfangskombinationen von Hyperparameterwerten.

Tabelle 39: Für die 3-stufige Gridsuche gewählte Hyperparameter.

Hyperparameter	Trainings-modell	Standard-modell	Validie-rungsmodell	untrainiertes Jahr Modell	Unbekannte Station Modell		
					D02	R03	BAR2
Schrumpfungsrate	0.3	0.08	0.1	0.05	0.1	0.1	0.1
Tiefe der Interaktion	5	16	18	22	5	15	15
Mindestanzahl von Beobachtungen in Endpunkten der Regressionsbäume	5	13	9	17	5	5	5
Max. Anteil von unvollständigen Endpunkten (Bag Fraction)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.65	0.5	0.5
Anzahl der Regressionsbäume	5000	5000	5000	5000	5000	5000	5000
Anzahl der Kreuz-Validierungen	10	10	10	10	10	10	10

Als Leistungskriterium wurde der quadratische Fehler (root-mean-square error, RMSE) zwischen den beobachteten und den geschätzten Fahrradzahlen verwendet. Die Hyperparameterkombinationen mit dem geringsten RMSE wurden als Referenzpunkt für einen zweiten Schritt der Rastersuche ausgewählt. Danach testeten wir, ob der empfohlene Standardanteil von 0,5 (Ridgeway, 2007) oder ein höherer Anteil von 0,65 bessere Ergebnisse lieferte. Die daraus resultierenden Hyperparameterwerte wurden entsprechend für die weitere Modellierung verwendet. Für die endgültigen Modelle berechneten wir RMSE, R^2, den mittleren absoluten prozentualen Fehler (MAPE), den Nash-Sutcliffe-Modelleffizienzkoeffizienten (NSE) und die prozentuale Verzerrung (PBIAS), um ihre Leistung mit Bezug auf Tabelle 40 zu vergleichen. Insgesamt testen wir sechs verschiedene Modelle (ein Standardmodell, ein Bewertungsmodell, ein Modell mit unbekanntem Jahr und drei verschiedene Modelle mit unbekanntem Standort). Für das Standardmodell wird der Datensatz zufällig in einen Trainingsdatensatz (70%) und einen Testdatensatz (30%) aufgeteilt. Für das Validierungsmodell wurde hingegen der gesamte Datensatz als Trainingsdaten verwendet, der auch zur Beschreibung der Gesamtleistung des Modells herangezogen wurde. Um die Modellleistung für jeden Ort zu gewinnen, wurden nur Daten des jeweiligen Zählortes als Trainingsdaten verwendet. Um die Modellleistung für

ein untrainiertes Jahr (unknown year model) zu ermitteln, wurde der Trainingsdatensatz auf eine Zeitspanne zwischen 2017 und 2019 beschränkt, während das Jahr 2020 zur Validierung verwendet wurde. Auch hier wird zwischen einer Gesamtleistung und einer Leistung für jeden Standort unterschieden. Für die Modelle mit unbekanntem Standort wurden, wie bei den anderen Versuchsanordnungen, die Daten eines der drei Standorte aus den Trainingsdatensätzen ausgeschlossen und die Daten des Jahres 2020 für die Validierung verwendet.

Tabelle 40: Anpassungsgüte (Goodness of Fit) aus Pérez-Sánchez et al. (2017), basierend auf Moriasi et al. (2007).

	NSE	PBIAS
Sehr gut	0,75 – 1,00	< ±10
Gut	0,65 – 0,75	±10 - ±15
Befriedigend	0,50 – 0,65	±15 - 25
Unbefriedigend	< 0,50	± 25

Um Rückschlüsse darauf zu ziehen, von welchen Faktoren der MAPE abhängt, verwenden wir lineare Regressionsmodelle und schätzen den MAPE des Standardmodells für jeden Standort auf der Grundlage der erklärenden Variablen (i) mittlere tägliche Anzahl, (ii) Anteil der STRAVA-Nutzer, (iii) Standardabweichung des Anteils der STRAVA-Nutzer (als Indikator für die Volatilität), (iv) Anzahl der täglichen Datenpunkte pro Standort, die im Trainingsdatensatz enthalten waren, und (v) Anteil der fehlenden STRAVA-Werte (STRAVA-NA), der den Anteil der Datenpunkte angibt, für die STRAVA-Informationen fehlten.

4.3.3. Ergebnisse

Deskriptive Statistik

Fahrradzählungen vom 30. Mai bis 1. November 2019 am Standort D05 (Berlin/Oberbaumbrücke) wurden ausgeschlossen, da Bauarbeiten an der Baustelle zu einer Änderung der Verkehrsführung führten (Hering, 2019), was zu deutlich weniger überwachten Fahrradzählungen, aber kaum unveränderten STRAVA-Zählungen führte. Ohne diese haben wir insgesamt 44.136 tägliche Datenpunkte von 46 Zählstandorten als Eingangsdaten für unsere Modelle verwendet. Die Zählstandorte in Berlin weisen die größte Variabilität, aber auch die höchste Anzahl an täglichen Fahrradvolumina auf (Abbildung 70), mit dem niedrigsten Median von 501 für D24 (Alberichstraße) in den Außenbezirken und dem höchsten Median von 9219 für D05 (Oberbaumbrücke) in der Stadtmitte. Die Mediane der täglichen Fahrradzählungen der nordrhein-westfälischen (NRW) Standorte im Einzugsgebiet des Ruhrgebiets reichen von 48 an R08 (Jahnallee in Arnsberg) bis 1474 an R02 (Grugatrasse in Essen). Die niedrigsten Mediane wurden für die Zählstellen in Brandenburg beobachtet, die von 27 an DSP4 (B179 in Löpten) bis 286 an SPN1 (Ringchaussee in Burg) reichen.

Anhand der Siedlungsstrukturklassifikation von Eurostat (2022) wurden alle Zählstellen in Berlin als überwiegend städtisch eingestuft. Alle Brandenburger Zählerstandorte wurden als mittel eingestuft. Die westlichen nordrhein-westfälischen Zählerstandorte (R01, R02, R03, R05, R06, R12) wurden als überwiegend städtisch eingestuft, während die übrigen östlichen Standorte (R07, R08, R09, R10, R11, R13, R15, R16, R17) als mittel eingestuft wurden (Abbildung 69).

Abbildung 71 vergleicht die täglich überwachten Zählungen im Jahr 2020 mit den STRAVA-Zweizählungen für die drei Standorte D02, R03 und BAR2. Alle drei Standorte zeigen ein ähnliches

saisonales Muster mit höheren Zählungen in den Sommermonaten und niedrigeren Zählungen im Winter. Im Fall von BAR2 liegen die STRAVA-Zahlen in den Frühlingsmonaten fast durchgehend bei 0. Die STRAVA-Nutzeranteile (berechnet als das Verhältnis zwischen den tatsächlichen Fahrradzählungen und den STRAVA-Fahrradzählungen) für alle Standorte, gruppiert nach Bundesland, sind in Abbildung 72 dargestellt. Die durchschnittlichen Anteile liegen zwischen etwa 1 % und etwa 4 %. Die Berliner Standorte weisen die niedrigsten STRAVA-Nutzeranteile auf (Mittelwert = 0,87; Median = 0,73), gefolgt von den nordrhein-westfälischen Standorten (Mittelwert = 3,81; Median = 2,77) und den Brandenburger Zählerstandorten mit den höchsten STRAVA-Nutzeranteilen (Mittelwert = 5,47; Median = 4,04). Die Maximalwerte erreichen bei den Berliner Stationen bis zu 24%, bei den nordrhein-westfälischen Standorten bis zu 83% und im Falle Brandenburgs 91%.

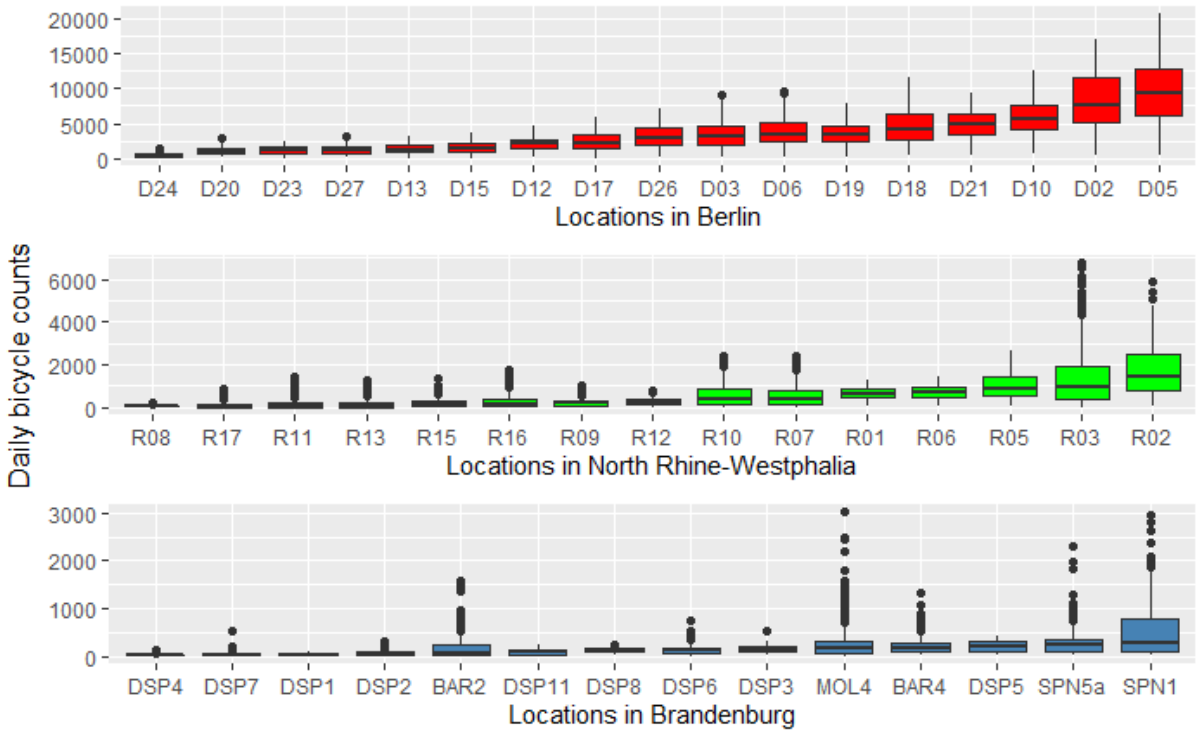


Abbildung 70: Tägliche Fahrradzählungen für alle Zählstandorte gruppiert nach Bundesländern.

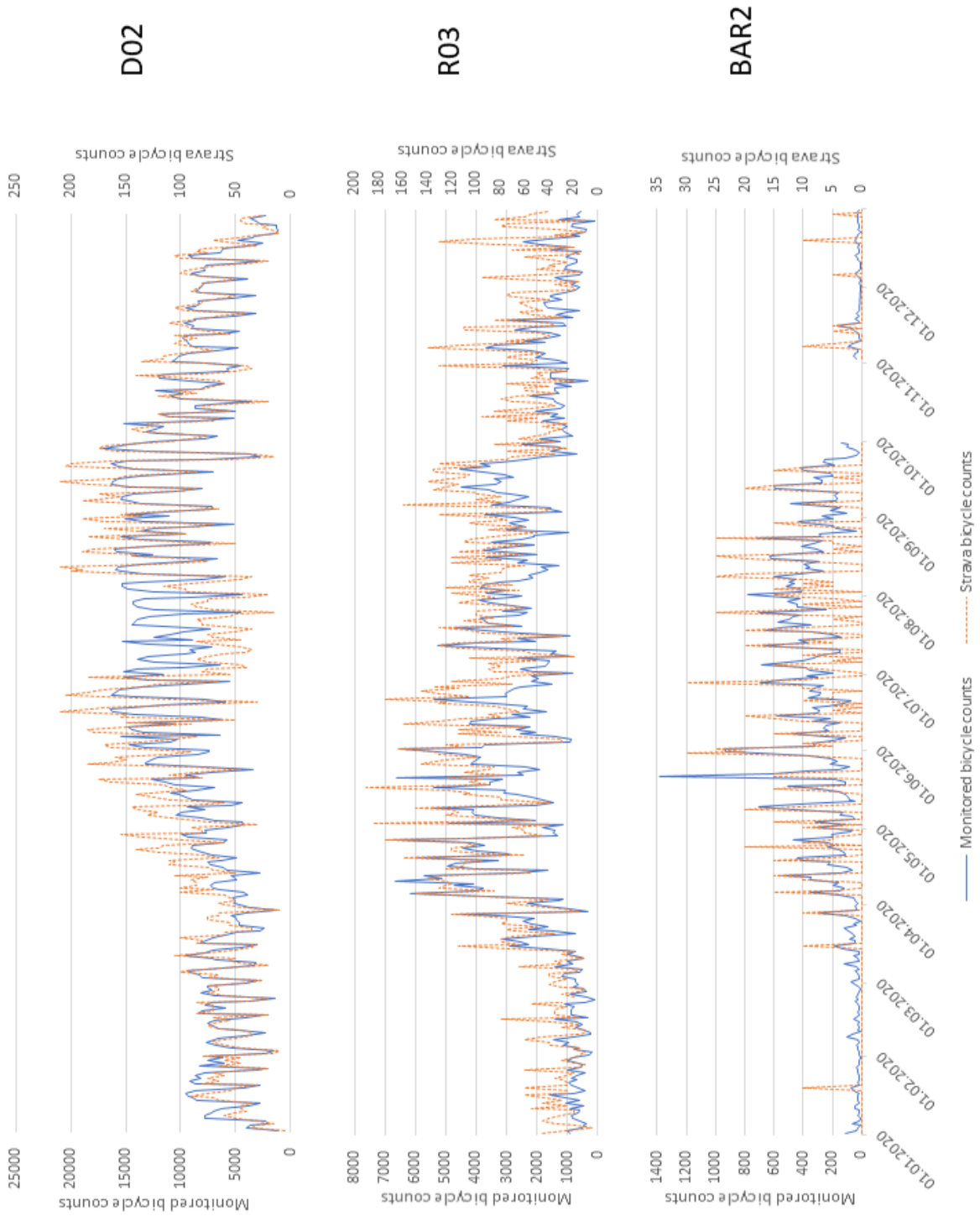


Abbildung 71: Vergleich der überwachten Fahrradzahlen und der STRAVA-Fahrradzahlen für die Standorte D02, R03 und BAR2. Fahrradzählungen für Oktober 2020 waren für den Standort BAR2 nicht verfügbar. Daher wurde dieser Zeitraum nicht berücksichtigt.

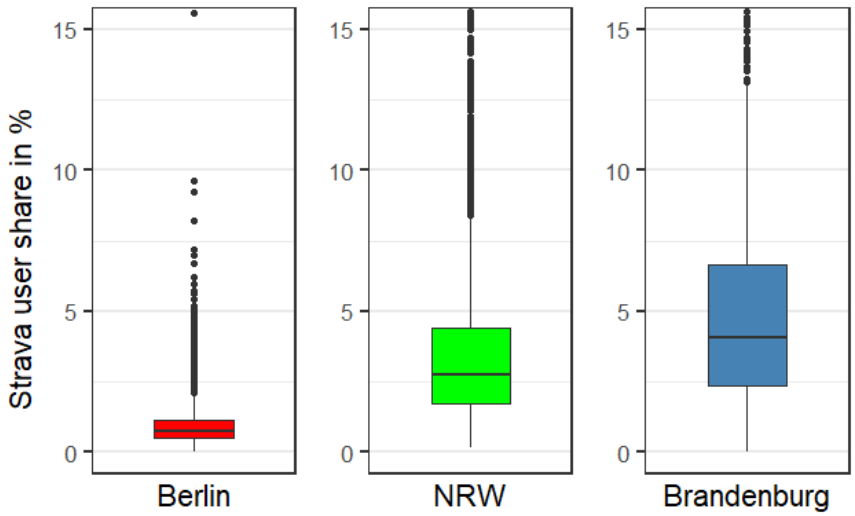


Abbildung 72: Täglicher Anteil der STRAVA-Nutzer im Verhältnis zu den täglichen Fahrradzählungen pro Ort im jeweiligen Bundesland.

Variablenauswahl und relativer Einfluss auf die abhängige Variable

Der ursprüngliche Satz der in Betracht gezogenen Prädiktoren bestand aus 517 unabhängigen Variablen. Daraus wurde eine Teilmenge von 33 erklärenden Variablen, die den größten Einfluss auf die geschätzten täglichen Fahrradzahlen haben, für die weiteren Modellierungsaufgaben ausgewählt (Tabelle 41).

Modellperformanz

Tabelle 42 fasst die statistischen Leistungsparameter der verschiedenen GBM zusammen, unterteilt in eine Gesamtleistung für alle Standorte und eine solche für die drei Fallbeispielstandorte. Für alle getesteten Modellvarianten lieferten die Ergebnisse für Jannowitzbrücke (D02) mit dem zweithöchsten Median der Fahrradanzahl aller Stationen stets die besten statistischen Leistungsindikatoren, die hingegen für Eichhorst (BAR2) mit dem niedrigsten Median der drei Fallbeispielstandorte am schlechtesten ausfielen.

Tabelle 41: In die endgültigen Modelle aufgenommene unabhängige Variablen und ihr relativer Einfluss im angepassten Standardmodell für die Schätzung der täglichen Fahrradzahlen.

ID	Variable (measuring unit)	Relativer Anteil am Fahrradaufkommen in %
1	Mittlere Tagestemperatur (° C)	24,45
2	Pendleranteil an STRAVA-Nutzer (%)	19,07
3	Niederschlag (mm)	11,12
4	Männlich, 0-5 Jahre innerhalb 1000 m (absolute Zahl)	7,83
5	Anzahl der STRAVA-Nutzer	7,01
6	Männlich, 25-30 Jahre innerh. 500 m (absolute Anzahl)	4,04
7	Monat	3,06
8	Weiblich, 40-45 Jahre innerh.4000 m (absolute Zahl)	2,04
9	Wald / naturn. Flächen innerhalb von 500 m (%)	1,71
10	Jahr	1,70
11	Versiegelungsgrad innerh. 250 m (%)	1,50
12	Radweglänge innerh. 250 m (m)	1,29
13	Entfernung zum Wasser (m)	1,20
14	Gewässer innerh. 10000 m (%)	1,20
15	Industrie-, Gewerbe, Verkehrsflächen innerh. 250 m (%)	1,18
16	Bergwerk, Deponie oder Baustelle innerh. 10.000m (%)	1,17
17	Wochenende, Feiertag oder Schulferien	1,14
18	Landwirtschaftliche Fläche innerh. 6.000 m (%)	1,08
19	Wochenende	1,00
20	Städtische Grünfläche innerh. 500 m (%)	0,95
21	Wald / naturn. Flächen innerh. 8000 m (%)	0,81
22	Männlich, 30-35 innerh. 2000 m (Anzahl)	0,71
23	Konservatives-gehobenes Milieu innerh. 4000 m (Anzahl)	0,68
24	Männlich, > 90 Jahre innerh. 1000 m (Anzahl)	0,63
25	Urbane Fläche innerh. 250 m (%)	0,60
26	Postmaterielles Milieu innerh. 500 m (Anzahl)	0,44
27	Feuchtgebiete innerh. 4000 m (%)	0,42
28	Feiertag	0,40
29	Ferien	0,40
30	Männlich, > 90 Jahre innherh. 4000 m (Anzahl)	0,37
31	Männlich, 85-90 Jahre innerh. 4000 m (Anzahl)	0,35
32	Nostalgisch-bürgerliches Milieu innerh. 500 m (Anzahl)	0,24
33	Expeditives Milieu innerh. 4000 m (Anzahl)	0,22

Tabelle 42: Modellleistung der verschiedenen GBM für alle Standorte (insgesamt) und für drei Beispielstandorte.

Modell	Alle Stationen	Teststationen (unbekannte Stations Modell) Jannowitzbrücke (D02)	Radschnellweg Mühlheim (R03)	Eichhorst (BAR2)
Mittl. Anzahl der jährl. Fahrradzählungen	21,946,387	2,958,945	495,945	52,340
STRAVA-Nutzer-anteil in %	1,91 %	0,80 %	3,65 %	2,73 %
Validierung (100 % der Daten zum trainieren)	MAPE: 19,1 % R^2: 0,98 PBIAS: -0,4 % NSE: 0,98 RMSE: 377,2	MAPE: 9,3 % R^2: 0,95 PBIAS: -0,4 % NSE: 0,95 RMSE: 869,1	MAPE: 22,4 % R^2: 0,92 PBIAS: -1,9 % NSE: 0,92 RMSE: 334,1	MAPE: 26,3 % R^2: 0,87 PBIAS: -4,7 % NSE: 0,86 RMSE: 65,8
Standard (70 % der Daten zum trainieren)	MAPE: 27,9 % R^2: 0,97 PBIAS: -0,5 % NSE: 0,97 RMSE: 433,2	MAPE: 13,3 % R^2: 0,91 PBIAS: 0,6 % NSE: 0,91 RMSE: 1178,8	MAPE: 29,2 % R^2: 0,89 PBIAS: -1,1 % NSE: 0,89 RMSE: 417,3	MAPE: 43,0 % R^2: 0,84 PBIAS: -2,0 NSE: 0,84 RMSE: 70,8
Unbekanntes Jahr (2017-2019 zum trainieren)	MAPE: 36,2 % R^2: 0,91 PBIAS: -10,6 NSE: 0,9 RMSE: 809,8	MAPE: 17,7 % R^2: 0,8 PBIAS: -0,7 % NSE: 0,8 RMSE: 1739,2	MAPE: 27,1 % R^2: 0,79 PBIAS: 0,3 % NSE: 0,77 RMSE: 657,1	MAPE: 50,7 % R^2: 0,78 PBIAS: -15,9 % NSE: 0,76 RMSE: 102,0
Unbekannte station (Daten aller Stationen exkl. der Teststation zum trainieren)		MAPE: 38,7 % R^2: 0,83 PBIAS: 24,6 % NSE: 0,53 RMSE: 2670,6	MAPE: 37,2 % R^2: 0,81 PBIAS: -38,8 % NSE: 0,34 RMSE: 1125,0	MAPE: 3253,0 % R^2: 0,35 PBIAS: 921,5 % NSE: -85,84 RMSE: 1927,2

Aus Tabelle 42 geht hervor, dass das Validierungsmodell am besten abgeschnitten hat, was sinnvoll ist, da hier alle Daten zum Training verwendet wurden, so dass die Indikatoren im Wesentlichen die Leistung des Modelltrainings und nicht die der Validierung beschreiben. Das Standardmodell schnitt am zweitbesten ab, gefolgt von den Modellen mit unbekanntem Jahr. Am schlechtesten schnitten die Modelle für unbekannte Standorte ab, wo für alle drei Standorte (PBIAS) unbefriedigende Leistungswerte erzielt wurden, wobei BAR2 mit dem einzigen NSE unter 0 hervorstach. In allen Fällen übertrafen die Schätzungen für den Standort D02 (Jannowitzbrücke) die Schätzungen für den Standort R03 (Mühlheim), die wiederum die Schätzungen für den Standort BAR2 (Eichhorst) übertrafen.

Die oberen Diagramme in Abbildung 72 zeigen die medianen täglichen Zählungen in aufsteigender Reihenfolge pro Standort im Vergleich zum MAPE (a) und zum STRAVA-Nutzeranteil (b). Die unteren Diagramme zeigen die Standardabweichung der STRAVA-Nutzer in aufsteigender Reihenfolge im Vergleich zum STRAVA-Nutzeranteil (c) und zum MAPE für den jeweiligen Standort (d), was darauf hindeutet, dass eine höhere Volatilität der STRAVA-Nutzer mit einem höheren STRAVA -Nutzeranteil und einer geringeren Modellgenauigkeit zusammenhängt.

Wir haben lineare Regressionsmodelle verwendet, um potenzielle Treiber für die MAPE zu identifizieren, die für die einzelnen Überwachungsstandorte abgeleitet wurden. Tabelle 43 zeigt die Ergebnisse für die Schätzung des MAPE des Standardmodells auf der Grundlage mehrerer unabhängiger Variablen, die jeden Standort charakterisieren. Dies waren der Anteil der STRAVA-Zählungen im Verhältnis zu den tatsächlichen Fahrradzählungen (STRAVA-Nutzeranteil) sowie die Standardabweichung dieses STRAVA -Nutzeranteils als Indikator für die Volatilität, die absolute Anzahl der Datenpunkte pro Standort im Trainingsdatensatz, der Anteil der fehlenden STRAVA-Informationen (STRAVA-NA) im Verhältnis zur Anzahl der Datenpunkte und der Median der täglichen Zählung. Für die Orte SPN1, SPN5a und DSP5 war nicht mehr als eine STRAVA-Zählung verfügbar. Daher konnten diese Zählerstandorte nicht in die Regressionsmodelle aufgenommen werden.

Tabelle 43: Ergebnisse der linearen Regression: Parameterschätzungen für die MAPE-Schätzung des Standardmodells und Standardabweichung in Klammern.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3
Y-Achsenabschnitt	24,73**	25,58*	14,79
	(8,19)	(9,47)	(10,15)
Standardabweichung des STRAVA-Nutzeranteils	3,35***	3,32***	1,44
	(0,81)	(0,84)	(1,14)
Number of datapoints	-0,01*	-0,01*	-0,01
	(0,01)	(0,01)	(0,01)
Share of STRAVA-NA	0,35**	0,34**	0,31*
	(0,11)	(0,12)	(0,12)
Median daily count	-	-0,00	-0,00
	-	(0,00)	(0,00)
STRAVA user share	-	-	3,17*
	-	-	(1,38)
N	43	43	43
R2	0,70	0,70	0,74
Significance codes: 0,0001 '***' 0,001 '**' 0,01 '*'			

4.3.4. Diskussion

Deskriptive Statistik

Fahrradzähler in städtischen Regionen weisen höhere Zählungen auf als solche in städtischen/ländlichen Zwischenregionen. Leider gibt es laut Eurostat (2022) in unseren Eingangsdaten keine überwiegend ländlichen Zählstellen. Allerdings erfüllen elf Standorte (R11, R17, BAR2, SPN1, DSP1, DSP2, DSP3, DSP4, DSP5, DSP7 und DSP8) die erste der drei OECD-Anforderungen von weniger als 300 Einwohnern pro km² als ländliche Bedingung, wenn sie für einen 1 km-Puffer abgeleitet werden.

Vergleicht man die überwachten Fahrradzählungen und die STRAVA-Zählungen für denselben Zeitraum im Falle des überwiegend städtischen Zählerstandorts D02 (siehe Abbildung 70), so scheinen beide Variablen zu Beginn und am Ende des Jahres 2020 kongruente zeitliche Muster aufzuweisen. Eine Abweichung ist um den Frühling herum zu beobachten, was auf einen Anstieg des STRAVA-Nutzeranteils zu Beginn der Corona-Pandemie und einen Rückgang um die Schulsommerferien herum

zurückgeführt werden kann. Der Skalierungsfaktor von 100:1 steht im Einklang mit einem durchschnittlichen STRAVA -Nutzeranteil von 1 % für diesen Standort und das entsprechende Jahr.

Für den weniger urbanen brandenburgischen Standort BAR2 (Eichhorst) mit weniger Fahrradzählungen und weniger STRAVA-Zählungen passen die zeitlichen Muster nicht so gut, wie Abbildung 71 zeigt. Insbesondere die niedrigeren Werte werden oft unterschätzt, da STRAVA-Zählungen unter 3 auf 0 gesetzt werden und höhere Zählungen in 5-Zähl-Schritten angegeben werden, um den Datenschutz zu gewährleisten (Lee & Sener, 2021). Darüber hinaus ist der durchschnittliche Anteil der STRAVA-Nutzer höher als an den meisten Berliner Standorten, schwankt aber auch viel stärker im Zeitverlauf. Diese Schwankung könnte auch durch den bereits erwähnten Rundungseffekt bei der Verwendung von 5-Zähl-Schritten für STRAVA-Informationen erklärt werden, der sich auf kleinere Verhältnisse zwischen überwachten Zählungen und STRAVA-Zählungen auswirkt, was in ländlicheren Gebieten viel stärker der Fall ist. Eine weitere interessante Beobachtung, die beim Vergleich von BAR2 und D02 gemacht werden kann, sind die umgekehrten Spitzenwerte. In D02 werden die Spitzenwerte unter der Woche gezählt, während sie in BAR2 an den Wochenenden beobachtet wurden. Dies steht im Einklang mit der höheren Anzahl von Pendlerradfahrern in städtischen Gebieten während der Woche sowie mit der höheren Anzahl von Freizeitradfahrern in weniger städtischen Gebieten an den Wochenenden.

Im Durchschnitt nimmt der Anteil der STRAVA -Nutzer mit dem Grad der Verstädterung ab, wobei er in Berlin am niedrigsten und in Brandenburg am höchsten ist, aber stärker schwankt. Die STRAVA -Nutzeranteile aller nordrhein-westfälischen Standorte, die sowohl städtische als auch mittelstädtische/ländliche Gebiete umfassen, liegen zwischen Berlin und Brandenburg. Dieses Muster lässt sich darauf zurückführen, dass für einen STRAVA-Nutzeranteil unter 1 % eine überwachte Zahl von mindestens 500 erforderlich ist, da die niedrigste STRAVA -Zahl, die größer als 0 ist, bei 5 liegt. In unserem Datensatz haben alle Brandenburger Standorte eine mittlere tägliche Zahl von unter 500, während alle Berliner Standorte eine mittlere tägliche Zahl von über 500 aufweisen. Im Falle der nordrhein-westfälischen Standorte liegen einige Zählerstandorte über und einige unter diesem Schwellenwert.

Variablenauswahl und relativer Einfluss auf die unabhängige Variable

Die drei dominierenden Variablen Temperatur, Anteil der Pendler und Niederschlag haben zusammen einen Einfluss von 55 % auf die Vorhersage der Fahrradanzahl (Tabelle 41). Die wetterabhängigen Variablen unterstützen die naheliegende Annahme, dass bei höheren Temperaturen und fehlendem/weniger Regen die Fahrradaktivitäten zunehmen (vgl. Abbildung 73). Unsere Modellvorhersagen deuten jedoch auf ein gewisses Temperaturoptimum um 22 °C hin, was auf einen Rückgang der Fahrradzählungen an heißen Tagen hindeutet. In unserem Modell gehen höhere tägliche Regensummen mit einer geringeren Anzahl von prognostizierten Fahrradzählungen einher. Es ist jedoch zu beobachten, dass diese Beziehung nicht linear ist, sondern dass die geschätzten Fahrradzahlen mit zunehmender Tagesniederschlagssumme von etwa 25 mm bis ca. 40 mm ansteigen. Wir vermuten, dass dies darauf zurückzuführen ist, dass in beiden Gebieten, Nordrhein-Westfalen und Berlin-Brandenburg, die größten Niederschlagsmengen in den wärmeren Sommermonaten zu beobachten sind, wobei dieses Muster im letzteren Fall ausgeprägter ist (ClimateData, 2022a, 2022b).Während die Wetterdaten die zeitliche Dynamik auf der Makroebene erklären, trägt der Anteil der pendelnden STRAVA -Nutzer dazu bei, die zeitlichen Unterschiede auf der Mikroebene (Werktag - Wochenende/Feiertage) und Teile der räumlichen Unterschiede zwischen städtischen und

ländlicheren Gebieten zu erklären, wie oben beschrieben. Wie in Abbildung 73 zu sehen ist, führt in unserem Modell ein steigender Anteil an pendelnden STRAVA -Nutzern zu einer höheren Anzahl von geschätzten Fahrradzählungen.

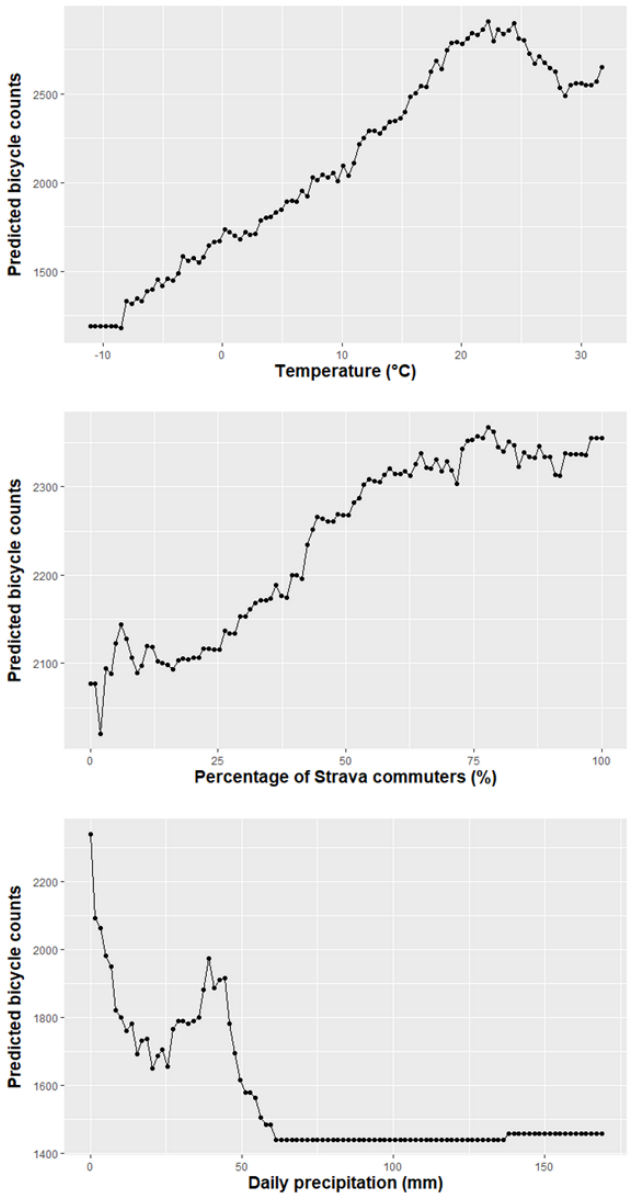


Abbildung 73: Vorhersage der Fahrradzählungen in Abhängigkeit von Temperatur, Anteil der STRAVA-Pendler und des Niederschlags.

Von den ausgewählten 33 Variablen haben 25 untergeordnete Variablen einen individuellen Einflussanteil von ≤ 2 %, tragen aber insgesamt 21,4 % bei. Während die dominierenden Variablen ausreichen, um die allgemeine räumlich-zeitliche Zähldynamik zu beschreiben, sollen die untergeordneten Variablen lokale Besonderheiten in einzelnen Zeiträumen oder Orten erklären. Dies würde erklären, warum untergeordnete Variablen (z.B. Monat [7]), die potenziell korrelierten Informationen der dominierenden Variablen (z.B. Temperatur [1]) enthalten, keinen noch geringeren Einfluss haben. Ähnlich verhält es sich mit vier untergeordneten Variablen [17, 19, 28, 29], die sich auf Informationen zu Arbeitstagen und Feiertagen beziehen, die sich in den drei betrachteten Staaten

unterscheiden und dazu beitragen, diese räumlichen Unterschiede zu erklären. Ein weiteres Beispiel sind Variablen zur Landnutzung [9, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 20, 21, 25, 27] mit einem Gesamteinfluss von 13,1 % in unserem Standardmodell. Städtisches Grün und das Vorhandensein von Oberflächengewässern werden Berichten zufolge von Erholungssuchenden generell bevorzugt und sind ein Faktor, der das Wohlbefinden beeinflusst (Venohr et al., 2018), und könnten sich positiv auf das umgebende Mikroklima eines Schalterstandorts auswirken. Dieser relativ geringe Einfluss könnte mehrere Gründe haben: a) Radfahrer (insbesondere Pendler) bevorzugen andere Aspekte (z.B. eine kürzere Strecke, die Qualität des Asphalts, die Autodichte oder andere Sicherheitsaspekte) gegenüber der Flächennutzung, b) die verfügbaren Zähler decken nicht die Kombination von hohen Radverkehrszahlen in z.B. einem Waldgebiet ab, c) die verwendeten Klimadaten haben nicht die erforderliche räumliche Auflösung und Präzision, um mikroklimatische Bedingungen darzustellen.

Modellleistung und Unsicherheit

Unser Standardmodell ergab einen Gesamt-MAPE von 27,9 % und zeigte einen besseren durchschnittlichen MAPE für die städtischen Berliner Zählerstandorte (13,7 %) im Vergleich zu den teils städtischen und teils mittleren städtisch-ländlichen NRW-Zählerstandorten (45,4 %) und den vollständig mittleren städtisch-ländlichen Zählerstandorten in Brandenburg (56,2 %). Unsere Out-of-Sample-Vorhersagemodelle zeigen gute und brauchbare Vorhersageergebnisse für D02, aber auch weniger gute Ergebnisse für andere Standorte (vgl. unbekanntes Standortmodell für BAR2), wobei die unbekannten Jahresmodelle in allen Fällen besser abschneiden als die unbekannten Standortmodelle.

Dadashova und Griffin (2020) geben einen Überblick über Studien zur Vorhersage der Fahrradaktivität, einschließlich der Vorhersagegenauigkeit, wobei El Esawey et al. (2015) mit 10,4 % die niedrigsten MAPE-Werte für ihr auf Vancouver basierendes Vorhersagemodell meldeten, was nicht allzu weit von unserem durchschnittlichen MAPE für die auf Berlin basierenden Zählerstandorte entfernt ist. Der durchschnittliche MAPE der entsprechenden Studie von Dadashova und Griffin (2020) betrug 29 %, was mit dem Gesamt-MAPE unseres Standardmodells vergleichbar ist. Im Gegensatz zu unseren Ergebnissen beobachteten Jestico et al. (2016) höhere Modellfehler für Standorte mit hohem Verkehrsaufkommen im Vergleich zu Standorten mit geringem Verkehrsaufkommen (vgl. Miah et al. (2022)).

Abbildung 74 zeigt, dass in unserem Fall Zählerstandorte mit höheren täglichen Fahrradzahlen, vor allem die Berliner Standorte, auch einen geringeren MAPE und niedrigere STRAVA-Nutzeranteile, aber auch eine geringere Volatilität dieser Nutzeranteile aufwiesen. Gemäß Abbildung 74d) zeigen Standorte mit einem höheren MAPE eine höhere Volatilität der STRAVA-Nutzeranteile, wobei jedoch zu berücksichtigen ist, dass höhere STRAVA-Nutzeranteile mit einer höheren Volatilität der STRAVA-Nutzeranteile korreliert sind (ein Pearson-Test ergab eine positive Korrelation von 0,8 zwischen den beiden Variablen). Daher erschien es sinnvoll, diese Variable aus der linearen Regression auszuschließen, wie dies in den linearen Regressionsmodellen 1 und 2 (Tabelle 43) geschehen ist. Auf der Grundlage der statistisch signifikanten Schätzungen von Modell 1 und Modell 2 kann davon ausgegangen werden, dass der MAPE für Fahrradzählvorhersagen für einen bestimmten Zählerstandort von der Standardabweichung der STRAVA-Nutzeranteile als Indikator für die Volatilität, der absoluten Anzahl der Datenpunkte im Trainingsdatensatz und dem Anteil fehlender STRAVA-Informationen abhängt, was damit zusammenhängen kann, dass geringere STRAVA-Zählungen als NA-Werte zugewiesen werden. Lineare Regressionsmodelle zeigten, dass der Median der täglichen Zählung keinen signifikanten Einfluss auf den MAPE hat (vgl. Modell 2). Während Jestico et al. (2016)

höhere Modellfehler für Standorte mit höheren Fahrradzahlen beobachteten, zeigen unsere Ergebnisse das Gegenteil, d.h. höhere Fehler für niedrige Fahrradzahlen. Als mögliche Erklärung schlagen wir erhöhte und stark schwankende STRAVA-Nutzeranteile für niedrige Fahrradzahlen vor. Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass die STRAVA-Zahlen in Fünfer-Schritten gerundet werden, was sich bei geringeren Nutzerzahlen stärker auswirkt (siehe Tabelle 42). Dies führt insgesamt zu einer Unschärfe der STRAVA-Nutzeranteile und beeinträchtigt die Modellgenauigkeit bei wenig befahrenen Straßenanbschnitten.

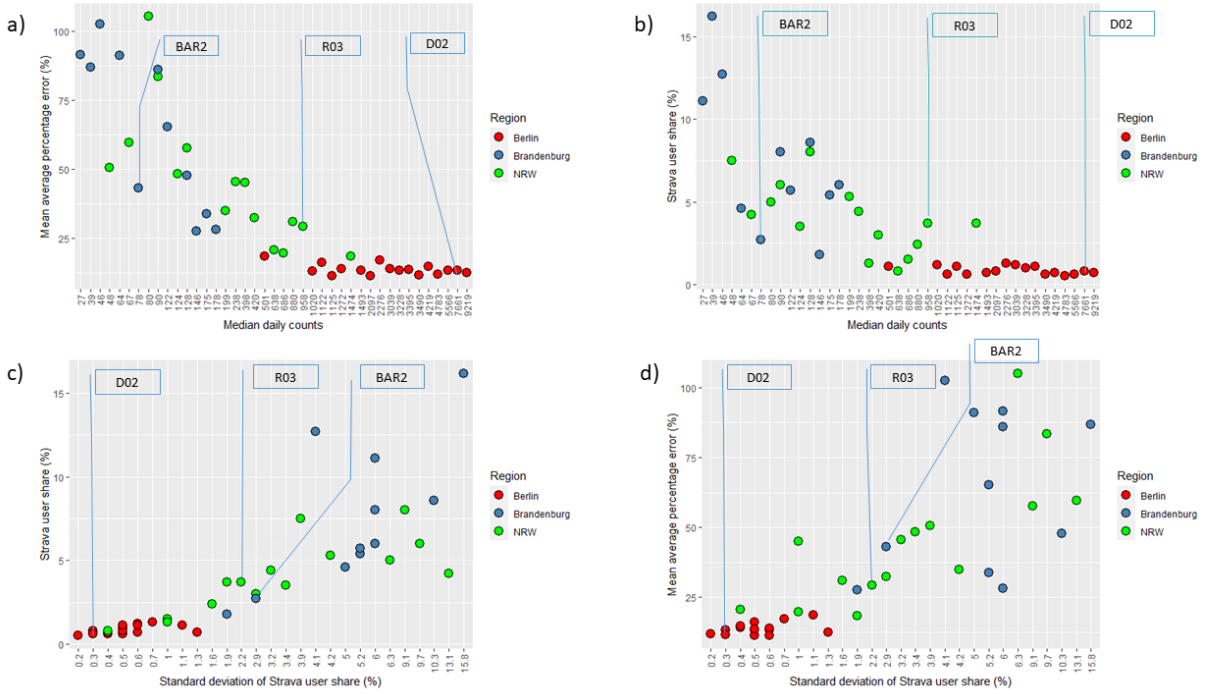


Abbildung 74: Mediane tägliche Zählungen für jeden Zählerstandort in Abhängigkeit vom MAPE (a) und dem Strava-Nutzeranteil (b), sowie Standardabweichung des Strava-Nutzeranteils für jeden Zählerstandort in Abhängigkeit vom MAPE (c) und dem Strava-Nutzeranteil (d).

4.3.5. Schlussfolgerung

In dieser Studie haben wir einen Ansatz des maschinellen Lernens vorgestellt, der in der Lage ist, auf der Grundlage von Open-Source-Fitness-Tracker-Daten, Wetterdaten, soziodemografischen Daten und Informationen zur Flächennutzung Fahrradzahlen für städtische und ländliche Gebiete zu schätzen. Unsere Vorhersagemodelle deuten darauf hin, dass, selbst wenn Fahrradzähldaten von Fitness-Tracker-Apps verfügbar sind, Wettervariablen und Informationen über die Zusammensetzung der Fahrradfahrer (Anteil der Pendler) einen höheren relativen Einfluss als Prädiktoren erreichen als die reinen Fitness-Tracker-Zählungen. Ein konstanter oder sich gleichmäßig verändernder STRAVA-Nutzeranteil würde die Schätzung der überwachten Fahrradzahlen durch einen einfachen Faktor oder eine Funktion ermöglichen. Folglich kann die Volatilität der Fitness-Tracker-Nutzeranteile als Hauptursache für Modellunsicherheiten und einen erhöhten MAPE angesehen werden. Es wird angenommen, dass räumliche Unterschiede in der Modellgenauigkeit darauf beruhen (verursacht durch Rundungseffekte aufgrund von Datenschutzmaßnahmen) sowie auf der Anzahl der Datenpunkte und dem Anteil der fehlenden STRAVA-Daten pro Zählerstandort. Daher sollten Schätzmodelle, die auf STRAVA-Informationen basieren, für weniger frequentierte Standorte mit Vorsicht verwendet werden.

Da sich die Tagesmitteltemperatur als wichtigster Prädiktor für die Fahrradzählungen herausstellte, wobei die prognostizierten Zählungen bis 22 °C zunahmen und oberhalb dieser Temperatur abnahmen, sollten sich weitere Forschungsarbeiten darauf konzentrieren, wie das Mikroklima und die damit verbundenen Landnutzungsmerkmale (z.B. blau-grüne Infrastruktur) die Schätzung der Fahrradzählungen beeinflussen.

4.4. Ableitung räumliche Nutzungsmuster des Rudersports in Deutschland anhand von Rudertagebüchern

Simone Podschun, Benjamin Nelles, Michael Stoffels, Markus Venohr

4.4.1. Einleitung

Das Rudern wird, ob als Wettkampf- und Breitensport, vor allem vereinsorganisiert betrieben. Bei letzterem nimmt auch das Wanderrudern eine wichtige Rolle ein. Als Wanderfahrten gelten nach dem Deuten Ruderverband (DRV, 2013) eintägige Fahrten mit einer Länge von mindestens 30 km und mehrtägige Fahrten mit einer Gesamtlänge von mindestens 40 km. Deutschlandweit gibt es 577 (ohne Schulrudervereine 476) Rudervereine, von denen 235 am jährlichen Wanderruderwettbewerb teilnehmen. Für diesen Wettbewerb werden sowohl die Wanderruderfahrten als auch die gesamte Kilometerleistung der Vereine von den Ruderern selbst im sogenannten Elektronischen Fahrtenbuch (EFA) protokoliert und an den DRV gemeldet. Auf der Grundlage von diesem umfassenden Datensatz ist es Ziel dieser Arbeit die räumliche Verteilung sowohl des Wanderruderns als auch des Ruderns im Verein in einer hohen räumlichen Auflösung darzustellen und zu analysieren.

Die großskaligen räumlichen Muster sowie sozioökonomischen Aspekte des Ruderns wurden in der Publikation von Mühl (2018) dargelegt. Nach Mühl (2018) waren die meisten Wanderfahrten im Jahr 2016 mit 70,4% Tageswanderfahrten, jedoch macht der Anteil der Teilnehmer von Tageswanderfahrten nur 25,8% der Gesamtheit der Teilnehmer von Ruderwanderfahrten aus. Bei den Tageswanderfahrten stechen insbesondere der Rhein und die Berliner Gewässer als Schwerpunkträume heraus. Bei Berücksichtigung der Intensität führen die Berliner Gewässer mit 16,9 Tageswanderfahrten pro Kilometer die Statistik an, gefolgt von der Lesum mit 5,4 Tageswanderfahrten pro Kilometer (Mühl 2018). Jedoch spielte die räumliche Betrachtung in der Studie von Mühl (2018) nur eine untergeordnete Rolle.

Um die räumliche Auflösung der Auswertung zu verbessern, wurden Gewässer wie der Rhein räumlich differenzierter betrachtet bzw. Gewässergruppen wie „Berliner Gewässer“ in Ihre einzelnen Gewässer (z.B. Dahme, Spree und Havel) aufgeteilt. Dementsprechend zielt diese Studie darauf ab, die Wanderfahrten Flussabschnitten zuzuordnen, um insbesondere für lange Fließgewässer wie dem Rhein oder die Elbe ein detaillierteres Bild zu erhalten. Es stellen sich folgende Forschungsfragen:

1. Wie ist die Gewässernutzung durch Ruderer*innen in Deutschland verteilt:
    a. An welchen Gewässern ergeben sich Schwerpunktnutzungen?
    b. Welche Arten von Gewässern werden besonders häufig befahren?
    c. Wie ist die räumliche Verteilung deutschlandweit in Bezug auf die Bundesländer verteilt?

4.4.2. Methoden

Daten

Die gesammelten Daten der Ruder-Aktivitäten wurden vom Deutschen Ruderverband zur Verfügung gestellt. Dies umfasste sowohl die Daten des Verbandes, die im Zuge des Wanderruderwettbewerbes gesammelt wurden, als auch die Daten, die die gesamte Kilometerleistung der Vereine darstellen. Diese Daten werden von den Ruderern selbst im sogenannten Elektronischen Fahrtenbuch (EFA)

protokolliert. Die ausgewerteten Daten beziehen sich auf das Jahr 2019. Das Jahr 2019 wurde ausgewählt, da es das letzte Jahr ohne Beeinträchtigung durch die COVID-19 Pandemie war.

Daten vom DRV:

- Wanderruderstatistik 2019, Wanderruderwettbewerb 2019; Umfassende Fahrtenliste EFA
- Liste der Rudervereine in Deutschland
- Gewässerkatalog (https://gewaesser.rudern.de/)

Räumliche Daten:

- Verkehrsnetz der Bundeswasserstraßen (Version 3.11) der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV). Die WSV gibt ihre Geodaten gemäß GeoZG in Verbindung mit der GeoNutzV geldleistungsfrei ab. Ein Quellenvermerk gemäß GeoNutzV ist nicht anzubringen.
- Fließgewässertypologie der Wasserrahmenrichtlinie (WFD Riverwaterbody). "Fachportal WasserBLIcK/BfG & Zuständige Behörden der Länder, 19.08.2019"
- OpenStreetMap (https://www.openstreetmap.org; Download Mai 2021)

Datenaufbereitung und Analyse

Die Liste des DRV umfasste 476 Vereine. Für die Rudervereine, bei denen keine Positionsangaben vorlagen wurden diese recherchiert und ergänzt. Insgesamt konnten so 406 Vereine berücksichtigt werden. Die verbleibenden 70 Vereine wurden ausgeschlossen, da 38 an einem nicht berücksichtigten See liegen, 3 Vereine Sonderformen darstellen (z.B. Regattaverbände), 3 Vereine nicht räumlich zugeordnet werden konnten, 3 Vereine keinem Gewässer eindeutig zugeordnet werden konnten und 23 Vereine entweder an nicht ruderbaren Gewässern, ohne Kilometrierung des DRV oder eines Landesruderverbandes oder nicht an Binnengewässern lagen. Es wurden pro Verein die insgesamt gefahrenen Kilometer (Vereins-km) als auch die Wander-km und Heim-km (ab Bootshaus) analysiert.

Um ein bundesweites Gewässernetz für das Rudern zu erhalten, wurden zwei Ansätze kombiniert. Einerseits wurde durch eine räumliche Abfrage bestimmt, welche Gewässer den Vereinen am nächsten liegen (aber maximal 1 km entfernt). Andererseits wurden die Fahrtenbücher ausgewertet und die Namen aller genannten Gewässer bestimmt und diese kategorisiert nach Inland / Ausland sowie Gewässer oder eine Gewässergruppe (z.B. Berliner Gewässer). Alle Inlandsgewässer wurden dann standardisiert (z.B. hinsichtlich der Schreibweisen), indexiert und wiederum mit räumlichen Datensätzen verknüpft. Als Grundlage für das Gewässernetz diente vorrangig die Geodaten aus dem Verkehrsnetz der Bundeswasserstraßen. Gewässern die dort nicht verzeichnet waren wurden aus dem WFD oder dem OSM Datensatz ergänzt oder es fand eine händische Kartierung der Strecken auf Grundlage der OSM-Grundkarte statt.

Da die vorliegenden Wanderruderdaten nicht strukturiert und generalisiert waren konnte die Auswertung der Daten nur durch eine händische Auswertung in Microsoft Excel erfolgen. Dabei wurden der Anfangs- und Endpunkt, sowie gegebenenfalls ein Wendepunkt erfasst und bei Befahrungen verschiedener Gewässer die Fahrt in mehrere Teilfahrten aufgeteilt. Die Ergebnisse dieser Auswertung wurden in QGIS 3.16 auf Kilometer-Maßstab ausgewertet. Die Basis der gewählten Gewässerkilometrierung bildet der Gewässerkatalog des DRV, auf dessen Grundlage auch die meisten Ruder-Wanderfahrten geplant werden.

Seen und die Küsten der Nord- und Ostsee wurden für die Auswertung nicht berücksichtigt. Eine Ausnahme sind die beiden größten Seen Deutschlands, der Bodensee und die Müritz, sowie einigen weiteren Seen, die eine Kilometrierung nach dem DRV-Gewässerkatalog vorweisen und im Zusammenhang mit anderen Gewässern stehen. Gewässer mit weniger als 25 Befahrungen pro Jahr wurden grundsätzlich ausgeschlossen, falls sie nicht im Verbund mit anderen, stärker befahrenen Abschnitten stehen.

Die gefahrene Strecke der Fahrten ab Bootshaus (Heim-km, keine Wanderfahrten) wurden als Gesamtstrecke ohne nähere Angabe der Streckenabschnitte angegeben. Eine Auswertung der Heim-km aller Vereine ergab eine mittlere Fahrtenlänge pro Fahrt von 14 km. Diese mittlere Strecke der Heimatkilometer wurde für alle Vereine 7 km flussauf- und flussabwärts des Bootshauses verteilt. Im Durchschnitt aller Vereine ergab sich eine jährliche Fahrleistung pro Vereinsmitglied von 187,6 km.

Für die Vereine deren Fahrkilometer nicht durch den DRV bereitgestellt werden konnten, wurde auf Grundlage der Anzahl der Vereinsmitglieder die Vereinskilometer über die mittlere Fahrleistung aller Vereine geschätzt. So ist es möglich, für jeden Flusskilometer sowohl die gesamte Teilnehmerzahl eines Jahres als auch dezidiert die Wanderfahrten und die Heimatkilometer auf jedem Flussabschnitt abzubilden.

4.4.3. Ergebnisse

Rudervereine und das Bundesweite Rudergewässernetz

Die Daten des DRV enthielt Angaben zu insgesamt 281 Rudergewässern. Davon liegen 15 % im Ausland, 54 % Gewässer und 31 % Gewässergruppen wie etwa die Berliner Gewässer (Abbildung 75).

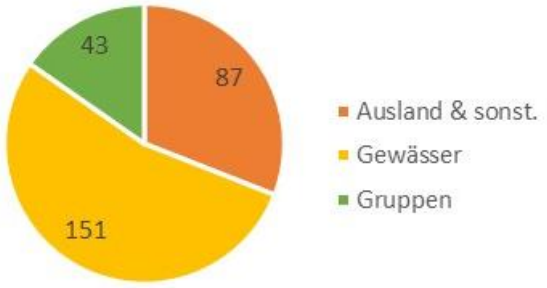


Abbildung 75: Gewässerkategorisierung.

Ein Großteil der Vereine (319) ist in unmittelbarer Nähe einer Wasserstraße angesiedelt. Es gibt 476 Rudervereine in Deutschland mit 3-874 Mitgliedern. Die Verteilung auf der Karte (Abbildung 76) zeigt, dass in der Rhein-Main Region und in Berlin/Brandenburg besonders viele Vereinen angesiedelt sind. Mit 65 sind am Rhein die meisten Vereine angesiedelt, 34 finden sich am Main und 22 an der Elbe (Abbildung 77).

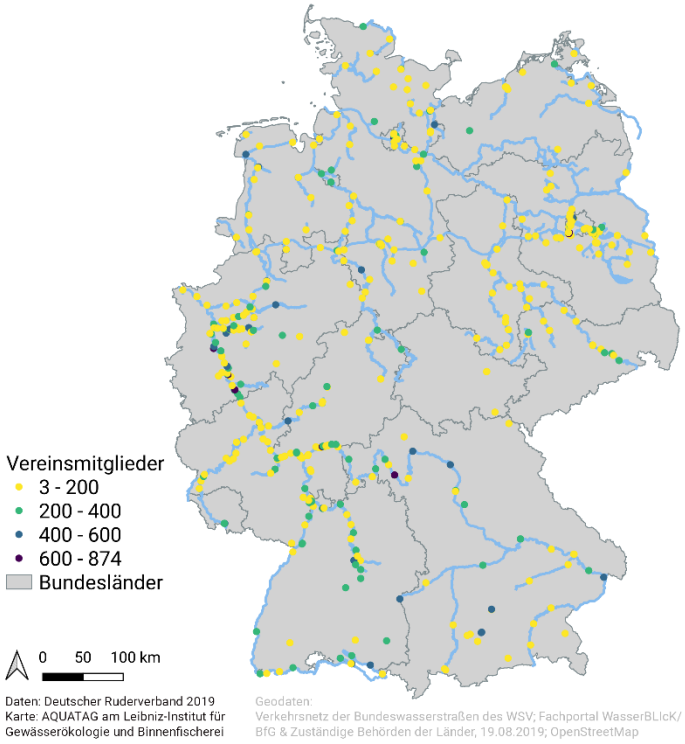


Abbildung 76: Räumliche Verteilung der Rudervereine und deren Mitgliedszahlen in Deutschland.

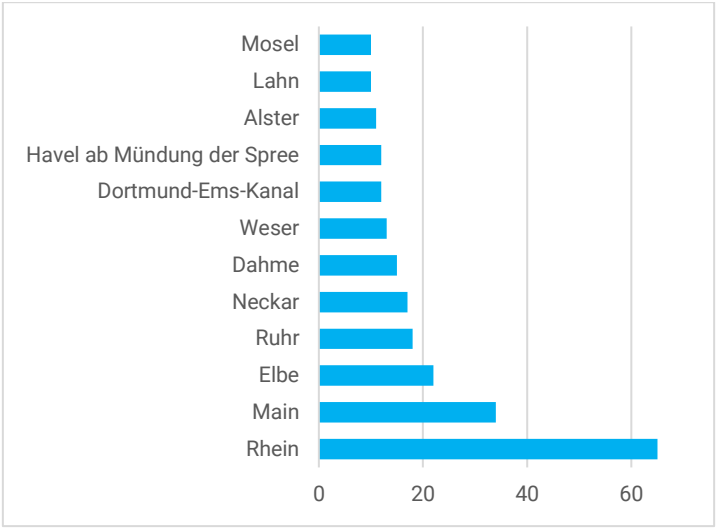


Abbildung 77: Anzahl der Vereine für alle Gewässer mit mehr als 10 Vereinen.

Vereinsrudern

Die Karte der Heimruderkilometer (Abbildung 79) setzt sich zusammen aus den 240 Vereinen mit gemeldeten Vereinskilometer sowie der Schätzung basierend auf der Mitgliederzahl. In 14 % der Gewässerabschnitte zeigen sich hohe Werte mit über 2000 Fahrten/km sowie in 3% (d.h. heißt auf 348 km) sehr hohe Werte über 10.000 Fahrten/km. Schwerpunktbereiche finden sich entlang des Rhein sowie in den Stadtstaaten Berlin, Hamburg und Bremen, hier sind die durchschnittlichen Vereinskilometer pro Ruderkilometer am höchsten (Abbildung 78).

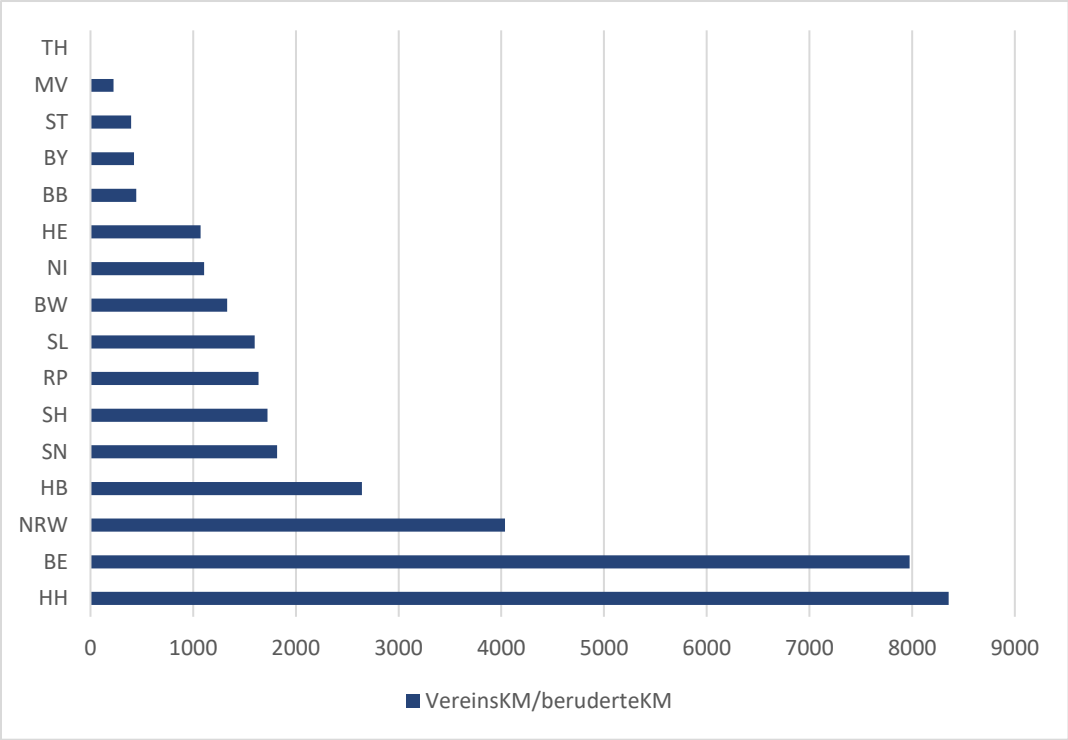


Abbildung 78: Vereinsnutzungsinstensität nach Bundesländern.

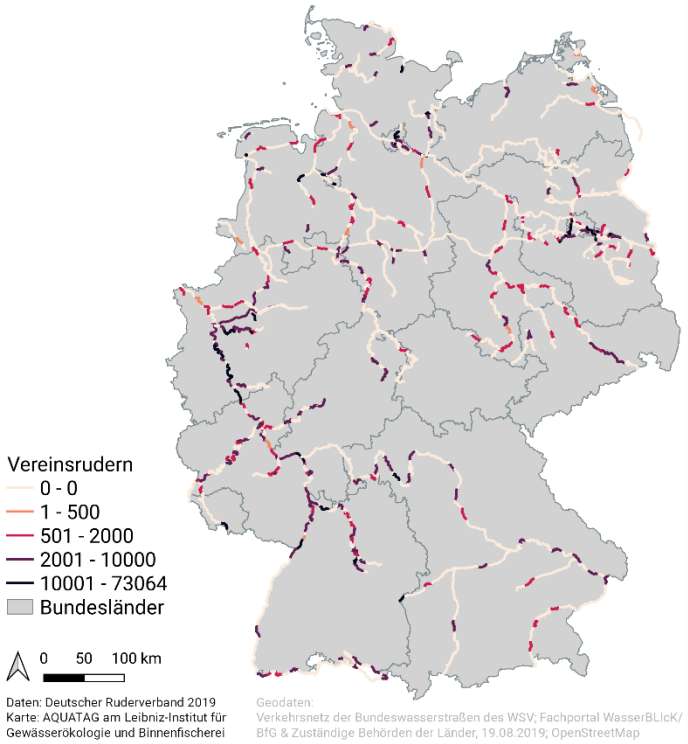


Abbildung 79: Räumlich Verteilung der Ruderaktivitäten ab Bootshaus.

Wanderrudern

251 Vereine haben für das Jahr 2019 Wanderruderkilometer gemeldet. Insgesamt ergibt sich eine Spanne von 237 Wanderruder-km bis zu 103.076 km (Neusser Ruderverein). In 40 % der Rudergewässer in Deutschland finden weniger als 50 Fahrten pro Jahr statt (Abbildung 81).

Nutzungsschwerpunkte zeigen sich auf den Flüssen Elbe, Weser, Mosel, Lahn und Rhein (Abbildung 80) sowie im Bereich des Spree-Havel-Einzugsgebiets.

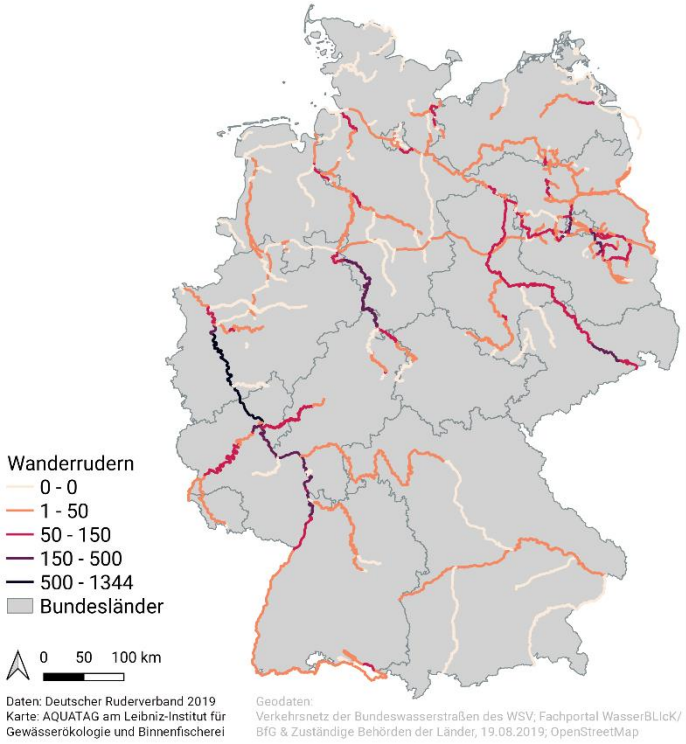


Abbildung 80: Räumliche Verteilung der Wanderruderfahrten in Deutschland.

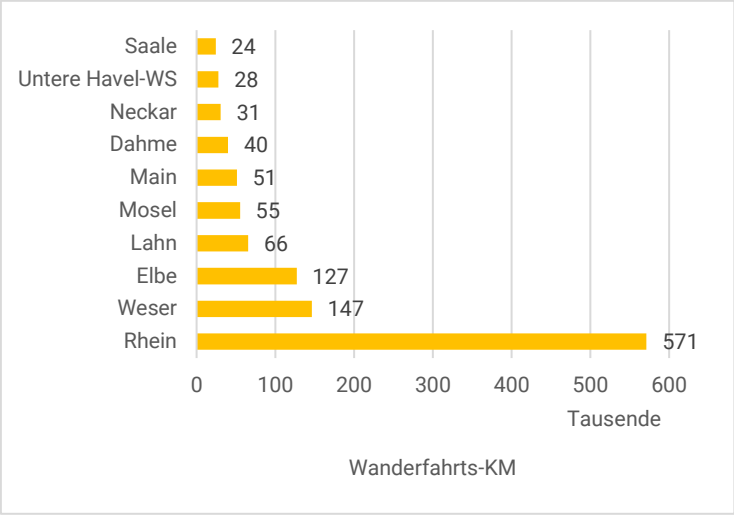


Abbildung 81: Top 10 der Wanderfahrtgewässer in Deutschland entsprechend der gesamt gefahrenen Ruderkilometer

*Gewässernutzung durch Ruderer*innen in Deutschland*

Aus den Ruderaktivitäten ab Bootshaus und den Wanderruderaktivitäten ergibt sich die Gesamtgewässernutzung durch Ruder*innen in Deutschland, die von 0 - 73.104 Fahrten pro Kilometerabschnitt reicht (Abbildung 82). Insgesamt zeigt sich, dass von den 10.411 km Gewässerkilometern auf 7.546 km tatsächlich Ruderaktivitäten stattfinden. Niedersachsen,

Brandenburg, Bayern und Nordrhein-Westfalen weisen mit über 1.000 die meisten Gewässerkilometer auf (Abbildung 83). Der Vergleich der Bundesländer wird angeführt von Nordrhein-Westfalen mit 80 Vereinen, 2.796.113 Heim-km und 368.800 Wander-km sowie Niedersachsen mit 47 Vereinen, 1.311.586 Heim-km und 148.782 Wander-km. Mit Blick auf die Vereinskilometer sind Berlin mit 47 Vereinen und 1.523.470 Heim-km sowie Hamburg mit 19 Vereinen und 985.998 Heim-km zu erwähnen. Rheinland-Pfalz sticht aufgrund der 317.137 Wanderruderkilometer, verteilt auf lediglich 519 beruderte Gewässerkilometern, heraus.

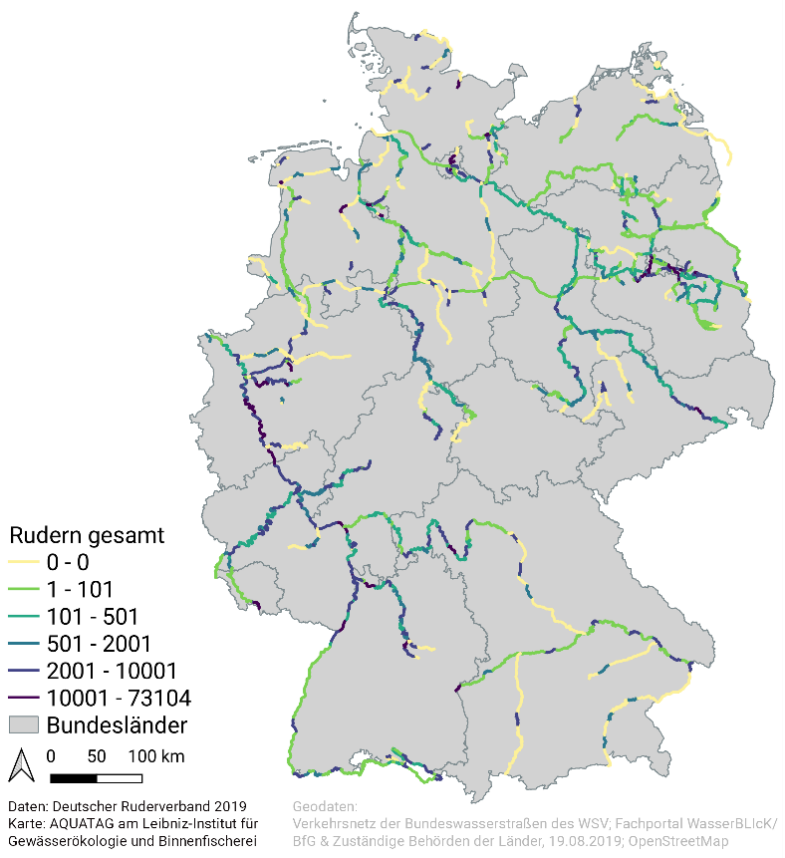


*Abbildung 82: Gewässernutzung durch Ruderer*innen in Deutschland 2019.*



Abbildung 83: Vergleich der Bundesländer. Oben Rudergewässerkilometer pro Bundesland und davon tatsächlich 2019 beruderte Gewässerkilometer. Unten Summe der Wanderfahrtkilometer und Vereinskilometer pro Bundesland.

Fallstudie Lahn

Die Lahn ist ein rechter Nebenfluss des Rheins, die durch Nordrhein-Westfalen, Hessen und Rheinland-Pfalz fließt. Für die kommerzielle Frachtschifffahrt spielt die Lahn nur noch eine untergeordnete Rolle. Jedoch ist die Lahn insbesondere für Wanderruderer ein äußerst beliebtes Ruderrevier. An der Lahn befinden sich 10 Rudervereine, wobei jedoch 2 der Rudervereine im Oberlauf der Lahn liegen, der abgesehen von kurzen aufgestauten Abschnitten nicht ruderbar ist und daher nicht ausgewertet wurde.

Lokale Maxima in der Vereinsnutzung ergeben sich insbesondere in den Bereichen um Bad Ems, Limburg, Weilburg, Wetzlar und Gießen. Das Wanderrudern auf der Lahn ist relativ gleichmäßig verteilt, wobei ein grundsätzlicher Anstieg der Wanderrudernutzung in Richtung Bad Ems zu verzeichnen ist. Schwerpunkte für den Beginn und das Ende von Wanderfahrten scheinen Wetzlar, Bad Ems und Limburg zu sein. Die meisten Wanderfahrten beginnen in Wetzlar bei KM 13. Die Erklärung dafür könnte ein Wehr in Wetzlar bei KM 11,5 sein. Der DRV-Gewässerkatalog empfiehlt hier aufgrund der schlechten Umtrageverhältnisse am Wehr den Start von Wanderfahrten erst bei KM 12,5 (DRV 2021). Dadurch, dass die Vereinsnutzung deutlich stärker ist als die Wanderrudernutzung, dominieren bei der Gesamtnutzung ebenfalls die Bereiche um Bad Ems, Limburg, Weilburg, Wetzlar und Gießen (Abbildung 84).

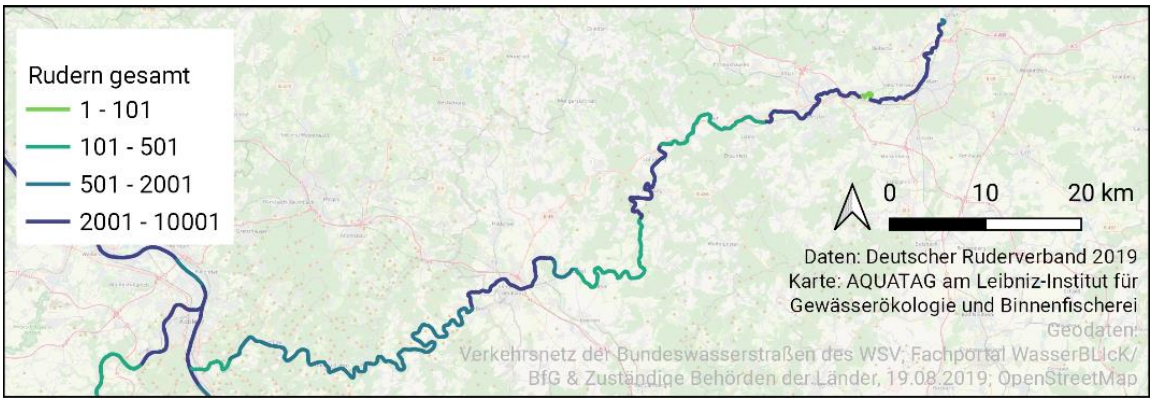


*Abbildung 84: Gewässernutzung der Lahn durch Ruderer*innen 2019.*

Fallstudie Ruhr

Die Ruhr fließt direkt durch den südlichen Teil des Ballungsraums Ruhrgebiet. Daher findet auf der Ruhr eine intensive Freizeitnutzung des Gewässers statt. Zahlreiche Vereine haben ihre Bootshäuser an der Ruhr. Ab Herdecke wird die Ruhr flussabwärts durchgängig bis Duisburg intensiv durch die Vereine genutzt. Besondere Schwerpunkte befinden sich zwischen Wetter und Witten, sowie zwischen Essen-Kupferdreh und Mülheim an der Ruhr.

Auch von Wanderruderern wird die Ruhr von Schwerte bis zur Mündung genutzt, besonders intensiv die Ruhr von Steele bis Essen-Werden. Ein Faktor, für die besonders intensive Nutzung der Ruhr in diesem Bereich, ist der Baldeneysee, der sich von Essen-Kupferdreh bis Essen-Werden erstreckt und ein beliebtes Naherholungsziel ist. Zudem liegt bei Essen-Werden ein Wehr.

Ähnlich wie die Vereinsnutzung stellt sich auch die Gesamtnutzung dar (Abbildung 85). Schwerpunktbereiche sind die Ruhr von Wetter nach Wengen mit über 10.000 Ruderer*innen pro Jahr, sowie die Ruhr zwischen Essen-Kupferdreh und Mülheim an der Ruhr mit ebenfalls fast durchgängig über 10.000 Ruderer*innen pro Jahr. Auffällig ist, dass die Ruhr im Vergleich des restlichen Flusses von Oberhausen bis zur Mündung kaum befahren wird.

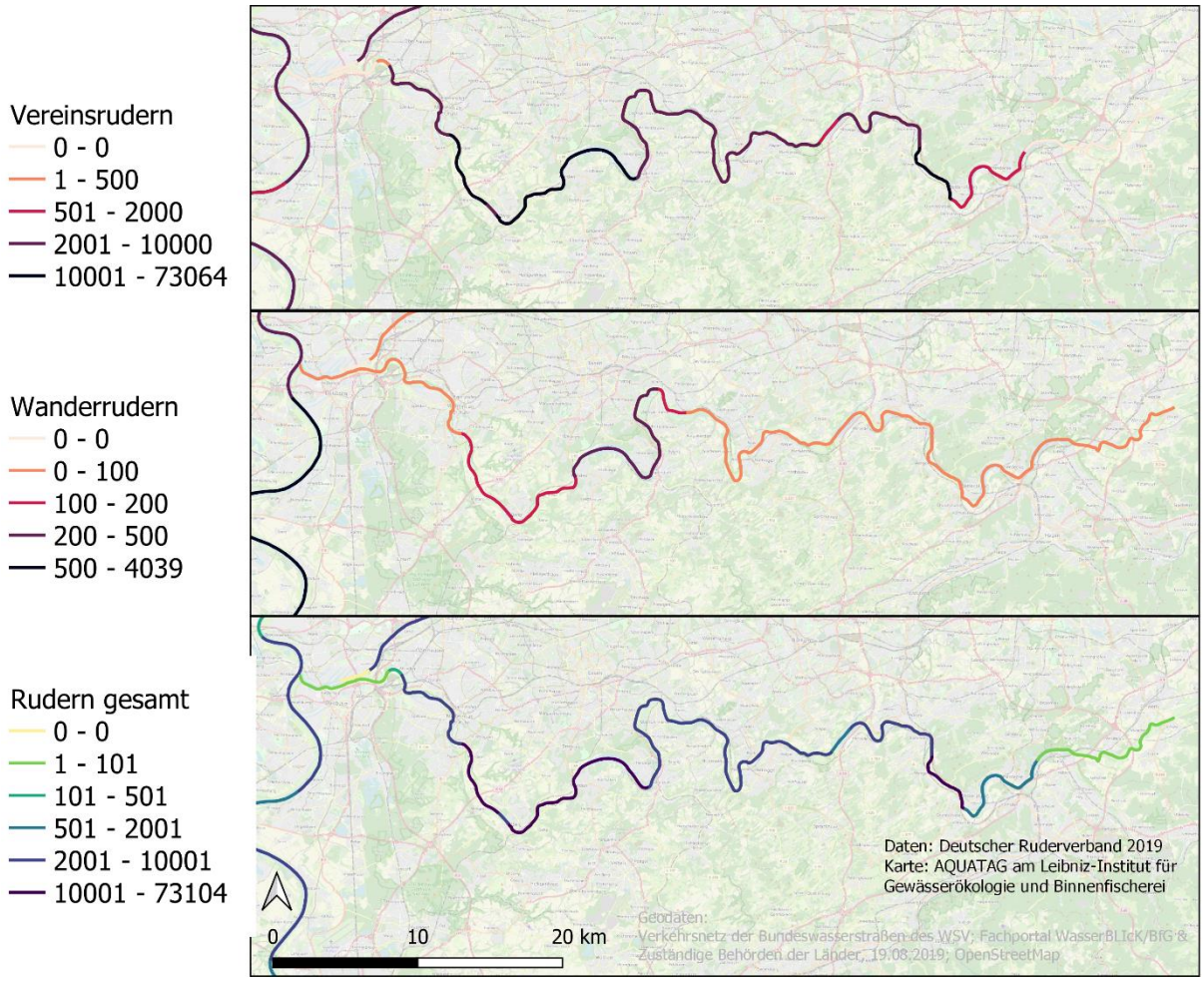


*Abbildung 85: Gewässernutzung der Ruhr durch Ruderer*innen 2019 unterschieden nach Vereinsrudern (Fahrten ab Bootshaus), Wanderruderfahrten und Ruder-Gesamtnutzung.*

Fallstudie Spree/Havel

Ein weitere Schwerpunktregion für Rudernutzungen ist das Spree/Havel-Gebiet rund um Berlin. Insbesondere in und um Berlin liegen sehr viele Rudervereine. Die Spree, die Havel und die Dahme weisen eine sehr hohe Nutzungsintensität durch Vereine aus. Weitere lokale Schwerpunkte des Vereinsruderns befinden sich um Brandenburg an der Havel, Fürstenwalde und um Frankfurt an der Oder.

Die Region ist jedoch auch für Wanderruderer*innen sehr attraktiv. Eine Besonderheit des Spree/Havel-Gebiets ist die Möglichkeit verschiedene Gewässer zu kombinieren und so Rundkurse zu fahren. Dazu eignet sich der Spreewald und auch größere Rundkurse, bei denen die Oder, die Havel, die Dahme, die Spree, der Oder-Spree-Kanal, der Oder-Havel-Kanal, der Elbe-Havel-Kanal und die Elbe kombiniert werden können. Schwerpunktbereiche des Wanderruderns beschränken sich auf das direkte Berliner Umland. Besonders intensiv genutzt werden die Dahme zwischen Prieros und der Mündung der Spree und die Havel zwischen Henningsdorf und Potsdam. Ein Grund dafür könnten zum einen die vielen Vereine in diesem Gebiet sein, zum anderen jedoch auch der Zusammenfluss verschiedener Flüsse in diesen Bereichen.

Ein ähnliches Bild zeichnet sich auch in der Gesamtnutzung ab (Abbildung 86). Das Schwerpunktgebiet bleibt der Raum um Berlin. Schwerpunktgewässer sind die Spree, die Dahme, die Müggelspree, die Havel und die Oder im Bereich um Frankfurt an der Oder.

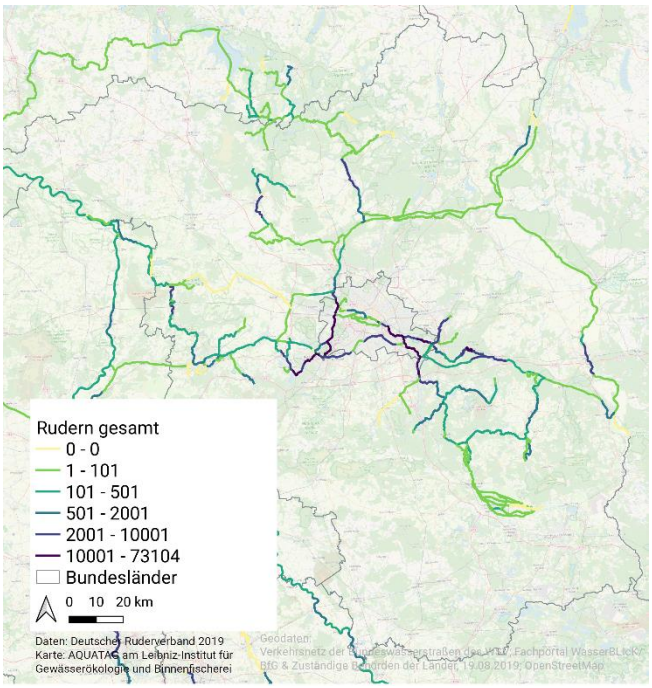


*Abbildung 86: Gewässernutzung der Spree-Havel durch Ruderer*innen 2019.*

4.4.4. Diskussion

Die hier durchgeführten Arbeiten liefern zum ersten Mal ein differenziertes Bild der Ruderaktivitäten in Deutschland unter Berücksichtigung der durch den DRV bereitgestellten Daten. Erwartungsgemäß bestimmt die Lage der Rudervereine stark die Verteilung der Ausgewerteten Ruderaktivitäten, wobei die Verteilung der tatsächlichen Gewässernutzungen durch Verteilung der Bevölkerung und der Vereinsmitglieder überprägt wird. Eine Mehrheit der Fahrten konzentriert sich auf pegelunabhängigen Gewässern mit nicht zu starken Fließgeschwindigkeiten, Ein- und Ausstiegsmöglichkeiten entlang der Routen sowie gute Erreichbarkeit von Land, landseitige Angebote wie Übernachtung oder Ausleihmöglichkeiten, wie z.B. Aller, Lahn, Müritz-Elde-Wasserstraße, Müritz-Havel-Wasserstraße und Obere Havel-Wasserstraße. Gründe dafür sind optimale Bedingungen wie nicht zu starke Fließgeschwindigkeiten, Ein- und Ausstiegsmöglichkeiten entlang der Routen sowie gute Erreichbarkeit von Land, landseitige Angebote wie Übernachtung oder Ausleihmöglichkeiten.

Das am intensivsten genutzte Gewässer Deutschlands ist für Wanderfahrten der Rhein zwischen Boppard und Duisburg. Hier sind durchgängig Intensitäten von über 1.000 Fahrten/Gewässerkilometer zu verzeichnen. Des Weiteren ist die Weser zwischen Hannoversch Münden und Hameln mit 500 bis 1.000 Ruderern/Gewässerkilometer sehr intensiv genutzt. Weitere Schwerpunktgewässer befinden sich im Raum Berlin. Die Dahme zwischen Prieros und Grünau verzeichnet durchgängig über 1.000 Ruderer/Gewässerkilometer und die Havel zwischen Henningsdorf und Spandau verzeichnet durchgängig über 500 Ruderer/Gewässerkilometer. Zudem sind die Elbe rund um Dresden mit 500 bis 1.000 Ruderern/Gewässerkilometer, sowie die Lahn zwischen Runkel und Bad Ems mit 500 bis 1.000 Ruderern/Gewässerkilometer zu erwähnen. Daraus ergibt sich ein ähnliches Bild wie aus der Publikation von Mühl (2018), der die Berliner Gewässer, den Rhein, die Weser, die Mosel und die Lahn als Schwerpunktgewässer für Mehrtageswanderfahrten identifiziert. Jedoch konnten diese Aussagen in Bezug auf ihre räumliche Lage deutlich spezifiziert werden. Ein Beispiel für den Informationsgewinn sind sicherlich die Berliner Gewässer sowie der Rhein, die nun gewässerspezifisch auf einem 1 km-

Maßstab ausgewertet werden konnten. So zeigt sich zum Beispiel im Falle des Rheins ein deutliches Nord-Süd-Gefälle in Bezug auf die Nutzung. Die intensivste Nutzung des Rheins erstreckt sich nur auf das Mittelrheintal und den Niederrhein, während der Oberrhein deutlich weniger intensiv genutzt wird und etwa bis Rastatt durchgängig weniger als 100 Ruderer/Gewässerkilometer verzeichnet.

Diese Nutzungsmuster lassen sich zum Teil durch die notwendigen natürlichen und infrastrukturellen Voraussetzungen erklären. Für die naturräumlichen Voraussetzungen definiert Mühl (2018) vier Kriterien: 1) sollte das Gewässer mindestens 10 m breit sein, 2) das Gewässer mindestens 0,5 m tief, 3) die Strömung maximal mäßig sein und 4) sollte das Gewässer nicht verblockt sein. Für die infrastrukturellen Voraussetzungen hat Mühl (2018) ebenfalls vier Kriterien definiert: 1) Erreichbarkeit, inkl. Zufahrt zum Gewässer mit einem Bootsanhänger, 2) Parkmöglichkeit für Bootsanhänger, 3) ein befestigter und sicherer Zugang zum Gewässer und 4) befestigte Einsetz- und Ausstiegsstellen (Mühl, 2018: 13f). Für alle hier genannten Schwerpunktgewässer ist anzunehmen, dass diese naturräumlichen und infrastrukturellen Voraussetzungen und aufgrund der hohen Anzahl an Vereinen erfüllt werden.

Bei den mehrtägigen Wanderfahrten stehen die Berliner Gewässer mit 313 gemeldeten Fahrten an der Spitze. Knapp hinter den Berliner Gewässern liegen mit 308 Fahrten die Weser und mit 304 Fahrten der Rhein. Besonders stechen hier die Mosel und die Lahn heraus. Auf beiden Gewässern sind verhältnismäßig wenig Tageswanderfahrten gemeldet worden, jedoch im Vergleich dazu sehr viele mehrtägige Wanderfahrten durchgeführt worden, wie unsere Analyse in Übereinstimmung mit (Mühl, 2018) zeigt.

Methodenkritik

Trotz der systematischen und differenzierten Aufbereitung der Daten konnten einige Ungenauigkeiten bei der Auswertung der Wanderruderaktivitäten nicht vermieden werden. Dies lag zum einen an der Genauigkeit der Angaben in der Wanderruderstatistik. Teils wurde lediglich das Gewässer angegeben, wodurch eine Auswertung auf Kilometer-Maßstab unmöglich gemacht wurde und zum Ausschluss der Angaben führte. Zudem wurde bei eintägigen Wanderfahrten häufig nur der Start-/Endpunkt angegeben. In diesem Fall wurden die Kilometer gemäß den laut Eintrag geruderten Kilometern um den Start- und Endpunkt verteilt. Ein weiteres Problem lag darin, dass häufig ganze Städte oder Stadtteile als Ziel- oder Startpunkte angegeben wurden. Dies erschwerte die Zuweisung der Start-Endpunkte bei großen Ortschaften mit mehreren Rudervereinen. Die Entscheidung Gewässer mit weniger als 25 Fahrten grundsätzlich auszuschließen, spielt für die Auswertung der gefahrenen Kilometer nur eine untergeordnete Rolle, jedoch zu einer systematischen Unterschätzung der befahrenen Gewässer.

Grundsätzlich kann man davon ausgehen, dass die tatsächlichen Nutzungszahlen etwas höher sind als hier beschriebenen. Die Verteilung der Fahrten auf die Gewässer sollte hierdurch jedoch kaum beeinflusst werden, und beträgt insbesondere bei Gewässern mit hohen Befahrungszahlen nur einen geringen Anteil. Des Weiteren wäre eine getrennte Betrachtung der eintägigen und mehrtägigen Wanderfahrten wie sie zum Beispiel von Mühl (2018) durchgeführt wurde, insbesondere für touristische Analysen und Fragestellungen sinnvoll gewesen, da für den Tourismus mehrtägige Wanderfahrten deutlich bedeutender sind.

Bei der Bearbeitung der Vereinskilometer sind vor allem zwei Kritikpunkte anzumerken. Zum einen wurde ein Durchschnittswert der Länge der Vereinsfahrten verwendet. Dabei wurden besondere lokale Vorkommnisse, wie Schleusen oder Wehre nicht berücksichtigt. Des Weiteren wurden die

Vereinskilometer der Vereine, die keine Auskunft über ihre geruderten Kilometer gegeben haben, anhand eines Durchschnittswerts der geruderten Kilometer pro Mitglied geschätzt. Jedoch unterliegt die durchschnittliche Anzahl von Kilometern pro Mitglied einer großen Streuung zwischen den Vereinen. Somit ist davon auszugehen, dass die so geschätzten Daten im Einzelfall nur begrenzt zutreffen.

Um dem DRV eine kontinuierliche Statistik zu ermöglichen und die Aussagekraft der Daten zu verbessern könnte im Fahrtenbuch die Angabe der Gewässer um eine ID ergänzt werden. Dies würde eine Auswertung trotz unterschiedlicher Schreibeweisen (wie etwa Wasserstrasse oder Wasserstraße, Bindestriche z.B. Dahme-Umflutkanal oder Dahme-Umflut-Kanal) erlauben. Zudem wäre eine automatisierte Eintragung der Start und Endpunkte in Flusskilometer-Form innerhalb des EFAs wünschenswert, um die manuelle Datenverarbeitung der Statistik zu umgehen und die Problematik der unverständlichen Eintragungen zu lösen.

4.5. Vorhersage von Badestellen-Besucherzahlen mit Hilfe agentenbasierter Modellierung

Antje Kerkow, Markus Venohr, Oliver Becker, Franz Hölker

4.5.1. Einführung

Flüsse und Seen weltweit sind wahre Magneten für Erholungssuchende (Paracchini et al., 2014; Grellier et al., 2017; Globevnik et al., 2020). Besonders im Einzugsgebiet der Metropolen Europas gibt es einen enormen Nutzungsdruck durch Freizeittouristen, die Tagesausflüge an die Gewässer unternehmen. "Blau-Expositionen" fördern das Wohlbefinden, z.B. durch Bewegungsmöglichkeiten wie Schwimmen, Spielen, Rudern, Segeln (van Dinther & Weijers, 2016), durch ihre Landschaftsästhetik, angenehme Geräusche wie fließendes Wasser und Vogelgesang, oder durch Schaffung thermischer Komfortzonen (McDougall et al., 2020). Bedingt durch den Klimawandel und die zunehmende Anzahl heißer Tage gewinnen Abkühlungsmöglichkeiten zunehmend an Bedeutung. Das gilt in besonderem Maß für Stadtbewohner, die zwischen eng stehenden Gebäuden örtlichen Hitzestaus ausgesetzt sein können (Wuijts et al., 2022). An heißen Sommertagen bewirkt der Kühleffekt in unmittelbarer Nähe von Oberflächengewässern eine durchschnittliche Absenkung von 2°C (Völker & Kistemann, 2015). An großen Seen kann der Effekt sogar noch stärker sein (McDougall et al., 2020).

Zahlreiche Studien deuten darauf hin, dass Aufenthalte in Gewässernähe (sogenannte blaue Räume) zur Verringerung psychischer Probleme führen, Stress reduzieren und Menschen glücklicher machen (Bell et al., 2021; Gascon et al., 2017; McDougall, Hanley, et al., 2022; Wuijts et al., 2022). Blaue Räume werden auch als besonders wichtige Orte für positive soziale Interaktionen mit Freunden und Familie angesehen (Gascon et al., 2017; Wuijts et al., 2022). Bei Freizeit-Touristen, die zum Schwimmen an die Gewässer kommen, sind positive Effekte auf die mentale und körperliche Gesundheit besonders stark (McDougall, Foley, et al., 2022). Teilnehmer einer Studie im Vereinigten Königreich beschrieben ihre Erfahrungen dabei sehr häufig mit den Attributen "Freiheit", "körperliche Fitness", "vermissen", "Wertschätzung des Lebens" und "Verbindung zur Natur" (Wood et al., 2022). Schwimmen belegt bei Analysen der beliebtesten Freizeitaktivitäten der Europäer stets einer der ersten Plätze (Globevnik et al., 2020).

Dem teilweise enormen Nutzungsdruck der Binnengewässer durch den Freizeit-Tourismus steht eine besondere Verantwortung für diese sensiblen Ökosystemen gegenüber. Flüsse und Seen bedecken nur 2% der Weltoberfläche und gelten als Hotspots der Artenvielfalt. Die Biodiversität dieser limnischen Lebensräume ist jedoch global von einem dramatischen Rückgang betroffen, der deutlich höher ist als der Verlust in terrestrischen oder marinen Ökosystemen (Albert et al., 2021; Maasri et al., 2022). Der WWF schätzt die Bestandsrückgänge der limnischen Lebewesen auf 83% in den letzten 50 Jahren. Die Süßwasser-Vertebraten (Fische und Amphibien) sind am stärksten vom Rückgang betroffen (Albert et al., 2021; WWf et al., 2022). In den gemäßigten Breiten sind die Bestände von Süßwasserinsekten und Fischpopulationen in den letzten 20 Jahren besonders drastisch zurückgegangen (Albert et al., 2021).

Die Beeinträchtigung der Süßwasserökosysteme wird mehrheitlich auf Faktoren wie Nährstoffeinträge durch die Landwirtschaft, Hydromorphologische Veränderungen der Wasserkörper, Wasserentnahmen oder die kommerzielle Freizeitnutzung (z.B. Binnenschifffahrt) zurückgeführt (Venohr et al., 2018; Meyer et al., 2021). Es ist jedoch unklar, welche Bedeutung dem nicht-kommerziellen Freizeittourismus, insbesondere dem Badetourismus, für den Qualitätsverlust der

Lebensräume und den Artenrückgang zukommt. Es gibt Indizien, dass die Auswirkungen bisher deutlich unterschätzt wurden (Venohr et al., 2018; Woźniak et al., 2018).

Schwimmen wirkt sich laut einer umfangreichen Literaturstudie auf Arten der besonders gefährdeten Taxa der Wirbellosen sowie auf Fische aus, insbesondere an stehenden Gewässern (Meyer et al., 2021; Schafft et al., 2021). Ursächlich hierfür kann die Freisetzung von Nährstoffen und Chemikalien in das Wasser sein (Meyer et al., 2021). Baden ist außerdem häufig mit einer Verweildauer am Ufer verbunden und wird manchmal mit Aktivitäten wie Picknicken oder Spazieren kombiniert. Diese Aktivitäten können Wildtiere, vor allem am Wasser rastende, brütende oder nach Nahrung suchende Vogelarten, stören, ihre Habitate beeinflussen, und den Reproduktionserfolg stark verringern (Meyer et al., 2021; Schafft et al., 2021).

In Abhängigkeit von Besucherdichten, Besuchshäufigkeiten und Aufenthaltsdauer entsteht ein zunehmend großer Trampeleffekt am Ufer, der sich auf die Artenzusammensetzung und Wuchshöhe der Vegetation auswirkt und zur Bodenverdichtung führt (Schafft et al., 2021). Eine komplexe und intakte Ufervegetation erfüllt jedoch wichtige ökologische Funktionen, und eine Beeinträchtigung der Uferzone setzt eine Abwärtsspirale der Lebensraumverschlechterung und des Artenverlustes in Gang. Durch Vegetationsverlust und niedrigere Wuchshöhen werden die benthischen Wirbellosen mangels Verstecken leichter von Fischen erbeutet, der Schutz vor Wellenschlag geht verloren, die kinetische Energie der Wellen wird zunehmend verstärkt, und die hydraulische Störung des verbliebenen Lebensraumes wird immer weiter erhöht (Lorenz et al., 2017).

Bei einem extremen Freizeit-Nutzungsdruck auf die Gewässer und Uferbereiche, wie er an heißen Wochenenden in bevölkerungsreichen Regionen entsteht, sinkt auch der Erholungseffekt. Es kommt vermehrt zu Konflikten zwischen Badegästen untereinander und mit anderen Gewässer-Nutzergruppen (Vierikko & Yli-Pelkonen, 2019). Neben Ruhebeeinträchtigungen kommt es durch hohe Besucherraten z.B. zu vermehrter Verschmutzung sanitärer Anlagen und einer Vermüllung der Ufer, wodurch sich die Attraktivität der Badeplätze stark vermindert (Globevnik et al., 2020; Vierikko & Yli-Pelkonen, 2019). Da sich durch den Klimawandel die Badesaison verlängert und es im Sommer immer mehr heiße Tage gibt, und da es in europäischen Großstädten wie Berlin einen Trend steigender Einwohnerzahlen gibt, muss auch mit einer steigenden Gewässernachfrage für die Freizeitnutzung und einer Verschärfung der Probleme gerechnet werden (Hierse et al., 2017).

Um empfindliche Uferbereiche der Binnengewässer, Tier- und Pflanzenarten zu schützen und gleichzeitig den vielfältigen Ansprüchen der Gäste für einen erholsamen Badetag sowie wirtschaftlicher Interessen von Badestellenbetreibern gerecht zu werden, werden integrierte regionale Managementkonzepte benötigt (Candrea, A. N. & Ispas, A., 2009; Micallef & Williams, 2002; Vollmer et al., 2018; Woźniak et al., 2018). Da Binnengewässer meist relativ schmale Uferzonen haben, auf die sich der Badetourismus verteilt, ist die Erarbeitung von geeigneten und verhältnismäßigen Maßnahmestrategien eine außerordentliche Herausforderung (Woźniak et al., 2018). Besucherschranken an einer Badestelle können beispielsweise unerwünschte Auswirkungen an anderen Badestellen hervorrufen (Muller, 2016). Eine weitere Herausforderung ist, dass Managemententscheidungen häufig auf der Grundlage begrenzter Informationen getroffen werden (Coiacetto, 1996). Das gilt sowohl für die Seite der Ökosystemfunktionen (häufig fehlen flächendeckende Umweltdaten), als auch für die sozialen Zusammenhänge. So ist wenig über die Auswahlkriterien für die Badestellenauswahl bekannt, über das Maß der Rückkopplungen zwischen Ökosystemen, Nutzern und Management, und es fehlen häufig Besucherdaten. Lediglich für bewirtschaftete Badestellen, die nur einen geringen Anteil aller Badestellen in Deutschland

ausmachen, gibt es geprüfte Besucherzahlen (Venohr et al., 2018; Wildner, 2022). Die negativen Umweltauswirkungen durch den Freizeit-Tourismus variieren räumlich und zeitlich stark in Abhängigkeit von sozialen und ökologischen Zusammenhängen (Venohr et al., 2018). Um die Gewässerufer innerhalb akzeptabler ökologischer und sozialer Tragfähigkeiten zu verwalten, müssen Planer die Besucherzahlen, Freizeitaktivitäten und das Verhalten der Besucher überwachen und die Erwartungen und Motivationen verstehen (Candrea, A. N. & Ispas, A., 2009)**.**

Hier wird ein räumlich explizites Agentenmodell beschrieben, welches von Entscheidungsträgern angewendet werden kann, um Besucherzahlen vorherzusagen. Das Modell kann außerdem dafür eingesetzt werden, zusammen mit Interessenvertretern (z.B. Gewässernutzer, gewerbliche Profiteure der Wasser-Freizeitbranche, Vertreter von Naturschutzverbänden) die Auswirkung von verschiedenen Management-Szenarien für den Badetourismus zu überprüfen. Solche partizipativen Modellierungsprozesse, die in der Stadtentwicklung auch Co-Design genannt werden, steigern Maßnahmen-Akzeptanzen und die Zufriedenheit mit der Planung (Coiacetto, 1996; Bell et al., 2021). Das vorgestellte Modell ist innerhalb Deutschlands räumlich flexibel einsetzbar, beruht auf Open-Source-Daten und verfügt über eine intuitive Programmoberfläche. Es integriert Ergebnisse aus deutschlandweiten, abgeleiteten Choice-Expeprimenten und hat einen stakeholder-gestützten Optimierungszyklus durchlaufen.

4.5.2. Charakteristik agentenbasierter Modelle

Agentenbasierte Modelle (ABM) werden häufig für die Untersuchung komplexer sozial-ökologischer Systeme angewendet. Sie haben sich damit als fester Bestandteil für Planungsprozesse im Umwelt- und Ressourcenmanagement etabliert (Li, 2011; Jaxa-Rozen et al., 2019; Lippe et al., 2019). Der Modelltyp folgt einer sogenannten “Bottom-up” - Logik. In einer virtuellen Computersimulation werden autonome Entscheidungsträger, sogenannte Agenten, in einer Umwelt dargestellt und mit individuellen Eigenschaften und Verhaltensregeln ausgestattet. Die Eigenschaften und Regeln beschreiben, wie die jeweiligen Agenten mit anderen Agenten und der Umwelt interagieren. Aus dem heterogenen Verhalten der Agenten entstehen übergeordnete Muster und Umweltzustände (Turrell, 2016; Jaxa-Rozen et al., 2019).

Ein Ziel für den Einsatz von ABM ist es, durch Überprüfung der Systemeigenschaften auf Mikroebene beobachtete Muster in der realen Welt (Makroebene) darzustellen. Schrittweise werden die Modellstruktur, Verhaltensregeln und Rückkopplungsmechanismen angepasst und die Modellkomplexität erhöht, bis (1.) die beobachteten Muster bestmöglich nachgebildet und (2.) die Parameterunsicherheit ausreichend reduziert wurden. Dieser Ansatz wird auch als musterorientierte Modellierung (POM) bezeichnet (Grimm et al., 2005). In Planungsprozessen werden ABM außerdem eingesetzt, um die Auswirkungen von politischen Entscheidungen oder Management-Maßnahmen auf das System zu untersuchen (Lippe et al., 2019). ABM sind einzigartig in der Hinsicht, dass sie das Phänomen der Emergenz abbilden können. Emergenz beschreibt die Tatsache, dass Agenten miteinander interagieren und dadurch das Gesamtmuster beeinflusst wird. Anders gesagt: “Das System ist mehr als die Summe der Eigenschaften seiner Individuen”. Des Weiteren können ABM frühere Erfahrungen der Agenten und Lernprozesse berücksichtigen (Tesfatsion & Judd, 2006).

Parametrisiert werden sozial-ökologische ABM durch qualitativ hochwertige, empirische Daten zu Verhaltens- und Entscheidungsfunktionen der Agenten, z.B. Umfragen und Interviews, oft kombiniert mit Expertenwissen (Lippe et al., 2019). Die Integration der Ergebnisse aus Choice-Experimenten ist eine ideale Lösung (siehe Modelle von Bhat & Lockwood, 2004; Hunt et al., 2007; Carrella et al., 2019).

ABM eignen sich gut für die partizipative Modellerstellung. Das bedeutet, dass die Akteure, deren Verhalten im Modell dargestellt wird und die die Modelle für eine strategische Planung nutzen sollen, zum Modellierungsprozess beitragen. Dadurch wird gewährleistet, dass das Modell die für die beteiligten Akteure relevanten Aspekte erfasst. Die Entscheidungsfindung, z.B. für eine Managementmaßnahme, wird von den Perspektiven der beteiligten Entscheidungsträger geprägt (Pahl-Wostl, 2002).

Die zunehmende Verfügbarkeit von Daten und Rechenleistung haben einen Trend hin zu immer komplexeren ABM bewirkt. Tausende Agenten mit detaillierten Wahrnehmungen, Verhaltensregeln und Lernfähigkeit können mittlerweile in einer realitätsnahen virtuellen Umgebung abgebildet werden (DeAngelis & Diaz, 2019; Jaxa-Rozen et al., 2019). Daraus resultieren steigende Anforderungen an Programmierkenntnisse und Parametrisierungstechniken (Turrell, 2016; Lippe et al., 2019).

4.5.3. Modellübersicht: Funktionalitäten und Oberflächendesign

Das hier vorgestellte Modell "SwimTag" ist ein räumlich explizites sozial-ökologisches ABM. Es ist in der Entwicklungsumgebung Gama-Platform (Taillandier et al., 2019) implementiert. Diese ermöglicht eine einfache Einbindung von Geodaten, räumliche Abfragen, sowie relevante Funktionen für die partizipative Modellierung (z.B. Anlagemöglichkeit von Knöpfen und Eingabefeldern auf der Anwender-Oberfläche, mit denen das Verhalten der Agenten verändert wird). Die Agenten sind badewillige Personen einer Region mit individuellen Präferenzen bei der Badestellenauswahl. Es werden per default ausschließlich Besuche an natürliche Gewässer modelliert, jedoch erlaubt eine Modelleinstellung auch die Simulation von Besuchen gekachelter Outdoor-Schwimmbäder. Die Option ist interessant für die Modellvalidierung, da es nicht viele überprüfte Besucherdaten von natürlichen Badestellen über einen längeren Zeitraum gibt. Die Geschmacksheterogenität bei der Badestellenauswahl wird über Zufalls-Verteilungsfunktionen abgebildet. Die Funktionen beschreiben, wie sich einzelne Parameter (Attribute), wie die Distanz vom Wohnort, Seegröße oder Flussbreite, auf individuell empfundene Badestellen-Attraktivitäten auswirken. Die Attributeauswahl und die Verteilungskurven sind das Ergebnis aus einem Zusammenspiel Umfrage-basierter Choice-Experimente und musterorientierter Modellierung (POM, siehe Abschnitt "Charakteristik agentenbasierter Modelle").

Um ein optimales Verständnis des Systems zu ermöglichen und den auf Workshops herangetragenen Stakeholder-Ideen gerecht zu werden, wurden auch Möglichkeiten für die Erzeugung verschiedener Badegast- und Mobilitätstypen implementiert. Sogenannte Infrastrukturtypen bevorzugen bewirtschaftete Badestellen mit Einrichtungen wie sanitäre Anlagen, z.B. Strandbäder. Störungssensible Typen brechen den Badetag bei auftretender, individuell definierter Badestellen-Überfüllung ab. Ein Anteil der Agenten hat Informationen zum Überfüllungsrisiko der Badestellen und vermeidet diese an typischen Tagen der Besucherspitzen. Wird eine Berücksichtigung von Mobilitätstypen im Modell aktiviert, werden alle Einwohner auf Grundlage regionaler Verkehrsstatistiken in Autofahrer, Nutzer des öffentlichen Nahverkehrs, Radfahrer oder Spaziergänger eingeteilt. Sie haben jeweils eigene Verteilungskurven für die Herabsetzung der Badestellen-Attraktivität mit zunehmender Entfernung von ihrem Wohnort. Für die Autofahrer und Nutzer des öffentlichen Nahverkehrs sind außerdem verteilungsbasierte Distanz-Limits von Parkplätzen oder Haltestellen zur Badestelle definiert. Badestellen, die nach diesen individuellen Maßstäben unerreichbar scheinen, werden dann bei der Auswahl nicht berücksichtigt.

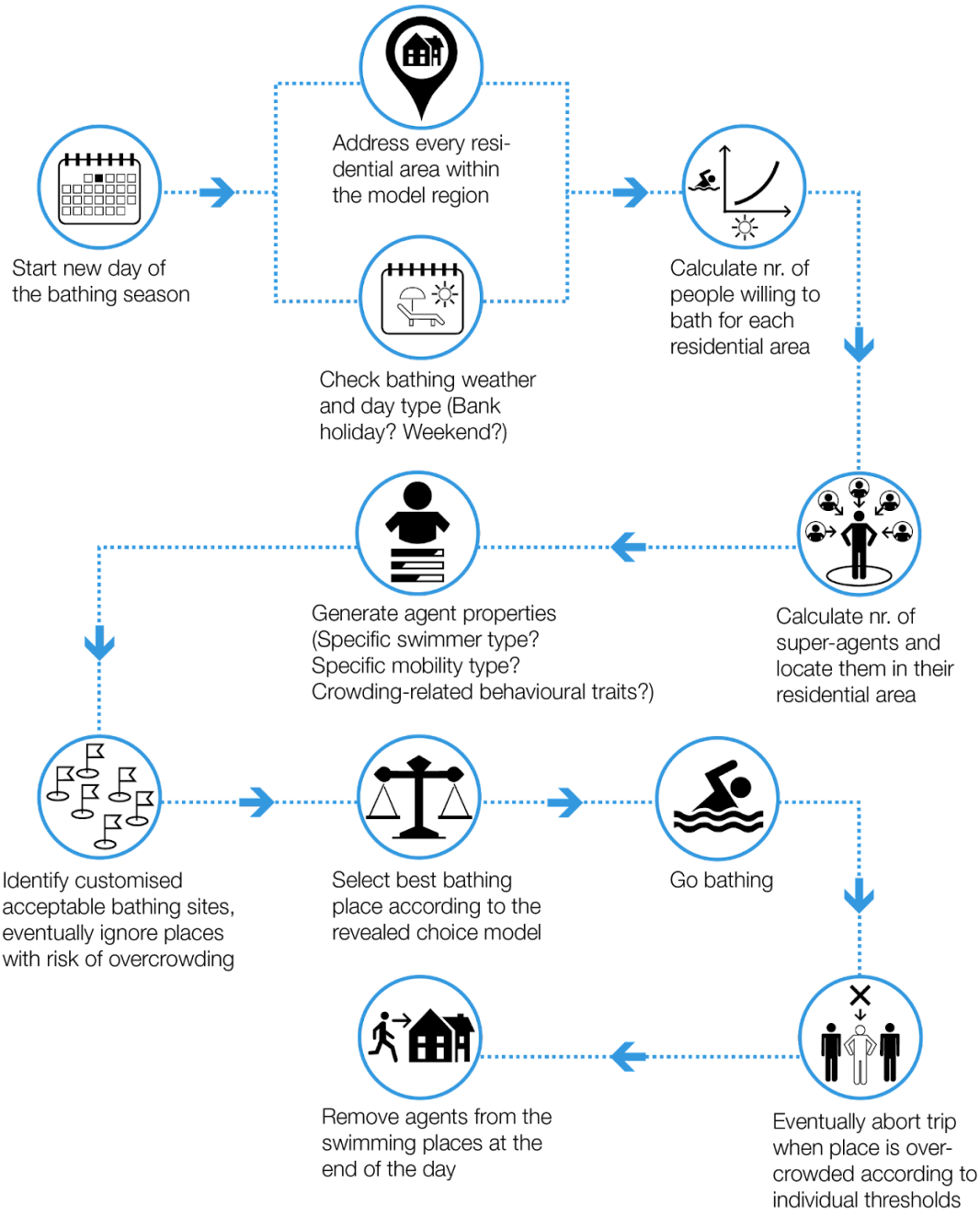


Abbildung 87: Vereinfachte Darstellung des Modell-Designs (Ablauf aller Prozesse während eines Simulationsschrittes).

Für die Ausführung der Simulation muss ein Jahr aus der Vergangenheit ausgewählt werden. Für dieses Jahr durchläuft das Modell für jeden Tag in der Badesaison (15. Mai bis 15. September) die in Abbildung 87 dargestellten Prozesse. Auf der grafischen Modelloberfläche (Abbildung 88) werden in sogenannten „Experimenten“ fortlaufend der aktuell simulierte Tag und die Verteilung der Badegäste an den Badestellen auf einer Life-Karte angezeigt. Die Laufgeschwindigkeit und Aktualisierung der Anzeigen kann eingestellt werden und die Experimente sind in 2 Sprachen angelegt (Englisch und Deutsch). Die Karte ist interaktiv. Sie kann gezoomt und verschoben werden. Außerdem lassen sich

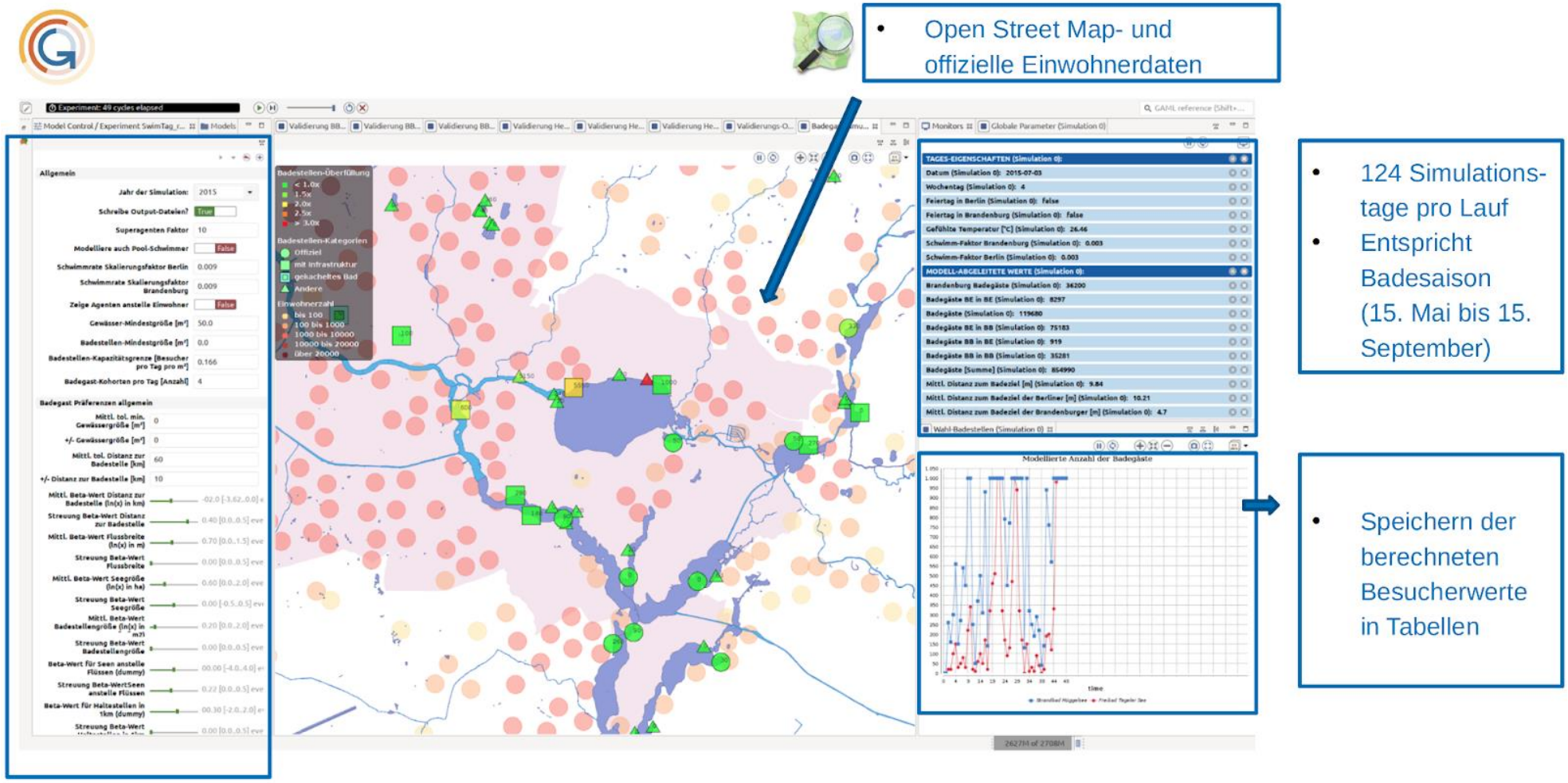


Abbildung 88: Software-Oberfläche.

alle sichtbaren Elemente (z.B. einzelne Badestellen oder Gewässer) auswählen, deren Eigenschaften ändern, oder komplett aus der Simulation entfernen (bei einer manuellen Einstellung durch den Anwender muss die Simulation stets neu gestartet werden, da beispielsweise die Entfernung eines Sees auch automatisch zur Entfernung der zugeordneten Badestellen führt). In weiteren Fenstern werden Tageseigenschaften angezeigt (z.B. Wochentag und Wetterbedingungen) sowie interessante Besuchsstatistiken. Auch die modellierten Besucherzahlen an ausgewählten Badestellen können angezeigt und, wenn vorhanden, mit beobachteten Tages-Besuchsdaten verglichen werden. Das Modell speichert die Simulationsergebnisse für jeden Tag der Badesaison und für jede Badestelle in Tabellen ab, sowie Metainformationen zu den vom Anwender vorgenommenen Modelleinstellungen. Dies ermöglicht eine retrospektive Auswertung der Simulationsergebnisse und ein Modell-Training im Sinne der Parameter-Optimierung.

4.5.4. Studienregion

Die Modellregion (Abbildung 89) umfasst eine Fläche von etwa 15 km² und schließt die Metropole Berlin und einen Umkreis von 50 km ein. Der Umkreis gehört zum Land Brandenburg. In der Modellregion leben rund 4,8 Millionen Einwohner, davon etwa 3,3 Millionen in der Hauptstadt (Statistisches Bundesamt, 2020). Brandenburg ist mit durchschnittlich 109 Einwohnern/km² sehr dünn besiedelt. Natur- und Landschaftsschutzgebiete bedecken mehr als ein Drittel der Landesfläche (Brandenburg, Landesumweltamt, 2009). In Brandenburg befinden sich Brutgebiete für Wasservögel von globaler Bedeutung, z.B. das Untere Havelbad (Jessel & Jacobs, 2005).

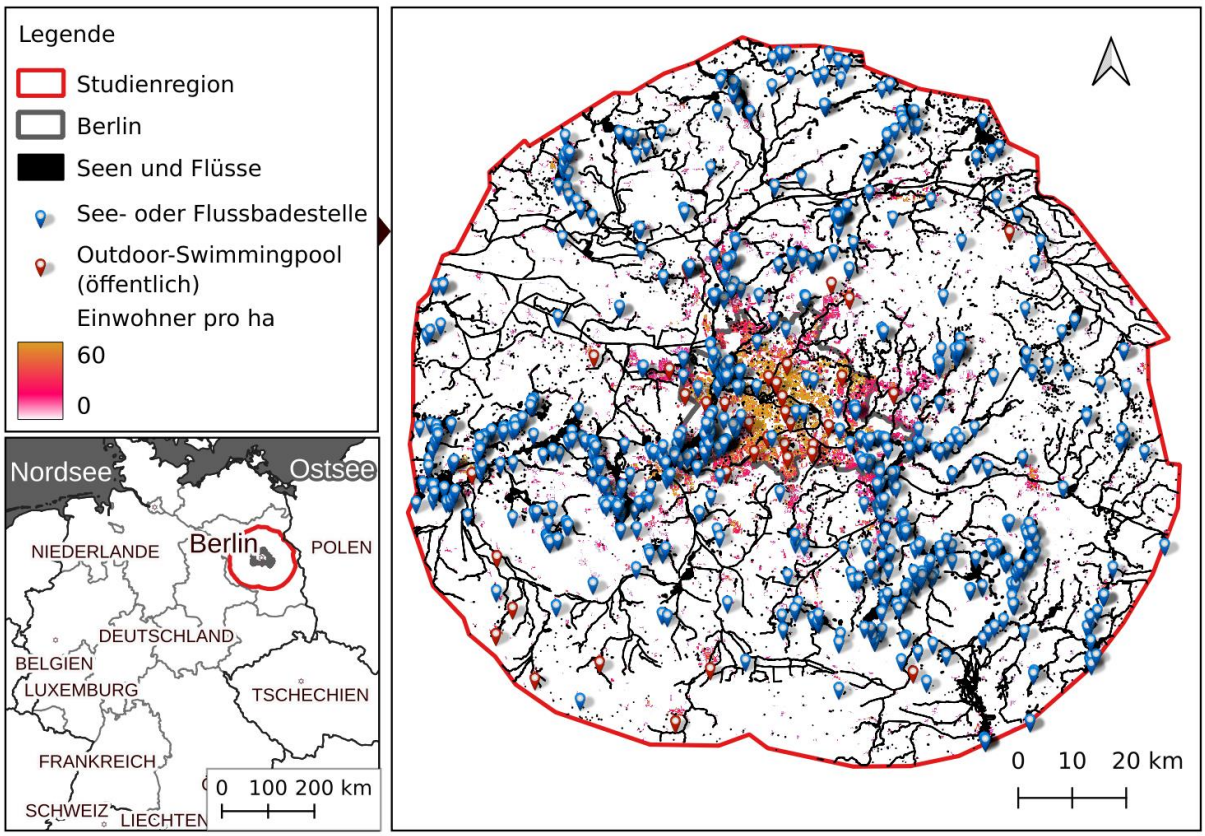


Abbildung 89: Studienregion: Sie umfasst die Metropole Berlin und einen Umkreis von 50 km, der einen großen Teil des Bundeslandes Brandenburg abdeckt.

Baden, darunter verstehen wir eine Kombination aus Rasten am Ufer und Aufenthalt im Wasser, zum Beispiel zum Erfrischen oder Schwimmen, ist eine beliebte Freizeitaktivität in der Region (Meyerhoff et al., 2010). An sommerlichen Spitzentagen kommt es zu regelrechten Massenwanderungen zu beliebten Badestellen - ein Phänomen, das sich während der Corona-Pandemie, als der Fernreiseverkehr eingeschränkt und Freibäder teilweise geschlossen waren, deutlich zugenommen hat (BLZ, 2020; Görke & Loy, 2021; Kollmann, 2020; Schütze, 2020).

Den Badegästen stehen in der Region zahlreiche Seen und ein großes Flussnetz mit insgesamt rund 700 Badestellen (laut OpenStreetMap) zur Verfügung. 197 dieser Badestellen sind offiziell ausgewiesen und werden von den Bundesländern verwaltet. Ihre Badegewässerqualität wird während der Badesaison gemäß der EU-Badegewässerrichtlinie überwacht (Meyerhoff et al., 2010). Weitere 75 Badestellen in der Region sind größere Strandbäder mit Toiletten, Kiosken und Rettungsschwimmern, von denen die meisten (moderate) Eintrittspreise erheben. Ein Großteil der Badestellen sind jedoch ohne offiziellen Charakter und werden nicht bewirtschaftet. Einige von ihnen sind recht groß, andere nur kleine Wasserzugänge. Wir haben alle Badestellen in das Modell integriert, die bei OpenStreetMap kartiert sind.

Das Verhältnis von Einwohnerzahl zu Badegewässern und Badestellen ist in der Region ungleich verteilt. Berlin hat mehr als zehnmal so viele Einwohner pro Badestelle wie Brandenburg (Tabelle 44). Um einen Badetag abseits der Menschenmassen zu verbringen, eine Auszeit von der Stadt zu haben und vielleicht auch um besondere Seen (z.B. besonders große mit klarem Wasser) zu erreichen, fahren viele Berliner zum Baden nach Brandenburg.

Tabelle 44: Merkmale der Modellregion und ihrer Badestellen.

	Modellregion insgesamt	Berlin	50km-Umland (Brandenburger Anteil)
Größe (km²)	14.885	891	13.994
Einwohner	4.823.820	3.297.390	1.526.430
Anzahl Wohnquartiere	4.248	534	3.714
Anzahl natürlicher Badestellen	660 (4,4/ha)	112 (10,7/ha)	548 (3,9/ha)
Einwohner pro natürlicher Badestelle	7.309	29.441	2.785
Offizielle Badestellen	195	39	156
Infrastruktur-Badestellen	75	14	61
Gekachelte Outdoor-Schwimmbäder	37 (0,25/ha)	19 (2,16/ha)	18 (0,13/ha)
Einwohner pro Outdoor-Schwimmbad	130.374	173.547	84.802
Anzahl natürlicher Badestellen in Naturschutzgebieten	28	0	28
Anzahl natürlicher Badestellen in 40 m Entfernung zu Naturschutzgebieten	13	0	13

4.5.5. Simulation

Wie in Abbildung 87 dargestellt, beginnt jeder Simulationsschritt mit dem Aufruf eines Kalendertages. Begonnen wird mit dem ersten Tag der Badesaison des jeweiligen Jahres, dem 15. Mai. Anschließend wird aus Tabellen abgefragt, ob es sich um ein Wochenende handelt und ob in Berlin oder Brandenburg

ein Feiertag ist. Auch relevante Wetterinformationen des Deutschen Wetterdienstes werden für den jeweiligen Tag aus Tabellen abgefragt. Aus diesen Informationen wird der Anteil der allgemein badewilligen Einwohner jeweils für Berlin und Brandenburg berechnet. Die Berechnung der Badewilligen erfolgte aus einer Analyse, die mit Hilfe von Besucherdaten der Berliner Bäderbetriebe der Jahre 2013-2015 sowie Daten mehrerer kleiner Naturbadestellen im Südosten Brandenburgs aus dem Jahr 2020 vorgenommen wurde (Abbildung 90). Die Analysen ergaben, dass die Besucherzahlen gut erklärt werden können auf Basis einer Funktion, die die Sonnenscheinstunden des Tages sowie die mittlere gefühlte Tagestemperatur berücksichtigt. Bei der Analyse wurde zunächst jeder Wochentag einzeln untersucht. Dabei stellte sich heraus, dass es signifikant unterschiedliche Besucherzahlen zwischen Arbeitstagen und Ruhetagen (Samstag, Sonntag, Feiertag) gibt. Es gibt zudem die Tendenz einer allgemein geringeren Bademotivation am Montag und einer höheren Motivation am Freitag im Vergleich zum Rest der Arbeitstage, jedoch ist der Unterschied nicht so groß wie der zwischen Arbeits- und Ruhetagen, und bei der Funktionsanalyse im Zusammenhang mit den Wetterdaten ergibt sich kein klares Muster, die Kurven überschneiden sich. Daher unterscheiden wir im Modell nur zwischen den 2 Tagestypen.

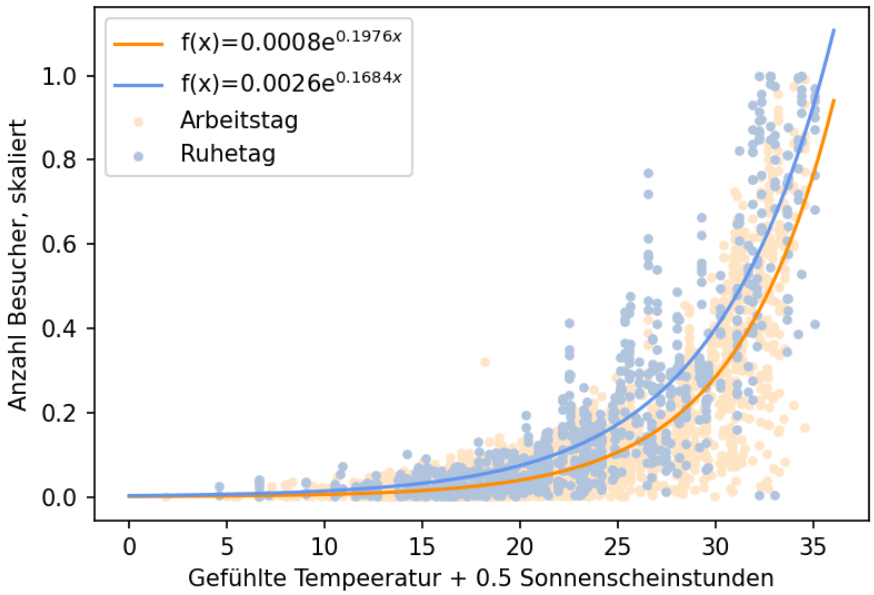


Abbildung 90: Zusammenhang zwischen Besucherzahlen und Wetter in Berliner Freibädern, Berliner Strandbädern und Strandbädern im Südosten Brandenburgs. Die gefühlte Temperatur berücksichtigt die Umgebungstemperatur, den Windchill-Effekt sowie die Luftfeuchtigkeit.

Im weiteren Simulationsablauf werden die Badewilligen (Agenten) an ihren Wohnquartieren verortet, und zwar anteilig zur Einwohnerzahl in jedem Wohnquartier. Die Wohnquartiere, die als Ausgangspunkte für die Badeausflüge angenommen werden, sind räumlich verortete Punkte, die aus dem 100m × 100m Zensus-Rasterdatensatz Deutschlands abgeleitet sind (spitze Werte). Die Mittelpunkte aller Rasterzellen, für die mehr als 3 Einwohner verzeichnet sind, wurden mit Hilfe eines k-means-Algorithmus mit dem Programm QGIS geclustert und die Einwohner jedes Clusters aufsummiert. Dabei wurde eine Häufungszahl von 12.7110 für ganz Deutschland eingestellt (Die Zahl gibt an, wie viele Aggregat-Punkte insgesamt am Ende entstehen). Daraus ergibt sich für die Studienregion eine hinreichend differenzierte Anzahl an Wohnquartieren (4.248), die gleichzeitig eine akzeptable Simulationszeit des Agentenmodells garantiert. Da die hier gewählte Modellregion für ein Agentenmodell ungewöhnlich hoch ist (sie umfasst rund 4,8 Millionen Einwohner), werden bei der

Initiierung der Agenten gleichzeitig sogenannte Superagenten gebildet. Das bedeutet, dass jeweils 10 Einwohner zusammengefasst werden, sie haben die gleichen Eigenschaften und treffen die gleichen Entscheidungen. Die Rechenzeiten bei jedem Simulationsschritt (unsere Anwendungen liefen auf einem Rechner mit Intel(R) Core(TM) i7-1165G7- Professor der 11. Generation, 2.80GHz) können so noch einmal stark verbessert werden, ohne dass es zu signifikanten Veränderungen der Ergebnisse kommt.

Falls vom Anwender eine Unterscheidung verschiedener Bade- oder Mobilitätstypen eingestellt wurde, werden die entsprechenden Eigenschaften für die Agenten angelegt. Prinzipiell kann jeder Agent jede Badestelle der Region zum Baden aussuchen. Bei entsprechenden Voreinstellungen werden jedoch einige Optionen entfernt, z.B. Badestellen mit Überfüllungsrisiko für die störungssensiblen und gleichzeitig informierten Badegäste. Anschließend wird aus den in Frage kommenden Badestellen die für den jeweiligen (Super-)Agenten beste Option herausgesucht (siehe Abschnitt "Entscheidungskriterien für die Badestellenauswahl"). Dort gehen sie (virtuell) baden. In der Modellkarte lassen sich durch Beschriftungen und eine Farbskala leicht erkennen, wie viele Super-Agenten die Badestelle am jeweiligen Simulationstag aufsuchen. Sofern die Option des Nutzungsabbruchs im Modell eingestellt ist, werden allerdings einige Badewillige die Badestelle wieder verlassen. Diese sind dann bei der Aufsummierung der täglichen Besucherzahlen nicht berücksichtigt und auch nicht in der Farbsymbolik der Karte. Am Ende jedes Simulationstages werden die Agenten aus der Simulation entfernt, es erfolgt keine Speicherung ihrer Eigenschaften und Verortungen. An jedem Simulationstag werden neue Agenten erschaffen.

4.5.6. Entscheidungskriterien für die Badestellenauswahl

Die Entscheidungsfindung für eine Badestelle basiert auf einer Nutzenfunktion mit mehreren Attributen. Zweifellos ist die Entfernung zwischen dem Wohnort, von dem aus die meisten Badeausflüge starten, und dem Ziel-Badeort ein wichtiges Entscheidungskriterium. Paracchini et al. (2014) fanden heraus, dass die Ziele von Tagesausflügen in die Natur in der Regel innerhalb einer Entfernung von 8 km vom Ausgangspunkt liegen. Die Besucher waren jedoch bereit, längere Strecken zurückzulegen, um natürliche Lebensräume zu erreichen. Die Autoren stellten fest, dass landwirtschaftlich genutzte und stark anthropogen geprägte Landschaften weniger einladende Ausflugsziele sind, während extensiv bewirtschaftete Wiesen und Wälder als besonders attraktiv wahrgenommen werden. Eine finnische Studie (Vierikko & Yli-Pelkonen, 2019) ergab, dass Besucher in der Hauptbadesaison andere Präferenzen für Besuche an Binnengewässern haben als Besucher außerhalb der Sommersaison. Sommerbesucher äußerten eine Vorliebe für Sandstrände, Rasenflächen, warmes Badewasser und kinderfreundliche Strände (letztere bezogen sich auf Besucher mit Kindern). Besucher außerhalb des Sommers, die Seen und Flüsse hauptsächlich zum Spazierengehen und nicht zum Baden besuchten, bevorzugten Bäche und Wälder, Ausblicke auf das Seeufer, Einrichtungen (Sanitäranlagen, Cafés) und eine ruhige Atmosphäre. Sauberes Wasser, so die Ergebnisse, wird von Besuchern aller Jahreszeiten sehr geschätzt. Faktoren, die den Wasseraufenthalt bei Besuchern aller Jahreszeiten stören, sind Gedränge, alkoholisierte und rauchende Personen sowie Unzufriedenheit mit dem Zustand oder dem Fehlen von Einrichtungen. Sommerbesucher waren manchmal besorgt über wilde Tiere und Besucher außerhalb der Sommersaison über Lärm. Weitere Studien, die im Vereinigten Königreich (Wood et al., 2022), in den Niederlanden (Goossen & Langers, 2000) und in Berlin (Meyerhoff et al., 2010) durchgeführt wurden, bestätigten, dass Badegäste Wert auf eine gute Wasserqualität, die Sauberkeit des Strandes oder der Liegewiese, das Vorhandensein von

Toiletten und Duschen und Ruhe legen. Goossen & Langers (2000) stellten außerdem fest, dass Badeplätze und Gewässer mit sicherem und festem (nicht schlammigem) Sediment bevorzugt werden, und Wood et al. (2022) stellten fest, dass unberechenbare Gewässer und Strömungen sowie Bootsverkehr das Badeerlebnis negativ beeinflussen.

Ein diskretes Choice-Modell wurde verwendet, um landesweite Umfragedaten zu analysieren, die wichtigsten Kriterien für die Wahl des Badeortes zu ermitteln und die durchschnittliche Gewichtung dieser Kriterien zu untersuchen. Eine detaillierte Beschreibung der Umfrage kann dem Kapitel 3.1 sowie Becker et al. (2021) entnommen werden. Ein konditionales, multinomiales Logit-Modell (MNL) wurde verwendet, um den multiattributiven Nutzen zu ermitteln. Der ermittelte Nutzen ist eine Funktion aus Reisedistanz (Luftlinie) und weiteren Faktoren, die einen positiven oder negativen Einfluss haben. Das Verfahren der Choice-Modellierung ist in Kapitel 3.1.5 sowie in Becker et al. (2021) näher beschrieben. Zu beachten ist, dass dort die Nutzenfunktion für alle Gewässerbesuche unabhängig von der durchgeführten Aktivität untersucht wurde. Außerdem ist wichtig zu erwähnen, dass einige ökologische Standortbedingungen wegen mangelnder Datenlage nicht berücksichtigt werden konnten, z.B. die Sichttiefe des Wassers am Tag des Badeausflugs, die Sedimentbeschaffenheit der Badestelle oder der Wasserpflanzenbewuchs der Badebereiche. Für die Integration der Ergebnisse in das Agentenmodell wurde das MNL-Modell ein zweites Mal angewendet. Bei dieser Anwendung wurden jedoch nur Beobachtungen von Badenden berücksichtigt und ein Attribut ergänzt, nämlich die Verfügbarkeit von öffentlichen Haltestellen im Badestellen-Umkreis von 1km. Im Folgenden sind die Ergebnisse des MNL-Modells zusammengestellt (Tabelle 45).

Tabelle 45: Ergebnisse des Choice-Sets abgeleiteten konditionalen MNL-Modells. Das Choice-Set bestand aus einer deutschlandweiten Umfrage, bei der 2000 Teilnehmer ihren Wohnort und den Ort, an dem sie zuletzt einen Tagesausflug zum Baden an einem natürlichen Gewässer gemacht haben, angaben. N = 188119471, Pseudo R^2 = 0,5602152, log likelihood = -8983,157.

Choice	β	t	SE
Distanz vom Wohnort in km (loge)	-1,62	-113,60	0,01
See-Oberfläche in m² (loge)	0,69	40,84	0,02
Flussbreite in m (loge)	1,16	34,64	0,03
Unterscheidung von See oder Fluss (Dummy)	-2,91	-13,19	0,22
Vorhandensein eines Strandes (Dummy)	1,16	15,55	0,07
Parkplatz im Umkreis von 500m (Dummy)	1,25	13,95	0,09
Öffentliche Haltestelle im Umkreis von 1km (Dummy)	0,30	3,90	0,08

Für die Integration der Ergebnisse in das Agentenmodell ist zu berücksichtigen, dass das MNL-Modell ein Zufallsnutzenmodell ist. Es basiert auf der Grundannahme, dass Entscheidungsträger nach Nutzenmaximierung streben und individuelle und konsistente Präferenzen für bestimmte Auswahlkriterien haben (McFadden, 1974). Wenn der Entscheidungsträger beispielsweise die Wahl zwischen verschiedenen Gewässern hat, die Güterbündel darstellen, ordnet er jedem seine Präferenzen zu und wählt die für ihn beste Option. Die Individualität des Entscheidungsträgers führt zu Fehlertermen bei der Bestimmung der durchschnittlichen Attraktivität der Gewässer-Auswahlattribute. Das MNL-Modell geht von der Annahme aus, dass die Fehlerterme Gumbel-verteilt sind mit einer Varianz von $\pi^2 / 6\mu^2$. Die Quotenverhältnisse (Odds Ratios) werden auf einen Bereich zwischen 0 und 1 projiziert (Maier & Weiss, 1990). Diese Verteilungsaspekte werden im Modell berücksichtigt und bedingen die Heterogenität der Agenten.

4.5.7. Modell-Skalierung, Parametrisierung, und musterabgeleitete Modellierung (POM)

Bei der Modellskalierung war es wichtig, einen Faktor zu finden, der die Baderate (skalierte Werte zwischen null und eins, Abbildung 90) in Badegäste übersetzt. Durch wiederholte Modellanwendungen und Vergleichen der Simulationsergebnisse wurde der Übersetzungsfaktor auf den Wert 0.009 für die Besucher natürlicher (nicht gekachelter) Badeorte angenähert. Der Wert gilt für Berlin und Brandenburg gleichermaßen. Daraus lässt sich schließen, dass sich die Motivation zum Baden zwischen den Hauptstadtbewohnern und dem Umland nicht voneinander unterscheidet.

Bei der musterabgeleiteten Modellierung (POM) wurde zunächst untersucht, wie gut die Badegäste-Verteilung in der Region erklärt werden kann, wenn jeder Badewillige die Badestelle oder das gekachelte Outdoor-Freibad mit der kürzesten Entfernung zum Wohnort aufsucht (hier wurde mit einem höheren Übersetzungsfaktor für die Baderate gearbeitet, um auch die Poolschwimmer zu berücksichtigen). Der erste Testlauf zeigte, dass keine realistischen Ergebnisse erzielt werden konnten, wenn gekachelte Freibäder und natürliche Badestellen als Optionen zur Verfügung standen. Dies würde dazu führen, dass einige kleine Badestellen dem benachbarten großen Freibad, egal ob gekachelt oder an einem See, teilweise alle Besucher entziehen. Bei den nächsten zwei Testläufen wurde der Badegast-Übersetzungsfaktor jeweils wieder herabgesetzt. Den Badewilligen wurden zuerst ausschließlich gekachelte Freibäder zur Verfügung gestellt, danach ausschließlich (nicht gekachelte) Naturbadestellen. Das Ergebnis der Freibad-Simulation zeigt, dass die Besucherzahlen der gekachelten Freibäder verblüffend gut mit der Distanz zum Wohnort beschrieben werden können (Abbildung 93). Der PBias (Wert für die positive oder negative Tendenz der prozentualen Abweichung zwischen beobachteten und simulierten Werten) von +5,9% ist gut. Er zeigt jedoch eine allgemein leichte Überbewertung der modellierten Anzahl der Badegäste. Das ist ein Indiz dafür, dass der Übersetzungsfaktor für die Baderate etwas zu niedrig eingestellt wurde. Die Nash-Sutcliffe-Effizienz hat einen Wert von 0.7 und liegt damit ebenfalls in einem guten Bereich. Dieser Wert zeigt an, wie gut zwei Zeitreihen insgesamt übereinstimmen, bestenfalls nähert sich der Wert 1 an. Der R-Wert der Regressionsanalyse (Abbildung 91) liegt bei 0,85 ($p<0,5$). Dass die Besucherzahlen in den gekachelten Outdoor-Pools allein durch die Wohnort-Distanzen gut beschrieben werden können, liegt sicher daran, dass bei deren Planung auf die gleichmäßige Verteilung im Raum und ein ausreichend großes Wohn-Einzugsgebiet geachtet wird. Viele Freibäder in Berlin gehören dem gleichen Betreiber (Berliner Bäderbetriebe), der aus Gründen der Wirtschaftlichkeit konkurrierende Standorte vermeiden dürfte.

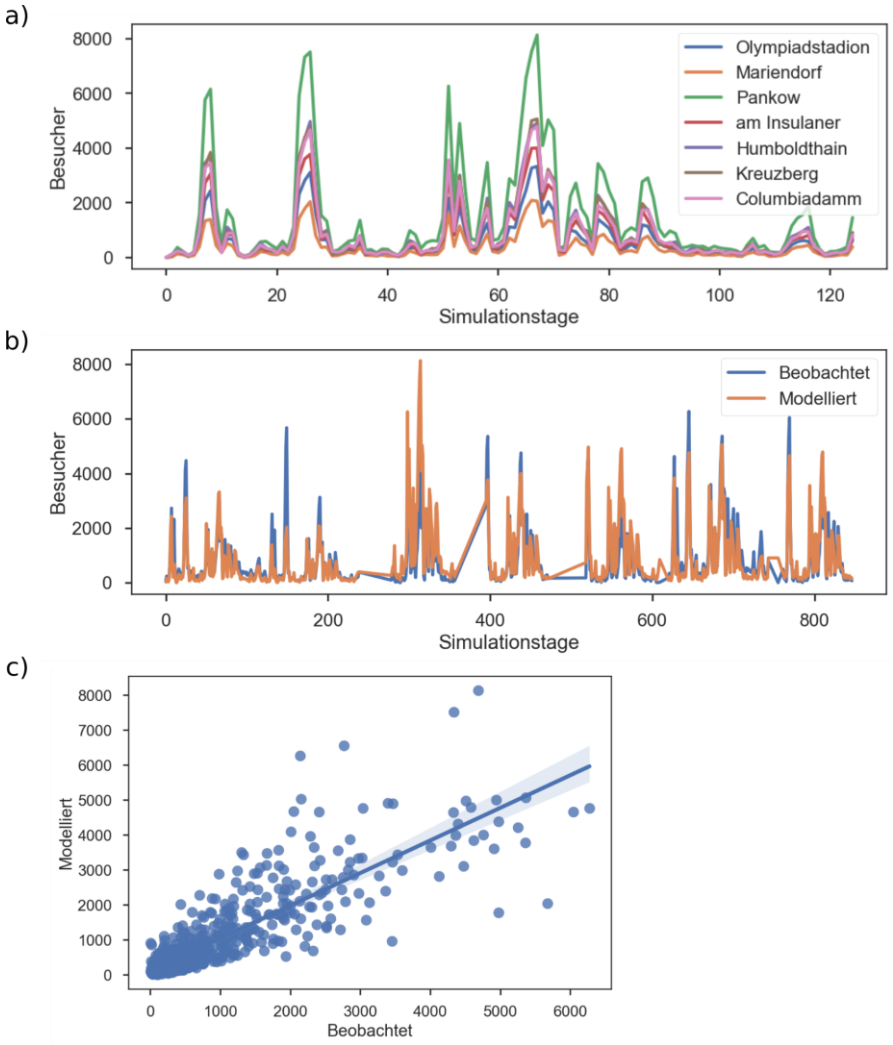


Abbildung 91: Veranschaulichung der modellierten Besucherzahlen an den gekachelten Freibädern (a) und Vergleich der modellierten und beobachteten Besucherzahlen in den gekachelten Outdoor-Swimmingpools (b,c). Das Simulationsergebnis wurde unter der Annahme getroffen, dass alle Badewilligen die nächstgelegene Bademöglichkeit aufsuchen. Natürliche Badestellen wurden von der Auswahl ausgeschlossen.

Bei dem anderen Testlauf, bei dem den Badewilligen ausschließlich natürliche Badestellen zur Verfügung gestellt wurden, zeigte sich, wie bereits beim ersten Test, eine sehr unrealistische Gesamtverteilung der Badegäste auf die Badestellen. Viele Badestellen, teilweise auch sehr große, blieben unbesucht. Andere zogen trotz einer geringen Größe tausende von Besuchern an. Daraus lässt sich schließen, dass die Auswahlkriterien bei der Auswahl eines natürlichen Badeortes sehr komplex sind und von weiteren Kriterien abhängen. Außerdem ist es ein Indiz dafür, wie ungleichmäßig die Badestellen in der Region verteilt sind, und wie dicht einige Badestellen teilweise aneinander liegen.

Im Folgenden haben wir uns ausschließlich auf die Modellierung der Badestellenbesucher der natürlichen Gewässer konzentriert. Wir haben die Auswahlentscheidungen der Agenten mit Hilfe der multiattributiven Nutzenfunktion (Tabelle 45) gesteuert und probiert, ob die Werte für die Modellregion optimiert werden können. Das Optimierungsverfahren wurde auf Basis zweier Indizien durchgeführt. Zum einen haben wir die beobachteten und modellierten Werte miteinander verglichen und auf einen guten PBIAS-Wert und eine gute Nash-Sutcliffe-Effizienz geachtet. Ein echtes Modelltraining allein auf Basis dieser Werte ist jedoch in dem Fall nicht möglich gewesen, da wir nur über einen sehr kleinen Besucher-Datensatz für natürliche Badestellen verfügten. Darunter waren 2

See-Freibäder der Berliner Bäderbetriebe sowie mehrere kleine Badestellen an weit von Wohnorten entfernten Badestellen im Südosten Brandenburgs. An diesen kleinen Badestellen gab es eine so geringe Zahl an beobachteten Badegästen, dass sie für eine Modellbewertung schon allein aufgrund des Super-Agentenfaktors nicht in Frage kamen. Das zweite Indiz für die Modelloptimierung war die allgemeine Plausibilität der räumlichen Verteilungsmuster der Badenden.

Das Agentenmodell konnte durch Änderungen der Werte aus dem MNL-Modell noch signifikant verbessert werden. Welche Änderungen das Verteilungsmuster und die Validierungswerte verbesserte, ist in Tabelle 46 dargestellt. Zu beachten ist, dass das Choice-Experiment die Auswahlkriterien für ein Badegewässer untersuchte, nicht die direkte Auswahl einer Badestelle. Da das Agentenmodell jedoch von der direkten Auswahl einer Badestelle ausgeht, haben wir das Attribut "Vorhandensein einer Badestelle in direkter Seenähe" nicht berücksichtigt. Dafür konnten wir das Modell wesentlich verbessern durch die zusätzliche Variable "Badestellengröße", welche sich positiv auf die Besucherzahlen auswirkt. Ein Attribut musste wesentlich geändert werden, um überhaupt plausible Verteilungsmuster zu erhalten. Dabei handelt es sich um die Unterscheidung zwischen See- und Flussbadestellen. Nach dem MNL-Modell werden Flussbadestellen bevorzugt. Wir fanden jedoch, dass Seebadestellen in der Region bevorzugt werden. Hierbei handelt es sich vermutlich um ein Verzerrungsproblem der Daten, die dem Choice-Modell zugrunde lagen. Das Choice-Modell wertete aus, wo Studienteilnehmer wohnen und wo sie zuletzt baden gingen. Die meisten Studienteilnehmer wohnten vermutlich in Städten, und Städte wurden historisch bedingt häufig an Flüssen errichtet. Des Weiteren sind die Ergebnisse des MNL-Modells gar nicht so leicht zu interpretieren, da es Interkorrelationen zwischen den Attributen gibt. So kann ein See zwar als negativ im Vergleich zu einem Fluss bewertet werden. Andererseits wird ein See mit zunehmender Größe attraktiver. Das heißt, die ursprünglichen Ergebnisse des MNL-Modells zeigten indirekt den Effekt, dass insbesondere kleine Seen benachteiligt werden. In unserem Modell führt die Annahme, Flussbadestellen würden bevorzugt, zu einem Überlaufen der Badestellen an der Havel. Das liegt daran, dass die Havel teilweise sehr breit ist und einige Abschnitte eigentlich sogar Flussseen sind. Und mit zunehmender Breite werden Flüsse nach dem MNL-Modell attraktiver für das Baden.

Tabelle 46: Ergebnisse des Optmierungsverfahrens für die Badestellenauswahl.

Choice-Attribut	β	SE
Distanz vom Wohnort in km (log_e)	-1,59 **[-0,3]**	0,01 **[gleich]**
See-Oberfläche in m² (log_e)	0,69 **[gleich]**	0,02 **[gleich]**
Flussbreite in m (loge)	0,76 **[-0,4]**	0,03 **[gleich]**
Unterscheidung von See oder Fluss (See-Dummy)	2,19 **[+5,1]**	0,22 **[gleich]**
Vorhandensein einer Badestelle (Dummy)	–	–
Parkplatz im Umkreis von 500 m (Dummy)	0,35 **[-0,9]**	0,09 **[gleich]**
Öffentliche Haltestelle im Umkreis von 1 km (Dummy)	1,2 **[+0,9]**	0,08 **[gleich]**
Größe der Badestelle (log_e)	0,2 **[neu]**	0,01 **[neu]**

Die Bewertung der Ergebnisse des Agentenmodells (Abbildung 92) sind akzeptabel, jedoch nicht so gut wie die Ergebnisse der einfacher zu modellierenden Besuche gekachelter Outdoor-Pools. Das liegt daran, dass mehr auf die plausible Gesamtverteilung geachtet wurde und nur 2 Badestellen bei der Validierung berücksichtigt wurden (Strandbad Wannsee und Strandbad Tegelersee). Der PBIAS zeigt mit einem Wert von +53 an, dass insgesamt zu viele Badegäste modelliert wurden. Die Nash-Sutcliffe-Effizienz ist jedoch gut (0,54). Der R-Wert der Regressionsanalyse (Abbildung 92c) liegt bei 0,91 ($p<0,5$).

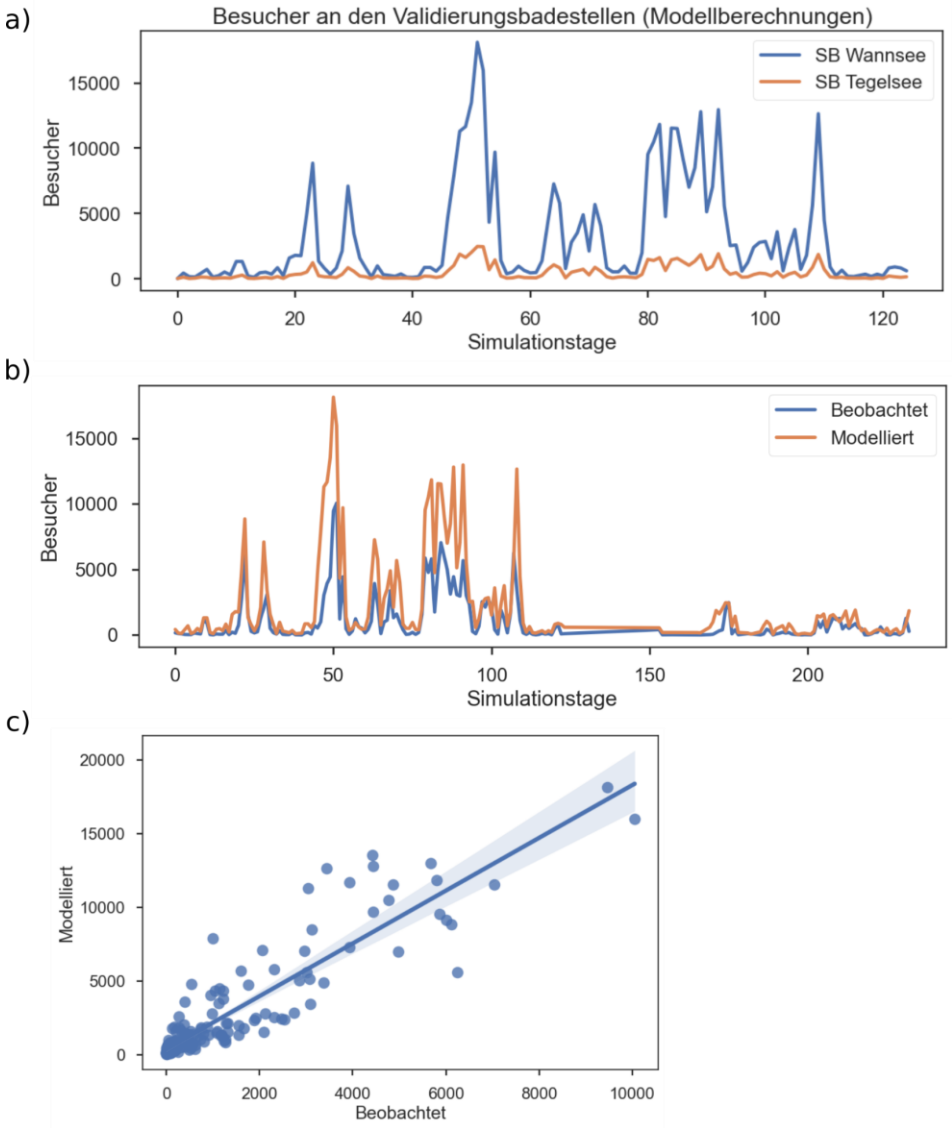


Abbildung 92: Veranschaulichung der modellierten Besucherzahlen an See- und Flussbadestellen (a) und Vergleich der modellierten und beobachteten Besucherzahlen (b,c).

Zusammenfassend können wir sagen, dass das Agentenmodell sehr gut in der Lage ist, den zeitlichen, Wetter- und Tagestypen- abhängigen Badedruck vorherzusagen. Outdoor-Pools scheinen keine direkten Substitute für See- und Flussbadestellen zu sein, und Pool-Schwimmer scheinen sich meistens einfach für die nächstgelegene Möglichkeit vom Wohnort zu entscheiden. Die Auswahl einer Naturbadestelle unterliegt jedoch einem Abwägungsprozess, der von mehreren Kriterien abhängig ist. Die Individualität bei der Entscheidungsfindung macht die Modellierungsaufgabe zu einem hochkomplexen Prozess und rechtfertigt die Verwendung eines agentenbasierten Modell-Typs.

Dadurch, dass nur wenige Daten für Naturbadestellen zur Verfügung stehen, kann das Modell noch nicht ausreichend trainiert werden. Es liefert jedoch bereits richtungsweisende, robuste Vorhersagen für den Badetourismus. Durch seine Fülle an Optionen für die stakeholder-gestützte partizipative Modellierung stellt es schon jetzt eine wertvolle Ressource für Planungsprozesse dar. Für die Anwendung in einer Region, die vermutlich in einem konkreten Planungskontext auch deutlich kleiner ist als ganz Berlin und große Teile Brandenburgs, müssten jedoch noch Besucherdaten erhoben werden, um eine ausreichende Sicherheit der Modellvorhersagen zu garantieren.

5. Management von Freizeitnutzungen

5.1. Effizienzbewertung von Besucherlenkungsstrategien im Badetourismus mit Hilfe eines agentenbasierten Modelles

Antje Kerkow, Markus Venohr, Simone Podschun, Franz Hölker

5.1.1. Management-Maßnahmen für den Badetourismus: eine Übersicht

In Kapitel 4.5 sind wir auf die große Bedeutung blauer Räume für die Erholungsnutzung eingegangen und haben das agentenbasierte Modell "SwimTag" vorgestellt, welches dafür konzipiert wurde, die Wirkungen und Nebenwirkungen von Management-Konzepten zu überprüfen. Das Besuchermanagement an Badegewässern mit den Zielen Umweltschutz und Konfliktvermeidung zwischen den Badegästen und weiteren Gewässernutzern umfasst verschiedene Maßnahmen und Strategien, um den Schutz der natürlichen Umgebung inklusive der Tierwelt sowie ein erholsames Bade- und Naturerlebnis sicherzustellen. Da es bisher noch keine fundierten Veröffentlichungen oder Berichte zu einer Bandbreite integrierter Managementkonzepte im Badetourismus gibt, wird im Folgenden eine Zusammentragung von Veröffentlichungen aus dem allgemeinen Naturschutz, aus Maßnahmen des Kanutourismus, aus verschiedenen Einzelfall-Berichten zu möglichen Maßnahmen sowie ihrer Wirkungen und Nebenwirkungen zusammengetragen. Auch eigene Überlegungen und Berichte des Aquatag-Stakeholder-Pinnwandworkshops zum Thema Management fließen in die Übersicht mit ein. Anschließend probieren wir mit Hilfe des Modells die Effektivität und Nebeneffekte einiger grundlegender Konzepte aus und bewerten diese.

In einem Bericht von Stojec (2008) zum Thema "Fließgewässerschutz und Wassersport in Hessen", bei dem es vornehmlich um die Auswirkungen des Kanutourismus geht, wurde eine Kategorisierung von Managementkonzepten vorgeschlagen, die auch für den Badetourismus als vollständig und sehr geeignet erscheint und eine gute Resonanz auf dem 2. Aquatag-Stakeholderworkshop gefunden hat. Mit Hilfe dieser vier Kategorien haben wir eine Tabelle (Tabelle 47) erstellt und Maßnahmebeispiele sowie örtliche Beispiele aus der Region Berlin Brandenburg ergänzt.

Ein in der Literatur immer wieder benanntes Phänomen, welches die meisten Maßnahmenkonzepte begleitet, ist das Ausweichverhalten auf andere Badestellen. Diese Umverteilungen können unerwünschte Nebenwirkungen haben, z.B. wenn anschließend benachbarte Gewässer mit Naturschutzinteresse negativ beeinflusst werden (Muller, 2016). Mit einer Umverteilung besteht andererseits auch immer das Risiko, dass Umgebungen mit einzigartigen Erholungsmerkmalen für die Badetouristen unerreichbar werden. Häufig verfügen Orte mit Management-Bedarf über einen hohen Grad an Individualität und ökologische Besonderheiten, z.B. sehr klares Wasser oder Vorkommen von bedrohten, aber interessant zu beobachteten Arten (Muller, 2016; Venohr et al., 2018). Die bei den Betroffenen allgemein beliebtesten Maßnahmen für die Reduzierung von Konflikten zwischen Besuchern sowie zwischen Besuchern und Naturschutzzielen sind verschiedene Anreize zu Veränderungen des Nutzerverhaltens. Hierbei wird die Besucher-Schuldfrage für die Standort-Beeinträchtigungen aufgelöst (Mason, 2005). Diese Methoden werden auch als weiche Management-Methoden bezeichnet, im Gegensatz zu den harten Methoden, welche ein eher direktes Standortmanagement darstellen und wozu alle anderen Kategorien in der Tabelle 47 gehören.

Tabelle 47: Managementkonzepte für den Badetourismus (Bell et al., 2021; Martin et al., 2009; Mason, 2005; Micallef & Williams, 2002; Schafft et al., 2021; Tan & Law, 2016).

Management-Maßnahme	Beschreibung	Beispiele aus Berlin und Brandenburg	Schwierigkeiten und mögliche Nebenwirkungen
Begrenzung der Nutzerzahl	Begrenzung der Besucherzahl durch Einlasskontrollen oder Reservierungssysteme	Strandbad Wannsee (Einlass-Stopps), Strandbad Orankesee (Reservierungssystem)	- Abweisung und lange Warteschlangen können Besucher verärgern und zu Konflikten führen, - Ausweichverhalten auf andere Badestellen, - Technische Herausforderungen bei der Einführung von Reservierungssystemen
Räumliche Nutzung verändern	Veränderung der Nutzungsverteilung durch Schaffung von abgetrennten Bereichen oder Sperrung von Teilbereichen, Besucherlenkung durch Aufwertung und positive Gestaltung	Beschilderungen und Abtrennungen von Uferbereichen am Badesee Sacrower See in Potsdam	- Unzufriedenheit der Badegäste durch Einschränkung der Bewegungsfreiheit und Badevergnügens an bestimmten Gewässern, - Konflikte mit anderen Nutzergruppen, die sich benachteiligt fühlen - Ausweichverhalten auf andere Badestellen - Kosten für die Umgestaltung
Zeitliche Nutzung verändern	Veränderung der Nutzungszeiten, z.B. durch Früh- oder Spätschwimmen	Verkürzung der Öffnungszeiten am Badesee Strandbad Tegeler See in Berlin	- Verkürzte Nutzungszeiten können zu Unzufriedenheit bei den Badegästen führen, die nur eingeschränkte Zeit zum Baden haben - Schwierigkeiten bei der Durchsetzung von Sperrzeiten bei warmen Temperaturen - Ausweichverhalten auf andere Badestellen
Veränderung des Nutzerverhaltens	Änderung des Nutzerverhaltens durch gezielte Information oder Appelle	Kampagne "Sauberer See" am Liepnitzsee in Bernau, Verhaltensregeln für Badegäste am Strandbad Plötzensee in Berlin	- Schwierigkeiten bei der Durchsetzung der Verhaltensregeln - Erfolg der Maßnahme oft schwer messbar - Sprachbarrieren - Es kann schwierig sein, das Verhalten der Badegäste zu beobachten und gezielt anzusprechen - Aufwand für Durchführung von Schulungen

Die höhere Beliebtheit der weichen Methoden ist vielfach für den Bereich des Schutzgebietsmanagements belegt worden, und auch auf unserem Stakeholderworkshop war das Feedback eindeutig. Ihre Wirksamkeit ist jedoch schwierig zu kontrollieren und oft nicht ausreichend, insbesondere für den Schutz sensibler Tierarten (Mason, 2005; Tan & Law, 2016).

5.1.2. Modellbasierte Bewertung von Management-Konzepten

Wir demonstrieren Modellanwendungen für die Metropole Berlin und das Umland in einem 50 km-Umkreis mit dem Ziel, die Auswirkungen unterschiedlicher Strategien der Besucherlenkung zu bewerten. Wir testeten 9 Strategien und überprüften, wie sie sich auf die Badegast-Verteilungen auswirken. Dafür wendeten wir das Modell wiederholt an und betrachteten die prognostizierten Besucherzahlen an den regulierten Badestellen sowie die prognostizierten Zahlen an den Badestellen im 7 km-Umkreis. Sieben Szenarien berechneten wir für Badestellen mit dem Ziel der Besucherzahl-Reduktion in Gebieten mit Naturschutzzielen. Außerdem berechneten wir zwei Nutzerorientierte Szenarien. Bei den letztgenannten geht es darum, bewirtschaftete Strandbäder, die zu starker Überfüllung an bestimmten Tagen neigen, durch Besucher-Limits zu entlasten.

Szenarios die Naturschutz-Badestellen betreffen

In der Studienregion liegen 28 Badestellen innerhalb von Naturschutzgebieten, und 13 in unmittelbarer Nähe mit einer maximalen Distanz von 40m. Alle 41 betroffenen Badestellen befinden sich im Bundesland Brandenburg, sie werden nachfolgend als schutzbedürftige Badestellen (SB) bezeichnet. In Naturschutzgebieten leben häufig sensible und störungsempfindliche Tierarten, sodass die Reduktion der ganzjährigen Badegastanzahl und insbesondere die Vermeidung von Peak-Besucherzahlen, mögliche Ziele sind. Ein drittes plausibles Ziel ist die Reduktion der Badegast-Zahlen während der Brutsaison geschützter Vögel, die in unmittelbarer Umgebung vom See Nisten oder im See nach Nahrung für den Nachwuchs suchen. Besonders geschützte Vogelarten, die an Brandenburger Seen vorkommen, sind Kraniche, Rohrdommeln, Zwergdommeln, Blaukehlchen und Schreiadler (Hielscher & Zimmermann, 2005; Jessel & Jacobs, 2005). Anhand der folgenden Auswahlkriterien haben wir SB-Badestellen ausgewählt, die bei den Szenario-Analysen in der Computersimulation Management-Maßnahmen anwenden:

1. Sie liegen direkt in Naturschutzgebieten oder in 40m Entfernung zu ihnen.
2. Sie liegen nicht zu nah am Modellrand (zur Vermeidung von Modellierungs-Randeffekten wie nicht berücksichtigten Einwohner im Einzugsgebiet der Badestelle).
3. Die Badestellen in den 7km-Umkreisen sind eindeutig nur einer SB-Badestelle zuzuordnen.
4. Mindestens eine weitere Badestelle sollte im 7km-Umfeld liegen.
5. Mindestens eine weitere Badestelle sollte im 7km-Umfeld liegen, die das Potenzial hat, als “Opfer-Badestelle” ausgebaut zu werden (diese sollte möglichst kein Strandbad sein oder eine Badestelle mit Strandbad-ähnlicher Infrastruktur).

Die ausgewählten SB-Badestellen, auf die diese Kriterien zutreffen, sind in Abbildung 93 dargestellt.

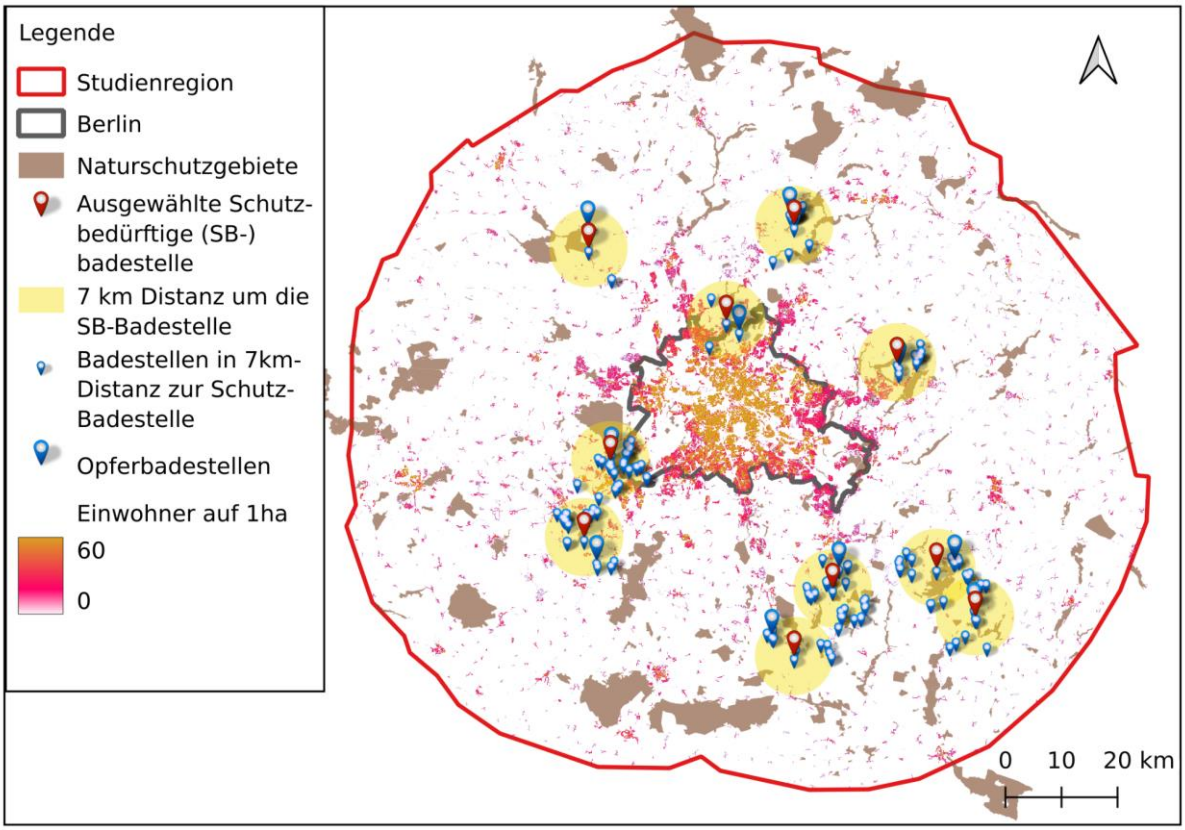


Abbildung 93: Darstellung der ausgewählten Badestellen für die Modellanwendungen mit Naturschutz-Szenarien.

Folgende Szenarien für SB-Badestellen (
Tabelle 48) wurden in das Modell SwimTag integriert und Berechnungen der möglichen Auswirkungen (retrospektive für das Jahr 2015) ausgeführt:

0. (Baseline-Szenario: Schließen der SB-Badestellen in der ganzen Badesaison)
1. Schließen der SB-Badestellen an Schönwettertagen, wenn die Schwimmrate des Tages größer als 0,4 ist (dies wird z.B. erreicht bei 25°C, 6h Sonnenschein, Arbeitstag)
2. Schließen der SB-Badestellen in der Vogel-Hauptbrutzeit (Als Hauptbrutzeit wird angenommen (1.3. bis 1.7. des Jahres). Das Modell simuliert allerdings erst ab der offiziellen Badesaison, die bei den Berliner Bäderbetrieben i.d.R. am 15. Mai beginnt.
3. Absperrungen aller Parkplätze an den SB-Badestellen über die ganze Badesaison (SB-Badestellen, die von vornherein keine Parkplätze hatten, wurden bei der Analyse ausgeschlossen).
4. Absperrungen aller Parkplätze an den Naturschutzbadestellen zur Vogel-Hauptbrutzeit (Schutzbedürftige Badestellen, die von vornherein keine Parkplätze hatten, wurden bei der Analyse ausgeschlossen).
5. Beschränkung der Besucherzahl auf 40 Personen pro Tag pro SB-Badestelle über die ganze Badesaison
6. Ausbauen von Badestellen zu Besuchs-Magneten im Umkreis der SB-Badestellen; Die Badestellen, die eine Magnetwirkung entfalten und die Besucher von den SB-Badestellen weglocken sollen, sind in Abbildung 94 dargestellt und wurden auf Basis folgender Kriterien ausgesucht:
    - Sie sollten im 7 km-Umkreis der SB-Badestellen liegen.

- Mit Hilfe vorheriger Modellberechnungen wurde sichergestellt, dass die Badestellen nicht schon Besuchermagneten sind, also dass dort keine besonders großen Besucherzahlen wie z.B. an Strandbädern vorhergesagt werden.
- Die potenzielle Magnetbadestelle wurde so ausgesucht, dass sie nicht an einem viel kleineren See liegt als die SB-Badestelle (auch nicht an einem Fluss), dass sie möglichst auf einer Siedlung-zugewandten Seite liegt, und dass sie nach mindestens 2 Kriterien aufgewertet werden kann).

Den Magnetbadestellen wurde folgendermaßen eine höhere Attraktivität verliehen (siehe auch Tabelle 49, wo jeweils welche strukturellen Änderungen virtuell stattfanden):

- Anbindung an den ÖPNV, wenn nicht vorhanden (in 7 von 10 Fällen).
- Schaffen von Parkplätzen, wenn nicht vorhanden (in 2 von 10 Fällen).
- Ausbau der Liegefläche auf 6.000 m2, wenn vorher nicht erreicht (in 8 von 10 Fällen)

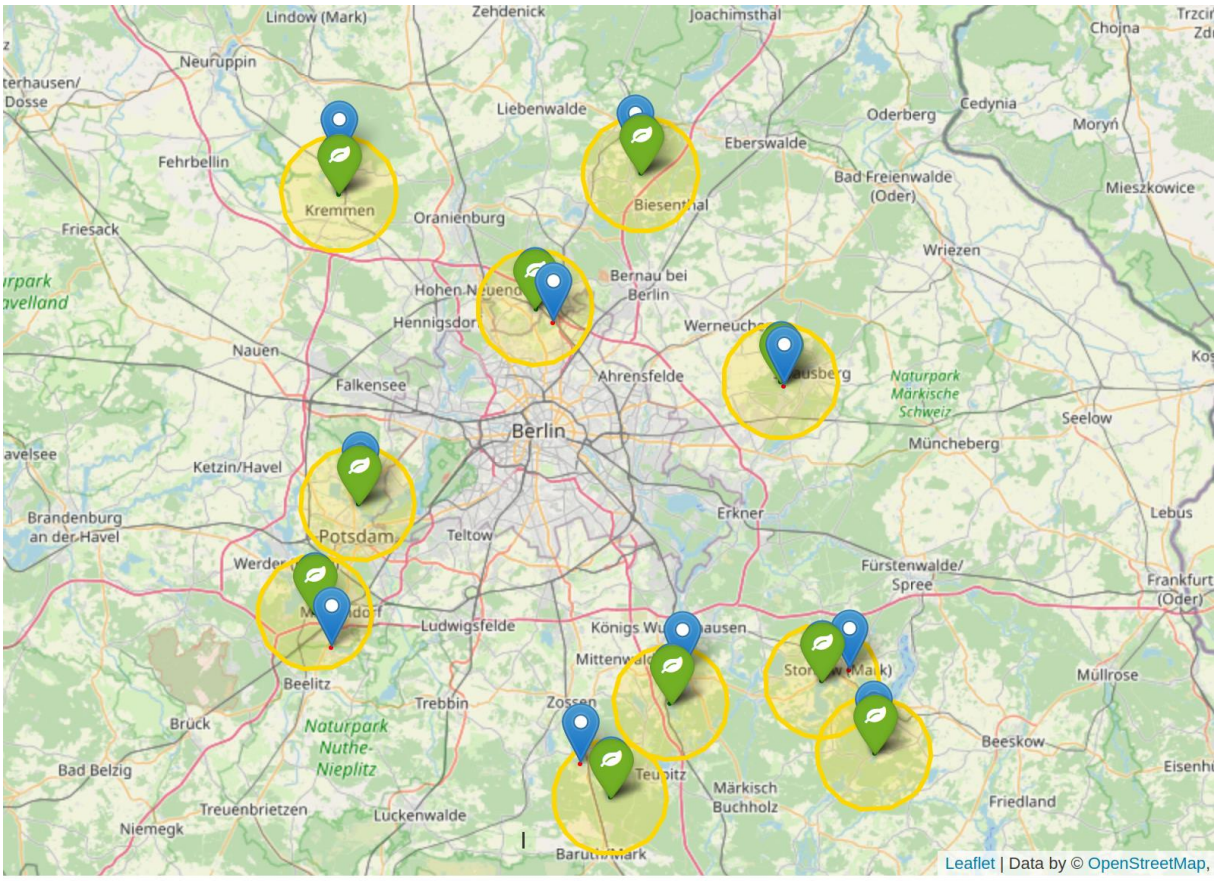


Abbildung 94: Darstellung der Badestellen mit Naturschutz-Zielen (grün) sowie der Badestellen im 7km-Umkreis, die jeweils eine Magnetwirkung entwickeln sollen (blau).

Tabelle 48: Eigenschaften der Naturschutz-Badestellen.

Name	Beta-Wert für Parkplätze	Beta- Wert für Haltestellen	Seegröße (ha)	Badestellen-größe (m²)
Mittelprendener See	0	0	26,7	6928,6
way_807433726	0	0	97,9	14,3
way_619656011	1	1	136,5	48,5
way_309694592	0	0	86,3	319,9
way_806831377	1	0	216,0	2348,1
Mühlenbecker Land	1	1	2,9	74484,0
Lindenbrück	1	1	37,5	2334,3
Limsdorf	1	0	64,5	379,5
way_204538369	1	0	13,4	1677,1
way_163460717	1	0	18,9	456,1

Tabelle 49: Eigenschaften der Opferbadestellen.

Name	Beta-Wert für Parkplätze	Beta- Wert für Haltestellen	Seegröße (ha)	Badestellen-größe (m²)
id_51	0	0	4,4	5,7
way_33626682	1	0	2,8	5,9
node_4352578580	0	0	2,5	5,9
node_329582152	0	1	4,4	5,9
id_240	1	0	4,0	5,9
id_247	1	0	5,9	5,9
id_105	1	0	5,1	6,0
way_372511947	1	1	5,3	7,6
way_427595936	1	1	3,3	8,41
id_254	0	1	3,6	8,7

Szenarios die Nutzer-orientierten Szenarien

Die Nutzer-orientierten Szenarien folgen der Idee, bewirtschaftete Strandbäder, die zu starker Überfüllung an bestimmten Tagen neigen, durch Besucher-Limits zu entlasten. Elf Strandbäder mit sehr hohen Besucherprognosen oder sehr hohen Überfüllungswerten an heißen Sommertagen wurden herausgesucht (Abbildung 95, Tabelle 50).

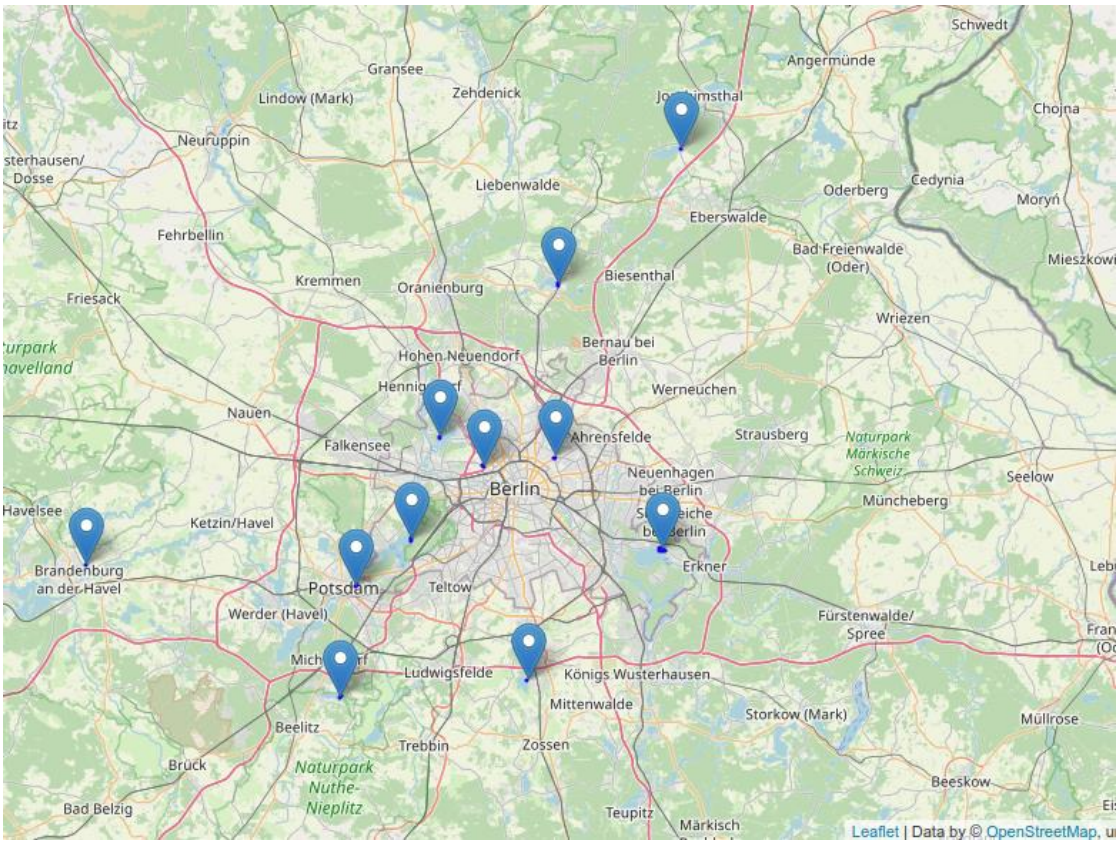


Abbildung 95: Darstellung der Badestellen mit hohen Badegast-Zahlen im Sommer, für die die nutzerorientierten Szenarien berechnet wurden.

Tabelle 50: Maximale Besucherzahlen der Strandbäder, die für die Nutzerorientierten Szenarien ausgesucht wurden.

Strandbad-ID	Maximale Anzahl Besucher	Maximaler Überfüllungsfaktor (Personen/m²)
id_120	1280	0,08
id_197	750	0,31
id_22	17550	0,14
id_24	2850	0,07
id_25	9020	0,80
id_270	3180	0,45
id_30	2460	0,22
id_37	3000	1,29
id_46	1670	0,65
way_1067215104	1290	0,31
way_25628218	90	0,01

Folgende Szenarien für die Strandbäder wurden in das Modell SwimTag integriert und Berechnungen der möglichen Auswirkungen (retrospektive für das Jahr 2015) ausgeführt:

1. Einlassstopp ab 1 Person/ 25m^2 pro Tag
2. Einlassstopp ab 1 Person/ 50m^2 pro Tag

5.1.3. Ergebnisse

Die Sperrungen von SB- Badestellen (in Naturschutzgebieten) führen zu einem signifikanten Anstieg der Badestellennutzung im 7 km Umkreis (Abbildung 96). Selektive Badestellen-Sperrungen an Schönwetter-Wochenenden und Parkplatzsperrungen in der gesamten Badesaison senken die Jahresbesucherzahlen fast so stark ab wie Vollsperrungen der Badestellen in der gesamten Badesaison. Das Einrichten von attraktiven Opfer-Badestellen (Tabelle 49) in der Nähe von schutzbedürftigen Badestellen führt nur zu einer sehr geringen Nutzungsabnahme an den schutzbedürftigen Badestellen. Dafür locken Opferbadestellen viele Besucher aus größerer Entfernung in die Umgebung.

Um die Besucherzahlen stark frequentierter Strandbäder zu senken, ist ein Einlassstopp von einer Person pro 25m² unwirksam. Bei einer Person pro 50m² lässt sich die Besuchermenge signifikant reduzieren. Einlassstopps für Strandbäder führen nicht zu einem signifikanten Nutzungsanstieg in der Umgebung.

Eine Verringerung der Jahresbesucherzahl an mittelgroßen bis kleinen Badestellen in sub-urbanen bis peripheren Bereichen, z.B. zum Zweck des Naturschutzes, lässt sich nicht nur durch eine Vollsperrung in der Badesaison erreichen, sondern fast ebenso effektiv durch eine selektive Sperrung an Schönwetter-Tagen oder durch eine Sperrung der Parkplätze in der Badesaison.

Auf die Brutzeit beschränkte Maßnahmen sind für eine Besucher-Reduktion wenig geeignete Maßnahmen, da die Haupt-Badezeit erst im Juli startet. Es ist jedoch generell von einem geringen Störpotenzial durch Badegäste in dieser Zeit auszugehen.

Opfer-Badestellen in der Nähe der Schutzgebiete in sub-urbanen bis peripheren Bereichen führen zu keiner signifikanten Verringerung der Besucher an den zu schützenden Badestellen, es werden jedoch viele Leute aus einem größeren Einzugsbereich in die Umgebung angezogen.

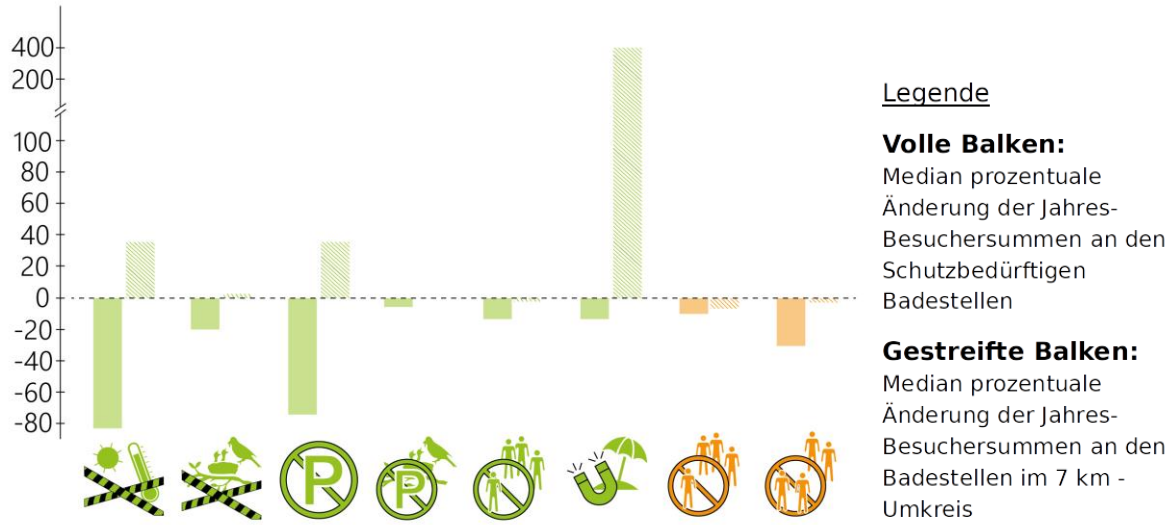


Abbildung 96: Ergebnisse der Szenarienanalysen für Naturschutzbadestellen (grün) sowie der Szenarienanalysen für Strandbädr; Maßnahmen von links nach rechts: Schließen bei schönem Badewetter, Schließen in der Haupt-Vogelbrutzeit, Parkplätze sperren in der gesamten Badesaison, Parkplätze sperren in der Haupt-Vogelbrutzeit, Beschränken der Besucherzahlen auf 40 Personen pro Tag, Errichten von Opfer-Badestellen in der Nähe, Einlassstopp ab 1 Person/ 25m2 pro Tag, Einlassstopp ab 1 Person/ 50m² pro Tag.

5.2. Harmonisierung von Nutzungsregeln und Managementzielen auf verschiedenen Skalen

Reinhard Rust, Simone Podschun, Markus Venohr

In den Diskussionen der verschiedenen AQUATAG-Workshops und auch in den Online-Communities wurde vielfach erwähnt, dass nicht faktenbasierte Nutzungseinschränkungen in der Regel von Freizeitnutzern weniger gut akzeptiert sind. Als besonders wünschenswert wurden Regelungen genannt, die z.B. auf einem wissenschaftlich nachgewiesenen Nutzungs-Effekt-Zusammenhang basieren. Wissenschaftlich stellt dieser Nutzungs-Effekt-Zusammenhang jedoch eine Herausforderung dar. Das Projekt hat die Nutzungsdichten, -änderungen und -arten auf verschiedenen Ebenen beschrieben und quantifiziert. Insbesondere deutschlandweit differenzierte Zahlen und Aspekte der Nutzungsdynamik haben bisher weitestgehend gefehlt. Tatsächlich Nutzungszahlen für konkrete Gewässer (-abschnitte) sind jedoch weiterhin selten und können letztlich nur durch lokale Erhebungen erhoben werden. Hinsichtlich der ökologischen Belastung spielt jedoch nicht nur die Anzahl der Besucher sondern vielmehr das Verhalten des Einzelnen eine enorme Rolle. So scheint für Eisvögel der Bruterfolg weitestgehend von der Paddelnutzung entkoppelt zu sein, obwohl beobachtet wurde, dass Fehlverhalten weniger Personen zur Aufgabe eines Brutplatzes führen kann. Effekte anderer Aktivitäten sind hingegen Nutzungsintensitätsabhängig, wie z.B. das Ein- und Aussteigen sowie das Betreten des Ufers beim Umtragen von Paddelbooten. Kurz: aus der alleinigen Nutzungsdichte kann nicht auf ökologische Effekte geschlossen werden, sondern es bedarf mindestens Informationen zur Art der Aktivität und dem individuellen Verhalten der Menschen.

Bei Effekten gilt zudem zu unterscheiden, ob diese temporär oder permanent sind. So spricht man erst von einem ökologischen permanenten Effekt, wenn z.B. eine Tierart dauerhaft in ihrem Fortpflanzungserfolg gestört oder aus einem Habitat vertrieben wird (sieh auch Kapitel 2.1.5). Tiere die kurzzeitig verscheucht werden und danach ihrer vorherigen Aktivität nachgehen können sollten zunächst nicht nachhaltig gestört werden, wenn jedoch in der Zwischenzeit die Jungvögel auskühlen oder das ungeschützte Nest durch Räuber ausgeräumt wird, hat die gleiche Störung einen dauerhaften Effekt auf die Tiere.

Die Kombination von beidem macht Nutzungs-Effekt-Analysen extrem aufwändig und führt möglicherweise auch zu der (Fehl-)Einschätzung, dass bestimmte Aktivitäten keinen Effekt haben. Aus diesem Grund wird jedoch auch eine Festlegung von Nutzungseinschränkungen für einzelne Gewässer als unbegründet wahrgenommen. Daher haben wir uns im Projekt a) am Beispiel Mittelgroßer Flüsse wie der Diemel die Befahrregeln für Paddler angesehen und b) die Nutzungsintensitäten bzw. die Bedeutung von Bundeswasserstraßen am Beispiel des Blauen Bandes betrachtet.

Während z.B. Rudern oder Segeln in vorwiegendem Maße Vereinsgebunden betrieben wird, ist Paddeln eine Wassersportart, die auch individuell und nicht notwendiger Weiser mit einem Vereinsgelände als Start oder Zielpunkt ausgeübt wird. Daher sind in Deutschland auch eine Vielzahl von Paddelboot-, jedoch kaum Ruderbootverleiher zu finden. Bei der Planung einer Tour und der Auswahl eines Gewässers müssen sich alle Wassersportler über die Befahrungsregel informieren. Für Paddler inklusive Stand-Up Paddler aber auch Wanderruderer ist diese besonders dann relevant, wenn Touren abseits von Vereinsstrecken geplant werden, für die die Regeln bereits bekannt sind. Die Befahrregeln werden, je nach Organisationsstruktur durch die Landesbehörden oder Bezirksämter festgelegt. Die Befahrregeln werden z.B. durch den Deutschen Kanuverband in einer

Gewässerdatenbank gesammelt veröffentlicht. Inzwischen lassen sich die Information auch als digitale Karten über die Canua-App (https://canua.info/) einsehen. Somit ist es selbst für unerfahrene Wassersportler möglich die Befahrregeln für die Planung einer Tour zu berücksichtigen. Neben ganzjährigen und vorübergehenden (z.B. saisonalen, nach Uhrzeit oder nach Wasserstand) Befahrungsverboten bestehen auch beschränkte bzw. kontingentierte Befahrungserlaubnis oder auch eine grundsätzliche Fahrerlaubnis in Verbindung mit einem Uferbetretungsverbot. Diese Vielzahl verschiedener Regelungen gilt zudem nicht für einen ganzen Fluss, sondern kann zwischen Flussabschnitten, z.B. in Abhängigkeit von Schutzgebietstatus, dem Vorkommen besonders sensibler Arten, bei in Konflikt stehenden anderen Nutzungen, aber auch z.B. bei Überschreitung von Bundeslandgrenzen wechseln.

Die Befahrregeln der 27 berücksichtigten Gewässer verdeutlich die Situation sehr ansprechend. Für (zumindest Abschnitte) von 26 der 27 Flüsse bestehen grundsätzliche Fahrverbote und in 22 der 27 Flüsse gelten diese in Verbindung mit mindestens einer anderen Befahrregel (Abbildung 47). Mit insgesamt zehn verschiedenen, für verschiedene Abschnitte oder auch in Kombination geltenden, Regelungen, wurde hier die höchste Regelungsanzahl für die die Pegnitz festgestellt. Im Umkehrschluss lässt sich jedoch auch feststellen, dass die viele Regelungen nur für einen oder sehr wenigen Gewässerabschnitten gelten (Tabelle 52).

Hintergrund für diese Vielzahl an, teilweise ähnlichen Regelungen, ist, dass es bisher keinen naturschutzfachlichen Kriterienkatalog gibt, nachdem bei eine bestimmten Nutzungsintensität oder einer vorgefundenen sensitiven Tierart bestimmte Regelungen zu treffen wären. Nach den Erfahrungen der im Projekt involvierten Anwendungspartner liegt häufig vielmehr im Ermessen der Sachbearbeiter in den Behörden aber auch an der spezifischen Konstellation an Nutzungsansprüchen, der Verfügbarkeit von Ausweichgewässern, und zu der Historie ob und in welcher Form zuvor Effekte oder Konflikte mit anderen Interessengruppen festgestellt wurden. Auch wenn sich die Nutzungszahlen und die sich daraus ergebenden Störungen nur begrenzt übertragen lassen, wäre eine vereinheitlich der Regeln, zwischen verschiedenen Gewässern und auch z.B. zwischen benachbarten Bundesländern aus Nutzersicht wünschenswert, aber auch für die regulierenden Behörden sinnvoll, da sie die Festlegung von Befahrregeln an vorhandenen Erfahrungen bzw. erfolgreich umgesetzten Konzepten orientieren können. Dies sollte jedoch erst nach einem behördenübergreifenden Austausch und unter Berücksichtigung von verfügbaren wissenschaftlichen Grundlagen, wie z.B. aus dem Projekt AQUATAG erfolgen.

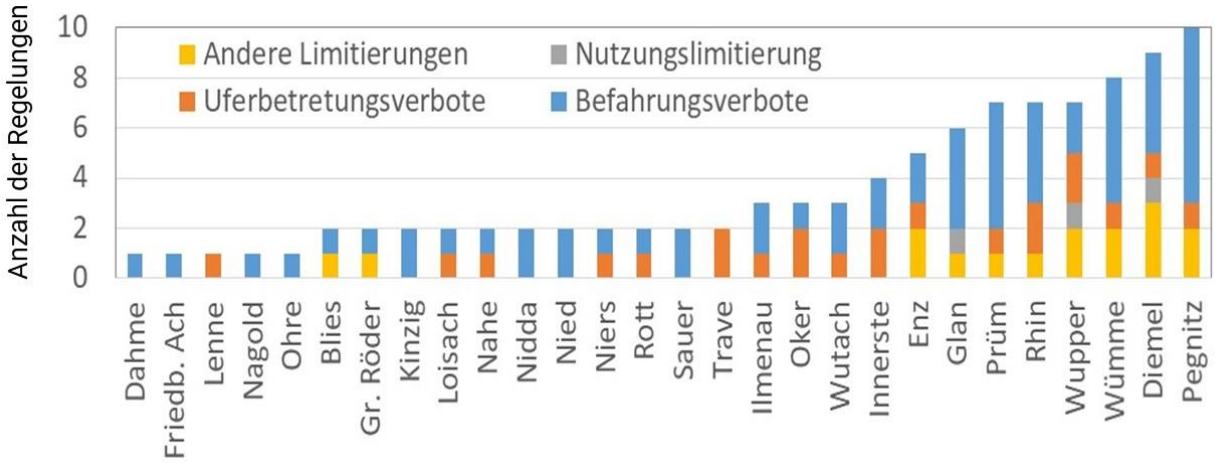


Tabelle 51: Anzahl und Kombination der geltenden Befahrregeln nach DKV für 27 mittelgroßer Flüsse in Deutschland.

Tabelle 52: Auswertung der Anwendungshäufigkeit der insgesamt in den 27 Flüssen angewendeten Befahrregeln nach DKV.

Befahrungsverbote	**Angewendet in folgender Anzahl von Gewässern**
BV 03 - auf Abschnitt(en)	11
BV 05 - bei Mindestpegel	11
BV 09 - nach Uhrzeit/Nachts	7
BV 07 - nach Datum	5
BV 11 - nach Bootstypen	5
BV 04 - auf Abschnitt(en) und nach Uhrzeit	4
BV 06 - im Sommer	3
BV 08 - im Winter	3
BV 10 - nach Bereichen	3
BV 15 - Freiwillig (ökol. / Sicherheitsempfehlg)	2
BV 02 - nur mit Genehmigung	1
BV 12 - auf Altarm(en)	1
BV 13 - für "gewerbliche Fahrten"	1
BV 14 - für Gruppenfahrten	1
Uferbetretungsverbot	
UV 02 - Ein-/Ausstieg in Bereichen	9
UV 04 - in Abschnitt(en)	6
UV 06 - in Bereich(en)	5
UV 05 - im Sommer	1
UV 07 - in Zeit ohne BV	1
sonstige Regelungen	
SO 03 - pegelabhängige Beschränkung	6
SO 04 - Anmeldungs- /Genehmigungspflicht	4
SO 05 - Bootstypen-Beschränkung	3
SO 06 - organisierte Touren	3
SO 01 – Bootskontingente	2
SO 02 – Befähigungsnachweis	1

Die aktuellen Pläne und Ziele des Blauen Bandes kommen skalenmäßig aber auch bezüglich der Nutzungsintensität aus einer anderen Richtung. Erklärtes Ziel des Wassertourismuskonzeptes ist die Förderung des Wassertourismus zur Steigerung der gesellschaftlichen Wohlfahrt durch Erholung, Freizeitaktivität, Sport (BMVI 2016). Bisher investierte der Bund primär in die Hauptwasserstraßen für den Güterverkehr. Zukünftig sollen mehr Finanzmittel für Freizeitwasserstraßen und naturnahe Wasserstraßen eingesetzt werden, insbesondere in Gebieten mit hoher touristischer Bedeutung (MV, BE, BB, RP, HE). Eine solche Aufwertung von Naturgewässern ist im Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“ vorgesehen. Für diese Vorhaben ist eine umfassende Bestandsaufnahme zur Nutzung der Binnenwasserstraßen eine wichtige Voraussetzung. So soll nach dem (BMVI 2016) wenig genutzte Wasserstraßen für wassertouristische Zwecke, insbesondere für motorlose Nutzungen, zugängig gemacht werden. Hierzu wurden die Gewässer zunächst nach ihrer Bedeutung für Freizeitnutzungen und ihre Touristische Bedeutung bestimmt. Hierzu wurden die Anzahl der geschleusten Sportboote und die Anzahl vertraglich geregelter Nutzungen (z.B. Campingplatz, Slipanlage, Liegeplätze) erfasst. Die Indikatoren für die Touristische Bedeutung sind die Anzahl geschleuster Touristenboote, Anzahl

der Charterboote (über Bootszeugnisse), Anbieterdichte der Charterboote, Kanuverleihe, sowie die Anzahl der ansässigen und der geschleusten Fahrgast- und Fahrgastkabinenschiffe (Schleusenstatistik).

Wie Abbildung 97 zeigt, bilden u.a. Havel, Dahme, Müritz und Elde im Nordosten Deutschlands einen Schwerpunkt bei den identifizierten bedeutsamen Gewässern. Eine Gegenüberstellung mit den in AQUATAG abgeleiteten Nutzungszahlen belegt, am Beispiel der Gewässer im weiteren Umfeld von Berlin, grundsätzlich ähnliche Muster, jedoch mit Unterschieden für einzelne Gewässer, für allen vier Bewertungsanstätze (Abbildung 98).



Abbildung 97: Nach dem Wassertourismuskonzept ermittelte Bedeutung der Nebenwasserstraßen für Freizeit und Tourismus BMVI (2016).

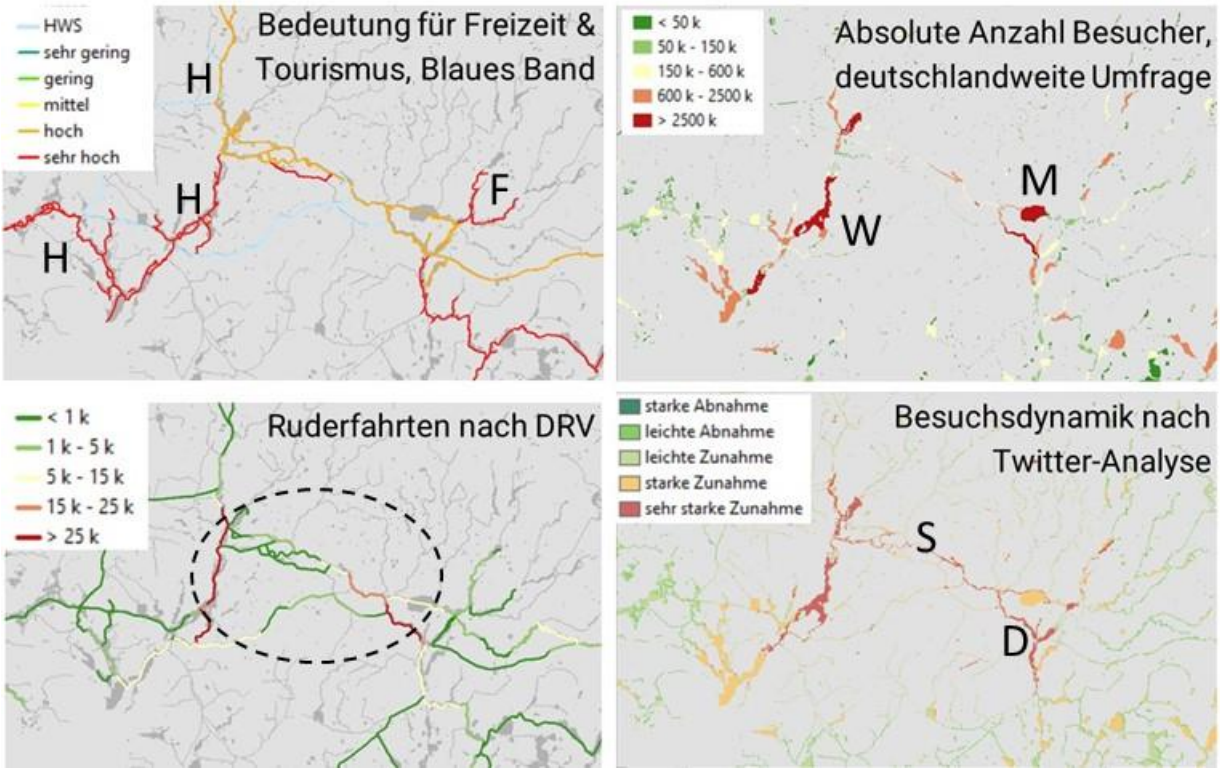


Abbildung 98: Nutzung von Oberflächengewässern im weiteren Umfeld von Berlin für Freizeit und Tourismus, abgeleitet nach Blaues-Band (BMVI, 2016b) (links oben), den Umfragebasierten Benutzerzahlen nach Kapitel 3.1 und 3.2 (r.o.), den Ausgewerteten Rudertagebüchern DRV nach Kapitel 4.4 (l.u.) und der Besuchsdynamik nach Twitter Analyse (Differenz der Twitterdicht bei 25 und °C nach Kapitel 4.1 (r.u.). Mit: H = Havel, M = Müggelsee, W = Wannsee, D= Dahme, F = Flakenfließ und Löcknitz, gestirchelter Kreis = ungefähres Stadtgebiet von Berlin.

Nach dem Blauen Band Ansatz sind die Gewässer im Stadtgebiet von Berlin von weniger hoher Bedeutung als die Gewässer im weiteren Umland. Mit von sehr hoher Bedeutung sind das Flakenfließ und die Löcknitz, die jedoch nach keinem der anderen Datensätze eine erhöhte Nutzung zeigen. Nach den DRV Tagebüchern werden insbesondere die unter Dahme, Spree und der Wannsee besonders intensiv genutzt. Dies ist in grundsätzlicher Übereinstimmung mit den Ergebnissen der anderen Verfahren. Die räumlichen Ableitungen aus der Umfrage und die Besuchsdynamik nach Twitter-Analyse zeigen insgesamt ähnliche Muster, wobei sich die stärksten Unterschiede für den Müggelsee ergeben. Obwohl die vier Ansätze in vielen Bereichen zu ähnlichen Nutzungsmustern kommen, fällt auf, dass alle Ansätze aus AQUATAG eine höhere räumliche Differenzierung wiedergeben. Grundsätzlich ist bei dem Vergleich der Karten zu berücksichtigen, dass sie unterschiedliche Nutzungen widerspiegeln und in kaum ineinander überführbaren Einheiten angegeben sind. Touristische Nutzungen werden beim Blauen Band explizit ausgewertet, können bei Twitter und den Umfragen ebenfalls enthalten sein und sind bei den Rudernutzungen komplett ausgeschlossen. Andererseits sind bei Twitter und den Umfragen landseitige Nutzungen (Radfahren, Laufen, Angeln) enthalten, die hingegen beim Blauen Band und beim Rudern ausgeschlossen sind. Hinsichtlich der Einheiten werden hier Kategorische Daten zu Bedeutsamkeit (Blaues Band), Absolute Nutzungszahlen (Ruderdaten und Umfragedaten) sowie ein einheitenloser Index zur Nutzungsdynamik (Twitter-Analyse). Die Angaben des Blauen Bandes sind hoch-integrativ und lassen sich nicht unmittelbar in Nutzungen übertragen. Hinsichtlich der Twitter-Analyse gibt ein hoher Index wieder, dass an einem Standort bei guten Wetter eine hohe Besucherzahl ermittelt wurde. Diese wurde abschließend mit den Nutzerzahlen bei schlechtem Wetter in Bezug gesetzt. Dieser Parameter steht letztlich im engen Verhältnis zu absoluten

Nutzerzahlen stellt jedoch auch eine interessante Ergänzung dar, weil die andere Werte alle eine statische mittlere Nutzung beschreiben. Hinsichtlich der absoluten Nutzerzahlen ist zu sagen, dass diese sowohl, was den ökologischen Nutzungsdruck, als auch ein mögliches Konfliktpotential angeht nur bedingt aussagekräftig sind. Die gleiche Besucherzahl bei unterschiedlich großen Gewässern resultiert in entsprechend unterschiedlichen Nutzungsdichten. Da jedoch laut Umfrage Spaziergehen und Joggen die bei weitem häufigsten Nutzungsarten sind, stellt sich die Frage, ob eine Nutzungsdichte sich auf die Wasserfläche oder die Uferlänge eines Gewässers beziehen sollte. Abbildung 99 zeigt, dass sich die unterschiedlichen Einheiten basierend auf derselben Datengrundlage zu deutlich unterschiedlichen Schwerpunkten und Verteilungen führen. Bezogen auf die Wasserflächen liegen die Nutzungsdrücke auf schmalen Fließgewässern deutlich höher, reduziert diese jedoch teilweise bei den größeren Seen. Bezogen auf generell stark genutzte Gewässer sind die Unterschiede zwischen absoluten Zahlen und Nutzungen pro Uferlänge relativ gering, werden jedoch evident bei weniger stark genutzten Seen, wie z.B. im Südosten des hier gezeigten Untersuchungsgebietes.

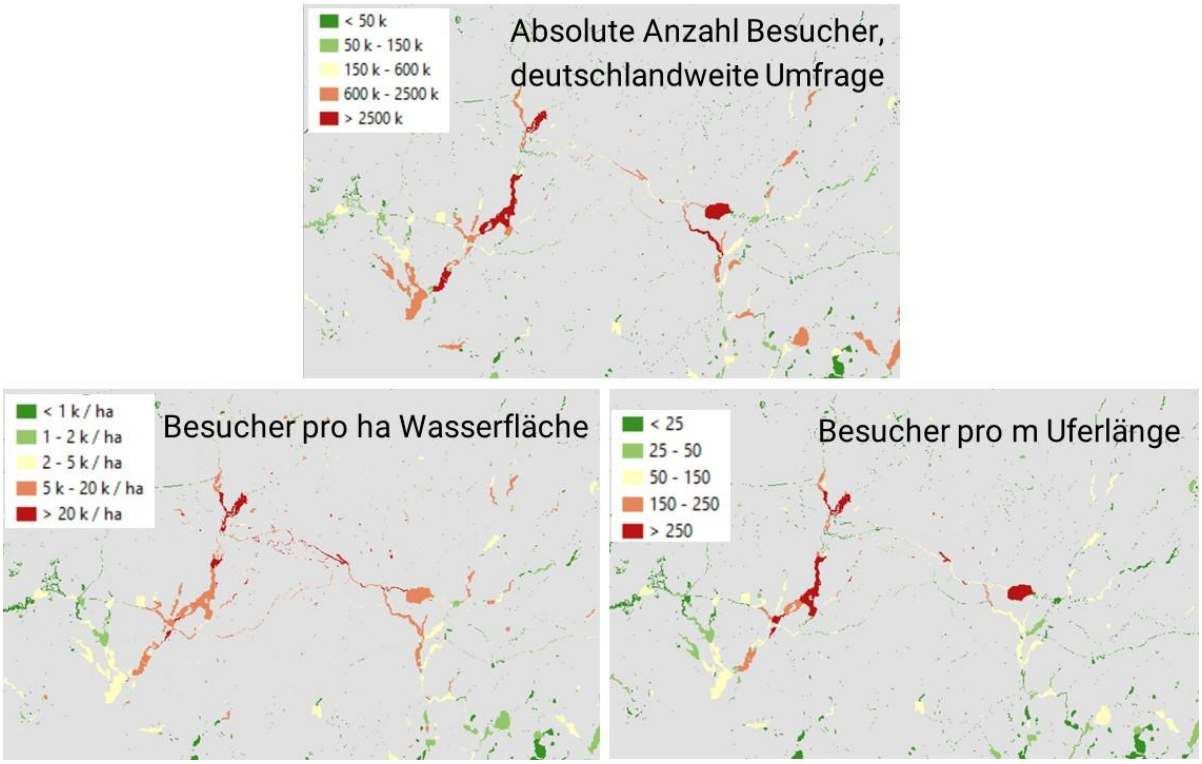


Abbildung 99: Vergleich der Gewässerbesuche (Nutzungen) basierend auf den Umfrageergebnissen, dargestellt als absolute Zahlen (oben), bezogen auf die Wasserfläche (unten links) und bezogen auf die Uferlänge (unten rechts).

Insgesamt zeigt sich, dass die höhere räumliche Differenzierung, aber auch die Unterscheidung der verschiedenen Nutzungsarten zu anderen räumlichen Schwerpunkten führt, als die Auswertungen für das Blaues Band. Eine Kombination der Ansätze könnte damit helfen eine fundiertere Planungsgrundlage für die Umsetzung der Nutzungskonzepte des Blauen Bandes zu bewerkstelligen. Hierzu sollten jedoch die Zielsetzungen und die besten Darstellungsformen diskutiert und berücksichtigt werden. Zusätzlich kann eine intensive Freizeitnutzung lokal auch als Stressor wirken und es ist zu prüfen, ob diese Maßnahmen zur Erreichung der im europäischen Umweltrecht vorgegebenen Ziele, d.h. die Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, der europäischen Biodiversitätsstrategie, sowie der Wasserrahmenrichtlinie beitragen können (BMVI BBD 2018).

6. Zusammenfassung

2.1-1) Die Ergebnisse der Metaanalysen zeigen im Mittel negative Wirkungen des Angelns insbesondere auf Abundanz (Populationsebene) und Biodiversität (Biozönose-Ebene) ausgewählter Taxa, jedoch kaum auf Invertebraten oder Pflanzen und statistisch auch nicht, im Gegensatz zu viel zitierten Studien, auf Vögel. Offenbar sind die Effekte des Angelns auf die Vogelfauna stark kontextabhängig, d.h. von Situation zu Situation verschieden und verlangen daher gewässerspezifische Bewertungen.

2.1-2) Im Vergleich zum Angeln ist das Bootsfahren deutlich schädigender, und auch der der nichtangelnden Ufernutzung gehen vergleichbare Effekte aus. Allerdings sind die Nutzungsintensitäten zu berücksichtigen, die in vielen Studien nicht sauber ausgewiesen worden sind und daher nicht im Vergleich auswertbar waren.

2.2-1) Die untersuchten Badestellen unterschieden sich im Vergleich zu ungenutzten Stellen in der räumlichen Struktur der Vegetation, darüber hinaus kam es jedoch auch im Laufe der Badesaison, weder im Uferbereich noch im Schilfgürtel, zu einem signifikanten Einfluss auf den von Pflanzen besetzten Wuchsraum. Damit konnte der in der Literatur wiederholt beschriebene Effekt des Zertretens von Pflanzen nicht bestätigt werden.

2.2-2) Die weit zurückreichende Nutzungshistorie, mit ihren physikalischen Belastungen, hat zu einer Umgestaltung der Artenausstattung, hin zu robusteren und resilienten Arten geführt, sodass trotz modernster Vermessung und detaillierter Untersuchungen kein Einfluss der Badeaktivitäten auf die Ufervegetation nachgewiesen werden konnte.

2.2-3) Kurzzeitige Nutzungsspitzen, bei schönem Wetter, führen bei der ansonsten eher extensiven Nutzung der Naturpark Dahme-Heideseen-Badestellen scheinen keine stärkeren Veränderungen der Ufervegetation zu verursachen. Wobei festzuhalten ist, dass andere Badestellen mit deutlich intensiverer Nutzung häufig gar keine Vegetation mehr aufweisen, was die Untersuchung ihrer graduellen Abnahme unmöglich macht und daher hier nicht untersucht wurden.

2.2-4) Eine Übertragung der Ergebnisse auf andere intensiv durch Badende besuchte Seen ist daher nicht zulässig. So ist die Änderung der Landnutzung von ungestörten Gebieten hin zu einer Urbanisierung als Hauptursache für den Verlust der biologischen Vielfalt zu sehen und die Effekte des Freizeitschwimmens als gering und allenfalls sekundär anzusehen.

2.3-1) Die in den Studiengebieten Paddelintensitäten führten zu lokalen Beeinträchtigungen von Invertebraten z.B. an Ein- und Ausstiegsstellen, die jedoch in ihrem Effekt nur lokal wirken und insgesamt als unerheblich betrachtet werden können. Die Regulierung der Anzahl täglicher Paddelboote in der Diemel hat hierbei einen positiven Effekt darauf, dass die Effekte an den Umstiegsstellen sich nicht räumlich ausdehnen und die Intensität der Störungen auf einem reversiblen Maß bleiben.

2.3-2) Die aktuelle Paddelnutzung in Diemel und Spreewald führt in beiden Systemen bei aktueller Paddelintensität zu keiner absoluten Abnahme der Vogeldiversität, auch wenn sich statistisch negative Effekte ergeben, die jedoch durch saisonale und Habitateffekte ausgeglichen oder überprägt wird.

2.3-3) Im Spreewald wurden Paddelbedingte Schädigungen von und Effekte auf die Diversität submerser Makrophyten beobachtet. Es wird empfohlen kleiner Fließe mit sensitiven Arten für die Nutzung zusperren, insbesondere in Anwesenheit von breiteren Fließen (> 5 m) und ausreichender

Strukturvielfalt die eine gleichzeitige Ansiedlung von aquatischen Organismen und die Aktivitäten von Freizeitnutzern erlauben.

2.4-1) In die Umwelt entsorgte Zigaretten können zu lokalen und vorübergehenden Anstiegen der Nikotinkonzentration in Oberflächengewässern führen. Dies wurde vorwiegend beobachtet, wenn stärkere Niederschläge nach Trockenphasen, konzentriert über die Kanalisation in stehende oder kleinere Oberflächengewässer eingeleitet wurden. In diesen Fällen wurden Konzentrationen gemessen, die für Daphnien, jedoch für keine anderen Taxa, bekanntermaßen toxische oder tödliche Werte überschritten. An belieben Badestellen, die auch für Party beleibt sind, wurde in den angrenzenden Gewässern keine signifikant erhöhte Nikotinkonzentration festgestellt.

3.1-1) Fünfzig Prozent der Gewässerbesuche finden in weniger als 3 km vom Wohnort und zu 90 % ohne direkten Wasserkontakt, meist in Form von Spazierengehen, Radfahren, Wandern oder Joggen, statt. Die Entfernung hat den stärksten Einfluss auf die Gewässerwahl und wird durch Erreichbarkeit und z.B. die Landschaftsästhetik zusätzlich moduliert. Die Präferenzen zeigen, insgesamt wenig Saisonalität, außer bei Badebesuchen die in Sommermonaten 15 % aller Aktivitäten beitragen und für die stark präferiert stehende Gewässer aufgesucht werden.

3.1-2) Insgesamt werden Besuche an Gewässern als sehr zufriedenstellend wahrgenommen. Einzig die Anwesenheit anderer Personen und eine unzureichende Wasserqualität führten zu geringeren, jedoch immer noch relativ hohen, Werten der Zufriedenheit, sodass im hier im Allgemeinen kein dringlicher Handlungsbedarf gesehen wird.

3.2-1) Bei den derzeitigen Freizeitnutzungen ist eine Tendenz zu Gewässern ohne Boote zu erkennen. Es ist zu berücksichtigen, dass Bootfahren nur von einer geringen Anzahl an Personen in der Stichprobe ausgeübt wurden. Dies kann der Grund dafür sein, dass zum Beispiel Anlagen für den Wassersport keinen systematischen Einfluss auf die Auswahlentscheidungen haben, ggfs. sogar bei Vertretern anderer Aktivitäten negativ wahrgenommen werden.

3.2-2) Die Entfernung die Personen für bestimmte Eigenschaften von Gewässern zurückzulegen bereit sind, ist sowohl zwischen den Befragten als den Attributen sehr variabel. Die größten Distanzen würden für Pfad in Ufernähe, Badestelle, freies Ufer ohne Pfad und Naturnähe (in absteigender Reihenfolge) genannt.

3.2-3) Von den Personen die eine grundsätzliche Reisebereitschaft zeigten, erfuhr Naturnähe eine erhöhte Präferenz und zeigten eine Bereitschaft für naturnähere Gewässer einen größeren Aufwand in Kauf zu nehmen. Dies bedeutet, dass Managementmaßnahmen zur Förderung der Naturnähe durch die Präferenzen der Erholungssuchenden gestützt werden, insbesondere bei Gewässern in der Nähe ihres Wohnortes gefördert.

3.3-1) In keiner der drei großräumigen empirischen Studien zu Fließgewässern, Seen und FFH-Gebieten konnte Freizeitnutzungen im Vergleich zu anderen Belastungen keine negative Auswirkung auf die Besiedlung durch Invertebraten nachgewiesen werden. Die Besiedlung war vielmehr von der Nutzung im näheren und weiteren Umfeld und den lokalen Habitatbedingungen abhängig, die jedoch unter Umständen indirekt von der Freizeitnutzung, z.B. durch Parkplätze oder Hafenanlagen, beeinflusst werden. Dies ließ sich aber in dem vorliegenden Projekt nicht differenziert betrachten.

3.3-2) Auf lokaler Ebene gib es nur in wenigen speziellen Fällen klare Synergien zwischen Biologie eines Fließgewässers und seiner Eignung für Freizeitnutzungen. Im Gegensatz zur Eignung gibt es klare statistische Hinweise auf mögliche Synergien zwischen der Biologie und der Zufriedenheit bei der

ausgeübten Freizeitaktivität. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der Umfrage, müsste jedoch näher untersucht werden.

3.3-3) Die Renaturierung eines Gewässers kann zu einer Verbesserung des biologischen Zustands aller Organismengruppen führen und die Eignung des Gewässers für eng an das Gewässer gebundene Freizeitaktivitäten erhöhen als auch im weiteren Umfeld die Entwicklung einer reich strukturierten Kulturlandschaft, welche die Biodiversität in FFH-Gebieten schützt sowie die Eignung für die Freizeitnutzung erhöht. Darüber hinaus gibt es potenziell große Synergien zwischen der Renaturierung von Fließgewässern und der Zufriedenheit bei der Freizeitnutzung, die in weiteren Studien näher untersucht werden sollten.

3.4-1) Positive Fangaussichten, insbesondere großer kapitaler Fische, als auch geeignete kulturelle Rahmenbedingungen fördern in der Regel die Zufriedenheit von Anglern, wohingegen ein hoher Nutzungsdruck und eine starke Konkurrenz mit anderen Gewässernutzungen sich negativ auswirken können. Das Fischereimanagement allein an der Anglerzufriedenheit auszurichten, z.B. durch hohe Fangraten, kann zu Abnutzungseffekten führen, wodurch die Anglerzufriedenheit sich nur vorrübergehend erhöht und somit die Optimierung der Angelfischerei zum Teil außerhalb der Veränderungsmöglichkeit durch das Fischereimanagement liegt.

3.4-2) Ein variables, anpassungsfähiges Bewirtschaftungssystem generiert höhere sozio-ökonomische Nutzen als ein starres one-size-fits-all System einheitlicher Fangbestimmungen für alle Gewässer. Die Einführung eines adaptiven Managements dürfte sozio-ökonomisch und ökologisch sinnvoller, aber nur schwierig und in Kombination mit einem regelmäßigen Monitoring umsetzbar sein. Dies kann analog für das Management anderer Aktivitäten gesehen werden.

4.1-1) Die Auswertung der Tweets belegt eine überdurchschnittlich hohe Besuchsdynamik von gewässernahen, unbesiedelten Standorten, vorzugsweise in der Nähe von größeren Städten und an größeren Wasserflächen oder Erholungsgebieten und unterstützt vielfache Publikationen die Gewässer als attraktive und häufiger besuchte Orte darstellen.

4.1-2) Häfen zeigen generell erhöhte Tweetanteile auf, möglicher weise da Häfen leicht zu erreichende kulturelle Hotspots und attraktive innerstädtische Standorte sind, die oft viele Dienstleistungen anbieten (z.B. Bootsverleih). Stehende Gewässer weisen im Vergleich zu Flüssen eine stärkere Besuchsdynamik auf, da sie für saisonabhängige Freizeitaktivitäten im Wasser bevorzugt werden, wohingegen Flüsse ganzjährig aufgesucht werden.

4.1-3) Die Auswertung der Stimmung in den versendeten Twitter-Nachrichten zeigt, dass mit zunehmender Nähe zu Gewässern und steigenden Lufttemperaturen der Anteil der positiven Tweets im Vergleich zu den negativen Tweets zunimmt. Da jedoch mit der Nähe auch der Anteil der negativen Tweets steigt (jedoch schwächer als der der Positiven Tweets) kann Gewässern eher als eine rein positive Wirkung, ein emotionalisierender Effekt zugewiesen werden.

4.2-1) Die Auswertung der STRAVA-Daten zeigte, dass sich während der VOVID-19-Pandemie das Aufkommen von Radfahrenden und Laufenden deutlich gestiegen ist, jedoch gleichzeitig sich auch die Zusammensetzung der Aktiven zu mehr lokalen Teilnehmern und mehr Pendlern geändert verschoben hat.

4.2-2) Über die Entwicklung eines Nutzungsintensitätsindex können die Häufigkeit von Aktivitäten und Anzahl der Aktiven Personen kombiniert ausgewertet werden. Die Kombination dieser Parameter ist

zentral für die Bewertung ökologischer Effekte, da insbesondere das gemeinsame auftreten hoher Intensitäten und Frequenzen starke ökologische Effekte bedingen kann.

4.3-1) Lufttemperatur, Pendleranteil, Niederschlag, Anteil der männlichen Bevölkerung, Anzahl der STRAVA-Nutzer und der Monat erklären zusammen 77 % des Fahrradaufkommens an den ausgewerteten Stationen. Es gibt jedoch insbesondere in Abhängigkeit des STRAVA-Nutzeranteils und des absoluten Fahrradfahreraufkommens starke Unterschiede in der Modelgüte, die vor allem im ländlichen Raum die Ergebnisse weniger belastbar machen.

4.4-1) Die differenzierte Auswertung der DRV Rudertagebücher zeigt, dass eine Mehrheit der Fahrten sich auf pegelunabhängige Gewässer mit nicht zu starken Fließgeschwindigkeiten, Ein- und Ausstiegsmöglichkeiten sowie gute Erreichbarkeit von Land konzentrieren. Der Nutzungsschwerpunkt liegt über 1.000 Fahrten/Gewässerkilometer auf dem Rhein zwischen Boppard und Duisburg, ein weiterer im Umfeld von Berlin. Von den insgesamt 10.411 km ruderbaren Gewässerkilometern finden auf 7.546 km tatsächlich Ruderaktivitäten statt, wobei auf 40 % dieser Gewässer weniger als 50 Fahrten pro Jahr stattfinden.

4.5-1) Das agentenbasierte Modell zu Beschreibung der Gewässerbesuchen um Schwimmen zu gehen, liefert insgesamt plausible und konsistente Ergebnisse mit einer guten statistischen Übereinstimmung mit beobachteten Besucherzahlen. Hier wäre jedoch für spätere Anwendungen oder Weiterentwicklungen besser Besucherzahlen hilfreich, da die Daten der Outdoor-Pools und der Naturpart-Dahme-Heidesee in ihrer Qualität und der Art der Besucher zu unterschiedlich.

4.5-2) Outdoor-Pools scheinen keine direkten Substitute für See- und Flussbadestellen zu sein, und Pool-Schwimmer scheinen sich meistens einfach für die nächstgelegene Möglichkeit vom Wohnort zu entscheiden. Die Auswahl einer Naturbadestelle unterliegt jedoch einem Abwägungsprozess, der von mehreren Kriterien abhängig ist. Die Individualität bei der Entscheidungsfindung macht die Modellierungsaufgabe zu einem hochkomplexen Prozess und die Verwendung eines agentenbasierten Modell-Typs erforderlich.

5.1-1) Mit Hilfe des agentenbasierten Modells wurden die Effekte verschiedener Managementoptionen auf die Besucherzahlen simuliert. Die Sperrungen von Badestellen in Naturschutzgebieten führen zu einem signifikanten Anstieg der Badestellennutzung in ihrem Umkreis. Hierbei konnte über die Sperrung von Badestellen an. Das Einrichten von attraktiven Opfer-Badestellen in der Nähe von schutzbedürftigen Badestellen führt nur zu einer sehr geringen Nutzungsabnahme an den schutzbedürftigen Badestellen. Jedoch locken Opferbadestellen viele zusätzliche Besucher aus größerer Entfernung in die Umgebung.

5.1-2) Das Abschneiden von Besuchsspitzen an Strandbäder an heißen Schönwettertagen führt erst bei sehr starken Einschnitten zu signifikanten Änderungen der Besucherzahlen. Da Strandbäder über besondere Ausstattungsmerkmale wie z.B. Parkplätze, Toiletten oder Imbissbuden/Cafés verfügen, führt eine Reduktion der Besucherzahlen hier kaum zu einem Anstieg bei benachbarten Badestellen.

5.1-3) Auf die Brutzeit beschränkte Maßnahmen sind für eine Besucher-Reduktion wenig geeignete Maßnahmen, da die Haupt-Badezeit erst im Juli startet. Es ist jedoch generell von einem geringen Störpotenzial durch Badegäste in dieser Zeit auszugehen.

5.2-1) Die Befahrregeln für mittelgroße Flüsse durch Paddlende oder Rudernde sind derzeit eine sehr heterogene Mischung von Einzelfalllösungen, die häufig nur an einem einzigen Gewässerabschnitt Anwendung finden. Unsere Ergebnisse haben gezeigt, dass ökologische Störeffekte häufig nur lokal

auftreten oder durch das Verhalten einzelner Beeinflusst werden, scheint eine derartig kleingliedrige Regelung wenig transparent und unbegründet. Es wird empfohlen auf übergeordneter Ebene diese Regelungen zu vereinheitlichen und wo möglich an wissenschaftlichen Ergebnissen zu orientieren.

5.2-2) Die Gegenüberstellung der innerhalb des Wassertourismuskonzepts ermittelten Bedeutung der Nebenwasserstraßen für die touristische und Freizeitnutzung führt zu grundsätzlich ähnlichen räumlichen Mustern wie die in AQUATAG erarbeiteten Nutzungszahlen. Jedoch ergeben sich für einzelne Gewässer deutliche Unterschiede und die Ausweisungen in AQUATAG bieten alle eine höhere räumliche Differenzierung und die Berücksichtigung verschiedener Nutzungsarten, die bei der Weiterentwicklung des Blauen Bandes eine wichtige Ergänzung darstellen können.

5.2-3) Für die Beschreibung der Nutzungsintensität ist neben der zeitlichen Komponente auch die Art der räumlichen Unterscheidung wichtig. Konflikte zwischen konkurrierenden Gewässernutzenden aber auch ökologische Effekte können sehr unterschiedlich bewertet werden, wenn sie als absolute, flächenspezifische oder uferlängespezifische Werte angegeben werden.

7. Danksagung

Wir danken allen Mitwirkenden der beteiligten Praxispartner für Ihre Beteiligung an den Workshops, die Bereitstellung von Daten und die vielen wichtigen Hinweise und Anregungen zu den Bedarfen und Problemen von Freizeitnutenden in Deutschland: Untere Naturschutzbehörde Landkreis Spree-Neiße, Deutscher Kanu-Verband e.V. (DKV), Bundesverband Kanu e.V. (BVKanu), Deutscher Ruderverband e. V. (DRV), Deutscher Motoryachtverband e. V. (DMYV), Kreuzer Yacht Club Deutschland e.V. (KYCD), Deutscher Angelfischerverband e.V. (DAFV), Anglerverband Niedersachsen e.V., Anglerverband Mecklenburg-Vorpommern e.V., Kuratorium Sport und Natur e.V., Berliner Landesarbeitsgemeinschaft Naturschutz e.V. (BLN), Projekt „Wilde Mulde“. Wir danken außerdem Frau Erika Pawlowski-Reusing von den Berliner Wasserbetrieben und Michael Wagner vom Senat von Berlin für die Bereitstellung der Daten und wertvollen Informationen.

Wir danken dem E-OBS-Datensatz aus dem EU-FP6-Projekt ENSEMBLES (http://ensembles-eu.metoffice.com) und den Datenlieferanten im ECA&D-Projekt (http://www.ecad.eu). Außerdem danken wir Lewis Mitchel von der University of Adelaide und seinen Postdoc-Mentoren Christopher M. Danforth und Peter Sheridan Dodds vom Computational Story Lab an der University of Vermont für den Zugang zu Twitter-Daten der Jahre 2012-2015.

Wir danken STRAVA-Inc. Für die Bereitstellung der Daten und den freundlichen Support bei der Aufbereitung und Auswertung der Daten.

OpenStreetMap® ist eine offene Datenquelle, die unter der Open Data Commons Open Database License (ODbL) von der OpenStreetMap Foundation (OSMF) lizenziert und unter https://www.openstreetmap.org erhältlich ist.

Das Projekt "AQUATAG - Erholungsaktivitäten an Binnengewässern: Dynamik, ökologische Auswirkungen, gesellschaftliche Bedeutung und nachhaltiges Management" wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen: 02WRM046 gefördert.

8. Literatur

Abell, R., Allan, J.D. and Lehner, B. (2007) 'Unlocking the potential of protected areas for freshwaters', Biological Conservation, 134(1), pp. 48–63. Available at: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.017.

Abildtrup, J., Olsen, S.B. and Stenger, A. (2015) 'Combining RP and SP data while accounting for large choice sets and travel mode – an application to forest recreation', Journal of Environmental Economics and Policy, 4(2), pp. 177–201. Available at: https://doi.org/10.1080/21606544.2014.986210.

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. (ed. Kennish, MJ). J. Coastal Res. (special issue), pp. 18-32.

Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. O., & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. Ambio, 50(1), 85–94. https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8

Algera, D.A., Rytwinski, T., Taylor, J.J., Bennett, J.R., Smokorowski, K.E., Harrison, P.M. et al. (2020). What are the relative risks of mortality and injury for fish during downstream passage at hydroelectric dams in temperate regions? A systematic review. Environmental Evidence, 9, 3.

Al-Ramini, A., Takallou, M. A., Piatkowski, D. P., & Alsaleem, F. (2022). Quan tifying changes in bicycle volumes using crowdsourced dat a. Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science, 23998083211066103.

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. https://doi.org/10.1080/10871200701323066

Anderson, L., & Thompson, P. (1991). Development and implementation of the angler diary monitoring program for Great Bear Lake, Northwest Territories. American Fisheries Society Symposium, 12, 457–475.

Andersson, E., Langemeyer, J., Borgstrom, S., McPhearson, T., Haase, D., Kronenberg, J., . . . Baro, F. (2019). Enabling Green and Blue Infrastructure to Improve Contributions to Human Well-Being and Equity in Urban Systems. Bioscience, 69(7), 566-574. doi:10.1093/biosci/biz058

Andres-Abellan, M., Del Alamo, J.B., Landete-Castillejos, T., Lopez-Serrano, F.R., Garcia-Morote, F.A. & Del Cerro-Barja, A. (2005). Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area "Nacimiento del Rio Mundo" (Castilla-La Mancha, Spain). Environmental Monitoring and Assessment, 101, 55-67.

Andrés-Abellán, Manuela; Del Benayas Álamo, Javier; Landete-Castillejos, Tomás; Lopéz-Serrano, Francisco R.; García-Morote, Francisco A.; Del Cerro-Barja, Antonio (2005). Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area "Nacimiento del Rio Mundo" (Castilla-La Mancha, Spain). In: Environmental Monitoring and Assessment 101 (1), S. 55–67. DOI: 10.1007/s10661-005-9130-4.

Andretzke, H., Schikore, T. & Schröder, K. (2005). Artsteckbriefe. In: Südbeck, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 135 – 695. Radolfzell.

Angradi, T. R., Launspach, J. J., & Debbout, R. (2018). Determining preferences for ecosystem benefits in Great Lakes Areas of Concern from photographs posted to social media. Journal of Great Lakes Research, 44(2), 340-351. doi:10.1016/j.jglr.2017.12.007

Arlinghaus, R. (2004). Recreational fisheries in Germany–a social and economic analysis. Berichte Des IGB, 18, 1–160.

Arlinghaus, R. (2006). Der unterschätzte Angler. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG, Stuttgart, 169 Seiten

Arlinghaus, R. (2006). On the Apparently Striking Disconnect between Motivation and Satisfaction in Recreational Fishing: The Case of Catch Orientation of German Anglers. North American Journal of Fisheries Management, 26, 592–605. https://doi.org/10.1577/M04-220.1

Arlinghaus, R. (2007). Voluntary catch-and-release can generate conflict within the recreational angling community: a qualitative case study of specialised carp, Cyprinus carpio, angling in Germany. Fisheries Management and Ecology, 14, 161–171

Arlinghaus, R., & Mehner, T. (2005). Determinants of management preferences of recreational anglers in Germany: Habitat management versus fish stocking. Limnologica, 35, 2–17. https://doi.org/10.1016/j.limno.2004.10.001

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., & others. (2019). Opinion: Governing the recreational dimension of global fisheries. Proceedings of the National Academy of Sciences, 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. https://doi.org/10.1016/j.jort.2019.03.006

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. https://doi.org/10.1111/jfb.12546

Arlinghaus, R., Bork, M., & Fladung, E. (2008). Understanding the heterogeneity of recreational anglers across an urban–rural gradient in a metropolitan area (Berlin, Germany), with implications for fisheries management. Fisheries Research, 92, 53–62. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.12.012

Arlinghaus, R., Mehner, T., & Cowx, I. G. (2002). Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. Fish and Fisheries, 3, 261–316.

Arlinghaus, R., Vogt, A., Kömle, D., Niessner, D., Ehrlich, E., Rittweg, T., Droll, J. 2022. Ursachenanalyse von Berufsfischer-Angler Konflikten am Beispiel der Nutzung von Hechten (Esox lucius) in den Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Zeitschrift für Fischerei, 2, 2, 1-27.

Arlinghaus, Robert; Aas, Øystein; Alós, Josep; Arismendi, Ivan; Bower, Shannon; Carle, Steven et al. (2021). Global Participation in and Public Attitudes Toward Recreational Fishing: International Perspectives and Developments. In: Reviews in Fisheries Science & Aquaculture 29 (1), S. 58–95. DOI: 10.1080/23308249.2020.1782340.

Asplund, T.R., Cook, C.M.J.L. & Management, R. (1997). Effects of motor boats on submerged aquatic macrophytes. Lake and Reservoir Management, 13, 1-12.

Baró, F., Palomo, I., Zulian, G., Vizcaino, P., Haase, D., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region. Land Use Policy, 57, 405-417. doi:10.1016/j.landusepol.2016.06.006

Bauer, C. (2013). On the (In-)Accuracy of GPS Measures of Smartphones. Paper presented at the Proceedings of International Conference on Advances in Mobile Computing & Multimedia - MoMM '13.

Bauer, H. G., Stark, H., Frenzel, P. (1992). Der Einfluss von Störungen auf überwinternde Wasservögel am westlichen Bodensee. Der Ornithologische Beobachter, 89, 93-110.

Beardmore, B. (2013). The Importance of Understanding Angler Heterogeneity for Managing Recreational Fisheries. (Doctoral dissertation, Environment: School of Resource and Environmental Management).

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. https://doi.org/10.1080/01490400.2013.780539

Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L. M., Arlinghaus, R. (2011). The importance of trip context for determining primary angler motivations: are more specialized anglers more catch-oriented than previously believed? North American Journal of Fisheries Management, 31, 861–879

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. https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0177

Becker, O. (2021). Testing theories of choice set formation in disaggregated spatial environments [Master thesis, Humboldt Universität zu Berlin]. https://www.ifishman.de/publikationen/einzelansicht/2106-testing-theories-of-choice-set-formation-in-disaggregated-spatial-environments/

Beichler, S. A. (2015). Exploring the link between supply and demand of cultural ecosystem services – towards an integrated vulnerability assessment. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 11(3), 250-263. doi:10.1080/21513732.2015.1059891

Bell, S., Fleming, L. E., Grellier, J., Kuhlmann, F., Nieuwenhuijsen, M. J., & White, M. P. (Eds.). (2021). Urban Blue Spaces: Planning and Design for Water, Health and Well-Being. Routledge. https://doi.org/10.4324/9780429056161

Bell, S., Fleming, L. E., Grellier, J., Kuhlmann, F., Nieuwenhuijsen, M. J., & White, M. P. (Eds.). (2021). Urban Blue Spaces: Planning and Design for Water, Health and Well-Being. Routledge. https://doi.org/10.4324/9780429056161

Berlin-Brandenburg, A. f. S. (2021). Einwohnerinnen und Einwohner in den Ortsteilen Berlins am 31.12.2020. https://daten.berlin.de/datensaetze/einwohnerinnen-und-einwohner-den-ortsteilen-berlins-am-31122020

BfN. (2020). Schutzgebiete Deutschlands. Retrieved from: https://www.bfn.de/biosphaerenreservate

Bhat, C., & Lockwood, A. (2004). On distinguishing between physically active and physically passive episodes and between travel and activity episodes: An analysis of weekend recreational participation in the San Francisco Bay area. Transportation Research Part A: Policy and Practice, 38(8), 573–592. https://doi.org/10.1016/j.tra.2004.04.002

Birdsong, M., Hunt, L. M., Arlinghaus, R. (2021). Recreational angler satisfaction: what drives it? Fish and Fisheries, 22, 682-706

Birdsong, M., Hunt, L. M., Beardmore, B., Dorow, M., Pagel, T., Arlinghaus, R. 2022. Does the relevance of catch for angler satisfaction vary with social-ecological context? A study involving angler cultures from West and East Germany. Fisheries Research, 254, 106414.

Birdsong. M. (2023). Drivers of angler satisfaction and behavior: the relevance of social-ecological contexts and angler specialization. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin.

BKG, 2018. Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE) Stand 2018. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, https://www.bkg.bund.de/DE/Ueber-das-BKG/Geoinformation/Fernerkundung/Landbedeckungsmodell/landbedeckungsmodell.html

BKG, B. f. K. u. G. (2018). Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE) Geobasisdaten: © GeoBasis-DE / BKG [Land Use]. https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitales-landbedeckungsmodell-fur-deutschland-stand-2018-lbm-de2018.html

BKG. (2013). ATKIS Basis-DLM.

BKG. (2018). GeoBasis-DE - Digitales Landbedeckungsmodellfür Deutschland LBM-DE2015. In Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (pp. 52).

Blickensdörfer, L., Schwieder, M., Pflugmacher, D., Nendel, C., Erasmi, S., & Hostert, P. (2022). Mapping of crop types and crop sequences with combined time series of Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat 8 data for Germany. Remote Sensing of Environment, 269, 112831. https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112831

Blyth, S., & Rönnbäck, P. (2022). To eat or not to eat, coastal sea trout anglers' motivations and perceptions of best practices for catch and release. Fisheries Research, 254, 106412. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106412

BLZ. (2020, August 8). Badeseen in Berlin: Polizei warnt vor Überfüllung. Berliner Zeitung. https://www.berliner-zeitung.de/news/strandbad-mueggelsee-am-mittag-schon-voll-li.97633

BMWi: 2016: Die wirtschaftlichen Potenziale des Wassertourismus in Deutschland, Berlin, 104 Seiten, Die wirtschaftlichen Potenziale des Wassertourismus in Deutschland (bund.de).

Boddy, Nixie C.; Fraley, Kevin M.; Warburton, Helen J.; Jellyman, Phillip G.; Booker, Doug J.; Kelly, Dave; McIntosh, Angus R. (2020). Big impacts from small abstractions: The effects of surface water abstraction on freshwater fish assemblages. In: Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 30 (1), S. 159–172. DOI: 10.1002/aqc.3232.

Bonanno, Sandra E.; Leopold, Donald J.; St. Hilaire, Lisa R. (1998). Vegetation of a Freshwater Dune Barrier Under High and Low Recreational Uses. In: The Journal of the Torrey Botanical Society 125 (1), S. 40–50. DOI: 10.2307/2997230.

Bongaarts, John (2019). IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. In: Population and Development Review 45 (3), S. 680–681. DOI: 10.1111/padr.12283.

Booth, D. J., Gribben, P., & Parkinson, K. (2015). Impact of cigarette butt leachate on tidepool snails. Mar Pollut Bull, 95(1), 362-364. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.04.004

Börger, T., Campbell, D., White, M.P., Elliott, L.R., Fleming, L.E., Garrett, J.K., Hattam, C., Hynes, S., Lankia, T., Taylor, T., 2021. The value of blue-space recreation and perceived water quality across Europe: A contingent behaviour study. Sci Total Environ 771, 145597.

Borgwardt, F., Robinson, L., Trauner, D., Teixeira, H., Nogueira, A. J. A., Lillebo, A. I., . . . Culhane, F. (2019). Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. Sci Total Environ, 652, 1396-1408. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.339

Bosch, S. (ohne Datum). Meisterfischer, blauer Blitz, fliegender Edelstein - Der Eisvogel im Porträt. https://www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/aktionen-und-projekte/vogel-des-jahres/2009-eisvogel/10496.html. Aufgerufen am 07.02.2023.

Bossard, M., Feranec, J., & Otahel, J. (2000). CORINE land cover technical guide: Addendum 2000 (Vol. 40). European Environment Agency Copenhagen.

Bötsch, Y., Tablado, Z. and Jenni, L. (2017). Experimental evidence of human recreational disturbance effects on bird-territory establishment. Proceedings of the Royal Society B, 284: 20170846. https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0846.

Bowles, Jane M.; Maun, M. Anwar (1982). A study of the effects of trampling on the vegetation of Lake Huron sand dunes at Pinery Provincial Park. In: Biological Conservation 24 (4), S. 273–283. DOI: 10.1016/0006-3207(82)90015-5.

Brandenburg, Landesumweltamt. (2009). Environmental data brandenburg 2008/09 (No. 130). Brandenburg State Off. for Environ.(LUA), Potsdam.

Bray, G. S., & Jr, H. L. S. (2001). Evaluation of a Statewide Volunteer Angler Diary Program for Use as a Fishery Assessment Tool. North American Journal of Fisheries Management, 21, 606–615. https://doi.org/10.1577/1548-8675(2001)021<0606:EOASVA>2.0.CO;2

British Canoeing. (2018). Access and Environment Charter. National Water Sports Centre. Report. Nottingham. 24 Seiten.

Brosig-Koch, J., Helbach, C., Ockenfels, A., & Weimann, J. (2011). Still different after all these years: Solidarity behavior in East and West Germany. Journal of Public Economics, 95, 1373–1376. https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2011.06.002

Brühbach, D. (2009) Ökonomische Vorteile Des Fahrradfahrens für Unternehmen. Available at: https://www.fahrrad-fit.de/default.asp?Menue=225 (Accessed: 6 September 2021).

Bryan, H. (1977). Leisure Value Systems and Recreational Specialization: The Case of Trout Fishermen. Journal of Leisure Research, 9, 174–187. https://doi.org/10.1080/00222216.1977.11970328

Buckley, R. (2004). Impacts of ecotourism on birds. In: Buckley, R. (Hrsg.). Environmental Impacts of Ecotourism. CAB International, Cambridge, S. 187-209.

Buckley, R. (2013). Next steps in recreation ecology. Frontiers in Ecology and the Environment, 11, 399. https://doi.org/10.1890/1540-9295-11.8.399.

Buerge, I. J., Kahle, M., Buser, H.-R., Müller, M. D., & Poiger, T. (2008). Nicotine derivatives in wastewater and surface waters: application as chemical markers for domestic wastewater. Environmental science & technology, 42(17), 6354-6360.

Bulte, G., Carriere, M.A. & Blouin-Demers, G. (2010). Impact of recreational power boating on two populations of northern map turtles (Graptemys geographica). Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems, 20, 31-38.

Bunzel-Drüke, M., Boomers, J. & Kottsieper, A. (2021). Naturschutz und Kanusport - Flüsse in NRW im Wettstreit der Interessen. Natur in NRW 4/2021, 16-23.

Calders, Kim; Newnham, Glenn; Burt, Andrew; Murphy, Simon; Raumonen, Pasi; Herold, Martin et al. (2015). Nondestructive estimates of above-ground biomass using terrestrial laser scanning. In: Methods Ecol Evol 6 (2), S. 198–208. DOI: 10.1111/2041-210X.12301.

Candrea, A. N. & Ispas, A. (2009). Visitor management, a tool for sustainable tourism development in protected areas. Bulletin of the Transilvania University of Braşov.

Carrella, E., Bailey, R. M., & Madsen, J. K. (2019). Repeated discrete choices in geographical agent based models with an application to fisheries. Environmental Modelling & Software, 111, 204–230. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.08.023

Carter, D. W., & Liese, C. (2012). The economic value of catching and keeping or releasing saltwater sport fish in the Southeast USA. North American Journal of Fisheries Management, 32, 613–625.

Casu, D., Ceccherelli, G., Castelli, A., 2006a. Immediate effects of experimental human trampling on mid-upper intertidal benthic invertebrates at the Asinara Island MPA (NW Mediterranean). Hydrobiologia, 555, 271–279. https://doi.org/10.1007/s10750-005-1123-3.

Casu, D., Ceccherelli, G., Curini-Galletti, M., Castelli, A., 2006b. Human exclusion from rocky shores in a mediterranean marine protected area (MPA). an opportunity to investigate the effects of trampling. Marine Environmental Research, 62, 15–32. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.02.004.

Catalán, I.A., Auch, D., Kamermans, P., Morales-Nin, B., Angelopoulos, N.V., Reglero, P. et al. (2019). Critically examining the knowledge base required to mechanistically project climate impacts: A case study of Europe's fish and shellfish. Fish and Fisheries, 20, 501-517.

Chan, K. M. A., Satterfield, T., & Goldstein, J. (2012). Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. Ecological Economics, 74, 8-18. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.11.011

Chan, W.N. and Thein, T. (2018). Sentiment Analysis System in Big Data Environment. Computer Systems Science and Engineering, 33(3): p. 187-202.

Chen, Kai; Olden, Julian D. (2020). Threshold responses of riverine fish communities to land use conversion across regions of the world. In: Global Change Biology 26 (9), S. 4952–4965. DOI: 10.1111/gcb.15251.

Cheng, X., Van Damme, S., Li, L., & Uyttenhove, P. (2019). Evaluation of cultural ecosystem services: A review of methods. Ecosystem Services, 37. doi:10.1016/j.ecoser.2019.100925

Chicco, D. (2017). Ten quick tips for machine learning in computational biology. BioData mining, 10(1), 1-17.

Chipman, B. D., & Helfrich, L. A. (1988). Recreational Specializations and Motivations of Virginia River Anglers. North American Journal of Fisheries Management, 8, 390–398. https://doi.org/10.1577/1548-8675(1988)008<0390:RSAMOV>2.3.CO;2

Choi, S., Loomis, D. K., & Ditton, R. B. (1994). Effect of social group, activity, and specialization on recreation substitution decisions. Leisure Sciences, 16, 143–159. https://doi.org/10.1080/01490409409513227

ChoiceMetrics 2021. Ngene 1.3. Benutzerhandbuch & Referenzhandbuch. Sydney.

Chrzan, K., 2010. Using Partial Profile Choice Experiments to Handle Large Numbers of Attributes. International Journal of Market Research 52, 827-840.

Chytrý, Milan (2011). Vegetace České republiky. Vegetation of the Czech Republic. Vyd. 1. Praha: Academia.

Chytry, Milan; Otýpková, Zdenka (2003). Plot sizes for phytosociological sampling of European vegetation. In: Journal of Vegetation Science 14, S. 563–570. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2003.tb02183.x.

ClimateData. (2022a). Berlin Climate Data. https://en.climate-data.org/europe/germany/berlin/berlin-2138/
ClimateData. (2022b). Dortmund Climate Data. https://en.climate-data.org/europe/germany/north-rhine-westphalia/dortmund-147/
Cody, E.M., et al. (2015). Climate Change Sentiment on Twitter: An Unsolicited Public Opinion Poll. PLoS One, 10(8): p. e0136092.
Coiacetto, E. (1996). A model for use in the management of coastal wetlands. Landscape and Urban Planning, 36(1), 27–47. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(96)00329-5
Connelly, N. A., Knuth, B. A., & Brown, T. L. (1996). Sportfish Consumption Patterns of Lake Ontario Anglers and the Relationship to Health Advisories. North American Journal of Fisheries Management, 16, 90–101. https://doi.org/10.1577/1548-8675(1996)016<0090:SCPOLO>2.3.CO;2
Connelly, N.A., Brown, T.L. and Brown, J.W. (2007) 'Measuring the Net Economic Value of Recreational Boating as Water Levels Fluctuate1', JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 43(4), pp. 1016–1023. Available at: https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00083.x.
Conrow, L., Wentz, E., Nelson, T., & Pettit, C. (2018). Comparing spatial patterns of crowdsourced and conventional bicycling datasets. Applied geography, 92, 21-30.
Cornes, R., G. van der Schrier, E.J.M. van den Besselaar, and P.D. Jones. (2018). An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Datasets. https://doi.org/10.1029/2017JD028200
Cornes, R., Schrier, G. v. d., Besselaar, E. J. M. v. d., & Jones, P. D. (2018a). An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Datasets. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 123. doi:doi:10.1029/2017JD028200
Cornes, R., Schrier, G. v. d., Besselaar, E. J. M. v. d., & Jones, P. D. (2018b). An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Datasets. In Journal of Geophysical Research Atmospheres (Vol. 123).
Cox, S. P., Walters, C. J., & Post, J. R. (2003). A Model-Based Evaluation of Active Management of Recreational Fishing Effort. North American Journal of Fisheries Management, 23, 1294–1302. https://doi.org/10.1577/M01-228AM
Curtis, J., Hynes, S., Breen, B., 2017. Recreational boating site choice and the impact of water quality. Heliyon 3, e00426.
Dabrowksa, K., Hunt, L. M., & Haider, W. (2017). Understanding How Angler Characteristics and Context Influence Angler Preferences for Fishing Sites. North American Journal of Fisheries Management, 37, 1350–1361. https://doi.org/10.1080/02755947.2017.1383325
Dadashova, B., & Griffin, G. P. (2020). Random parameter models for estimating statewide daily bicycle counts using crowdsourced data. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 84. https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102368
Daedlow, K. Beard, T. D. Jr., Arlinghaus, R. (2011). A property rights-based view on management of inland recreational fisheries: contrasting common and public fishing rights regimes in germany and the united states. American Fisheries Society Symposium, 75, 13-38
Dahm, V., Hering, D., Nemitz, D., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Leitner, P., Melcher, A., & Feld, C. K. (2013). Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. Hydrobiologia, 704(1), 389-415, https://doi.org/10.1007/s10750-012-1431-3.
Daniel, T. C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J. W., Chan, K. M., . . . von der Dunk, A. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. Proc Natl Acad Sci U S A, 109(23), 8812-8819. doi:10.1073/pnas.1114773109
DDA – Dachverband Deutscher Avifaunisten (2021). Rote Liste der Brutvögel - 6. gesamtdeutsche Fassung (Juni 2021). https://www.dda-web.de/voegel/rote-liste-brutvoegel. Aufgerufen am 07.02.2023.

De Beenhouwer, M., Aerts, R. & Honnay, O. (2013). A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. Agriculture, Ecosystems & Environment, 175, 1-7.

De Salvo, M., Grilli, G., Notaro, S., Signorello, G., 2022. Do risk perception and safety of sites influence rock climbing destination choices? Journal of Outdoor Recreation and Tourism 37.

DeAngelis, D. L., & Diaz, S. G. (2019). Decision-Making in Agent-Based Modeling: A Current Review and Future Prospectus. Frontiers in Ecology and Evolution, 6. https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2018.00237

DESTATIS. (2015). Population of Germany per hectar - Zensus 2011. from https://www.zensus2011.de/DE/Home/Aktuelles/DemografischeGrunddaten.html?nn=3065474%0A

Díaz, M., Møller, A. P., Flensted-Jensen, E., Grim, T., Ibáñez-Álamo, J. D., Jokimäki, J., Markó, G., Tryjanowski, P. (2013). The geography of fear: a latitudinal gradient in anti-predator escape distances of birds across Europe. PLoS ONE, 8, Article e64634. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064634.

Díaz, Sandra; Settele, Josef; Brondízio, Eduardo S.; Ngo, Hien T.; Agard, John; Arneth, Almut et al. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. In: Science 366 (6471), eaax3100. DOI: 10.1126/science.aax3100.

Ditton, R. B., Loomis, D. K., & Choi, S. (1992). Recreation Specialization: Re-conceptualization from a Social Worlds Perspective. Journal of Leisure Research, 24, 33–51. https://doi.org/10.1080/00222216.1992.11969870

Dittrich, Sebastian; Hauck, Markus; Schweigatz, Daniel; Dörfler, Inken; Hühne, Robert; Bade, Claudia et al. (2013). Separating forest continuity from tree age effects on plant diversity in the ground and epiphyte vegetation of a Central European mountain spruce forest. In: Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 208 (4), S. 238–246. DOI: 10.1016/j.flora.2013.03.006.

Dittrich, Sebastian; Leuschner, Christoph; Hauck, Markus (2016). Change in the bryophyte diversity and species composition of Central European temperate broad-leaved forests since the late nineteenth century. In: Biodiversity and Conservation 25 (11), S. 2071–2091. DOI: 10.1007/s10531-016-1179-6.

Doherty, E., Murphy, G., Hynes, S., Buckley, C., 2014. Valuing ecosystem services across water bodies: Results from a discrete choice experiment. Ecosystem Services 7, 89-97.

Donahue, M. L., Keeler, B. L., Wood, S. A., Fisher, D. M., Hamstead, Z. A., & McPhearson, T. (2018). Using social media to understand drivers of urban park visitation in the Twin Cities, MN. Landscape and Urban Planning, 175, 1-10. doi:10.1016/j.landurbplan.2018.02.006

Dorow, M., & Arlinghaus, R. (2011). A telephone-diary-mail approach to survey recreational fisheries on large geographic scales, with a note on annual landings estimates by anglers in northern Germany. American Fisheries Society Symposium, 75, 319–344.

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. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2009.00674.x

Driver, B. L., Brown, P. J., & Peterson, G. L. (1991). (Benefits of leisure, 1–483). State College, PA: Venture Publishing.

Drope, J., & Schluger, N. W. (2018). The tobacco atlas: American cancer society.

DRV (2013). https://www.rudern.de/verband/amtliche-bekanntmachungen/fahrtenabzeichen-fuer-erwachsene-ab4712.

DRV (2021). Lahn., https://gewaesser.rudern.de/lahn.

Dudgeon, David; Arthington, Angela H.; Gessner, Mark O.; Kawabata, Zen-Ichiro; Knowler, Duncan J.; Lévêque, Christian et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. In: Biological Reviews 81 (2), S. 163–182. DOI: 10.1017/S1464793105006950.

Dudley, Nigel (2013). Guidelines for applying protected area management categories including IUCN WCPA best practice guidance on recognising protected areas and assigning management categories and governance types. Gland: IUCN.

DWD (2020). Wetter und Klima - Deutscher Wetterdienst - Leistungen - Klima an aus-gewählten Wetterstationen in Berlin und Brandenburg. Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/leistungen/kvo/berlin_brandenburg.html#buehneTop, zuletzt geprüft am 21.11.2020.

EEA – European Environment Agency (2006) 'Corine Land Cover Data'.

Egan, K. and Herriges, J. (2006) 'Multivariate count data regression models with individual panel data from an on-site sample', Journal of Environmental Economics and Management, 52(2), pp. 567–581. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jeem.2006.03.002.

El Esawey, M., Mosa, A. I., & Nasr, K. (2015). Estimation of daily bicycle traffic volumes using sparse data. Computers, Environment and Urban Systems, 54, 195-203.

Elith, J., Leathwick, J. R., & Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. J Anim Ecol, 77(4), 802-813. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x

Elliott, L. R., White, M. P., Grellier, J., Garrett, J. K., Cirach, M., Wheeler, B. W., . . . Fleming, L. E. (2020). Research Note: Residential distance and recreational visits to coastal and inland blue spaces in eighteen countries. Landscape and Urban Planning, 198. doi:10.1016/j.landurbplan.2020.103800

Ellis, Erle C.; Kaplan, Jed O.; Fuller, Dorian Q.; Vavrus, Steve; Klein Goldewijk, Kees; Verburg, Peter H. (2013). Used planet: a global history. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 110 (20), S. 7978–7985. DOI: 10.1073/pnas.1217241110.

Elmezayen, A., & El-Rabbany, A. (2019). Precise Point Positioning Using World's First Dual-Frequency GPS/GALILEO Smartphone. Sensors (Basel), 19(11). doi:10.3390/s19112593

Englin, J. and Shonkwiler, J.S. (1995) 'Estimating Social Welfare Using Count Data Models: An Application to Long-Run Recreation Demand Under Conditions of Endogenous Stratification and Truncation', The Review of Economics and Statistics, 77(1), pp. 104–112. Available at: https://doi.org/10.2307/2109996.

Erlinger, G. (1981). Der Einfluss kurz bzw langfristiger Störungen auf Wasservogelbrutbestände ÖKO-L 3, 16-19.

Eurostat (2013) 'Tourism satellite accounts (TSA) in Europe.', Luxembourg: Publications Office of the European Union [Preprint]. Available at: http://bookshop.europa.eu.

Eurostat. (2022). Urban-Rural Typology. Retrieved 09.11.2022, from https://ec.europa.eu/eurostat/web/rural-development/methodology

Eurostat-Data. (2022). List of Urban-rural regions (NUTS-2021) [Table]. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/345175/629341/NUTS2021.xlsx

Eyck, H.J.F., Buchanan, K.L., Crino, O.L. & Jessop, T.S. (2019). Effects of developmental stress on animal phenotype and performance: a quantitative review. Biological Review, 94, 1143-1160.

Fagerholm, N., Martín-López, B., Torralba, M., Oteros-Rozas, E., Lechner, A. M., Bieling, C., . . . Lovell, R. (2020). Perceived contributions of multifunctional landscapes to human well-being: Evidence from 13 European sites. People and Nature, 2(1), 217-234. doi:10.1002/pan3.10067

FAO (Food and Agricultural Organisation of the United Nations) (2012). Technical Guidelines for Responsible Fisheries: Recreational Fisheries. FAO.

Feather, P.M. (1994) 'Sampling and Aggregation Issues in Random Utility Model Estimation', American Journal of Agricultural Economics, 76(4), pp. 772–780. Available at: https://doi.org/10.2307/1243738.

Fedler, A. J., & Ditton, R. B. (1994). Understanding Angler Motivations in Fisheries Management. Fisheries, 19, 6–13.

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.

Festinger, L. (1957). A Theory of Cognitive Dissonance. Stanford University Press.

Finn, K. L., & Loomis, D. K. (2001). The Importance of Catch Motives to Recreational Anglers: The Effects of Catch Satiation and Deprivation. Human Dimensions of Wildlife, 6, 173–187. https://doi.org/10.1080/108712001753461275

Fischer, S., Flade, M. & Schwarz, J. (2005). Revierkartierung. In: Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Südfeldt, C. (Hrsg.). Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell. S. 47-68.

Flaig, B. B., & Barth, B. (2014). Die Sinus-Milieus® 3.0–Hintergründe und Fakten zum aktuellen Sinus-Milieu-Modell. In Zielgruppen im Konsumentenmarketing (pp. 105-120). Springer.

Foley, Jonathan A.; Defries, Ruth; Asner, Gregory P.; Barford, Carol; Bonan, Gordon; Carpenter, Stephen R. et al. (2005). Global consequences of land use. In: Science (New York, N.Y.) 309 (5734), S. 570–574. DOI: 10.1126/science.1111772.

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.

Friedman, J. H. (2001). Greedy function approximation: a gradient boosting machine. Annals of statistics, 1189-1232.

Frumkin, Howard; Bratman, Gregory N.; Breslow, Sara Jo; Cochran, Bobby; Kahn Jr, Peter H.; Lawler, Joshua J. et al. (2017). Nature Contact and Human Health: A Research Agenda. In: Environmental Health Perspectives 125 (7), S. 75001. DOI: 10.1289/EHP1663.

Gale, R. P. (1987). Resource Miracles and Rising Expectations: A Challenge to Fishery Managers. Fisheries, 12, 8–13. https://doi.org/10.1577/1548-8446(1987)012<0008:RMAREA>2.0.CO;2

Garcia, K. and Berton, L. (2021). Topic detection and sentiment analysis in Twitter content related to COVID-19 from Brazil and the USA. Appl Soft Comput, 101: p. 107057.

Gascon, M., Zijlema, W., Vert, C., White, M., & Nieuwenshuijsen, M. (2017). Outdoor blue spaces, human health and well-being: A systematic review of quantitative studies. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 220(November 2017), 1207–1221. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.08.004

GDPR. (2016). REGULATION (EU) 2016/679 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 27 April 2016 on the protection of natural persons with regard to the processing of personal data and on the free movement of such data, and repealing Directive 95/46/EC (General Data Protection Regulation). from https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32016R0679&from=EN, accessed 08.06.2020

Gellert G, Pottgiesser T. & Euler T. (2014). Assessment of the structural quality of streams in Germany—basic description and current status. Environmental Monitoring and Assessment 186, 3365–3378. https://doi.org/10.1007/s10661-014-3623-y.

Geneletti, D., Cortinovis, C., Zardo, L., & Adem Esmail, B. (2020). Towards Equity in the Distribution of Ecosystem Services in Cities. In Planning for Ecosystem Services in Cities (pp. 57-66).

Ghermandi, A., & Sinclair, M. (2019). Passive crowdsourcing of social media in environmental research: A systematic map. Global Environmental Change, 55, 36-47. doi:10.1016/j.gloenvcha.2019.02.003

Ghermandi, A., Langemeyer, J., Van Berkel, D., Calcagni, F., Depietri, Y., Egarter Vigl, L., . . . Wood, S. A. (2023). Social media data for environmental sustainability: A critical review of opportunities, threats, and ethical use. One Earth, 6(3), 236-250. doi:10.1016/j.oneear.2023.02.008

Giergiczny, M., Czajkowski, M., Żylicz, T., Angelstam, P., 2015. Choice experiment assessment of public preferences for forest structural attributes. Ecological Economics 119, 8-23.

Globevnik, L., Snoj, L., Šubelj, G., Aydin, M., & John, R. St. (2020). Bathing water management in Europe: Successes and challenges. European Environment Agency, European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters.

Glover, H. K., Guay, P. J. & Weston, M. A. (2015). Up the creek with a paddle; avian flight distances from canoes versus walkers. Wetlands Ecology and Management, 23, 775-778. https://doi.org/10.1007/s11273-015-9411-9.

Goossen, M., & Langers, F. (2000). Assessing quality of rural areas in the Netherlands: Finding the most important indicators for recreation. Landscape and Urban Planning, 46(4), 241–251. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00058-4

Görke, A., & Loy, T. (2021, June 29). Chaotische Szenen an Berliner Seen: Bezirke verzweifeln an Badestellen-Falschparkern. Der Tagesspiegel Online. https://www.tagesspiegel.de/berlin/bezirke-verzweifeln-an-badestellen-falschparkern-4260832.html

Gosal, A. S., Geijzendorffer, I. R., Václavík, T., Poulin, B., & Ziv, G. (2019). Using social media, machine learning and natural language processing to map multiple recreational beneficiaries. Ecosystem Services, 38. doi:10.1016/j.ecoser.2019.100958

Graham, A. L., & Cooke, S. J. (2008). The effects of noise disturbance from various recreational boating activities common to inland waters on the cardiac physiology of a freshwater fish, the largemouth bass (Micropterus salmoides). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18, 1315–1324. https://doi.org/10.1002/aqc.941.

Graham, L. J., Eigenbrod, F., & Hoyle, H. (2019). Scale dependency in drivers of outdoor recreation in England. People and Nature, 1(3), 406-416. doi:10.1002/pan3.10042

Green, D. S., Kregting, L., & Boots, B. (2020). Smoked cigarette butt leachate impacts survival and behaviour of freshwater invertebrates. Environ Pollut, 266(Pt 3), 115286. doi:10.1016/j.envpol.2020.115286

Grellier, J., White, M. P., Albin, M., Bell, S., Elliott, L. R., Gascón, M., Gualdi, S., Mancini, L., Nieuwenhuijsen, M. J., Sarigiannis, D. A., Bosch, M. van den, Wolf, T., Wuijts, S., & Fleming, L. E. (2017). BlueHealth: A study programme protocol for mapping and quantifying the potential benefits to public health and well-being from Europe's blue spaces. BMJ Open, 7(6), e016188. https://doi.org/10.1136/bmjopen-2017-016188

Gremmen, N. J. M.; Smith, V. R.; van Tongeren, O. F. R. (2003). Impact of Trampling on the Vegetation of Subantarctic Marion Island. In: Arctic, Antarctic, and Alpine Research 35 (4), S. 442–446. DOI: 10.1657/1523-0430(2003)035[0442:IOTOTV]2.0.CO;2.

Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S.-E., & Zulian, G. (2015). A tiered approach for mapping ecosystem services. Ecosystem Services, 13, 16-27. doi:10.1016/j.ecoser.2014.10.008

Griffin, G. P., & Jiao, J. (2019). Crowdsourcing Bicycle Volumes: Exploring the role of volunteered geographic information and established monitoring methods.

Grimm, V., Revilla, E., Berger, U., Jeltsch, F., Mooij, W. M., Railsback, S. F., Thulke, H.-H., Weiner, J., Wiegand, T., & DeAngelis, D. L. (2005). Pattern-Oriented Modeling of Agent-Based Complex Systems: Lessons from Ecology. Science, 310(5750), 987–991. https://doi.org/10.1126/science.1116681

Grizzetti, B., Liquete, C., Pistocchi, A., Vigiak, O., Zulian, G., Bouraoui, F., . . . Cardoso, A. C. (2019). Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. Sci Total Environ, 671, 452-465. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.03.155

Grizzetti, B.; Liquete, C.; Pistocchi, A.; Vigiak, O.; Zulian, G.; Bouraoui, F. et al. (2019). Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. In: Science of The Total Environment 671, S. 452–465. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.155.

Guillemain, Matthieu; Blanc, Romain; Lucas, Christelle; Lepley, Michel (2008). Ecotourism disturbance to wildfowl in protected areas: historical, empirical and experimental approaches in the Camargue, Southern France. In: David L. Hawksworth und Alan T. Bull (Hg.). Biodiversity and Conservation in Europe. Dordrecht: Springer Netherlands (Topics in Biodiversity and Conservation), S. 391–409, zuletzt geprüft am 11.02.2020.

Gundelund, C., & Skov, C. (2021). Changes in angler demography and angling patterns during the Covid-19 lockdown in spring 2020 measured through a citizen science platform. Marine Policy, 131, 104602. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104602

Gundelund, C., Arlinghaus, R., Birdsong, M., Flavio, H., Skov, C. 2022. Investigating angler satisfaction: The relevance of catch, motives and contextual conditions. Fisheries Research, 250, 106294.

Guntuku, S. C., Lin, W., Carpenter, J., Ng, W. K., Ungar, L. H., & Preoţiuc-Pietro, D. (2017). Studying Personality through the Content of Posted and Liked Images on Twitter. Paper presented at the Proceedings of the 2017 ACM on Web Science Conference - WebSci '17.

Haab, T., Hicks, R., Schnier, K., & Whitehead, J. C. (2012). Angler Heterogeneity and the Species-Specific Demand for Marine Recreational Fishing. Marine Resource Economics, 27, 229–251. https://doi.org/10.5950/0738-1360-27.3.229

Haab, T.C. and McConnell, K.E. (2002) Valuing environmental and natural resources: the econometrics of non-market valuation. Cheltenham, U.K. ; Northampton, Mass., USA: E. Elgar Pub (New horizons in environmental economics).

Haghani, M., Bliemer, M.C.J., Rose, J.M., Oppewal, 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.

Haghani, M., Bliemer, M.C.J., Rose, J.M., Oppewal, H., Lancsar, E., 2021. Hypothetical bias in stated choice experiments: Part II. Conceptualisation of external validity, sources and explanations of bias and effectiveness of mitigation methods. Journal of Choice Modelling 41.

Hamburger Verkehrsverbunds (2021) 'Wie hoch sind die Kosten für Mobilität? | Schulberatung im HVV', Schulprojekte im HVV. Available at: https://www.hvv-schulprojekte.de/unterrichtsmaterialien/kosten-mobilitaet/ (Accessed: 18 August 2021).

Hammer, Oyvind; Harper, David; Ryan, Paul (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. In: Palaeontologia Electronica 4, S. 1–9.

Hanemann, W.M. (1982) 'Applied Welfare Analysis with Qualitative Response Models', University of California, Berkeley, p. 28.

Hankey, S., Lindsey, G., Wang, X., Borah, J., Hoff, K., Utecht, B., & Xu, Z. (2012). Estimating use of non-motorized infrastructure: Models of bicycle and pedestrian traffic in Minneapolis, MN. Landscape and Urban Planning, 107(3), 307-316.

Hankey, S., Lu, T., Mondschein, A., & Buehler, R. (2017). Spatial models of active travel in small communities: Merging the goals of traffic monitoring and direct-demand modeling. Journal of Transport & Health, 7, 149-159.

Heberlein, T. A., & Shelby, B. (1977). Carrying capacity, values, and the satisfaction model: A reply to Greist. Journal of Leisure Research, 9, 142–148.

Heikinheimo, V., Minin, E. D., Tenkanen, H., Hausmann, A., Erkkonen, J., & Toivonen, T. (2017). User-Generated Geographic Information for Visitor Monitoring in a National Park: A Comparison of Social Media Data and Visitor Survey. ISPRS International Journal of Geo-Information, 6(3). doi:10.3390/ijgi6030085

Helmers, A., Platek, A., Ponte, M., Secen, N., & Cottenie, K. (2016). The impacts of anthropogenic disturbance on plant species richness in the freshwater lakes of Algonquin Provincial Park. Studies by Undergraduate Researchers at Guelph, 9(1), 5–13. https://doi.org/10.21083/surg.v9i1.3151.

Hendee, J. C. (1974). A Multiple-Satisfaction Approach to Game Management. Wildlife Society Bulletin (1973-2006), 2, 104–113. JSTOR.

Hering, D., Kaijser, W., Enss, J., Jadjewski, C., Rust, R. & Venohr, M. (2022). Canoeing disturbs riverine benthic invertebrates, but effects are small compared to the impact of water power generation. Limnologica, 94, 125965, https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.125965.

Hering, D., Kaijser, W., Enss, J., Jadjewski, C., Rust, R., & Venohr, M. (2022). Canoeing disturbs riverine benthic invertebrates, but effects are small compared to the impact of water power generation. Limnologica, 94, Article 125965. https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.125965.

Hering, M.-M. (2019). Baustelle an der Oberbaumbrücke: Fußgänger-Lobby kritisiert Umleitung auf "Ekelweg" [Online Article]. Retrieved 03.08.2022, from https://www.tagesspiegel.de/berlin/fussganger-lobby-kritisiert-umleitung-auf-ekelweg-6584536.html

Hermes, J. et al. (2021) 'Nature-based recreation in Germany: Insights into volume and economic significance', Ecological Economics, 188, p. 107136. Available at: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107136.

Hermes, J., Albert, C., & von Haaren, C. (2018). Assessing the aesthetic quality of landscapes in Germany. Ecosystem Services, 31, 296-307. doi:10.1016/j.ecoser.2018.02.015

Hielscher, K., & Zimmermann, F. (2005). Die Europäischen Vogelschutzgebiete des Landes Brandenburg (Beiträge Zu Ökologie, Natur- Und Gewässerschutz 3 (4); Naturschutz Und Landschaftspflege in Brandenburg, pp. 66–168). Landesumweltamt Branden- burg (LUA).

Hierse, L., Nuissl, H., Beran, F., & Czarnetzki, F. (2017). Concurring urbanizations? Understanding the simultaneity of sub- and re-urbanization trends with the help of migration figures in Berlin. Regional Studies, Regional Science, 4(1), 189–201. https://doi.org/10.1080/21681376.2017.1351886

Hilborn, R. (2007). Defining success in fisheries and conflicts in objectives. Marine Policy, 31, 153–158. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2006.05.014

Hindsley, P., Landry, C. E., & Gentner, B. (2011). Addressing onsite sampling in recreation site choice models. Journal of Environmental Economics and Management, 62, 95–110. https://doi.org/10.1016/j.jeem.2010.10.007

Hindsley, P., Landry, C.E., Schnier, K., Whitehead, J.C., Zarei, M., 2022. Joint estimation of angler revealed preference site selection and stated preference choice experiment recreation data considering attribute non-attendance. Journal of Environmental Economics and Policy, 1-19.

Hofmann, Gerhard; Pommer, Ulf (2005). Potentielle natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin mit Karte im Maßstab 1: 200 000. Potsdam: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Referat Presse- und Öffentlichkeitsarbeit [u.a.], zuletzt geprüft am 11.01.2022.

Holland, S. M., & Ditton, R. B. (1992). Fishing Trip Satisfaction: A Typology of Anglers. North American Journal of Fisheries Management, 12, 28–33. https://doi.org/10.1577/1548-8675(1992)012<0028:FTSATO>2.3.CO;2

Huckstorf, V., Lewin, W. C., Mehner, T., & Wolter, C. (2011). Impoverishment of YOY-fish assemblages by intense commercial navigation in a large Lowland river. River Research and Applications, 27(10), 1253-1263. doi:10.1002/rra.1420

Hunt, L. M., Arlinghaus, R., Lester, N., & Kushneriuk, R. (2011). The effects of regional angling effort, angler behavior, and harvesting efficiency on landscape patterns of overfishing. Ecological Applications, 21, 2555–2575. https://doi.org/10.1890/10-1237.1

Hunt, L. M., Arlinghaus, R., Scott, D., & Kyle, G. (2020). Diversity of Anglers: Drivers and Implications for Fisheries Management. 28.

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(3), 261-286. doi:10.1080/23308249.2019.1583166

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. https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1583166

Hunt, L. M., Kushneriuk, R., & Lester, N. (2007). Linking agent-based and choice models to study outdoor recreation behaviours: A case of the Landscape Fisheries Model in northern Ontario, Canada. For. Snow Landsc. Res., 12.

Hunt, L. M., Sutton, S. G., & Arlinghaus, R. (2013). Illustrating the critical role of human dimensions research for understanding and managing recreational fisheries within a social-ecological system framework. Fisheries Management and Ecology, 20, 111–124. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2012.00870.x

Hunt, L.M. et al. (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(3), pp. 261–286. Available at: https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1583166.
Hunt, L.M., 2006. Recreational Fishing Site Choice Models: Insights and Future Opportunities. Human Dimensions of Wildlife 10, 153-172.
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.
Hynes, S., Hanley, N., Scarpa, R., 2008. Effects on welfare measures of alternative means of accounting for preference heterogeneity in recreational demand models. American Journal of Agricultural Economics 90, 1011-1027..
Jackson, Michelle C.; Loewen, Charlie J. G.; Vinebrooke, Rolf D.; Chimimba, Christian T. (2016). Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: a meta-analysis. In: Global Change Biology 22 (1), S. 180–189. DOI: 10.1111/gcb.13028.
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.
Janeczko, Emilia (2009). The role and importance of forest watercourses and water reservoirs in designing landscape values of forests. In: Journal of Water and Land Development 13a (1), S. 177–185. DOI: 10.2478/v10025-010-0027-4.
Jaxa-Rozen, M., Kwakkel, J. H., & Bloemendal, M. (2019). A coupled simulation architecture for agent-based/geohydrological modelling with NetLogo and MODFLOW. Environmental Modelling & Software, 115, 19–37. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.01.020
Jessel, B., & Jacobs, J. (2005). Land use scenario development and stakeholder involvement as tools for watershed management within the Havel River Basin. Limnologica, 35(3), 220–233. https://doi.org/10.1016/j.limno.2005.06.006
Jessel, B., & Jacobs, J. (2005). Land use scenario development and stakeholder involvement as tools for watershed management within the Havel River Basin. Limnologica, 35(3), 220–233. https://doi.org/10.1016/j.limno.2005.06.006
Jestico, B., Nelson, T., & Winters, M. (2016). Mapping ridership using crowdsourced cycling data. Journal of Transport Geography, 52, 90-97. https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2016.03.006
Johnston, F. D., Arlinghaus, R., & Dieckmann, U. (2013). Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. Fish and Fisheries, 14, 554–579. https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2012.00487.x
Johnston, F. D., Beardmore, B., & Arlinghaus, R. (2015). Optimal management of recreational fisheries in the presence of hooking mortality and noncompliance—Predictions from a bioeconomic model incorporating a mechanistic model of angler behavior. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 72, 37–53. https://doi.org/10.1139/ cjfas-2013-0650
Johnstone, I. M., Coffey, B. T., & Howard-Williams, C. (1985). The role of recreational boat traffic in interlake dispersal of macrophytes: A New Zealand case study. Journal of Environmental Management, 20, 263–279.
Kaemingk, M. A., Arlinghaus, R., Birdsong, M. H., Chizinski, C. J., Lyach, R., Wilson, K. L., Pope, K. L. 2022. Matching of resource use and investment according to waterbody size in recreational fisheries. Fisheries Research, 254, 106388
Kail, J. & Wolter, C. (2013). Pressures at larger spatial scales strongly influence the ecological status of modified river water bodies in Germany. Science of the Total Environment, 454-455, 40-50, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.096.
Kail, J., Becker. O., Meyerhoff, J., Arlinghaus, R. (in prep b). Recreational use of rivers not only depends on river naturalness but also on the surrounding landscape.
Kail, J., Januschke, K., Hering, D. (submitted). Freshwater-related species richness in Natura2000 sites strongly depends on the surrounding land use besides local habitat conditions. Journal of Environmental Management.
Kail, J., Kaijser, W., Hering, D. (in prep a). Cascading indirect and direct effects of land use via nutrients and phytoplankton on macrophytes' ecological status in lakes.

Kaiser, N. N., Feld, C. K. & Stoll, S. (2020). Does river restoration increase ecosystem services? Ecosystem Services, 46, 101206, https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101206.

Kamalapuram, S. (2022). Estimating bicycle and pedestrian ridership using the Random Forest algorithm UNIVERSITY OF CALIFORNIA DAVIS].

Keeler, B. L., Wood, S. A., Polasky, S., Kling, C., Filstrup, C. T., & Downing, J. A. (2015). Recreational demand for clean water: evidence from geotagged photographs by visitors to lakes. Frontiers in Ecology and the Environment, 13(2), 76-81. doi:10.1890/140124

Keeler, B., Wood, S., Polasky, S., & Kling, C. (2015). Recreational demand for clean water: evidence from geotagged photographs by visitors to lakes. In Front. Ecol. Environ. (Vol. 2, pp. 76-81).

Keller, V. (1989). Variations in the response of great crested grebes Podiceps cristatus to human disturbance: A sign of adaptation? Biological Conservation, 49(1), 31–45. https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90111-0.

Khatua, A., A. Khatua, and Cambria, E. (2020). Predicting political sentiments of voters from Twitter in multi-party contexts. Applied Soft Computing, 97.

Kim, H., Shoji, Y., Tsuge, T., Aikoh, T., Kuriyama, K., 2020. Understanding services from ecosystem and facilities provided by urban green spaces: A use of partial profile choice experiment. Forest Policy and Economics 111.

Kim, S., Scott, D. and Crompton, J. L. 1997. An exploration of the relationships among social psychological involvement, behavioral involvement, commitment, and future intentions in the context of birdwatching. Journal of Leisure Research, 29: 320–341. https://doi.org/10.1080/00222216.1997.11949799

King, J.G. & Mace, A.C. (1974). Effects of recreation on water-quality. Journal Water Pollution Control Federation, 46, 2453-2459.

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.

Knight, R.L. & Knight, S.K. (1984). Responses of wintering bald eagles to boating activity. The Journal of Wildlife Management, 48, 999-1004.

Kochalski, Sophia; Riepe, Carsten; Fujitani, Marie; Aas, Øystein; Arlinghaus, Robert (2019). Public perception of river fish biodiversity in four European countries. In: Conservation Biology 33 (1), S. 164–175. DOI: 10.1111/cobi.13180.

Koemle, D., Beardmore, B., Dorow, M., Arlinghaus, R. 2021. The human dimensions of recreational anglers targeting freshwater species in coastal ecosystems, with implications for management. North American Journal of Fisheries Management, 41, 1572-1590.

Kollmann, S. (2020, August 10). Corona in Berlin: Strand am Flughafensee in Reinickendorf überfüllt. https://www.morgenpost.de/bezirke/reinickendorf/article230139352/Trotz-Corona-Strand-am-Flughafensee-restlos-ueberfuellt.html

Kolstoe, S., Cameron, T.A., 2017. The Non-market Value of Birding Sites and the Marginal Value of Additional Species: Biodiversity in a Random Utility Model of Site Choice by eBird Members. Ecological Economics 137, 1-12.

Konar, S. (1980). Toxicity of nicotine to aquatic life. Indian journal of fisheries.

Kwok, S.W.H., S.K. Vadde, and Wang, G. (2021). Tweet Topics and Sentiments Relating to COVID-19 Vaccination Among Australian Twitter Users: Machine Learning Analysis. J Med Internet Res, 23(5): p. e26953.

Kyle, G., Landon, A., Vaske, J., & Wallen, K. (2020). Tools for assessing the psychometric adequacy of latent variables in conservation research. Conservation Biology, 34, 1353–1363. https://doi.org/10.1111/cobi.13625

Lackey, N.Q. et al. (2021) 'Mental health benefits of nature-based recreation: a systematic review', Annals of Leisure Research, 24(3), pp. 379–393. Available at: https://doi.org/10.1080/11745398.2019.1655459.

LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz) (2010) Hinweise zu zentralen unbestimmten Rechtsbegriffen des Bundesnaturschutzgesetzes. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Oberste Naturschutzbehörde.

Lankia, T., Neuvonen, M. and Pouta, E. (2019) 'Effects of water quality changes on the recreation benefits of swimming in Finland: Combined travel cost and contingent behavior model', Water Resources and Economics, 25, pp. 2–12. Available at: https://doi.org/10.1016/j.wre.2017.10.002.

Larson, Courtney L.; Reed, Sarah E.; Merenlender, Adina M.; Crooks, Kevin R. (2019). A meta-analysis of recreation effects on vertebrate species richness and abundance. In: Conservation Science and Practice 1 (10), e93. DOI: 10.1111/csp2.93.

LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wassser, 2014. Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseenklassifizierung (Übersichtsverfahren). LAWA-Arbeitsprogramm WRRL-2.6.1, Dresden.

Lawrence, K. S. (2005). Assessing the value of recreational sea angling in South West England. Fisheries Management and Ecology, 12, 369–375. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2005.00465.x

Lazarow, N. (2007) 'The value of coastal recreational resources: a case study approach to examine the value of recreational surfing to specific locales', Journal of Coastal Research, pp. 12–20.

Lee, J.H., & Scott, D. (2004). Measuring Birding Specialization: A Confirmatory Factor Analysis. Leisure Sciences, 26, 245–260. https://doi.org/10.1080/01490400490461387

Lee, K., & Sener, I. N. (2021). STRAVA Metro data for bicycle monitoring: a literature review. Transport Reviews, 41(1), 27-47.

Lee, R., Wakamiya, S., & Sumiya, K. (2011). Discovery of unusual regional social activities using geo-tagged microblogs. World Wide Web, 14(4), 321-349. doi:10.1007/s11280-011-0120-x

Lemm, J.U., Venohr, M., Globevnik, L., Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., van Gils, J., Posthuma, L., Kristensen, P., Feld, C.K., Mahnkopf, J., Hering, D. & Birk, S. (2021) Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. Global Change Biology, 27, 1962-1975, https://doi.org/10.1111/gcb.15504.

Leuschner, Christoph; Ellenberg, Heinz (2017). Ecology of Central European Non-Forest Vegetation: Coastal to Alpine, Natural to Man-Made Habitats: Vegetation Ecology of Central Europe, Volume II. Cham: Springer International Publishing. Online verfügbar unter http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-43048-5, zuletzt geprüft am 09.11.2021.

Levin, N., Lechner, A. M., & Brown, G. (2017). An evaluation of crowdsourced information for assessing the visitation and perceived importance of protected areas. Applied Geography, 79, 115-126. doi:10.1016/j.apgeog.2016.12.009

Li, X. (2011). Emergence of bottom-up models as a tool for landscape simulation and planning. Landscape and Urban Planning, 100(4), 393–395. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.016

Li, X., Ge, M., Dai, X., Ren, X., Fritsche, M., Wickert, J., & Schuh, H. (2015). Accuracy and reliability of multi-GNSS real-time precise positioning: GPS, GLONASS, BeiDou, and Galileo. Journal of Geodesy, 89(6), 607-635. doi:10.1007/s00190-015-0802-8

Liddle, M. J., & Scorgie, H. R. A. (1980). The effects of recreation on freshwater plants and animals: A review. Biological Conservation, 17, 183–206. https://doi.org/10.1016/0006-3207(80)90055-5.

Liddle, M., & Scorgie, H. (1980). The effects of recreation on freshwater plants and animals: a review. Biological Conservation, 17(3), 183-206.

Lippe, M., Bithell, M., Gotts, N., Natalini, D., Barbrook-Johnson, P., Giupponi, C., Hallier, M., Hofstede, G. J., Le Page, C., Matthews, R. B., Schlüter, M., Smith, P., Teglio, A., & Thellmann, K. (2019). Using agent-based modelling to simulate social-ecological systems across scales. GeoInformatica, 23(2), 269–298. https://doi.org/10.1007/s10707-018-00337-8

Livingston, M., McArthur, D., Hong, J., & English, K. (2021). Predicting cycling volumes using crowdsourced activity data. Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science, 48(5), 1228-1244.

Lorenz, S., Gabel, F., Dobra, N., & Pusch, M. (2013). Modelling the effects of recreational boating on self-purification activity provided by bivalve mollusks in a lowland river. Freshwater Science, 32(1), 82–93. https://doi.org/10.1899/12-054.1.

Lorenz, S., Pusch, M. T., Miler, O., & Blaschke, U. (2017). How much ecological integrity does a lake need? Managing the shores of a peri-urban lake. Landscape and Urban Planning, 164, 91–98. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.04.007

Lupi, F., Hoehn, J. P., & Christie, G. C. (2003). Using an Economic Model of Recreational Fishing to Evaluate the Benefits of Sea Lamprey (Petromyzon marinus) Control on the St. Marys River. Journal of Great Lakes Research, 29, 742–754. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(03)70528-0

Lusseau, David (2004). The Hidden Cost of Tourism: Detecting Long-term Effects of Tourism Using Behavioral Information. In: Ecology and Society 9 (1), art2. DOI: 10.5751/ES-00614-090102.

Maasri, A., Jähnig, S. C., Adamescu, M. C., Adrian, R., Baigun, C., Baird, D. J., Batista-Morales, A., Bonada, N., Brown, L. E., Cai, Q., Campos-Silva, J. V., Clausnitzer, V., Contreras-MacBeath, T., Cooke, S. J., Datry, T., Delacámara, G., De Meester, L., Dijkstra, K.-D. B., Do, V. T., … Worischka, S. (2022). A global agenda for advancing freshwater biodiversity research. Ecology Letters, 25(2), 255–263. https://doi.org/10.1111/ele.13931

Maier, G., & Weiss, P. (1990). Modelle diskreter Entscheidungen: Theorie und Anwendung in den Sozial- und Wirtschaftswissenschaften (1st edition). Springer-Verlag.

Manfredo, M. J., Driver, B. L., & Tarrant, M. A. (1996). Measuring Leisure Motivation: A Meta-Analysis of the Recreation Experience Preference Scales. Journal of Leisure Research, 28, 188–213. https://doi.org/10.1080/00222216.1996.11949770

Mariel, P., Hoyle, H., Meyerhoff, J., Czajkowski, M., Dekker, T., Glenk, K., Jacobsen, J.B., Liebe, U., Olsen, S.B., Sagebiel, J., Thiene, M., 2021. Environmental Valuation with Discrete Choice Experiments. Guidance on Design, Implementation and Data Analysis. Springer

Martin, S. R., Marsolais, J., & Rolloff, D. (2009). Visitor Perceptions of Appropriate Management Actions Across the Recreation Opportunity Spectrum. 15.

Martínez Bueno, M. J., Hernando, M. D., Herrera, S., Gómez, M. J., Fernández-Alba, A. R., Bustamante, I., & García-Calvo, E. (2010). Pilot survey of chemical contaminants from industrial and human activities in river waters of Spain. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 90(3-6), 321-343. doi:10.1080/03067310903045463

Mason, P. (2005). Visitor Management in Protected Areas: From 'Hard' to 'Soft' Approaches? Current Issues in Tourism, 8(2–3), 181–194. https://doi.org/10.1080/13683500508668213

Matlock, G. C., Osburn, H. R., Riechers, R. K., & Ditton, R. B. (1991). Comparison of response scales for measuring angler satisfaction. In American Fisheries Society Symposium (Vol. 12, No. 1-4, pp. 413–422).

Matsumura, S., Beardmore, B., Haider, W., Dieckmann, U., & Arlinghaus, R. (2019). Ecological, angler, and spatial heterogeneity drive social and ecological outcomes in an integrated landscape model of freshwater recreational fisheries. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 27, 170-197

Matsumura, S., Beardmore, B., Haider, W., Dieckmann, U., Arlinghaus, R. (2019). Ecological, angler, and spatial heterogeneity drive social and ecological outcomes in an integrated landscape model of freshwater recreational fisheries. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 27(2), 170-197.

Mattes, H. & Meyer, E. I. (2001). Kanusport und Naturschutz - Forschungsbericht über die Auswirkungen des Kanusports an Fließgewässern in NRW. Institut für Landschaftsökologie, Universität Münster. Report. 249 Seiten.

McDougall, C. W., Foley, R., Hanley, N., Quilliam, R. S., & Oliver, D. M. (2022). Freshwater Wild Swimming, Health and Well-Being: Understanding the Importance of Place and Risk. Sustainability, 14(10), Article 10. https://doi.org/10.3390/su14106364

McDougall, C. W., Hanley, N., Quilliam, R. S., & Oliver, D. M. (2022). Blue space exposure, health and well-being: Does freshwater type matter? Landscape and Urban Planning, 224, 104446. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104446

McDougall, C. W., Quilliam, R. S., Hanley, N., & Oliver, D. M. (2020). Freshwater blue space and population health: An emerging research agenda. Science of The Total Environment, 737, 140196. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140196

McDougall, C.W. et al. (2020) 'Freshwater blue space and population health: An emerging research agenda', Science of The Total Environment, 737, p. 140196. Available at: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140196.

McFadden, D. (1974) 'Conditional logit analysis of qualitative choice behavior', Frontiers in econometrics [Preprint].

McFadden, D. (1974). Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. Frontiers in Econometrics.

Meerhoff, Mariana; los Ángeles González-Sagrario, María de (2021). Habitat complexity in shallow lakes and ponds: importance, threats, and potential for restoration. In: Hydrobiologia, S. 1–24. DOI: 10.1007/s10750-021-04771-y.

Merrill, N. H., Atkinson, S. F., Mulvaney, K. K., Mazzotta, M. J., & Bousquin, J. (2020). Using data derived from cellular phone locations to estimate visitation to natural areas: An application to water recreation in New England, USA. PLoS One, 15(4), e0231863. doi:10.1371/journal.pone.0231863

Merry, K., & Bettinger, P. (2019). Smartphone GPS accuracy study in an urban environment. PLoS One, 14(7), e0219890. doi:10.1371/journal.pone.0219890

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. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126073

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.

Meyer, Nora; Schafft, Malwina; Wegner, Benjamin; Wolter, Christian; Arlinghaus, Robert; Venohr, Markus; Oheimb, Goddert von (2021). A day on the shore: Ecological impacts of non-motorised recreational activities in and around inland water bodies. In: Journal for Nature Conservation 64, S. 126073. DOI: 10.1016/j.jnc.2021.126073.

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(1), 107-124. doi:10.1080/09640560903399863

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(1), 107–124. https://doi.org/10.1080/09640560903399863

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., 2019. The value artificial lake ecosystems provide to recreational anglers: Implications for management of biodiversity and outdoor recreation. J Environ Manage 252, 109580.

Meyerhoff, J., Klefoth, T., Arlinghaus, R., 2022. Ecosystem service trade-offs at small lakes: Preferences of the public and anglers. Aquatic Ecosystem Health & Management 25, 1-11.

Meyerhoff, J., Oehlmann, M., 2023. The performance of full versus partial profile choice set designs in environmental valuation. Ecological Economics 204, 107665.

Meyerhoff, Jürgen; Klefoth, Thomas; Arlinghaus, Robert (2019). The value artificial lake ecosystems provide to recreational anglers: Implications for management of biodiversity and outdoor recreation. In: Journal of Environmental Management 252, S. 109580. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109580.

Miah, M. M., Hyun, K. K., Mattingly, S. P., & Khan, H. (2022). Estimation of daily bicycle traffic using machine and deep learning techniques. Transportation, 1-54.

Miah, M., Mattingly, S., Hyun, K., & Broach, J. (2021). Challenges and Opportunities of Emerging Data Sources to Estimate Networkwide Bike Counts.

Micallef, A., & Williams, A. T. (2002). Theoretical strategy considerations for beach management. Ocean & Coastal Management, 45(4), 261–275. https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00058-3

Micallef, A., & Williams, A. T. (2002). Theoretical strategy considerations for beach management. Ocean & Coastal Management, 45(4), 261–275. https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00058-3

Miller, T. A., & McCool, S. F. (2003). Coping with Stress in Outdoor Recreational Settings: An Application of Transactional Stress Theory. Leisure Sciences, 25, 257–275. https://doi.org/10.1080/01490400306562

Mitchell, L., Frank, M. R., Harris, K. D., Dodds, P. S., & Danforth, C. M. (2013). The geography of happiness: connecting twitter sentiment and expression, demographics, and objective characteristics of place. PLoS One, 8(5), e64417. doi:10.1371/journal.pone.0064417

Mok, E., Retscher, G., & Wen, C. (2012). Initial test on the use of GPS and sensor data of modern smartphones for vehicle tracking in dense high rise environments. In Proceedings of the Ubiquitous Positioning, Indoor Navigation, and Location Based Service. Retrieved from

Mollenkopf, H., & Kaspar, R. (2005). Ageing in rural areas of East and West Germany: Increasing similarities and remaining differences. European Journal of Ageing, 2, 120–130. https://doi.org/10.1007/s10433-005-0029-2

Monk, C. T., & Arlinghaus, R. (2018). Eurasian perch, Perca fluviatilis, spatial behaviour determines vulnerability independent of angler skill in a whole-lake reality mining experiment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 75, 417-428. https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0029

Montalvao, M. F., Chagas, T. Q., da Silva Alvarez, T. G., Mesak, C., da Costa Araujo, A. P., Gomes, A. R., . . . Malafaia, G. (2019). How leachates from wasted cigarette butts influence aquatic life? A case study on freshwater mussel Anodontites trapesiali. Sci Total Environ, 689, 381-389. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.06.385

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. Transactions of the ASABE, 50(3), 885-900.

Morita, Emi; Imai, Makoto; Okawa, Masako; Miyaura, Tomiyasu; Miyazaki, Soichiro (2011). A before and after comparison of the effects of forest walking on the sleep of a community-based sample of people with sleep complaints. In: Biopsychosocial Medicine 5, S. 13. DOI: 10.1186/1751-0759-5-13.

Moriwaki, H., Kitajima, S., & Katahira, K. (2009). Waste on the roadside, 'poi-sute' waste: its distribution and elution potential of pollutants into environment. Waste Manag, 29(3), 1192-1197. doi:10.1016/j.wasman.2008.08.017

Mosisch, T. D., & Arthington, A. H. (1998). The impacts of power boating and water skiing on lakes and reservoirs. Lakes & Reservoirs: Research & Management, 3(1), 1–17. https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.1998.tb00028.x.

Mueller, G. (1980). Effects of Recreational River Traffic on Nest Defense by Longear Sunfish. Transactions of the American Fisheries Society, 109, 248–251. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1980)109<248:EORRTO>2.0.CO;2.

Mühl 2018: Grundlagenstudie Wanderrudern, Doktorarbeit, Sporthochschule Köln, 168 Seiten.

Muller, B. (2016). Mending man's ways: Wickedness, complexity and off-road travel. Landscape and Urban Planning, 154, 93–101. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.020
Muller, B. (2016). Mending man's ways: Wickedness, complexity and off-road travel. Landscape and Urban Planning, 154, 93–101. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.020
Murphey, K. J., & Eaton, J. W. (1983). Effects of pleasure-boat traffic on macrophyte growth in canals. Journal of Applied Ecology, 20, 713-729.

Nelson, T., Roy, A., Ferster, C., Fischer, J., Brum-Bastos, V., Laberee, K., Yu, H., & Winters, M. (2021). Generalized model for mapping bicycle ridership with crowdsourced data. Transportation Research Part C: Emerging Technologies, 125, 102981.

Nemoz, M., Cadi, A. & Thienpont, S.J.B. (2004). Effects of recreational fishing on survival in an Emys orbicularis population. Biologia, 59, 185-189.

Newbold, Tim; Hudson, Lawrence N.; Hill, Samantha L. L.; Contu, Sara; Lysenko, Igor; Senior, Rebecca A. et al. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. In: Nature 520 (7545), S. 45–50. DOI: 10.1038/nature14324.

Nicholls, S., & Crompton, J. (2018). A Comprehensive Review of the Evidence of the Impact of Surface Water Quality on Property Values. Sustainability, 10(2). doi:10.3390/su10020500

Nicholls, Sarah (2006). Climate change, tourism and outdoor recreation in Europe. In: Managing Leisure 11 (3), S. 151–163. DOI: 10.1080/13606710600715226.

Nikolaus, R., Schafft, M., Maday, A., Klefoth, T., Wolter, C. & 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. https://doi.org/10.1002/aqc.3481.

Nordrhein-Westfalen, I. u. T. (2022). Bevölkerungsstand nach 5er- Altersgruppen (19) und Geschlecht - Gemeinden - Stichtag. https://www.landesdatenbank.nrw.de/link/tabelleDownload/12411-06iz

Norris, R. H., Webb, J. A., Nichols, S. J., Stewardson, M. J., Harrison, E. T. (2012). Analyzing cause and effect in environmental assessments: using weighted evidence from the literature. Freshwater Science, 31(1), 5-21. https://doi.org/10.1899/11-027.1.

Novotny, T. E., & Slaughter, E. (2014). Tobacco Product Waste: An Environmental Approach to Reduce Tobacco Consumption. Curr Environ Health Rep, 1, 208-216. doi:10.1007/s40572-014-0016-x

Nyhof, Paul E.; Trulio, Lynne (2015). Basking Western Pond Turtle Response to Recreational Trail Use in Urban California. In: Chelonian Conservation and Biology 14 (2), S. 182–184. DOI: 10.2744/CCB-1140.1.

Ocean Conservancy, I. c. c. (2020). Together, we are Team Ocean. Retrieved from https://oceanconservancy.org/wp-content/uploads/2020/10/FINAL_2020ICC_Report.pdf

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. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00154-9.

Oh, C.O., & Ditton, R. B. (2006). Using Recreation Specialization to Understand Multi-Attribute Management PReferences. Leisure Sciences, 28, 369–384. https://doi.org/10.1080/01490400600745886

Oh, C.O., & Sutton, S. G. (2017). Comparing the Developmental Process of Consumptive Orientation Across Different Population Groups. Leisure Sciences, 41, 167–185. https://doi.org/10.1080/01490400.2017.1325795

Oksanen, Jari; Blanchet, F. Guillaume; Friendly, Michael; Kindt, Roeland; Legendre, Pierre; McGlinn, Dan et al. (2020). vegan: Community Ecology Package. Online verfügbar unter https://CRAN.R-project.org/package=vegan, zuletzt geprüft am 03.02.2022.

OpenStreetMap. (2022). Planet dump retrieved from https://planet.osm.org. https://www.openstreetmap.org

Orlikowska, E.H., Roberge, J.-M., Blicharska, M. & Mikusinski, G. (2016). Gaps in the ecological research on the world's largest internationally coordinated network of protected areas: A review of

Natura 2000. Biological Conservation, 200, 216-227, https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.015.
Ormerod, S. J.; Dobson, M.; Hildrew, A. G.; Townsend, C. R. (2010). Multiple stressors in freshwater ecosystems. In: Freshwater Biology 55 (s1), S. 1–4. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02395.x.
Oropesa, A. L., Floro, A. M., & Palma, P. (2017). Toxic potential of the emerging contaminant nicotine to the aquatic ecosystem. Environ Sci Pollut Res Int, 24(20), 16605-16616. doi:10.1007/s11356-017-9084-4
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.
Ostendorp, Wolfgang (1995). Effect of management on the mechanical stability of lakeside reeds in Lake Constance-Untersee. In: Acta oecologica 16 (3), S. 277–294. Online verfügbar unter https://kops.uni-konstanz.de/handle/123456789/6994, zuletzt geprüft am 14.08.2019.
Oteros-Rozas, E., Martín-López, B., Fagerholm, N., Bieling, C., & Plieninger, T. (2018). Using social media photos to explore the relation between cultural ecosystem services and landscape features across five European sites. Ecological Indicators, 94, 74-86. doi:10.1016/j.ecolind.2017.02.009
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.
Ovaskainen, V., Mikkola, J. and Pouta, E. (2001) 'Estimating recreation demand with on-site data: an application of truncated and endogenously stratified count data models.', Journal of Forest Economics, 7(2), pp. 125–144.
Pahl-Wostl, C. (2002). Participative and Stakeholder-Based Policy Design, Evaluation and Modeling Processes. Integrated Assessment, 3(1), 3–14. https://doi.org/10.1076/iaij.3.1.3.7409
Paracchini, M. L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J. P., Termansen, M., . . . Bidoglio, G. (2014). Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. Ecological Indicators, 45, 371-385. doi:10.1016/j.ecolind.2014.04.018
Paracchini, M. L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J. P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez-Soba, M., Scholefield, P. A., & Bidoglio, G. (2014). Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. Ecological Indicators, 45, 371–385. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.018
Parr, D. (1974). The effect on wildfowl of sailing at Island Barn Reservoir. Surrey Bird Report 1973.
Parsons, G.R. and Kealy, M.J. (1992) 'Randomly Drawn Opportunity Sets in a Random Utility Model of Lake Recreation', Land Economics, 68(1), pp. 93–106. Available at: https://doi.org/10.2307/3146746.
Patterson, W. F., & Sullivan, M. G. (2013). Testing and Refining the Assumptions of Put-and-Take Rainbow Trout Fisheries in Alberta. Human Dimensions of Wildlife, 18, 340–354. https://doi.org/10.1080/10871209.2013.809827
Peipoch, Marc; Brauns, Mario; Hauer, F. Richard; Weitere, Markus; Valett, H. Maurice (2015). Ecological Simplification: Human Influences on Riverscape Complexity. In: BioScience 65 (11), S. 1057–1065. DOI: 10.1093/biosci/biv120.
Pérez-Sánchez, M., Sánchez-Romero, F.-J., Ramos, H. M., & López Jiménez, P. A. (2017). Calibrating a flow model in an irrigation network: Case study in Alicante, Spain. Spanish Journal of Agricultural Research (Online), 15(1), 1-13.
Perona, A. M., Urios, V., & López-López, P. (2019). Holidays? Not for all. Eagles have larger home ranges on holidays as a consequence of human disturbance. Biological Conservation, 231, 59-66. doi:10.1016/j.biocon.2019.01.010
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.

Post, J. R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N. P., Walters, C. J., Parkinson, E. A., Paul, A. J., Jackson, L., & Shuter, B. J. (2002). Canada's recreational fisheries: The invisible collapse? Fisheries, 27, 6–17. https://doi.org/10.1577/1548-8446(2002)027<0006:CRF>2.0.CO;2

Pott, Richard (1983). Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. In: Phytocoenologia, S. 407–430. DOI: 10.1127/phyto/11/1983/407.

Pozsgay, M.A. and Bhat, C.R. (2001) 'Destination Choice Modeling for Home-Based Recreational Trips: Analysis and Implications for Land Use, Transportation, and Air Quality Planning', Transportation Research Record, 1777(1), pp. 47–54. Available at: https://doi.org/10.3141/1777-05.

Pucher, J., & Buehler, R. (2017). Cycling towards a more sustainable transport future. Transport Reviews, 37(6), 689-694.

R Core Team (2017). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. Online verfügbar unter https://www.R-project.org/.

R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. from URL https://www.R-project.org/. URL https://www.R-project.org/.

Radinger, Johannes; Hölker, Franz; Horký, Pavel; Slavík, Ondřej; Dendoncker, Nicolas; Wolter, Christian (2016). Synergistic and antagonistic interactions of future land use and climate change on river fish assemblages. In: Global Change Biology 22 (4), S. 1505–1522. DOI: 10.1111/gcb.13183.

Rankin, Benjamin Luke; Ballantyne, Mark; Pickering, Catherine Marina (2015). Tourism and recreation listed as a threat for a wide diversity of vascular plants: A continental scale review. In: Journal of Environmental Management 154, S. 293–298. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.10.035.

Rees, J., & Tivy, J. (1978). Recreational impact on Scottish lochshore wetlands. Journal of Biogeography, 5, 93–108. https://doi.org/10.2307/3038110.

Reichholf, J. H. (1998). Kanuwandersport und Naturschutz: Ein lösbarer Konflikt? Deutscher Kanu-Verband Wirtschafts- und Verlags-GmbH. Duisburg.

Reichholf, J.H. (1988). Auswirkung des Angelns auf die Brutbestände von Wasservögeln im Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung "Unterer Inn". Vogelwelt, 109, 206-221.

Reid, Andrea J.; Carlson, Andrew K.; Creed, Irena F.; Eliason, Erika J.; Gell, Peter A.; Johnson, Pieter T. J. et al. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. In: Biological Reviews 94 (3), S. 849–873. DOI: 10.1111/brv.12480.

Renfro, B. A., Stein, M., B., R., Morales, J., & Villalba, E. J. (2020). An Analyssis of Global Positioning System (GPS) Standard Positioning Service Performance for 2019. Retrieved from

Retka, J., Jepson, P., Ladle, R. J., Malhado, A. C. M., Vieira, F. A. S., Normande, I. C., . . . Correia, R. A. (2019). Assessing cultural ecosystem services of a large marine protected area through social media photographs. Ocean & Coastal Management, 176, 40-48. doi:10.1016/j.ocecoaman.2019.04.018

Ridgeway, G. (2007). Generalized Boosted Models: A guide to the gbm package. Update, 1(1), 2007.

Rieb, J. T., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Armsworth, P. R., Böhning-Gaese, K., Bonn, A., . . . Bennett, E. M. (2017). When, Where, and How Nature Matters for Ecosystem Services: Challenges for the Next Generation of Ecosystem Service Models. Bioscience. doi:10.1093/biosci/bix075

Riepe, C., & Arlinghaus, R. (2021). Angeln in der Mitte der Gesellschaft: Die öffentliche Wahrnehmung der Freizeitfischerei mit der Angel in den alten und neuen Bundesländern. Zeitschrift für Fischerei, 1. https://doi.org/10.35006/fischzeit.2021.14

Riffell, S. K., Gutzwiller, K. J. and Anderson, S. H. (1996). Does Repeated Human Intrusion Cause Cumulative Declines in Avian Richness and Abundance? Ecological Applications, 6: 492-505. https://doi.org/10.2307/2269386.

Roberts, A. et al. (2017) 'Assessing the contribution of recreational sea angling to the English economy', Marine Policy, 83, pp. 146–152. Available at: https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.028.

Roder Green, A. L., Putschew, A., & Nehls, T. (2014). Littered cigarette butts as a source of nicotine in urban waters. Journal of Hydrology, 519, 3466-3474. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.05.046

Rodgers, J. A., & Schwikert, S. T. (2002). Buffer-Zone Distances to Protect Foraging and Loafing Waterbirds from Disturbance by Personal Watercraft and Outboard-Powered Boats. Conservation Biology, 16(1), 216-224.

Rösner, S., Mussard-Forster, E., Lorenc, T., & Müller, J. (2014). Recreation shapes a "landscape of fear" for a threatened forest bird species in Central Europe. Landscape Ecology, 29(1), 55-66. doi:10.1007/s10980-013-9964-z

Rosset, Véronique; Angélibert, Sandrine; Arthaud, Florent; Bornette, Gudrun; Robin, Joël; Wezel, Alexander et al. (2014). Is eutrophication really a major impairment for small waterbody biodiversity? In: The Journal of Applied Ecology 51 (2), S. 415–425. DOI: 10.1111/1365-2664.12201.

Roth, M., Hildebrandt, S. and Röhner, S. (2018) 'Landscape as an Area as Perceived by People: Empirically-based Nationwide Modelling of Scenic Landscape Quality in Germany'. Available at: https://doi.org/10.14627/537642014 (Accessed: 4 September 2021).

Roth, M., Hildebrandt, S., Roser, F., Schwarz von Raumer, H. G., Borsdorff, M., Peters, W., Weingarten, E., Thylmann, M. & Bruns, E. (2018). Entwicklung eines Bewertungsmodells zum Landschafts-bild beim Stromnetzausbau. Entwurf Endbericht Stand 16.03. 2018, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Bundesamtes für Naturschutz FKZ 3515822800.

Roy, A., Nelson, T. A., Fotheringham, A. S., & Winters, M. (2019). Correcting Bias in Crowdsourced Data to Map Bicycle Ridership of All Bicyclists. Urban Science, 3(2). https://doi.org/10.3390/urbansci3020062

Royce, W. F. (1983). Trends in fishery science. Fisheries, 8, 10–13.

Ryan, Richard M.; Weinstein, Netta; Bernstein, Jessey; Brown, Kirk Warren; Mistretta, Louis; Gagné, Marylène (2010). Vitalizing effects of being outdoors and in nature. In: Journal of Environmental Psychology 30 (2), S. 159–168. DOI: 10.1016/j.jenvp.2009.10.009.

Sagerman, J., Hansen, J. P., & Wikström, S. A. (2019). Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. Ambio, 49, 517–530. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01215-9.

Sagerman, J., Hansen, J.P. & Wikström, S.A. (2020). Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. Ambio, 49, 517-530.

Samia, Diogo S. M.; Bessa, Eduardo; Blumstein, Daniel T.; Nunes, José A. C. C.; Azzurro, Ernesto; Morroni, Lorenzo et al. (2019). A meta-analysis of fish behavioural reaction to underwater human presence. In: Fish and Fisheries 20 (5), S. 817–829. DOI: 10.1111/faf.12378.

Sarukhán, J., & Whyte, A. (2005). Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Retrieved from Washington, D.C.:

Scarpa, R., Thiene, M., 2005. Destination Choice Models for Rock Climbing in the Northeastern Alps: A Latent-Class Approach Based on Intensity of Preferences..

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, 288: 20211623, http://doi.org/10.1098/rspb.2021.1623.

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(1959), 20211623. https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1623

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(1959), 20211623. https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1623

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. 288. Article 20211623. https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1623.

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. Proc Biol Sci 288, 20211623.

Schlacher, T.A., Thompson, L., 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean-exposed sandy shores. Biological Conservation, 147, 123–132. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.022.

Schmitt, C., Oetken, M., Dittberner, O., Wagner, M. & Oehlmann, J. (2008). Endocrine modulation and toxic effects of two commonly used UV screens on the aquatic invertebrates Potamopyrgus antipodarum and Lumbriculus variegatus. Environmental Pollution, 152, 322-329.

Schneider, M., Hägele, T., Kopecki, I., & Ortlepp, J. (2022). Beeinträchtigung von Fischhabitaten in der Wiesent durch Bootsbefahrung / Entwicklung eines Managementkonzepts. Bayreuth: Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei. Report. 181 Seiten.

Schreyer, R., & Roggenbuck, J. W. (1978). The influence of experience expectations on crowding perceptions and social-psychological carrying capacities. Leisure Sciences, 1, 373–394.

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. https://doi.org/10.1007/s00267-018-1067-9

Schüring, C., Kail, J., Kaijser, W. & Hering D. (submitted). Nationwide analysis reveals differential effects of crop types on river biota. Frontiers in Ecology and the Environment.

Schütze, E. (2020, August 9). Strandbäder und freie Badestellen wegen Überfüllung geschlossen. Berliner Zeitung. https://www.berliner-zeitung.de/mensch-metropole/strandbaeder-und-freie-badestellen-wegen-ueberfuellung-geschlossen-li.97781

Schwartz, A. J., Dodds, P. S., O'Neil-Dunne, J. P. M., Danforth, C. M., & Ricketts, T. H. (2019). Visitors to urban greenspace have higher sentiment and lower negativity on Twitter. People and Nature. doi:10.1002/pan3.10045

Schwarz, U. (2019). Hydropower Pressure on European Rivers: The Story in Numbers.

Schwarz-v. Raumer, H.-G. et al. (2019) Recreational Quality and Importance of Landscape: An Approach Beyond Scenic Aspects. DE: Wichmann Verlag. Available at: https://doi.org/10.14627/537663006 (Accessed: 4 September 2021).

Scott, D., & Shafer, C. S. (2001). Recreational Specialization: A Critical Look at the Construct. Journal of Leisure Research, 33, 319–343. https://doi.org/10.1080/00222216.2001.11949944

Sears, J. (1988). Regional and seasonal variations in lead poisoning in the Mute Swan Cygnus olor in relation to the distribution of lead and lead weights, in the Thames area, England. Biological Conservation, 46, 115–134.

Seckar, J. A., Stavanja, M. S., Harp, P. R., Yi, Y., Garner, C. D., & Doi, J. (2008). Environmental fate and effects of nicotine released during cigarette production. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 27(7), 1505-1514.

Seddighi, H.R., Theocharous, A.L., 2002. Ein Modell zur Auswahl von Reisezielen - eine theoretische und empirische Analyse Tourismusmanagement 23, 475-487.

Seth, M.K. (2003) 'Trees and their economic importance', The Botanical Review, 69(4), pp. 321–376. Available at: https://doi.org/10.1663/0006-8101(2004)069[0321:TATEI]2.0.CO;2.

Shelby, B., Bregenzer, N. S., & Johnson, R. (1988). Displacement and Product Shift: Empirical Evidence From Oregon Rivers. Journal of Leisure Research, 20, 274–288. https://doi.org/10.1080/00222216.1988.11969781

Sinclair, M., Ghermandi, A., & Sheela, A. M. (2018). A crowdsourced valuation of recreational ecosystem services using social media data: An application to a tropical wetland in India. Science of the Total Environment, 642, 356-365. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.056

Sinclair, M., Mayer, M., Woltering, M., & Ghermandi, A. (2020). Using social media to estimate visitor provenance and patterns of recreation in Germany's national parks. J Environ Manage, 263, 110418. doi:10.1016/j.jenvman.2020.110418

Slaughter, E., Gersberg, R. M., Watanabe, K., Rudolph, J., Stransky, C., & Novotny, T. E. (2011). Toxicity of cigarette butts, and their chemical components, to marine and freshwater fish. In Tobacco Control (Vol. 20, pp. 25-29).

Smith-Castro, J. R., & Rodewald, A. D. (2010). Behavioral responses of nesting birds to human disturbance along recreational trails. Journal of Field Ornithology, 81(2), 130-138. doi:10.1111/j.1557-9263.2010.00270.x

Söhngen, B., Koop, J. H. E., Knight, S. E., Rythönen, J., Beckwith, P., Ferrari, N., Iribarren, J., Keevin, T., Wolter, C. & Maynord, S. (2008). Considerations to Reduce Environmental Impacts of Vessels. PIANC Report, Nr. 99. Brüssel. 105 Seiten.

Søndergaard, M., Davidson, T. A., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S. & Jeppesen, E. (2022). Submerged macrophytes in Danish lakes: impact of morphological and chemical factors on abundance and species richness. Hydrobiologia, 849, 3789–3800, https://doi.org/10.1007/s10750-021-04759-8.

Song, X. P., Richards, D. R., & Tan, P. Y. (2020). Using social media user attributes to understand human-environment interactions at urban parks. Scientific Reports, 10(1). doi:10.1038/s41598-020-57864-4

Sonter, L. J., Watson, K. B., Wood, S. A., & Ricketts, T. H. (2016). Spatial and Temporal Dynamics and Value of Nature-Based Recreation, Estimated via Social Media. PLoS One, 11(9), e0162372. doi:10.1371/journal.pone.0162372

Stackebrandt, W.; Franke, Dietrich (Hg.) (2015). Geologie von Brandenburg. Stuttgart: Schweizerbart.

Statistisches Bundesamt (2015) 'Zensus 2011. Methoden und Verfahren.', Statistische Ämter der Länder und des Bundes (Hrsg.), Statistisches Bundesamt, Wiesbaden. [Preprint].

Statistisches Bundesamt. (2020). ZENSUS2011—Bevölkerungs- und Wohnungszählung 2011—Ergebnisse des Zensus 2011 zum Download—Erweitert. Census Database. https://www.zensus2011.de/DE/Home/Aktuelles/DemografischeGrunddaten.html?nn=3065474

Statistisches_Bundesamt. (2011). Einwohnerzahl je Hektar. https://www.zensus2011.de/DE/Home/Aktuelles/DemografischeGrunddaten.html

Steiger, E., de Albuquerque, J. P., & Zipf, A. (2015). An Advanced Systematic Literature Review on Spatiotemporal Analyses of Twitter Data. Transactions in GIS, 19(6), 809-834. doi:10.1111/tgis.12132

Stensland, S., Aas, Ø., & Mehmetoglu, M. (2013). The Influence of Norms and Consequences on Voluntary Catch and Release Angling Behavior. Human Dimensions of Wildlife, 18, 373–385. https://doi.org/10.1080/10871209.2013.811617

Sterl, P., Wagner, S. & Arnberger, A. (2002). Water Sports Activities and their Effects on the Avifauna of the Danube Floodplains National Park, Austria - First Results. Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas, Conference Proceedings, 460-466.

Steven, R., Pickering, C. & Castley, J. G. (2011). A review of the impacts of nature based recreation on birds. Journal of Environmental Management, 92, 2287-2294. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.005.

Steven, R., Pickering, C., & Guy Castley, J. (2011). A review of the impacts of nature based recreation on birds. J Environ Manage, 92(10), 2287-2294. doi:10.1016/j.jenvman.2011.05.005

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.

STRAVA_Inc. (2020).

Strobl, C., Boulesteix, A.-L., Kneib, T., Augustin, T. & Zeileis, A. (2008). Conditional variable importance for random forests. BMC Bioinformatics 9, 307, https://doi.org/10.1186/1471-2105-9-307.

Strobl, C., Hothorn, T. & Zeileis, A. (2009). Party on! A new, conditional variable importance measure for random forest available in the party package. Technical Report Number 050, Department of Statistics University of Munich, https://epub.ub.uni-muenchen.de/9387/1/techreport.pdf.

Stroh, Michael; Storm, Christian; Zehm, Andreas; Schwabe, Angelika (2002). Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. In: phyto 32 (4), S. 595–625. DOI: 10.1127/0340-269X/2002/0032-0595.

Strojec, R. (2008). Fließgewässerschutz und Wassersport in Hessen. http://www.bootberg.de/uploads/PDF-Texte/Wassersport%20und%20Fl%C3%BCsse%20in%20Hessen.pdf

Sullivan, M. G. (2003). Active Management of Walleye Fisheries in Alberta: Dilemmas of Managing Recovering Fisheries. North American Journal of Fisheries Management, 23, 1343–1358. https://doi.org/10.1577/M01-232AM

Sutton, S. G., & Ditton, R. B. (2001). Understanding Catch-and-Release Behavior Among U.S. Atlantic Bluefin Tuna Anglers. Human Dimensions of Wildlife, 6, 49–66. https://doi.org/10.1080/10871200152668698

Taillandier, P., Grignard, A., Marilleau, N., Philippon, D., Huynh, Q.-N., Gaudou, B., & Drogoul, A. (2019). Participatory Modeling and Simulation with the GAMA Platform. Journal of Artificial Societies and Social Simulation, 22(2), 3. https://doi.org/10.18564/jasss.3964

Tan, E., & Law, R. (2016). MLearning as a softer visitor management approach for sustainable tourism. Journal of Sustainable Tourism, 24(1), 132–152. https://doi.org/10.1080/09669582.2015.1049610

Taranu, Z. E. & Gregory-Eaves, I. (2008). Quantifying relationships among phosphorus, agriculture, and lake depth at an inter-regional scale. Ecosystems, 11, 715-725, https://doi.org/10.1007/s10021-008-9153-0.

Tarrant, M. A., Manfredo, M. J., Bayley, P. B., & Hess, R. (1993). Effects of Recall Bias and Nonresponse Bias on Self-Report Estimates of Angling Participation. North American Journal of Fisheries Management, 13, 217–222. https://doi.org/10.1577/1548-8675(1993)013<0217:EORBAN>2.3.CO;2

Tenkanen, H., Di Minin, E., Heikinheimo, V., Hausmann, A., Herbst, M., Kajala, L., & Toivonen, T. (2017). Instagram, Flickr, or Twitter: Assessing the usability of social media data for visitor monitoring in protected areas. Scientific Reports, 7. doi:10.1038/s41598-017-18007-4

Tesfatsion, L., & Judd, K. L. (Eds.). (2006). Author Index. In Handbook of Computational Economics (Vol. 2, pp. I1–I25). Elsevier. https://doi.org/10.1016/S1574-0021(05)02041-1

Thiele, J., von Haaren, C., & Albert, C. (2019). Are river landscapes outstanding in providing cultural ecosystem services? An indicator-based exploration in Germany. Ecological Indicators, 101, 31-40. doi:10.1016/j.ecolind.2019.01.003

Thom, D., Bosch, H., Koch, S., Worner, M., & Ertl, T. (2012). Spatiotemporal anomaly detection through visual analysis of geolocated Twitter messages. Paper presented at the 2012 IEEE Pacific Visualization Symposium.

Titus, J. R. & VanDruff, L. W. (1981). Response of the Common Loon to Recreational Pressure in the Boundary Waters Canoe Area, Northeastern Minnesota. Wildlife Monographs, 79, 3-59. http://www.jstor.org/stable/3830674.

Toivonen, T., Heikinheimo, V., Fink, C., Hausmann, A., Hiippala, T., Järv, O., . . . Di Minin, E. (2019). Social media data for conservation science: A methodological overview. Biological Conservation, 233, 298-315. doi:10.1016/j.biocon.2019.01.023

Torkashvand, J., Farzadkia, M., Sobhi, H. R., & Esrafili, A. (2020). Littered cigarette butt as a well-known hazardous waste: A comprehensive systematic review. J Hazard Mater, 383, 121242. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.121242

Trave, Claudia; Brunnschweiler, Juerg; Sheaves, Marcus; Diedrich, Amy; Barnett, Adam (2017). Are we killing them with kindness? Evaluation of sustainable marine wildlife tourism. In: Biological Conservation 209, S. 211–222. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.02.020.

Truong, T., Adamowicz, W., Boxall, P.C., 2017. Modelling the Effect of Chronic Wasting Disease on Recreational Hunting Site Choice Preferences and Choice Set Formation over Time. Environmental and Resource Economics 70, 271-295.

Tuite, C. H., Hanson, P. R., Owen, M. (1984). Some Ecological Factors Affecting Winter Wildfowl Distribution on Inland Waters in England and Wales, and the Influence of Water-Based Recreation. Journal of Applied Ecology, 21(1), 41-61. https://doi.org/10.2307/2403036.

Turrell, A. (2016). Agent-based models: Understanding the economy from the bottom up. Bank of England - Quarterly Bulletin, 16.

Valcarcel, Y., Gonzalez Alonso, S., Rodriguez-Gil, J. L., Gil, A., & Catala, M. (2011). Detection of pharmaceutically active compounds in the rivers and tap water of the Madrid Region (Spain) and potential ecotoxicological risk. Chemosphere, 84(10), 1336-1348. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.05.014

van Dinther, D., & Weijers, E. (2016). Designing green and blue infrastructure to support healthy urban living. 111.

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, 108, 12554–12559.

Vari, A., Podschun, S. A., Eros, T., Hein, T., Pataki, B., Ioja, I. C., . . . Baldi, A. (2022). Freshwater systems and ecosystem services: Challenges and chances for cross-fertilization of disciplines. Ambio, 51(1), 135-151. doi:10.1007/s13280-021-01556-4

Vaske, J. J., & Roemer, J. M. (2013). Differences in Overall Satisfaction by Consumptive and Nonconsumptive Recreationists: A Comparative Analysis of Three Decades of Research. Human Dimensions of Wildlife, 18, 159–180. https://doi.org/10.1080/10871209.2013.777819

Venohr, M., Langhans, S. D., Peters, O., Hölker, F., Arlinghaus, R., Mitchell, L., & Wolter, C. (2018). The underestimated dynamics and impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems. Environmental Reviews, 26(2), 199-213, DOI: 10.1139/er-2017-0024.

Venohr, M., Langhans, S. D., Peters, O., Hölker, F., Arlinghaus, R., Mitchell, L., & Wolter, C. (2018). The underestimated dynamics and impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems. Environmental Reviews, 26(2), 199-213. doi:10.1139/er-2017-0024

Vermunt, J.K., und Magidson, J. (2021). Upgrade-Handbuch für Latent GOLD Basic, Advanced, Syntax, and Choice Version 6.0. Arlington, MA: Statistical Innovations Inc.

Vierikko, K., & Yli-Pelkonen, V. (2019). Seasonality in recreation supply and demand in an urban lake ecosystem in Finland. Urban Ecosystems, 22(4), 769–783. https://doi.org/10.1007/s11252-019-00849-7

Volker, S., & Kistemann, T. (2011). The impact of blue space on human health and well-being - Salutogenetic health effects of inland surface waters: a review. Int J Hyg Environ Health, 214(6), 449-460. doi:10.1016/j.ijheh.2011.05.001

Völker, S., & Kistemann, T. (2015). Developing the urban blue: Comparative health responses to blue and green urban open spaces in Germany. Health & Place, 35, 196–205. https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2014.10.015

Völkl, W. (2010). Die Bedeutung und Bewertung von Baggerseen für Fische, Vögel, Amphibien und Libellen: Vereinbarkeit der fischereilichen Nutzung mit den Anforderungen des Naturschutzes;[Artenvielfalt an und in Baggerseen]. Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei.

Vollmer, D., Shaad, K., Souter, N. J., Farrell, T., Dudgeon, D., Sullivan, C. A., Fauconnier, I., MacDonald, G. M., McCartney, M. P., Power, A. G., McNally, A., Andelman, S. J., Capon, T., Devineni, N., Apirumanekul, C., Ng, C. N., Rebecca Shaw, M., Wang, R. Y., Lai, C., … Regan, H. M. (2018). Integrating the social, hydrological and ecological dimensions of freshwater health: The Freshwater Health Index. Science of The Total Environment, 627, 304–313. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.040

Watkins, K., Ammanamanchi, R., LaMondia, J., & Le Dantec, C. A. (2016). Comparison of Smartphone-based Cyclist GPS Data Sources

Wegner, B., Meyer, N., Wolter, C. (2023). Paddling impacts on aquatic macrophytes in inland waterways. Journal for Nature Conservation, 72, Article 126231. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126331.

Whitehead, J. C., Dumas, C. F., Landry, C. E., & Herstine, J. (2013). A recreation demand model of the North Carolina for-hire fishery: A comparison of primary and secondary purpose anglers. Applied Economics Letters, 20, 1481–1484. https://doi.org/10.1080/13504851.2013.826864

Whitehead, J.C., Lew, D.K., 2019. Estimating recreation benefits through joint estimation of revealed and stated preference discrete choice data. Empirical Economics 58, 2009-2029.

Wicke, D., Matzinger, A., Sonnenberg, H., Caradot, N., Schubert, R.-L., Dick, R., . . . Rouault, P. (2021). Micropollutants in Urban Stormwater Runoff of Different Land Uses. Water, 13(9). doi:10.3390/w13091312

Wickham, Hadley (2016). ggplot2. Elegant graphics for data analysis. Unter Mitarbeit von Carson Sievert. Second edition. Cham: Springer International Publishing (Use R!). Online verfügbar unter https://ebookcentral.proquest.com/lib/kxp/detail.action?docID=4546676.

Wildner, M. (2022). Die Betrachtung der Ökosystemleistungen „Phosphorretention“ und „Erholungs- und Freizeitnutzung“ und ihr Zusammenhang mit der Wasserqualität von Fließ- und Standgewässern in Norddeutschland [DoctoralThesis, Humboldt-Universität zu Berlin]. https://doi.org/10.18452/24437

Wilkins, Kate; Bowser, Gillian; Moore, John (2017). Effects of birdwatchers on sandhill crane behavior at a birding festival in southwest Colorado. In: The Southwestern Naturalist 62 (4), S. 263–269. DOI: 10.1894/SWNAT-D-16-00074.1.

Wilson, H. F. & Xenopoulos, M. A. (2008). Landscape influences on stream fish assemblages across spatial scales in a northern Great Plains ecoregion. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 65, 245-257, https://doi.org/10.1139/f07-16.

Wilson, K. L., Foos, A., Barker, O. E., Farineau, A., Gisi, J. D., & Post, J. R. (2020). Social–ecological feedbacks drive spatial exploitation in a northern freshwater fishery: A halo of depletion. Journal of Applied Ecology, 57, 206–218. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13563

Wolf, I. D., Hagenloh, G. & Croft, D. B. (2013). Vegetation moderates impacts of tourism usage on bird communities along roads and hiking trails. Journal of Environmental Management, 129, 224-234. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.017.

Wolsko, Christopher; Lindberg, Kreg; Reese, Ryan (2019). Nature-Based Physical Recreation Leads to Psychological Well-Being: Evidence from Five Studies. In: Ecopsychology 11 (4), S. 222–235. DOI: 10.1089/eco.2018.0076.

Wood, L. E., Vimercati, G., Ferrini, S., & Shackleton, R. T. (2022). Perceptions of ecosystem services and disservices associated with open water swimming. Journal of Outdoor Recreation and Tourism, 37, 100491. https://doi.org/10.1016/j.jort.2022.100491

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.

Wood, S. A., Guerry, A. D., Silver, J. M., & Lacayo, M. (2013). Using social media to quantify nature-based tourism and recreation. Scientific Reports, 3. doi:10.1038/srep02976

Woźniak, E., Kulczyk, S., & Derek, M. (2018). From intrinsic to service potential: An approach to assess tourism landscape potential. Landscape and Urban Planning, 170, 209–220. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.10.006

Wuijts, S., Friederichs, L., Hin, J. A., Schets, F. M., Van Rijswick, H. F. M. W., & Driessen, P. P. J. (2022). Governance conditions to overcome the challenges of realizing safe urban bathing water sites. International Journal of Water Resources Development, 38(4), 554–578. https://doi.org/10.1080/07900627.2020.1755617

Wüstemann, H., Kalisch, D. and Kolbe, J. (2017) ‘Accessibility of urban blue in German major cities’, Ecological Indicators, 78, pp. 125–130. Available at: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.035.

WWf, Almond, R.E.A., Grooten, M., Juffe Bignoli, D., & Petersen, T. (2022). Living Planet Report 2022 – Building a nature- positive society. WWF.

Yang, H.L. and A.F.Y. Chao, Sentiment analysis for Chinese reviews of movies in multi-genre based on morpheme-based features and collocations. Information Systems Frontiers, 2015. 17(6): p. 1335-1352.

Zajicek, P., & Wolter, C. (2019). The effects of recreational and commercial navigation on fish assemblages in large rivers. Sci Total Environ, 646, 1304-1314. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.403

Zajicek, Petr; Wolter, Christian (2019). The effects of recreational and commercial navigation on fish assemblages in large rivers. In: Science of The Total Environment 646, S. 1304–1314. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.403.

Zanderbergen, P. A., & Barbeau, S. J. (2011). Positional accuracy of assisted GPS data from high-sensitivity GPS-enabled mobile phones. The Journal of Navigation, 64(3), 18.

Zeileis, A., Hothorn, T. & Hornik, K. (2008). Model-based recursive partitioning. Journal of Computational and and Graphical Statistics, 17, 492-514.

Zumkowski, H.; Xylander, W. E. R. (1994). Freizeitaktivitäten in Seen: Beeinträchtigungen der Heteropteren-und Coleopterenzönosen.