



Besatzfisch
Sozial-ökologische Nachhaltigkeitsforschung

Forschungsbericht aus dem Projekt Besatzfisch

Strukturierende Faktoren der litoralen Fischartengemeinschaften angelfischereilich bewirtschafteter Baggerseen in Niedersachsen

Svenja Schälicke, Daniel Hühn & Robert Arlinghaus

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
Abteilung für Biologie und Ökologie der Fische
Projekt Besatzfisch
Müggelseedamm 310

12587 Berlin

Vorgeschlagene Zitierweise

Schälicke, S., Hühn, D., Arlinghaus, R. (2012). Strukturierende Faktoren der litoralen Fischartengemeinschaft angelfischereilich bewirtschafteter Baggerseen in Niedersachsen. Forschungsbericht des Besatzfisch Projekts, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, 73 Seiten. (PDF download unter www.besatz-fisch.de).

Bemerkung: Dieser Forschungsbericht ist eine modifizierte Version der Bachelorarbeit von Svenja Schälicke, eingereicht am 28.09.2012 im Studiengang Biologie an der Freien Universität Berlin (Betreuer und Gutachter Prof. Dr. Robert Arlinghaus und Prof. Dr. Klement Tockner). Die Forschungsarbeiten wurden angefertigt im Rahmen des Projekts Besatzfisch, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung im Programm für Sozial-ökologische Forschung (Förderkennzeichen 01UU0907).

Inhaltsverzeichnis

I. Abbildungsverzeichnis	3
II. Tabellenverzeichnis	4
III. Formelverzeichnis.....	6
1. Zusammenfassung	7
2. Einleitung	8
3. Material und Methoden.....	13
3.1. Untersuchungsgebiet	13
3.2. Untersuchungszeitraum	15
3.3. Methoden der fischereibiologischen Bestandsuntersuchungen	15
3.4. Ermittlung der Gewässervariablen.....	16
3.5. Datenverarbeitung	17
3.5.1. Vervollständigung der Daten.....	17
3.5.2. Limnologische Gewässervariablen	17
3.5.3. Charakterisierung der Fischartengemeinschaft des gesamten Sees	19
3.5.4. Abundanz und Biomasse im Litoral nach Einheitsfang	21
3.6. Statistische Zusammenhangsanalyse	22
4. Ergebnisse	24
4.1. Morphologische und produktionsbiologische Grundlagen der untersuchten Gewässer	24
4.2. Artenspektrum der Gewässer (Litoral und Pelagial)	27
4.3. Abundanz und Biomasse der Ufergemeinschaft.....	33
4.4. Größenstruktur der Ufergemeinschaft	39
4.5. Strukturierende Faktoren der Fischartengemeinschaft in Baggerseen	42
4.5.1. Morphologische Faktoren	42
4.5.2. Produktionsbiologische Faktoren.....	45
4.5.3. Faktoren makrophytenbestimmter Habitatstruktur.....	50
5. Diskussion	52
6. Danksagung	62
7. Literaturverzeichnis	63
8. Anhang.....	71

I. Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Untersuchungsgebiet Niedersachsen.** Markiert sind die ungefähren Standorte der jeweils drei bis sechs Untersuchungsgewässer, bewirtschaftet von fünf Angelvereinen..... 13
- Abbildung 2: Anteile der Rote-Liste-Arten an der Gesamtartenzahl in den 19 Untersuchungsgewässern.** 28
- Abbildung 3: Korrelationsanalysen von BPUE-Werten des Gesamtfanges und der Fischarten Barsch, Brasse und Hecht im Litoral in Abhängigkeit von der mittleren Gewässertiefe.** N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. BPUE = Fischbiomasse in kg pro 10 min Befischungsdauer..... 43
- Abbildung 4: Korrelationsanalyse der Artenzahl in Abhängigkeit von der mittleren Gewässertiefe.** N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$ 43
- Abbildung 5: Korrelationsanalysen von NPUE-Werten des Gesamtfanges und der Fischarten Barsch, Brasse und Plötze im Litoral in Abhängigkeit vom Trophieindex der Gewässer.** N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. NPUE = Individuen pro 10 min Befischungsdauer, Trophieindex nach LAWA (2003)..... 45
- Abbildung 6: Korrelationsanalysen von BPUE-Werten der Fischarten Barsch und Hecht im Litoral in Abhängigkeit vom Frühjahrsgesamtphosphor.** N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. BPUE = Biomasse in kg pro 10 min Befischungsdauer, TP Frühjahr = Gesamtphosphor in $\mu\text{g/l}$ vom Frühjahr. ... 46
- Abbildung 7: Korrelationsanalysen der Raubfischanteile in % am Gesamtfang in Abhängigkeit vom Frühjahrsgesamtphosphor in $\mu\text{g/l}$.** N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. TP Frühjahr = Im Frühjahr ermittelter Gesamtphosphor in $\mu\text{g/l}$ 47
- Abbildung 8: Korrelationsanalysen der Cyprinidenanteile in % am Gesamtfang in Abhängigkeit vom Frühjahrsgesamtphosphor in $\mu\text{g/l}$.** N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. TP Frühjahr = Im Frühjahr ermittelter Gesamtphosphor in $\mu\text{g/l}$ 47
- Abbildung 9: Korrelationsanalysen von mittleren Totallängen der Fische des Gesamtfanges und der Fischarten Brasse, Hecht und Plötze im Litoral in Abhängigkeit vom Trophieindex der Gewässer.** N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$, Trophieindex nach LAWA (2003). 48
- Abbildung 10: Korrelationsanalysen von biologischen Faktoren des Hechtes im Litoral in Abhängigkeit von der Uferstruktur.** A: NPUE-Werte in Abhängigkeit vom Anteil emerser Uferstruktur; B: Durchschnittliche maximale Totallänge in cm in Abhängigkeit vom Anteil submersen Uferstruktur. N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. NPUE = Individuen pro 10 min Befischungsdauer. 50

II. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über die Untersuchungsgewässer in Niedersachsen. Landkreiszugehörigkeit und GPS-Position.	14
Tabelle 2: Trophieklassifikation nach LAWA (2003). Grenzwerte der Trophieindizes und Beschreibungen der Klassen.....	18
Tabelle 3: Dominanzklassen nach Mühlenberg (1993). Klassenbezeichnungen und Grenzwerte der relativen Abundanz.	19
Tabelle 4: Kategorien der Roten Liste Niedersachsens nach Gaumert & Kämmereit (1993).	20
Tabelle 5: Übersicht über die abiotischen und biotischen Gewässervariablen in den 19 Untersuchungsgewässern in Niedersachsen. Erläuterungen zur Definition, Probennahme und Berechnung der Faktoren im Text. D_L = Uferentwicklungsindex, TP = Gesamtposphor, Chl a = Chlorophyll a, TI = Trophieindex nach LAWA (2003). N=3 für die Faktoren der Produktivität, TP Frühjahr: N=2.....	26
Tabelle 6: Relative Abundanz- und Biomasseanteile bedrohter Fische (Rote Liste Niedersachsens, Gaumert & Kämmereit 1993) und der Fische nichtheimischer Arten in den 19 Untersuchungsgewässern. Anteile am Gesamtfang des Pelagials und Litorals während des gesamten Untersuchungszeitraumes von März 2011 bis April 2012.....	29
Tabelle 7: Liste der während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Pelagial und Litoral gefangenen Fischarten, ihre Kategorie der Roten Liste Niedersachsens sowie Artenzahl und Shannon-Index je See. Untersuchungszeitraum von März 2011 bis April 2012, Befischungen N = 4, Ausnahmen: Loosteich N = 3; Karpfenteich, Buschmühlenteich N = 5. Relative Anteile der Anzahl (Anz) und der Biomasse (BM) der Fische am Gesamtfang des Pelagials und Litorals je See. Rote Liste Kategorien: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 =potenziell gefährdet, N = nicht gefährdet, D = Daten mangelhaft, F = Fremdfisch.....	30
Tabelle 8: Abundanzen numerisch (NPUE) und nach Biomasse (BPUE) pro 10 min Befischungszeit im Litoral der 19 Untersuchungsgewässer für den Gesamtfang sowie für einige ausgewählte Arten. Mittelwert (\pm Standardabweichung). NPUE = Individuen pro 10 min Elektrofischen, BPUE = Biomasse (kg) pro 10 min Elektrofischen. N = 4, Ausnahmen: Loosteich N = 3; Karpfenteich, Buschmühlenteich N = 5. Erläuterungen im Text.	35
Tabelle 9: Abundanzen numerisch (NPUE) und nach Biomasse (BPUE) pro 50 m befischte Uferstrecke im Litoral der 19 Untersuchungsgewässer für den Gesamtfang sowie für einige ausgewählte Arten. Mittelwert (\pm Standardabweichung). NPUE = Individuen pro 50 m Uferstrecke, BPUE = Biomasse (kg) pro 50 m Uferstrecke. Befischungen N = 4, Ausnahmen: Loosteich N = 3; Karpfenteich, Buschmühlenteich N = 5. Erläuterungen im Text.	37
Tabelle 10: Mittlere und maximale Längen der Fänge im Litoral der 19 Untersuchungsgewässer. Mittelwert, MW (\pm Standardabweichung, SD). N = Anzahl der Befischungen, in denen die jeweilige Fischart gefangen wurde.....	40

Tabelle 11: Korrelationsergebnisse der morphologische Faktoren der Gewässer. Pearson-Korrelationskoeffizient r und Signifikanzwert (p), Signifikanz bei $p < 0,1$ (**fett**). NPUE = Individuen pro 10 min Befischungszeit, BPUE = Biomasse pro 10 min Befischungszeit, mittlere und maximale Länge betreffen litorale Artengemeinschaften. Raubfisch- und Cyprinidenanteil, Shannon-Index und Artenzahl betreffen litorale und pelagische Artengemeinschaften zusammengenommen. N = Stichprobenumfang, D_L = Uferentwicklungsindex..... 44

Tabelle 12: Korrelationsergebnisse der produktionsbiologischen Faktoren der Gewässer. Pearson-Korrelationskoeffizient r und Signifikanzwert (p), Signifikanz bei $p < 0,1$ (**fett**). NPUE = Individuen pro 10 min Befischungszeit, BPUE = Biomasse pro 10 min Befischungszeit, Mittlere und Maximale Länge betreffen litorale Artengemeinschaften. Raubfisch- und Cyprinidenanteil, Shannon-Index und Artenzahl betreffen litorale und pelagische Artengemeinschaften. Chl a = Chlorophyll a, TP = Gesamtphosphor, Trophieindex nach LAWA (2003) 49

Tabelle 13: Korrelationsergebnisse der Faktoren makrophytenbestimmter Habitatstruktur. Pearson-Korrelationskoeffizient r und Signifikanzwert (p), Signifikanz bei $p < 0,1$ (**fett**). NPUE = Individuen pro 10 min Befischungszeit, BPUE = pro 10 min Befischungszeit, Mittlere und Maximale Länge betreffen litorale Artengemeinschaften. Raubfisch- und Cyprinidenanteil, Shannon-Index und Artenzahl betreffen litorale und pelagische Artengemeinschaften. Erläuterungen im Text..... 51

III. Formelverzeichnis

(1) Potenzfunktion der Gewichts-Längenregression	17
(2) Trophieindex nach LAWA (2003) basierend auf Chlorophyll a	18
(3) Uferentwicklungsindex nach Hutchinson (1957).....	18
(4) Relative Abundanz nach Mühlenberg (1993)	19
(5) Shannon-Wiener-Diversitätsindex nach Shannon (1948)	20
(6) Einheitsfang (NPUE) je 50 m befischte Uferstrecke.....	21
(7) Einheitsfang (NPUE) je 10 min Befischung.....	21
(8) Biomasse (BPUE) je 50 m befischte Uferstrecke.....	22
(9) Biomasse (BPUE) je 10 min Befischung.....	22

1. Zusammenfassung

Die Rolle biotischer und abiotischer Faktoren für die Zusammensetzung von Fischartengemeinschaften in Stillgewässern wurde bereits vielfach untersucht. Bisherige vergleichbare Analysen fokussierten jedoch zumeist auf große (> 50 ha) natürliche Gewässersysteme oder auf ausgewählte Habitate. Kleine, künstlich geschaffene Standgewässer, vor allem Abgrabungsgewässer, waren hingegen selten Gegenstand fischfaunistischer wissenschaftlicher Untersuchungen. In vorliegender Studie wurden die litoralen Fischbestände von 19 angelfischereilich bewirtschafteten, kleinen (0,69 bis 11,93 ha) und flachen (maximale Tiefe 1,1 bis 12,8 m) Baggerseen in Niedersachsen untersucht. Fischfaunistische Kennwerte wurden in den Jahren 2011 und 2012 mithilfe von Stellnetzen und Elektrofischerei quantifiziert. Die ermittelten Fischgemeinschaftskennzahlen wurden sodann auf lineare Zusammenhänge mit morphologischen und produktionsbiologischen Umweltvariablen und Charakteristika der Habitatstruktur getestet, um die strukturierenden Faktoren der Fischartengemeinschaft zu ermitteln. Die 19 Untersuchungsgewässer waren insgesamt artenreich (bis zu 19 Fischarten pro Gewässer, im Mittel 12 ± 3 Arten). Hecht (*Esox lucius*) und Karpfen (*Cyprinus carpio*) waren in allen Gewässern vertreten, Aal (*Anguilla anguilla*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Schleie (*Tinca tinca*) in 95% der Baggerseen. Standortuntypische, rheophile Arten wurden höchst selten angetroffen, ebenso nichtheimische Arten, was auf eine naturschutzfachlich nachhaltige Bewirtschaftung durch die Angelvereine hinweist. Biomasse und Abundanz der Fische im Litoral, vor allem der Barsche und Plötzen, korrelierten überwiegend positiv mit Anzeigern des Trophiestatus und der Gewässerproduktivität (Chlorophyll *a*, Gesamtphosphor und Sichttiefe), während Raubfischabundanzanteile zurückgingen. Zudem nahm den Erwartungen entsprechend mit steigendem Trophiegrad die mittlere Totallänge des Durchschnittsfisches in der Gemeinschaft ab. Auch die mittlere Gewässertiefe stellte sich als relevanter Strukturfaktor der Fischartengemeinschaft heraus: Mit zunehmender mittleren Tiefe verringerten sich Abundanz und Biomasse von Fischen im Litoral sowie die Artenzahl der Gemeinschaft. Der Effekt der von Makrophyten geprägten Habitatstruktur wurde durch die produktionsbiologischen und morphologischen Faktoren überlagert. Die vorgelegte Studie belegt, dass vor allem der Nährstoffgehalt und die Gewässermorphologie die Fischgemeinschaft von Baggerseen bestimmen, ähnlich wie zuvor für natürliche Standgewässer in Norddeutschland beschrieben. Geringe Wassertiefen und hohe Nährstoffgehalte in Form von Phosphor, indiziert durch vergleichsweise trübes Wasser, erhöhen der Studie zufolge die Tragekapazität der Gewässer für Fischbiomasse. Die Anlegung von Flachwasserbereichen in tiefen Baggerseen ist eine empfehlenswerte Managementmaßnahme, um die Fischbestände zu steigern.

2. Einleitung

Binnengewässer in allen Breiten- und Längengraden der Erde sind komplexe und elementare Ökosysteme mit einer immensen Tier- und Pflanzenartenvielfalt. Fische machen einen großen Teil der Biodiversität von aquatischen Organismen aus, übernehmen wichtige Funktionen im Ökosystem (Schindler & Scheuerell 2002, Teixeira-de Mello et al. 2009) und wirken zudem auf den ökologischen Zustand eines Sees ein (Holmlund & Hammer 1999, Carpenter 2002). So beeinflussen sie den Nährstoffaustausch im Wasser, das Pflanzenwachstum, den Zustand der Sedimentstruktur und trophische Interaktionen (Breukelaar et al. 1994, Carpenter 2002). Aufgrund ihrer Mobilität und unterschiedlichster Ernährungs- und Verhaltensweisen stellen sie Bindeglieder zwischen den pelagischen, benthischen und litoralen Zonen von Gewässern dar (Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002). Süßwasserfische gehören weltweit zu den am stärksten gefährdeten Wirbeltieren, in Deutschland sind rund 40 % der heimischen Fischarten gefährdet (Freyhof 2009). Dies ist hauptsächlich auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen, wie z.B. Lebensraumverlust und Verlust der Strukturvielfalt - Effekte, die durch Aus- und Verbau der Gewässer sowie landwirtschaftliche Stoffeinträge in die Binnengewässer resultieren (Mason 2002, Wolter 2008, Strayer & Findlay 2010). Darüber hinaus werden fischereilich bewirtschafteter Fließ- und Stillgewässer durch Fischerei und Fischereimanagementmaßnahmen wie Fischbesatz positiv und manchmal auch negativ beeinflusst (Arlinghaus et al. 2002, Lewin et al. 2006, 2008).

Die Nutzbarkeit von Seen als Habitat für Fische hängt von vielen Faktoren ab. Neben den fischereilichen sind unter anderem die glaziale Entstehungsgeschichte, Klima, Morphologie, chemische Faktoren und Produktivität ausschlaggebend (Tonn & Magnuson 1982, Smokorowski & Pratt 2007). Einwirkungen von limnologischen Faktoren in Süßwassersystemen auf die Charakteristika der Fischartenzusammensetzung wurden vielfach untersucht. Studien von Minns (1989), Pierce et al. (1994) und Eckmann (1995) verdeutlichten die Relevanz morphologischer Gewässervariablen wie Größe und mittlere Tiefe eines Sees für die Fischartenzahl. Dass mit steigender Größe und Tiefe die Anzahl von Fischarten in einem See zunimmt, wird unter anderem auf die Hypothese der Inselbiogeographie von MacArthur & Wilson (1967) zurückgeführt (Magnuson 1976). Diese besagt, dass größere Inseln („Seen“) eine höhere Anzahl von Arten beherbergen als kleine Inseln, und das unabhängig von ihrer Entfernung zum Festland. Dieser Effekt, welcher auf die Anwendbarkeit in Seen untersucht wurde (Magnuson 1976), ist laut Eadie & Keast (1984) hauptsächlich auf die mit Seegröße und -tiefe zunehmende Habitatvielfalt zurückzuführen, wonach in komplexeren Habitaten mehr ökologische Nischen für mehr Arten und eine höhere Artendiversität vorhanden sind (Tonn & Magnuson 1982, Eadie & Keast 1984). Eadie & Keast (1984) erläuterten, dass Habitatdiversität die wichtigste Determinante des

Artenreichtums in Seen sei. Eine Studie von Allen et al. (1999) aus den USA belegt die Seemorphologie als wichtigste Determinante für den Artenreichtum des Benthos in Stillgewässern.

Auch deutsche Studien haben die Wichtigkeit der morphologischen Gewässervariablen für die Zusammensetzung von Fischzönosen belegt (Eckmann 1995, Mehner et al. 2007). Das entspricht skandinavischen Studien (Olin et al. 2002, Holmgren & Appleberg 2000), wonach die Größe und Tiefe eines Gewässers eine bedeutende Rolle für die Strukturierung der Artengemeinschaften von Süßwasserfischen spielen. Olin et al. (2002) fanden auch heraus, dass Zusammenhänge zwischen dem Verhältnis von Barsch und Cypriniden in schwedischen Seen nicht nur von der Produktivität abhängen, sondern zudem auch entscheidend von morphologischen Faktoren beeinflusst waren. Besonders das Vorkommen großer Raubfische korrelierte positiv mit der maximalen Tiefe eines Gewässers (Holmgren & Appelberg 2000).

Von allen seeinternen, von der Morphologie unabhängigen Gewässervariablen ist die Produktivität (Trophie) eines Sees von besonderer Berücksichtigung für Seefischzönosen. Mit hoher Nährstoffverfügbarkeit, z.B. in Form eines hohen Gesamtphosphorgehalts im Wasser, nimmt die Primärproduktion (verstärkte Algenbiomasse) zu, was an erhöhter Chlorophyll-a-Konzentration, einem validen Indikator des Nährstoffzustandes, erkennbar ist (Brylinsky & Mann 1973). Eine erhöhte Algenproduktion bedingt meist eine Trübung des Wassers, was mit einer Abnahme der Sichttiefe einhergeht. Eine erhöhte Nährstoffkonzentration bedeutet im Allgemeinen aber nicht nur trüberes Wasser, sondern auch ein größeres Nahrungsangebot für Fische als Konsumenten von Zooplankton oder Benthos, was mit einer Zunahme der Gesamtbiomasse an Fischen in Gewässern einhergeht (Hanson & Leggett 1982, Downing et al. 1990, Smokorowski & Pratt 2007). Die Fischbiomasse korreliert demnach positiv mit der Phytoplanktonproduktion und der mittleren Phosphorkonzentration im Wasser (Downing et al. 1990). Experimente, in denen ein oligotropher See manipulativ mit Nährstoffen versetzt wurde, belegten diesen Effekt als Ursache-Wirkungs-Beziehung (z.B. Johnston et al. 1999). Die Ergebnisse in Bezug auf den Zusammenhang Gesamtfischbiomasse und Trophiestatus eines Gewässers sind neben der Produktivität auch von der Gewässertiefe ab: Je flacher ein See ist, desto mehr Durchmischung findet statt und desto höher ist die Wassertemperatur, woraufhin die Verfügbarkeit von Nährstoffen steigt (Carpenter 1983). Ergebnisse einer Studie von Brämick & Lemcke (2003) an deutschen Seen zeigten, dass in flachen Gewässern mit korrelierter höherer Nährstoffverfügbarkeit eine größere Gesamtbiomasse an Fisch vorhanden ist als in tiefen, nährstoffärmeren Gewässern (Teicheffekt). Auch in dänischen Seen wurde dieser Zusammenhang gefunden (Jeppesen et al. 1997).

Mit steigender Nährstoffkonzentration nimmt, vor allem in Nordeuropa, der Abundanzanteil und die Biomasse von Cypriniden zu (Jeppesen et al. 2000, Olin et al. 2002, Mehner et al. 2005). Die Verschiebung der Abundanzanteile von Barsch *Perca fluviatilis* L. und Plötze *Rutilus rutilus* (L.) entlang des trophischen Gradienten wurde bereits in vielen Studien nachgewiesen (Hartmann & Nümann 1977, Persson & Greenberg 1990, Persson 1991). Dem klassischen mechanistischen Modell von Persson (1986) zufolge, können kleine Barsche in mesotrophen Gewässern die dort reichhaltige benthische Nahrung besser verwerten als Plötzen. Auch manövrieren Barsche in Gelegen effektiver als Plötzen. Das erlaubt ihnen, zügig das piscivore Stadium zu erreichen, um so die Plötzenpopulationen einzudämmen. In eutrophen Gewässern kehrt sich der Vorteil der Barsche um. Hier dominieren Plötzen über Barsche, weil diese das nun reichhaltige Zooplanktonangebot effektiver nutzen als ihre kammuschuppigen Konkurrenten (Persson & Greenberg 1990). Neuere Studien kritisieren dieses Modell für mitteleuropäische und deutsche Gewässer, indem zusätzlich auf die Bedeutung der Seemorphologie (Größe) und der Ufervegetation im Verhältnis zum Pelagial hingewiesen wird. Radke & Eckmann (2001) und Haertel et al. (2002) konnten zum Beispiel keine Dominanz von Barschen in mesotrophen deutschen Seen nachweisen, sondern eine Koexistenz von Barsch und Plötze in etwa gleicher Biomasse. Auch Mehner et al. (2005) fanden hohe Abundanzen von Barsch, Plötze und Brasse *Abramis brama* (L.) in weniger produktiven deutschen Gewässern. Auch der häufig postulierte Anstieg des relativen Biomasseanteils von Raubfischen mit zunehmender Phytoplanktonbiomasse ist nur bis zu einem bestimmten Punkt entlang des Trophiegradienten zu verzeichnen (Persson et al. 1991). Generell verringern sich die relativen Biomasse- und Abundanzanteile von Raubfischen mit ansteigendem Nährstofflevel ab dem eutrophen Produktivitätsstatus eines Gewässers (Persson et al. 1988, Jeppesen et al. 2000).

Für die Artenzahl einer Fischgemeinschaft in deutschen Gewässern haben Trophiefaktoren wie Chlorophyll a und Gesamtphosphor weniger Bedeutung (Eckmann 1995). Jedoch wird die Größenstruktur von Fischen durch das Ausmaß von Produktivität in Gewässern beeinflusst. Je flacher der See ist, desto mehr Nährstoffe sind verfügbar und desto kleiner ist der Fisch im Durchschnitt (Jeppesen et al. 2000, Godlewska & Swierzowski 2003, Emmrich et al. 2011). Ein Grund ist vor allem die hohe Reproduktionsleistung der Fische, insbesondere die der Massenfische wie Plötze und Brasse. Die zahlreich aufkommenden Larven erfahren bei hohen Gewässerproduktivitäten geringe Sterblichkeiten in den ersten Monaten, weil die Fische von dem reichlich vorhandenen Zooplankton profitieren. Die juvenilen Fische werden später im Leben allerdings in die Nahrungskonkurrenz getrieben, weil häufig die Anschlussnahrung fehlt und Nahrungsmangel entsteht (Barthelmes 1981). Nahrungskonkurrenz reduziert die Wachstumsraten und damit die mittleren Körperlängen der Fischgemeinschaft.

Charakterisierend für die Gewässerstruktur und demnach ebenfalls bedeutsam für die Fischgemeinschaft ist schließlich die Makrophytenbesiedlung eines Gewässers. Aquatische Makrophyten gelten als Regulatoren im Ökosystem See. Sie verändern die chemische und physikalische Beschaffenheit von Wasser und Sedimenten, haben „metabolische“ Effekte (Nährstoffzyklen, Produktion organischen Materials), sind an biotischen Interaktionen beteiligt und wirken auf die Lebensgemeinschaftstruktur ein (Carpenter & Lodge 1986). Besonders komplexe Litorale mit hohem Anteil submerser Makrophyten dienen Sichtraubfischen wie dem Hecht *Esox lucius* L. als Jagdrefugien (Casselman & Lewis 1996). Zum anderen bieten vegetationsreiche, flache Ufer besonders kleinen Fischen Schutz vor Feinden, vor allem vor größeren Prädatoren, und darüber hinaus Nahrungsressourcen für fakultativ pflanzenfressende Fischarten wie Rotfeder *Scardinius erythrophthalmus* (L.), insbesondere für jene, die sich von epiphytischen Algen und Makrozoobenthos ernähren (Savino & Stein 1982, Werner et al. 1983, Persson & Eklöv 1995, Fischer & Eckmann 1997a). Insbesondere junge Fische nutzen im Sommer die warmen, hochproduktiven, flachen Uferzonen des Litorals, um ihre Wachstumsrate zu steigern (Werner et al. 1983). Daher sind die vegetationsreichen Ufer eines Sees wesentliche Jungfischlebensräume (Bryan & Scarneccia 1992, Lewin et al. 2004). Dies würde die Hypothese stützen, dass die durchschnittliche mittlere Größe der Fische des Litorals umso kleiner sein sollte, je mehr Struktur vorherrschend ist. Darüber hinaus ist die Abundanz und Diversität von Fischarten in der litoralen Zone eines Sees aufgrund des hohen Makrophytenanteils oft sehr viel höher im Vergleich zu anderen Teilen des Sees (Werner et al. 1977, Keast 1985), weil Habitat- und Nahrungsressourcen in litoralen Gewässerbereichen diverser und reichhaltiger sind (Werner et al. 1983, Pierce et al. 1994). Im Allgemeinen ist die Fischartengemeinschaft in Habitaten hoher Strukturheterogenität diverser und artenreicher (Keast et al. 1978, Eadie & Keast 1984, Benson & Magnuson 1992, Eklöv 1997, Jennings et al. 1999, Pratt & Smokorowski 2003). Der Uferentwicklungsindex, welcher ein Maß für die Differenziertheit der Uferstruktur von Seen ist, zeigte in einer Studie von Eckmann (1995) unter anderem positive Korrelationen mit dem Artenreichtum. Aufgrund ihrer direkten Beziehung zu Makrophyten sind phytophile Fischarten wie Schleie *Tinca tinca* (L.) (Perrow et al. 1996, Rendón et al. 2003) oder Hecht (Grimm 1994) überwiegend im strukturreichen Litoral vorfindlich, ebenso wie Makrozoobenthos verwertende Fische wie Brassen (Diehl 1988) oder junge Barsche (Diehl 1993).

Bisherige Studien zu Bestandsuntersuchungen und Gewässercharakteristika bezogen sich vor allem auf einzelne große und tiefe natürliche Stillgewässer (Keast et al. 1978, Fischer & Eckmann 1997a, 1997b), wobei häufig nur eine spezielle Gewässerzone, überwiegend das Pelagial (z.B. Persson et al. 1991) oder benthische Gemeinschaften (z. B. Allen et al. 1999), betrachtet und in Analysen einbezogen wurden. Es existiert eine große Vielfalt von Studien an Seen außerhalb

Deutschlands wie beispielsweise in Nordamerika (z.B. Minns 1989, Allen et al. 1999, Pratt & Smokorowski 2003) oder Nordeuropa (z.B. Jeppesen et al. 2000, Holmgren & Appelberg 2000, Olin et al. 2002, 2010). Auch an deutschen Seen wurden bereits Untersuchungen zu Fischartengemeinschaften durchgeführt (Eckmann 1995, Radke & Eckmann 2001, Brämick & Lemcke 2003, Diekmann et al. 2005, Mehner et al. 2005, 2007), die allerdings auf natürliche oder größere künstliche Gewässer fokussierten. Bisher gibt es nur wenige wissenschaftliche Beschreibungen der Fischbestände in kleinen, flachen, künstlich angelegten, angelfischereilich bewirtschafteten Baggerseen im norddeutschen Tiefland (vgl. Völkl 2010 zu bayerischen Baggerseen). Diesen Gewässertypen ist die vorliegende Studie gewidmet, in welcher eine Analyse der litoralen Fischbestände und ihrer strukturierenden Gewässervariablen vorgenommen wurde. Es wurden nachfolgende aus den bereits erörterten Studien abgeleitete Hypothesen geprüft:

- (1) Je größer das Gewässer und je strukturreicher das Litoral, desto mehr Fischarten kommen vor und desto diverser ist die Fischgemeinschaft.
- (2) Je produktiver ein Gewässer ist, desto höher ist die Fischbiomasse.
- (3) Je produktiver ein Gewässer ist, desto höher ist der Abundanz- und Biomasseanteil von Cypriniden, desto geringer ist der Barschanteil und desto geringer ist der Raubfischanteil an der Gemeinschaft.
- (4) Je produktiver ein Gewässer ist, desto geringer ist die Länge des Durchschnittsfisches in der Fischzönose.
- (5) Je strukturreicher das Litoral eines Gewässers, desto höher sind die Abundanzen litoraler Fischarten.
- (6) Je strukturreicher das Habitat eines Gewässers, desto geringer ist die Länge des Durchschnittsfisches.

3. Material und Methoden

3.1. Untersuchungsgebiet

Das Bundesland Niedersachsen liegt im norddeutschen Tiefland. Geprägt durch die Eiszeit besitzt diese Region zahlreiche Urstromtäler und führt große Flüsse wie die Elbe und die Weser. Die Einzugsgebiete dieser beiden Flüsse sind gekennzeichnet durch Biotoptypen wie Hartholz- und Weichholzauwälder, Heide, sowie Niedermoore und verschiedene Stillgewässerarten. Infolge ausgiebiger und vielfältiger Bewirtschaftung dieser Gebiete sind Boden- und Wasserqualität unter anderem durch Schwermetalle, Pestizide und hohe Nährstoffkonzentrationen belastet (Matthies et al. 2006), vorrangig durch anthropogene Nährstoffeinträge aufgrund von Ackerbau und Viehwirtschaft (FGG Weser 2007).

Die fischereibiologischen Bestandsuntersuchungen wurden an niedersächsischen Seen innerhalb der Einzugsgebiete der Weser und Elbe durchgeführt (Abbildung 1). Dabei erfolgte die Auswahl der Gewässer danach, welche Angelvereine sich bereit erklärten, mit dem Projekt zu kooperieren. Fünf engagierte Angelvereine stellten nach verschiedenen Begehungen und Koordinationstreffen je drei bis sechs, insgesamt 19 Seen (Tabelle 1) verschiedenster Größe, Lage und Struktur für die Untersuchungen zur Verfügung.

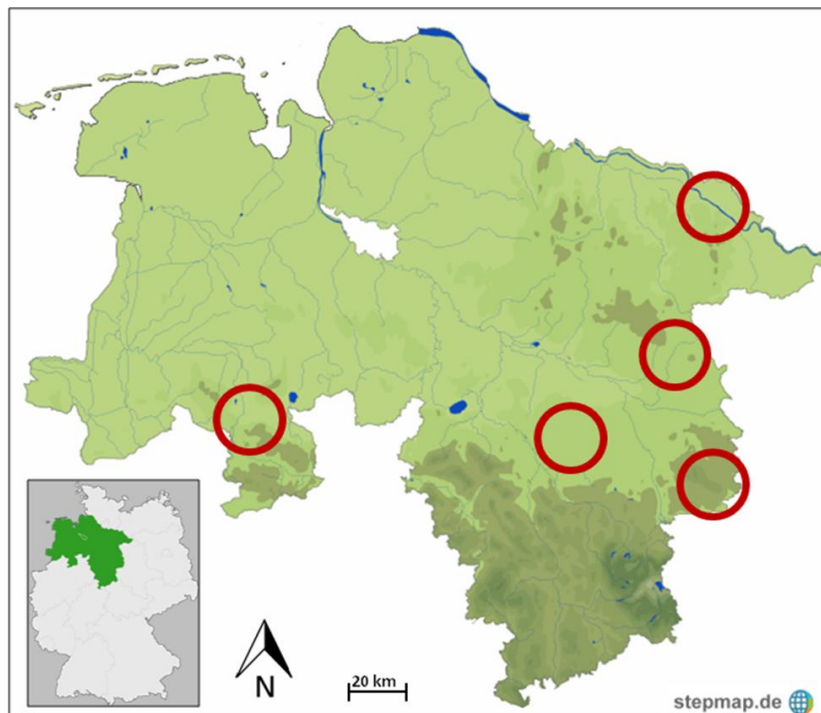


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet Niedersachsen. Markiert sind die ungefähren Standorte der jeweils drei bis sechs Untersuchungsgewässer, bewirtschaftet von fünf Angelvereinen.

Tabelle 1: Übersicht über die Untersuchungsgewässer in Niedersachsen. Landkreiszugehörigkeit und GPS-Position.

Gewässername	Landkreis	GPS (Breite, Länge)
Borgstedensee	Osnabrück	52.413724°, 08.029388°
Buschmühlenteich	Helmstedt	52.273989°, 10.957786°
Caroline	Helmstedt	52.154793°, 11.051185°
Darnsee	Osnabrück	52.420502°, 07.999909°
Karpfenteich	Lüneburg	53.248473°, 10.959174°
Große Mergelgrube	Helmstedt	52.276338°, 10.955704°
Großer Weidekampsee	Gifhorn	52.615633°, 10.565871°
Handorf III	Peine	52.299889°, 10.207501°
Hechtsee	Osnabrück	52.415467°, 07.986449°
Horstsee	Osnabrück	52.442327°, 08.043113°
Kleiner Weidekampsee	Gifhorn	52.615812°, 10.568927°
Langer Winkelsee	Gifhorn	52.612437°, 10.624385°
Loosteich	Helmstedt	52.291052°, 10.898207°
Stiegerteich	Helmstedt	52.234361°, 11.010459°
Strohmühlenteich	Helmstedt	52.228992°, 11.028526°
Trappsee	Lüneburg	53.265655°, 10.943842°
Vockfeyer See	Lüneburg	53.238441°, 10.953060°
Vöhrum I	Peine	52.324810°, 10.151641°
Vöhrum II	Peine	52.326957°, 10.153976°

Alle Seen sind künstlich geschaffene, überwiegend flache Abbaugewässer. Ausnahmen umfassen den Darnsee und den Vockfeyer See, die natürlich entstanden und vergleichsweise groß sind. Der Darnsee bei Bramsche entstand durch einen Erdfall, wobei sich unterirdische Salzlager durch Grundwasser auflösten und die Erdoberfläche zum Einsturz brachten. Im Jahr 1932 wurde dieser Moorsee mit seiner unmittelbaren Umgebung als Naturschutzgebiet ausgewiesen (NSG WE 003 § 1). Die Gewässer Borgstedensee, Großer Weidekampsee, Handorf III, Horstsee, Hechtsee, Kleiner Weidekampsee und Langer Winkelsee entstanden durch Kies- und Sandabbau, Vöhrum I, Vöhrum II und Große Mergelgrube durch Tonabbau.

Die Untersuchungsgewässer werden durch ihre Angelvereine eigenverantwortlich bewirtschaftet. Durch Besitz des Fischereirechts haben Angelvereine und Angler die Pflicht zur Hege und Pflege der Gewässer. Dabei hat der Fischereiberechtigte dafür zu sorgen, den Fischbestand entsprechend der Größe und Art der Gewässer zu erhalten, sowie angemessen Rücksicht auf Pflanzen- und Tierarten zu nehmen. Er hat das Recht zur Entnahme und zum Besatz von Fisch (Nds.FischG § 40-42).

3.2. Untersuchungszeitraum

Die Datenaufnahme erfolgte von März 2011 bis April 2012. Dreimal, jeweils im Frühjahr und im Herbst, wurden limnologische Gewässervariablen ermittelt. Elektrobefischungen zur Bestandsaufnahme der litoralen Fischartengemeinschaften erfolgten im Frühjahr 2011 an jedem See zweimal, im Herbst 2011 je einmal, wobei ausschließlich die Seen Karpfenteich und Buschmühlenteich abermals doppelt befishet wurden. Im Frühjahr 2012 erfolgte eine erneute Befischung aller Gewässer. Lediglich der Loosteich konnte im Zuge der letzten Befischungsrunde nicht berücksichtigt werden. Durch einen Brand im Frühjahr 2012 wurde Löschschaum in das Gewässer eingeleitet, der zu einer starken Sauerstoffzehrung führte, was zu einem großen Fischverlust und zu nicht abschätzbaren Veränderungen der Fischgemeinschaft führte. Insgesamt wurden an jedem See somit 3-5 Befischungen durchgeführt. Der Einsatz von Stellnetzen im Pelagial erfolgte parallel zu den Elektrobefischungen im Frühjahr 2011 und 2012.

3.3. Methoden der fischereibiologischen Bestandsuntersuchungen

Die 19 Untersuchungsgewässer wurden für eine Fischbestandsaufnahme der litoralen Uferregionen mittels Elektrofischerei tagsüber beprobt. Als besonders schonende Methode fügt die Elektrofischerei den Fischen äußerst geringen Schaden zu (Rümmler 1996, Rümmler et al. 2002). Von einem Boot aus wurde das gesamte Ufer tagsüber befishet. Die Ringanode von 45 cm Durchmesser und die ins Wasser eingetauchte, geschleppte Katode wurden von einem batteriebetriebenen Elektrofischereigerät (EFGI 4000, 4 KW, Brettschneider Spezialelektronik, Chemnitz, Deutschland) gespeist. Die entsprechende Voltzahl wurde je nach gemessener Leitfähigkeit des Wassers individuell reguliert. Infolge der Galvanotaxis schwimmen die Fische in Richtung der Anode (sog. anodische Reaktion), wo sie in einen kurzen Starrezustand (Galvanonarkose) verfallen und mit einem feinmaschigen Kescher aus dem Wasser gekeschert werden können.

Da sich im Litoral eines Gewässers größtenteils kleine Fische aufhalten, kamen für einen erweiterten (nicht repräsentativen) Überblick über den Gesamtfischbestand in Bezug auf Artenzahl und Diversität im Frühjahr zusätzlich größenselektive Stellnetze im Pelagial zum Einsatz, womit vor allem auch größere Arten aufgenommen wurden. Aus 25 m langen und 2 m hohen Kiemennetzen mit Maschenweiten von 50, 55, 60, 65, 70 oder 75 mm wurde ein Netzfleet zusammengesetzt, dessen Länge je nach Größe der Gewässer variierte. Die Netze wurden zu Beginn eines Beprobungstages aufgestellt, die Standortwahl erfolgte dabei zufällig. Während des Tages wurden sie mehrmals, im Abstand von zwei Stunden, kontrolliert, um das Überleben der Fische zu gewährleisten, und am Abend oder in der Nacht eingeholt.

Die mit den Stellnetzen und der Elektrofischerei gefangenen Fische wurden hinsichtlich ihrer Artzugehörigkeit identifiziert, gezählt, gemessen (Totallänge in mm), gewogen (kleine Fische mit Satorius TE 2101, Genauigkeit 0,1 g; große Fische mit Satorius BL 12, Genauigkeit 1 g) und anschließend am ursprünglichen Uferabschnitt zurück ins Wasser gesetzt.

3.4. Ermittlung der Gewässervariablen

Für die Zusammenhangsanalyse mit den fischfaunistischen Kennwerten und um einen besseren Eindruck von Struktur und Beschaffenheit der Gewässer zu bekommen, wurden verschiedenste Gewässerparameter ermittelt. Mittels GPS Gerät (Trimble GeoExplorer 2008 Series, Geo XH 2008) und dem Programm ArcGis (Version 10.1, esri Deutschland) wurden die Gewässergröße und die Länge der Uferlinie bestimmt. Für die Datenaufnahme des Bodenprofils der Gewässer kam zudem ein Echolot (Humminbird 788ci) zum Einsatz. Die damit aufgenommenen Daten wurden in dem Programm DrDepth (Per Pelin, Schweden) verarbeitet und die mittlere und maximale Tiefe der Gewässer bestimmt.

Mit einer Multiparameter-Messsonde (WTW Multi 340i) wurde je einmal im Frühjahr und im Herbst der pH-Wert (WTW Sentix 41-3) in einer Wassertiefe von 0,5 m im Pelagial eines jeden Sees ermittelt. Der Sauerstoffgehalt (WTW OxiCal) des Wassers wurde in mehreren Tiefen bestimmt, um das Vorhandensein eines sauerstofffreien Hypolimnions zu prüfen. Die Werte der Messungen im Herbst wurden für die Tiefenbestimmung der Sprungschichtgrenze verwendet. Zudem wurde die Leitfähigkeit der Untersuchungsgewässer vor jeder Befischung gemessen (Digital-Leitwert-Messgerät VDSF G, VDSF Umwelttechnik, Offenbach/Main). Anschließend wurde an der tiefsten Stelle die Sichttiefe des Gewässers mit einer Secchi-Scheibe (Hydro-Bios, 20cm Durchmesser) festgestellt und eine Wasserprobe genommen. Die Wasserprobe wurde daraufhin zur Fixierung mit 2N HCL auf einen pH-Wert von unter 3 gebracht und später im Labor nach DIN EN ISO 6878, modifiziert nach Zwirnmann et al. (1999), auf den Gesamtphosphorgehalt untersucht.

Für die Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehalts wurde vor Ort Wasser des Sees mithilfe einer Vakuumpumpe durch einen runden Glasfaser-Mikrofilter (Whatman, GE Healthcare UK Limited, 25 mm Durchmesser) gesogen und die gefilterte Wassermenge notiert, bei welcher der Filter vollständig gefüllt und ein Fortsetzen der Wasserfiltration nicht mehr möglich war. Der Filter wurde anschließend zusammengerollt und bis zur Analyse im Labor bei -80°C konserviert (drei Replikate). Im Labor erfolgte daraufhin die Analyse des Chlorophyllgehalts. Hierzu wurde das im Filter befindliche Material durch Zentrifugieren gelöst und nach Verdünnen anschließend in einen Chromatographen injiziert. Mit der darauf folgenden gängigen High-Performance-Liquid-Chromatographie-Methode für die Bestimmung der Phytoplanktonbiomasse (Mantoura &

Llewellyn 1983, Wright et al. 1991) konnten Chlorophyll-a-Werte bei Absorptionsbereichen von 410 nm und 440 nm berechnet werden.

Die Einschätzung der Uferstruktur erfolgte visuell an jedem Gewässer durch ein und dieselbe Person. Dafür wurde das gesamte Seeufer in 50 – 100 m langen Transekten betrachtet und der prozentuale Deckungsanteil von Makrophyten sowie Totholz im submersen und emersen Bereich geschätzt. Zur Bestimmung des Anteils emerger Struktur wurden nur Schatten spendende überhängende Bäume und Sträucher sowie Holz berücksichtigt. Hölzernes Habitat ist annähernd genauso effizient für Makroinvertebraten wie Makrophyten, beherbergt größere Invertebratenbiomasse als unbedecktes Sediment und bietet zudem temporär stabile Habitatstrukturen für Fische (Smokorowski et al. 2006). Zur Ermittlung der von Makrophyten geprägten Habitatstruktur des gesamten Sees wurde die Gesamtbedeckung des Seegrundes mittels Echolot (Humminbird 788ci) aufgenommen und der prozentuale Deckungsgrad des Seebodens geschätzt.

3.5. Datenverarbeitung

3.5.1. Vervollständigung der Daten

Alle Daten der Seen und Fischartengemeinschaft wurden in ein Datenverarbeitungsprogramm eingegeben (Excel, Microsoft Office 2007). Fehlende Gewichtsangaben einzelner Fische wurden anhand einer Gewichts-Längenregression der betreffenden Fischart mit dem Programm SPSS (Version 17.0, SPSS Statistics, IBM) berechnet. Dabei wurde getrennt nach Art, Gewässer und Jahreszeit mit den Daten von je mindestens 100 Fischen eine individuelle Formel kalkuliert und für die Ergänzung der fehlenden Daten verwendet.

Potenzfunktion der Gewichts-Längenregression:

$$W = a \cdot L^b, \quad a, b \in R \quad (1)$$

W = Fischgewicht in g

L = Fischtotallänge in cm

3.5.2. Limnologische Gewässervariablen

Für jedes der 19 Gewässer wurden deskriptive Analysen der Gewässerparameter vorgenommen. Der Trophiegrad wurde mithilfe der Berechnung des Trophieindex nach den Richtlinien der LAWA (2003) bestimmt. Dabei wird den Trophiekriterien Chlorophyll a, Sichttiefe und Gesamtphosphor ein Trophieindex zugeordnet, welcher alle Werte untereinander vergleichbar macht. Zur

Bestimmung der Grenzwerte des Index ist Chlorophyll a vereinbarungsgemäß das Bezugskriterium, welches einheitlich für alle Gewässertypen verwendet wird (LAWA 2003). Anschließend erfolgte eine Zuteilung zu einer Trophieklasse nach LAWA (2003) (Tabelle 2).

Trophieindex nach LAWA (2003) basierend auf Chlorophyll a:

$$TI_{Chl} = 0,560 + 0,856 \cdot \ln(Chl) \quad (2)$$

TI_{Chl} = Trophieindex basierend auf Chlorophyll a

Chl = Chlorophyll a in $\mu\text{g/l}$

Tabelle 2: Trophieklassifikation nach LAWA (2003). Grenzwerte der Trophieindizes und Beschreibungen der Klassen.

Trophieklasse	Trophieindex	Beschreibung
„oligotroph“	$TI < 1,5$	fehlende Nährstoffe, wenig Primärproduktion, hohe Sichttiefe
„mesotroph“	$1,5 < TI < 2,5$	höhere Verfügbarkeit von Nährstoffen, bessere Primärproduktion, geringere Sichttiefe
„eutroph“	$2,5 < TI < 3,5$	Viele Nährstoffe, hohe Primärproduktion, geringe Sichttiefe
„polytroph“	$3,5 < TI < 4,5$	Sehr hohe Nährstoffkonzentration, Algenmasseproduktion, < 1 m Sichttiefe
„hypertroph“	$4,5 < TI$	Ganzjährig hohe Nährstoffverfügbarkeit, andauernde Algenmasseentwicklung, Trübung, Sauerstoffarmut

Zur Charakterisierung der litoralen Uferstruktur der untersuchten Seen wurde der Uferentwicklungsindex (Shoreline Development Index, D_L) nach Hutchinson (1957) verwendet. Er beschreibt das Verhältnis der Seeoberfläche zur Länge des Seeufers. Je größer der Uferentwicklungsindex ist, desto unregelmäßiger und strukturierter ist das Ufer. Ist das Gewässer unstrukturiert und wie ein Kreis geformt, erreicht der Index sein Minimum von 1 (Hutchinson 1957).

Uferentwicklungsindex nach Hutchinson (1957):

$$D_L = \frac{l}{\sqrt{4 \cdot A \cdot \pi}} \quad (3)$$

D_L = Uferentwicklungsindex

l = Länge des Ufers eines Gewässers in m

A = Oberfläche des Gewässers in m^2

3.5.3. Charakterisierung der Fischartengemeinschaft des gesamten Sees

Es wurde die relative Abundanz der Arten jeden Sees über den gesamten Befischungszeitraum sowohl der Elektrofischerei- als auch der Stellnetzfänge analysiert, um die Fischartengemeinschaft zu charakterisieren. Hierfür wurden Daten des Pelagials und Litorals zusammengenommen betrachtet. Die relative Abundanz nach Mühlenberg (1993) beschreibt den Anteil einer Art an der Gesamtindividuenzahl eines Fanges. Mithilfe der ermittelten Abundanzdaten erfolgte eine Einteilung in Dominanzklassen nach Mühlenberg (1993) (Tabelle 3).

Relative Abundanz nach Mühlenberg (1993):

$$A_i = \frac{N_i}{N_{ges}} \cdot 100 \quad (4)$$

A_i = relative Abundanz der i-ten Art in %

N_i = Individuenzahl der i-ten Art

N_{ges} = Gesamtindividuenzahl

Tabelle 3: Dominanzklassen nach Mühlenberg (1993). Klassenbezeichnungen und Grenzwerte der relativen Abundanz.

Klasse	Relative Abundanz
„eudominant“	$A_i > 16 \%$
„dominant“	$8 \% < A_i < 16 \%$
„subdominant“	$4 \% < A_i < 8 \%$
„rezedent“	$2 \% < A_i < 4 \%$
„subrezedent“	$1 \% < A_i < 2 \%$
„sporadisch“	$A_i < 1 \%$

Um die Gefährdung der in den Gewässern des Bundeslandes Niedersachsen nachgewiesenen Fischarten beurteilen zu können, wurde eine Zuordnung zu den Gefährdungskategorien der Roten Liste Niedersachsens vorgenommen (Gaumert & Kämmereit 1993) (Tabelle 4). Für die Berechnung des Anteils bedrohter Fischarten in den untersuchten Seen wurden Arten der Kategorien 1 bis 4 unter allen Fängen mittels Stellnetzen und Elektrofischerei berücksichtigt. Zudem wurde der relative Anteil der Fische der Roten Liste an der Gesamtindividuenzahl ermittelt, ebenfalls nach Mühlenberg (1993).

Tabelle 4: Kategorien der Roten Liste Niedersachsens nach Gaumert & Kämmerit (1993).

Kategorie	Bedeutung
0	ausgestorben oder verschollen
1	vom Aussterben bedroht
2	stark gefährdet
3	gefährdet
4	potenziell gefährdet
N	nicht gefährdet
D	Daten mangelhaft
F	Fremdfisch

Die Diversität der Fischarten in den Gewässern wurde mithilfe des Shannon-Wiener-Diversitätsindex nach Shannon (1948) bestimmt, welcher ein Maß für die biologische Vielfalt einer Biozönose darstellt. Dieser Index berücksichtigt sowohl die Anzahl der vorkommenden Arten in einem Biotop als auch die Individuenanzahl pro Art. Er erreicht für eine gegebene Artenzahl sein Maximum, wenn alle Arten mit der gleichen Anzahl Individuen vertreten sind (Shannon 1948). Für die Berechnung wurden alle Fänge der Stellnetze und der Elektrofischerei berücksichtigt.

Shannon-Wiener-Diversitätsindex nach Shannon (1948):

$$H_S = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log p_i \quad (5)$$

H_S = Diversität von S Arten in einer Biozönose

S = Artenzahl

p_i = relative Abundanz der i-ten Art an der Gesamtindividuenzahl

= Individuenzahl der i-ten Art / Gesamtindividuenzahl

Zur genaueren Charakterisierung der Fischartengemeinschaft wurden für die Fänge jeden Sees der prozentuale Anteil von Raubfischen, Cypriniden und Fischen nichtheimischer Arten berechnet nach Mühlenberg (1993). Die Fischarten Hecht, Zander *Sander lucioperca* (L.), Wels *Silurus glanis* L. und Barsche (über 20 cm Totallänge) wurden hierbei zu den Raubfischen gezählt. Barsche wurden erst ab einer Totallänge von 20 cm den Raubfischen zugeordnet, da Studien von Bagenal (1977) und Willemsen (1977) demonstrieren, dass Barsche ab einer Länge von 12 cm bereits anfangen, sich piscivor zu ernähren mit linear zunehmenden Raubaktivitäten bis zu einer

Totallänge von 18 cm. Für die Berechnung des Anteils gefangener Cypriniden (Familie Cyprinidae) wurden nur folgende limnophile Fischarten berücksichtigt: Brasse, Güster *Blicca bjoerkna* (L.), Plötze, Rotfeder und Ukelei *Alburnus alburnus* (L.). Zu den nichtheimischen Arten wurden Graskarpfen *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes), Marmorkarpfen *Hypthalmichthys nobilis* (Richardson), Regenbogenforelle *Onchorhynchus mykiss* (Walbaum) und Silberkarpfen *Hypthalmichthys molitrix* (Valenciennes) gezählt.

3.5.4. Abundanz und Biomasse im Litoral nach Einheitsfang

Um den Einheitsfang des Litorals als Maß relativer Abundanz und Biomasse zwischen Seen charakterisieren zu können, wurde für jedes Gewässer und jede Befischung die Anzahl Fische pro Aufwand (number per unit effort, NPUE) und die Biomasse pro Aufwand (biomass per unit effort, BPUE) für den Gesamtfang und für die Arten Aal *Anguilla anguilla* (L.), Barsch, Brasse, Hecht, Karpfen, Plötze, Schleie und Zander errechnet, getrennt nach Individuen bzw. Masse pro 50 m elektrobefischte Uferstrecke und Individuen bzw. Masse pro 10 min Befischungsdauer. Folglich wurden diese Maße der litoralen Gemeinschaft nur auf die Elektrofischereidaten beschränkt. Für die Charakterisierung des Einheitsfanges je Gewässer und für anschließende Korrelationsanalysen wurden die errechneten NPUE- und BPUE-Werte für jeden See über alle Befischungen gemittelt (N = 3-5 Befischungen pro See).

Einheitsfang (NPUE) je 50 m befischte Uferstrecke:

$$NPUE_i = \frac{N_i}{l} \cdot 50 \quad (6)$$

NPUE_i = Maß für die Abundanz der i-ten Art

N_i = Individuenzahl der i-ten Art

l = Länge der befischten Uferstrecke in m

Einheitsfang (NPUE) je 10 min Befischung:

$$NPUE_i = \frac{N_i}{t} \cdot 10 \quad (7)$$

NPUE_i = Maß für die Abundanz der i-ten Art

N_i = Individuenzahl der i-ten Art

t = Dauer der Uferbefischung in min

Biomasse (BPUE) je 50 m befischte Uferstrecke:

$$BPUE_i = \frac{m_i}{l} \cdot 50 \quad (8)$$

$BPUE_i$ = Maß für die Biomasse der i-ten Art

m_i = Masse aller Individuen der i-ten Art in kg

l = Länge der befischten Strecke in m

Biomasse (BPUE) je 10 min Befischung:

$$BPUE_i = \frac{m_i}{t} \cdot 10 \quad (9)$$

$BPUE_i$ = Maß für die Biomasse der i-ten Art

m_i = Masse aller Individuen der i-ten Art in kg

t = Dauer der Uferbefischung in min

3.6. Statistische Zusammenhangsanalyse

Für die Zusammenhangsanalyse zwischen Gewässervariablen und der Fischgemeinschaft wurde ein ganzer See als ökologische Einheit angesehen, das heißt alle Gewässerparameter galten als bestimmend für die Struktur der Fischartengemeinschaft des Litorals sowie des gesamten Sees. Mithilfe des Statistikprogrammes SPSS (Version 17.0, SPSS Statistics) wurden morphologische (Seegröße, mittlere und maximale Tiefe, Uferentwicklungsindex) und produktionsbiologische Variablen (Sichttiefe, Chlorophyll a, Gesamtphosphor, Gesamtphosphor des Frühjahrs und Trophieindex) und Strukturindikatoren (emerse und submerse Uferstruktur, Gesamtmakrophytenbesiedelung) aller Gewässer auf Korrelationen mit den biologischen Faktoren Artenzahl und Shannon-Index sowie Masse und Abundanzanteile von Cypriniden und Raubfischen, überprüft. Um sowohl die Anzahl als auch die Biomasse und die Größenstruktur von Individuen des Litorals verschiedener Arten betrachten zu können und in die Zusammenhangsanalyse zu integrieren, wurden zusätzlich die Variablen NPUE und BPUE sowie die mittlere Länge und die Maximallänge einzelner Fischarten im Litoral auf Korrelationen mit den Gewässervariablen untersucht. Eine einfache bivariate Korrelation (Pearson 1920) wurde angewandt. Der Korrelationskoeffizient r nach Pearson (1920) ist ein lineares Zusammenhangsmaß. Er gibt Auskunft über die Stärke und die Richtung des Zusammenhangs zwischen zwei Variablen und kann Werte zwischen +1 und -1 annehmen, wobei ein Wert von +1

eine perfekte positive lineare Korrelation angibt und -1 eine perfekte negative lineare Korrelation bedeutet. Ein fehlender Zusammenhang wird durch den Wert 0 ausgedrückt. Je höher zwei Merkmale miteinander korrelieren, desto besser kann von der Ausprägung des einen Merkmals auf die des anderen geschlossen werden. Um zu prüfen, ob die sich aus den Stichproben ergebene Korrelationen auch auf die Grundgesamtheit übertragen werden können, wurde zudem die statistische Signifikanz der Ergebnisse ermittelt. Den Korrelationsanalysen wurde wegen des vergleichsweise geringen Stichprobenumfangs ein Signifikanzgrenzwert von $p = 0,1$ zugrunde gelegt.

4. Ergebnisse

4.1. Morphologische und produktionsbiologische Grundlagen der untersuchten Gewässer

Die Gewässervariablen schwankten in ihrer Ausprägung zwischen den 19 untersuchten Seen in Niedersachsen (Tabelle 5). Mit einer durchschnittlichen Größe von $2,98 \pm 2,92$ ha (Spannweite von 0,43 ha, Loosteich, bis zu 11,93 ha, Vockfeyer See) und einer durchschnittlichen mittleren Tiefe von $2,0 \pm 1,4$ m (Spannweite von 0,8 m, Karpfenteich, bis zu 5,2 m, Borgstedensee) handelte es sich bei den untersuchten Gewässern überwiegend um sehr kleine und sehr flache Seen bzw. Teiche. Nur drei davon bildeten im Herbst ein sauerstoffreies Hypolimnion aus (Borgstedensee, Handorf III und Horstsee), alle anderen Seen waren ständig durchmischt (polymiktisch) bei guter Sauerstoffversorgung. Kein See zeigte Anzeichen von Sauerstoffmangeln im Epilimnion, es gab auch keine Anzeichen von negativer Eutrophierung. Die Uferlänge der Untersuchungsgewässer variierte von 254 m bis 3586 m mit einer durchschnittlichen Uferlänge von 908 ± 771 m. Der errechnete Uferentwicklungsindex erreichte für alle untersuchten Gewässer nur relativ geringe Werte. Für den Loosteich war der Index mit 1,1 am geringsten, was eine relativ runde Geometrie der Uferlinie andeutet. Im Gegensatz dazu wies der Darnsee mit seinem vielfältig strukturierten Ufer und vielen Buchten einen hohen Uferentwicklungsindex von 2,23 auf (Tabelle 5).

Die gemittelten Werte der produktionsbiologischen Variablen schwankten stark zwischen den untersuchten Seen. Die Trophieindizes bewegten sich von 0,9 bis 4,3, womit die vier gängigen Trophieklassen oligotroph in zwei (10,5 %), mesotroph in vier (21,1 %), eutroph in 10 (52,6 %) und polytroph in drei (15,8 %) der 19 Seen vertreten waren (Tabelle 5). Es ist allerdings zu bemerken, dass der Trophieindex nur auf Chlorophyll-a-Werten basierten. Seen treten bekanntlich in zwei alternativen Stadien auf, trüb und algendominiert und klar und Makrophytendominiert. Der Vockfeyer See war klar und gemäß Chlorophyll-a-Gehalt im mesotrophen Zustand. Die hohen Phosphorwerte indizierten aber einen eutrophen bis polytrophen See. Die zwei oligotrophen Gewässer Horstsee und Vöhrum II wiesen die höchsten Sichttiefen auf mit $4,7 \pm 0,7$ m (Horstsee) und $3,8 \pm 1,0$ m (Vöhrum II). Durchschnittliche Sichttiefen von unter 1,0 m ergaben sich in fünf der 19 Gewässer. Sehr hohe Gesamtphosphorkonzentrationen von über 100 $\mu\text{g/l}$ wurden in drei der untersuchten Gewässern (Caroline, Karpfenteich, Vockfeyer See) ermittelt, darunter war auch ein insgesamt klares Gewässer (Vockfeyer See), das durch die Makrophyten trotz hoher Nährstoffkonzentration in einem Zustand hoher Sichttiefe gehalten wird. Alle Gewässer mit hohem Phosphorgehalt sind von hoher Produktivität gekennzeichnet. Die geringste mittlere Gesamtphosphorkonzentration wurde im oligotrophen Horstsee gemessen ($5,7 \pm 1,5$ $\mu\text{g/l}$). Vergleichsweise hohe durchschnittliche Chlorophyll-a-Werte als Maß der Algenbiomasse waren

mit über 20 µg/l in sieben Gewässern (36,8 %) zu finden. Anzeichen bedrohlicher Überdüngung waren nicht vorfindlich.

Die prozentualen Anteile des von submersen Makrophyten bewachsenen Ufers waren in allen Gewässern relativ hoch (Deckungsgrad von 71 ± 14 % im Mittel, Tabelle 5). Die emersen Strukturanteile der Ufer schwankten stärker zwischen den Seen mit Werten zwischen 6 % im Karpfenteich und 79 % im Hechtsee. Ebenso stark variierten die Gesamtstrukturanteile der Makrophyten an der Gewässerfläche (Spannweite von 5 % bis 95 %).

Tabelle 5: Übersicht über die abiotischen und biotischen Gewässervariablen in den 19 Untersuchungsgewässern in Niedersachsen. Erläuterungen zur Definition, Probennahme und Berechnung der Faktoren im Text. D_L = Uferentwicklungsindex, TP = Gesamtphosphor, Chl a = Chlorophyll a, TI = Trophieindex nach LAWA (2003). N=3 für die Faktoren der Produktivität, TP Frühjahr: N=2.

Gewässername	Morphologische Faktoren						Faktoren der Produktivität								Anteil makrophytenbestimmter Habitatstruktur		
	Größe [ha]	Uferlänge [m]	D_L	mittlere Tiefe [m]	maximale Tiefe [m]	O ₂ -freies Hypolimnion im Sept. [m]	Sichttiefe [m] (SD)	Chl a [$\mu\text{g/l}$] (SD)	TP [$\mu\text{g/l}$] (SD)	TP Frühjahr [$\mu\text{g/l}$]	TI	Trophiegrad basierend auf Chl a	Leitfähigkeit [μS] (SD)	pH (SD)	Ufer emers [%]	Ufer submers [%]	See gesamt [%]
Borgstedensee	4,62	1014	1,33	5,2	12,8	6,5	1,5 (0,6)	11,4 (1,8)	25,0 (4,6)	25,5	2,65	eutroph	471 (40)	7,6 (0,4)	67	70	10
Buschmühlenteich	3,47	739	1,12	0,9	1,5	-	0,6 (1,0)	15,9 (4,9)	58,0 (16,4)	51,0	2,93	eutroph	526 (25)	7,5 (0,4)	16	68	85
Caroline	5,32	993	1,22	1,1	2,0	-	0,9 (0,5)	57,6 (74,7)	184,0 (99,8)	127,5	4,03	polytroph	883 (58)	7,8 (1,4)	29	66	15
Darnsee	8,10	2245	2,23	3,0	5,5	-	1,3 (0,3)	16,6 (5,4)	37,0 (12,8)	38,5	2,97	eutroph	232 (9)	6,8 (0,5)	63	62	40
Große Mergelgrube	0,75	509	1,66	1,3	3,3	-	2,0 (0,0)	8,7 (4,3)	19,3 (2,9)	21,0	1,66	mesotroph	459 (21)	8,1 (0,1)	23	89	85
Großer Weidekampsee	3,34	869	1,34	2,0	4,4	-	2,4 (0,5)	3,6 (1,0)	20,0 (9,2)	19,0	1,66	mesotroph	574 (24)	7,4 (0,2)	47	71	5
Handorf III	2,84	698	1,17	4,4	10,0	5,5	1,8 (1,1)	23,8 (26,6)	57,7 (38,7)	78,0	3,27	eutroph	535 (112)	8,3 (0,9)	50	66	30
Hechtsee	1,53	810	1,85	1,9	3,5	-	1,7 (0,7)	31,2 (26,2)	48,0 (21,9)	36,0	3,51	eutroph	299 (87)	7,0 (0,4)	79	57	10
Horstsee	3,56	890	1,33	4,7	12,6	11,0	4,7 (0,7)	1,5 (0,7)	5,7 (1,5)	5,5	0,90	oligotroph	205 (17)	6,8 (0,6)	27	55	5
Karpfenteich	0,93	657	1,92	0,8	1,5	-	0,7 (0,1)	57,4 (15,4)	229,7 (62,6)	204,0	4,03	polytroph	354 (54)	8,2 (0,6)	6	68	20
Kleiner Weidekampsee	0,69	346	1,18	1,7	4,7	-	1,6 (0,7)	10,7 (4,0)	62,7 (56,8)	76,5	2,59	eutroph	178 (15)	7,0 (0,2)	19	87	85
Langer Winkelsee	1,87	740	1,53	1,5	2,5	-	0,6 (0,2)	37,7 (15,0)	32,3 (10,5)	27,0	3,67	polytroph	274 (25)	7,3 (0,2)	17	35	2
Loosteich	0,43	254	1,10	0,6	1,1	-	0,6 (0,1)	21,8 (3,0)	65,5 (19,1)	52,0	3,20	eutroph	756 (133)	7,6 (0,2)	53	61	5
Stiegerteich	0,72	485	1,62	1,4	2,8	-	1,1 (0,3)	25,9 (33,9)	44,3 (18,5)	36,5	3,35	eutroph	823 (68)	7,7 (0,5)	48	76	15
Strohmühlenteich	0,71	367	1,23	1,1	2,3	-	1,1 (0,3)	11,5 (5,3)	22,3 (6,7)	19,5	2,65	eutroph	1456 (428)	7,4 (0,3)	64	73	65
Trappsee	1,30	714	1,77	1,2	4,3	-	1,1 (0,6)	19,8 (5,9)	57,0 (25,5)	62,0	3,12	eutroph	255 (36)	7,0 (0,3)	28	70	35
Vockfeyer See	11,93	3586	2,93	1,5	2,1	-	1,6 (0,3)	6,3 (2,2)	139,0 (117,4)	139,0	2,14	mesotroph	2588 (609)	8,2 (0,1)	18	90	90
Vöhrum I	2,86	761	1,27	1,4	3,4	-	1,7 (0,5)	8,5 (1,4)	26,7 (4,9)	25,0	2,39	mesotroph	410 (51)	7,9 (0,3)	45	79	95
Vöhrum II	1,66	575	1,26	3,1	6,8	-	3,8 (1,0)	2,5 (1,1)	12,3 (2,5)	12,5	1,33	oligotroph	720 (37)	8,0 (0,3)	53	97	20
Alle Gewässer N =19	MW (SD)	2,98 (2,92)	908 (771)	1,53 (0,46)	2,0 (1,4)	4,6 (3,6)	1,6 (1,0)	19,6 (1,1)	60,3 (59,8)	55,6 (51,1)	2,74 (0,89)	eutroph	631 (566)	7,5 (0,7)	40 (21)	71 (14)	38 (34)

4.2. Artenspektrum der Gewässer (Litoral und Pelagial)

Während des gesamten Befischungszeitraumes wurden über alle 19 Gewässer insgesamt 29 verschiedene Fischarten identifiziert (Tabelle 7). In den einzelnen Gewässern wurden zwischen 7 und 19 Fischarten (im Mittel 12 ± 3 Arten) vorgefunden. Der Shannon-Diversitätsindex lag zwischen 0,955 und 1,848 (Tabelle 7). Der Hecht und der Karpfen waren die einzigen beiden Arten, die in allen untersuchten Gewässern vertreten waren (Frequenz des Auftretens 100 %). Häufige Arten waren zudem Aal, Barsch, Plötze, Rotfeder und Schleie, welche jeweils in 18 der 19 Gewässer vorzufinden waren (Frequenz des Auftretens 95 %). Äußerst selten (in ein bis zwei der untersuchten Seen, Frequenz des Auftretens 5 bis 11 %) waren die Arten Aland *Leuciscus idus* (L.), Bachneunauge *Lampetra planeri* (Bl.), Döbel *Leuciscus cephalus* (L.), Dreistachliger Stichling *Gasterosteus aculeatus* L., Giebel *Carassius gibelio* (Bl.), Gründling *Gobio gobio* (L.), Regenbogenforelle, Schlammpeitzger *Misgurnus fossilis* (L.), Schmerle *Barbatula barbatula* (L.), Steinbeißer *Cobitis taenia* L., Ukelei und Wels unter den Fängen zu verzeichnen. Viele dieser Arten sind rheophile Arten, die nicht zur natürlichen Fischgemeinschaft in Standgewässern gehören, aber durch Zuläufe und Besatz in die Gewässer gelangt sein können, z.B. Döbel, Schmerle, Aland. Echte Exoten bzw. nichtheimische Arten waren insgesamt sehr selten. Im Mittel waren nur $0,3 \pm 0,6$ % der gefangenen Fische pro Gewässer Individuen von Fremdarten (insbesondere asiatische Karpfen), ihr Biomasseanteil am Gesamtfang betrug $8,5 \pm 16,3$ % im Durchschnitt.

Von den 29 identifizierten Fischarten stehen 11 (38 %) auf der Roten Liste gefährdeter Arten des Bundeslandes Niedersachsens. Jeder der Seen beherbergte bedrohte Fischarten der Roten Liste, da allein der Hecht, welcher in Niedersachsen als gefährdet eingestuft wird, in allen 19 Untersuchungsgewässern vertreten war (Tabelle 7). Der Bitterling *Rhodeus amarus* (Bl.), welchem der höchste Gefährdungsgrad aller während des Befischungszeitraumes gefangenen Fischarten zugeordnet wird und als vom Aussterben bedroht gilt, wurde sogar in fünf der 19 Gewässer angetroffen. Der Anteil der Fischarten der Roten Liste an der Gesamtartenzahl war mit 60 % im Trappsee am höchsten (Abbildung 2). Der relative Anteil von Individuen der Roten Liste an der Gesamtindividuenzahl betrug im Mittel $9,1 \pm 8,8$ %, ihr Biomasseanteil am Gesamtfang $17,5 \pm 7,9$ % (Tabelle 6). Diese Daten indizieren das große Potential kleiner Standgewässer als Refugien heimischer Biodiversität.

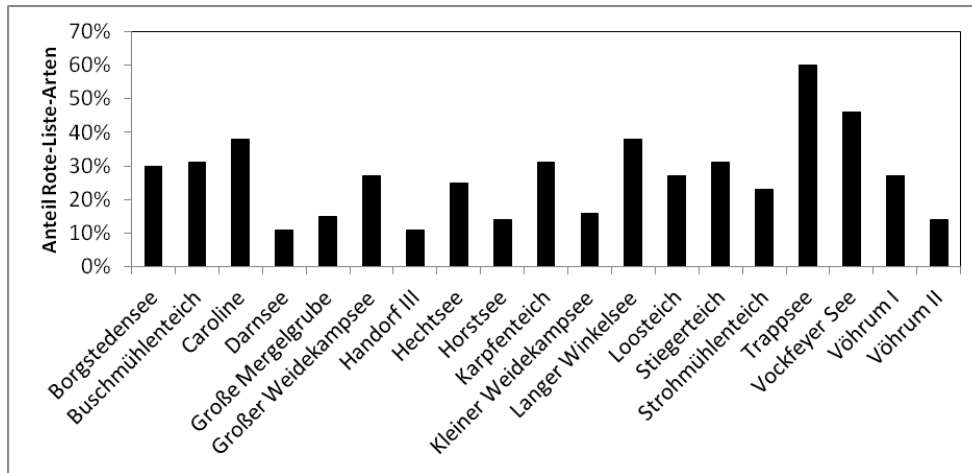


Abbildung 2: Anteile der Rote-Liste-Arten an der Gesamtartenzahl in den 19 Untersuchungsgewässern.

Mithilfe des Einsatzes von Stellnetzen wurden im Schnitt je See zwischen 0 und 4 zusätzliche Arten, im Mittel 1 ± 1 Art, zusätzlich zu den Fängen der Elektrofischerei nachgewiesen. Unter den Fängen waren zudem zwei Hybridarten zwischen verschiedenen Cypriniden, welche in den weiteren Analysen nicht weiter berücksichtigt wurden.

Von allen Arten waren in Bezug auf die relativen Häufigkeiten der Individuenzahl in acht der 19 Gewässer Barsche am häufigsten vertreten (dominant, relative Häufigkeit: Borgstedensee 73 %, Buschmühlenteich 46 %, Große Mergelgrube 44 %, Großer Weidekampsee 54 %, Hechtsee 71 %, Horstsee 35 %, Weidekampsee 39 % Vöhrum I 51 %). In anderen acht Seen waren Plötzen dominierend (relative Häufigkeit: Caroline 32 %, Darnsee 49 %, Handorf III 55 %, Karpfenteich 41 %, Langer Winkelsee 50 %, Loosteach 71 %, Stiegerteich 42 %, Stroh-mühlenteich 46 %). Rotfeder erwies sich in zwei Gewässern, Vockfeyer See (relative Häufigkeit 41 %) und Vöhrum II (relative Häufigkeit 67 %), als dominanteste Art. Nur im Trappsee waren Schleien die dominantesten Fische (relative Häufigkeit 51 %).

Die relativen Biomasseanteile betreffend war Karpfen in 13 Gewässern die dominanteste Fischart unter den Gesamtfängen (relative Biomasse: Borgstedensee 69 %, Buschmühlenteich 40 %, Caroline 55 %, Darnsee 32 %, Großer Weidekampsee 34 %, Handorf III 57 %, Hechtsee 70 %, Horstsee 81 %, Langer Winkelsee 37 %, Loosteach 33 %, Stiegerteich 24 %, Vöhrum I 41 %, Vöhrum II 63 %). Nichtheimische Silberkarpfen dominierten biomasseseitig in den Gewässern Große Mergelgrube (Biomasseanteil 34 %) und Stroh-mühlenteich (Biomasseanteil 24 %). In den Seen Trappsee (Biomasseanteil 47 %) und Vockfeyer See (Biomasseanteil 34 %) dominierten hingegen Schleien die Gesamtbiomasse der Fischgemeinschaft.

In jedem der untersuchten Gewässer waren Cypriniden häufiger vertreten als Raubfische (Tabelle 7). Mit einer mittleren relativen Häufigkeit von 5 ± 4 % waren Raubfische nur

subdominant vertreten. Die relativen Anteile der Anzahl der Cypriniden hingegen betragen über alle Seen gemittelt 50 ± 22 %. Die Biomasseanteile der Raubfische (16 ± 7 %) waren ebenfalls durchschnittlich geringer als die relative Biomasse der Cypriniden (26 ± 14 %) im Mittel über alle Gewässer. Dennoch wurde beim einzelnen Betrachten der Gewässer in fünf der 19 Untersuchungsgewässer (Borgstedensee, Buschmühlenteich, Große Mergelgrube, Handorf III und Vöhrum II) eine höhere Raubfischbiomasse im Vergleich zu Cypriniden nachgewiesen

Tabelle 6: Relative Abundanz- und Biomasseanteile bedrohter Fische (Rote Liste Niedersachsens, Gaumert & Kämmereit 1993) und der Fische nichtheimischer Arten in den 19 Untersuchungsgewässern. Anteile am Gesamtfang des Pelagials und Litorals während des gesamten Untersuchungszeitraumes von März 2011 bis April 2012.

	Fische der Roten Liste (Nds)		Fische nichtheimischer Arten		
	Abundanzanteile	Biomasseanteile	Abundanzanteile	Biomasseanteile	
Borgstedensee	3,5 %	6,5 %	0,0 %	0,0 %	
Buschmühlenteich	6,6 %	26,5 %	0,1 %	6,0 %	
Caroline	4,2 %	17,4 %	0,0 %	0,0 %	
Darnsee	2,1 %	22,5 %	0,0 %	0,0 %	
Große Mergelgrube	6,5 %	13,3 %	1,1 %	54,4 %	
Großer Weidekampsee	9,0 %	19,2 %	0,1 %	4,4 %	
Handorf III	3,0 %	15,6 %	0,0 %	0,0 %	
Hechtsee	9,2 %	10,6 %	0,0 %	0,0 %	
Horstsee	19,0 %	2,3 %	0,0 %	0,0 %	
Karpfenteich	16,6 %	38,9 %	< 0,1 %	0,1 %	
Kleiner Weidekampsee	2,8 %	14,0 %	1,1 %	34,9 %	
Langer Winkelsee	9,6 %	16,6 %	0,0 %	0,0 %	
Loosteich	9,1 %	19,2 %	0,0 %	0,0 %	
Stiegerteich	4,5 %	13,0 %	0,3 %	12,7 %	
Strohmühlenteich	6,0 %	13,4 %	2,1 %	41,4 %	
Trappsee	40,6 %	17,3 %	0,0 %	0,0 %	
Vockfeyer See	8,6 %	24,6 %	0,0 %	0,0 %	
Vöhrum I	5,2 %	18,0 %	0,2 %	7,3 %	
Vöhrum II	6,8 %	23,4 %	0,0 %	0,0 %	
Alle Gewässer	MW	9,1 %	17,5 %	0,3 %	8,5 %
N = 19	(SD)	(8,8 %)	(7,9 %)	(0,6 %)	(16,3 %)

Tabelle 7: Liste der während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Pelagial und Litoral gefangenen Fischarten, ihre Kategorie der Roten Liste Niedersachsens sowie Artenzahl und Shannon-Index je See. Untersuchungszeitraum von März 2011 bis April 2012, Befischungen N = 4, Ausnahmen: Loostei N = 3; Karpfenteich, Buschmühlenteich N = 5. Relative Anteile der Anzahl (Anz) und der Biomasse (BM) der Fische am Gesamtfang des Pelagials und Litorals je See. Rote Liste Kategorien: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = potentiell gefährdet, N = nicht gefährdet, D = Daten mangelhaft, F = Fremdfisch.

Artname	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste		Borgstedensee		Buschmühlenteich		Caroline	Darnsee	Große Mergelgrube	Großer Weidekampsee	Handorf III
				Anz	BM	Anz	BM					
Aal	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)	N	Anz	5 %	2 %	3 %	8 %	13 %	16 %	7 %		
			BM	14 %	2 %	6 %	19 %	8 %	10 %	11 %		
Aland	<i>Leuciscus idus</i> (L.)	N	Anz									
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i> (Bl.)	2	Anz	< 1 %								
			BM	< 1 %								
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i> L.	N	Anz	73 %	46 %	29 %	30 %	44 %	54 %	18 %		
			BM	5 %	1 %	2 %	2 %	3 %	7 %	2 %		
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i> (Bl.)	1	Anz			2 %						
			BM			< 1 %						
Brasse	<i>Abramis brama</i> (L.)	N	Anz	< 1 %	14 %	2 %	3 %	< 1 %	2 %	5 %		
			BM	4 %	14 %	12 %	8 %	1 %	12 %	4 %		
Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i> (L.)	N	Anz							< 1 %		
			BM							< 1 %		
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i> L.	N	Anz	< 1 %								
			BM	< 1 %								
Giebel	<i>Carassius gibelio</i> (Bl.)	D	Anz									
			BM									
Graskarpfen	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes)	F	Anz		< 1 %			< 1 %	< 1 %			
			BM		1 %			4 %	4 %			
Gründling	<i>Gobio gobio</i> (L.)	N	Anz									
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	N	Anz	< 1 %	< 1 %			< 1 %				
			BM	< 1 %	< 1 %			< 1 %				
Hecht	<i>Esox lucius</i> L.	3	Anz	3 %	6 %	2 %	2 %	6 %	7 %	3 %		
			BM	7 %	21 %	10 %	23 %	12 %	12 %	16 %		
Karausche	<i>Carassius carassius</i> (L.)	3	Anz		< 1 %	< 1 %				2 %		
			BM		< 1 %	< 1 %				3 %		
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i> L.	D	Anz	3 %	1 %	2 %	< 1 %	1 %	5 %	3 %		
			BM	69 %	40 %	55 %	32 %	11 %	34 %	57 %		
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L.)	N	Anz		1 %	< 1 %	< 1 %					
			BM		< 1 %	< 1 %	< 1 %					
Marmorkarpfen	<i>Hypthalmichthys nobilis</i> (Richardson)	F	Anz					< 1 %				
			BM					17 %				
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel)	4	Anz		< 1 %	< 1 %						
			BM		< 1 %	< 1 %						
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	N	Anz	14 %	15 %	32 %	49 %	29 %	1 %	55 %		
			BM	2 %	2 %	4 %	6 %	5 %	< 1 %	2 %		
Regenbogenforelle	<i>Onchorhynchus mykiss</i> (Walbaum)	F	Anz									
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	N	Anz	< 1 %	11 %	27 %	6 %	5 %	2 %	2 %		
			BM	< 1 %	1 %	2 %	1 %	1 %	< 1 %	< 1 %		
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i> (L.)	2	Anz									
			BM									
Schleie	<i>Tinca tinca</i> (L.)	N	Anz		2 %	1 %	1 %	1 %	12 %	7 %		
			BM		7 %	3 %	9 %	3 %	13 %	8 %		
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i> (L.)	3	Anz									
			BM									
Silberkarpfen	<i>Hypthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes)	D	Anz		< 1 %			1 %				
			BM		5 %			34 %				
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i> L.	2	Anz									
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	3	Anz									
			BM									
Wels	<i>Silurus glanis</i> L.	2	Anz		< 1 %							
			BM		1 %							
Zander	<i>Sander lucioperca</i> (L.)	4	Anz		< 1 %	< 1 %		< 1 %	< 1 %			
			BM		5 %	7 %		1 %	4 %			
Gesamt			Anz	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %		
			BM	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %		
Raubfische			Anz	3 %	6 %	2 %	2 %	7 %	9 %	3 %		
			BM	7 %	26 %	17 %	22 %	13 %	19 %	16 %		
Cypriniden			Anz	15 %	43 %	61 %	60 %	35 %	17 %	69 %		
			BM	6 %	24 %	20 %	24 %	10 %	25 %	14 %		
Artenzahl			10	16	13	9	13	11	9			
Rote-Liste-Arten			3	5	5	1	2	3	1			
Shannon-Index			0,954	1,638	1,590	1,359	1,479	1,491	1,445			

Tabelle 7: (Fortsetzung 1)

Artname	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste		Kleiner Weide-					
				Hechtsee	Horstsee	Karpfenteich	kampsee	Langer Winkelsee	Loosteich
Aal	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)	N	Anz	< 1 %	11 %	< 1 %	2 %	5 %	1 %
			BM	< 1 %	7 %	< 1 %	2 %	3 %	5 %
Aland	<i>Leuciscus idus</i> (L.)	N	Anz			< 1 %			
			BM			< 1 %			
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i> (Bl.)	2	Anz						
			BM						
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i> L.	N	Anz	71 %	35 %	15 %	39 %	27 %	16 %
			BM	7 %	2 %	8 %	4 %	3 %	5 %
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i> (Bl.)	1	Anz			3 %			
			BM			< 1 %			
Brasse	<i>Abramis brama</i> (L.)	N	Anz		1 %	4 %	1 %	3 %	2 %
			BM		< 1 %	5 %	12 %	28 %	19 %
Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i> (L.)	N	Anz			< 1 %			
			BM			< 1 %			
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i> L.	N	Anz						
			BM						
Giebel	<i>Carassius gibelio</i> (Bl.)	D	Anz			< 1 %			
			BM			< 1 %			
Graskarpfen	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes)	F	Anz				1 %		
			BM				14 %		
Gründling	<i>Gobio gobio</i> (L.)	N	Anz					< 1 %	
			BM					< 1 %	
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	N	Anz			12 %			< 1 %
			BM			9 %			< 1 %
Hecht	<i>Esox lucius</i> L.	3	Anz	9 %	19 %	2 %	2 %	3 %	1 %
			BM	11 %	2 %	31 %	10 %	8 %	10 %
Karausche	<i>Carassius carassius</i> (L.)	3	Anz	< 1 %		< 1 %	< 1 %	< 1 %	1 %
			BM	< 1 %		7 %	4 %	1 %	9 %
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i> L.	D	Anz	4 %	10 %	< 1 %	1 %	2 %	< 1 %
			BM	70 %	81 %	10 %	11 %	37 %	33 %
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L.)	N	Anz			< 1 %			
			BM			< 1 %			
Marmorkarpfen	<i>Hypthalmichthys nobilis</i> (Richardson)	F	Anz				< 1 %		
			BM				21 %		
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel)	4	Anz			11 %	1 %	6 %	7 %
			BM			1 %	< 1 %	< 1 %	< 1 %
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	N	Anz	1 %	22 %	41 %	17 %	50 %	71 %
			BM	< 1 %	5 %	21 %	5 %	5 %	15 %
Regenbogenforelle	<i>Onchorhynchus mykiss</i> (Walbaum)	F	Anz			< 1 %			
			BM			< 1 %			
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	N	Anz	< 1 %		9 %	33 %	2 %	< 1 %
			BM	< 1 %		2 %	3 %	< 1 %	< 1 %
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i> (L.)	2	Anz						
			BM						
Schleie	<i>Tinca tinca</i> (L.)	N	Anz	14 %	3 %	2 %	3 %	2 %	< 1 %
			BM	12 %	3 %	7 %	15 %	7 %	4 %
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i> (L.)	3	Anz					< 1 %	
			BM					< 1 %	
Silberkarpfen	<i>Hypthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes)	D	Anz			< 1 %			
			BM			< 1 %			
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i> L.	2	Anz			< 1 %			
			BM			< 1 %			
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	3	Anz			< 1 %			
			BM			< 1 %			
Wels	<i>Silurus glanis</i> L.	2	Anz						
			BM						
Zander	<i>Sander lucioperca</i> (L.)	4	Anz					1 %	
			BM					8 %	
Gesamt			Anz	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
			BM	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Raubfische			Anz	9 %	19 %	2 %	2 %	4 %	1 %
			BM	11 %	2 %	32 %	10 %	16 %	11 %
Cypriniden			Anz	16 %	25 %	68 %	54 %	57 %	73 %
			BM	12 %	9 %	43 %	35 %	39 %	38 %
Artenzahl			8	7	19	12	13	11	
Rote-Liste-Arten			2	1	6	2	5	3	
Shannon-Index			0,967	1,624	1,805	1,476	1,505	0,992	

Tabelle 7: (Fortsetzung 2)

Artname	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste		Stroh-			Vockfeyer		Vöhrum I	Vöhrum II
				Stiegerteich	mühlenteich	Trappsee	See			
Aal	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)	N	Anz	5 %	10 %	< 1 %	< 1 %	9 %		
			BM	5 %	3 %	< 1 %	< 1 %	10 %		
Aland	<i>Leuciscus idus</i> (L.)	N	Anz							
			BM							
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i> (Bl.)	2	Anz							
			BM							
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i> L.	N	Anz	21 %	9 %		35 %	55 %	10 %	
			BM	4 %	2 %		7 %	2 %	5 %	
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i> (Bl.)	1	Anz	< 1 %		21 %	2 %			
			BM	< 1 %		2 %	< 1 %			
Brasse	<i>Abramis brama</i> (L.)	N	Anz	16 %	7 %		< 1 %	5 %		
			BM	23 %	6 %		3 %	18 %		
Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i> (L.)	N	Anz							
			BM							
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i> L.	N	Anz			< 1 %				
			BM			< 1 %				
Giebel	<i>Carassius gibelio</i> (Bl.)	D	Anz							
			BM							
Graskarpfen	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes)	F	Anz	< 1 %				< 1 %		
			BM	4 %				7 %		
Gründling	<i>Gobio gobio</i> (L.)	N	Anz							
			BM							
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	N	Anz	< 1 %	2 %		< 1 %		< 1 %	
			BM	< 1 %	< 1 %		< 1 %		< 1 %	
Hecht	<i>Esox lucius</i> L.	3	Anz	3 %	5 %	< 1 %	6 %	5 %	7 %	
			BM	10 %	10 %	5 %	24 %	15 %	23 %	
Karausche	<i>Carassius carassius</i> (L.)	3	Anz	< 1 %	< 1 %	20 %	< 1 %	< 1 %		
			BM	2 %	1 %	10 %	< 1 %	< 1 %		
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i> L.	D	Anz	1 %	5 %	< 1 %	1 %	5 %	1 %	
			BM	24 %	23 %	31 %	19 %	41 %	63 %	
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L.)	N	Anz							
			BM							
Marmorkarpfen	<i>Hypthalmichthys nobilis</i> (Richardson)	F	Anz	< 1 %	1 %					
			BM	9 %	18 %					
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel)	4	Anz	1 %		< 1 %	< 1 %			
			BM	< 1 %		< 1 %	< 1 %			
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	N	Anz	42 %	46 %		5 %	6 %	12 %	
			BM	6 %	2 %		3 %	< 1 %	< 1 %	
Regenbogenforelle	<i>Onchorhynchus mykiss</i> (Walbaum)	F	Anz	< 1 %						
			BM	< 1 %						
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	N	Anz	8 %	9 %	7 %	41 %	9 %	67 %	
			BM	1 %	1 %	4 %	9 %	< 1 %	6 %	
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i> (L.)	2	Anz				< 1 %			
			BM				< 1 %			
Schleie	<i>Tinca tinca</i> (L.)	N	Anz	3 %	3 %	51 %	8 %	6 %	3 %	
			BM	12 %	8 %	47 %	34 %	4 %	3 %	
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i> (L.)	3	Anz							
			BM							
Silberkarpfen	<i>Hypthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes)	D	Anz		1 %					
			BM		24 %					
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i> L.	2	Anz			< 1 %	< 1 %			
			BM			< 1 %	< 1 %			
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	3	Anz							
			BM							
Wels	<i>Silurus glanis</i> L.	2	Anz							
			BM							
Zander	<i>Sander lucioperca</i> (L.)	4	Anz	< 1 %	1 %			< 1 %		
			BM	1 %	3 %			3 %		
Gesamt			Anz	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	
			BM	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	
Raubfische			Anz	3 %	6 %	< 1 %	6 %	5 %	7 %	
			BM	11 %	14 %	5 %	25 %	18 %	26 %	
Cypriniden			Anz	68 %	68 %	59 %	55 %	26 %	82 %	
			BM	41 %	18 %	51 %	49 %	22 %	9 %	
Artenzahl				16	13	10	13	11	7	
Rote-Liste-Arten				5	3	6	6	3	1	
Shannon-Index				1,700	1,848	1,224	1,445	1,580	1,093	

4.3. Abundanz und Biomasse der Ufergemeinschaft

In Tabelle 8 sind Fischabundanzen als mittlere NPUE- und BPUE-Werte pro 10 min Elektrofischen im Litoral für den Gesamtfang und für den Fang der Fischarten Aal, Barsch, Brasse, Hecht, Karpfen, Plötze, Schleie und Zander je Untersuchungsgewässer dargestellt. Die höchste Abundanz (NPUE) mit einer mittleren Individuenanzahl von $394,2 \pm 227,3$ pro 10 min Befischung wurde im Trappsee festgestellt, die geringste Abundanz mit $13,6 \pm 11,3$ Individuen im Horstsee. Von den gesondert betrachteten Fischarten war die numerische Abundanz der Barsche in 10 von 19 Gewässern (in 52,6 % der Seen) die größte. Im Trappsee dominierte in Bezug auf die numerische Abundanz die Schleie und in den anderen acht Gewässern (in 42,1 % der Seen) die Plötze über die restlichen untersuchten Arten. Überaus hohe mittlere NPUE-Werte über 100 Fische pro 10 min Befischungszeit erreichten nur zwei der betrachteten Fischarten; Plötze im Karpfenteich (mittlerer NPUE = $117,4 \pm 85,5$ Fische pro 10 min) und Loosteich (mittlerer NPUE = $205,2 \pm 89,7$ Fische pro 10 min) sowie Schleien im Trappsee (mittlerer NPUE = $197,7 \pm 81,7$ Fische pro 10 min). Die restlichen Arten Aal, Brasse, Hecht, Karpfen und Zander traten nur mit geringer Individuenzahl von im Mittel < 20 Individuen pro 10 min Befischungszeit auf. Die höchste Hechtdichte wurden im Buschmühlenteich und im Karpfenteich nachgewiesen (mittlerer NPUE $> 4,5$ Fische pro 10 min), die geringste Dichte bei NPUE-Werten ≤ 1 Hecht pro 10 min in fünf der 19 Untersuchungsgewässer (Borgstedensee, Kleiner Weidekampsee, Loosteich, Strohmühlenteich und Trappsee) (Tabelle 8). Die Abundanzen (NPUE) von Karpfen und Zander waren im Litoral überaus gering, oft waren sie gar nicht anzutreffen, weshalb diese beiden Fischarten in den weiteren Zusammenhangsanalysen nicht berücksichtigt wurden.

Die Gewässer Loosteich (mittlerer BPUE = $8,9 \pm 3,2$ kg pro 10 min) und Stiegerteich (mittlerer BPUE $8,9 \pm 3,4$ kg pro 10 min) wiesen die größte Fischbiomasse im Litoral auf (Tabelle 8). Von den separat analysierten Fischarten machten in sieben von 19 Gewässern Karpfen den größten Anteil an der Gesamtbiomasse aus, abzulesen an mittleren BPUE-Werten bis $2,2 \pm 3,6$ kg pro 10 min Befischung im Buschmühlenteich und $2,2 \pm 2,2$ kg pro 10 min im Horstsee. Hohe Biomasse-Werte im Litoral erreichten zudem Aale mit im Mittel $1,2 \pm 1,0$ kg pro 10 min Befischungszeit im Darnsee, Brassern mit $1,7 \pm 1,1$ kg pro 10 min im Loosteich und Plötzen mit $2,9 \pm 1,6$ kg pro 10 min im Loosteich. Die durchschnittliche Biomasse der Hechtfänge im Litoral war im Buschmühlenteich mit $1,8 \pm 0,9$ kg pro 10 min Befischungsdauer und im Karpfenteich mit $1,5 \pm 0,6$ kg pro 10 min am höchsten von allen untersuchten Gewässern. Mit weniger als 0,2 kg Hechtbiomasse pro 10 min Befischungsdauer waren die durchschnittlichen BPUE-Werte in den fünf Gewässern Hechtsee, Horstsee, Langer Winkelsee, Strohmühlenteich und Trappsee vergleichsweise niedrig (Tabelle 8).

Die zweite Berechnungsmethode von Abundanz und Biomasse nach befischter Strecke (normiert auf 50 m Befischungsstrecke) zeigte überwiegend ähnliche Ergebnisse wie die nach Befischungszeit (Tabelle 9). Die geringsten durchschnittlichen Abundanzwerte der Gesamtfänge im Litoral gab es wie zuvor im Horstsee mit $5,2 \pm 4,2$ Individuen pro 50 m befischte Uferstrecke. Die meisten Fänge gab es mit $207,0 \pm 74,7$ Fischen pro 50 m Befischungsstrecke nach dieser Methode im Loosteich. Im Durchschnitt wurden die meisten Hechte wieder im Litoral des Buschmühlenteichs (mittlerer NPUE = $2,5 \pm 0,7$ Individuen pro 50 m) und des Karpfenteichs (mittlerer NPUE = $2,3 \pm 0,9$ pro 50 m) gefangen. Die geringste mittlere Gesamtbiomasse pro 50 m befischte Strecke wurde mit $0,6 \pm 0,1$ kg im Langen Winkelsee und $0,6 \pm 0,5$ kg im Vockfeyer See ermittelt. Mit $6,2 \pm 1,1$ kg pro 50 m befischte Uferstrecke gab es nach dieser Berechnungsmethode die größte durchschnittliche Fischbiomasse im Litoral des Loosteiches.

Tabelle 8: Abundanzen numerisch (NPUE) und nach Biomasse (BPUE) pro 10 min Befischungszeit im Litoral der 19 Untersuchungsgewässer für den Gesamtfang sowie für einige ausgewählte Arten. Mittelwert (\pm Standardabweichung). NPUE = Individuen pro 10 min Elektrofischen, BPUE = Biomasse (kg) pro 10 min Elektrofischen. N = 4, Ausnahmen: Loosteich N = 3; Karpfenteich, Buschmühlenteich N = 5. Erläuterungen im Text.

	Borgstedensee	Busch- mühlenteich	Caroline	Darnsee	Große Mergelgrube	Großer Weidekampsee	Handorf III	Hechtsee	Horstsee	Karpfenteich
NPUE										
gesamt	24,5 (21,6)	88,1 (32,7)	83,9 (69,0)	57,3 (11,5)	40,1 (16,5)	21,3 (9,3)	58,1 (76,3)	24,7 (15,8)	13,6 (11,3)	273,1(134,2)
Aal	1,4 (0,8)	2,6 (2,2)	2,3 (1,8)	5,2 (3,9)	5,4 (3,7)	3,7 (1,8)	3,6 (1,5)	<0,1 (<0,1)	1,7 (1,9)	0,3 (0,4)
Barsch	18,3 (15,4)	45,8 (20,9)	27,8 (32,0)	16,9 (2,2)	17,3 (13,5)	12,5 (9,8)	8,2 (2,8)	18,2 (13,2)	5,0 (5,5)	41,5 (13,0)
Brasse	<0,1 (<0,1)	8,6 (11,0)	0,8 (1,4)	1,6 (1,8)	0,0 (0,1)	0,1 (0,1)	2,9 (5,8)	0,0 (0,0)	0,1 (0,2)	11,9 (14,1)
Hecht	0,8 (1,1)	4,6 (2,1)	1,4 (1,0)	1,1 (0,5)	2,5 (1,1)	1,7 (1,3)	1,4 (1,1)	2,1 (1,2)	2,7 (1,9)	4,9 (1,0)
Karpfen	0,1 (0,2)	0,4 (0,5)	0,2 (0,3)	0,1 (0,1)	0,2 (0,1)	0,1 (0,1)	0,1 (0,1)	0,4 (0,6)	0,5 (0,4)	0,0 (0,1)
Plötze	3,7 (6,8)	13,6 (9,1)	26,1 (25,4)	28,1 (10,3)	12,5 (2,2)	0,1 (0,1)	36,9 (66,6)	0,2 (0,4)	3,1 (6,2)	117,4(85,5)
Schleie	0,0 (0,0)	0,9 (0,4)	1,1 (0,5)	1,9 (1,3)	0,1 (0,1)	2,4 (0,8)	3,4 (1,1)	3,5 (2,5)	0,4 (0,3)	4,6 (1,3)
Zander	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
BPUE										
gesamt	1,4 (0,9)	7,0 (4,3)	4,6 (3,5)	3,4 (1,7)	3,6 (1,6)	1,6 (0,2)	1,8 (0,8)	2,0 (1,8)	3,2 (2,7)	5,5 (2,2)
Aal	0,6 (0,3)	0,5 (0,5)	0,9 (0,6)	1,2 (1,0)	0,8 (0,4)	0,4 (0,1)	0,7 (0,3)	<0,1 (<0,1)	0,4 (0,5)	<0,1 (<0,1)
Barsch	0,2 (0,2)	0,3 (0,2)	0,3 (0,3)	0,1 (0,0)	0,2 (0,1)	0,2 (0,1)	0,1 (<0,1)	0,4 (0,3)	0,1 (0,1)	0,5 (0,2)
Brasse	<0,1 (<0,1)	0,3 (0,5)	0,3 (0,6)	<0,1 (<0,1)	0,1 (0,1)	0,1 (0,2)	<0,1 (<0,1)	0,0 (0,0)	<0,1 (<0,1)	0,4 (0,6)
Hecht	0,2 (0,2)	1,8 (0,9)	0,6 (0,1)	0,9 (0,2)	0,8 (0,4)	0,4 (0,2)	0,5 (0,6)	0,2 (0,2)	0,1 (0,1)	1,5 (0,6)
Karpfen	0,3 (0,4)	2,2 (3,6)	1,3 (1,5)	0,6 (1,2)	0,9 (0,9)	0,1 (0,3)	0,1 (0,1)	1,3 (1,9)	2,2 (2,2)	0,1 (0,2)
Plötze	0,1 (0,1)	0,4 (0,4)	0,5 (0,6)	0,3 (0,2)	0,5 (0,2)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	<0,1 (<0,1)	0,3 (0,6)	1,6 (1,3)
Schleie	0,0 (0,0)	0,5 (0,3)	0,3 (0,4)	0,1 (<0,1)	<0,1 (<0,1)	0,3 (0,2)	0,3 (0,3)	0,1 (0,1)	0,1 (0,1)	0,3 (0,2)
Zander	0,0 (0,0)	0,4 (0,5)	0,1 (0,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

Tabelle 8: (Fortsetzung)

	Kleiner Weidekampsee	Langer Winkelsee	Loostich	Stiegerteich	Stroh- mühlenteich	Trappsee	Vockfeyer See	Vöhrum I	Vöhrum II
NPUE									
gesamt	66,7 (34,0)	44,0 (26,4)	295,4(156,3)	107,5 (53,2)	24,6 (11,2)	394,2(227,3)	61,3 (52,4)	43,2 (21,4)	19,6 (16,9)
Aal	1,4 (0,3)	2,3 (0,5)	3,3 (2,3)	5,3 (0,6)	3,0 (1,3)	0,4 (0,2)	<0,1 (<0,1)	4,9 (3,0)	0,0 (0,0)
Barsch	27,7 (12,0)	12,8 (6,1)	51,8 (28,9)	23,2 (11,5)	2,6 (2,76)	0,0 (0,0)	22,2 (23,7)	26,7 (13,7)	1,8 (1,4)
Brasse	0,1 (0,2)	0,0 (0,0)	3,7 (1,0)	16,4 (26,2)	1,6 (2,6)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,1 (0,2)	0,0 (0,0)
Hecht	0,6 (0,9)	1,2 (0,8)	1,0 (0,7)	2,6 (0,6)	0,6 (1,0)	0,8 (1,4)	3,5 (2,3)	1,6 (0,9)	1,1 (0,2)
Karpfen	0,0 (0,0)	0,2 (0,2)	0,2 (0,2)	0,4 (0,3)	0,1 (0,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,5 (0,4)	0,1 (0,1)
Plötze	11,5 (15,3)	22,9 (16,3)	205,2(89,7)	48,9 (36,0)	13,2 (10,2)	0,0 (0,0)	3,0 (4,0)	2,1 (3,0)	2,4 (4,6)
Schleie	0,3 (0,2)	0,6 (1,3)	0,4 (0,2)	1,7 (0,5)	0,5 (0,9)	197,7(81,7)	4,0 (3,9)	2,6 (1,6)	0,5 (0,4)
Zander	0,0 (0,0)	0,2 (0,1)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
BPUE									
gesamt	2,4 (2,2)	1,8 (0,5)	8,9 (3,2)	8,9 (3,4)	1,8 (2,6)	2,3 (1,5)	1,6 (1,2)	3,6 (1,9)	0,9 (0,6)
Aal	0,2 (0,1)	0,2 (0,1)	0,8 (0,6)	0,8 (0,2)	0,3 (0,3)	<0,1 (<0,1)	<0,1 (<0,1)	1,2 (0,6)	0,0 (0,0)
Barsch	0,4 (0,2)	0,1 (0,0)	0,7 (0,3)	0,6 (0,3)	0,1 (<0,1)	0,0 (0,0)	0,4 (0,4)	0,2 (0,0)	<0,1 (<0,1)
Brasse	0,2 (0,3)	0,0 (0,0)	1,7 (1,1)	1,5 (1,5)	0,4 (0,7)	0,0 (0,0)	<0,1 (<0,1)	<0,1 (<0,1)	0,0 (0,0)
Hecht	0,2 (0,3)	0,1 (0,1)	0,9 (1,1)	1,0 (0,3)	0,2 (0,2)	0,1 (0,1)	0,6 (0,3)	0,5 (0,2)	0,3 (0,2)
Karpfen	0,0 (0,0)	0,7 (0,6)	1,2 (1,1)	1,8 (1,9)	0,3 (0,5)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,4 (0,4)	0,3 (0,7)
Plötze	0,5 (0,7)	0,3 (0,2)	2,9 (1,6)	0,9 (0,6)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,1 (0,2)	<0,1 (<0,1)	<0,1 (<0,1)
Schleie	<0,1 (<0,1)	0,2 (0,5)	0,3 (0,2)	0,8 (0,5)	0,3 (0,6)	1,1 (0,6)	0,1 (0,1)	0,3 (0,2)	0,1 (0,1)
Zander	0,0 (0,0)	0,2 (0,2)	0,0 (0,0)	0,1 (0,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

Tabelle 9: Abundanzen numerisch (NPUE) und nach Biomasse (BPUE) pro 50 m befischte Uferstrecke im Litoral der 19 Untersuchungsgewässer für den Gesamtfang sowie für einige ausgewählte Arten. Mittelwert (\pm Standardabweichung). NPUE = Individuen pro 50 m Uferstrecke, BPUE = Biomasse (kg) pro 50 m Uferstrecke. Befischungen N = 4, Ausnahmen: Loosteach N = 3; Karpfenteich, Buschmühlenteich N = 5. Erläuterungen im Text.

	Borgstedensee	Busch- mühlenteich	Caroline	Darnsee	Große Mergelgrube	Großer Weidekampsee	Handorf III	Hechtsee	Horstsee	Karpfenteich
NPUE										
gesamt	12,0 (10,7)	47,6 (29,3)	30,6 (26,4)	21,0 (5,5)	23,0 (13,6)	9,3 (4,1)	29,1 (32,1)	12,9 (8,6)	5,2 (4,2)	116,5(44,0)
Aal	0,7 (0,4)	1,1 (0,7)	0,9 (0,8)	1,7 (0,9)	3,2 (2,7)	1,6 (0,9)	2,1 (0,9)	< 0,1 (< 0,1)	0,6 (0,6)	0,1 (0,2)
Barsch	9,0 (7,9)	23,7 (15,0)	9,2 (9,8)	6,4 (2,2)	10,4 (9,6)	5,5 (4,2)	5,5 (4,4)	9,6 (7,3)	2,0 (2,1)	18,2 (4,5)
Brasse	< 0,1 (< 0,1)	5,5 (7,1)	0,3 (0,6)	0,6 (0,6)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (0,1)	1,3 (2,6)	0,0 (0,0)	0,0 (0,1)	4,8 (5,5)
Hecht	0,4 (0,7)	2,5 (1,6)	0,5 (0,3)	0,4 (0,1)	1,3 (0,4)	0,7 (0,5)	0,7 (0,4)	1,1 (0,6)	1,1 (0,7)	2,3 (0,9)
Karpfen	0,1 (0,1)	0,2 (0,4)	0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,1 (0,1)	0,2 (0,3)	0,2 (0,2)	< 0,1 (0,1)
Plötze	1,7 (3,2)	7,8 (6,3)	10,1 (10,9)	10,4 (4,2)	6,9 (1,8)	0,1 (< 0,1)	16,8 (29,3)	0,1 (0,2)	1,2 (2,4)	50,0 (29,6)
Schleie	0,0 (0,0)	0,5 (0,2)	0,4 (0,2)	0,6 (0,4)	< 0,1 (0,1)	1,1 (0,5)	2,1 (1,0)	1,8 (1,2)	0,1 (0,1)	2,1 (0,6)
Zander	0,0 (0,0)	< 0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
BPUE										
gesamt	0,7 (0,5)	3,9 (3,5)	1,7 (1,5)	1,2 (0,6)	2,0 (1,3)	0,7 (0,1)	1,0 (0,3)	1,1 (1,0)	1,3 (1,1)	2,4 (0,6)
Aal	0,3 (0,2)	0,2 (0,2)	0,3 (0,2)	0,4 (0,2)	0,4 (0,3)	0,2 (< 0,1)	0,4 (0,2)	< 0,1 (< 0,1)	0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)
Barsch	< 0,1 (< 0,1)	0,2 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,2 (0,2)	< 0,1 (< 0,1)	0,2 (0,1)
Brasse	< 0,1 (< 0,1)	0,2 (0,4)	0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)	< 0,1 (< 0,1)	0,1 (0,2)
Hecht	0,1 (< 0,1)	0,9 (0,5)	0,2 (< 0,1)	0,3 (< 0,1)	0,4 (0,1)	0,2 (< 0,1)	0,2 (0,2)	< 0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,7 (0,3)
Karpfen	0,2 (0,2)	1,4 (2,6)	0,5 (0,6)	0,2 (0,4)	0,5 (0,5)	< 0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,7 (1,0)	0,9 (0,9)	0,0 (0,1)
Plötze	< 0,1 (< 0,1)	0,3 (0,3)	0,2 (0,3)	0,1 (< 0,1)	0,3 (< 0,1)	0,0 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,1 (0,2)	0,7 (0,4)
Schleie	0,0 (0,0)	0,3 (0,1)	0,1 (0,2)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,2 (0,1)	0,2 (0,2)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,1 (< 0,1)
Zander	0,0 (0,0)	0,1 (0,2)	< 0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

Tabelle 9: (Fortsetzung)

	Kleiner Weidekampsee	Langer Winkelsee	Loosteich	Stiegerteich	Stroh- mühlenteich	Trappsee	Vockfeyer See	Vöhrum I	Vöhrum II
NPUE									
gesamt	27,7 (14,5)	14,1 (7,0)	207,0(74,7)	54,0 (25,1)	11,0 (5,5)	147,1(77,7)	23,0 (19,7)	19,3 (11,0)	15,1 (11,7)
Aal	0,6 (0,1)	0,8 (0,2)	2,4 (1,4)	2,8 (0,6)	1,3 (0,6)	0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	2,0 (1,0)	0,0 (0,0)
Barsch	11,5 (5,1)	4,1 (1,4)	34,0 (5,5)	11,9 (5,1)	1,1 (1,3)	0,0 (0,0)	8,4 (8,9)	11,9 (6,6)	1,5 (1,0)
Brasse	< 0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	2,7 (0,7)	8,5 (13,7)	0,7 (1,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)
Hecht	0,3 (0,4)	0,4 (0,3)	0,6 (0,2)	1,4 (0,3)	0,3 (0,5)	0,3 (0,5)	1,4 (0,9)	0,8 (0,5)	1,0 (0,4)
Karpfen	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,2 (0,2)	0,2 (0,1)	0,0 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,2 (0,2)	< 0,1 (0,1)
Plötze	5,1 (7,3)	7,3 (4,6)	150,3(67,0)	24,1 (18,4)	5,9 (4,8)	0,0 (0,0)	1,1 (1,5)	1,2 (1,9)	1,8 (3,4)
Schleie	0,1 (0,1)	0,2 (0,4)	0,3 (0,1)	0,9 (0,2)	0,2 (0,4)	75,8 (34,7)	1,6 (1,6)	1,3 (1,0)	0,5 (0,3)
Zander	0,0 (0,0)	0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)	< 0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
BPUE									
gesamt	1,1 (1,1)	0,6 (0,1)	6,2 (1,1)	4,6 (1,5)	0,8 (1,2)	0,9 (0,5)	0,6 (0,5)	1,5 (0,7)	0,7 (0,4)
Aal	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,6 (0,4)	0,4 (< 0,1)	0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,5 (0,2)	0,0 (0,0)
Barsch	0,2 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,5 (0,3)	0,3 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)
Brasse	< 0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	1,1 (0,6)	0,8 (0,8)	0,2 (0,3)	0,0 (0,0)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)
Hecht	0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,4 (0,5)	0,5 (0,1)	< 0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)	0,2 (0,1)	0,2 (0,1)	0,3 (0,2)
Karpfen	0,0 (0,0)	< 0,1 (0,2)	1,0 (1,0)	0,9 (0,8)	0,1 (0,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,2 (0,2)	0,2 (0,5)
Plötze	0,2 (0,3)	< 0,1 (< 0,1)	2,0 (0,9)	0,5 (0,3)	< 0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (< 0,1)
Schleie	< 0,1 (< 0,1)	< 0,1 (0,1)	0,2 (0,1)	0,4 (0,2)	0,1 (0,3)	0,4 (0,2)	< 0,1 (< 0,1)	0,1 (0,1)	< 0,1 (< 0,1)
Zander	0,0 (0,0)	< 0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)	< 0,1 (< 0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

4.4. Größenstruktur der Ufergemeinschaft

In der Tabelle 10 sind die Durchschnittswerte der mittleren und maximalen Längen des Gesamtfanges und einzelner Arten des Litorals aufgelistet. Durchschnittliche mittlere Längen aller gefangenen Fische waren mit Werten über 15 cm in sieben der 19 Untersuchungsgewässer relativ hoch. Die geringsten mittleren Fischlängen mit durchschnittlichen Werten von unter 10 cm wurden in zwei der Seen, Karpfenteich und Trappsee, gemessen. Die durchschnittlich größte mittlere Länge aller Fischfänge im Litoral war mit $23,2 \pm 4,5$ cm im Horstsee nachweisbar. Die geringsten mittleren Längen mit $6,2 \pm 0,6$ cm wurden im Schnitt im Litoral des Trappsees gefangen, da in diesem See überwiegend Fische kleiner Arten wie Bitterling und kleine Schleien anzutreffen waren. Von den näher betrachteten Fischarten hatten in 13 von 19 Seen Karpfenfänge (mittlere Länge bis zu 88,0 cm im Darnsee) die größten mittleren Längen, in vier Seen waren Aale (mittlere Länge bis zu $58,8 \pm 3,1$ cm im Borgstedensee) und in den zwei übrigen Seen waren einmal Brasse (mittlere Länge von 47,3 cm im Großen Weidekampsee) und einmal Hecht (mittlere Länge von 39,3 cm im Trappsee) die Arten mit den durchschnittlich größten mittleren Fischlängen im Litoral. Hechte erreichten eine größte mittlere Länge von $46,3 \pm 7,3$ cm im Darnsee. Die durchschnittlich kleinsten Hechte des Litorals wurden mit einer mittleren Länge von $19,8 \pm 4,3$ cm im Hechtsee gefangen. Die kleinsten Aale wurden im Schnitt im Litoral des Karpfenteichs (mittlere Länge von 32,2 cm) nachgewiesen, die größten mit $58,8 \pm 3,1$ cm im Borgstedensee, die kleinsten Barsche in Vöhrum I mit $8,5 \pm 1,5$ cm mittlere Länge und die durchschnittliche größten Barsche in Vöhrum II mit $13,1 \pm 0,7$ cm. Von den Schleien wurden im Litoral des Trappsee mit $6,6 \pm 1,0$ cm die durchschnittlich kleinsten gefangen und im Loosteich mit $38,3 \pm 4,5$ cm die größten bezüglich der mittleren Länge.

Im Trappsee wurde neben der geringsten mittleren Länge auch die geringste durchschnittliche maximale Fischlänge von $46,2 \pm 10,2$ cm ermittelt, was ein Resultat der kürzlich stattgefundenen Ausstickung des Sees und damit einhergehender Neubesiedelung zu sein scheint. Im Buschmühlenteich (mittlere Maximallänge von $79,2 \pm 11,7$ cm) und in der Caroline (mittlere Maximallänge von $80,6 \pm 8,6$ cm) wurden die Fische mit den im Durchschnitt maximalsten Längen gefangen. Die Arten mit den größten mittleren maximalen Längen waren in neun der 19 Seen Aale mit einer durchschnittlichen Maximallänge bis zu $79,9 \pm 9,4$ cm, in sechs Seen Karpfen (mittlere Maximallänge bis zu $75,0 \pm 7,1$ cm) und in zwei Seen Hechte (mittlere Maximallänge bis zu $78,0 \pm 5,2$ cm). Im Stiegerteich war die Fischart mit der maximalsten Länge ein einzelner Zander mit einer Totallänge von 60,5 cm.

Tabelle 10: Mittlere und maximale Längen der Fänge im Litoral der 19 Untersuchungsgewässer. Mittelwert, MW (\pm Standardabweichung, SD). N = Anzahl der Befischungen, in denen die jeweilige Fischart gefangen wurde.

	Borgstedensee	Buschmühlenteich	Caroline	Darnsee	Große Mergelgrube	Großer Weidekampsee	Handorf III	Hechtsee	Horstsee	Karpfenteich
	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]
Mittlere Länge in cm										
gesamt	18,7 (12,5) [4]	12,6 (2,4) [5]	12,6 (1,8) [4]	13,5 (3,8) [4]	17,5 (1,0) [4]	18,6 (4,1) [4]	15,5 (5,8) [4]	13,6 (1,9) [4]	23,2 (4,5) [4]	9,6 (1,3) [5]
Aal	58,8 (3,1) [4]	45,1 (4,2) [5]	56,8 (6,8) [4]	47,9 (1,0) [4]	41,4 (2,4) [4]	38,0 (2,3) [4]	44,5 (0,8) [4]	24,5 [1]	53,6 (7,2) [4]	32,2 [2]
Barsch	9,5 (0,9) [4]	8,3 (1,5) [5]	9,9 (0,9) [4]	8,8 (0,6) [4]	10,0 (0,7) [4]	10,8 (1,3) [4]	9,6 (0,7) [4]	12,0 (0,5) [4]	10,9 (1,8) [4]	9,3 (1,2) [5]
Brasse	14,5 [1]	15,8 (4,2) [5]	14,0 [2]	9,4 (2,9) [3]	49,4 [1]	47,3 [1]	7,2 [2]		19,7 [1]	12,7 (2,5) [5]
Hecht	41,2 (16,0) [3]	34,9 (5,4) [5]	44,7 (23,1) [4]	46,3 (7,3) [4]	29,5 (6,5) [4]	31,7 (10,7) [4]	33,0 (7,6) [4]	19,8 (4,3) [4]	21,7 (5,7) [4]	31,5 (5,6) [5]
Karpfen	57,5 [2]	62,2 (6,8) [4]	62,7 [2]	78,5 [1]	57,0 (16,5) [3]	40,1 [2]	38,7 (2,5) [3]	53,5 [2]	60,2 (11,5) [3]	55,5 [1]
Plötze	10,8 (2,6) [4]	13,6 (3,3) [5]	10,4 (1,1) [4]	9,8 (2,9) [4]	15,2 (1,7) [4]	15,4 (5,0) [3]	7,2 (0,8) [4]	10,1 [2]	22,2 [2]	10,1 (1,4) [5]
Schleie		28,7 (3,6) [5]	20,5 (9,4) [4]	18,4 (6,7) [4]	19,4 (3,0) [4]	19,0 (4,8) [2]	11,9 (3,1) [4]	11,7 (2,8) [4]	20,6 (5,4) [3]	14,1 (2,7) [5]
Zander		65,6 (8,3) [2]	40,7 (42,9) [2]							
Maximale Länge in cm										
gesamt	75,0 (3,7) [4]	79,2 (11,7) [5]	80,6 (8,6) [4]	77,6 (7,7) [4]	77,0 (13,8) [4]	74,1 (2,7) [4]	72,6 (6,0) [4]	56,4 (23,0) [4]	71,4 (5,6) [4]	63,3 (12,3) [5]
Aal	74,3 (2,5) [4]	67,3 (5,1) [5]	79,9 (9,4) [4]	75,3 (6,7) [4]	68,7 (4,1) [4]	73,6 (3,4) [4]	69,4 (9,7) [4]	24,5 [1]	62,6 (4,6) [4]	36,0 [2]
Barsch	19,9 (7,3) [4]	15,2 (0,8) [5]	17,3 (2,8) [4]	24,9 (2,6) [4]	17,8 (4,5) [4]	19,2 (2,3) [4]	20,7 (4,5) [4]	19,5 (2,5) [4]	16,6 (3,2) [4]	21,4 (3,5) [5]
Brasse	14,5 [1]	32,6 (16,6) [5]	34,6 [2]	18,9 (4,8) [3]	49,4 [1]	48,0 [1]	7,8 [2]		21,0 [1]	22,1 (5,7) [5]
Hecht	66,0 (2,7) [3]	65,4 (9,9) [5]	78,0 (5,2) [4]	71,6 (2,8) [4]	60,7 (15,3) [4]	66,7 (10,4) [4]	57,2 (14,8) [4]	38,3 (24,9) [4]	37,8 (18,1) [4]	63,3 (12,3) [5]
Karpfen	59,5 [2]	68,3 (6,5) [4]	75,0 [2]	88,0 [1]	57,2 (16,6) [3]	40,1 [2]	38,9 (2,7) [3]	63,8 [2]	73,2 (5,3) [3]	55,5 [1]
Plötze	15,4 (5,9) [4]	23,4 (2,7) [5]	20,5 (1,5) [4]	22,2 (3,8) [4]	21,8 (4,0) [4]	15,6 (5,4) [3]	15,8 (4,9) [4]	10,7 [2]	26,4 [2]	21,1 (2,0) [5]
Schleie		41,4 (3,0) [5]	30,9 (14,5) [4]	39,9 (16,6) [4]	19,4 (3,0) [4]	29,4 (3,2) [2]	34,2 (6,8) [4]	30,6 (7,7) [4]	28,7 (12,8) [3]	28,6 (8,4) [5]
Zander		74,5 (2,8) [2]	40,7 (42,9) [2]							

Tabelle 10: (Fortsetzung)

	Kleiner Weidekampsee	Langer Winkelsee	Loosteich	Stiegerteich	Strohmühlenteich	Trappsee	Vockfeyer See	Vöhrum I	Vöhrum II
	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]	MW (SD) [N]
Mittlere Länge in cm									
gesamt	12,5 (1,6) [4]	12,5 (2,5) [4]	11,6 (1,3) [3]	15,3 (3,1) [4]	13,6 (6,1) [4]	6,2 (0,6) [4]	11,3 (1,4) [4]	15,3 (2,8) [4]	10,8 (5,2) [4]
Aal	37,4 (4,0) [4]	35,4 (2,5) [4]	49,5 (0,3) [3]	41,0 (3,9) [4]	33,6 (4,3) [4]	38,3 (7,0) [3]	40,0 [1]	49,5 (2,3) [4]	
Barsch	11,3 (0,5) [4]	9,7 (2,0) [4]	10,1 (2,7) [3]	12,9 (0,7) [4]	11,9 (3,1) [4]		11,4 (0,8) [4]	8,5 (1,5) [4]	13,1 (0,7) [4]
Brasse	52,5 [1]		31,0 (3,5) [3]	22,2 (9,6) [4]	28,0 [2]		13,4 [1]	8,5 [2]	
Hecht	34,3 [2]	28,6 (20,6) [4]	40,4 (18,1) [3]	35,1 (5,1) [4]	36,7 [2]	39,3 [2]	25,2 (1,4) [4]	35,2 (5,6) [4]	25,0 (4,4) [4]
Karpfen		50,3 (12,2) [3]	61,9 [2]	56,9 (9,3) [4]	54,0 [1]			36,2 (1,4) [3]	66,5 [1]
Plötze	14,2 (2,6) [4]	11,1 (2,5) [4]	11,0 (0,3) [3]	11,5 (2,1) [4]	8,9 (3,8) [4]		14,0 (1,3) [4]	11,9 (3,7) [3]	12,2 (5,8) [3]
Schleie	20,9 (17,5) [3]	29,2 [1]	38,3 (4,5) [3]	27,9 (8,2) [4]	32,1 [1]	6,6 (1,0) [4]	10,9 (2,1) [4]	14,4 (1,1) [4]	17,5 (3,4) [3]
Zander		38,2 (24,0) [3]		60,5 [1]					
Maximale Länge in cm									
gesamt	52,5 (15,6) [4]	56,2 (2,2) [4]	66,6 (4,2) [3]	75,5 (15,0) [4]	48,3 (15,4) [4]	46,2 (10,2) [4]	59,0 (9,8) [4]	77,8 (17,3) [4]	68,1 (11,5) [4]
Aal	44,8 (11,8) [4]	43,7 (4,1) [4]	66,3 (4,6) [3]	65,3 (13,8) [4]	48,3 (15,4) [4]	42,8 (9,5) [3]	40,0 [1]	67,9 (4,8) [4]	
Barsch	14,3 (0,7) [4]	15,3 (1,3) [4]	26,3 (9,3) [3]	18,4 (1,0) [4]	16,2 (2,4) [4]		20,4 (5,2) [4]	18,7 (7,2) [4]	16,8 (1,8) [4]
Brasse	52,5 [1]		50,3 (11,2) [3]	45,8 (1,7) [4]	42,2 [2]		14,6 [1]	9,4 [2]	
Hecht	65,8 [2]	35,5 (19,7) [4]	47,9 (19,8) [3]	58,1 (5,4) [4]	44,8 [2]	41,6 [2]	55,5 (8,4) [4]	56,0 (4,6) [4]	60,4 (18,6) [4]
Karpfen		50,7 (11,6) [3]	63,0 [2]	60,8 (15,9) [4]	54,0 [1]			42,9 (4,7) [3]	69,0 [1]
Plötze	18,7 (2,2) [4]	16,8 (2,0) [4]	22,0 (4,3) [3]	20,8 (0,3) [4]	15,4 (1,8) [4]		18,9 (6,0) [4]	15,5 (4,0) [3]	13,0 (5,3) [3]
Schleie	20,9 (17,5) [3]	43,5 [1]	38,8 (5,5) [3]	41,4 (3,1) [4]	40,0 [1]	23,4 (3,9) [4]	32,1 (24,4) [4]	31,2 (3,9) [4]	26,6 (5,8) [3]
Zander		38,2 (24,0) [3]		60,5 [1]					

4.5. Strukturierende Faktoren der Fischartengemeinschaft in Baggerseen

Die Korrelationsanalysen nach Pearson (1920), mit denen Zusammenhänge ausgewählter Gewässervariablen mit fischfaunistischen Variablen untersucht wurden, zeigten diverse signifikante Ergebnisse sowohl hinsichtlich der morphologischen und produktionsbiologischen als auch in Bezug auf makrophytenabhängige Strukturfaktoren über die 19 untersuchten Gewässer. Da Ergebnisse der Korrelationen zwischen Gewässercharakteristika und Abundanz (NPUE) und Biomasse (BPUE), welche nach befischter Uferstrecke normiert wurden, überwiegend gleiche Ergebnisse zeigten wie die mit einer Standardisierung nach Befischungszeit, wurden im Folgenden nur die Ergebnisse der Abundanzwerte nach Befischungszeit beschrieben (Tabelle 11, 12, 13). Korrelationsergebnisse mit den Abundanz- und Biomassewerten nach befischter Strecke befinden sich im Anhang 2, 3, 4 und werden im Folgenden nicht erläutert.

4.5.1. Morphologische Faktoren

Beim Betrachten des Faktors der Gewässergröße ergaben sich nur in Bezug auf die mittlere und maximale Länge von Brasseln signifikante Korrelationen (Tabelle 11). Die durchschnittliche mittlere Länge von Brasseln im Litoral reduzierte sich mit zunehmender Gewässergröße ($r = -0,461$; $p = 0,083$), wohingegen die Längen der Fische des Gesamtfangs und einzelner Arten überwiegend positive Korrelationen mit der Gewässergröße zeigten. Nichtsignifikante Ergebnisse zeigten sich für alle NPUE- und BPUE-Werte, für Cyprinidenanteile sowie für Artenzahl und Shannon-Index in Korrelation mit der Seegröße (Tabelle 11).

Aus den Zusammenhangsanalysen in Hinblick auf die mittlere und maximale Gewässertiefe resultierten mehrere signifikante Korrelationen mit der Fischabundanz und -biomasse (Tabelle 11). Annähernd alle Korrelationen mit den NPUE und BPUE verschiedener Arten und des Gesamtfanges waren negativ (Abbildung 3), mit Ausnahme des BPUE des Aals: Das heißt, in flacheren Gewässern fanden sich höhere Fischdichten und -biomassen. Die mittleren Längen der Fischfänge stiegen mit zunehmender mittlerer Seetiefe an, die Korrelationen des Gesamtfanges ($r = 0,595$; $p = 0,007$) und des Aals ($r = 0,454$; $p = 0,058$) waren überdies signifikant (Tabelle 11). Mit zunehmender mittlerer Gewässertiefe stieg zudem der Anteil der Raubfische in den Fängen signifikant an ($r = 0,394$; $p = 0,095$), wohingegen sich Abundanz- und Biomasseanteile der Cypriniden mit zunehmender Gewässertiefe reduzierten (Tabelle 11). Ebenso verringerte sich die Artenzahl mit zunehmender mittlerer Gewässertiefe (Abbildung 4).

Es ergaben sich keine relevanten Zusammenhänge zwischen den fischfaunistischen Kennzahlen und dem aus der Gewässergröße und der Uferlänge errechneten Uferentwicklungsindex der Seen.

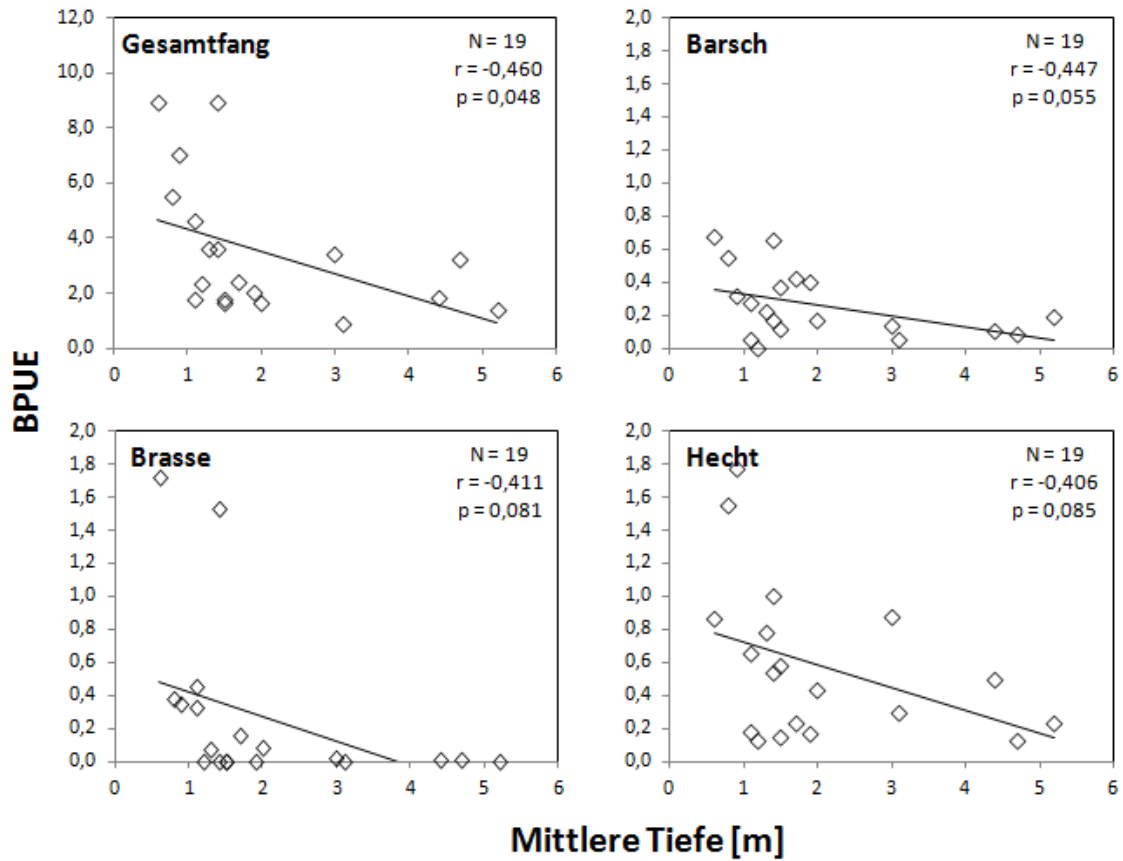


Abbildung 3: Korrelationsanalysen von BPUE-Werten des Gesamtfanges und der Fischarten Barsch, Brasse und Hecht im Litoral in Abhängigkeit von der mittleren Gewässertiefe. N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. BPUE = Fischbiomasse in kg pro 10 min Befischungsdauer.

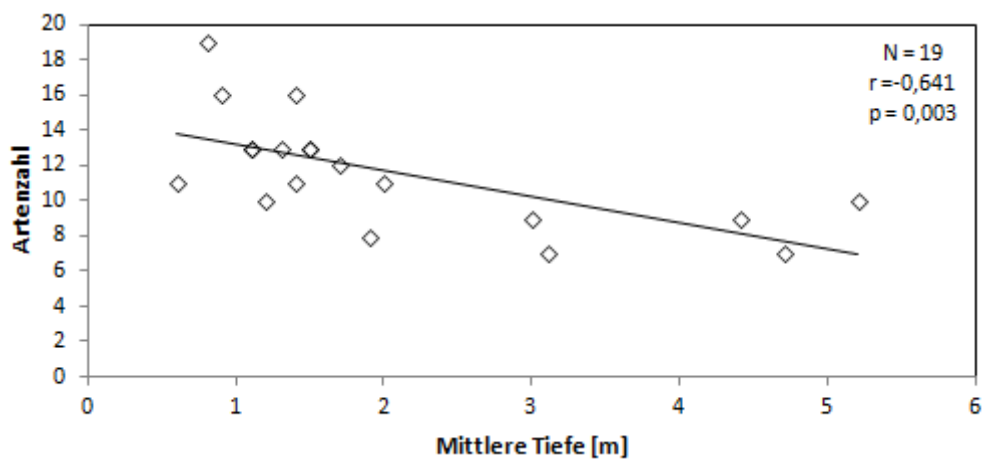


Abbildung 4: Korrelationsanalyse der Artenzahl in Abhängigkeit von der mittleren Gewässertiefe. N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$.

Tabelle 11: Korrelationsergebnisse der morphologische Faktoren der Gewässer. Pearson-Korrelationskoeffizient r und Signifikanzwert (p), Signifikanz bei $p < 0,1$ (**fett**). NPUE = Individuen pro 10 min Befischungszeit, BPUE = Biomasse pro 10 min Befischungszeit, mittlere und maximale Länge betreffen litorale Artengemeinschaften. Raubfisch- und Cyprinidenanteil, Shannon-Index und Artenzahl betreffen litorale und pelagische Artengemeinschaften zusammengenommen. N = Stichprobenumfang, D_L = Uferentwicklungsindex.

		Größe	D_L	Mittlere Tiefe	Maximale Tiefe
NPUE					
gesamt	(N = 19)	-0,266 ($p = 0,271$)	0,092 ($p = 0,709$)	-0,445 ($p = 0,056$)	-0,345 ($p = 0,147$)
Aal	(N = 19)	-0,090 ($p = 0,713$)	-0,217 ($p = 0,373$)	-0,075 ($p = 0,761$)	-0,099 ($p = 0,687$)
Barsch	(N = 19)	0,020 ($p = 0,937$)	-0,066 ($p = 0,787$)	-0,483 ($p = 0,036$)	-0,501 ($p = 0,029$)
Brasse	(N = 19)	-0,245 ($p = 0,312$)	0,008 ($p = 0,973$)	-0,295 ($p = 0,220$)	-0,313 ($p = 0,192$)
Hecht	(N = 19)	0,173 ($p = 0,478$)	0,345 ($p = 0,148$)	-0,252 ($p = 0,297$)	-0,277 ($p = 0,251$)
Plötze	(N = 19)	-0,279 ($p = 0,247$)	-0,118 ($p = 0,631$)	-0,332 ($p = 0,165$)	-0,336 ($p = 0,159$)
Schleie	(N = 19)	-0,129 ($p = 0,599$)	0,144 ($p = 0,556$)	-0,152 ($p = 0,534$)	-0,027 ($p = 0,914$)
BPUE					
gesamt	(N = 19)	-0,242 ($p = 0,318$)	-0,158 ($p = 0,518$)	-0,460 ($p = 0,048$)	-0,439 ($p = 0,060$)
Aal	(N = 19)	0,127 ($p = 0,604$)	-0,228 ($p = 0,348$)	0,069 ($p = 0,781$)	0,036 ($p = 0,885$)
Barsch	(N = 19)	-0,141 ($p = 0,565$)	0,117 ($p = 0,632$)	-0,447 ($p = 0,055$)	-0,467 ($p = 0,044$)
Brasse	(N = 19)	-0,343 ($p = 0,150$)	-0,212 ($p = 0,384$)	-0,411 ($p = 0,081$)	-0,399 ($p = 0,090$)
Hecht	(N = 19)	0,046 ($p = 0,853$)	0,080 ($p = 0,745$)	-0,406 ($p = 0,085$)	-0,452 ($p = 0,052$)
Plötze	(N = 19)	-0,293 ($p = 0,224$)	-0,115 ($p = 0,640$)	-0,401 ($p = 0,089$)	-0,382 ($p = 0,106$)
Schleie	(N = 19)	-0,267 ($p = 0,270$)	-0,050 ($p = 0,838$)	-0,374 ($p = 0,115$)	-0,290 ($p = 0,229$)
Mittlere Länge					
gesamt	(N = 19)	0,056 ($p = 0,821$)	-0,263 ($p = 0,277$)	0,595 ($p = 0,007$)	0,602 ($p = 0,006$)
Aal	(N = 18)	0,334 ($p = 0,175$)	-0,308 ($p = 0,214$)	0,454 ($p = 0,058$)	0,471 ($p = 0,048$)
Barsch	(N = 18)	-0,207 ($p = 0,410$)	0,079 ($p = 0,756$)	0,012 ($p = 0,962$)	0,018 ($p = 0,945$)
Brasse	(N = 15)	-0,461 ($p = 0,083$)	-0,238 ($p = 0,393$)	-0,271 ($p = 0,329$)	-0,176 ($p = 0,530$)
Hecht	(N = 19)	0,084 ($p = 0,733$)	-0,196 ($p = 0,420$)	-0,124 ($p = 0,613$)	-0,117 ($p = 0,632$)
Plötze	(N = 18)	0,087 ($p = 0,730$)	-0,001 ($p = 0,998$)	0,167 ($p = 0,508$)	0,270 ($p = 0,278$)
Schleie	(N = 18)	-0,320 ($p = 0,196$)	-0,476 ($p = 0,046$)	-0,306 ($p = 0,217$)	-0,320 ($p = 0,195$)
Maximale Länge					
gesamt	(N = 19)	0,242 ($p = 0,319$)	-0,204 ($p = 0,402$)	0,261 ($p = 0,280$)	0,200 ($p = 0,413$)
Aal	(N = 18)	0,170 ($p = 0,500$)	-0,420 ($p = 0,083$)	0,313 ($p = 0,206$)	0,295 ($p = 0,234$)
Barsch	(N = 18)	0,253 ($p = 0,310$)	0,340 ($p = 0,167$)	0,042 ($p = 0,870$)	-0,032 ($p = 0,900$)
Brasse	(N = 15)	-0,548 ($p = 0,035$)	-0,313 ($p = 0,256$)	-0,541 ($p = 0,037$)	-0,467 ($p = 0,080$)
Hecht	(N = 19)	0,312 ($p = 0,193$)	-0,045 ($p = 0,856$)	0,016 ($p = 0,950$)	-0,040 ($p = 0,871$)
Plötze	(N = 18)	0,141 ($p = 0,577$)	0,056 ($p = 0,825$)	-0,108 ($p = 0,671$)	-0,047 ($p = 0,853$)
Schleie	(N = 18)	0,150 ($p = 0,552$)	-0,033 ($p = 0,898$)	-0,100 ($p = 0,692$)	-0,253 ($p = 0,312$)
Raubfische					
Abundanzanteil	(N = 19)	0,099 ($p = 0,687$)	-0,035 ($p = 0,888$)	0,394 ($p = 0,095$)	0,412 ($p = 0,080$)
Biomasseanteil	(N = 19)	0,309 ($p = 0,199$)	0,295 ($p = 0,219$)	-0,320 ($p = 0,182$)	-0,450 ($p = 0,053$)
Cypriniden					
Abundanzanteil	(N = 19)	-0,117 ($p = 0,643$)	0,021 ($p = 0,932$)	-0,298 ($p = 0,216$)	-0,334 ($p = 0,162$)
Biomasseanteil	(N = 19)	0,071 ($p = 0,772$)	0,433 ($p = 0,064$)	-0,609 ($p = 0,006$)	-0,582 ($p = 0,009$)
Artenzahl	(N = 19)	-0,113 ($p = 0,644$)	0,123 ($p = 0,616$)	-0,641 ($p = 0,003$)	-0,638 ($p = 0,003$)
Shannon-Index	(N = 19)	-0,033 ($p = 0,894$)	-0,021 ($p = 0,933$)	-0,316 ($p = 0,188$)	-0,293 ($p = 0,224$)

4.5.2. Produktionsbiologische Faktoren

Die untersuchten produktionsbiologischen Faktoren Sichttiefe, Chlorophyll a, Gesamtphosphor und Trophieindex sind Kennzahlen der Produktivität eines Gewässers, die untereinander stark korrelierten und daher auch viele identische Zusammenhänge mit den fischfaunistischen Kennzahlen resultierten. Die Artenzahl zeigte eine positive signifikante Korrelation mit dem Trophieindex ($r = 0,477$; $p = 0,039$), wohingegen der Shannon-Index keine signifikanten Korrelationen mit der Produktivität der Gewässer zeigte.

Mit steigendem Trophieindex stieg die relative Abundanz der Fischfänge im Litoral ($r = 0,437$; $p = 0,061$). Diese durchgängig positiven Korrelationen der Abundanzen mit dem Trophieindex waren auch für einige der untersuchten Arten signifikant, beispielsweise für Barsch ($r = 0,419$; $p = 0,074$), Brasse ($r = 0,419$; $p = 0,074$) und Plötze ($r = 0,410$; $p = 0,082$) (Abbildung 5).

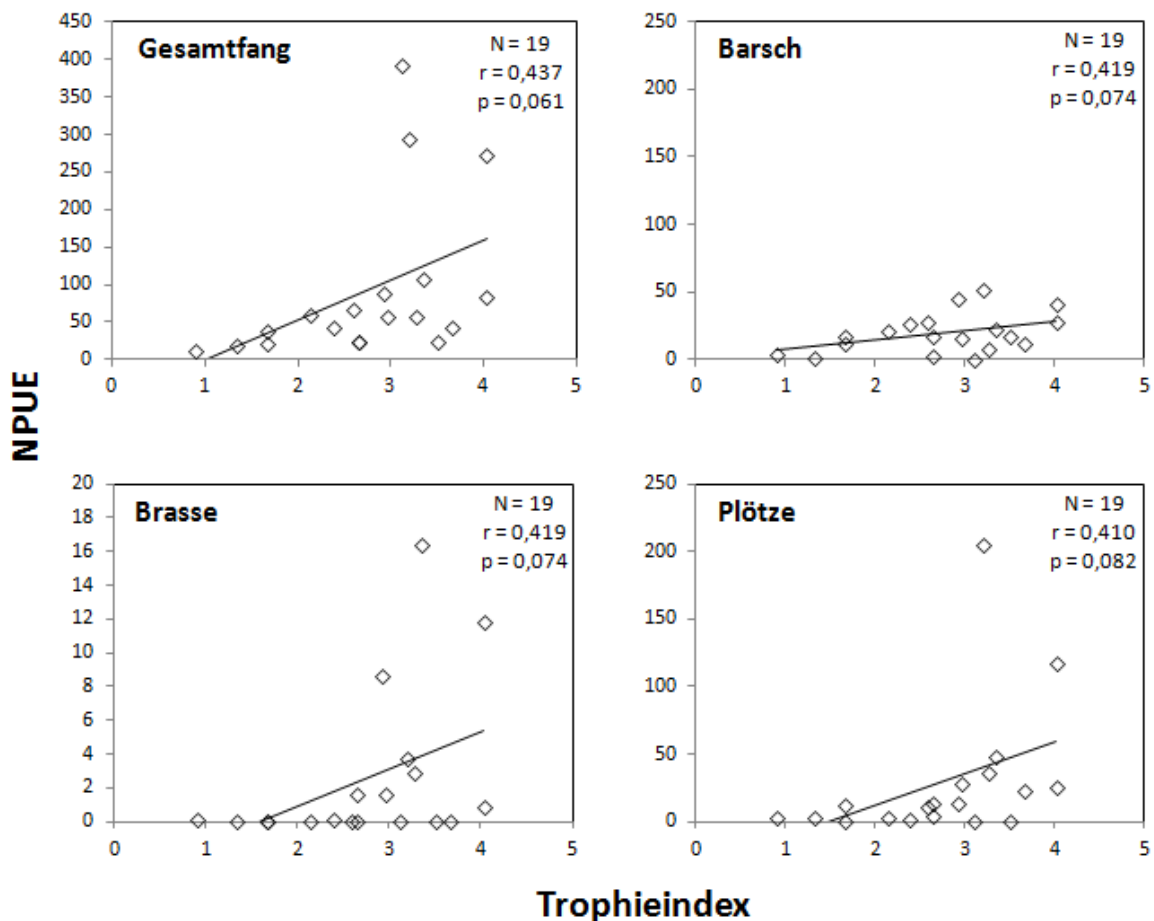


Abbildung 5: Korrelationsanalysen von NPUE-Werten des Gesamtfanges und der Fischarten Barsch, Brasse und Plötze im Litoral in Abhängigkeit vom Trophieindex der Gewässer. N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. NPUE = Individuen pro 10 min Befischungsdauer, Trophieindex nach LAWA (2003).

Ähnliche Korrelationsergebnisse ergaben sich bezüglich der Biomasse, gemessen am BPUE (kg pro 10 min Befischungszeit). Die Biomasse nahm für den Gesamtfang und für alle gesondert betrachteten Arten, bis auf Biomassewerte der Aalfänge, mit steigendem Trophiegrad zu. Signifikante Werte zeigten sich hier in Bezug auf Korrelationen der Fischart Barsch ($r = 0,432$; $p = 0,065$) und der Fischart Hecht ($r = 0,451$; $p = 0,053$) mit dem Frühjahrsmittel der Gesamtphosphorkonzentration (Abbildung 6).

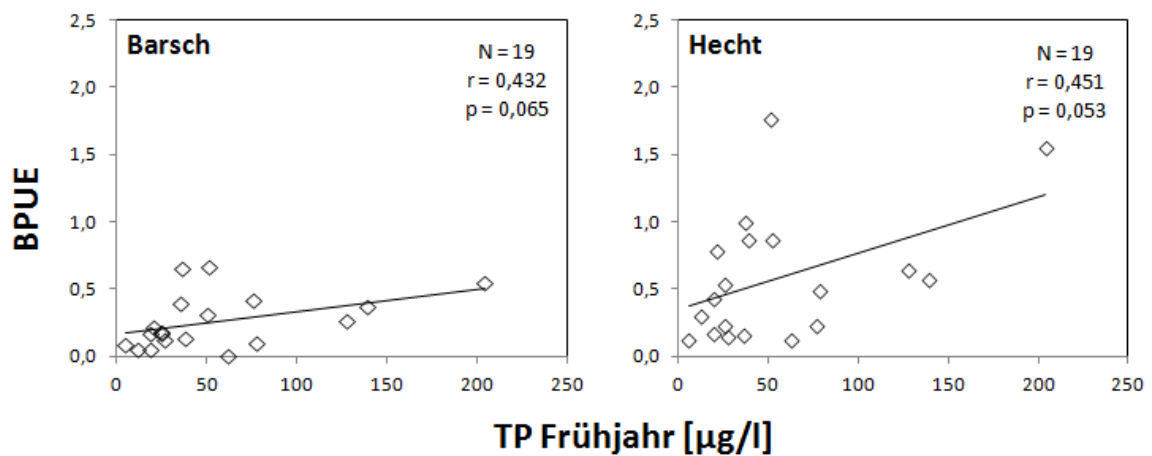


Abbildung 6: Korrelationsanalysen von BPUE-Werten der Fischarten Barsch und Hecht im Litoral in Abhängigkeit vom Frühjahrsgesamtphosphor. N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. BPUE = Biomasse in kg pro 10 min Befischungsdauer, TP Frühjahr = Gesamtphosphor in µg/l vom Frühjahr.

Auch der Biomasseanteil der Raubfische am Gesamtfang nahm mit steigenden Trophiewerten zu, wohingegen sich ihr Abundanzanteil verringerte (Abbildung 7). Die Zusammenhangsanalyse der Raubfischabundanzanteile mit der Sichttiefe ergab entsprechend eine höchstsignifikante Korrelation ($r = 0,785$; $p < 0,001$). In Hinblick auf die Cypriniden nahmen sowohl die Biomasseanteile, als auch die Abundanzanteile mit steigendem Trophiegrad der Gewässer zu (Tabelle 12, Abbildung 8).

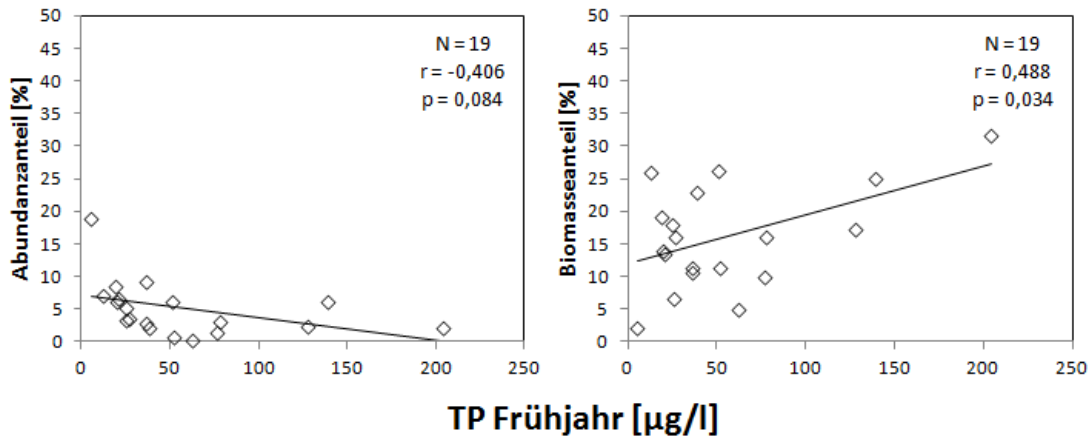


Abbildung 7: Korrelationsanalysen der Raubfischanteile in % am Gesamtfang in Abhängigkeit vom FrühjahrsGesamtphosphor in $\mu\text{g/l}$. N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. TP Frühjahr = Im Frühjahr ermittelter Gesamtphosphor in $\mu\text{g/l}$.

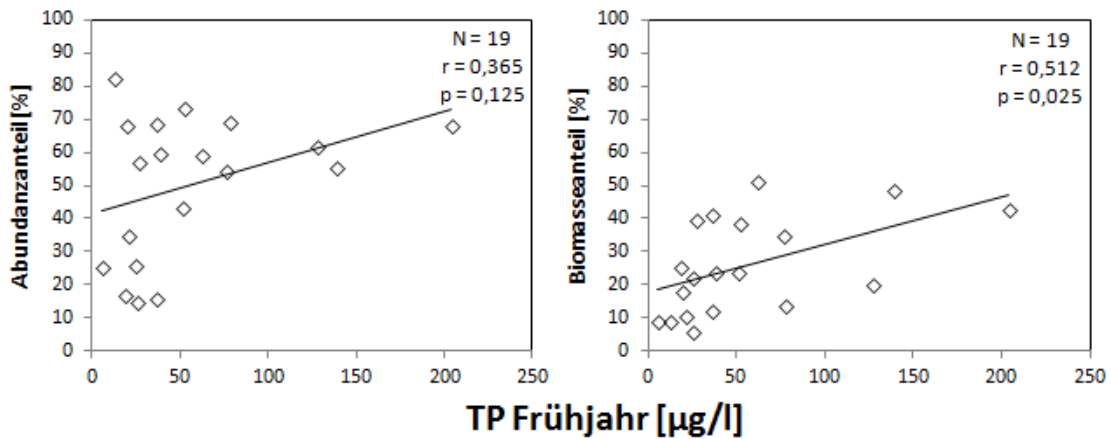


Abbildung 8: Korrelationsanalysen der Cyprinidenanteile in % am Gesamtfang in Abhängigkeit vom FrühjahrsGesamtphosphor in $\mu\text{g/l}$. N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. TP Frühjahr = Im Frühjahr ermittelter Gesamtphosphor in $\mu\text{g/l}$.

Die durchschnittlichen mittleren Längen der gefangenen Fische im Litoral zeigten mit den Faktoren für Produktivität in den Gewässern überwiegend negative Korrelationen (Tabelle 12). Die mittlere Länge der Fische des Gesamtfangs verringerte sich signifikant mit steigendem Trophieindex ($r = -0,535$; $p = 0,018$), ebenso wie die mittlere Länge der Plötzen ($r = -0,735$; $p = 0,001$). Von diesen negativen Korrelationen wich von den untersuchten Arten nur der Hecht stark ab. Die mittleren Längen der Hechtfänge korrelierten nämlich signifikant positiv mit dem Trophieindex der Gewässer ($r = 0,424$; $p = 0,070$) (Abbildung 9). Die Werte der maximalen Länge der Fische waren nicht signifikant korreliert mit der Trophie der Gewässer.

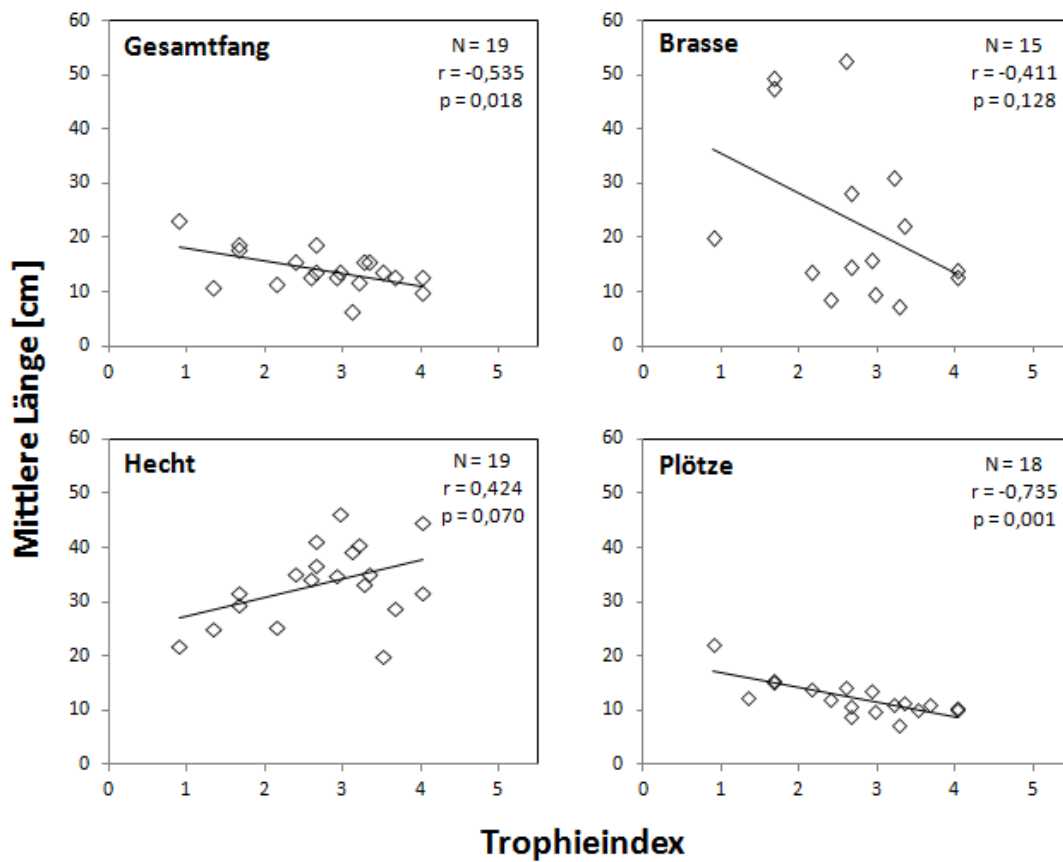


Abbildung 9: Korrelationsanalysen von mittleren Totallängen der Fische des Gesamtfanges und der Fischarten Brasse, Hecht und Plötze im Litoral in Abhängigkeit vom Trophieindex der Gewässer. N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$, Trophieindex nach LAWA (2003).

Tabelle 12: Korrelationsergebnisse der produktionsbiologischen Faktoren der Gewässer. Pearson-Korrelationskoeffizient r und Signifikanzwert (p), Signifikanz bei $p < 0,1$ (fett). NPUE = Individuen pro 10 min Befischungszeit, BPUE = Biomasse pro 10 min Befischungszeit, Mittlere und Maximale Länge betreffen litorale Artengemeinschaften. Raubfisch- und Cyprinidenanteil, Shannon-Index und Artenzahl betreffen litorale und pelagische Artengemeinschaften. Chl a = Chlorophyll a, TP = Gesamtphosphor, Trophieindex nach LAWA (2003)

		Sichttiefe	Chl a	TP	TP Frühjahr	Trophieindex
NPUE						
gesamt	(N = 19)	-0,446 (p = 0,056)	0,379 (p = 0,110)	0,428 (p = 0,068)	0,446 (p = 0,056)	0,437 (p = 0,061)
Aal	(N = 19)	-0,153 (p = 0,532)	-0,141 (p = 0,564)	-0,353 (p = 0,138)	-0,380 (p = 0,108)	-0,040 (p = 0,870)
Barsch	(N = 19)	-0,584 (p = 0,015)	0,372 (p = 0,117)	0,499 (p = 0,030)	0,452 (p = 0,052)	0,419 (p = 0,074)
Brasse	(N = 19)	-0,378 (p = 0,111)	0,395 (p = 0,094)	0,346 (p = 0,147)	0,333 (p = 0,163)	0,419 (p = 0,074)
Hecht	(N = 19)	-0,066 (p = 0,787)	0,223 (p = 0,358)	0,483 (p = 0,036)	0,488 (p = 0,034)	0,055 (p = 0,824)
Plötze	(N = 19)	-0,399 (p = 0,091)	0,403 (p = 0,087)	0,379 (p = 0,110)	0,351 (p = 0,141)	0,410 (p = 0,082)
Schleie	(N = 19)	-0,125 (p = 0,610)	0,014 (p = 0,954)	0,004 (p = 0,988)	0,050 (p = 0,840)	0,114 (p = 0,641)
BPUE						
gesamt	(N = 19)	-0,418 (p = 0,075)	0,328 (p = 0,170)	0,262 (p = 0,279)	0,183 (p = 0,430)	0,361 (p = 0,129)
Aal	(N = 19)	-0,149 (p = 0,544)	-0,031 (p = 0,899)	-0,183 (p = 0,453)	-0,248 (p = 0,306)	0,055 (p = 0,822)
Barsch	(N = 19)	-0,428 (p = 0,067)	0,373 (p = 0,116)	0,461 (p = 0,047)	0,432 (p = 0,065)	0,411 (p = 0,080)
Brasse	(N = 19)	-0,378 (p = 0,110)	0,211 (p = 0,387)	0,119 (p = 0,627)	0,052 (p = 0,833)	0,307 (p = 0,201)
Hecht	(N = 19)	-0,437 (p = 0,061)	0,334 (p = 0,163)	0,472 (p = 0,042)	0,451 (p = 0,053)	0,315 (p = 0,188)
Plötze	(N = 19)	-0,373 (p = 0,116)	0,366 (p = 0,123)	0,383 (p = 0,106)	0,339 (p = 0,155)	0,341 (p = 0,153)
Schleie	(N = 19)	-0,370 (p = 0,119)	0,249 (p = 0,304)	0,109 (p = 0,656)	0,099 (p = 0,685)	0,375 (p = 0,113)
Mittlere Länge						
gesamt	(N = 19)	0,556 (p = 0,013)	-0,410 (p = 0,081)	-0,483 (p = 0,036)	-0,506 (p = 0,027)	-0,535 (p = 0,018)
Aal	(N = 18)	0,225 (p = 0,369)	-0,150 (p = 0,552)	-0,075 (p = 0,767)	-0,139 (p = 0,583)	-0,213 (p = 0,396)
Barsch	(N = 18)	0,389 (p = 0,110)	-0,219 (p = 0,383)	-0,191 (p = 0,448)	-0,196 (p = 0,436)	-0,273 (p = 0,273)
Brasse	(N = 15)	0,136 (p = 0,629)	-0,345 (p = 0,208)	-0,311 (p = 0,259)	-0,299 (p = 0,279)	-0,411 (p = 0,128)
Hecht	(N = 19)	-0,559 (p = 0,013)	0,236 (p = 0,331)	0,157 (p = 0,522)	0,112 (p = 0,649)	0,424 (p = 0,070)
Plötze	(N = 18)	0,655 (p = 0,003)	-0,502 (p = 0,034)	-0,263 (p = 0,291)	-0,264 (p = 0,289)	-0,735 (p = 0,001)
Schleie	(N = 18)	-0,273 (p = 0,273)	0,011 (p = 0,966)	-0,217 (p = 0,387)	-0,313 (p = 0,207)	0,084 (p = 0,739)
Maximale Länge						
gesamt	(N = 19)	0,144 (p = 0,556)	-0,020 (p = 0,935)	-0,038 (p = 0,878)	-0,117 (p = 0,634)	-0,139 (p = 0,572)
Aal	(N = 18)	0,133 (p = 0,598)	-0,195 (p = 0,438)	-0,240 (p = 0,337)	-0,308 (p = 0,214)	-0,230 (p = 0,358)
Barsch	(N = 18)	-0,214 (p = 0,394)	0,123 (p = 0,627)	0,200 (p = 0,425)	0,217 (p = 0,387)	0,224 (p = 0,372)
Brasse	(N = 15)	-0,190 (p = 0,497)	-0,030 (p = 0,916)	-0,141 (p = 0,616)	-0,210 (p = 0,453)	-0,047 (p = 0,868)
Hecht	(N = 19)	-0,150 (p = 0,539)	0,112 (p = 0,648)	0,346 (p = 0,147)	0,324 (p = 0,176)	0,066 (p = 0,790)
Plötze	(N = 18)	-0,011 (p = 0,964)	0,062 (p = 0,807)	0,214 (p = 0,394)	0,195 (p = 0,439)	-0,069 (p = 0,785)
Schleie	(N = 18)	-0,436 (p = 0,071)	0,198 (p = 0,431)	-0,074 (p = 0,772)	-0,129 (p = 0,609)	0,402 (p = 0,098)
Raubfische						
Abundanzanteil	(N = 19)	0,785 (p < 0,001)	-0,445 (p = 0,056)	-0,377 (p = 0,112)	-0,406 (p = 0,084)	-0,683 (p = 0,001)
Biomasseanteil	(N = 19)	-0,217 (p = 0,372)	0,229 (p = 0,346)	0,479 (p = 0,038)	0,488 (p = 0,034)	0,148 (p = 0,546)
Cypriniden						
Abundanzanteil	(N = 19)	-0,262 (p = 0,279)	0,312 (p = 0,193)	0,340 (p = 0,154)	0,365 (p = 0,125)	0,332 (p = 0,165)
Biomasseanteil	(N = 19)	-0,538 (p = 0,018)	0,295 (p = 0,221)	0,458 (p = 0,049)	0,512 (p = 0,025)	0,414 (p = 0,078)
Artenzahl	(N = 19)	-0,652 (p = 0,002)	0,496 (p = 0,031)	0,588 (p = 0,008)	0,568 (p = 0,011)	0,477 (p = 0,039)
Shannon-Index	(N = 19)	-0,109 (p = 0,657)	0,190 (p = 0,435)	0,275 (p = 0,254)	0,270 (p = 0,263)	0,059 (p = 0,810)

4.5.3. Faktoren makrophytenbestimmter Habitatstruktur

Korrelationen der fischfaunistischen Kennwerte mit den Variablen der von Makrophyten geprägten Habitatstruktur ergaben geringe signifikante Zusammenhänge (Tabelle 13). Hinsichtlich der Fischart Hecht sank die Abundanz (NPUE) mit zunehmendem emersen Bewuchs des Ufers ($r = -0,533$; $p = 0,019$), wohingegen die Maximallänge der Hechte mit steigendem Anteil submerser Vegetation anstieg ($r = 0,447$; $p = 0,055$) (Abbildung 10). Mit zunehmender emerser Habitatstruktur verringerte sich zudem signifikant die Artenzahl ($r = -0,563$; $p = 0,012$) und der Shannon-Diversitätsindex ($r = -0,511$; $p = 0,025$). Auch der Biomasseanteil der Cypriniden sank signifikant mit zunehmendem emersen Uferbewuchs ($r = -0,494$; $p = 0,032$).

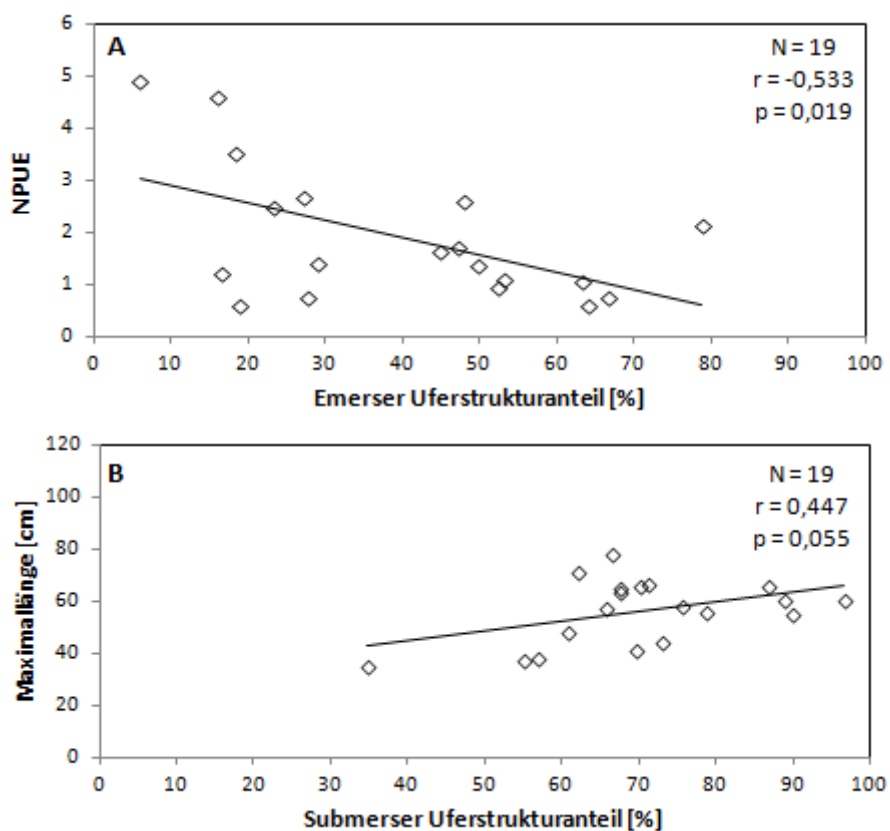


Abbildung 10: Korrelationsanalysen von biologischen Faktoren des Hechtes im Litoral in Abhängigkeit von der Uferstruktur. A: NPUE-Werte in Abhängigkeit vom Anteil emerser Uferstruktur; B: Durchschnittliche maximale Totallänge in cm in Abhängigkeit vom Anteil submerser Uferstruktur. N = Anzahl der Untersuchungsgewässer, r = Pearson-Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzwert, Signifikanz bei $p < 0,1$. NPUE = Individuen pro 10 min Befischungsdauer.

Es zeigten sich keine signifikanten Korrelationen in Hinblick auf die Strukturanteile im gesamten See. Zudem ergab die Zusammenhangsanalyse zwischen submerser vegetationsgeprägter Struktur und den fischfaunistischen Kenngrößen der Dichte und Biomasse keine signifikanten Ergebnisse. Auch Raubfischanteile zeigten keine signifikanten Zusammenhänge mit den untersuchten Charakteristika der Habitatstruktur. Signifikante Zusammenhänge zwischen der mittleren Länge

der Fische und der von Makrophyten geprägten Habitatstruktur konnten ebenfalls nicht nachgewiesen werden (Tabelle 13).

Tabelle 13: Korrelationsergebnisse der Faktoren makrophytenbestimmter Habitatstruktur. Pearson-Korrelationskoeffizient r und Signifikanzwert (p), Signifikanz bei $p < 0,1$ (fett). NPUE = Individuen pro 10 min Befischungszeit, BPUE = pro 10 min Befischungszeit, Mittlere und Maximale Länge betreffen litorale Artengemeinschaften. Raubfisch- und Cyprinidenanteil, Shannon-Index und Artenzahl betreffen litorale und pelagische Artengemeinschaften. Erläuterungen im Text.

		Ufer emers	Ufer submers	See gesamt
NPUE				
gesamt	(N = 19)	-0,292 ($p = 0,226$)	-0,100 ($p = 0,683$)	-0,138 ($p = 0,574$)
Aal	(N = 19)	0,178 ($p = 0,467$)	-0,034 ($p = 0,889$)	0,175 ($p = 0,474$)
Barsch	(N = 19)	-0,285 ($p = 0,238$)	-0,052 ($p = 0,831$)	0,150 ($p = 0,539$)
Brasse	(N = 19)	-0,184 ($p = 0,451$)	-0,027 ($p = 0,912$)	-0,099 ($p = 0,688$)
Hecht	(N = 19)	-0,533 ($p = 0,019$)	0,039 ($p = 0,873$)	0,189 ($p = 0,438$)
Plötze	(N = 19)	-0,055 ($p = 0,823$)	-0,218 ($p = 0,370$)	-0,300 ($p = 0,213$)
Schleie	(N = 19)	-0,138 ($p = 0,572$)	-0,013 ($p = 0,959$)	-0,018 ($p = 0,941$)
BPUE				
gesamt	(N = 19)	-0,173 ($p = 0,479$)	-0,119 ($p = 0,629$)	-0,058 ($p = 0,813$)
Aal	(N = 19)	0,258 ($p = 0,287$)	-0,074 ($p = 0,764$)	0,112 ($p = 0,649$)
Barsch	(N = 19)	-0,123 ($p = 0,616$)	0,038 ($p = 0,878$)	-0,062 ($p = 0,802$)
Brasse	(N = 19)	0,097 ($p = 0,694$)	-0,055 ($p = 0,823$)	-0,223 ($p = 0,359$)
Hecht	(N = 19)	-0,361 ($p = 0,129$)	0,069 ($p = 0,779$)	0,210 ($p = 0,388$)
Plötze	(N = 19)	-0,161 ($p = 0,510$)	-0,152 ($p = 0,535$)	-0,229 ($p = 0,346$)
Schleie	(N = 19)	-0,144 ($p = 0,557$)	-0,139 ($p = 0,570$)	-0,118 ($p = 0,629$)
Mittlere Länge				
gesamt	(N = 19)	0,227 ($p = 0,350$)	-0,115 ($p = 0,638$)	-0,146 ($p = 0,552$)
Aal	(N = 18)	0,042 ($p = 0,867$)	0,019 ($p = 0,939$)	-0,074 ($p = 0,771$)
Barsch	(N = 18)	0,276 ($p = 0,267$)	0,348 ($p = 0,157$)	-0,210 ($p = 0,402$)
Brasse	(N = 15)	-0,136 ($p = 0,629$)	0,420 ($p = 0,119$)	0,113 ($p = 0,688$)
Hecht	(N = 19)	0,133 ($p = 0,587$)	-0,056 ($p = 0,821$)	0,028 ($p = 0,909$)
Plötze	(N = 18)	-0,400 ($p = 0,100$)	0,109 ($p = 0,666$)	0,079 ($p = 0,755$)
Schleie	(N = 18)	0,067 ($p = 0,790$)	-0,274 ($p = 0,272$)	-0,139 ($p = 0,582$)
Maximale Länge				
gesamt	(N = 19)	0,068 ($p = 0,782$)	0,068 ($p = 0,781$)	-0,039 ($p = 0,873$)
Aal	(N = 18)	0,168 ($p = 0,504$)	0,086 ($p = 0,735$)	-0,057 ($p = 0,822$)
Barsch	(N = 18)	0,363 ($p = 0,139$)	-0,121 ($p = 0,632$)	-0,264 ($p = 0,291$)
Brasse	(N = 15)	-0,081 ($p = 0,774$)	0,213 ($p = 0,445$)	-0,040 ($p = 0,887$)
Hecht	(N = 19)	-0,078 ($p = 0,751$)	0,447 ($p = 0,055$)	0,208 ($p = 0,393$)
Plötze	(N = 18)	-0,553 ($p = 0,017$)	-0,128 ($p = 0,614$)	0,095 ($p = 0,707$)
Schleie	(N = 18)	0,255 ($p = 0,308$)	-0,539 ($p = 0,021$)	-0,213 ($p = 0,396$)
Raubfische				
Abundanzanteil	(N = 19)	0,051 ($p = 0,835$)	-0,070 ($p = 0,775$)	-0,084 ($p = 0,731$)
Biomasseanteil	(N = 19)	-0,267 ($p = 0,269$)	0,240 ($p = 0,323$)	0,244 ($p = 0,314$)
Cypriniden				
Abundanzanteil	(N = 19)	-0,175 ($p = 0,473$)	0,141 ($p = 0,564$)	-0,029 ($p = 0,907$)
Biomasseanteil	(N = 19)	-0,494 ($p = 0,032$)	-0,061 ($p = 0,803$)	0,085 ($p = 0,730$)
Artenzahl	(N = 19)	-0,563 ($p = 0,012$)	0,038 ($p = 0,876$)	0,252 ($p = 0,297$)
Shannon-Index	(N = 19)	-0,511 ($p = 0,025$)	0,002 ($p = 0,994$)	0,324 ($p = 0,177$)

5. Diskussion

Vorliegende Studie zeigte die hohe fischökologische Bedeutung künstlicher Abgrabungsgewässer für die Fischartenvielfalt auf. Alle untersuchten Baggerseen wiesen gewässertypische Fischgemeinschaften mit einem hohen Anteil von Rote-Liste-Arten auf. Gleichsam waren nichtheimische oder nicht standorttypische Fließgewässerarten äußerst selten vertreten. Die Gewässer variierten insgesamt in ihrer Fischartenzusammensetzung, Abundanz, Biomasse und Größenstruktur der Fischzönose und einzelner Fischarten. Diese Variabilität konnte hauptsächlich auf produktionsbiologische Faktoren, indiziert durch Chlorophyll a, Gesamtphosphor im Frühjahrs- und Jahresmittel und Sichttiefe, zurückgeführt werden. Auch Variationen der Gewässertiefe und -größe zwischen den Gewässern stellten sich als relevant für die Strukturierung der Fischartengemeinschaft heraus. Faktoren der Uferentwicklung und der von Makrophyten geprägten Habitatstruktur erwiesen sich als weniger relevante Determinanten der Abundanz, Biomasse, Größenstruktur und Diversität der Fischgemeinschaft. Die zuvor bereits publizierten Ergebnisse zu den dominierenden Einflussfaktoren Produktivität und Morphologie auf die Fischgemeinschaftsstruktur natürlicher stehender Gewässer in Norddeutschland (Mehner et al. 2007) fanden ihre Entsprechung in den untersuchten Baggerseen in Niedersachsen. Dies deutet auf eine vergleichbare Wirkung limnologischer Faktoren als Steuergrößen der Fischzönosen in Baggerseen fortgeschrittener Sukzession im Vergleich zu natürlichen Standgewässern an.

Der gemäß Studienhypothese (1) vermutete positive Zusammenhang zwischen Artenzahl und Diversität und der Gewässergröße und -tiefe konnte in den in vorliegender Studie untersuchten Baggerseen nicht festgestellt werden. Damit widersprechen die Daten in den künstlichen Gewässern den zuvor publizierten Arbeiten von Minns (1989) und Eckmann (1995), die einen positiven Zusammenhang zwischen der Gewässergröße und der Fischartenzahl feststellten. Anstelle der erwarteten positiven Korrelationen mit den morphologischen Gewässervariablen der Größe und Tiefe, zeigten sich in der vorliegenden Studie für die Diversität und die Artenzahl zum Teil signifikante und durchgehend negative Korrelationen. In bisherigen Studien, in welchen dieser Zusammenhang untersucht wurde (Minns 1989, Eckmann 1995), wurden jedoch nicht nur kleine, sondern auch sehr große Gewässer zusammenhängend betrachtet. Ein möglicher Grund für das kontroverse Ergebnis der vorliegenden Studie könnte also sein, dass die untersuchten Seen Niedersachsens überwiegend sehr kleine Gewässer darstellen und seine geringe Varianz den Faktor der Gewässergröße als weniger relevant für die Artenzahl erscheinen lässt als er wirklich ist. Durch künstlich geschaffene Zu- oder Abläufe und Besatz in einigen der untersuchten künstlichen Seen und Teiche (Anhang 1) könnten zudem natürliche Besiedlungsmuster das Arteninventar modifiziert haben. Der klare Trend in vorliegender Studie, wonach flachere

Gewässer mehr Fischarten beherbergten, kann allerdings nicht nur mit Besatzeffekten erklärt werden. Der signifikante Anstieg der Artenzahl in flachen Gewässern kann eine Folge zunehmender Litoralfläche bei geringerer Gewässertiefe und damit verbundener erhöhter Temperatur und Produktivität darstellen. Dieckmann et al. (2005) stellten eine höhere Biodiversität im Litoral deutscher Naturseen als im Pelagial fest, was den Anstieg der Artenzahl in flachen, vom Litoral geprägten Gewässern erklären könnte. Zudem zeigten aktuelle Studien von Teixeira-de Mello (2009) und Jeppesen et al. (2012), dass die Fischartenzahl in einem Gewässer bei hohen Temperaturen größer ist. Je flacher ein Gewässer, desto höher ist die Wassertemperatur und die Artenzahl steigt, was eine weitere Erklärung der Ergebnisse vorliegender Studie sein könnte.

Der zweite Teil der ersten Studienhypothese (1), wonach Abundanz und Diversität von Süßwasserfischartengemeinschaften mit hohem Makrophytenanteil aufgrund diversererer Habitat- und Nahrungsressourcen (Werner et al. 1983, Pierce et al. 1994) steigen sollte, wurde für natürliche Gewässer von Keast (1985), Werner et al. (1977) und Benson & Magnuson (1992) bestätigt. In vorliegender Studie wurden diese Zusammenhänge in Bezug auf submersen Bewuchs zum Teil ebenfalls bestätigt. Dennoch fanden sich unerwartete Ergebnisse in Hinblick auf die emerse Uferstruktur der Gewässer. So sank die Artenanzahl mit dem Grad des emersen Uferbewuchses. Dies kann auf mögliche Beeinträchtigungen der Uferhabitate durch zu starke Beschattung interpretiert werden und könnte auch ein Resultat geringer Fangeffizienz in steilen scharigen Baggerseen mit dichtem Uferbewuchs sein.

Obwohl Eckmann (1995) Trophiefaktoren nicht als Korrelat der Artenzahl der Fischzönose in mesotrophen deutschen Seen nachweisen konnte, zeigten sich in vorliegender Studie signifikante positive Korrelationen. Dieses Ergebnis bestätigte Jeppesen et al. (2000), welcher an dänischen natürlichen, flachen Seen ebenfalls feststellte, dass mit zunehmender Gesamtposphorkonzentration die Artenzahl und Diversität in der Fischartengemeinschaft ansteigt, möglicherweise als Folge erhöhten Nahrungsaufkommens. Der Shannon-Wiener-Diversitätsindex erhöhte sich auch in der vorliegenden Studie mit steigender Phosphorkonzentration, jedoch nicht signifikant.

Fast alle Korrelationen der mittleren und maximalen Gewässertiefe zeigten negative Zusammenhänge mit den Werten der Abundanz und Biomasse der Gemeinschaft und ausgewählter Fischarten, eine Vielzahl davon waren signifikant. Diese Beobachtungen, dass in flachen Seen mehr Biomasse an Fisch vorhanden ist, machten bereits Brämick & Lemcke (2003) an deutschen und Jeppesen et al. (1997) an dänischen Seen. Dass mit geringerer Tiefe die Abundanz

und Biomasse der Fische zunimmt, kann daran liegen, dass die Tiefe von Gewässern mit der Produktivität korreliert: Je flacher ein Gewässer ist, desto höher ist die Nährstoffverfügbarkeit aufgrund besserer Durchmischung (Carpenter 1983) und desto wärmer und produktiver wird das Gewässer im Sommer. Nicht umsonst nutzen Fischzüchter Teiche als Produktionsstätten. Demnach wären zunehmende Abundanz und Biomasse in flacheren Gewässern Resultate höherer Produktivität (Hanson & Leggett 1982, Downing et al. 1990). Gleichsam sind auch die signifikanten positiven Korrelationen der mittleren Länge des Gesamtfanges mit den Gewässertiefen erklärbar, denn Emmrich et al. (2011) zeigten, dass sich mit zunehmender Gewässertiefe die mittlere Länge des Durchschnittsfisches vergrößert. Vorliegende Ergebnisse stimmen mit diesen Zusammenhängen überein und zeigen, dass flachere Baggerseen höhere Biomassen kleinerer Fische beherbergen. Ein Grund für die geringeren Durchschnittsgrößen der Fischgemeinschaft in flachen, produktiven Gewässern könnte daran liegen, dass diese Gewässer hohe Planktondichten bieten, so dass das Aufkommen der Jungfische der Massenfische durch geringe Sterblichkeiten in den ersten Lebensmonaten hoch ist, diese Fische aber in späteren Lebensstadien in starke Nahrungskonkurrenz getrieben werden, was das Wachstum einschränkt.

Die zweite Studienhypothese (2), nach der mit steigender Produktivität eines Gewässers die Fischbiomasse zunimmt, fand in vorliegender Studie an norddeutschen Baggerseen empirische Bestätigung. Die vorgelegten Ergebnisse entsprechen daher denen von Hanson & Leggett (1982), Downing et al. (1990), Johnston et al. (1999), Mehner et al. (2005) und García et al. (2006) für natürliche Gewässer beschriebenen. In vorliegender Studie stieg die Biomasse der Gesamtgemeinschaft des Litorals sowie ausgewählter Fischarten wie Brasse, Plötze, Hecht und Schleie mit der Produktivität der Gewässer an. Je mehr Nährstoffe im Wasser verfügbar sind, desto stärker ist die Primärproduktion und die pflanzliche Biomasse nimmt zu, welche Nahrungsgrundlage für Primärkonsumenten darstellt. Brassern, Plötzen und Schleien profitieren vom zunehmenden Nahrungsangebot und wachsen besser. Für Hechte als piscivore Konsumenten ist somit ebenfalls mehr Nahrung vorhanden, was gute Wachstumsvoraussetzungen schafft und zur Biomasseakkumulation führt. Diese Effekten gehen mit einer Zunahme der Gesamtbio­masse an Fischen mit steigender Trophie einher (Smokorowski & Pratt 2007). In vorliegender Studie gab es keine Hinweise für eine „Überdüngung“ oder einen Kipppunkt. Es galt: Je mehr Nährstoffe, je trüber das Wasser desto fischreicher war der Baggersee.

Die dritte Hypothese (3) vorliegender Studie, nach der ein Fischgemeinschaftswandel von Barschen zu Cypriniden mit steigendem Trophiegrad postuliert wurde (Persson et al. 1991, Jeppesen et al. 2000, Olin et al. 2002), wurde in vorliegender Studie nicht bestätigt. An den Ergebnissen bisheriger Untersuchungen an skandinavischen Seen der zitierten Autoren ist

abzulesen, dass in weniger produktiven Seen Barsche Nahrungsvorteile gegenüber Plötzen haben und mit Erreichen des piscivoren Stadiums Plötzenpopulationen eindämmen, wohingegen in höher produktiven Seen Plötzen über Barsche dominieren (sollen). Im Unterschied zu diesen Ergebnissen an skandinavischen Gewässern, zeigte sich in vorliegender Studie an niedersächsischen Baggerseen ein signifikanter Anstieg der Abundanz und Biomasse sowohl der Barsche als auch wichtiger Cypriniden wie Plötze und Brasse mit zunehmender Trophie sowie eine „friedliche“ Koexistenz beider Arten. Dass der Wandel von Barsch- zu Cyprinidendominanz mit ansteigendem Trophiegrad zwar in skandinavischen Seen zutrifft, aber auf deutsche Seen nicht zwangsläufig anwendbar ist, zeigten bereits Studien von Radke & Eckmann (2001) und Haertel et al. (2002). Beide Autoren fanden eine Koexistenz von Barsch und Plötze in mesotrophen deutschen Gewässern, und auch Mehner et al. (2005) wiesen in ihren Untersuchungen an deutschen Seen eine zunehmende Barschabundanz mit steigenden Nährstoffwerten nach. Die geringe Tiefe und der gleichzeitig hohe Anteil von Makrophyten in den untersuchten Baggerseen könnte hierfür eine mögliche Ursache darstellen. Barsche halten sich bevorzugt in kühlen, tiefen Gewässerbereichen auf, weshalb die untersuchten Baggerseen zu flach zu sein scheinen, um eine Barschdominanz, vor allem von großen Barschen, zu ermöglichen. Dennoch bieten die Litorale der Untersuchungsgewässer mit hohem Makrophytenanteil sowohl den kleinen Barschen als auch Plötzen Futter und Refugien, was die Koexistenz erklären könnte.

Untersuchungen von Persson et al. (1988) und Jeppesen et al. (2000) an nordeuropäischen Gewässern ergaben, dass sich die relativen Abundanzanteile von Raubfischen, überwiegend von Barschen, mit zunehmender Eutrophierung verringerten. In vorliegender Studie an norddeutschen Baggerseen wurde dieser Teil der zuvor aufgestellten Hypothese (3) zum Fischgemeinschaftswandel mit hochsignifikanten Ergebnissen bestätigt. Die Vermutung, dass mit verringertem Abundanzanteil der Raubfische ebenfalls ihr Biomasseanteil sinkt (Jeppesen et al. 2000), konnte allerdings nicht nachgewiesen werden. Das Gegenteil stellte sich heraus. Mit steigendem Trophiegrad der Gewässer stieg der Biomasseanteil der piscivoren Räuber an der Fischgemeinschaft. Dies kann unter anderem daran liegen, dass für die Bestimmung der relativen Biomasseanteile der Raubfische nicht ausschließlich das Litoral, sondern der gesamte See betrachtet wurde, und die Fänge der Stellnetze im Pelagial und die der Elektrofischerei im Litoral zusammengenommen wurden. Da Stellnetze höhere Anteile von größeren Raubfischen fangen (Gronwald et al. 1996), könnten die Biomasseergebnisse der Raubfische mit einem Fanggeräteeffekt zusammenhängen. Interessanterweise nahmen sowohl Abundanz als auch Biomasse der Hechte im Litoral mit höherem Trophiegrad signifikant zu. Das widerspricht nur auf dem ersten Blick der häufig geäußerten Vermutung, dass mit zunehmender Eutrophierung und Eintrübung der

Gewässer die Hechtabundanz zurückgeht. In der Tat kann der Hecht auch in trüben Gewässern sehr gut überleben, wichtig ist lediglich die Verfügbarkeit von Einständen im Litoral für die jungen Hechte. Alle untersuchten Gewässer waren vergleichsweise strukturreich, und der Hecht wurde zusätzlich durch Besatz gefördert (Anhang 1). Insofern war die Reproduktionslimitierung, die in eutrophen Gewässern durch Verlust von Kraut und Einständen für den Rückgang von Hechten ursächlich ist, wohl nicht bestandsbegrenzend, und die Hechtbiomasse stieg daher mit steigender Trophie aufgrund von steigender Nahrungsverfügbarkeit an. Diese Vermutung wird durch Ergebnisse von Jeppesen et al. (2000) gestützt, die in skandinavischen Gewässern trotz abnehmender relativer Raubfischabundanz ebenfalls einen Anstieg der mittleren Biomasse der Hechte verzeichneten.

Mit zunehmender Produktivität der in vorliegender Studie betrachteten Baggerseen verringerte sich wie schon andiskutiert die mittlere Totallänge des Durchschnittsfisches im Litoral. Dieses Resultat bestätigte die untersuchte Hypothese (4) und stimmt mit den Ergebnissen einer Vielzahl von Studien zur Größenstruktur von Süßwasserfischen in eutrophen Gewässern gemäßigter Breiten überein (Jeppesen et al. 2000, Godlewska & Swierzowski 2003, Emmrich et al. 2011). Die mittlere Länge des Durchschnittsfisches war in vorliegender Studie ebenfalls geringer, je flacher das Gewässer war. Mit zunehmender Tiefe steigt die Habitatheterogenität in Gewässern an, womit sich Konkurrenz vermindert und genügend Habitat für Fische verschiedener Größenklassen zur Verfügung steht (Persson 1983). Gleichsam steigt bei Flachwasser die Reproduktion an, was die Fische in Nahrungskonkurrenz treiben kann, vor allem bei den sehr fruchtbaren Weißfischen in hochproduktiven, flachen und nährstoffreichen Gewässern (Barthelmes 1981).

Persson et al. (1991) und Mehner (2010) zeigten, dass die Größe verfügbarer Beutefische mit der Größe der Raubfische in der Gemeinschaft korreliert. Beim Hecht fanden sich allerdings in vorliegender Studie für das Litoral abweichende Resultate. Seine mittlere und maximale Länge korrelierte signifikant positiv mit ansteigender Trophie. Dies kann darauf beruhen, dass die Abundanz von Weißfischen, die der Hecht als Nahrungsressource und zum Wachstum benötigt, besonders im Litoral sehr hoch ist (Lewin et al. 2004) und mit steigender Trophie ansteigt. Eine große Nahrungsverfügbarkeit in Form von kleinen Weißfischen könnte daher zu schnellerem Wachstum der Hechte und zu größeren Totallängen führen (Margenau 1995). Zudem könnte, wie bereits bei gleichen Ergebnissen von Jeppesen et al. (2000) diskutiert, das kanibalistische Verhalten eine Ursache für durchschnittlich höhere Werte der mittleren und maximalen Länge sein, da größere Hechte den Anteil kleiner Hechte bei nicht ausreichend strukturreichem Habitat reduzieren (Grimm & Backx 1990, Craig 2008).

Überraschenderweise fanden sich in vorliegender Studie nur wenige Zusammenhänge zwischen der von Makrophyten geprägten/besiedelten Habitatstruktur und den fischfaunistischen Kennzahlen, obwohl in vielen Studien die Relevanz dieser Faktoren für die Fischartendiversität und -abundanz zum Ausdruck gebracht wurde (Keast et al. 1978, Eadie & Keast 1984, Benson & Magnuson 1992, Eckmann 1995, Eklöv 1997, Jennings et al. 1999, Pratt & Smokorowski 2003). Komplexe Litorale mit einem großen Anteil von Makrophyten bieten bevorzugt Jungfischen Schutz vor Prädatoren und beherbergen vielfältige Nahrungsressourcen für Fische, vor allem benthische Nahrung (Werner et al. 1983, Persson & Eklöv 1995, Fischer & Eckmann 1997a). Laut Hypothese (5) wurde folglich erwartet, dass mit ansteigender Struktur des Litorals die Abundanz der litoralen Fischgemeinschaft und ihre Vielfalt zunehmen (Eadie & Keast 1984, Benson & Magnuson 1992, Jennings et al. 1999, Pratt & Smokorowski 2003). Entgegen dieser Hypothese fanden sich aber keine signifikanten Korrelationen zwischen dem Uferbewuchs und den meisten fischfaunistischen Kennzahlen, wie Abundanz und Diversität, in vorliegender Studie. Ebenso fand sich kein empirischer Beleg für die Studienhypothese (6), wonach der Anteil kleiner Größenklassen der Fische mit zunehmendem Strukturanteil und folglich zunehmenden Habitat- und Nahrungsressourcen für Jungfische im Litoral der Gewässer (Bryan & Scarnecchia 1992) ansteigen sollte. Die in vorliegender Studie untersuchten Gewässer waren jedoch überwiegend flache Gewässer mit einem großen Anteil litoraler Gewässerbereiche. Lewin et al. (2004) zeigten z.B., dass besonders in flachen Seen die Habitatstruktur keinen relevanten strukturierenden Faktor für die Fischgemeinschaft darstellt, wohingegen in tiefen Seen natürliche und vegetationsreiche Habitate großen Einfluss auf die Fischgemeinschaft ausüben. In einer Studie von Mehner et al. (2005) an deutschen Gewässern wurde ebenfalls nachgewiesen, dass die Modifikation von Uferhabitaten mit einhergehendem Strukturverlust weniger Einfluss auf die Strukturierung der Fischartengemeinschaft hat als produktionsbiologische und morphologische Faktoren, vor allem Tiefe. Insofern bestätigen vorliegende Ergebnisse die verfügbare Literatur.

Einschränkend könnte die Methode der visuellen Bestimmung der Habitatstruktur eine mögliche Ursache für die fehlenden signifikanten Korrelationen darstellen, da prozentuale Anteile von Bewuchs nur geschätzt wurden. Ferner waren die Untersuchungsgewässer, bis auf wenige Ausnahmen, insgesamt im Litoral und wegen der geringen Tiefe vergleichsweise reich strukturiert, weshalb die geringe Varianz der Strukturvariablen über die 19 Gewässer ungünstige Voraussetzungen für die Korrelationsanalyse schuf. Weaver et al. (1997) demonstrierten weiterhin, dass der Grad der Makrophytenverteilung bzw. die Unregelmäßigkeit der Verteilung („Patchiness“) oft wichtiger und ausschlaggebender ist, als nur die reine Abundanz von Makrophyten oder Struktur in einem Gewässer. Die Heterogenität der Habitatstruktur sei im

Allgemeinen der relevante strukturierende Faktor für Fischartengemeinschaften, nicht grundsätzlich der prozentuale Anteil der von Makrophyten bewachsenen Fläche (Keast et al. 1978, Eadie & Keast 1984, Benson & Magnuson 1992, Pratt & Smokorowski 2003). Durch die visuelle Methode der Erfassung konnte diese kleinskalige Heterogenität nicht abgedeckt werden. Zudem wird die Effizienz der Elektrofischerei durch hohen Makrophytenanteil verringert (Dewey 1992), was die Datenmenge der fischfaunistischen Kennwerte in makrophytenreichen Gewässern reduziert und dadurch die Korrelationen verfälscht haben könnte.

Als Ausnahme wurden signifikante Zusammenhänge zwischen Makrophytenanteilen und den Hechtpopulationen in den Baggerseen nachgewiesen. Es stellte sich heraus, dass mit ansteigenden Makrophytenbewuchs die durchschnittliche Maximallänge des Hechtes anstieg, möglicherweise ein Resultat der Refugienwirkung der Makrophyten. Insgesamt ist die Wichtigkeit von hoher submerser Makrophytendichte, vor allem die Relevanz des Anteils krautiger Bereiche, für die Abundanz von großen piscivoren Raubfischen, vor allem von Hechten, bekannt (Grimm 1983, 1994, Teixeira-de Mello et al. 2009). Casselman & Lewis (1996) demonstrierten, dass Hechte bei ausgedehnter vegetationsreicher Habitatstruktur effizienter jagen und besser wachsen, was mit vorgelegten Ergebnissen in Übereinstimmung steht. Insofern überraschte das Ergebnis, dass mit zunehmendem Anteil überhängender emerser Habitatstruktur im Litoral die Abundanz und die Biomasse der Hechte abnahm. Grimm (1981, 1983) beschrieb, dass besonders junge Hechte Lebensräume mit emerser Ufervegetation in ihrem ersten Lebensjahr bevorzugen und die Biomasse mit zunehmender emerser Struktur ansteigt. Das Gegenteil stellte sich in vorliegender Studie heraus. Ein zu ausgeprägter emerser Bewuchs könnte durch die starke Beschattung einen negativen Effekt auf den Hecht als visuellen Jäger ausgeübt haben. Aber eine Scheinkorrelation kann nicht ausgeschlossen werden. Beispielsweise waren einige Gewässer besonders stark am Ufer bewachsen, die gleichzeitig vergleichsweise steilscharig waren. In diesen Fällen ist die Fängigkeit der im Sublitoral eingestellten Hechte gering und es wird ein scheinbarer Zusammenhang zwischen hohem Anteil emerser Vegetation und geringer Hechtdichte suggeriert. Obwohl grundsätzlich kein Zweifel an der Bedeutung der Uferstruktur für Hechtbestände besteht (Craig 2008), wurde auch in anderen Baggerseestudien kein oder nur ein schwacher Zusammenhang zwischen Litoralstrukturen und Hechtbiomassen festgestellt. Ein Einfluss von Besatz ist nicht ausgeschlossen, der die natürlichen Signale maskieren kann.

Die Aussagekraft der Ergebnisse vorliegender Studie ist von den eingesetzten Methoden abhängig. Elektrofischerei gilt als fischschonende (Rümmler 1996, Rümmler et al. 2002) und effektive Methode zur Erhebung von Fischbestandsdaten im Litoral. Growns et al. (1996) hoben ihre Effizienz für Untersuchungen zur Artenzahl und Abundanz (NPUE) von Fischen heraus.

Allerdings wird die Wirksamkeit dieser Methode durch die Leitfähigkeit des Wassers beschränkt. Je höher die Leitfähigkeit, desto geringer ist die Effizienz der Elektrofischerei. Außerdem können flache Gewässer im Allgemeinen besser befischt werden, tiefe Gewässer hingegen nur im sehr flachen Litoral (Gowns et al. 1996). In vorliegender Studie waren einige der tieferen Baggergewässer daher weniger gut beprobbar als die flacheren. Darüber hinaus beeinträchtigte z.T. starker Uferbewuchs das erfolgreiche Befischen einiger Bereiche des Litorals. Es ist auch nicht ausgeschlossen, dass vor allem größere Individuen durch die Elektrofischerei unterrepräsentiert waren. Die eingesetzten Stellnetze fischten darüber hinaus nicht größenrepräsentativ, so dass der Einsatz von Multimaschennetzen andere Zusammenhänge offenbaren könnte als in vorliegender Studie vorgelegt.

In dieser vorgelegten Studie wurden bivariate Korrelationen durchgeführt, um strukturierende Faktoren der Fischartengemeinschaften zu untersuchen. Eine multivariate Korrelationsanalyse könnte andere Ergebnisse hervorbringen und neue Zusammenhänge aufdecken, da die zusammenhängende Wirkung mehrerer Faktoren betrachtet wird. Die in einer bivariaten Analyse ermittelten Korrelationsergebnisse strukturierender Faktoren können z.B. indirekt durch Einwirkung eines dritten Faktors erklärt oder von diesen abgeschwächt werden, siehe z.B. Eckmann (1995). Zudem testet eine bivariate Korrelation nach Pearson (1920) die analysierten Variablen nur auf linearen Zusammenhang. Wenn mit dieser Methode kein Zusammenhang gefunden wurde, heißt das nicht, dass nicht eventuell ein nichtlinearer Zusammenhang zwischen den untersuchten Variablen existiert. 19 Seen zu betrachten und ihre Kennwerte für eine statistische Zusammenhanganalyse zu nutzen, reicht allerdings aus, um Trends in den Korrelationsergebnissen zu erkennen. Eine räumliche Ausdehnung der Untersuchung über zusätzliche Seen würde aber ggf. abgesicherte Ergebnisse bringen, denn mit steigendem Stichprobenumfang und Varianz zwischen den Gewässern steigt die Genauigkeit der Korrelationskoeffizienten nach Pearson (1920).

Ein wichtiger Faktor, der mit Sicherheit einen schlecht quantifizierbaren Einfluss auf alle Ergebnisse der in vorliegender Studie untersuchten Korrelationen in den angelfischereilich bewirtschafteten Baggerseen genommen hat, ist der Fischbesatz (Anhang 1). Dieser hat besondere Relevanz für das Fischarteninventar in den Gewässern. Mit dem Einbringen von nicht rekrutierenden und teils nichtheimischen Arten wie Graskarpfen oder Regenbogenforelle werden Artenzahl und Diversität einer Gemeinschaft beeinflusst. Jeder erfolgreiche Besatz bewirkt eine Verschiebung im Gleichgewicht des Nahrungsnetzes und kann sich sowohl positiv als auch negativ auf Abundanz, Biomasse und Totallänge von Fischarten auswirken. Ein Anstieg der Artenzahl durch Besatz bewirkt anderen Studien zufolge eine Abnahme der Diversität in der Gemeinschaft

(Radomski & Goeman 1995, Freyhof 2003). Besonders besetzte piscivore Arten gelten als wichtige strukturierende Komponenten von Fischzönosen, welche die Größenstruktur innerhalb der Fischartengemeinschaften in bewirtschafteten Gewässern verändern können (Jackson et al. 2001, Freyhof 2003). Eine Ursache für teil unerwartete Korrelationsergebnisse könnten daher in Besatzeffekten liegen. Weitere anthropogene Faktoren, welche die Artzusammensetzung in Ökosystemen von Still- und Fließgewässern darüber hinaus beeinflussen können, in vorliegender Studie jedoch nicht weiter untersucht wurden, sind Arteinführung, Artsterben, Wasserstandregulierungen, Ufermodifikationen, Verschmutzung, Eutrophierung und Versauerung (Jennings et al. 1999, Mason 2002, Mehner et al. 2005, Strayer & Findlay 2010, Doi et al. 2010). Da aber insgesamt die wesentlichen Einflüsse der produktionsbiologischen und morphologischen Faktoren auf die fischfaunistischen Kennziffern verifiziert wurden, die in ähnlicher Weise an natürlichen Systemen beschrieben worden sind, sind die genannten anthropogenen Einflussfaktoren wahrscheinlich von untergeordneter Bedeutung für die Studienergebnisse.

Mit den präsentierten Ergebnissen vorliegender Studie zeigt sich, dass viele bisher dargestellte Zusammenhänge zwischen Gewässervariablen und Variablen der Fischartengemeinschaft in großen oder natürlichen Gewässern auch auf kleine angelfischereilich bewirtschaftete Baggerseen anwendbar sind. Angesichts einiger widersprüchlicher Ergebnisse, bedarf es aber weiterer ausgiebiger Forschung, um die komplexen biotischen und abiotischen Interaktionen in diesen speziellen Ökosystemen besser zu verstehen. Bevor diese Studien jedoch flächendeckend vorliegen, deuten die Ergebnisse vorliegender Studie auf die wesentliche Relevanz von produktionsbiologischen Gewässervariablen sowie der Gewässertiefe auf die Strukturierung der Fischgemeinschaft hin. Insbesondere ansteigende Eutrophierung natürlichen (Alterung eines neu entstandenen Baggersees) oder anthropogenen Ursprungs (z.B. Landwirtschaft) wird zu einer charakteristischen Änderung der Fischartengemeinschaft sowie zu steigenden Biomassen führen. Gleichsam geben vorliegende Ergebnisse Hinweise auf die überragende Rolle von Flachwasserbereichen, da flachere Gewässer insgesamt artenreicher waren und viele Fischarten hohe Abundanzen zeigten. Die von Makrophyten besetzte Uferstruktur hatte insgesamt einen vergleichsweise geringen Einfluss. Da die untersuchten Baggerseen überwiegend strukturreich waren, kann die Relevanz dieses Faktors als Determinante nicht bewertet werden.

Insgesamt belegt die Studie, dass von Anglern bewirtschaftete Baggerseen naturnahe, gewässertypische Fischzönosen entwickeln und dass diese Gewässer trotz intensiver Besatzmaßnahmen nur einen vernachlässigbar geringen Anteil von Neozoen beherbergen. Die hohe Artenvielfalt und die hohen relativen Häufigkeiten von Rote-Liste-Arten belegen darüber hinaus das hohe naturschutzfachliche Potenzial von bewirtschafteten, künstlichen

Angelgewässern. Schutz und fischereiliche Nutzung von Gewässern schließen sich also nicht aus, sondern ergänzen sich in optimaler Weise (Völkl 2010). Die Studie belegt ferner wie stark die Fischgemeinschaften in Abtragungsgewässern von morphologischen und produktionsbiologischen Faktoren abhängen. Diese Faktoren überstrahlen die strukturellen Effekte in ihrer Bedeutung, was in Übereinstimmung steht zu den Bedingungen in natürlichen Gewässern im norddeutschen Tiefland. Das Fehlen von klaren Überdüngungssignalen in den untersuchten Gewässern trotz zum Teil substantieller Phosphorbelastung zeigen, dass eine moderate Eutrophierung von fischereilichem Wert ist, weil die Menge an Fischen im Gewässer erhöht wird und relevante Edelfische wie Hechte nahrungsseitig profitieren. Diese Effekte gehen einher mit abnehmenden Durchschnittsgrößen der Fischgemeinschaft. Dieses Ergebnis deutet einen relevanten Zielkonflikt an: Während die Gesellschaft häufig klare, nährstoffarme Gewässer bevorzugt, profitieren Fischgemeinschaften in Seen qualitativ und quantitativ von moderaten Nährstoffeinträgen. Schließlich belegt die vorgelegte Studie die überragende Bedeutung von Flachwasserbereichen für die Produktivität von Fischgemeinschaften in Baggerseen. Das Anlegen von Flachwasserbereichen und der Schutz wesentlicher makrophytenbesetzter Lebensräume kann daher als relevante Managementstrategie abgeleitet werden. Das kann klassische Schon- und Schutzmaßnahmen wie Besatz und Fangbestimmungen flankierend ergänzen und kann sowohl Fischbestände als auch die anglerischen Erträge nachhaltig steigern. Weitere experimentelle Studien sind zu dieser Frage dringend nötig.

6. Danksagung

Die Untersuchungen fanden in Kooperationen mit den Angelvereinen Sportfischerverein „Frühauf“ Bramsche e.V., Sportfischerverein Helmstedt und Umgebung e.V., Fischereiverein Peine-Ilsede und Umgebung e.V., Verein für Fischerei und Gewässerschutz Schönewörde und Umgebung e.V. und Angelsportverein „Gut Fang“ Stapel e.V. statt. Den Vorständen, Gewässerwarten und allen helfenden Händen gilt unser größter Dank. Das Projekt wurde gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung im Projekt Besatzfisch im Programm für Sozial-ökologische Forschung (Förderkennzeichen 01UU0907, www.besatz-fisch.de, Projektleitung: Prof. Dr. Robert Arlinghaus). Die Elektrofischereigenehmigungen wurden durch Niedersächsische Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei – Fischereikundlicher Dienst erteilt (AZ 34.1-65432-A-I). Für die reibungslose Zusammenarbeit sei allen beteiligten Personen, insbesondere Herrn Dr. Hans-Hermann Arzbach, gedankt. Zudem möchten wir uns bei den vielen sonstigen Helfern bedanken, die seit Frühjahr 2011 in der Feldarbeit an den niedersächsischen Gewässern beteiligt waren. Hier gilt unser Dank vor allem Alexander Türck, Thilo Pagel, Mara Elena Beck, Nick Bremer, John Brieger, Andrew McFall und Dr. Erik Eschbach. Für die Analyse der Wasserproben möchten wir uns bei Frau Barbara Meinck und Dr. Rita Adrian aus der Abteilung 2 des IGB und Frau Dr. Elke Zwirnmann aus dem Zentralen Chemielabor des IGB sehr herzlich bedanken.

7. Literaturverzeichnis

- Allen A. P., Whittier T. R., Larsen D. P., Kaufman P. R., O'Connor R. J., Hughes R. M., Stemberger R. S., Dixit S. S., Brinkhurst R. O., Herlihy A. T. & Paulsen R. G. (1999) Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 2029–2040.
- 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.
- Bagenal T. B. (1977) Effects of fisheries on Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in Windermere. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1764-1768.
- Barthelmes D. (1981) *Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Benson B. J. & Magnuson J. J. (1992) Spatial heterogeneity of littoral fish assemblages in lakes: relations to species diversity and habitat structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1493-1500.
- Brämick U. & Lemcke R. (2003) Regional application of a fish yield estimation procedure to lakes in north-east Germany. *Limnologica* 33: 205-213.
- Breukelaar A. W. Lammens E. H. R. R., Klein Breteler J. G. P. & Tátrai I. (1994) Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll *a*. *Freshwater Biology* 32: 113-121.
- Bryan M. D. & Scarnecchia D. L. (1992) Species richness, composition, and abundance of fish larvae and juveniles inhabiting natural and developed shorelines of a glacial Iowa lake. *Environmental Biology of Fishes* 35: 329-341.
- Brylinsky M. & Mann K. H. (1973) An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnology and Oceanography* 18: 1-14.
- Carpenter S. R. (1983) Lake geometry: Implications for Production and sediment accretion rates. *Journal of Theoretical Biology* 105: 273-286.
- Carpenter S. R. (2002) Ecological futures: Building an ecology of the long now. *Ecology* 83: 2069-2083.
- Carpenter S. R. & Lodge D. M. (1986) Effects of macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 26: 341-370.
- Casselman J. M. & Lewis C. A. (1996) Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 161-174.
- Craig J. F. (2008) A short review of pike ecology. *Hydrobiologia* 601: 5-16.

- Dewey M. R. (1992) Effectiveness of a drop net, a pop net, and an electrofishing frame for collecting quantitative samples of juvenile fishes in vegetation. *North American Journal of Fisheries Management* 12: 808-813.
- Diehl S. (1988) Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos* 53: 207-214.
- Diehl S. (1993) Effects of habitat structure on resource availability, diet and growth of benthivorous perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos* 67: 403-414.
- Diekmann M., Brämick U., Lemcke R. & Mehner T. (2005) Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *Journal of Applied Ecology* 42: 901-909.
- Doi H., Chang K.-H., Ando T., Imai H. & Nakano S. (2010) Shoreline bank construction modifies benthic-pelagic coupling of food webs. *Ecological Engineering* 36: 601-604.
- Downing J. A., Plante C. & Lalonde S. (1990) Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1929-1936.
- Eadie J. M. & Keast A. (1984) Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. *Canadian Journal of Zoology* 62: 1689-1695.
- Eckmann R. (1995) Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4: 62-69.
- Eklöv P. (1997) Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1520-1531.
- Emmrich M., Brucet S., Ritterbusch D. & Mehner T. (2011) Size spectra of lake fish assemblages: responses along gradients of general environmental factors and intensity of lake-use. *Freshwater Biology* 56: 2316-2333.
- Fischer P. & Eckmann R. (1997a) Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance Germany. *Archiv für Hydrobiologie* 140: 91-116.
- Fischer P. & Eckmann R. (1997b) Seasonal changes in fish abundance, biomass and species richness in the littoral zone of Lake Constance, Germany. *Archiv für Hydrobiologie* 139: 433-448.
- FGG, Flussgebietsgemeinschaft Weser (2007) EG-Wasserrahmenrichtlinie. Die wichtigsten Wasserbewirtschaftungsfragen in der Flussgebietseinheit Weser:
- Freyhof J. (2003) Immigration and potential impacts of invasive freshwater fishes in Germany. *Berichte des IGB* 17: 51-58.

- Freyhof J. (2009) Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Fünfte Fassung. Naturschutz und Biologische Vielfalt (Bundesamt für Naturschutz) 70: 291-316.
- García X.-F., Diekmann M., Brämick U., Lemcke R. & Mehner T. (2006) Correlations between type-indicator fish species and lake productivity in German lowland lakes. *Journal of Fish Biology* 68: 1144-1157.
- Gaumert D. & Kämmereit M. (1993) Süßwasserfische in Niedersachsen. Hrsg: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Dezernat Binnenfischerei, Hildesheim. ISBN: ISSN 0942-9425.
- Godlewska M. & Swierzowski A. (2003) Hydroacoustical parameters of fish in reservoirs with contrasting levels of eutrophication. *Aquatic Living Resources* 16: 167-173.
- Grimm M. P. (1981) The composition of northern pike, *Esox lucius* L., populations in four shallow waters in the Netherlands, with special reference to factors influencing 0+ pike biomass. *Aquaculture Research* 12: 61-76.
- Grimm M. P. (1983) Regulation of biomasses of small (< 41 cm) northern pike (*Esox lucius* L.), with special reference to the contribution of individuals stocked as fingerlings (4–6 cm). *Aquaculture Research* 14: 115-134.
- Grimm M. P. (1994) The characteristics of the optimum habitat of northern pike (*Esox lucius* L.). In: *Rehabilitation of freshwater fisheries*, Fishing News Books.
- Grimm M. P. & Backx J. J. G. M. (1990) The restoration of shallow eutrophic lakes and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia* 200/201: 557-566.
- Growns I. O., Pollard D. A. & Harris J. H. (1996) A comparison of electric fishing and gillnetting to examine the effects of anthropogenic disturbance on riverine fish communities. *Fisheries Management and Ecology* 3: 13-24.
- Haertel S. S., Baade U. & Eckmann R. (2002) No general percid dominance at mesotrophic lake conditions; insights from the quantification of predator-prey interactions. *Limnologia* 32: 1-13.
- Hanson J. M. & Leggett W. C. (1982) Empirical prediction of fish biomass and yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 257-263.
- Hartmann J. & Nümann W. (1977) Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1670-1677.
- Holmgren K. & Appelberg M. (2000) Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish Biology* 57: 1312-1330.
- Holmlund C. M. & Hammer C. (1999) Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* 29: 253–268.

- Hutchinson G.E. (1957) A treatise on limnology V.1., Geography, Physics and Chemistry. Wiley: 1015.
- Jackson D. A., Peres-Neto P. R. & Olden J. D. (2001) What controls who is where in freshwater fish communities — the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 157-170.
- Jennings M. J., Bozek M. A., Hatzenbeler G. R., Emmons E. E. & Staggs M. D. (1999) Cumulative effects of incremental shoreline habitat modification on fish assemblages in north temperate lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 18-27.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T., Pedersen L. J. & Jensen L. (1997) Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343: 151-164.
- Jeppesen E., Jensen J. P., Søndergaard M., Lauridsen T., & Landkildehus F. (2000) Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201–218.
- Jeppesen E., Mehner T., Winfield I. J., Kangur K., Sarvala J., Gerdeaux D., Rask M., Malmquist H. J., Holmgren K., Volta P., Romo S., Eckmann R., Sandström A., Blanco S., Kangur A., Ragnarsson Stabo H., Tarvainen M., Ventelä A.-M., Søndergaard M., Lauridsen T. L. & Meerhoff M. (2012) Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia* 694: 1-39.
- Johnston N. T., Stamford M. D., Ashley K. I. & Tsumura K. (1999) Responses of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and their prey to inorganic fertilization of an oligotrophic montane lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1011-1025.
- Keast A. (1985) The piscivore feeding guilds of fishes in small freshwater ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* 12: 119-129.
- Keast A., Harker J. & Turnbull D. (1978) Northshore fish habitat utilization and species associations in Lake Opinicon (Ontario, Canada). *Environmental Biology of Fishes* 3: 173-184.
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2003) Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH.
- Lewin W.-C., Arlinghaus R. & Mehner T. (2006) Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science* 14: 305–367.
- Lewin W.-C., McPhee D. & Arlinghaus R. (2008) Biological impacts of recreational fishing resulting from exploitation, stocking and introduction. In: Aas Ø., *Global Challenges in Recreational Fisheries*. Blackwell Science, Oxford, 75-92.
- Lewin W.-C., Okun N. & Mehner T. (2004) Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biology* 49: 410-424

- MacArthur R. H. & Wilson E. O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton NJ, Princeton University Press: 203 pp. ISBN 978-0-691-08836-5.
- Magnuson J. J. (1976) Managing with exotics - a game of chance. *Transactions of the American Fisheries Society* 105: 1-9.
- Mantoura R. F. C. & Llewellyn C. A. (1983) The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their breakdown products in natural waters by reverse-phase high-performance liquid chromatography. *Analytical Chimica Acta* 151: 297-314.
- Margenau T. L. (1995) Stunted northern pike: a case history of community manipulations and field transfer. Wisconsin Department of Natural Resources, Research Report 169, Madison.
- Mason C. F. (2002) *Biology of freshwater pollution*. Longman, London, UK.
- Matthies M., Berlekamp J., Lauterbach S., Graf N. & Reimer S. (2006) System analysis of water quality management for the Elbe river basin. *Environmental Modelling & Software* 21: 1309-1318.
- Mehner T. (2010) No empirical evidence for communitywide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnology and Oceanography* 55: 203-213.
- Mehner T., Diekmann M., Brämick U. & Lemcke R. (2005) Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50: 70-85.
- Mehner T., Holmgren K., Lauridsen T. L., Jeppesen E. & Diekmann M. (2007) Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European 'Central Plains' ecoregion. *Freshwater Biology* 52: 2285-2297.
- Minns C. K. (1989) Factors affecting species richness in Ontario lakes. *Transaction of the American Fisheries Society* 118: 533-545.
- Mühlenberg M. (1993) *Freilandökologie* (3. Aufl.). UTB Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- Olin M., Rask M., Ruuhijärvi J., Kurkilahti M., Ala-Opas P. & Ylonen O. (2002) Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology* 60: 593-612.
- Olin M., Vinni M., Lehtonen H., Rask M., Ruuhijarvi J., Saulamo K. & Ala-Opas P. (2010) Environmental factors regulate the effects of roach *Rutilus rutilus* and pike *Esox lucius* on perch *Perca fluviatilis* populations in small boreal forest lakes. *Journal of Fish Biology* 76: 1277-1293.
- Pearson K. (1920) Notes on the history of correlations. *Biometrika* 13: 25-45.
- Perrow M. R., Jowitt A. J. D. & Johnson S. R. (1996) Factors affecting the habitat selection of tench in a shallow eutrophic lake. *Journal of Fish Biology* 48: 859-870.
- Persson L. (1983) Food consumption and competition between age classes in a perch *Perca fluviatilis* population in a shallow eutrophic lake. *Oikos* 40: 197-207.

- Persson L. (1986) Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch (*Perca fluviatilis*). *Ecology* 67: 355-364.
- Persson L. & Eklöv P. (1995) Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology* 76: 70-81.
- Persson L. & Greenberg L.A. (1990) Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*)–roach (*Rutilus rutilus*) interaction. *Ecology* 71: 44-56.
- Persson L., Andersson G., Hamrin S. F. & Johansson L. (1988) Predation regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. In: *Complex interactions in Lake Communities*, Springer, New York: 44-65.
- Persson L., Diehl S., Johansson L., Andersson G. & Hamrin S.F. (1991) Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281-293.
- Pierce C. L., Rasmussen J. B. & Leggett W. C. (1994) Littoral fish communities in Southern Quebec lakes: relationships with limnological and prey resource variables. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1128-1138.
- Pratt T. C. & Smokorowski K. E. (2003) Fish habitat management implications of the summer habitat use by littoral fishes in a north temperate, mesotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 286-300.
- Radke R. J. & Eckmann R. (2001) No general percid dominance under mesotrophic lake conditions: a test of several hypotheses. *Limnologica* 31: 37-44.
- Radomski P. J. & Goeman T. J. (1995) The homogenizing of Minnesota lake fish assemblages. *Fisheries* 20: 20-23.
- Rendón P. M., Gallardo J. M., García Ceballos E., Pérez Regadera J. J. & Escudero García J. C. (2003) Determination of substrate preferences of tench, *Tinca tinca* (L.), under controlled experimental conditions. *Journal of Applied Ichthyology* 19: 138-141.
- Rümmler F. (1996) Fischfang in norddeutschen Seen unter besonderer Beachtung der Elektrofischerei. *Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.* 10: 64-73.
- Rümmler F., Schreckenbach K., Göthling U. & Schiewe S. (2002) Untersuchungen zu den Auswirkungen des Elektrofischfangs auf Fische. *Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Groß Glienicke*.
- Savino J. F. & Stein R. A. (1982) Predator–prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submersed vegetation. *Transactions of the American Fisheries Society* 11: 255-266.
- Schindler D.E. & Scheuerell M. D. (2002) Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*, 98: 177-189.

- Shannon C. (1948) A mathematical theory of communication. *Bell Systems Technological Journal* 27: 379-423.
- Smokorowski K. E., Pratt T. C., Cole W. G., McEachern L. J. & Mallory E. C. (2006) Effects on periphyton and macroinvertebrates from removal of submerged wood in three Ontario lakes. *Canadian Journal of Aquatic Sciences* 63: 2038-2049.
- Smokorowski K. E. & Pratt T. C. (2007) Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems – a review and meta-analysis. *Environmental Revolution* 15: 15-41.
- Strayer D. L. & Findlay S. E. G. (2010) Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72: 127-163.
- Teixeira-de Mello F., Meerhoff M., Pekcan-Hekim Z. & Jeppesen E. 2009. Substantial differences in littoral fish community structure and dynamics in subtropical and temperate shallow lakes. *Freshwater Biology* 54: 1202-1215.
- Tonn W. M. & Magnuson J. J. (1982) Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology* 63: 1149-1166.
- Vander Zanden M. J. & Vadeboncoeur Y. (2002) Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83: 2152-2161.
- Völkl W. (2010) Die Bedeutung und Bewertung von Baggerseen für Fische, Vögel, Amphibien und Libellen: Vereinbarkeit der fischereilichen Nutzung mit den Anforderungen des Naturschutzes. Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei, Bayreuth.
- Weaver M. J., Magnuson J. J. & Clayton M. K. (1997) Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2277-2289.
- Werner E. E., Gilliam J. F., Hall D. J. & Mittelbach G. G. (1983) An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* 64: 1540-1548.
- Werner E. E., Hall D. J., Laughlin D. R., Wagner D. J., Wilsmann L. A. & Funk E. C. (1977) Habitat partitioning in a freshwater fish community. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 360-370.
- Willemsen J. (1977) Population dynamics of percids in Lake IJssel and some smaller lakes in the Netherlands. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1710-1719.
- Wolter C. (2008) Towards a mechanistic understanding of urbanization's impacts on fish. In: Marzluff, J., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U. & ZumBrunnen, C. (eds) *Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. New York, Springer: 425-436.
- Wright S. W., Jeffrey S. W., Mantoura R.F.C., Llewellyn C. A., Bjornland T., Repeta D. & Welschmeyer N. (1991) Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *Marine Ecology-progress Series* 77: 183-196.

Zwirmann E., Krüger A. & Gelbrecht J. (1999) Analytik im Zentralen Chemielabor des IGB.
Manuskripte für IGB-Berichte H9: 3-24.

8. Anhang

Anhang 1: Besatzdaten der Untersuchungsgewässer in Niedersachsen von den Jahren 2010 und 2011. Fischarten im Mischbesatz unbekannt, überwiegend Plötze, Brasse, Rotfeder und Güster.

Gewässer	Jahr	Besatz
Borgstedensee	2010	450 kg Mischbesatz 230 kg Regenbogenforelle
	2011	100 kg Plötze 460 kg Karpfen 324 Hechte
Buschmühlenteich	2010	200 Hechte (5-7 cm)
	2011	50 Zander (20-25 cm) 18 kg Karpfen 245 Hechte
Caroline	2011	650 Zander (12-15 cm) 2000 Moderlieschen 80 kg Karpfen
Darnsee	2011	81 kg Karpfen 284 Hechte
Große Mergelgrube	2011	25 kg Schleie 50 Zander (20-25 cm) 100 kg Plötze 28 kg Karpfen 231 Hechte
Großer Weidekampsee	2011	231 kg Karpfen 231 Hechte
Handorf III	2010	10 kg Aal 50 kg Karpfen 100 kg Karpfen 100 kg Schleie
	2011	168 kg Karpfen 98 Hechte
Hechtsee	2010	150 kg Karpfen 100 kg Mischbesatz
Horstsee	2010	100 kg Mischbesatz
	2011	108 kg Karpfen 124 Hechte
Karpfenteich	2010	75 kg Karpfen 1 kg Aal (ca. 8 cm) 300 Regenbogenforellen
	2011	3 kg Aal (ca. 8 cm) 145 kg Forelle 81 kg Karpfen 63 Hechte
Kleiner Weidekampsee	2011	56 kg Karpfen 25 Hechte
Langer Winkelsee	2011	209 kg Karpfen
Stiegerteich	2011	112 kg Karpfen
Strohmühlenteich	2011	50 Zander (20-25 cm) 50 kg Schleie 100 kg Plötze 98 kg Karpfen 49 Hechte
	2010	1 kg Aal (ca. 8 cm)
Trapsee	2010	1 kg Aal (ca. 8 cm)
	2011	234 kg Karpfen 91 Hechte
Vockfeyer See	2010	100 kg Karpfen 11 kg Aal (ca. 8 cm)
	2011	6 kg Aal (ca. 8 cm) 220 kg Karpfen 385 Hechte
Vöhrum I	2011	145 kg Karpfen

Anhang 2: Korrelationsergebnisse der morphologische Faktoren der Gewässer mit der Abundanz (NPUE) und Biomasse (BPUE) von litoralen Fischen nach befischter Uferstrecke. Pearson-Korrelationskoeffizient r und Signifikanzwert (p), Signifikanz bei $p < 0,1$. NPUE = Individuen pro 50 m befischte Uferstrecke, BPUE = Fischbiomasse pro 50 m befischte Uferstrecke, D_L = Uferentwicklungsindex.

		Größe	D_L	Mittlere Tiefe	Maximale Tiefe
NPUE					
gesamt	(N = 19)	-0,316 ($p = 0,187$)	-0,035 ($p = 0,887$)	-0,447 ($p = 0,055$)	-0,367 ($p = 0,122$)
Aal	(N = 19)	-0,234 ($p = 0,334$)	-0,269 ($p = 0,266$)	-0,126 ($p = 0,609$)	-0,129 ($p = 0,599$)
Barsch	(N = 19)	-0,152 ($p = 0,533$)	-0,164 ($p = 0,502$)	-0,434 ($p = 0,063$)	-0,439 ($p = 0,060$)
Brasse	(N = 19)	-0,245 ($p = 0,311$)	-0,059 ($p = 0,809$)	-0,318 ($p = 0,185$)	-0,334 ($p = 0,163$)
Hecht	(N = 19)	0,019 ($p = 0,937$)	0,191 ($p = 0,434$)	-0,254 ($p = 0,295$)	-0,280 ($p = 0,246$)
Plötze	(N = 19)	-0,274 ($p = 0,257$)	-0,175 ($p = 0,474$)	-0,315 ($p = 0,189$)	-0,309 ($p = 0,198$)
Schleie	(N = 19)	-0,132 ($p = 0,589$)	0,142 ($p = 0,561$)	-0,150 ($p = 0,539$)	-0,025 ($p = 0,919$)
BPUE					
gesamt	(N = 19)	-0,309 ($p = 0,198$)	-0,234 ($p = 0,335$)	-0,426 ($p = 0,069$)	-0,407 ($p = 0,084$)
Aal	(N = 19)	-0,062 ($p = 0,800$)	-0,318 ($p = 0,184$)	-0,006 ($p = 0,982$)	-0,017 ($p = 0,946$)
Barsch	(N = 19)	-0,264 ($p = 0,276$)	-0,035 ($p = 0,888$)	-0,398 ($p = 0,092$)	-0,406 ($p = 0,085$)
Brasse	(N = 19)	-0,326 ($p = 0,173$)	-0,231 ($p = 0,342$)	-0,390 ($p = 0,099$)	-0,378 ($p = 0,110$)
Hecht	(N = 19)	-0,070 ($p = 0,775$)	-0,018 ($p = 0,941$)	-0,391 ($p = 0,098$)	-0,427 ($p = 0,069$)
Plötze	(N = 19)	-0,288 ($p = 0,231$)	-0,175 ($p = 0,473$)	-0,373 ($p = 0,116$)	-0,352 ($p = 0,139$)
Schleie	(N = 19)	-0,313 ($p = 0,192$)	-0,130 ($p = 0,596$)	-0,350 ($p = 0,142$)	-0,285 ($p = 0,236$)

Anhang 3: Korrelationsergebnisse der Faktoren makrophytenbestimmter Habitatstruktur mit der Abundanz (NPUE) und Biomasse (BPUE) von litoralen Fischen nach befischter Uferstrecke. Pearson-Korrelationskoeffizient r und Signifikanzwert (p), Signifikanz bei $p < 0,1$. NPUE = Individuen pro 50 m befischte Uferstrecke, BPUE = Fischbiomasse pro 50 m befischte Uferstrecke, Erläuterungen im Text.

		Ufer emers	Ufer submers	See gesamt
NPUE				
gesamt	(N = 19)	-0,173 ($p = 0,478$)	-0,110 ($p = 0,655$)	-0,180 ($p = 0,460$)
Aal	(N = 19)	0,165 ($p = 0,498$)	0,052 ($p = 0,831$)	0,143 ($p = 0,558$)
Barsch	(N = 19)	-0,144 ($p = 0,556$)	-0,053 ($p = 0,829$)	0,083 ($p = 0,735$)
Brasse	(N = 19)	-0,162 ($p = 0,508$)	-0,033 ($p = 0,893$)	-0,064 ($p = 0,794$)
Hecht	(N = 19)	-0,432 ($p = 0,065$)	0,127 ($p = 0,603$)	0,187 ($p = 0,443$)
Plötze	(N = 19)	0,029 ($p = 0,905$)	-0,185 ($p = 0,450$)	-0,273 ($p = 0,258$)
Schleie	(N = 19)	-0,135 ($p = 0,581$)	-0,012 ($p = 0,960$)	-0,020 ($p = 0,936$)
BPUE				
gesamt	(N = 19)	-0,066 ($p = 0,788$)	-0,075 ($p = 0,762$)	-0,075 ($p = 0,760$)
Aal	(N = 19)	0,257 ($p = 0,289$)	-0,023 ($p = 0,924$)	0,071 ($p = 0,774$)
Barsch	(N = 19)	0,030 ($p = 0,904$)	-0,014 ($p = 0,954$)	-0,150 ($p = 0,539$)
Brasse	(N = 19)	0,116 ($p = 0,637$)	-0,077 ($p = 0,753$)	-0,220 ($p = 0,366$)
Hecht	(N = 19)	-0,327 ($p = 0,172$)	0,137 ($p = 0,577$)	0,209 ($p = 0,389$)
Plötze	(N = 19)	-0,050 ($p = 0,838$)	-0,140 ($p = 0,566$)	-0,217 ($p = 0,373$)
Schleie	(N = 19)	-0,060 ($p = 0,806$)	-0,104 ($p = 0,673$)	-0,125 ($p = 0,609$)

Anhang 4: Korrelationsergebnisse der produktionsbiologischen Faktoren der Gewässer mit der Abundanz (NPUE) und Biomasse (BPUE) von Fischen im Litoral nach befischter Uferstrecke. Pearson-Korrelationskoeffizient r und Signifikanzwert (p), Signifikanz bei $p < 0,1$ (**fett**). NPUE = Individuen pro 50 m befischte Uferstrecke, BPUE = Fischbiomasse pro 50 m befischte Uferstrecke, N = Stichprobenumfang. Chl a = Chlorophyll a, TP = Gesamtphosphor, Trophieindex nach LAWA (2003).

		Sichttiefe	Chl a	TP	TP Frühjahr	Trophieindex
NPUE						
gesamt	(N = 19)	-0,436 (p = 0,062)	0,309 (p = 0,199)	0,344 (p = 0,150)	0,345 (p = 0,148)	0,387 (p = 0,102)
Aal	(N = 19)	-0,169 (p = 0,488)	-0,141 (p = 0,564)	-0,322 (p = 0,179)	-0,336 (p = 0,159)	-0,041 (p = 0,866)
Barsch	(N = 19)	-0,486 (p = 0,035)	0,241 (p = 0,320)	0,318 (p = 0,185)	0,281 (p = 0,244)	0,329 (p = 0,168)
Brasse	(N = 19)	-0,393 (p = 0,096)	0,319 (p = 0,184)	0,259 (p = 0,284)	0,240 (p = 0,323)	0,384 (p = 0,105)
Hecht	(N = 19)	-0,058 (p = 0,812)	0,176 (p = 0,471)	0,377 (p = 0,111)	0,376 (p = 0,113)	0,035 (p = 0,888)
Plötze	(N = 19)	-0,342 (p = 0,151)	0,255 (p = 0,291)	0,239 (p = 0,324)	0,208 (p = 0,394)	0,302 (p = 0,209)
Schleie	(N = 19)	-0,124 (p = 0,613)	0,016 (p = 0,949)	0,004 (p = 0,986)	0,051 (p = 0,835)	0,117 (p = 0,635)
BPUE						
gesamt	(N = 19)	-0,377 (p = 0,112)	0,199 (p = 0,414)	0,014 (p = 0,569)	0,076 (p = 0,757)	0,272 (p = 0,260)
Aal	(N = 19)	-0,196 (p = 0,422)	-0,057 (p = 0,815)	-0,200 (p = 0,412)	-0,247 (p = 0,308)	0,055 (p = 0,824)
Barsch	(N = 19)	-0,382 (p = 0,107)	0,259 (p = 0,284)	0,273 (p = 0,258)	0,241 (p = 0,321)	0,337 (p = 0,158)
Brasse	(N = 19)	-0,362 (p = 0,127)	0,153 (p = 0,530)	0,069 (p = 0,779)	0,007 (p = 0,978)	0,269 (p = 0,265)
Hecht	(N = 19)	-0,368 (p = 0,121)	0,250 (p = 0,301)	0,368 (p = 0,122)	0,348 (p = 0,144)	0,235 (p = 0,333)
Plötze	(N = 19)	-0,341 (p = 0,153)	0,236 (p = 0,330)	0,242 (p = 0,318)	0,200 (p = 0,412)	0,265 (p = 0,273)
Schleie	(N = 19)	-0,368 (p = 0,121)	0,221 (p = 0,362)	0,075 (p = 0,751)	0,070 (p = 0,776)	0,376 (p = 0,113)