

Bachelorarbeit

Fischzönosen in anglerisch bewirtschafteten und
unbewirtschafteten Baggerseen in Niedersachsen:
Statuserhebung und Schlussfolgerung für die Praxis

Fish Communities of Angling Cultivated and Non-Cultivated
Gravel Pit Lakes in Lower Saxony:
Status Survey and Management Conclusion

Autor:	Nicola Wegener
Studiengang:	Landschaftsarchitektur und Umweltplanung (B. Sc.)
Erstprüfer:	Prof. Dr. Michael Reich, Professor am Institut für Umweltplanung der Universität Hannover
Zweitprüfer:	Dr. Matthias Emmrich, Diplom Biologe bei dem Anglerverband Niedersachsen
Ort:	Hannover
Abgabetermin:	30.06.2017
Bearbeitungszeit:	3 Monate

Zusammenfassung

Künstlich geschaffene Baggerseen werden häufig von Angelvereinen fischereilich genutzt. Die Angelvereine müssen im Rahmen der Hegepflicht ihre Gewässer und Fischbestände naturschutzgerecht pflegen. Die richtigen Hege- und Pflegemaßnahmen sind dabei nicht immer eindeutig abzuschätzen. In der vorliegenden Bachelorarbeit wurden Fischartengemeinschaften in 20 vergleichsweise jungen (25-35 Jahre) niedersächsischen Baggerseen zwischen einem bis 19 Hektar (Mittelwert 7,2 ha; maximale Tiefen vier bis 23 m, Mittelwert 9,5 m) untersucht. Mittels litoraler Elektrofischerei und Multimaschenstellnetzen im Boden- und Freiwasserbereich wurde der Fischbestand in 16 anglerisch bewirtschafteten und vier seit ihrer Entstehung nicht fischereilich genutzten (unbewirtschafteten) Baggerseen beprobt und in Bezug auf die Fischartenvielfalt, die Fischartenzusammensetzung (relative Catch per Unit Effort Daten), das Vorkommen von Kleinfischarten, Raubfischen sowie gefährdeten und nicht heimischen Arten untersucht. Die anglerisch bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen unterschieden sich nicht signifikant hinsichtlich der Morphologie und Trophie. In allen Baggerseen, auch in den nicht bewirtschafteten, wurden mindestens drei Fischarten nachgewiesen. Im Vergleich zeigte sich jedoch in den bewirtschafteten Baggerseen eine signifikant höhere Artenanzahl von durchschnittlich drei und insgesamt sechs Arten mehr, eine höhere Häufigkeitsverteilung der Arten in den Gewässern und eine höhere Shannondiversität.

Fremdfischarten konnten sowohl in den anglerisch bewirtschafteten als auch in den unbewirtschafteten Gewässern nicht nachgewiesen werden. In einem der unbewirtschafteten Gewässer wurde jedoch ein großes Vorkommen einer Zuchtform der Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*, sog. Goldrotfeder) nachgewiesen. Von den gefährdeten Arten konnte das Moderlieschen (*Leucasoius delineatus*) in einem der unbewirtschafteten Baggerseen nachgewiesen werden. Raubfischarten wurden in 100 % der bewirtschafteten, aber nur in 25 % der unbewirtschafteten Gewässer nachgewiesen. Kleinfischarten gab es insgesamt sechs, wovon je drei Arten in den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen nachgewiesen werden konnten. Der prozentuale Anteil an Kleinfischen war in den unbewirtschafteten Baggerseen knapp 15 Mal höher. Es gab leichte Variabilitäten in Bezug auf die durchschnittliche Abundanz und relative Biomasse einzelner Arten. So konnten 40 Mal mehr Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) und eine ebenfalls 40 Mal höhere Biomasse des Hechtes (*Esox lucius*) in dem Litoral der bewirtschafteten Baggerseen gefangen werden. Die Abundanz und Biomasse des Kaulbarsches (*Gymnocephalus cernua*), des Rotauges (*Rutilus rutilus*) und des Zanders (*Sander lucioperca*) waren jeweils im Freiwasserbereich der bewirtschafteten Baggerseen höher. Werden alle Fischarten gesamt betrachtet, war die litorale Biomasse in den bewirtschafteten Baggerseen vier Mal höher als in den unbewirtschafteten Baggerseen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass Baggerseen, solange sie eine gewisse Tiefe aufweisen, nicht fischfrei sind, auch wenn sie seit ihrer Entstehung nicht fischereilich genutzt werden. Stattdessen bilden sie zum Teil sehr untypische Fischartengemeinschaften aus. Im Falle der anglerisch bewirtschafteten Baggerseen zeigt sich, dass eine nachhaltige und gut geplante anglerische Bewirtschaftung von Baggerseen, eine naturschutzfachlich relevante Steigerung der Artendiversität bewirken kann.

Abstract

Man-made gravel pit lakes are often managed by angling clubs and according to the fisheries law they should support near natural fish communities in the water bodies. However, a sustainable management is not intuitive, because less is known of the fish communities in small gravel pits.

In the presented study, 20 comparatively young (25-35 years old) gravel pit lakes between one and 19 hectares (mean 7,2 ha; maximum depths four to 23 m, mean 9,5 m) located in Lower Saxony, Germany have been investigated according to their morphology and fish community structure. The morphological and trophic characteristics and the fish communities were investigated in 16 angling cultivated and four non-cultivated gravel pit lakes. The fish stock in the 20 gravel pit lakes was sampled with the use of electrofishing (littoral fish community) and multi-mesh gillnets (benthic and pelagic fish community). The occurrence of small-bodied fish species, predatory fish, endangered species, non-native species, the Shannon diversity and the fish community structure (relative Catch per Unit Effort Data) was examined. There was no significant difference in morphology and trophic level between the cultivated and non-cultivated gravel pit lakes. Irrespective of the management, there have been at least three fish species in every gravel pit lake. But within the comparison, there has been a significant higher amount of species in the cultivated waters (in average three more species, in total six more species). Additionally, there has been a higher frequency distribution and a higher Shannon diversity in the cultivated gravel pit lakes. No alien fish species was found in the lakes, irrespective of the lake type, but a high occurrence of a cultivated form of the rudd (*Scardinius erythrophthalmus*, called golden rudd) was detected in one non-cultivated lake, lacking predators. Only one of the endangered species was detected in one of the non-cultivated gravel pit lakes, the sunbleak (*Leucaspis delineates*). Angling cultivation had no influence on the predator-prey relationship, although predators were observed in 100 % of the cultivated gravel pit lakes but only in 25 % of the non-cultivated ones. There were six species of small-bodied-fish. Three of them were caught in the cultivated and the other three were caught in the non-cultivated gravel pit lakes. Nevertheless, the percentage of small-bodied fish in the non-cultivated gravel pit lakes was almost 15 times higher than in the cultivated ones.

There were small differences in the average abundance and relative biomass of individual species. 40 times more individuals of European perch (*Perca fluviatilis*) and a 40 times higher biomass of pike (*Esox lucius*) were caught in the littoral of cultivated gravel pit lakes. Whereas the abundance and the biomass of chub (*Gymnocephalus cernua*), roach (*Rutilus rutilus*) and pikeperch (*Sander lucioperca*) were higher in the open water area of the non-cultivated gravel pit lakes. The littoral biomass of fish species in total, was four times higher in the cultivated gravel pit lakes.

The results show that gravel pit lakes are not free from fish as long as they have a specific depth, even if they are not used or managed by angling clubs since their development. Instead, they partly develop atypical fish communities.

In case of the angling cultivated gravel pit lakes, it shows that a sustainable and well-planned angling cultivation of gravel pit lakes can increase the species diversity and support the nature conservation.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	II
Abstract	III
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VI
1 Einleitung	1
1.1 Hintergrund und Zielsetzung	1
1.2 Theoretische Grundlagen	2
1.2.1 Baggerseen und ihre Uferzonen	2
1.2.2 Fischartengemeinschaften	7
2 Materialien und Methoden	9
2.1 Gebiet und Zeitraum der Untersuchungen	9
2.2 Methoden der aquatischen und fischereibiologischen Bestandsuntersuchungen ...	11
2.3 Literaturrecherche	13
2.4 Statistische Methoden	14
3 Ergebnisse	17
3.1 Morphologie und Chemie der untersuchten Baggerseen	17
3.2 Fischartengemeinschaften anglerisch bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen	20
4 Diskussion	36
5 Quellenverzeichnis	45
5.1 Literatur und Internet	45
5.2 Gesetze und Verordnungen	50
Anhang	52

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Zonierung eines Sees (verändert nach HACKNER 2005: www).....	4
Abb. 2: Geographische Lage der 20 untersuchten niedersächsischen Baggerseen	9
Abb. 3: Berechnete Anzahl der benthischen Multimaschenstellnetze pro Baggersee	13
Abb. 4: Beispielhafte Boxplots (links verändert nach WILLIAMSON et al. 1989, S.918; rechts eigene Darstellung)	15
Abb. 5: Boxplots zu den abiotischen Kenngrößen der untersuchten Baggerseen. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte.	20
Abb. 6: Boxplots zu einzelnen Parametern der Fischartengemeinschaften. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte.	24
Abb. 7a-d: CPUE-Daten zu den Arten Aal, Brasse, Güster. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte	26-32
Abb. 8: Boxplots zu der Artendiversität (Shannon) und der Gleichverteilung der Arten (Evenness: 0= ungleiche Verteilung, 1= gleiche Verteilung) der CPUE-Daten. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte	34
Abb. 9: Mittlere Artenzusammensetzung im Litoral der 37 untersuchten Gewässer (EMMRICH 2014: 302, ARLINGHAUS et al. 2016: 290).....	41
Abb. 10: Durchschnittliche prozentuale Individuenzahlen (relative Häufigkeit in %) der Fischartengemeinschaft in der Uferregion (Litoral) von Natur-und Baggerseen (ARLINGHAUS et al. 2014: 12)	42
Abb. 11: Hauptformen von Besatzmaßnahmen (ARLINGHAUS et al. 2014: 11).....	43

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Geographische Lage (Breiten-, Längengrad Bezugssystem WGS84), Größe, Alter, Bewirtschaftung und verantwortliche Angelvereine der Baggerseen.....	10
Tab. 2: Beschreibung folgender Eigenschaften der Baggerseen: maximale Tiefe [m], Sichttiefe [m], Sauerstoff Hypolimnion (Ja = Tiefenwasser mit Sauerstoff, See nicht geschichtet, Nein = Tiefenwasser ohne Sauerstoff, See geschichtet).....	17
Tab. 3: Ergebnisse der Wasseranalyse folgender Parameter: pH-Wert, Trophie-Index-Wert, Ammonium (NH ₄ ⁺), Nitrat (NO ₃ ⁻), Gesamt-Phosphor (TP), löslicher, reaktiver Phosphor (SRP), Chlorophyll a.....	18
Tab. 4: Wilcoxon-Test zu den abiotischen Kenngrößen.....	19
Tab. 5: Anzahl der Individuen, Anzahl der Arten und Angelverbotszonen in den einzelnen Baggerseen.....	21
Tab. 6: Nachgewiesene Fischarten und ihre untersuchten Parameter der Baggerseen (nach FREYHOF 2009; ROTE LISTE NIEDERSACHSENS 2008; FFH-RL 1992: 25ff, 50, 56)	22
Tab. 7: U-Werte des Wilcoxon-Tests zur Überprüfung der Signifikanz der Unterschiede zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen; n.s. = statistisch nicht signifikant unterschiedlich, t.s. = statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich, * = statistisch signifikant unterschiedlich, ** = statistisch hoch signifikant unterschiedlich, *** = statistisch höchst signifikant unterschiedlich (Eigene Darstellung 2017).....	25
Tab. 8: U-Werte des Wilcoxon-Tests zur Überprüfung der Signifikanz der Unterschiede zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen; n.s. = statistisch nicht signifikant unterschiedlich, t.s. = statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich, * = statistisch signifikant unterschiedlich, ** = statistisch hoch signifikant unterschiedlich, *** = statistisch höchst signifikant unterschiedlich.....	27
Tab. 9: Häufigkeitsverteilung der vorkommenden Fischarten in den untersuchten Baggerseen	33
Tab. 10: U-Werte des Wilcoxon-Tests zur Überprüfung der Signifikanz der Unterschiede zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen; n.s. = statistisch nicht signifikant unterschiedlich, t.s. = statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich, * = statistisch signifikant unterschiedlich, ** = statistisch hoch signifikant unterschiedlich, *** = statistisch höchst signifikant unterschiedlich.....	35

1 Einleitung

1.1 Hintergrund und Zielsetzung

Ein Großteil der Baggerseen wird von Angelvereinen fischereilich genutzt. Dementsprechend kommt den Anglern die Pflicht zur Hege ihrer Gewässer und Fischbestände zu. Die naturschutzfachlich relevanten Hege- und Pflegemaßnahmen sind dabei nicht immer eindeutig abzuschätzen.

Die Fischartengemeinschaften in künstlich geschaffenen Baggerseen werden neben strukturgebenden Uferzonen insbesondere durch menschlichen Fischbesatz geprägt. Die Fischereirechtsinhaber sind im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Hege dazu verpflichtet, einen Fischbestand in naturnaher und gewässertypischer Vielfalt und Größe sicherzustellen (Hegepflicht, Nds.FischG 2004: § 40).

Diese typische Vielfalt ist aber bisher nicht ausreichend definiert, da zum einen kleine Baggerseen (< 50 ha) nicht in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (im Folgendem WRRL abgekürzt) berücksichtigt werden und für sie somit keine Vorgaben für ein gutes ökologisches Potential definiert sind (LAWA 2003: 7, WRRL 2000: 9, 38). Zum anderen beziehen sich bisherige Studien zu Fischartengemeinschaften primär auf natürliche Seen (EMMRICH et al. 2011, MEHNER 2005), auf größere künstliche Gewässer wie Talsperren (BRÄMICK & LEMCKE 2003), auf bestimmte Zonen, z.B. das Litoral, in einem Baggersee (BRIND' AMOUR et al. 2004, WINFIELD 2004), auf verschiedene Seetypen außerhalb Deutschlands (VERREYCKEN et al. 2011, ZHAO et al. 2016) oder außerhalb Europas (HINCH et al. 1990, SMOKOROWSKI & PRATT 2007).

Solange die Baggerseen eine gewisse Strukturkomplexität im Uferbereich zeigen, sind die litoralen Fischartengemeinschaften in anglerisch gehegten Baggerseen mit den Fischartengemeinschaften in eiszeitlich entstandenen Naturseen vergleichbar (EMMRICH et al. 2014). Diese Baggerseen bieten somit potentielle Ersatzlebensräume für gefährdete Fischarten, sodass die Baggerseen auch einen hohen naturschutzfachlichen Wert haben können.

Gleichzeitig wird gerade in Naturschutzgebieten die anglerische Nutzung der Gewässer vermehrt von Beginn an ausgeschlossen, sodass eine fischereiliche Hege dort nicht stattfindet. Inwieweit sich die Fischgemeinschaften zwischen anglerisch bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen unterscheiden, ist bisher kaum untersucht. Diese Bachelorarbeit untersucht deshalb folgende Leitfragen:

- (1) Unterscheiden sich anglerisch bewirtschaftete Baggerseen in ihren Fischartengemeinschaften von anglerisch unbewirtschafteten Baggerseen?
- (2) Wirkt sich die anglerische Bewirtschaftung der Baggerseen auf die Artenanzahl aus?

- (3) Wirkt sich die anglerische Bewirtschaftung der Baggerseen auf das Räuber-/Beutefisch-Verhältnis aus?
- (4) Wirkt sich die anglerische Bewirtschaftung der Baggerseen auf das Vorkommen gefährdeter Fischarten aus?
- (5) Wirkt sich die anglerische Bewirtschaftung der Baggerseen auf das Vorkommen von Kleinfischarten aus?
- (6) Wirkt sich die anglerische Bewirtschaftung der Baggerseen auf das Vorkommen heimischer Fischarten aus?
- (7) Wirkt sich die anglerische Bewirtschaftung der Baggerseen auf die Abundanz und die Biomasse der Fische aus (Catch per Unit Effort-Daten)?
- (8) Wirkt sich die anglerische Bewirtschaftung der Baggerseen auf die Artendiversität (Shannon Index; Pielou's Evenness) aus?

Des Weiteren wurden morphologische und chemische Kenngrößen der Gewässer herangezogen um potentielle äußere Einflüsse auf die Fischartengemeinschaften anglerisch bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen in die Diskussion mit einzubeziehen.

Ableitend aus den Ergebnissen sollen schlussfolgernd potentielle Verbesserungsvorschläge zur fischereilichen Bewirtschaftung der Baggerseen in die Diskussion mit einfließen.

1.2 Theoretische Grundlagen

1.2.1 Baggerseen und ihre Uferzonen

Besonders in den letzten Jahrzehnten sind viele tausende Baggerseen in Deutschland durch Abgrabungsprozesse entstanden und werden hauptsächlich von Angelvereinen fischereilich genutzt (DINGETHAL et al. 1998: 110).

Die Entstehung eines Baggersees beginnt mit dem Abbau der für Bauzwecke genutzten Lockergesteine Kies und Sand (LAWA 2003: 5). Dringt das Grundwasser während der Rohstoffgewinnung durch den Boden, stellt der Prozess eine Nassabgrabung dar (LAWA 2003: 5), bei dem ein oberirdisches Stillgewässer entsteht (VÖLKL 2010: 9, LAWA 2003: 7). Baggerseen sind anthropogen und somit künstlich entstandene Gewässer, die sich in einigen Merkmalen von natürlich entstandenen Stillgewässern unterscheiden. Anders als die Mehrzahl natürlicher Seen, wird die Seebeschaffenheit dieser künstlichen Gewässer hauptsächlich vom Grundwasser beeinflusst (LAWA 2003: 5). Außerdem weisen viele Baggerseen, im Gegensatz zu den häufig ausgedehnten Flachwasserzonen in Naturseen, steile Uferhänge und einen tiefen Gewässergrund durch ihre Erstnutzung auf (VÖLKL 2010: 9).

Die Tiefe eines Baggersees hängt davon ab, wie viel Rohstoffmaterial die Abgrabungslagerstätte hergibt, was wiederum regional sehr unterschiedlich ausfallen kann (LAWA 2003: 7). Durchschnittlich ist der Anteil flacher Wasserbereiche in Baggerseen häufig geringer als in natürlich entstandenen Seen (CASTRO & MOORE 1999: 1255).

Nassabgrabungen sind relativ junge Prozesse, meist nur wenige Jahre bis Jahrzehnte alt und somit in ihren Entwicklungen noch nicht abgeschlossen (LAWA 2003: 5). Pflanzenarten wandern über eine natürliche Sukzession an die Standorte ein. Ebenso gelangen Fische durch Überschwemmungen oder möglicherweise über den Laich, der in anderen Gewässern am Gefieder der Wasservögel hängen bleibt - auch wenn dazu gesicherte wissenschaftliche Erkenntnisse fehlen (COUGHLAN et al. 2017: 640ff) - , in die neu entstandenen Baggerseen. Ferner können die Fischbestände durch Besatzmaßnahmen der Angelvereine gezielt verändert werden (DINGETHAL et al. 1998: 110).

Besiedlungsprozesse von Flora und Fauna gehen nur langsam voran, weshalb Baggerseen mit dem Alter stetig wertvollere Biotope werden (VÖLKL 2010: 69). Auf dem Weg dahin sind ihre Artengemeinschaften allerdings noch nicht gefestigt genug und daher starken Schwankungen durch äußere Einflussfaktoren ausgesetzt (LAWA 2003: 5).

Baggerseen können im Laufe der Zeit eine hohe Artendiversität ausbilden. Die schrittweise entstehende Habitatvielfalt kann verschiedenen Tier- und Pflanzenarten aus Auengebieten, Stillgewässern und Flusslandschaften nebeneinander eine Heimat bieten (VÖLKL 2010: 9, EMMRICH et al. 2013: 85, SCHAGERL 2009: 283). Auch gefährdeten Tier- und Pflanzenarten können Baggerseen einen sicheren Lebensraum mit Schutz- und Nahrungsfunktion geben (LAWA 2003: 7). Dieses Potenzial hängt von der litoralen Struktur- und der Vegetationsvielfalt im und um das Gewässer ab, da sie u.a. für den Schutz und die Nahrung der Jungfische sorgen.

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) besagt, dass die natürliche Selbstreinigungsfähigkeit und Dynamik der Binnengewässer und ihrer Ufer und Auen erhalten bleiben sollen (BNatSchG 2009: §1 (3.3)). Auch in der WRRL ist der Schutz des Grundwassers und aller Binnengewässer definiert. So sind weitere Gewässerverschmutzungen und -zerstörungen zu vermeiden. Dafür ist der Schutz und die Verbesserung des Zustands der aquatischen und die dazugehörigen terrestrischen Ökosysteme anzustreben (WRRL 2000: 9).

Mit Ende der Nassabgrabung beginnt die Uferentwicklung eines Baggersees. In der Zeit tragen verschiedene Prozesse und Faktoren zu der Ausbildung einer artenreichen Uferzone bei. Uferzonen sind dynamische Lebensräume und damit stets Veränderungen unterworfen (OSTENDORP 2009: 3f). Angefangen bei dem Ausgangsgestein und seinen Eigenschaften, der Hangneigung, der Hanglage und damit der Einfluss von Wind und Wasserwellen, über die biologischen und chemischen Eigenschaften des Wassers, bis hin zu der Wuchsform und Produktivität der bereits wachsenden Ufervegetation, können Uferbereiche sehr unterschiedlich aussehen (OSTENDORP 2009: 3). Allgemein gehalten wird ein Ufertyp aus verschiedenen Faktoren geformt, die wiederum die darauf vorkommenden Lebensformen beeinflussen und somit unterschiedliche litorale Mesohabitate herausbilden. Diese Habitat formenden Faktoren setzen sich aus der Wassertiefe, der Wellenaktivität, der Temperatur, dem Bodensubstrat, der

Vegetationsdichte emerser und submerser Pflanzen und weiteren strukturgebenden Elementen wie z.B. Totholz und Steinen zusammen (LEWIN et al. 2004: 410).

Insbesondere die Uferbereiche der Baggerseen beherbergen eine hohe Artendiversität und eine Vielzahl gefährdeter Arten der Flora und Fauna, weswegen ihnen eine wichtige Funktion als schützenswerte Sekundärlebensräume zukommt (WINFIELD 2004: 124).

Das Ufer eines Baggersees beschreibt die gürtelförmige Zone, die Bereiche inner- und außerhalb der Wasserrandlinie umfasst und somit das Wasser und das Festland trennt bzw. verbindet. Landseits reicht die Uferzone bis zum Hochwasserstand des Gewässers, seeseits bis zum Ende des einstrahlungsbedingten Vegetationsbereiches Unterwasser (OSTENDORP 2009: 2,5f).

Das Litoral lässt sich ebenfalls in drei Subzonen gliedern (OSTENDORP 2009: 7). Das Sublitoral ist die permanent überschwemmte Uferzone, das Eulitoral die Wechselzone zwischen den Niedrig- und Hochwasserständen und das Epilitoral bezeichnet die bodenfeuchte terrestrische Uferzone (OSTENDORP 2009: 7).

Die Bodenzone im Gewässer, die keine Sonne abbekommt und somit unbewachsen ist, wird Profundal genannt. Das Profundal und das Litoral ergeben zusammen das Benthäl. Die Freiwasserzone über dem Profundal wird als das Pelagial bezeichnet (LAKES -JEWELS OF THE LANDSCAPE o.J.: www).

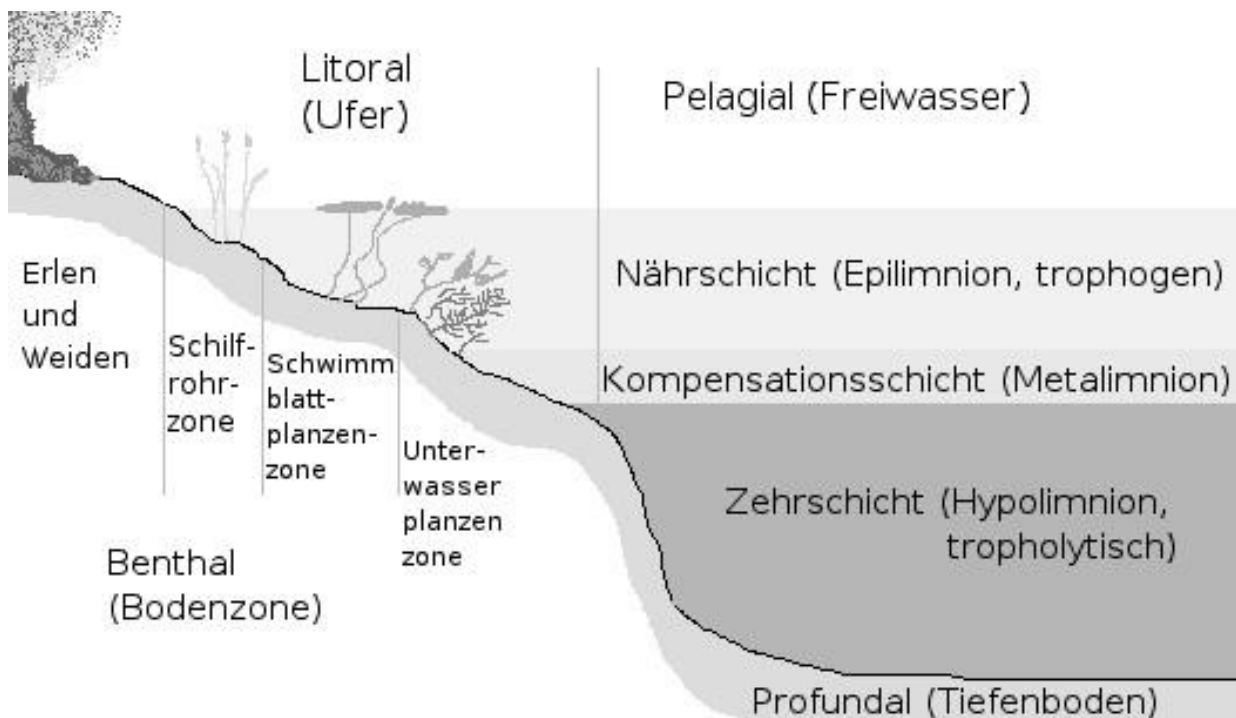


Abb. 1: Zonierung eines Sees (verändert nach HACKNER 2005: www)

Eine typische terrestrische Ufervegetation (siehe Abb. 1) besteht aus verschiedenen Arten der Gattung der Weiden (*Salix* sp.) und der Gattung der Erlen (*Alnus* sp.). Auf die Uferwaldzone folgt die Röhrichtzone, auch Schilfrohrzone genannt (HACKNER 2005: www). Schilf (*Phragmites* sp.) und Röhricht, wozu beispielsweise Schilfrohr (*Phragmites australis*), Rohrkolben

(*Typha sp.*), Igelkolben (*Sparganium sp.*) und Rohr-Glanzgras (*Phalaris arundinacea*) zählen, kommen gut mit dem feuchten Untergrund aus, ragen jedoch mit dem Hauptpflanzenteil aus dem Wasser heraus. Solche werden als emerse Pflanzen bezeichnet. Nach dieser Zone kommen die Schwimmblattpflanzen. Darauf folgen die submersen Pflanzen, also die Unterwasservegetation und zuletzt die Tiefenalgen. Diese bewachsenen Zonen im und um das Gewässer herum werden Litoral genannt (siehe Abb. 1) und entsprechen der Uferlinie eines Sees (LAKES -JEWELS OF THE LANDSCAPE o.J.: www). Die Vegetation dringt unter Wasser soweit vor wie das Sonnenlicht einstrahlen kann. Dort, wo das Sonnenlicht am Gewässergrund nicht mehr hingelangt, befindet sich das Hypolimnion, die in der Regel sauerstoffarme, tropholythische Zehrschicht eines Baggersees (siehe Abb. 1). Das Epilimnion ist die obere, trophogene Nährschicht des Pelagials und wird durch das Metalimnion von dem Hypolimnion getrennt (HACKNER 2005: www).

Laut BNatSchG müssen die Lebensräume an und in den oberirdischen Gewässern einschließlich ihrer Uferzonen, Verlandungsbereiche, Überschwemmungsgebiete und Altarme für heimische Tier- und Pflanzenarten erhalten und gefördert werden. Nicht heimische Arten dürfen nicht besetzt werden (BNatSchG 2009: §5 (4), §21 (5), §30 (2)).

Auch die WRRL zählt die Uferlinie zum Gewässerschutz hinzu und muss für das Ziel, einen guten ökologischen Zustand zu erreichen, geschützt, gepflegt und gegebenenfalls ökologisch aufgewertet werden (OSTENDORP 2009: 1).

Uferzonen sind hoch produktive Biotope und verbinden den terrestrischen mit dem aquatischen Bereich. Daher weisen sie eine hohe Konnektivität und einen guten Biotopverbund auf, wodurch sie eine immense Artenvielfalt beherbergen können. Dank ihrer verschiedenen Vegetationszonen bietet das Ufer eine Vielzahl unterschiedlicher Habitate für bestimmte Tier- und Pflanzenarten. Das ist als Grundlage für eine hohe Artenvielfalt von Vorteil (VÖLKL 2010: 71). Neben dem Bereitstellen von Korridoren und Lebensräumen bieten Ufer wertvolle Ökosystemleistungen. Zu den Ökosystemleistungen gehören Ressourcen, Produktivität organischer Substanzen, Puffer- und Filterfunktion, Auffangen der Wellenenergie und das Aufrechterhalten der Wasserqualität (STRAYER & FINDLAY 2010: 127).

Von der Uferlinie aus gelangen wichtige strukturbildende Elemente in das Gewässer, z.B. größere Tothölzer und kleineres Reisig. Besonders wertvoll sind Flachufer und ihre Flachwasserzonen (LEWIN et al. 2004: 410). Hier kann das Wasser erwärmt werden und das Sonnenlicht für eine gut ausgebildete Unterwasser- und Schwimmblattvegetation sorgen, in der sich verschiedene Tierarten, besonders die Brut der Fische, fortpflanzen, entwickeln, verstecken und ernähren können (VÖLKL 2010: 69, LEWIN et al. 2004: 411). Mit Nahrung ist z.B. der Aufwuchs an Pflanzen sowie Phyto- und Zooplankton gemeint, die hier durch die Erwärmung dichte Bestände bilden können (VÖLKL 2010: 69).

Die terrestrische Uferzone und die im Wasser liegende Uferzone profitieren gegenseitig voneinander (STRAYER & FINDLAY 2010: 127). So weist die im See liegende Uferlinie eine hohe Produktivität auf, weil sie die herabfallenden Nährstoffe ihres terrestrischen Umfelds auffangen kann. Andersherum profitiert die terrestrische Uferzone von der Wasserverfügbarkeit und den im Wasser befindlichen Nährstoffen (PUSCH 2012: 11). Diese Wechselwirkungen hängen allerdings von einigen Faktoren ab. Dazu gehören die Morphologie des Ufers, der Entwicklungs-

und Trophiezustand des Sees, die Jahreszeit und der Wasserstand (PUSCH 2012: 11). Andererseits fungieren Uferbereiche als Pufferzone, indem sie das Gewässer vor schädlichen Stoffeinträgen und Belastungen außerhalb schützen (OSTENDORP 2009: 1).

Wird der Rohstoffabbau eingestellt, gilt es verschiedene Interessen bei den Folgenutzungen zu berücksichtigen. Darunter fallen z.B. die Interessen der Angelvereine. In Deutschland gilt an jedem Oberflächengewässer das Fischereirecht (AB-Nds.FischG 2004: §1 (1)) und für Fischereibefugte gleichzeitig das Uferbetretungsrecht, sofern es sich in der Regel nicht um ein Privatgrundstück handelt. Letztendlich obliegt die Entscheidung in der Verantwortung des Eigentümers oder des Vereins, der das Gewässer gepachtet hat (AB-Nds.FischG 2004: §10 (1), §12). Laut Erlass des Niedersächsischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Klimaschutz zur fischereilichen Folgenutzung von Bodenabbaugewässern (2016: Nr. 6.10 Folgenutzung), ist das Angeln an Baggerseen grundsätzlich erlaubt, sofern der Kompensationsbedarf für die durch den Abbau betroffenen Schutzgüter (Pflanzen, Tiere, Biologische Vielfalt, Boden, Wasser, Klima/Luft, Landschaftsbild) erfüllt ist. Eine Einschränkung oder ein Verbot der Angelei selbst darf dabei nur eine Kompensationsmaßnahme darstellen, wenn es das Ausgleichs-/Ersatzkonzept unter Berücksichtigung gewässerökologischer Erkenntnisse unbedingt erfordert (2012: Nr. 6.10 Folgenutzung).

Des Weiteren gibt es die Interessen der Wasserrwirtschaft, der Tourismus- und Freizeitbranche und des Naturschutzes, wozu auch der Arten- und Biotopschutz zählen (BARTMANN et al. 1990: 99). Zu der Erholungs- und Freizeitfunktion gehören beispielsweise Campen, Baden, Angeln, Bootfahren, Tauchen, Segeln, Surfen, Wasserski, Grillplätze, Joggen, Fahrradfahren, Spaziergehen, Gassigehen mit zeitweise freilaufenden Hunden, Reiten und vieles mehr (LAWA 2003: 7, VÖLKL 2010: 22, GRIGO o.J.: 6f).

Nach GRIGO (o.J.: 3,5) sollte bereits vor der Abgrabung über die Ansprüche der Folgenutzungen nachgedacht und daraufhin die Art der Abbautätigkeit angepasst werden.

Zwischen den unterschiedlichen Nutzern kommt es häufig zu Konflikten, da beispielsweise die Belange der Fischereivereine und die des Naturschutzes nicht immer zu vereinbaren sind (BARTMANN et al. 1990: 99, VÖLKL 2010: 1).

Diese Nutzungsansprüche können zu einer Gefährdung von Biotopen und Arten führen. So können Angler, Badegäste und freilaufende Hunde beispielsweise Brutvögel oder laichende Fische stören (VÖLKL 2010: 22f). Auf zu intensiv genutzten Plätzen und Wegen wiederum können der Boden und die Vegetation und somit wichtige Lebensräume zerstört werden (VÖLKL 2010: 22f).

Nachteilig ist der starke anthropogene Nutzungsdruck, dem das Baggerseeufer durch die Freizeitaktivitäten ausgesetzt ist. Viele Uferabschnitte sind stark beschädigt (STRAYER & FINDLAY 2010: 127). Äußere Einflüsse wie Lärm, Fischbesatz, das Einwandern gebietsfremder Arten und Krankheiten können sich negativ auf die Uferbeschaffenheit auswirken (OSTENDORP 2009: 9). Auch nutzungsbedingte Trittschäden wirken sich negativ auf die Ufervegetation und somit auf den Nährstoffhaushalt des Gewässers aus (ARLINGHAUS 2006: 92). So entstehende Nährstoffbelastungen und das Verlorengehen der Strukturvielfalt an den

Ufern können negative Folgen auf den Trophiezustand und die ökologischen Funktionen eines Baggersees haben (LEWIN et al. 2013: 294, UMWELTBUNDESAMT 2010: [www](http://www.umweltbundesamt.de)).

Das Litoral hat eine wesentliche Funktion für das Ökosystem eines Stillgewässers. Daneben ist eine strukturreiche Uferzone besonders für das Fortpflanzen vieler Fischarten wichtig (EMMRICH et al. 2014: 85, WINFIELD 2004: 124). Nicht nur gefährdete Fischarten und die Biodiversität der Fischartengemeinschaften in den Baggerseen profitieren von strukturreichen Uferlinien und Flachwasserzonen. Auch gefährdete Libellen- und Amphibienlarven und Wasserpflanzen konnten vermehrt in diesen Bereichen gefunden werden (VÖLKL 2010: 70).

Der Laich vieler aquatischer Arten, sowie einige Larven und Jungfische, bevorzugen die litoralen Flachwasserzonen, weil es dort durch die wärmende Sonne besonders viel Nahrung, Schutz durch die litorale Vegetation und im Wasser liegende Tothölzer sowie reichlich gelösten Sauerstoff gibt (LEWIN et al. 2013: 294, EMMRICH et al. 2013: 85).

1.2.2 Fischartengemeinschaften

Fische tragen einen maßgeblichen Teil zur Funktionalität der aquatischen Ökosysteme bei (LEWIN et al. 2006: 306). Sie sind für das Ökosystem der Stillgewässer von Bedeutung, da sie als Konsumenten entsprechend der Top-Down-Regulation die Dichte niedriger Organismen und damit einhergehend die Wasserqualität kontrollieren können (HORPPILA et al. 1998: 20, 24).

Ganz oben in der Nahrungskette stehen Raubfische, die sich hauptsächlich von Friedfischen ernähren. Friedfische wiederum sind die Prädatoren des Zooplanktons, z.B. kleiner Krebse und Wasserflöhe, die sich wiederum von Phytoplankton, also Pflanzenteilchen ernähren (VÖLKL 2010: 73). Der Anteil des Phytoplanktons und somit des Zooplanktons sind außerdem von den Jahreszeiten und der Sonneneinstrahlung zyklisch abhängig (Nährstoffzyklen) (COVENEY et al. 1977: 10-19).

Die Fischartenzusammensetzung eines Baggersees hängt von seinem Entwicklungsgrad, dem Alter, dem Trophiezustand und der Temperatur ab. In Baggerseen werden Fischbestände aber häufig durch fischereiliche Maßnahmen, z.B. Fischbesatz der Angelvereine, beeinflusst (NLWKN o.J.: [www](http://www.nlwkn.de)).

Auch der Fischartenschutz, wozu das Ziel einer hohen Fischartenvielfalt heimischer und an den Standort angepasster Fischarten und die Förderung gefährdeter Fischarten zählen, sind Ziele des Naturschutzes (VÖLKL 2010: 1). Angelvereine sind nach den Fischereigesetzen ihres Bundeslandes dafür verantwortlich, durch Hege- und Pflegemaßnahmen einen nahezu naturnahen Fischbestand in ihren Gewässern anzustreben (ARLINGHAUS et al. 2016: 288). Aktuell ist ca. die Hälfte (ARLINGHAUS 2006: 12) der 55 in Deutschland vorkommenden Süßwasserfische gefährdet. Einige Arten sind in den letzten Jahren neu auf die Liste dazugekommen oder eine Stufe des Gefährdungsgrades hochgestuft worden, weil sich ihre Bestände verschlechtert haben. Werden die Fischarten in den Anhängen der FFH-Richtlinie aufgeführt, ergeben sich Verpflichtungen zum Monitoring dieser Arten und zum Schutz ihrer Lebensräume

(NLWKN o.J.: [www](http://www.nlwkn.de)). Für die Fischarten, die auf dem Anhang V der FFH-Richtlinie aufgeführt sind, gilt außerdem ein Fang- und Entnahmeverbot (BNatSchG 2009: §39 (2)).

Allgemein sind viele Fischarten durch Verbauungen oder Zerstörungen von Lebensräumen an Gewässern gefährdet. Deswegen tragen Baggerseen als Sekundärlebensräume maßgeblich dazu bei, seltene oder gefährdete Stillgewässerarten, wie beispielsweise Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*), Bitterling (*Rhodeus amarus*) und Karausche (*Carassius carassius*) zu schützen und zu pflegen (ROTE LISTE NDS 2008, Emmrich et al. 2014: 89-92).

Der naturnahe Zustand der Fischartengemeinschaften in künstlich geschaffenen Baggerseen ist aktuell noch nicht genau definiert, da bisher Leitbilder für naturnahe Fischgemeinschaften in Baggerseen fehlen (EMMRICH et al. 2014: 85). Vergangene Untersuchungen (ARLINGHAUS et al. 2016: 289f, EMMRICH et al. 2014: 84) konnten bereits zeigen, dass es keine gravierenden Unterschiede bezüglich der Fischartenzusammensetzung zwischen natürlichen und künstlichen Seen gibt, solange ein gewisses Maß an Strukturkomplexität in den Gewässern vorzufinden ist. Die Bedeutung künstlich entstandener Baggerseen sollte nicht unterschätzt werden, denn sie können den Verlust an Habitatvielfalt und Biodiversität der natürlichen Seen für Fischartengemeinschaften weitestgehend auffangen (SCHULTZE et al. 2009: 148).

2 Materialien und Methoden

2.1 Gebiet und Zeitraum der Untersuchungen

Im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit geförderten Verbundprojekt „BAGGER-SEE“, das am 01.06.2016 gestartet ist, wurden in Zusammenarbeit mit dem Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin und dem Anglerverband Niedersachsen 20 Baggerseen (siehe Abb. 2) mittels Elektrofischerei im Ufer und Multimaschenstellnetzen im Freiwasser und der Bodenzone vom 12.09.2016 - 20.09.2016 und vom 26.09.2016 - 07.10.2016 beprobt. 16 der 20 Baggerseen werden durch Angelvereine bewirtschaftet, die anderen vier Baggerseen werden seit ihrer Entstehung nicht (offiziell) angelfischereilich genutzt (siehe Tab. 1).

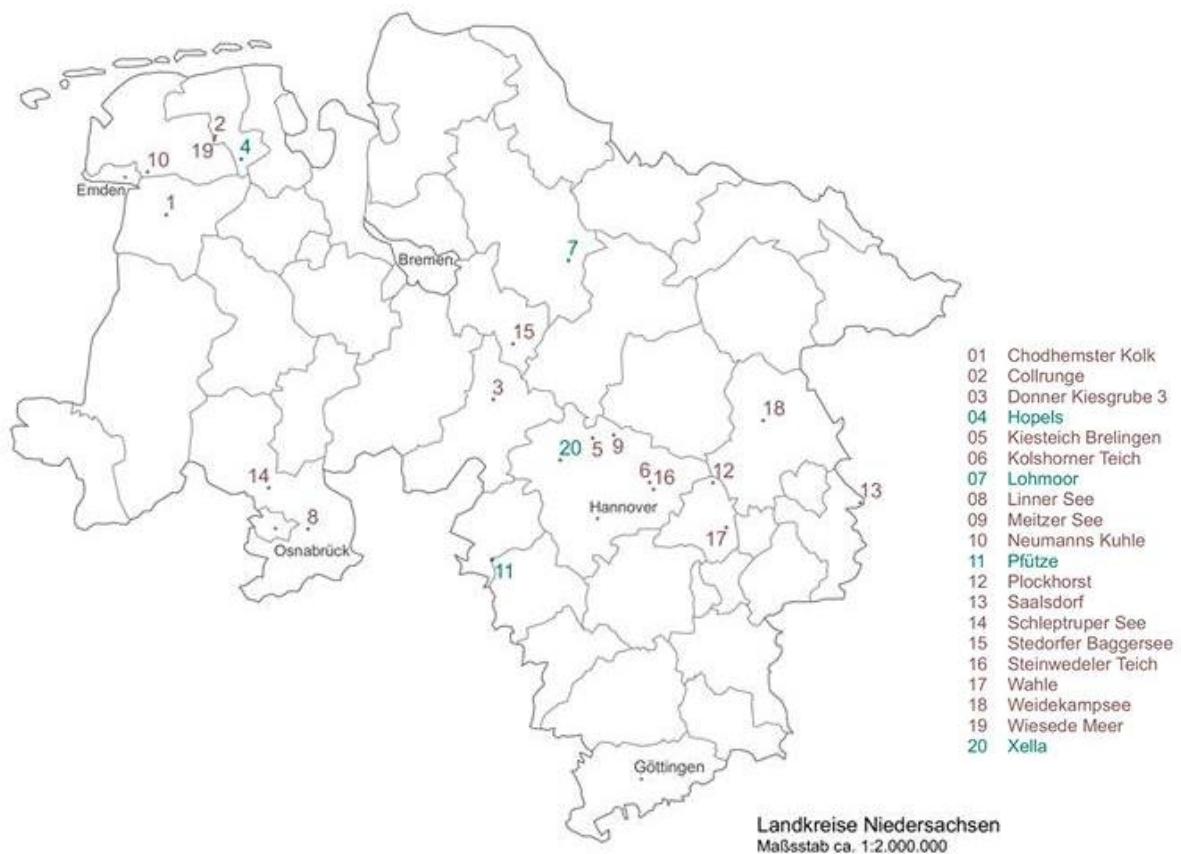


Abb. 2: Geographische Lage der 20 untersuchten niedersächsischen Baggerseen

Die 20 untersuchten Baggerseen sind allesamt 25-35 Jahre alt und nicht größer als 20 Hektar (siehe Tab. 1). Die durchschnittliche Größe der Baggerseen liegt bei ca. sieben Hektar. Der Meitzer See ist mit 19,2 Hektar der größte und die Donner Kiesgrube 3 aus dem Landkreis Nienburg mit einem Hektar der kleinste Baggersee. Die Gewässer befinden sich in unterschiedlichen Landkreisen des Bundeslandes Niedersachsen. Darunter sind fünf Baggerseen

aus der Region Hannover, fünf weitere Baggerseen befinden sich in Ostfriesland, zwei Baggerseen liegen in dem Landkreis Osnabrück und acht weitere Baggerseen verteilen sich in der Mitte Niedersachsens (siehe Abb. 2 und Tab. 1).

Tab. 1: Geographische Lage (Breiten-, Längengrad Bezugssystem WGS84), Größe, Alter, Bewirtschaftung und verantwortliche Angelvereine der Baggerseen

Nr.	Gewässer	Größe [ha]	Alter [a]	Bewirtschaftung	Land-kreis	Breitengrad (WGS84)	Längengrad (WGS84)
1	Chodhemster Kolk	3,0	35	bewirtschaftet	Leer	53°14'20.93"N	7°26'16.71"E
2	Collrunge	4,4	30	bewirtschaftet	Wittmund	53°30'2.35"N	7°40'59.25"E
3	Donner Kies-grube 3	1,0	30	bewirtschaftet	Nienburg	52°41'31.45"N	9°10'41.81"E
4	Hopels	5,6	35	unbewirtschaftet	Wittmund	53°25'54.45"N	7°49'9.71"E
5	Kiesteich Brelingen	9,6	25	bewirtschaftet	Region Hannover	52°33'43.03"N	9°41'18.78"E
6	Kolshorner Teich	4,6	30	bewirtschaftet	Region Hannover	52°25'36.86"N	9°57'49.73"E
7	Linner See	17,2	35	bewirtschaftet	Osnab-rück	52°15'33.28"N	8°13'47.61"E
8	Lohmoor	4,2	35	unbewirtschaftet	Roten-burg (Wümme)	53°07'29.37"N	9°32'49.58"E
9	Meitzer See	19,2	30	bewirtschaftet	Region Hannover	52°34'10.27"N	9°47'27.02"E
10	Neumanns Kuhle	6,6	k. A.	bewirtschaftet	Leer	53°21'56.64"N	7°21'3.17"E
11	Pfütze	11,4	30	unbewirtschaftet	Hameln	52°10'58.72"N	9°10'36.53"E
12	Plockhorst	15,2	30	bewirtschaftet	Peine	52°26'1.14"N	10°17'45.71" E
13	Saalsdorf	9,0	30	bewirtschaftet	Helmstedt	52°21'44.48"N	11° 2'24.06"E
14	Schleptruper See	4,2	30	bewirtschaftet	Osnab-rück	52°23'37.92"N	8° 2'9.24"E
15	Stedorfer Baggersee	2,1	30	bewirtschaftet	Verden	52°51'40.14"N	9°15'2.05"E
16	Steinwedeler Teich	10,8	35	bewirtschaftet	Region Hannover	52°23'59.42"N	10° 0'0.56"E
17	Wahle	8,3	30	bewirtschaftet	Peine	52°16'49.76"N	10°21'51.86" E
18	Weidekamp-see	2,9	30	bewirtschaftet	Gifhorn	52°36'56.65"N	10°33'58.77" E
19	Wiesede Meer	3,2	30	bewirtschaftet	Wittmund	53°29'33.29"N	7°41'26.62"E
20	Xella	2,2	30	unbewirtschaftet	Region Hannover	52°28'48.83"N	9°30'46.44"E

Die Auswahl der Gewässer richtete sich zum einen nach den Angelvereinen, die das Baggersee-Projekt unterstützen wollten und zum anderen nach äußeren Kriterien: Da sich die 20 beprobten Baggerseen in ihrer Lage und Morphologie ähnlich sind, eignen sie sich für aquatische und fischereibiologische Vergleiche.

2.2 Methoden der aquatischen und fischereibiologischen Bestandsuntersuchungen

Vor den Bestandsuntersuchungen wurden für die 20 Baggerseen mithilfe eines Echolots (Humminbird 798ci HD, Humminbird, Alabama, USA) Tiefenkarten erstellt, Wetterverhältnisse notiert und die GPS Koordinaten bestimmt. Die Uferlinie der Baggerseen wurden in 50 m lange Transekte verschiedener Mesohabitate eingeteilt (das Übersichtsprotokoll hierzu siehe Anhang I, das detailliertere Strukturparameterprotokoll siehe Anhang II).

Während der Feldarbeit wurden im Rahmen der aquatischen Bestandsuntersuchungen der pH-Wert, der Sauerstoffgehalt, der Chlorophyll a-Wert, der Phosphatgehalt, der Ammoniumgehalt, der Nitratgehalt und die Sichttiefe (nach EU Norm EN27027 3/94/ DIN EN 27027) der Baggerseen gemessen.

Der pH-Wert und der Sauerstoffgehalt der einzelnen Tiefenschichten wurden an der tiefsten Stelle des Baggersees von einem Boot aus mithilfe des digitalen WTW-Messgerätes MultiLine Multi 3410 IDS und des WTW-Multiparameter-Taschengerätes Multi 350i gemessen.

Für die Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehalts wurde aus der Mitte jeden Baggersees eine gut durchmischte Wasserprobe genommen, die vor Ort mithilfe einer Vakuumpumpe dreimal durch drei runde Glasfaser-Mikrofilter (Whatman, GE Healthcare UK Limited, 25 mm Durchmesser) gesogen wurde, bis keine Wasserfiltration mehr möglich war, sobald ein „Algenkuchen“ auf den Filtern entstanden ist. Diese gefilterten Wassermengen wurden anschließend notiert. Die drei Filter wurden in einzelne Eppendorfgefäße (Mikroreaktionsgefäße für kleine Probenvolumina) gerollt und bis zu der Analyse im Labor in flüssigem Stickstoff (- 80° C) konserviert. Die Chlorophyll a-Werte wurden nach der Feldarbeit in einem Labor mit einer gängigen Methode berechnet (GESSNER 1949: 384f).

Auch die Bestimmungen von Ammonium, Nitrat und Phosphor wurden anschließend mithilfe abgefüllter und gekühlter Baggersee-Wasserproben im Labor bestimmt.

Die Sichttiefe wurde von einem Boot aus mithilfe einer Secchi-Scheibe (Hydro-Bios, 20 cm Durchmesser) festgestellt.

Im Rahmen der Fischbestandsuntersuchungen wurden die Freiwasser- und Bodenbereich-Fischartengemeinschaften mithilfe benthischer und pelagischer Multimaschenstellnetze sowie die litoralen Fischartengemeinschaften mithilfe der Elektrofischerei/Elektrobefischung (Elektrofischereigerät 1x FEG 7000 Standard-Anode Stufe 1) befischt. Die gefangenen Fischindividuen wurden mit Totallänge [mm] und Frischgewicht [0,1 g] auf einem Protokoll (siehe Anhang

III) notiert. Die beiden Methoden werden in dem Ergebnisteil getrennt behandelt, weil die Strecken und der Befischungsaufwand der Elektrobefischung nicht mit den Flächen und dem Befischungsaufwand der Multimaschenstellnetze vergleichbar sind.

Die verwendeten Multimaschenstellnetze entsprechen dem europäischen Standard nach CEN (comité européen de normalisation) (DIN EN 14757:2005), jedoch mit fünf zusätzlichen Maschenweiten (70 mm, 90 mm, 110 mm, 135 mm und 250 mm). Standardmäßig verteilen sich die Maschen lediglich auf 12 verschiedene Größen zwischen fünf und 55 mm. Mit den zusätzlichen Maschengrößen kommt jedes verwendete Multimaschenstellnetz auf 1,5 m Höhe, 40 m Länge und entsprechend 60 m² Fläche. Jeder Baggersee und jedes Tiefenstratum soll, entsprechend seiner anteiligen Fläche in Bezug auf die Seegröße, mit einer vorab definierten Anzahl von Multimaschenstellnetzen über Nacht befischt werden. Die Anzahl der zu stellenden Multimaschennetze ist dementsprechend abhängig von der Größe [ha] und der maximalen Tiefe [m] eines Baggersees. Der CEN-Standard beschreibt die Anzahl der Multimaschenstellnetze allerdings erst ab einer Gewässergröße von 20 Hektar, weshalb die Anzahl der beprobten Baggerseen in dem vorliegenden Projekt selbst berechnet wurden.

16 benthische Multimaschenstellnetze werden für einen 20 Hektar großen See und einer maximalen Tiefe ab 12 m von dem CEN-Standard empfohlen. Für das Baggersee-Projekt wurde das Verhältnis von 16 Multimaschenstellnetzen mit jeweils einer 60 m² großen Netzfläche, zu einer 20 Hektar großen Wasserfläche und anteilig der prozentualen Anteile der Tiefenstrata (siehe Anhang IV) mithilfe des Dreisatzes berechnet. Mit dem errechneten Faktor konnte daraufhin die Anzahl der Multimaschenstellnetze für das jeweilige Tiefenstratum berechnet werden (siehe Abb. 3). Die entsprechende Anzahl benthischer Multimaschenstellnetze wurde zufällig in das jeweilige Tiefenstratum platziert. In die Baggerseen, die ≥ 10 m tief oder/und ≥ 10 Hektar waren (Chodhemster Kolk, Kolshorner Teich, Hopels, Linner See, Meitzer See, Plockhorst, Pfütze, Steinwedeler Teich), wurden zusätzlich pelagische Multimaschenstellnetze in der gesamten Wassersäule, von der Oberfläche bis zum Gewässergrund, gestellt.

Gewässer	Gesamtfläche [ha]	Netzfläche [m²]	Anzahl Netze berechnet	Anzahl Netze gerundet
Chodhemster Kolk	3.0	149.2	2.5	3
Collrunge	4.4	221.6	3.7	4
Donner Kiesgrube 3	1.0	50.7	0.8	1
Hopels	5.6	278.3	4.6	5
Kiesteich Brelingen	9.6	481.1	8.0	8
Kolshorner Teich	4.6	230.6	3.8	4
Linner See	17.2	859.5	14.3	14
Lohmoor	4.1	204.6	3.4	4
Meitzer See	19.2	960.0	16.0	16
Neumanns Kuhle	6.6	332.6	5.5	6
Pfütze	11.4	569.1	9.5	9
Plockhorst	15.2	758.6	12.6	13
Saalsdorf	9.0	448.8	7.5	8
Schleptruper See	4.2	211.2	3.5	4
Stedorfer Baggersee	2.1	102.7	1.7	2
Steinwedeler Teich	10.8	542.1	9.0	9
Wahle	8.3	416.6	6.9	7
Weidekampsee	2.9	145.6	2.4	3
Wiesede Meer	3.2	160.2	2.7	3
Xella	2.2	107.9	1.8	2

Abb. 3: Berechnete Anzahl der benthischen Multimaschenstellnetze pro Baggersee

Das Elektrofischen (nach DIN EN 14011:2003) ist eine Methode des Fischfangs, bei der die Fische kurzfristig durch Strom betäubt und so schonend gezählt, bestimmt und vermessen werden können. Bei der Elektrofischerei hält der zuständige Elektrofischer einen Kescher in der Hand. Der Ring des Keschers ist die Anode. In einem gewissen Abstand dazu wird eine Kathode in das Wasser gelassen. Zwischen Anode und Kathode entsteht ein Stromfeld, in dem die Fische zur Anode, also Richtung Kescher schwimmen.

Das Elektrofischen unterliegt verschiedenen Gesetzen, so besagen das Niedersächsische Fischereigesetz (Nds. FischG 2007: § 44 (3)) und die Binnenfischereiordnung Niedersachsens (BINNENFISCHEREIORDNUNG NIEDERSACHSEN 1989: §10 (1-), § 11(1+2)), dass der Einsatz von Elektrofischerei in Niedersachsen von dem Fischereikundlichen Dienst Niedersachsens genehmigungspflichtig ist und nur zur Bewirtschaftungs- oder Wissenschaftszwecken erlaubt wird. Der ausübende Fischer muss einen Elektrofischerlehrgang absolvieren, ausreichend Haftpflicht versichert sein und die Elektrofischerei sowie die benötigten Geräte dafür vorher genehmigen lassen.

Im vorliegenden Fall durfte das Elektrofischen zu wissenschaftlichen Zwecken in allen Baggerseen durchgeführt werden.

2.3 Literaturrecherche

Die Nomenklatur der im Text genannten Arten folgt der Roten Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (FREYHOF 2009) und dem Flora Web (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ o.J.: [www](http://www.flora-web.de)).

Mithilfe der folgenden deutschen und englischen Schlagwörter (Keywords) konnten über die Suchmaschine Google Scholar (www.scholar.google.de), die Infothek der Internetseite von dem Bundesamt für Naturschutz (www.bfn.de) und der dazugehörigen Literaturdatenbank Dokumentation Natur und Landschaft online (www.dnl-online.de) und über das Web of Science (www.webofknowledge.com) 23 deutsche und 30 internationale wissenschaftliche Artikel bzw. Bücher, davon neun Internetquellen gefunden werden, die in dieser Arbeit verwendet wurden:

fish, fish community, Fische, Fischarten, Fischartengemeinschaften, Fischartenzusammensetzung, Ufer, Uferstrukturen, Uferzone, fish management, Hege, Fischbesatz, Bewirtschaftung von Baggerseen, fish stock, fish load, Litoral, littoral zone, littoral habitat, littoral complexity, habitat complexity, Baggerseen, gravel pit lakes, Angeln, angling, Elektrofischen, electro-fishing, net fishing, biodiversity, Biodiversität, shallow lake, shoreline, shallow lake, Flachwasserzone, shore deterioration

Einige Bücher davon wurden der Technischen Informationsbibliothek der Universität Hannover (www.tib.eu/de) entliehen. Anhand der Literaturverweise in den bisher herausgesuchten Artikeln, konnten weiterführende Quellen gefunden werden. Zusätzlich haben der Anglerverband Niedersachsen, das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei und der Angelsportverein Alfeld Quellen bereitgestellt. Neben den wissenschaftlichen Texten wurden sieben Gesetzes- und Verordnungstexte als Quellen benutzt (siehe Quellenverzeichnis).

Einige Textpassagen aus der Einleitung (vgl. Kap. 1.2 Theoretische Grundlagen), den Methoden (vgl. Kap. 2.3 Literaturrecherche, Kap. 2.4 Statistische Methoden) und der Diskussion (vgl. Kap. 4 Diskussion) wurden aus der eigenen Hausarbeit (BM 21) vom Dezember 2016 mit dem Titel „Funktionalität von Baggerseen für litorale Fischartengemeinschaften“ unverändert bis leicht abgewandelt übernommen. Die Bachelorthesis folgt den Zitationsregeln des Institutes für Umweltplanung der Universität Hannover.

2.4 Statistische Methoden

Die Rohdaten wurden zunächst in das Microsoft Office Programm Excel übertragen. Hierfür hat jeder Baggersee für jede befischte Strecke mit dem Elektrogerät eine Befischungs-ID bekommen. Jedes Fischindividuum der jeweiligen Strecken hat eine eigene Zeile bekommen, in der, in aufeinander folgenden Spalten, die Totallänge in Millimeter [mm], das Frischgewicht auf eine Kommastelle genau in Gramm [g] und ob es sich bei der jeweiligen Fischart um einen Raubfisch/Beutefisch, eine Kleinfischart/nicht Kleinfischart oder eine heimische/nicht heimische Fischart handelt, eingetragen. Aale (*Anguilla anguilla*) wurden ab > 50 cm und Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) ab > 15 cm zu den Raubfischen gezählt, da sich die beiden Arten erst ab ca. diesen Größen überwiegend piscivor ernähren. Außerdem wurden der Hecht (*Esox lucius*), der Zander (*Sander lucioperca*) und der Wels (*Silurus glanis*) jeder Größe zu den Raubfischen gezählt (BAGENAL 1977: 1766, MEHNER 2010: 204)

Pro zwei Zentimeter Größenklasse wurden jeweils 25 Individuen einer Fischart gewogen. Die fehlenden Gewichte wurden anhand art- und gewässerspezifischer Längen-Gewichtsbeziehungen entsprechend der Formel ($W = a \cdot L^b$) errechnet (vgl. VERREYCKEN et al. 2011: 1416ff).

Ergaben die gewässerspezifischen Längen-Gewichtsbeziehung keine starke Korrelation ($r < 0,95$), wurden die Individuen einer Art über alle Gewässer gepoolt.

Die untersuchten Variablen wurden in Form von Boxplots (siehe Abb. 4) in dem Open Source Programm R (Version 3.4.0, R Development Core Team 2016) graphisch dargestellt.

Boxplots helfen dabei, die Verteilung der Daten zu interpretieren und sie schnell und direkt miteinander zu vergleichen. Boxplots können Ergebnisse präzise darstellen, da sie den Median, das arithmetische Mittel, die Quartile als Durchschnittsgrößen, die oberen und unteren Extrema und die Datenverteilung abbilden (WILLIAMSON et al. 1989: 916).

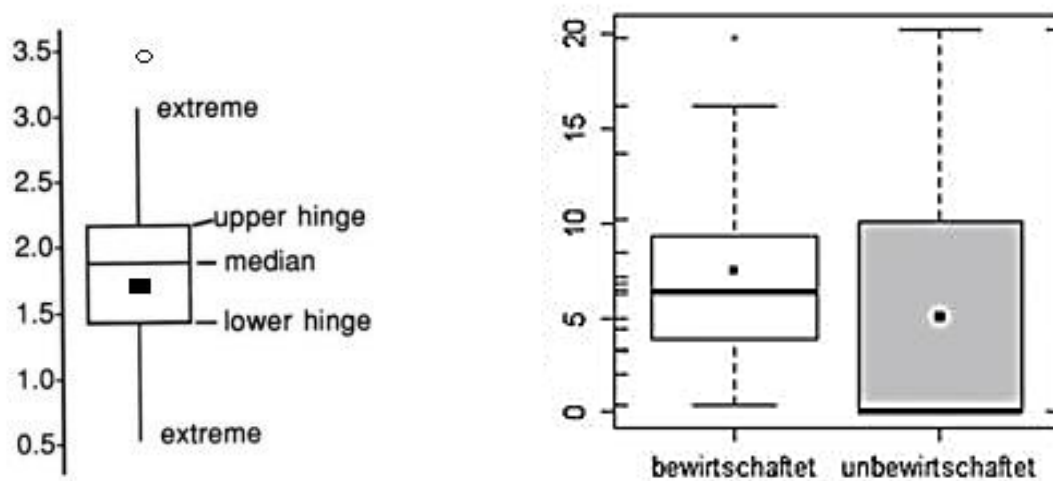


Abb. 4: Beispielhafte Boxplots (links verändert nach WILLIAMSON et al. 1989, S.918; rechts eigene Darstellung)

Die Box selbst umfasst 50 % (25-75ste Perzentil) des Datensatzes und wird durch das obere (upper hinge) und das untere Quartil (lower hinge) begrenzt. Der mittlere Wert des Datensatzes wird durch den Strich des Medians in der Box gekennzeichnet, d.h. jeweils die Hälfte der Daten liegen oberhalb und unterhalb des Medians. Das schwarze Quadrat steht für das arithmetische Mittel, also die Summe aller Daten, geteilt durch die Anzahl der Daten. 90 % aller Daten werden durch die beiden Extrema (extreme) eingegrenzt. Ausreißer werden in Form von unausgefüllten Kreisen am jeweiligen Ende der Extrema dargestellt und umfassen die restlichen 10 % der Daten (WILLIAMSON et al. 1989: 918).

Die im Folgenden verwendeten Boxplots bilden außerdem die Einzeldatenverteilung über die sogenannten ‚rugs‘ ab. Rugs sind kurze Striche an den vertikalen Achsen und kennzeichnen den dort liegenden Wert eines oder, im Falle identischer Werte, mehrerer Baggerseen. In dieser Arbeit wurden jeweils zwei Boxplots pro zu untersuchendem Parameter nebeneinander abgebildet (siehe Abb. 4 rechts), um die Daten der bewirtschafteten und unbewirtschafteten

Baggerseen direkt vergleichen zu können. Die Unterschiede der Baggerseen und Fischartengemeinschaften wurden mit dem Wilcoxon-Test verglichen. Der Wilcoxon-Test vergleicht die Mediane zweier unabhängiger Stichproben und ist robust gegen über Abweichungen von Normalverteilung, Varianzhomogenität und ungleiche Stichprobengrößen (16 bewirtschaftete Baggerseen im Vergleich zu vier unbewirtschafteten Baggerseen). P-Werte $> 0,144$ = statistisch nicht signifikant unterschiedlich (n.s), P-Werte $\leq 0,14$ = statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich (t.s.), P-Werte $\leq 0,05$ = statistisch signifikant unterschiedlich (*), P-Werte $\leq 0,01$ = statistisch hoch signifikant unterschiedlich (**), P-Werte $\leq 0,001$ = statistisch höchst signifikant unterschiedlich (***).

Boxplots wurden in dieser Arbeit u. a. für die Darstellung der Fänge als Einheitsfang sogenannter Catch per Unit Effort (CPUE) Daten verwendet. CPUE-Werte sind die Fänge pro Einheitsaufwand, die in dieser Arbeit für alle Fischarten und Individuen berechnet wurden. Diese werden unterteilt in die gefangene Biomasse an Fischen pro Einheitsaufwand (Biomass per Unit Effort (BPUE)) und in die Anzahl gefangener Fische pro Einheitsaufwand (Number per Unit Effort (NPUE)). Bei den Multimaschenstellnetz-Fängen wurde der Einheitsaufwand auf Individuen [N] bzw. [kg] pro 100 m² Netzfläche bezogen, wobei die BPUE-Werte zuvor anteilig an die Tiefenstrata (siehe Anhang IV), in denen die Netze gestellt wurden, gewichtet wurden. Außerdem wurde sich für die CPUE-Daten der Multimaschenstellnetze, abgesehen von der gesamten Anzahl der Fischarten, auf die benthischen Netze beschränkt, da aufgrund unterschiedlicher Gewässertiefen nicht in allen Baggerseen pelagische Netze gestellt werden konnten. Dadurch wäre ein direkter Vergleich inkorrekt. Bei der Elektrofischerei wurde der Einheitsaufwand der BPUE- und NPUE-Daten als Biomasse [kg] bzw. Individuen [N] pro 50 m befischter Ufer-Strecke berechnet.

Bei dem Meitzer See und Linner See wurden nicht die kompletten Uferzonen mit dem Elektrogerät befischt. Die fehlenden Bereiche wurden im Nachhinein mit den GPS-Koordinaten über Google Earth abgemessen. Anschließend wurden die mittleren Daten der befischten Transekte gleicher Habitate für die berechneten Transekte verwendet.

Anschließend wurden die Artendiversität (Shannon-Index nach Shannon 1948) und die homogene Gleichverteilung der Arten (Pielou's Evenness nach Pielou 1966), ebenfalls in R unter Verwendung des Zusatzpakets ‚vegan‘ (Version 2.4-3, OKSANEN et al. 2017), berechnet.

Der Shannon Index beschreibt die Anzahl von Arten und Individuen innerhalb eines Biotops, sprich die Diversität. Die Evenness charakterisiert die Häufigkeit der Individuen einer Art, verglichen mit der Häufigkeit der Individuen anderer Arten im selben Biotop.

Shannon und Evenness wurden in dieser Arbeit zusammen benutzt, da der Shannon-Index allein entweder auf eine bestimmte Artenzahl mit jeweils unterschiedlicher Individuenzahl oder auf eine gleichmäßige Verteilung der Individuen auf eine gewisse Anzahl der Arten zurückzuführen wäre (JÖST 2014: www).

3 Ergebnisse

3.1 Morphologie und Chemie der untersuchten Baggerseen

Die 20 untersuchten Baggerseen variierten teilweise stark in ihren Tiefen (siehe Tab. 2). Der Weidekampsee und der Stedorfer Baggersee sind mit einer maximalen Tiefe von vier Metern die flachsten Gewässer, der Meitzer See mit einer maximalen Tiefe von 23 m der Tiefste. Der Tiefenunterschied beträgt somit 19 m. Durchschnittlich waren die 20 Baggerseen 9,45 m tief und wiesen entsprechend der Sommerstagnation, mit Ausnahme von der Pfütze und dem Weidekampsee, $< 0,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ Sauerstoff im Hypolimnion auf. Die durchschnittliche Sichttiefe betrug 2,4 m, wovon der Xella-Baggersee und die Neumanns Kuhle mit einem halben Meter die geringste Sichttiefe und der Meitzer und der Schleptruper See mit 4,5-4,7 m die höchste Sichttiefe aufweisen konnten (siehe Tab. 2).

Tab. 2: Beschreibung folgender Eigenschaften der Baggerseen: maximale Tiefe [m], Sichttiefe [m], Sauerstoff Hypolimnion (Ja = Tiefenwasser mit Sauerstoff, See nicht geschichtet, Nein = Tiefenwasser ohne Sauerstoff, See geschichtet)

Nr.	Gewässer	Bewirtschaftung	Max. Tiefe [m]	Sichttiefe [m]	Sauerstoff im Hypolimnion (Ja/Nein)
1	Chodhemster Kolk	bewirtschaftet	10,0	1,4	Nein
2	Collrunge	bewirtschaftet	6,0	2,8	Nein
3	Donner Kiesgrube 3	bewirtschaftet	6,0	2,5	Nein
4	Hopels	unbewirtschaftet	14,0	4,5	Nein
5	Kiesteich Brelingen	bewirtschaftet	9,0	1,2	Nein
6	Kolshorner Teich	bewirtschaftet	16,0	5,5	Nein
7	Linner See	bewirtschaftet	11,0	4,0	Nein
8	Lohmoor	unbewirtschaftet	7,0	0,9	Nein
9	Meitzer See	bewirtschaftet	23,0	4,5	Nein
10	Neumanns Kuhle	bewirtschaftet	6,0	0,5	Nein
11	Pfütze	unbewirtschaftet	7,0	1,9	Ja
12	Plockhorst	bewirtschaftet	8,0	0,45	Nein
13	Saalsdorf	bewirtschaftet	9,0	1,3	Nein
14	Schleptruper See	bewirtschaftet	10,0	4,7	Nein
15	Stedorfer Baggersee	bewirtschaftet	4,0	0,9	Nein
16	Steinwedeler Teich	bewirtschaftet	9,0	3,0	Nein
17	Wahle	bewirtschaftet	12,0	3,2	Nein
18	Weidekampsee	bewirtschaftet	4,0	2,8	Ja
19	Wiesede Meer	bewirtschaftet	9,0	2,1	Nein
20	Xella	unbewirtschaftet	9,0	0,5	Nein

Die Trophie-Einordnung erfolgte nach der Trophieklassifikation von Seen - Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen (LAWA 2014) mithilfe der pH-, Ammonium-, Nitrat-, Phosphor- und Chlorophyll a-Werte (siehe Tab. 3).

Tab. 3: Ergebnisse der Wasseranalyse folgender Parameter: pH-Wert, Trophie-Index-Wert, Ammonium (NH₄⁺), Nitrat (NO₃⁻), Gesamt-Phosphor (TP), löslicher, reaktiver Phosphor (SRP), Chlorophyll a

Nr.	Gewässer	Bewirtschaftung	pH-Wert	NH ₄ ⁺ [µg/L]	NO ₃ ⁻ [µg/L]	TP [µg/L]	SRP [µg/L]	Chlorophyll a [µg/L]	Trophie-Index-Wert
1	Chodhemster Kolk	bewirtschaftet	6,7	0,02	0,01	11,00	1,50	5,05	2,07
2	Collrunge	bewirtschaftet	7,9	0,04	0,04	8,00	10,00	3,57	1,71
3	Donner Kiesgrube 3	bewirtschaftet	7,8	0,04	0,01	17,00	5,00	2,85	1,96
4	Hopels	unbewirtschaftet	7,7	0,05	0,33	3,00	1,50	2,82	1,33
5	Kiesteich Brelingen	bewirtschaftet	7,5	0,25	0,06	22,00	16,00	8,20	2,43
6	Kolshorner Teich	bewirtschaftet	7,6	0,02	0,01	3,00	3,00	1,76	1,29
7	Linner See	bewirtschaftet	8,5	0,17	0,01	13,00	7,00	2,84	1,63
8	Lohmoor	unbewirtschaftet	8,2	0,015	0,01	18,00	4,00	34,46	3,41
9	Meitzer See	bewirtschaftet	7,9	0,03	0,01	3,00	1,50	1,60	1,01
10	Neumanns Kuhle	bewirtschaftet	8,6	0,05	0,01	175,00	113,00	112,39	4,48
11	Pfütze	unbewirtschaftet	7,7	0,03	0,01	17,00	1,50	11,90	2,26
12	Plockhorst	bewirtschaftet	8,0	0,04	0,02	35,00	5,00	46,95	3,55
13	Saalsdorf	bewirtschaftet	9,0	0,03	0,31	13,00	1,50	15,49	2,44
14	Schleptruper See	bewirtschaftet	8,2	0,03	0,01	3,00	5,00	2,95	1,26
15	Stedorfer Baggersee	bewirtschaftet	7,5	0,10	0,01	18,00	3,00	8,12	2,21
16	Steinwedeler Teich	bewirtschaftet	7,5	0,08	0,01	7,00	3,00	3,77	1,57
17	Wahle	bewirtschaftet	7,6	0,10	1,1	6,00	3,00	5,23	1,58
18	Weidekampsee	bewirtschaftet	8,0	0,03	0,01	3,00	1,50	2,42	1,31
19	Wiesede Meer	bewirtschaftet	8	0,05	0,005	8,00	5,00	5,89	1,90
20	Xella	unbewirtschaftet	7,5	0,71	0,14	19,00	1,50	14,36	2,50

Legende Tab. 3: Trophieklassifikation von Seen nach LAWA (2014: 15)	
Trophie- Index- Wert	Trophieklasse
≤1,5	oligotroph
1,51 - 2,0	mesotroph 1
2,01 - 2,5	mesotroph 2
2,51 - 3,0	eutroph 1
3,01 - 3,5	eutroph 2
3,51 - 4,0	polytroph 1
4,01 - 4,5	polytroph 2
>4,5	hypertroph

Laut der Trophieklassifikation nach LAWA (2014: 15) (vgl. Legende Tab. 3) sind fünf der 20 Baggerseen oligotroph, also nährstoffarm. Zwölf Baggerseen sind mesotroph, d. h. mittleren Nährstoffgehaltes. Lohmoor hat bereits einen hohen Nährstoffgehalt und ist ein eutrophes Gewässer. Plockhorst und Neumanns Kuhle sind bereits polytroph und somit auffällig stark mit Nährstoffen angereichert.

Tab. 4: Wilcoxon-Test zu den abiotischen Kenngrößen

Abiotische Kenngrößen	P-Wert Wilcoxon
Alter [Jahre]	0,243 (n.s.)
Fläche [ha]	0,777 (n.s.)
Maximale Tiefe [m]	1,000 (n.s.)
Uferlänge [m]	0,820 (n.s.)
Gesamtphosphor [µg/L]	0,535 (n.s.)
Chlorophyll a [µg/L]	0,335 (n.s.)
Sichttiefe [m]	0,449 (n.s.)
Trophieindex	0,437 (n.s.)
pH-Wert	0,669 (n.s.)

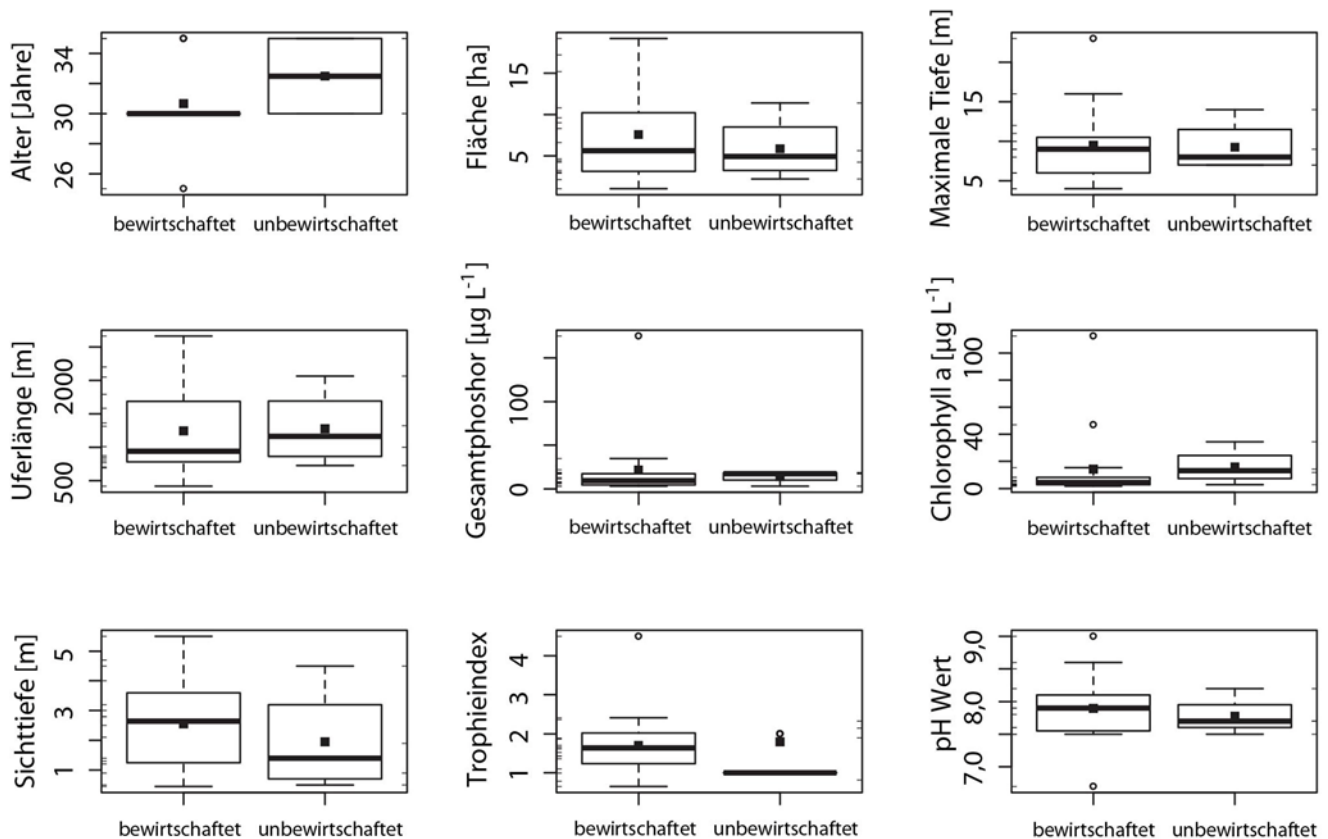


Abb. 5: Boxplots zu den abiotischen Kenngrößen der untersuchten Baggerseen. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte.

Trotz der erkennbaren Unterschiede in der Morphologie und Chemie der untersuchten Baggerseen konnten keine Unterschiede zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen festgestellt werden (siehe Abb. 5). Auch der Wilcoxon-Test beschreibt keine statistisch signifikanten Unterschiede der abiotischen Kenngrößen (siehe Tab. 4).

3.2 Fischartengemeinschaften anglerisch bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen

Acht der 16 bewirtschafteten Baggerseen wiesen eine Angelverbotszone vor, die vier unbewirtschafteten Baggerseen stellten komplette Schutzzonen dar (siehe Tab. 5).

Während der fischereibiologischen Bestandsuntersuchungen in den 20 Baggerseen wurden insgesamt 23.666 Individuen gefangen.

Tab. 5: Anzahl der Individuen, Anzahl der Arten und Angelverbotszonen in den einzelnen Baggerseen

Nr.	Gewässer	Bewirtschaftung	Anzahl Individuen	Anzahl Arten	Angelverbotszone (Ja/Nein)
1	Chodhemster Kolk	bewirtschaftet	98	8	Nein
2	Collrunge	bewirtschaftet	749	7	Nein
3	Donner Kiesgrube 3	bewirtschaftet	347	3	Nein
4	Hopels	unbewirtschaftet	1382	3	Ja
5	Kiesteich Brelingen	bewirtschaftet	2384	8	Ja
6	Kolshorner Teich	bewirtschaftet	175	7	Nein
7	Linner See	bewirtschaftet	1788	12	Ja
8	Lohmoor	unbewirtschaftet	1004	3	Ja
9	Meitzer See	bewirtschaftet	829	10	Ja
10	Neumanns Kuhle	bewirtschaftet	1757	10	Nein
11	Pfütze	unbewirtschaftet	476	4	Ja
12	Plockhorst	bewirtschaftet	4723	10	Ja
13	Saalsdorf	bewirtschaftet	2144	10	Ja
14	Schleptruper See	bewirtschaftet	341	8	Nein
15	Stedorfer Baggersee	bewirtschaftet	651	8	Ja
16	Steinwedeler Teich	bewirtschaftet	978	11	Ja
17	Wahle	bewirtschaftet	1495	7	Ja
18	Weidekampsee	bewirtschaftet	316	6	Nein
19	Wiesede Meer	bewirtschaftet	1020	9	Nein
20	Xella	unbewirtschaftet	1009	4	Ja

Mithilfe der Multimaschenstellnetz-Befischung und der Elektrofischerei konnten insgesamt 19 verschiedene Fischarten in den 20 Baggerseen gefangen werden, darunter sechs Kleinfischarten, fünf Raubfischarten, eine gefährdete Art, keine Fremdfischart und zwei FFH-Richtlinie Anhang II-Arten (siehe Tab. 6). Insgesamt betrachtet sind das durchschnittlich 7,4 Arten. Bezogen auf die bewirtschafteten Gewässer sind im Durchschnitt 8,4 Arten gefangen worden, in den unbewirtschafteten Gewässern durchschnittlich 3,5 Arten.

Tab. 6: Nachgewiesene Fischarten und ihre untersuchten Parameter der Baggerseen (nach FREYHOF 2009; ROTE LISTE NIEDERSACHSENS 2008; FFH-RL 1992: 25ff, 50, 56)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Kleinfisch/ nicht Kleinfisch	Raub-/Friedfisch (Beutefisch)	heimisch/ nicht heimisch	Rote Liste D	Rote Liste NI	FFH – Richtlinie
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	nicht Kleinfisch	<50cm Friedfisch, >50cm Raubfisch	heimisch	n	2	
Brasse	<i>Abramis brama</i>	nicht Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	*	
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	*	II
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	nicht Kleinfisch	<15cm Friedfisch, >15cm Raubfisch	heimisch	*	*	
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	nicht Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	n	
Große Maräne	<i>Coregonus lavaretus</i>	nicht Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	n	n	
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	*	
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	nicht Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	*	
Hecht	<i>Esox lucius</i>	nicht Kleinfisch	Raubfisch	heimisch	*	3	
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	nicht Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	n	
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	*	
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	V	4	
Neunstachliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i>	Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	*	
Rotaugel/Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	nicht Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	*	
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	nicht Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	*	
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	nicht Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	4	
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	Kleinfisch	Friedfisch	heimisch	*	3	II
Wels	<i>Silurus glanis</i>	nicht Kleinfisch	Raubfisch	heimisch	*	*	
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	nicht Kleinfisch	Raubfisch	heimisch	*	*	

Legende Rote Liste: 0 = ausgestorben oder verschollen 1 = vom Aussterben bedroht 2 = stark gefährdet 3 = gefährdet 4 = potenziell gefährdet V = Vorwarnliste * = ungefährdet n = nicht bewertet	Legende FFH- Richtlinie: ANHANG II Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen ANHANG IV Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse ANHANG V Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können
--	---

Anlehnend an die Leitfragen (vgl. Kap. 1.1 Hintergrund und Zielsetzung) wurden verschiedene Parameter in Bezug auf die Fischartengemeinschaften untersucht (siehe Abb. 6).

Die Boxplots vergleichen die Werte zwischen den 16 bewirtschafteten Baggerseen (weiße Boxplots links) und den vier unbewirtschafteten Baggerseen (graue Boxplots rechts).

Alle in diesem Kapitel aufgeführten Boxplot-Darstellungen werden in besserer Qualität in dem Anhang (siehe Anhang V) aufgeführt, da es nicht immer möglich war, sie leserlich und in angemessener Größe in den Fließtext zu integrieren.

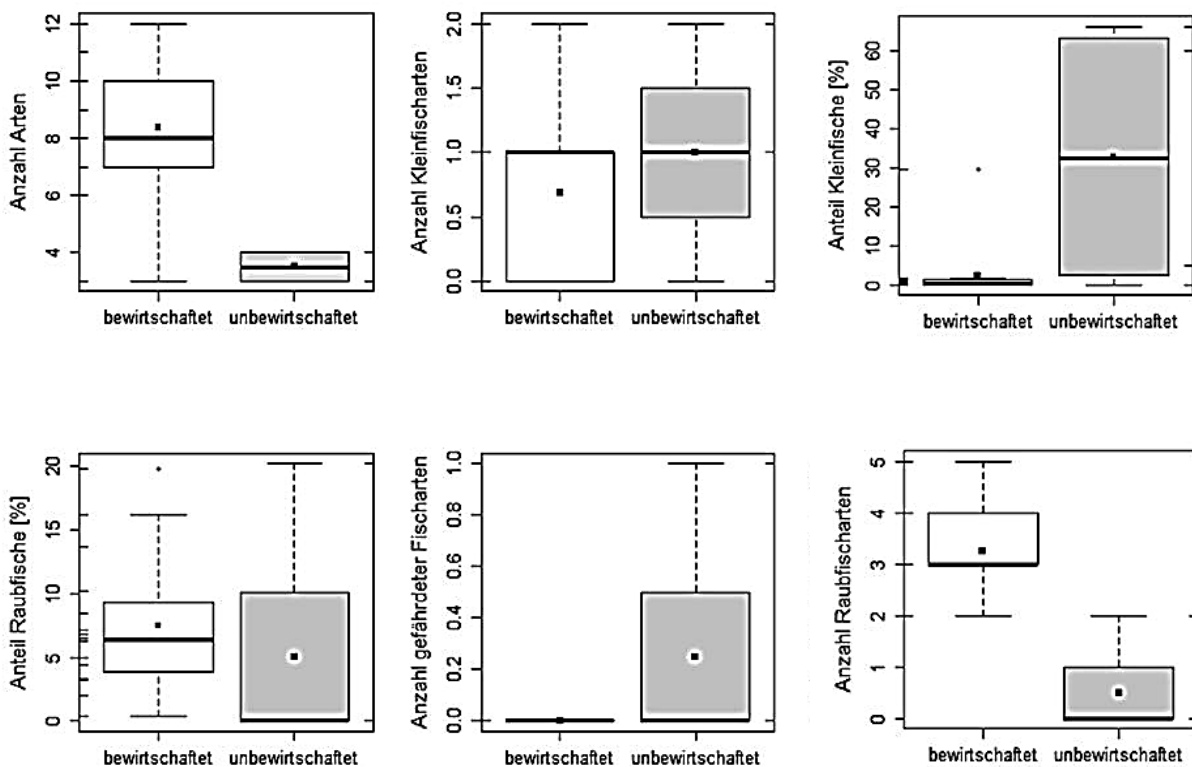


Abb. 6: Boxplots zu einzelnen Parametern der Fischartengemeinschaften. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte.

In den 16 bewirtschafteten Baggerseen kamen durchschnittlich acht, maximal 12 (Linner See) und mindestens drei (Donner Kiesgrube 3) Fischarten vor. Hierbei sollte erwähnt werden, dass in der Donner Kiesgrube 3 ein Karpfen (*Cyprinus carpio*) und somit eine vierte Fischart gesehen wurde. Da jedoch kein Karpfen gefangen werden konnte, wird er als vierte Fischart im Folgenden nicht berücksichtigt.

In 50 % der 16 bewirtschafteten Baggerseen kamen sieben bis zehn Fischarten vor, in allen 16 Baggerseen waren es mindestens drei und maximal zwölf Fischarten. In je zwei der vier unbewirtschafteten Baggerseen konnten jeweils drei (Hopels und Lohmoor) und vier (Pfüte und Xella) Fischarten nachgewiesen werden. Die Anzahl der Fischarten ist damit in den bewirtschafteten Baggerseen durchschnittlich mehr als doppelt so hoch, teilweise dreimal höher als in den unbewirtschafteten Baggerseen. Laut U-Test ist der Vergleich der Fischarten-Anzahl statistisch hoch signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 7).

Tab. 7: U-Werte des Wilcoxon-Tests zur Überprüfung der Signifikanz der Unterschiede zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen; n.s. = statistisch nicht signifikant unterschiedlich, t.s. = statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich, * = statistisch signifikant unterschiedlich, ** = statistisch hoch signifikant unterschiedlich, *** = statistisch höchst signifikant unterschiedlich (Eigene Darstellung 2017)

Parameter	P-Wert Wilcoxon Test
Anzahl Arten	0,006 (**)
Anzahl Kleinfischarten	0,457 (n.s.)
Anteil Kleinfische [%]	0,091 (t.s.)
Anzahl Raubfischarten	0,002 (**)
Anteil Raubfische [%]	0,142 (n.s.)
Anzahl gefährdeter Fischarten	0,061 (t.s.)

Bei der Anzahl der Kleinfischarten (siehe Abb. 6) liegt statistisch kein signifikanter Unterschied vor (siehe Tab. 7). Sowohl in den bewirtschafteten als auch in den unbewirtschafteten Baggerseen, kamen je drei verschiedene Kleinfischarten und maximal zwei Kleinfischarten pro Gewässer vor. Von 16 bewirtschafteten Baggerseen konnten in sechs Baggerseen keine Kleinfischarten nachgewiesen werden, in neun Baggerseen jeweils eine Kleinfischart, davon acht Mal der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und im Stedorfer Baggersee der Bitterling (*Rhodeus amarus*). Im Chodhemster Kolk konnten zwei Kleinfischarten nachgewiesen werden (Kaulbarsch und Steinbeißer (*Cobitis taemia*)). Bei den vier unbewirtschafteten Baggerseen kamen jeweils eine Kleinfischart im Xella (Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*)) und im Hopels (Neunstachliger Stichling (*Pungitius pungitius*)), keine Kleinfischart in der Pfütze und zwei Kleinfischarten im Lohmoor vor (Gründling (*Gobio gobio*), Neunstachliger Stichling).

Der prozentuale Anteil der Kleinfische in den Baggerseen (siehe Abb. 6) war im Vergleich zwischen den beiden Baggerseetypen hingegen statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 7). Der prozentuale Anteil an Kleinfischen in den unbewirtschafteten Baggerseen lag im Mittel bei ca. 33 %. In zwei der vier unbewirtschafteten Baggerseen lag der Anteil bei knapp über 60 %. In den 16 bewirtschafteten Baggerseen lag der Anteil an Kleinfischen bei 2,3 %. Im Chodhemster Kolk war der Anteil mit knapp 30 % am höchsten.

Die Anzahl der Raubfischarten war bei einem Vergleich zwischen den beiden Baggerseetypen (siehe Abb. 6) statistisch hoch signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 7). Durchschnittlich drei, minimal zwei (Donner Kiesgrube 3, Wiesede Meer) und maximal fünf (Steinwedeler Teich) Raubfischarten konnten in 100 % der 16 bewirtschafteten Baggerseen gefangen werden. In den vier unbewirtschafteten Baggerseen gab es dagegen nur ein Gewässer (25 % der unbewirtschafteten Baggerseen) mit Raubfischen. In dem Hopels, Lohmoor und Xella wurden keine Raubfischarten und in der Pfütze zwei Raubfischarten (Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*)) gefangen.

Der prozentuale Anteil an Raubfischen in den Baggerseen (siehe Abb. 6) war wiederum statistisch nicht signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 7). In den vier unbewirtschafteten Baggerseen lag der durchschnittliche Anteil von Raubfischen bei fünf Prozent, in der Pfütze bei 20 %.

In den 16 bewirtschafteten Baggerseen lag der durchschnittliche Anteil von Raubfischen bei 7,5 %, in dem Meitzer See war er mit ca. 20 % am höchsten.

Die Anzahl gefährdeter Fischarten war statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 7). Insgesamt konnte eine gefährdete Fischart (Modertlleschen) (vgl. Tab. 6, Kap. 3.2 Fischartengemeinschaften angelerisch bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen) in dem unbewirtschafteten Xella-Gewässer (4,85 % der dort gefangenen Individuen) nachgewiesen werden. Eine Ausnahme bildet der Aal (*Anguilla anguilla*), dessen Gefährdungsstatus als sich nicht im Süßwasser reproduzierende Art (FREYHOF 2009: 291) in dieser Arbeit nicht in die Auswertung einfließt.

Während der Feldarbeit konnten keine fremden Fischarten nachgewiesen werden.

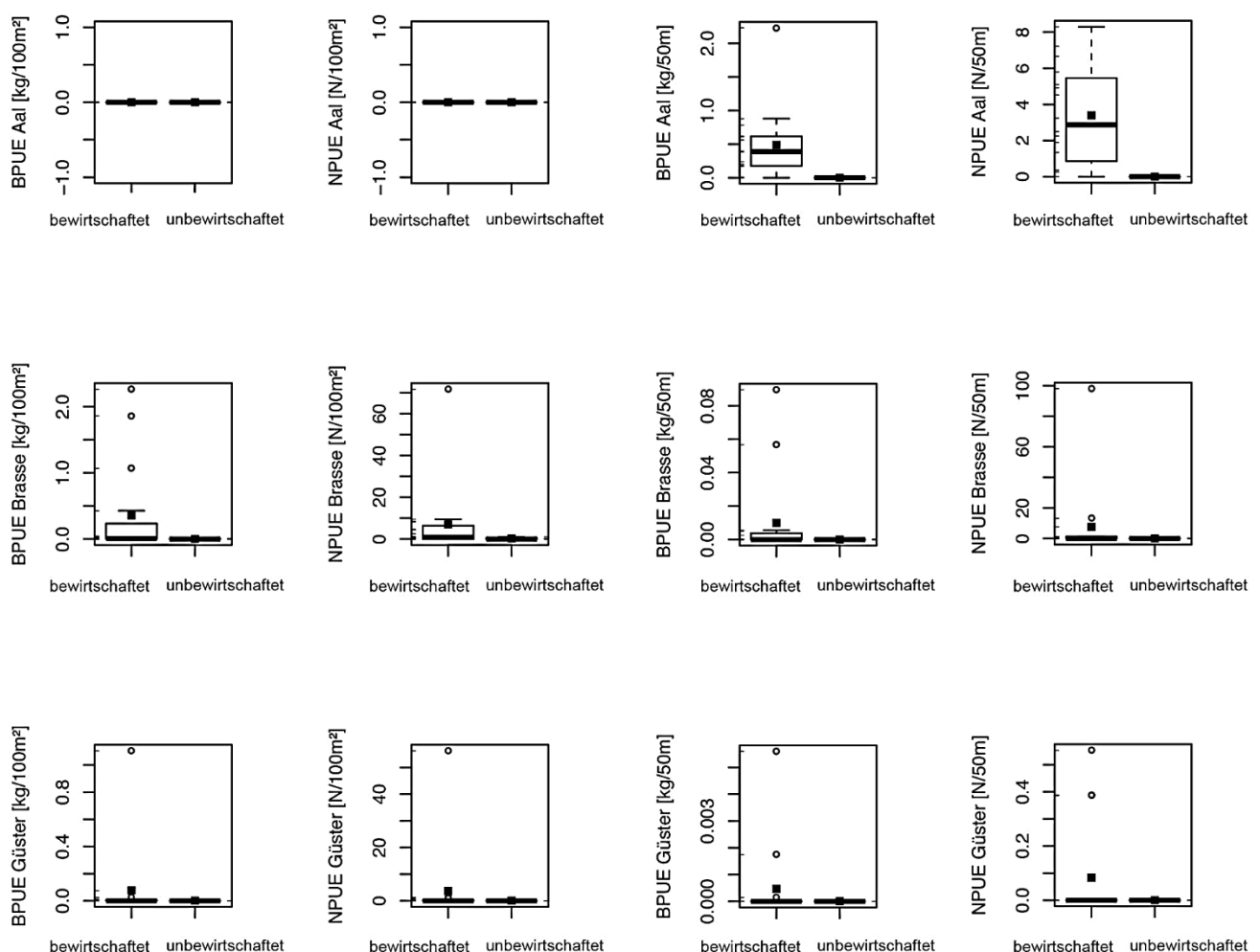


Abb. 7a: CPUE-Daten zu den Arten Aal, Brasse, Güster. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte

Ein weiteres Ergebnis bezüglich der Leitfragen (vgl. Kap. 1.1 Hintergrund und Zielsetzung) stellen die CPUE-Daten zur Bewertung der Biomasse und Abundanz der Fischarten dar. Nachfolgend werden die CPUE-Werte der Fischarten dargestellt, die in mehr als drei der Baggerseen (> 15 %) nachgewiesen werden konnten.

Mit den Multimaschenstellnetzen konnten auf Grund der zu großen Maschen und der Form des Fisches keine Aale gefangen, weshalb die Graphiken keine Boxplots dazu abbilden. Der elektrofischereiliche Unterschied der Biomasse und der Abundanz des Aals sind jedoch statistisch hoch signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8).

Tab. 8: U-Werte des Wilcoxon-Tests zur Überprüfung der Signifikanz der Unterschiede zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen; n.s. = statistisch nicht signifikant unterschiedlich, t.s. = statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich, * = statistisch signifikant unterschiedlich, ** = statistisch hoch signifikant unterschiedlich, *** = statistisch höchst signifikant unterschiedlich

Art	P-Wert Wilcoxon			
	BPUE MMN	BPUE E-Fischen	NPUE MMN	NPUE E-Fischen
Aal	---	0,008 (**)	---	0,008 (**)
Brasse	0,151 (n.s.)	0,238 (n.s.)	0,151 (n.s.)	0,238 (n.s.)
Güster	0,238 (n.s.)	0,403 (n.s.)	0,238 (n.s.)	0,403 (n.s.)
Flussbarsch	0,020 (*)	0,004 (**)	0,052 (t.s.)	0,004 (**)
Hecht	0,238 (n.s.)	0,0215 (*)	0,238 (n.s.)	0,213 (n.s.)
Karpfen	0,642 (n.s.)	0,951 (n.s.)	0,717 (n.s.)	0,951 (n.s.)
Kaulbarsch	0,098 (t.s.)	0,180 (n.s.)	0,098 (t.s.)	0,180 (n.s.)
Rotaugen	0,080 (t.s.)	0,228 (n.s.)	0,142 (n.s.)	0,267 (n.s.)
Rotfeder	0,180 (n.s.)	0,809 (n.s.)	0,180 (n.s.)	0,885 (n.s.)
Schleie	0,322 (n.s.)	0,268 (n.s.)	0,200 (n.s.)	0,538 (n.s.)
Zander	0,098 (t.s.)	0,708 (n.s.)	0,098 (t.s.)	0,708 (n.s.)
Gesamt	0,820 (n.s.)	0,0219 (*)	1,000 (n.s.)	0,820 (n.s.)

In keinem der vier unbewirtschafteten, aber in 14 von 16 bewirtschafteten Baggerseen konnten Aale nachgewiesen werden. Durchschnittlich wurden hier drei Individuen bzw. 0,48 kg Aale pro 50 m Strecke gefangen (siehe Abb. 7a), die meisten davon mit durchschnittlich 8,3 Individuen und 2,2 kg pro 50 m Strecke in Wahle.

Die vier CPUE-Werte der Brasse (*Abramis brama*) (siehe Abb. 7a) waren statistisch nicht signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8). Mithilfe des Elektrofischens konnten in keinem der unbewirtschafteten und in fünf der 16 bewirtschafteten Baggerseen Brassen nachgewiesen werden, mit 98 Individuen pro 50 m befischter Strecke am häufigsten im Plockhorster Baggersee, wobei die Biomasse mit 0,09 kg Brassen pro 50 m in der Neumanns Kuhle am höchsten war. Mithilfe der Multimaschenstellnetz-Befischung konnten bei den unbewirtschafteten Gewässern im Hopels durchschnittlich eine Brasse pro 100 m² Netzfläche gefangen werden und in den bewirtschafteten Gewässern durchschnittlich sieben Individuen pro 100 m². Die meisten Brassen wiesen die Neumanns Kuhle mit durchschnittlich 71,7 Individuen und der Steinwedeler Teich mit durchschnittlich 2,3 kg Brassen pro 100 m² Netzfläche auf.

Ebenfalls statistisch nicht signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8) waren die Biomasse und die Abundanz der Güster (*Blicca bjoerkna*) (siehe Abb. 6a). Bei beiden Fangmethoden konnte in den unbewirtschafteten Baggerseen keine Güster, in den bewirtschafteten Baggerseen durchschnittlich weniger als ein Individuum (im Linner See 1,25 Individuen pro 100 m² Netzfläche) pro 50 m Elektrofischstrecke bzw. 100 m² Netzfläche nachgewiesen werden. Davon ausgenommen war die Neumanns Kuhle, in der 56 Individuen bzw. 1,1 kg Güstern pro 100 m² Netzfläche vorkamen.

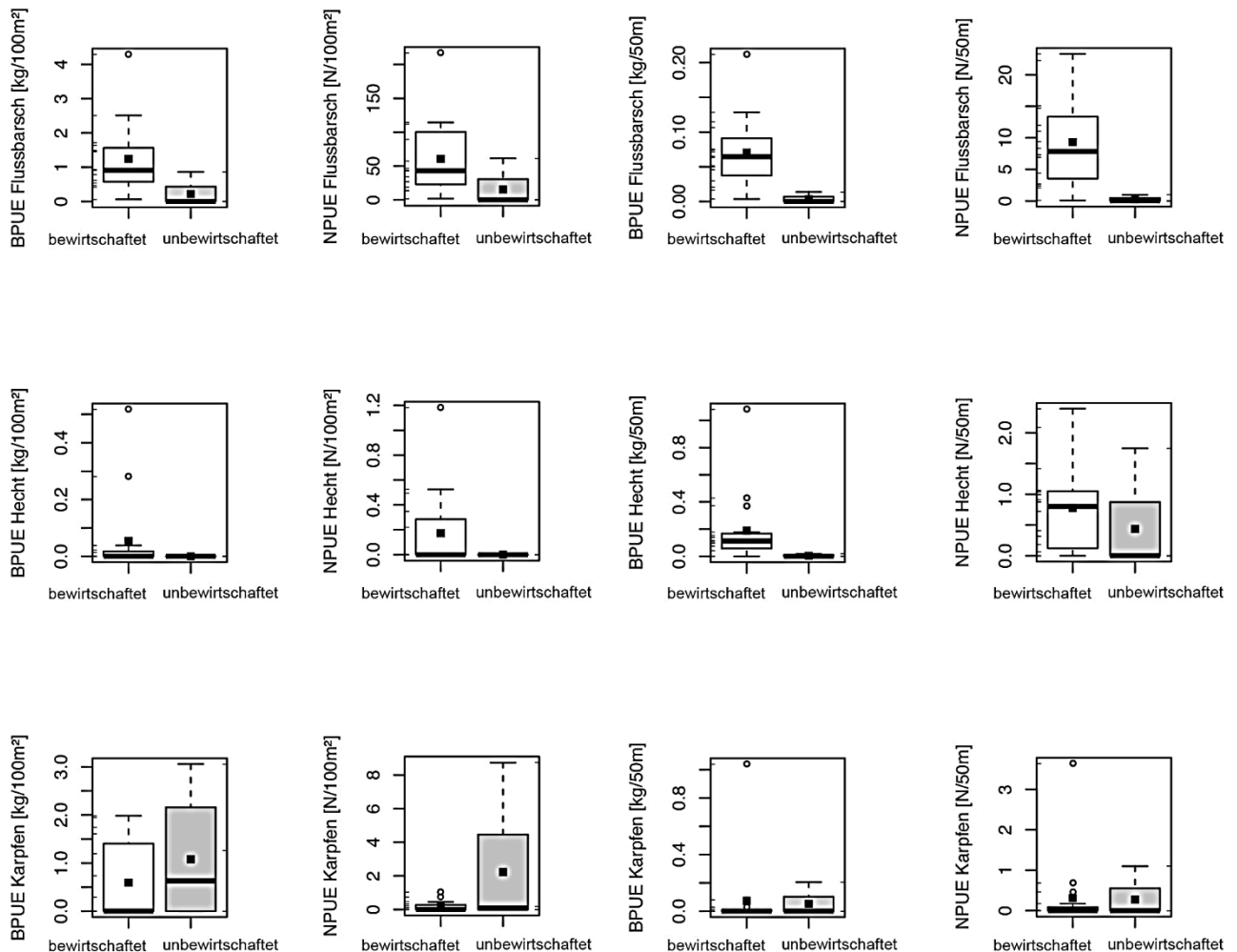


Abb. 7b: CPUE-Daten zu den Arten Flussbarsch, Hecht und Karpfen. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte

Die Biomasse des Flussbarsches pro 100 m² Netzfläche (siehe Abb. 7b) war statistisch signifikant unterschiedlich, die Abundanz pro 100 m² Netzfläche war statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8). Die beiden Werte pro 50 m Strecke bei der Elektrofischung waren statistisch hoch signifikant unterschiedlich. In jedem der 16 bewirtschafteten Baggerseen wurden durchschnittlich 60 Flussbarsche bzw. 1,2 kg pro 100 m² Netzfläche gefangen. In den unbewirtschafteten Baggerseen hingegen wurden ausschließlich in der Pfütze

Flussbarsche nachgewiesen. Auf die unbewirtschafteten Baggerseen insgesamt bezogen waren das 0,22 kg bzw. 15,3 Individuen pro 100 m² Netzfläche. Auch bei dem Elektrofischen konnten unter den unbewirtschafteten Baggerseen ausschließlich in der Pfütze Flussbarsche nachgewiesen werden. In den unbewirtschafteten Baggerseen kamen somit durchschnittlich 0,003 kg bzw. 0,24 Individuen pro 50 m Strecke vor. Hingegen konnten in jedem der 16 Baggerseen durchschnittlich 0,07 kg bei etwas über neun Individuen pro 50 m Strecke nachgewiesen werden. Die meisten Flussbarsche kamen bei der Elektrobefischung durchschnittlich im Linner See mit 15 Individuen und in der Donner Kiesgrube 3 mit 0,13 kg pro 50 m Strecke vor. Bei der Multimaschenstellnetz-Befischung war die Biomasse mit durchschnittlich 4,3 kg und die Abundanz mit 217,3 Individuen in dem Wahle-Baggersee am höchsten.

Bei dem Hecht war die Biomasse pro 50 m Elektrofisch-Strecke statistisch signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8), die anderen drei CPUE-Werte waren statistisch nicht signifikant unterschiedlich (siehe Abb. 7b). Abgesehen von der Donner Kiesgrube 3, dem Kiesteich Brelingen und Wahle, wurden in allen bewirtschafteten Baggerseen Hechte nachgewiesen. Durchschnittlich konnten in den bewirtschafteten Baggerseen 0,19 kg Hecht pro 50 m mithilfe der Elektrobefischung gefangen werden. Die unbewirtschafteten Baggerseen konnten durchschnittlich 0,02 kg Hecht pro 50 m Strecke vorweisen, wobei nur in der Pfütze Hechte vorkamen. Mithilfe der Netzbefischung wurde in keinem der unbewirtschafteten Baggerseen der Hecht nachgewiesen. In den bewirtschafteten Baggerseen waren es durchschnittlich 0,2 Individuen pro 100 m² Netzfläche, hier waren es fünf Baggerseen, die Fänge vorwiesen. Bei der Elektrobefischung war die Biomasse mit durchschnittlich 1,08 kg Hecht und die Abundanz mit 2,4 Individuen pro 50 m im Stedorfer Baggersee am höchsten, bei der Multimaschenstellnetz-Befischung waren sie mit durchschnittlich 0,28 kg und 1,18 Individuen pro 100 m² im Wiesede Meer am höchsten.

Die Biomasse- und Abundanz-Werte des Karpfens (siehe Abb. 7b) sind bei beiden Fangmethoden statistisch nicht signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8). Mithilfe beider Methoden konnten in insgesamt elf, also 56,25 % der bewirtschafteten Baggerseen und in zwei, somit ebenfalls 50 % der unbewirtschafteten Baggerseen (Xella, Pfütze) Karpfen nachgewiesen werden. Die gefangene Biomasse bei der Elektrobefischung war mit durchschnittlich 1,04 kg pro 50 m im Schleptruper See und die Abundanz mit 3,64 Individuen pro 50 m in der Neumanns Kuhle am höchsten. Bei der Multimaschenstellnetz-Befischung war die Biomasse mit 3,06 kg in der unbewirtschafteten Pfütze und die Abundanz mit 8,74 Karpfen in dem ebenfalls unbewirtschafteten Xella-Gewässer am höchsten.

Die Biomasse und Abundanz pro 50 m Elektrobefischung des Kaulbarsches (siehe Abb. 7c) waren statistisch nicht signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8), in keinem der unbewirtschafteten Baggerseen wurden mit der Elektrobefischung Kaulbarsche gefangen. In den bewirtschafteten Baggerseen waren es 0,05 Individuen bzw. 0,0007 kg Kaulbarsche pro 50 m Strecke. Kaulbarsche kamen in sechs der 16 bewirtschafteten Baggerseen bei der Elektrobefischung vor. Im Gegensatz dazu sind die CPUE-Werte der Multimaschenstellnetz-Fänge für den Kaulbarsch statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich. Auch hier gab es keine Nachweise für den Kaulbarsch in den unbewirtschafteten See, jedoch konnten in den bewirtschafteten Baggerseen durchschnittlich 1,5 Individuen bzw. 0,01 kg Kaulbarsche gefangen

werden. Kaulbarsche kamen hierbei in 50 % der bewirtschafteten Baggerseen vor. Mit durchschnittlich 0,53 Individuen pro 50 m war die Abundanz bei der Elektrobefischung im Chodhemster Kolk am größten, die Biomasse mit 0,005 kg pro 50 m im Linner See. Bei der Multimaschenstellnetz-Befischung kamen die meisten Kaulbarsche mit durchschnittlich 6,6 Individuen und 0,077 kg pro 100 m² Netzfläche im Saalsdorfer Baggersee vor.

Die Biomasse der Multimaschenstellnetz-Fänge pro 100 m² der Rotaugen (*Rutilus rutilus*) (siehe Abb. 7c) war statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8). In jedem der bewirtschafteten Baggerseen wurden durchschnittlich 0,9 kg Rotaugen pro 100 m² Netzfläche gefangen, in den unbewirtschafteten Baggerseen wurden durchschnittlich 0,4 kg pro 100 m² Netzfläche gefangen, wobei nur der Hopels Rotaugen vorweisen konnte. Die CPUE-Werte für die Abundanz der Multimaschenstellnetz-Fänge und die Biomasse und Abundanz der Elektrobefischung waren für das Rotaugen statistisch nicht signifikant unterschiedlich. In 12 von 16 bewirtschafteten und in einem von vier unbewirtschafteten Baggerseen konnten Rotaugen mithilfe der Elektrofischerei nachgewiesen werden. Die Biomasse, die mithilfe der Elektrobefischung nachgewiesen wurde, war mit durchschnittlich 0,26 kg pro 50 m in der Neumanns Kuhle am höchsten, die Abundanz war im Wiesede Meer mit knapp 22 Individuen pro 50 m am höchsten. Bei der Multimaschenstellnetz-Befischung ist die Biomasse auch in der Neumanns Kuhle am höchsten mit durchschnittlich 2,0 kg pro 100 m² Netzfläche. Die Abundanz war in dem unbewirtschafteten Hopels-Gewässer mit durchschnittlich 81,2 Individuen pro 100 m² Netzfläche am größten.

Die CPUE-Werte der Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) (siehe Abb. 7c) waren statistisch nicht signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8). In den unbewirtschafteten Baggerseen konnten durchschnittlich 27,12 Individuen bzw. 1,1 kg Rotfedern pro 100 m² Netzfläche, bei der Elektrobefischung 17,15 Individuen bzw. 0,14 kg Rotfedern pro 50 m Elektrobefischung gefangen werden. Insgesamt wurden in 50 % der unbewirtschafteten Seen Rotfedern nachgewiesen. Bei den bewirtschafteten Baggerseen waren es 0,59 Individuen bzw. 0,03 kg Rotfedern pro 100 m² Netzfläche und 7,14 Individuen bzw. 0,02 kg Rotfedern pro 50 m Elektrobefischung. Rotfedern konnten in insgesamt 68,75% der bewirtschafteten Baggerseen nachgewiesen werden. Die Boxplots täuschen auf den ersten Blick einen statistisch signifikanten Unterschied vor, da in dem unbewirtschafteten Gewässer Lohmoor im Vergleich zu den anderen Baggerseen überdurchschnittlich viele Rotfedern gefangen wurden.

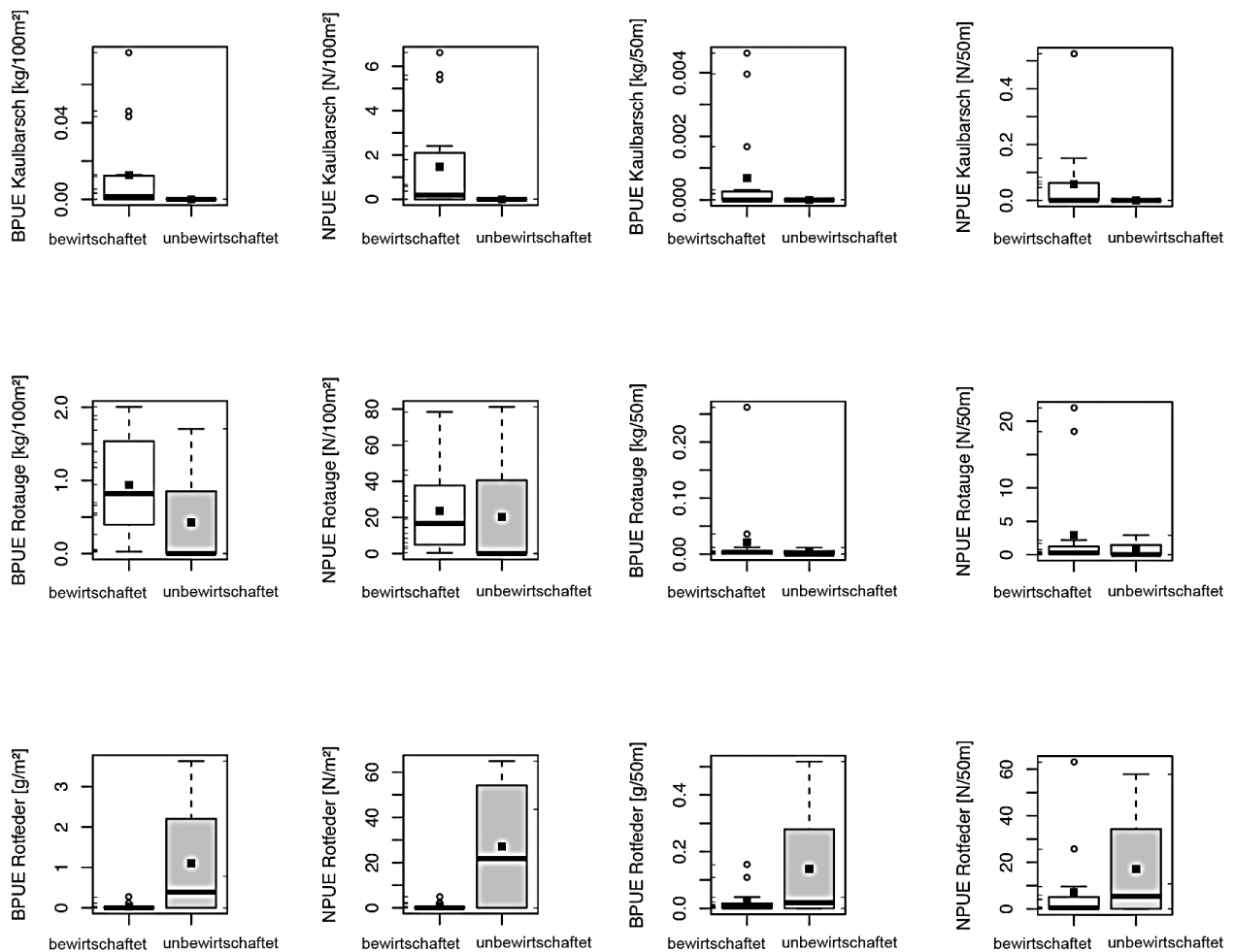


Abb. 7c: CPUE-Daten zu den Arten Kaulbarsch, Rotaugen und Rotfeder. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte.

Die vier CPUE-Werte der Schleie (*Tinca tinca*) (siehe Abb. 7d) waren statistisch nicht signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8). 1,86 Individuen bzw. 0,05 kg Schleien wurden im Durchschnitt pro 50 m bei der Elektrofischerei in den bewirtschafteten Baggerseen gefangen. Drei Individuen bzw. 0,02 kg Schleien waren es in den unbewirtschafteten Baggerseen pro 50 m. 1,4 Individuen bzw. 0,02 kg Schleien pro 100 m² wurden durchschnittlich mithilfe der Multimaschenstellnetze in den bewirtschafteten Gewässern gefangen und 1,1 Individuen bzw. 1,16 kg Schleien pro 100 m² in den unbewirtschafteten Gewässern. Insgesamt wurden in 14 bewirtschafteten und zwei unbewirtschafteten Baggerseen Schleien gefangen. 0,16 kg pro 50 m Elektrofisch-Strecke in dem Stedorfer Baggersee, 13,31 Individuen pro 50 m Elektrofisch-Strecke in der Neumanns Kuhle, 0,64 kg pro 100 m² Netzfläche in der unbewirtschafteten Pfütze und 21,9 Individuen pro 100 m² Netzfläche in der Neumanns Kuhle sind dabei die jeweiligen Maximalwerte gewesen.

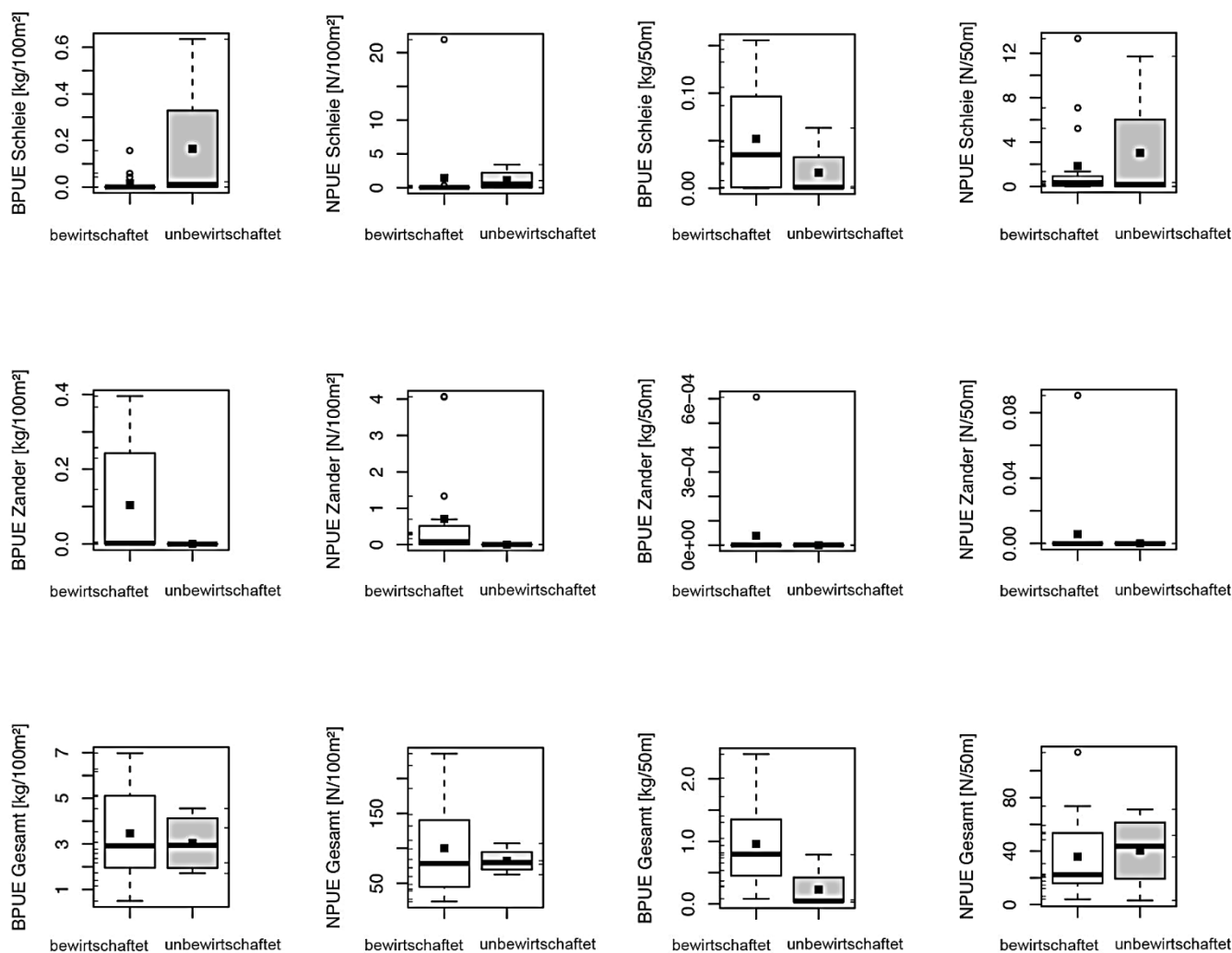


Abb. 7d: CPUE-Daten zu den Arten Schleie und Zander und dem gesamten erprobten Fischbestand der Baggerseen. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte.

Die CPUE-Werte des Zanders (*Sander lucioperca*) (siehe Abb. 7d) waren in den Fängen der Elektrofischung statistisch nicht signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8). Die Biomasse und Abundanz des Zanders sind bei den Multimaschenstellnetz-Fängen statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich. In den bewirtschafteten Baggerseen wurden 0,7 Individuen bzw. 0,1 kg Zander pro 100 m² Netzfläche gefangen, jedoch kein Individuum in den unbewirtschafteten Baggerseen. Die Abundanz war mit durchschnittlich 4,07 Individuen in dem Kiesteich Brelingen und mit 4,06 Individuen pro 100 m² Netzfläche in Plockhorst am größten. Die Biomasse war mit 0,4 kg Zander pro 100 m² in dem Kolshorner Teich am größten.

Die Biomasse und Abundanz der gefangenen Fische Gesamt (siehe Abb. 7d), inklusive der hier nicht dargestellten Arten Bitterling, Giebel (*Carassius gibelio*), Große Maräne (*Coregonus lavaretus*), Gründling, Moderlieschen, Neunstachliger Stichling, Steinbeißer und Wels (*Silurus glanis*), waren bei den Multimaschenstellnetz-Fängen statistisch nicht signifikant unterschiedlich, ebenso wenig wie die Abundanzen bei der Elektrofischung. Die Biomasse der Elekt-

robefischung war hingegen statistisch signifikant unterschiedlich (siehe Tab. 8). In den 16 bewirtschafteten Baggerseen wurden durchschnittlich 0,96 kg und insgesamt 35,79 Individuen pro 50 m Strecke gefangen. In den vier unbewirtschafteten Gewässern wurden durchschnittlich 0,23 kg und insgesamt 40,38 Individuen pro 50 m Strecke gefangen.

Im direkten Vergleich der Fischartenvorkommen in den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen (siehe Tab. 9) fällt auf, dass die Großzahl der Fischarten deutlich höhere Abundanzen in den bewirtschafteten Baggerseen hatten. Neun der 19 nachgewiesenen Fischarten kamen ausschließlich in den bewirtschafteten Baggerseen vor. Ausnahmen waren dabei der Gründling, das Moderlieschen und der neunstachlige Stichling, die ausschließlich in den unbewirtschafteten Baggerseen nachgewiesen werden konnten. Der Karpfen konnte jeweils in 50 % der bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen nachgewiesen werden (siehe Tab. 9).

Es gab keine Fischart, die in jedem der 20 Baggerseen gefangen werden konnte. Allgemein wurden der Flussbarsch und das Rotaugen mit einer Häufigkeit von 100 % in den bewirtschafteten und 85 % in allen Baggerseen am häufigsten gefangen. Darauf folgten die Schleie mit 80 %, der Hecht und der Aal mit 70 % Häufigkeit in allen Baggerseen (siehe Tab. 9). Der Bitterling, die große Maräne, der Gründling, das Moderlieschen und der Steinbeißer konnten mit einer Häufigkeit von 5 % in jeweils einem Gewässer nachgewiesen werden (siehe Tab. 9). Auch der Giebel, der neunstachlige Stichling und der Wels wurden in zwei der 20 Baggerseen nachgewiesen (siehe Tab. 9).

Tab. 9: Häufigkeitsverteilung der vorkommenden Fischarten in den untersuchten Baggerseen

Art		Häufigkeit in den Baggerseen [%]		
Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Gesamt (n = 20)	bewirtschaftet (n = 16)	unbewirtschaftet (n = 4)
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	70,00	87,50	0,00
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	5,00	6,25	0,00
Brasse	<i>Abramis brama</i>	55,00	62,50	25,00
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	85,00	100,00	25,00
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	10,00	12,50	0,00
große Maräne	<i>Coregonus lavaretus</i>	5,00	6,25	0,00
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	5,00	0,00	25,00
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	35,00	43,75	0,00
Hecht	<i>Esox lucius</i>	70,00	81,25	25,00
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	55,00	56,25	50,00
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	45,00	56,25	0,00
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	5,00	0,00	25,00
neunstachliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i>	10,00	0,00	50,00
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	85,00	100,00	25,00
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	65,00	68,75	50,00
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	80,00	87,50	50,00
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	5,00	6,25	0,00
Wels	<i>Silurus glanis</i>	10,00	12,50	0,00
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	40,00	50,00	0,00

Abschließend folgt die Darstellung der Artendiversität mithilfe des Shannon-Index¹ und der Gleichverteilung der Arten mithilfe der Pielou's Evenness. Auch hier werden die Ergebnisse unterschieden zwischen der Biomasse (BPUE)- und der Abundanz (NPUE) der Multimaschenstellnetz-Befischung und der Elektrofischung (siehe Abb. 8).

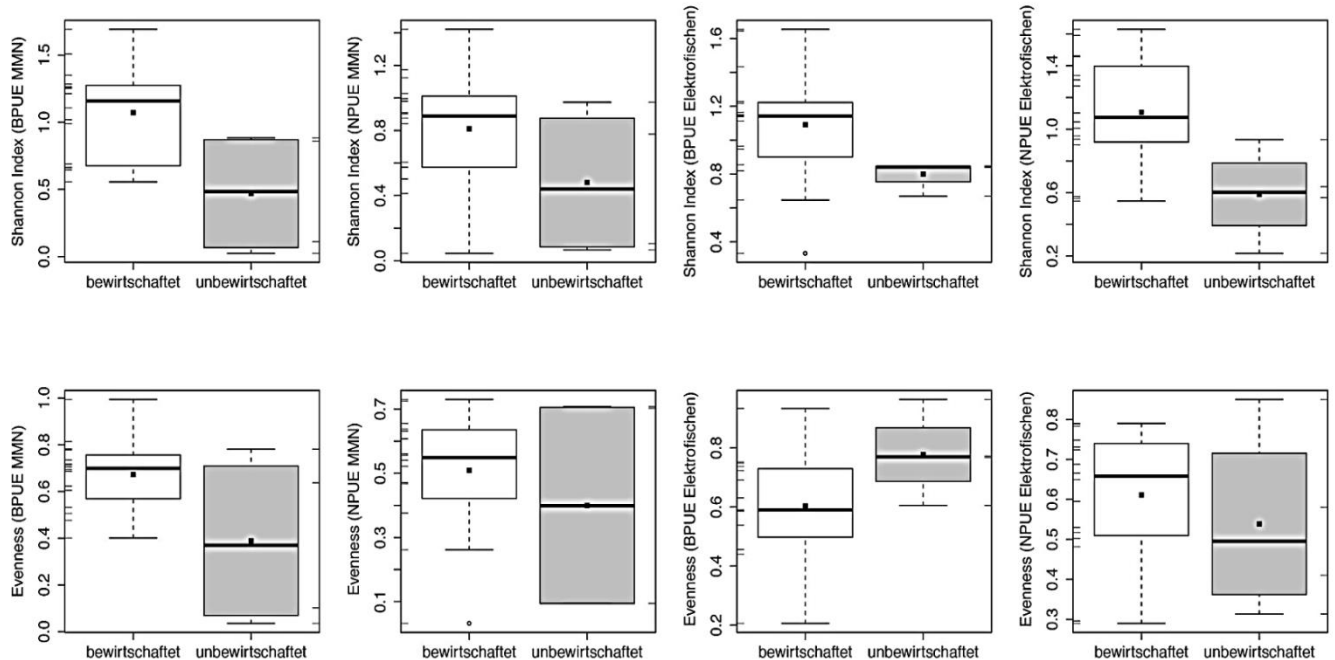


Abb. 8: Boxplots zu der Artendiversität (Shannon) und der Gleichverteilung der Arten (Evenness: 0= ungleiche Verteilung, 1= gleiche Verteilung) der CPUE-Daten. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Box) mit 90 % (Antennen) und dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer. „Rugs“ an den vertikalen Achsen zeigen die Datenverteilung der Individualwerte

Auch an dieser Stelle wurde der Wilcoxon-U-Test durchgeführt um die Signifikanz der Unterschiede zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggeeseen zu überprüfen (siehe Tab. 10).

Tab. 10: U-Werte des Wilcoxon-Tests zur Überprüfung der Signifikanz der Unterschiede zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen; n.s. = statistisch nicht signifikant unterschiedlich, t.s. = statistisch tendenziell signifikant unterschiedlich, * = statistisch signifikant unterschiedlich, ** = statistisch hoch signifikant unterschiedlich, *** = statistisch höchst signifikant unterschiedlich

Parameter	P-Wert Wilcox
BPUE MMN Shannon-Index	0,039 (*)
BPUE E-Fischen Shannon-Index	0,049 (*)
NPUE MMN Shannon-Index	0,211 (n.s.)
NPUE E-Fischen Shannon-Index	0,029 (*)
BPUE MMN Evenness	0,249 (n.s.)
BPUE E-Fischen Evenness	0,029 (*)
NPUE MMN Evenness	0,892 (n.s.)
NPUE E-Fischen Evenness	0,617 (n.s.)

Bezogen auf die Biomasse der Multimaschenstellnetz-Fänge (siehe Abb. 8) war die Artendiversität in den bewirtschafteten Baggerseen signifikant höher als in den unbewirtschafteten Baggerseen. Die Evenness war im Mittel zwar ebenfalls bei den bewirtschafteten Baggerseen höher aber nicht statistisch signifikant (siehe Tab. 10).

Auch die Artendiversität und die Evenness der Abundanz der Multimaschenstellnetz-Fänge (siehe Abb. 8) waren im Mittel in den bewirtschafteten Baggerseen höher, jedoch nicht signifikant im Unterschied zu den unbewirtschafteten Baggerseen (siehe Tab. 10).

Während die Artendiversität der Biomasse der Elektrobefischung (siehe Abb. 8) in den bewirtschafteten Baggerseen signifikant höher war, war die Evenness in den unbewirtschafteten Baggerseen signifikant höher (siehe Tab. 10).

Bei der Abundanz der Elektrobefischung (siehe Abb. 8) war die Artendiversität in den bewirtschafteten Baggerseen signifikant höher als in den unbewirtschafteten Baggerseen. Die Evenness war hier ebenfalls im Mittel in den bewirtschafteten Baggerseen höher, jedoch nicht statistisch signifikant (siehe Tab. 10).

4 Diskussion

Die 20 untersuchten Baggerseen waren sich in den meisten Eigenschaften sehr ähnlich. Es handelte sich jeweils um kleine Baggerseen (≤ 20 ha) in Niedersachsen, die mit 25-35 Jahren verhältnismäßig junge Gewässer waren. Auch die abiotischen Kenngrößen der Baggerseen wiesen keine signifikanten Unterschiede auf. Inwieweit die anglerische Bewirtschaftung und damit die Hegeverpflichtung einen Einfluss auf die Fischartenzusammensetzungen hat, soll im Folgenden diskutiert und bezogen auf die anfänglichen Leitfragen beantwortet werden.

Die erste Leitfrage, ob sich anglerisch bewirtschaftete Baggerseen in ihren Fischartengemeinschaften von anglerisch unbewirtschafteten Baggerseen unterscheiden, kann eindeutig mit Ja beantwortet werden, da die bewirtschafteten Baggerseen sowohl mehr Fischarten und ein häufigeres Vorkommen der Arten in den Gewässern, als auch eine durchschnittlich höhere Individuendichte vorweisen konnten.

Trotz der Unterschiede konnte in allen 20 untersuchten Baggerseen Fischvorkommen nachgewiesen werden. Offensichtlich gibt es keine fischfreien Baggerseen, sobald sie ein paar Jahrzehnte alt sind und eine gewisse Mindestgröße und Tiefe aufweisen. Auch ohne Hegemaßnahmen werden Baggerseen durch Fische besiedelt, allerdings bilden sich in den unbewirtschafteten Gewässern in der Folge sehr atypische Fischartengemeinschaften aus. Interessant wäre ein weiterführendes Forschungsprojekt, das ganz junge und ältere Baggerseen auf ihre abiotischen Faktoren und Fischartengemeinschaften hin untersucht, sodass eine zeitliche Entwicklung von künstlich geschaffenen Baggerseen überprüft werden könnte.

Insgesamt konnten 19 verschiedene Arten in den beprobten Baggerseen nachgewiesen werden. 16 Arten davon kamen in den bewirtschafteten Gewässern vor und 10 Arten in den unbewirtschafteten. Das Moderlieschen, der neunstachelige Stichling und der Gründling kamen ausschließlich in den unbewirtschafteten Baggerseen vor. Im Durchschnitt kamen die bewirtschafteten Gewässer auf drei Arten mehr. Statistisch gesehen machte das einen hoch signifikanten Unterschied aus, womit die zweite Leitfrage nach der Auswirkung der anglerischen Bewirtschaftung der Baggerseen auf die Artenanzahl mit ja beantwortet werden kann.

Grund für die atypischen, artenarmen Fischgemeinschaften in jungen, unberührten Baggerseen könnten Zufallsprozesse der Erstbesiedlung sein, die möglicherweise über das Gefieder von Wasservögeln oder dem illegalen Fischbesatz privater Personen (ARLINGHAUS 2016: 290) entstehen.

Eine weitere, bisher noch nicht erwähnte Form einer Art, die nachgewiesen werden konnte, war die Goldrotfeder. Die Goldrotfeder ist eine Zuchtform der Rotfeder, die aufgrund ihrer goldig-schimmernden Farbe eine beliebte Gartenteichart ist und in Baumärkten und Fachgeschäften gekauft werden kann (Foto siehe Anhang VI). Goldrotfedern machten während der Untersuchungen einen Anteil von 34,4 % der Rotfedern und 13,5 % der gesamten gefangenen Fischindividuen in dem unbewirtschafteten Gewässer Lohmoor aus. Zuchtformen aus dem Fachhandel werden häufig illegal in die freie Natur ausgesetzt. Eine Überlebenschance haben

sie oftmals nur in den unbewirtschafteten Baggerseen, in denen es keine typische Fischartenzusammensetzung mit Raubfischen gibt.

Raubfische wie Hecht, Zander und Aal sind beliebte Angelfische und werden dementsprechend häufig von den Angelvereinen besetzt (ARLINGHAUS et al. 2014: 14). Da Raubfische aber auch wertvolle Funktionen in den Nahrungsnetzen der aquatischen Ökosysteme haben und zu einer natürlichen Artenzusammensetzung gehören, kann ein angemessener Raubfischbesatz im Sinne einer fachgerechten Hegepflicht sein.

Dementsprechend kommen Raubfische häufiger in bewirtschafteten Gewässern vor, in denen auffällig gefärbte Zuchtformen wie die Goldrotfeder keine langen Überlebenschancen hätten (GREENBERG et al 1995: 530f). Die Ergebnisse spiegeln genau dies wieder, denn die Anzahl der Raubfische war in den bewirtschafteten Baggerseen signifikant höher als in den unbewirtschafteten Baggerseen. Im Gegensatz dazu war der prozentuale Anteil an Raubfischen allerdings kaum verschieden zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen, da der Anteil an Beutefischen für beide Bewirtschaftungstypen bei über 90 % lag. Da die erhöhte Anzahl von Raubfischarten die Aussage der zweiten Leitfrage unterstreicht, ein Einfluss auf das Räuber-/Beutefisch-Verhältnis durch die anglerische Bewirtschaftung jedoch nicht festgestellt werden konnte, ist die dritte Leitfrage tendenziell mit nein zu beantworten.

Für die Beantwortung der vierten Leitfrage wäre eine weitere Untersuchung mit größerem Stichprobenumfang der unbewirtschafteten Gewässer nötig. Die Ergebnisse zeigten für die Anzahl und den prozentualen Anteil der Arten zwar ein tendenziell höheres Vorkommen gefährdeter Fischarten in den unbewirtschafteten Baggerseen, allerdings konnte nur das Moderslieschen, mit gerade einmal 49 Individuen, in einem der unbewirtschafteten Gewässer (Xella) nachgewiesen werden.

Die Auswirkung der anglerischen Bewirtschaftung der Baggerseen bezogen auf das Vorkommen Kleinfischarten war die fünfte Leitfrage. In beiden Bewirtschaftungstypen kamen jeweils drei verschiedene Kleinfischarten vor. Der prozentuale Anteil an Kleinfischen in den unbewirtschafteten Baggerseen war tendenziell höher als in den bewirtschafteten Baggerseen. Der Anteil an Kleinfischen machte in den unbewirtschafteten Baggerseen 33 % aus, der Anteil in den bewirtschafteten Baggerseen jedoch nur 2,3 %.

Der neunstachlige Stichling konnte in zwei der vier unbewirtschafteten Baggerseen nachgewiesen werden (Hopels, Lohmoor). Er ist eine Charakterart kleiner Stillgewässer mit dichter Unterwasservegetation und eher untypisch für größere Baggerseen. Diese Art kommt in nennenswerten Dichten typischerweise in artenarmen Gewässern ohne Raubfische vor, weil es sich bei dem neunstachligen Stichling um eine extrem konkurrenzschwache Art handelt (KOTTELAT & FREYHOF 2007: 498f). Da es sich bei Hopels und Lohmoor um Baggerseen handelt, in denen keine Raubfische nachgewiesen werden konnten und der Konkurrenz- und Raubdruck entsprechend gering ist, ist das Vorkommen des neunstachligen Stichlings in diesen Gewässern nicht verwunderlich.

Aufgrund der geringen Anzahl gefährdeter Arten sollte über den Besatz gefährdeter Fischarten nachgedacht werden (VÖLKL 2010: 85), da diese nachweislich, vitale Bestände in anglerisch bewirtschafteten Baggerseen ausbilden können (EMMRICH et al. 2014: 91f). Da auch verschiedene Kleinfischarten stets in nur fünf bis maximal 10 % der Baggerseen vorkamen und

je drei Arten davon ausschließlich in den bewirtschafteten bzw. unbewirtschafteten Baggerseen, könnte ebenso das Vorkommen seltener Kleinfischarten (z.B. Karausche und Bitterling) gefördert werden (VÖLKL 2010: 85). Hierbei müssen vorher die artspezifischen Habitatbedingungen analysiert werden. Karauschen sollten nicht in Baggerseen besetzt werden, in denen Giebel vorkommen, da diese gegenüber der Karausche konkurrenzstärker sind und sie verdrängen könnten. Außerdem könnte es zu einer Kreuzung zwischen Giebel und Karausche kommen und durch die Vermengung des Erbguts genetische Vielfalt verloren gehen (HÄNGLING et al. 2005: 403ff).

Bitterlinge hingegen brauchen eine Symbiose mit Großmuscheln (*Anodonta sp.* *Unio sp.*) um sich reproduzieren zu können (VÖLKL 2010: 86). Generell sollten Besatzmaßnahmen mit Fischerei-Experten abgeklärt werden, da es zu dem Besatz von Kleinfischarten auch andere Meinungen gibt, die dazu raten, auf den Kleinfischbesatz weitestgehend zu verzichten (ARLINGHAUS 2006: 97ff).

Die sechste Leitfrage beschäftigte sich mit dem Einfluss der anglerischen Bewirtschaftung auf heimische Fischarten. Das ist leicht zu klären, da in keinem der 20 beprobten Baggerseen eine Fremdfischart nachgewiesen werden konnte. Der fehlende Nachweis von nicht heimischen Arten könnte zeigen, dass die Baggerseen entsprechend der guten fachlichen Praxis durch die Angelvereine gehegt werden (BAER et al. 2007).

Der Unterschied zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen in Bezug auf die Abundanz und die Biomasse der einzelnen Fischarten, worauf sich die siebte Leitfrage bezieht, ist etwas umfangreicher zu beantworten. Zum einen verhielt sich das bei jeder Fischart anders, zum anderen wurden die beiden Fangmethoden (Elektrobefischung und Multimaschenstellnetz-Befischung) einzeln betrachtet.

Ein auffälliges Ergebnis lieferte der Aal, der ausschließlich in den bewirtschafteten Baggerseen nachgewiesen werden konnte. Aale sind Fische, sich im Salzwasser vermehren, in den Flüssen, also im Süßwasser heranwachsen und zum Laichen wieder in das Meer abwandern müssen (KOTTELAT & FREYHOF 2007: 61f, TESCH 1965:404-418). Natürlicherweise kommen Aale also nur in Stillgewässern vor, wenn sie dort während Überschwemmungsphasen hineingelangt sind oder sie eine Anbindung zu einem Fließgewässer haben. Der Aal ist ein beliebter Angelfisch und somit ein häufiger Besatzfisch und wurde somit wie erwartet in den bewirtschafteten Baggerseen gefangen.

Einen weiteren hoch signifikanten Unterschied gab es bei dem Flussbarsch. Er wurde mit 85 % mit am häufigsten in den 20 Baggerseen nachgewiesen. Während er in allen bewirtschafteten Baggerseen vorkam, wurde er in nur 25 % der unbewirtschafteten Baggerseen gefangen. Im Litoral der bewirtschafteten Baggerseen wurden durchschnittlich 40 Mal mehr Flussbarsche gefangen als in den unbewirtschafteten Baggerseen. Da überwiegend junge Flussbarsche gefangen wurden, ist dieses Ergebnis nicht überraschend. Junge Fische brauchen den strukturreichen Schutz und die nährreichen Pflanzenteile der erwärmten Uferbereiche (VÖLKL 2010: 75ff).

Bei dem Hecht fallen ähnliche Tendenzen wie bei dem Flussbarsch auf. Der Hecht wurde in 81,25 % der bewirtschafteten Baggerseen, aber nur in 25 % der unbewirtschafteten Baggerseen gefangen. Auch hier war die litorale Biomasse in den bewirtschafteten Baggerseen 40 Mal höher als in den unbewirtschafteten Baggerseen. Das könnte hingegen daran liegen, dass in einigen der bewirtschafteten Baggerseen, u.a. dem Stedorfer Baggersee, sehr große Hechte gefangen wurden, die vermutlich zum Verstecken und Jagen in der strukturreichen Uferzone lauerten. Der Stedorfer Baggersee war außerdem mit maximal vier Meter Wassertiefe ein sehr flaches Gewässer, sodass es für die Fische keinen großen Unterschied machte, ob sie sich im Litoral oder im Benthos aufhielten.

Überraschenderweise fielen für den Karpfen keine signifikanten Unterschiede auf, er kam zu ähnlichen Anteilen, sowohl in den bewirtschafteten, als auch in den unbewirtschafteten Baggerseen vor. Große Karpfen gehören zu den beliebtesten Angelfischen und werden in dementsprechend hoher Biomasse besetzt (ARLINGHAUS et al. 2014: 14f). Das Vorkommen von Karpfen in den unbewirtschafteten Baggerseen hingegen könnte mit illegalem Aussetzen von zuvor in anderen Gewässern gefangenen Individuen erklärt werden.

Auch der Kaulbarsch und das Rotauge konnten in den bewirtschafteten Baggerseen, mithilfe der Multimaschenstellnetz-Befischung, tendenziell eine größere Abundanz und Biomasse vorweisen als in den unbewirtschafteten Baggerseen. Außerdem gehörte das Rotauge, genauso wie der Flussbarsch, zu den Fischarten, die mit 85 % am häufigsten in den beprobten Baggerseen nachgewiesen werden konnte. Darunter in 100 % aller bewirtschafteten und in nur 25 % der unbewirtschafteten Baggerseen. Der Kaulbarsch konnte in keinem der unbewirtschafteten Baggerseen nachgewiesen werden.

Die letzte Fischart, bei der ein tendenziell signifikanter Unterschied in der Abundanz und der Biomasse der Multimaschenstellnetze nachgewiesen werden konnte, stellte der Zander dar. Zander konnten in der Hälfte der bewirtschafteten Baggerseen nachgewiesen werden, aber in keinem der unbewirtschafteten Baggerseen. Allgemein konnten nur zwei kleine (< 10 cm) Zander mithilfe der Elektrobefischung gefangen werden, da es sich bei dem Zander um einen Freiwasserfisch handelt, der Strukturarmut und die dunkle Tiefe der Gewässer bevorzugt (GREENBERG et al. 1995: 523, 526f).

Wird die gesamte Abundanz und Biomasse aller Fischarten zusammengefasst, war die litorale Biomasse in den unbewirtschafteten Baggerseen durchschnittlich vier Mal niedriger, bei höherer Individuenanzahl pro 50 m Uferstrecke, im Gegensatz zu den bewirtschafteten Baggerseen.

Für einige Fischarten konnten Unterschiede in der Abundanz und der Biomasse nachgewiesen werden, die allerdings nicht in jedem Fall für eine Bewirtschaftung der Baggerseen sprechen. Allgemein gesehen sind die Unterschiede jedoch so geringfügig, dass eine anglerische Bewirtschaftung der Baggerseen vermutlich keine bedeutsame Auswirkung auf die Abundanz und die Biomasse der Fische hat.

Die achte und letzte Leitfrage beantwortet, ob eine anglerische Bewirtschaftung der Baggerseen einen Einfluss auf die Artendiversität hat. Der Shannon Index beschrieb jeweils für die Abundanz und die Biomasse beider Fangmethoden eine signifikant höhere Artendiversität in

den bewirtschafteten Baggerseen. Die Evenness war nur bei der elektrofischereilich gefangenen Biomasse in den unbewirtschafteten Baggerseen höher, ansonsten unterstützt sie die höhere Artendiversität bei einer homogenen Gleichverteilung der Arten in den bewirtschafteten Baggerseen. Dieses Ergebnis ist nicht verwunderlich, da die bewirtschafteten Baggerseen, wie bereits festgestellt, mehr Arten und ein häufigeres Vorkommen der meisten Arten vorweisen konnten.

Interessant wäre eine weiterführende Untersuchung, inwieweit sich Angelverbotszonen und Trophiestufen der Baggerseen auf die Fischartengemeinschaften auswirken.

Die bewirtschafteten Baggerseen mit dem höchsten Artenvorkommen (Linner See, Steinwedeler Teich) konnten eine Angelverbotszone vorweisen. Der bewirtschaftete Baggersee mit dem niedrigsten Artenvorkommen (Donner Kiesgrube 3) hatte wiederum keine Angelverbotszone.

Ableitend von den eben genannten Ergebnissen könnte vermutet werden, dass sich Angelverbotszonen positiv auf die Artendiversität der Fische in den Baggerseen auswirken. Auch in aktueller Literatur wird auf die Funktion von Angelverbotszonen hingewiesen. Laut VÖLKL (2010: 81ff) können Angelverbotszonen z.B. als Laichschongebiete heimischer Fischarten dienen und sollten deswegen auch gefördert werden. Für konkrete Annahmen sollten allerdings vertiefende Untersuchungen vorgenommen werden.

In dem Vergleich der Ergebnisse mit bisheriger Literatur lassen sich Übereinstimmungen finden:

2015 wurden im Rahmen einer fischereilichen Untersuchung zwei junge, unbewirtschaftete Baggerseen aus Niedersachsen mittels Elektrofischerei ufernah beprobt. Anschließend wurden sie mit morphologisch ähnlichen, jedoch fischereilich bewirtschafteten Baggerseen verglichen (ARLINGHAUS 2016: 289).

Die ungenutzten Baggerseen wiesen auch in diesem Fall eine für kleine Stillgewässer untypische Fischartengemeinschaft auf, wohingegen die bewirtschafteten Baggerseen aus nahezu typischen Fischartengemeinschaften bestanden. Insgesamt kamen die ungenutzten Baggerseen auf gerade einmal zwei bis fünf Arten.

In einer von EMMRICH (2014: 302) beschriebenen elektrofischereilichen Bestandserhebung wurde die litorale Fischfauna 37 natürlicher und künstlicher Seen untersucht (siehe Abb. 9) (ARLINGHAUS et al. 2016: 289f, EMMRICH 2014: 302).

Mit durchschnittlich 28,3 % Individuenanteil war der Flussbarsch die häufigste Art. Ebenfalls fast ein Viertel bildete die Plötze mit einem Anteil von 24,5 %. Auch die Rotfeder war mit 20,7 % der Individuen im Durchschnitt gut vertreten. Im mittleren Bereich lagen mit 6,4 % der Bitterling und die Schleie mit 4,3 %. Aal, Hecht, Güster, Moderlieschen, Ukelei (*Alburnus alburnus*), Blei (Brasse) und Karausche kamen mit durchschnittlich 1-3 % vor. Mit weniger als einem Prozent waren der Steinbeißer und sonstige Fischarten im Bestand der Gewässer vertreten (siehe Abb. 9) (ARLINGHAUS et al. 2016: 289f, EMMRICH 2014: 302).

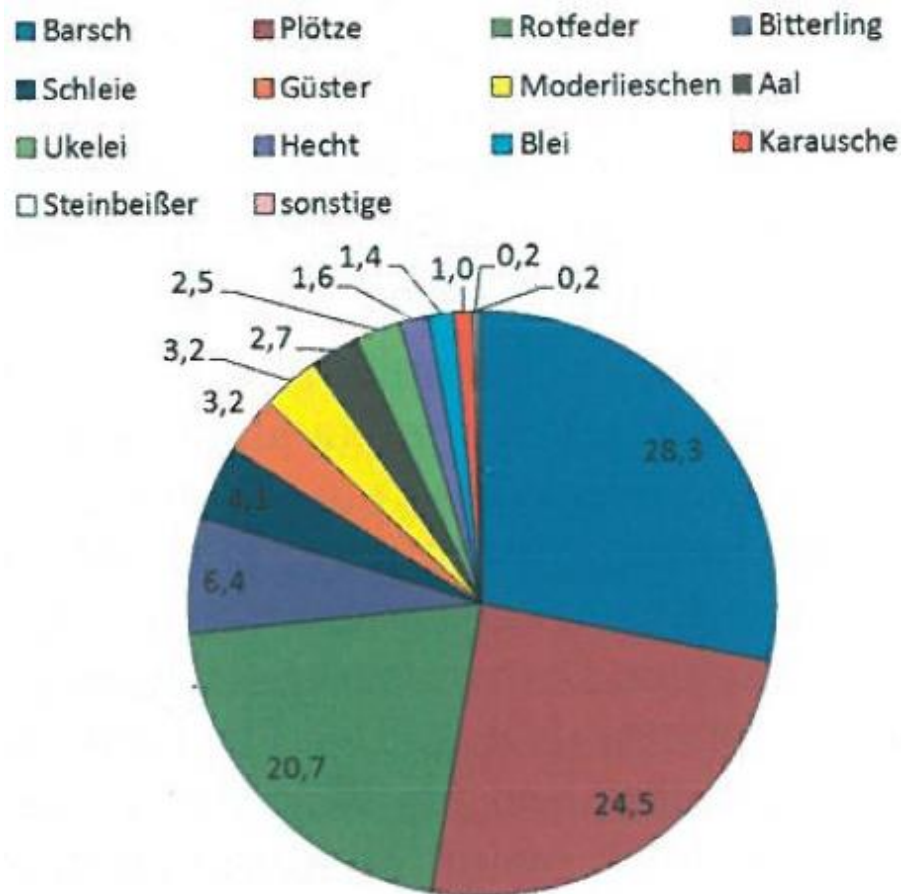


Abb. 9: Mittlere Artenzusammensetzung im Litoral der 37 untersuchten Gewässer (EMMRICH 2014: 302, ARLINGHAUS et al. 2016: 290)

Diese Zusammensetzung ähnelt bis auf einige Abweichungen sehr stark der Fischartenzusammensetzung und Häufigkeit in den bewirtschafteten Baggerseen dieser Untersuchung (vgl. Tab. 6, Kap. 3.2 Fischartengemeinschaften anglerisch bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen).

Auch das Projekt Besatzfisch (ARLINGHAUS et al. 2014: 10ff) konnte mit seinen bisherigen Ergebnissen aufführen, dass die Fischartendiversität natürlicher Seen als Leitbild für die anzustrebende Fischartengemeinschaft in Baggerseen dienen kann (siehe Abb. 10). Nachhaltig bewirtschaftete Baggerseen können eine ähnliche Fischartengemeinschaft wie Naturseen vorweisen (siehe Abb. 10).

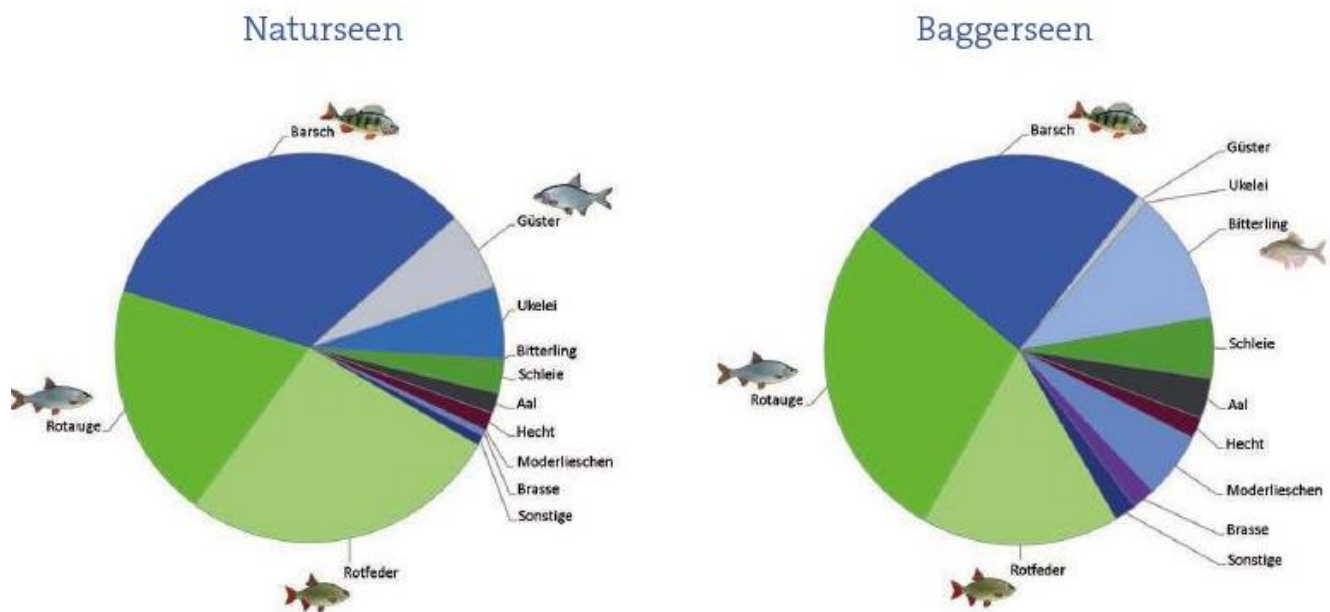


Abb. 10: Durchschnittliche prozentuale Individuenzahlen (relative Häufigkeit in %) der Fischartengemeinschaft in der Uferregion (Litoral) von Natur-und Baggerseen (ARLINGHAUS et al. 2014: 12)

Angelvereine sind im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Hege zum Fischartenschutz angehalten. Das bedeutet den Fischbestand in naturnaher und gewässertypischer Vielfalt und Größe sicherzustellen und die damit verbundenen Lebensräume zu pflegen und schützen. (ARLINGHAUS et al. 2014: 10). Nachhaltige Hege- und Pflegemaßnahmen an den Baggerseen, wie die Aufwertung der litoralen Habitate und dem gezielten, umweltverträglichen Fischbesatz als zentrales Hegeinstrument der Angelvereine (ARLINGHAUS et al. 2014: 15), können naturschutzfachlich relevante, gesunde Fischbestände und eine hohe Artenvielfalt fördern. Im Folgenden werden ableitend der Ergebnisse, verschiedene Ansätze zu Hege- und Pflegemaßnahmen für die Praxis schlussgefolgert.

Fischbesatzmaßnahmen nehmen einen großen Einfluss auf die Fischartengemeinschaften der Baggerseen und sollte daher nicht willkürlich geschehen, denn das kann negative Auswirkungen für die Gewässer bedeuten (ARLINGHAUS 2006: 94).

Werden die Besatzmaßnahmen zu voreilig, ohne gründliche Vorplanung oder sogar illegal durchgeführt, können sich die Besatzfische negativ auf wirbellose Tiere, Räuber-Beute-Beziehungen, Nährstoffzyklen, die Sedimentstruktur und Wasserpflanzen auswirken. Oftmals verfolgen Angelvereine z.B. auch nur fischereiliche Ziele und richten durch unsachgemäßen Besatz, z.B. durch den Besatz großer Karpfen, zur Erhöhung der Attraktivität der Angelfischerei, erhebliche Schäden an ihren Gewässern an (BAER et al. 2007: 15).

Des Weiteren kann es zu negativen Veränderungen von Konkurrenzbeziehungen und Fraßdruck innerhalb der Nahrungsketten kommen. Krankheitserreger können von den Besatzfischen in die neuen Gewässer eingetragen werden. Potentielle genetische Veränderungen durch Arten mit einem anderen Genpool oder durch nicht heimischen Fischarten können so

zu Hybridisierungen und dem Verlust genetischer und somit biologischer Vielfalt führen (ARLINGHAUS 2006: 95). Daher sollten die Besatzfische möglichst aus dem Einzugsgebiet oder bestenfalls dem selbigen Gewässer gezüchtet sein. Davon ausgenommen sind jedoch Aale, die natürlicherweise in Fließgewässern vorkommen (ARLINGHAUS et al. 2014: 28).

Dem entgegen können Besatzmaßnahmen aber auch die biologische Vielfalt und den Ertrag erhöhen, zu einer Wiederansiedlung natürlicher Populationen führen und die Baggerseen mit typischerweise geringem Fischaufkommen langfristig nutzbar machen (ARLINGHAUS 2006: 96f, BAER et al. 2007: 11).

	Erhaltungsbesatz	Einbürgerungsbesatz	Wiederansiedlungsbesatz	Steigerungsbesatz	Kompensationsbesatz	Stützungs- und Restaurationsbesatz
Merkmale der natürlichen Population	fehlend	fehlend	fehlend (ausgestorben)	vorhanden (gesund, ggf. im Rückgang befindlich)	vorhanden, aber in der Rekrutierung stark eingeschränkt	vorhanden, aber geringe Populationsgrößen, im starken Rückgang befindlich oder periodische Fischsterben
Ziel	Erhalt oder Steigerung von Fängen	Ansiedlung heimischer Arten in Gewässer, in denen die Arten noch nicht oder nicht mehr vorkommt, zum Aufbau einer Population zur fischereilichen Nutzung	Wiederaufbau heimischer Populationen nach ihrem Aussterben in historischem Verbreitungsgebiet	Steigerung von Fänge über das unbesetzte Maß hinaus	Erhalt oder Steigerung der Populationsgröße bei Reproduktionseingipfen	Erhalt lokaler Populationen gefährdeter Arten und von kleinen Populationen, u. a. nach Fischsterben, wenn die natürliche Besiedlung nicht erfolgen kann
Hauptausrichtung	fischereilich	fischereilich	Naturschutz	fischereilich	Naturschutz und fischereilich	Vorwiegend Naturschutz, selten fischereilich als Nutzungsziel
Fischereidruck	hoch	mittel - hoch	gering	mittel - hoch	gering - mittel	gering oder fehlend
Beispiel	Karpfen, Aal, Regenbogenforelle in geschlossenen Gewässern	Zander oder Maränen in neu geschaffene Abgrabungsgewässer, alle Arten nach Fischsterben	Lachs, Stör, Meerforelle	Meerforelle oder Aale in Flüssen, falls Karpfen auf geringem Niveau natürlich rekrutieren auch Karpfen	Die meisten Arten in gestörten Gewässern, regelmäßig bei Bachforelle, Äsche, Aale in Flüssen	Kleinfischarten wie Steinbeisser, Modellschen, Schlammpeitzger, alle Arten nach Fischsterben

Abb. 11: Hauptformen von Besatzmaßnahmen (ARLINGHAUS et al. 2014: 11)

Grundsätzlich gibt es verschiedene Gründe für Fischbesatz (siehe Abb. 11). Hauptformen des Besatzes z. B. zur Wiederansiedlung fehlender oder ausgestorbener Arten und zur Förderung schwacher Populationen (siehe Abb. 11) sind mit dem Naturschutz vereinbar.

Besatzmaßnahmen müssen für eine positive Entwicklung der Baggerseen lediglich gut geplant und auf jedes Gewässer individuell angepasst werden (entsprechend Gewässergröße, -tiefe, Morphologie, Trophielevel, bestehende Fischarten und Verhältnisse, Hegeziel) (BAER et al. 2007: 31). Die Tragfähigkeit der einzelnen Gewässer darf nicht überschritten werden und bei dem Besatz sollte auf gesunde Fische Acht genommen werden. Auch der Zeitpunkt und die Arten des Besatzes (siehe Abb. 11) sind jedem Gewässer und jedem gewünschten Ziel (siehe Abb. 11) individuell anzupassen. Eine Besatzmaßnahme ist dann empfehlenswert, wenn eine Reproduktion stark eingeschränkt ist oder es dem Gewässer an Artenreichtum fehlt (ARLINGHAUS 2006: 97ff).

Einhergehend mit Besatzmaßnahmen sollten vorerst die Notwendigkeit des Besatzes und die Ursache für das Problem geklärt werden (ARLINGHAUS et al. 2014: 46f). In dem Fall der

Baggerseen ist eine Bestandsschwäche von Fischen nicht untypisch, da es sich um anthropogen angelegte Gewässer handelt. Könnten beispielsweise die oftmals typischen strukturlosen Steilufer der Baggerseen ein Grund für das Ausbleiben von Populationswachstum sein, weil die Laichhabitate und Versteckmöglichkeiten für die Brut in dem Gewässer fehlen, sollten vorerst die litoralen Habitate strukturell aufgewertet werden. Das könnte durch das Einbringen von Totholz, Reisig, Steinbrocken, Schotter, ufertypischer Vegetation oder das Schaffen von Flachwasserzonen geschehen (SMOKOROWSKI & PRATT 2007: 15f, 18ff).

Auch bei einem vorangegangenen Versuch, in dem die Fischartengemeinschaften zwischen tiefen und flachen Seen und die Auswirkung bestimmter Faktoren darauf untersucht wurden, sprach das Ergebnis eindeutig für die positive Wirkung flacher, strukturreicher Zonen auf die Abundanz und Diversität der Fischarten (LEWIN et al. 2013: 297ff).

Insgesamt kann festgehalten werden, je strukturreicher die Meso- und Mikrohabitate sind, desto höher kann die Fischartendiversität und Abundanz im gesamten See werden (EMM-RICH et al. 2014: 85). Das Einbringen von Uferstrukturen sollte daher gefördert werden (VÖLKL 2010: 78ff).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der anthropogene Einfluss auf Baggerseen, in Form von anglerischer Bewirtschaftung, eine naturschutzfachliche Berechtigung hat. In dem Fall von typischer Fischarten- und litoraler Strukturarmut in den künstlichen Gewässern, können richtig angewendete Besatzmaßnahmen und damit verbundene Aufwertungen litoraler Mesohabitate naturschutzfachlich relevant sein. Auch wenn das Vorkommen von Kleinfischarten und gefährdeten Fischarten keine eindeutigen Ergebnisse lieferte, sprechen die Häufigkeiten, der in den bewirtschafteten Baggerseen vorkommenden Arten, das doppelt so hohe Artenvorkommen und eine höhere Artendiversität bei homogener Gleichverteilung der Arten in den bewirtschafteten Baggerseen für sich.

Naturschutz soll nicht unbedingt heißen, die Baggerseen sich selbst zu überlassen, wenn es gilt sie zu schützen. Bei den oftmals noch sehr jungen, künstlichen Gewässern kann es schließlich eine lange Zeit dauern, bis eine naturnahe, artenreiche, Stillgewässer typische Fischartengemeinschaft entsteht. Die Ergebnisse zeigen, dass eine sich selbst Überlassung zwar auch zu Fischvorkommen aber oftmals zu einer Stillgewässer untypischen Fischartenzusammensetzungen führen kann. Beispielsweise werden sich einige typische Fischarten nicht durchsetzen, während sich Zucht- oder Hybridformen etablieren und verbreiten könnten. Naturschutz sollte vielmehr so ansetzen, dass die Biotops- und Artendiversität gefördert und geschützt wird. Dazu gehören nicht nur Angelverbote, sondern auch Hege- und Pflegemaßnahmen der Verantwortlichen, die über den Besatz großer Fische für ein tolles Fangerlebnis hinausgehen. Denn durch nachhaltige Hege- und Pflegemaßnahmen an den Gewässern, wie die Aufwertung der litoralen Mesohabitate, Festlegung von Angelverbotszonen und -zeiten und gegebenenfalls gezieltem, umweltverträglichen Fischbesatz, können gesunde Fischbeständen in Baggerseen angestrebt werden (ARLINGHAUS 2016: 290).

Das gilt nicht nur für die bisher unbewirtschafteten Baggerseen, sondern auch für die Pflege und den Schutz eines jeden Baggersees.

5 Quellenverzeichnis

5.1 Literatur und Internet

- ARLINGHAUS, R. (2006): Der unterschätzte Angler. 168 S. Stuttgart: Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG
- ARLINGHAUS, R., CYRUS, E.-M., ESCHBACH, E., FUJITANI, M., HÜHN, D., JOHNSTON, F., PAGEL, T., RIEPE, C. (2014): Besatzfisch. Hand in Hand für nachhaltigen Fischbesatz. Zehn Besatzfisch-Kernbotschaften aus fünf Jahren angelfischereilicher Forschung. Hrsg.: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V., 56 S. Berlin: Mediabogen.
- ARLINGHAUS, R., EMMRICH, M., HÜHN, D., SCHÄLICHE, S., LEWIN, W., PAGEL, T., KLEFOTH, T., RAPP, T. (2016): Ufergebundene Fischartenvielfalt fischereilich gehegter Baggerseen im Vergleich zu eiszeitlich entstandenen Naturseen in Norddeutschland. In: Fischer & Teichwirt 08 (2016) S. 288-291, Nürnberg.
- BAER, J., GEORGE, V., DR. HANFLAND, S., DR. LEMCKE, R., MEYER, L., ZAHN, S. (2007): Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 14 (2007) 158 S.
- BAGENAL, T. B. (1977): Effects of Fisheries on Eurasian Perch (*Perca fluviatilis*) in Windermere. In: Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34 (1977) S. 1164-1768.
- BARTMANN, L., BERNDT, J., BOENERT, A., BRENNER, T., BUITKAMP, U., CHRISTMANN, K.-H., DILGER, E., FRANKEN, M., FREY, E., GENKINGER, R., HOFFMANN, M., KIRCHHOFF, N., KÜSTERS, F., MUNDKOWSKI, E., NOACK, U., NOWOTNY, N., ROSE, U., SCHELLERT, H., SPÄH, H., SURHOLT, B., WEBER, J., WESTERMANN, W., ZIELINSKI, K. (1990): Die fischereiliche Nutzung von Baggerseen. In: Vogel und Luftverkehr, Band 10, Heft 2 (1990) S. 98-110, Empfehlung der Arbeitsgruppe Baggerseen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie.
- BRÄMICK, U., LEMCKE, R. (2003): Regional application of a fish yield estimation procedure to lakes in north-east Germany. In: Limnologica 33 (2003) S. 205-213, Urban & Fischer Verlag.
- BRIND' AMOUR, A., BOISCLAIR, D., LEGENDRE, P., BORCARD, D. (2004): Multiscale spatial distribution of a littoral fish community in relation to environmental variables. In: Limnology and Oceanography, Vol. 50, No 2. (2005) S. 465-479, American Society of Limnology and Oceanography.

- CASTRO, J., MOORE, J. (1999): Pit lakes: their characteristics and the potential for their remediation. In: *Environmental Geology* 39 (11) (2000) S. 1254-1260, Montana: Springer-Verlag.
- COUGHLAN, N. E., KELLY, T. C., DAVENPORT, J., JANSEN, M. A. K. (2017): Up, up and away: bird-mediated ectozoochorous dispersal between aquatic environments. In: *Freshwater Biology* no. 62 (2017) S. 631-648
- DINGETHAL, F., JÜRGING, P., KAULE, G. (1998): Baggerseen -Gewässer für die Fischerei. Folgefunktionen. In: *Kiesgrube und Landschaft*. Aufl. 3, 109-128, Augsburg: Auer Verlag in AAP Lehrerfachverlag GmbH.
- 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. In: *Freshwater Biology* 56 (2011) S. 2316–2333, Berlin: Blackwell Publishing Ltd.
- EMMRICH, M., SCHÄLICHE, S., HÜHN, D., LEWIN, C., ARLINGHAUS, R. (2014): No differences between littoral fish community structure of small natural and gravel pit lakes in the northern German lowlands. In: *Limnologica* 46 (2014) S. 84-93, München: Elsevier GmbH.
- EUROPEAN STANDART EN 14011 (2003): Sampling of fish with electricity. Brüssel: Comité européen de normalization.
- EUROPEAN STANDART EN 14757 (2005): Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gill-nets. Brüssel: Comité européen de normalization.
- FREYHOF, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces), fünfte Fassung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* (70), S. 291-316.
- GESSNER, F. (1949): Der Chlorophyllgehalt im See und seine photosynthetische Valenz als geophysikalisches Problem. In: *Aquatic Sciences Research Across Boundaries*, Vol. 11, Issue 3 (1949) S. 378–410, Schweiz: Springer International Publishing.
- GREENBERG, L. A., PASZKOWSKI, C. A., TONN, W. M. (1995): Effects of Prey Species Composition and Habitat Structure on Foraging by Two Functionally Distinct Piscivores. In: *Oikos*, Vol. 74, No. 3 (1995) S. 522-532
- GRIGO, W. (n.d.): Baggerseen im Spannungsfeld einer Mehrfachnutzung. Möglichkeiten, Konflikte, Strategien. 13 S., aufgerufen am 10.04.2017, https://www.bezregarnsberg.nrw.de/themen/g/gewinnung_steine_erden/baggerseen.pdf

- HACKNER, R. (2005): Biologie Leistungskurs Hilfe. Der Süßwassersee als Ökosystem – Vertikale und horizontale Gliederung. Aufgerufen am 22.05.2017, <http://biologie.aaron-hutzler.de/see.html>
- HÄNFLING, B., BOLTON, P., HARLEY, M., CARVALHO, G. R. (2005): A molecular approach to detect hybridisation between crucian carp (*Carassius carassius*) and non-indigenous carp species (*Carassius* spp. and *Cyprinus carpio*). In: *Freshwater Biology* no. 50 (2005) S. 403-417
- HINCH, S., COLLINS, N., HARVEY, H. (1990): Relative Abundance of Littoral Zone Fishes: Biotic Interactions, Abiotic Factors, and Postglacial Colonizations. In: *Ecology*, Vol. 72, No. 4 (1991) S. 1314-1324, Ecological Society of America.
- HORPPILA, J., PELTONEN, H., MALINEN, T., LUOKKANEN, E., KAIRESAALO, T. (1998): Top-down or Bottom-up Effects by Fish: Issues of Concern in Biomanipulation of Lakes. In: *Restoration Ecology* Vol. 6 No. 1, S. 20–28.
- JÖST, C. (2014): Biodiversität für Fußgänger (I) – Der Shannon-Index. Aufgerufen am 06.06.2017, <http://www.christopherjoest.de/meeresbiologie/biodiversitaet-fuer-fussgaenger-i-der-shannon-index/>
- KOTTELAT, M., FREYHOF J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. 646 S. Delémont: Imprimerie du Démocrate SA
- LAKES – JEWELS OF THE LANDSCAPE (o.J.): Biologie von Seen. Aufgerufen am 22.05.2017, <http://www.lake-jewel.net/de/biologie/allgemein/>
- LAWA- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (Hrsg.) (2003): Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. 27 S., Hannover: Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH.
- LAWA- Bund-/ LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. 18 S., Kiel: 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. In: *Reviews in Fisheries Science* 14 (2006) S. 305-367, Taylor & Francis Group.
- LEWIN, W.-C., MEHNER, T., RITTERBUSCH, D., BRÄMICK, U. (2013): The influence of anthropogenic shoreline changes on the littoral abundance of fish species in German lowland lakes varying in depth as determined by boosted regression trees. In: *Hydrobiologia. The International Journal of Aquatic Sciences*, Vol. 724, Issue 1 (2014) S. 293-306, Dordrecht: Springer-Verlag.

- LEWIN, W.-C., OKUN, N., MEHNER, T. (2004): Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of shallow lake. In: *Freshwater Biology* 49 (2004) S. 410-424, Berlin: Blackwell Publishing Ltd.
- 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. In: *Freshwater Biology* 50 (2005) S. 70–85, Berlin: Blackwell Publishing Ltd.
- MEHNER, T. (2010): No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. In: *Limnology Oceanography* 55 (1) (2010) S. 203-213
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN-UND NATURSCHUTZ – NLWKN (o.J.): Fische. Aufgerufen am 16.04.2017, http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/tier_und_pflanzenartenschutz/arten_brauchen_daten/erfasste_artengruppen/fische-39221.html
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ (2012): Abbau von Bodenschätzen. Leitfaden zur Zulassung des Abbaus von Bodenschätzen unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrechtlicher Anforderungen.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ (2016): Abbau von Bodenschätzen. Leitfaden zur Zulassung des Abbaus von Bodenschätzen unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrechtlicher Anforderungen. Aufgerufen am 25.06.2017, <http://www.nds-voris.de/jportal/?quelle=jlink&query=VVND-281000-MU-20110103-SF&psml=bsvorisprod.psml&max=true>
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H., SZOECS, E., WAGNER, H. (2017): Package 'vegan'. *Community Ecology Package*. 292 S., URL: <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan>
- OSTENDORP, W. (2009): Seeuferrenaturierung. 77 S., Konstanz: Forschungsbericht.
- PIELOU, C. E. (1966): The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. In: *J. Theoret. Biol.* 13 (1966) S. 131-144.
- PUSCH, M. (2012): Horizontale und vertikale Konnektivität in Fließgewässern und Seen – Ökologische Funktionen und anthropogene Überformung. 385 S., Potsdam. Aufgerufen am 17.04.2016, <https://publishup.uni-potsdam.de/opus4-ubp/frontdoor/index/index/docId/6131>

- SCHAGERL, M., BLOCH, I., ANGELER, D., FESL, C. (2008): The use of urban clay-pit ponds for human recreation: assessment of impacts on water quality and phytoplankton assemblages. In: *Environ Monit Assess* 165 (2010), S. 283-293, Dordrecht: Springer-Verlag.
- SCHULTZE, M., POKRANDT, K., HILLE, W. (2009): Pit Lakes of the Central German lignite mining district: Cretion, morphometry and water quality aspects. In: *Limnologica* 40 (2010) S. 148-155, München: Elsevier GmbH.
- SHANNON, C. E. (1948): A mathematical theory of communication. In: *The Bell System Technical Journal*, Vol. 27 (1948) S. 379–423, 623–656
- 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. In: *Environ, Rev.*, Vol. 15, 2007. S. 15-41. Canada: NRC Research Press.
- STRAYER, D.L., FINDLAY, S.E.G. (2010): Ecology of Freshwater Shore Zones. In: *Aquatic Sciences* (2010) 72. S. 127–163. Springer-Verlag.
- TESCH, F.-W. (1965): Verhalten der Glasaale (*Anguilla anguilla*) bei ihrer Wanderung in den Ästuarien deutscher Nordseeflüsse. *Helgoland Marine Research*, S. 404-419, zu finden auf <http://paperity.org/p/26230517/verhalten-der-glasaale-anguilla-anguilla-bei-ihrer-wanderung-in-den-astuarien-deutscher>
- UMWELTBUNDESAMT (2010): Nutzung und Belastungen von Seen, aufgerufen am 26.05.2017, <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/seen/nutzung-belastungen#text-part-1>
- VERREYCKEN, H., VAN THUYNE, G., BELPAIRE, C. (2011): Technical contribution. Length–weight relationships of 40 freshwater fish species from two decades of monitoring in Flanders (Belgium). In: *J. Appl. Ichthyol.* 27 (2011) S. 1416–1421, Berlin: Blackwell Verlag.
- VÖLKL, W. (2010): Die Bedeutung und Bewertung von Baggerseen für Fische, Vögel, Amphibien und Libellen: Vereinbarkeit der fischereilichen Nutzung mit den Anforderungen des Naturschutzes. 100 S., Bayreuth: Holtz-Druck.
- WILLIAMSON, D., PARKER, R., KENDRICK, J. (1989): The Box Plot: A Simple Visual Method to Interpret Data. In: *Annals of Internal Medicine*, Vol. 110, No. 11 (1989) S. 916-921, USA: American College of Physicians (ACP).
- WINFIELD, I. J. (2004): Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. In: *Limnologica* 34 (2004) S. 124-131, München: Elsevier GmbH.

ZHAO, T., GRENOUILLET, G., POOL, T., TUDESQUE, L., CUCHEROUSSET, J. (2016): Environmental determinants of fish community structure in gravel pit lakes. In: Ecology of Freshwater Fish 25 (2016) S. 412–421, Online: John Wiley & Sons Ltd.

5.2 Gesetze und Verordnungen

AUSFÜHRUNGSBESTIMMUNGEN ZUM NIEDERSÄCHSISCHEN FISCHEREIGESETZ (AB-Nds.FischG) RdErl. d. ML v. 1.3.1978 -104;205-65202-31 -Vom 1. März 1978 (Nds. MBl. S. 400). Geändert durch Nr. 9 des RdErl. vom 21. Dezember 2004 (Nds. MBl. S. 886) -GültL 53/72 --VORIS 79300 01 00 00 001 –

BINNENFISCHEREIORDNUNG NIEDERSACHSEN – Verordnung über die Fischerei in Binnengewässern vom 6. Juli 1989.

BNATSCHG -BUNDESNATURSCHUTZGESETZ vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert am 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474).

FLORA-FAUNA-HABITAT-RICHTLINIE (92/43/EWG): RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
(ABl. Nr. L 206 vom 22/07/1992 S. 0007 – 0059).

NIEDERSÄCHSISCHES FISCHEREIGESETZ (Nds. FischG) vom 1. Februar 1978 (Nds. GVBl. S. 81, 375 -VORIS 79300 01 00 00 000 -). Zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 26. April 2007 (Nds. GVBl. S. 144).

WRRL – Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. Nr. L 327 vom 22/12/2000 S. 0001 – 0092).

Eigenständigkeitserklärung

Ich versichere, dass ich die Bachelorthesis selbstständig verfasst habe und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe, alle Stellen der Bachelorthesis, die wörtlich oder sinngemäß aus anderen Quellen übernommen wurden, als solche kenntlich gemacht habe und die Bachelorthesis in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegt habe.

.....
Ort und Datum

.....
Unterschrift

Anhang

- I** Übersichtsprotokoll
- II** Strukturparameterprotokoll
- III** Fischprotokoll
- IV** Prozentualer Anteil der Tiefenstrata
- V** Boxplots
- VI** Goldrotfeder

Wetter: sonnig – locker bewölkt	☐	windstill – leicht windig	☐	Windrichtung:
wolkig bedeckt	☐	windig – böig	☐	
Regen	☐	stürmisch	☐	Lufttemperatur:

Chlorophyll a Probe genommen: Wassermenge Probe 1: _____ ml Wassermenge Probe 2: _____ ml Wassermenge Probe 3: _____ ml

[illegible]

II Strukturparameterprotokoll

Strukturparameter

Gewässer:

Streckennummer:

Datum:

Wassertiefe	Sehr flach (<0,5m)	flach (0,5-1,0m)	tief a (1-2m)	tief b (2-5m)	sehr tief (>5m)

max. Tiefe [m]		mittlere Tiefe [m]	
----------------	--	--------------------	--

Tiefenvarianz	gering	mäßig	hoch

Wasserbeschattung	unbeschattet	teilbeschattet	vollständig beschattet

Uferstruktur:		Prozentangabe
überhängende Bäume		
Schilf		
Gräser/Hochstauden		
künstl. Ufer/Angelstelle		

Wasserstruktur		
ins Wasser hängende Bäume/Totholz		
Schilf		
unbewachsene Flachwasserzone		
unbewachsene Zone (steil abfallend)		
submerse Macrophyten		

Trübungsgrad	klar	trüb	sehr trüb (< 10 cm)

Trophie	eutroph	mesotroph	oligotroph

Trübungsursache	organisch	anorganisch	kombiniert

Gewässergrund:

Steine	nein / unwesentlich	mäßig	dominierend

Kies	nein / unwesentlich	mäßig	dominierend

Sand	nein / unwesentlich	mäßig	dominierend

Löss / Lehm	nein / unwesentlich	mäßig	dominierend

Organisches Sohlsubstrat (Laub, Zweige etc.)	nein / unwesentlich	mäßig	dominierend

Künstliches Sohlsubstrat (Bauschutt, Möll, Beton etc.)	nein / unwesentlich	mäßig	dominierend

zusätzliche Bemerkungen:

III Fischprotokoll

IGB, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin; matern@igb-berlin.de

Blatt__von__

Fischereiprotokoll

Gewässer:_____ Protokollant:_____ Datum:_____

Befischung: **Elektrofischerei** ☐

Mesohabitat:_____ Streckennummer:_____

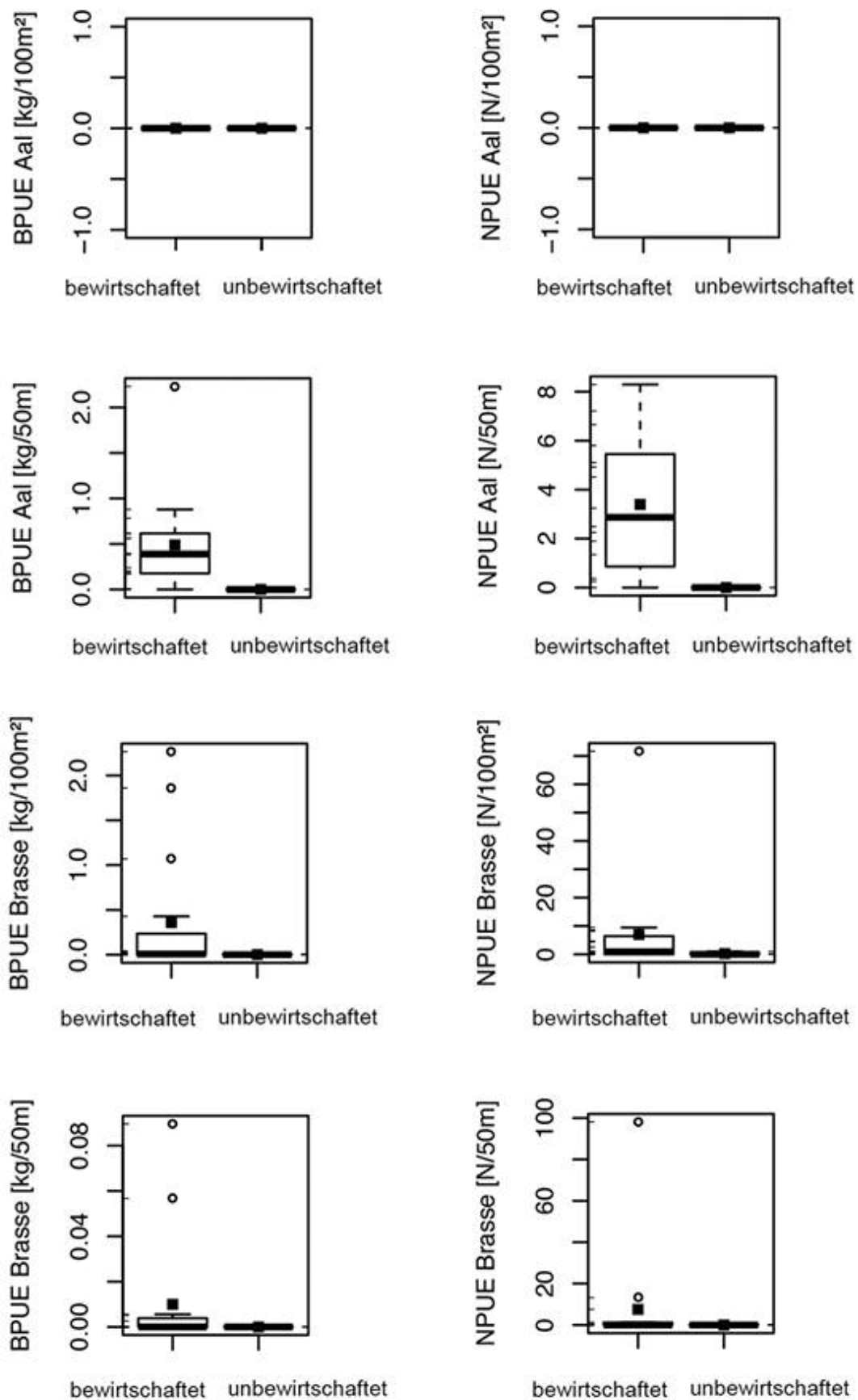
Befischung: **Stellnetzbefischung** ☐ Masche bis 55mm ☐ Masche > 55mm ☐

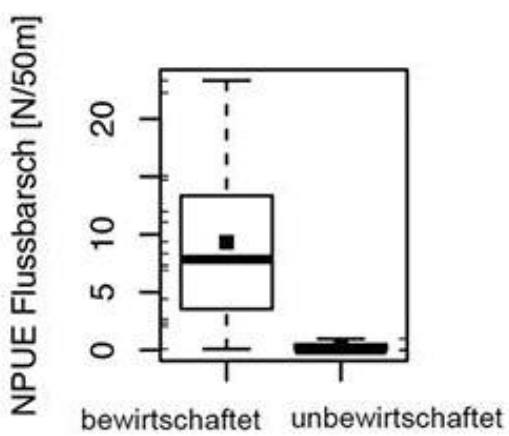
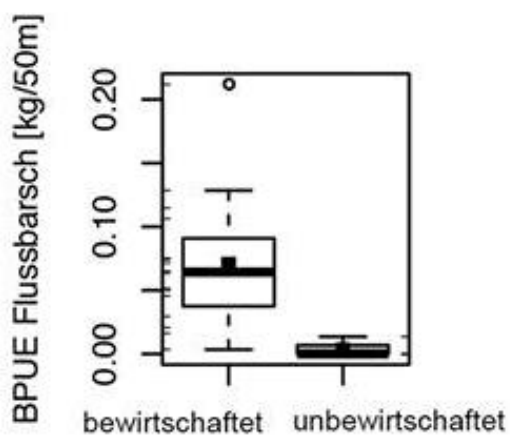
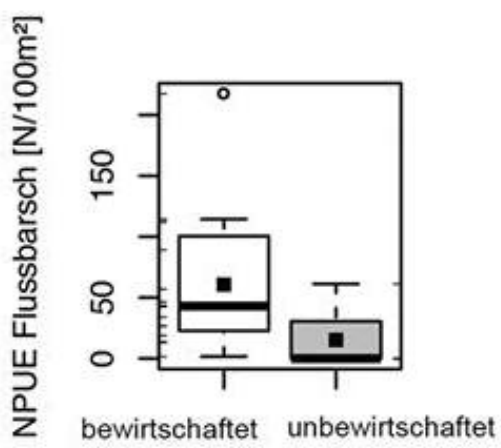
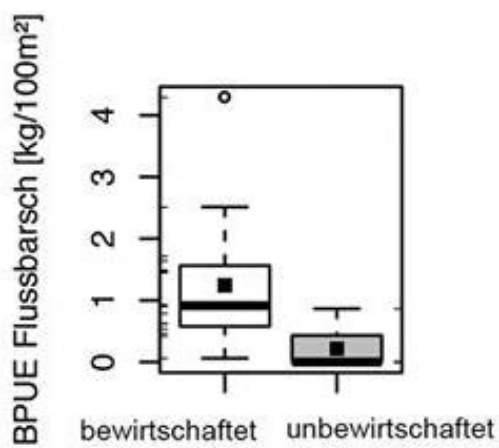
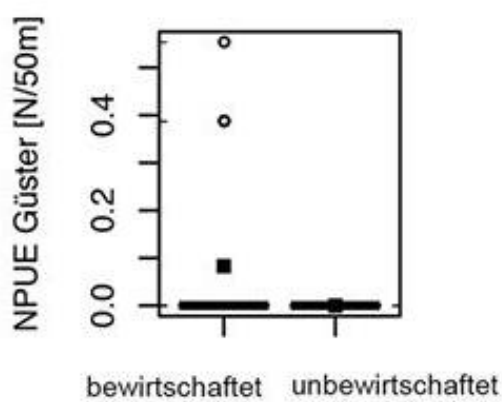
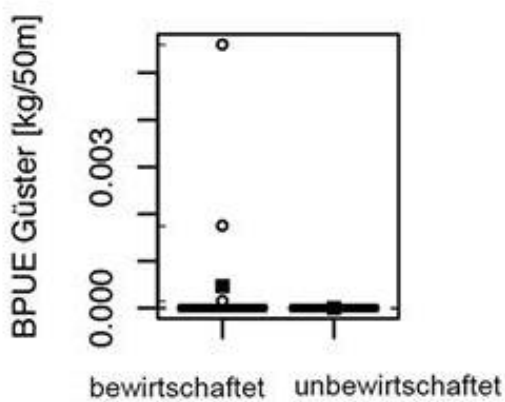
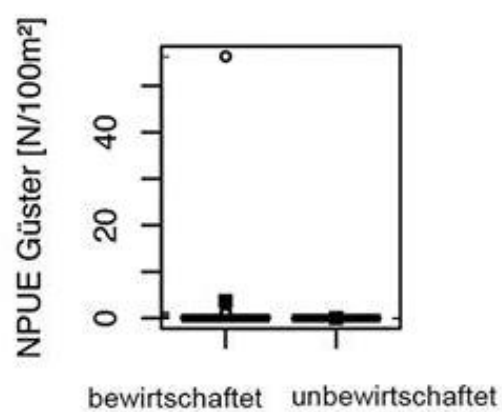
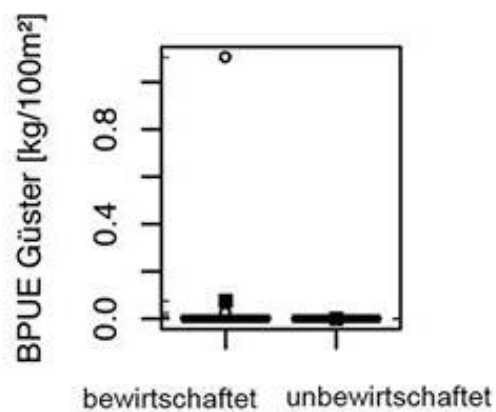
Stellnetznummer:_____ Stellnetztiefe: ☐ 0-3m ☐ 3-6m ☐ 6-12m ☐ _____

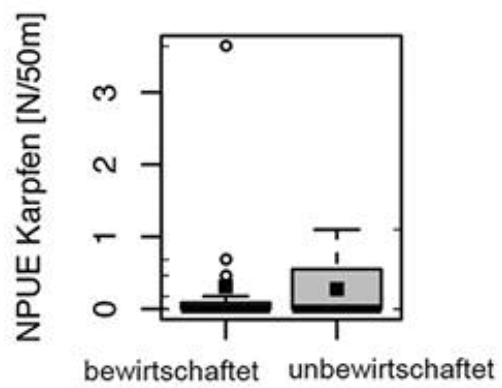
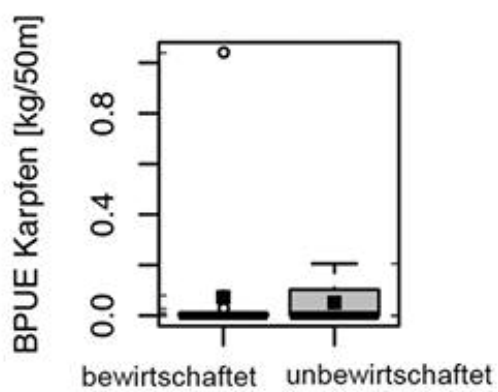
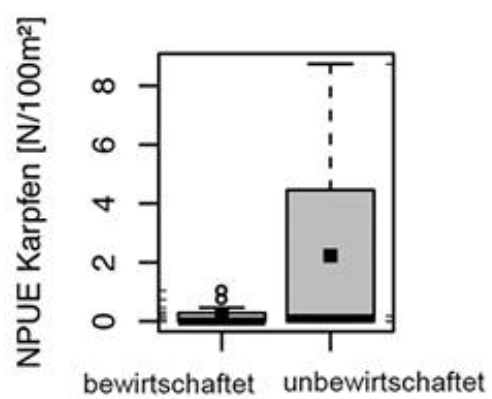
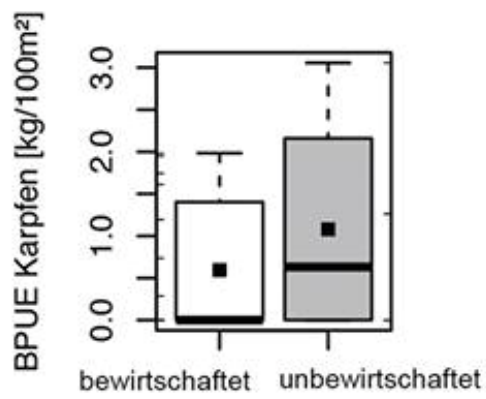
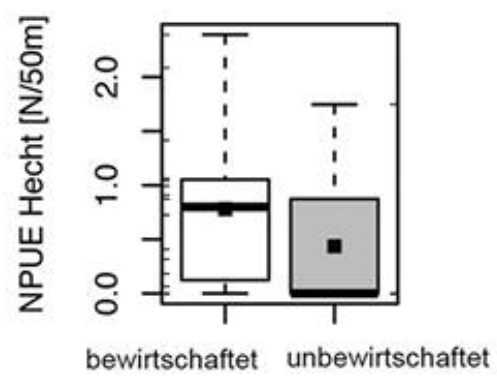
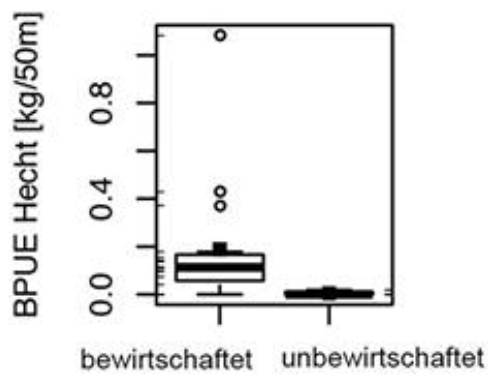
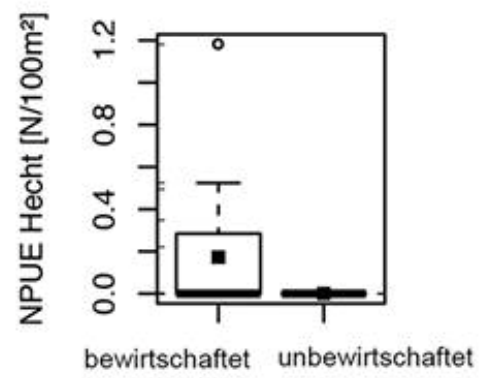
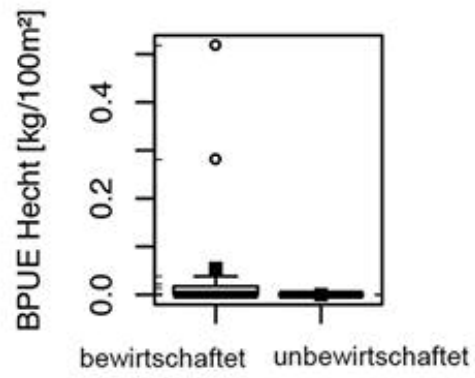
IV Prozentualer Anteil der Tiefenstrata

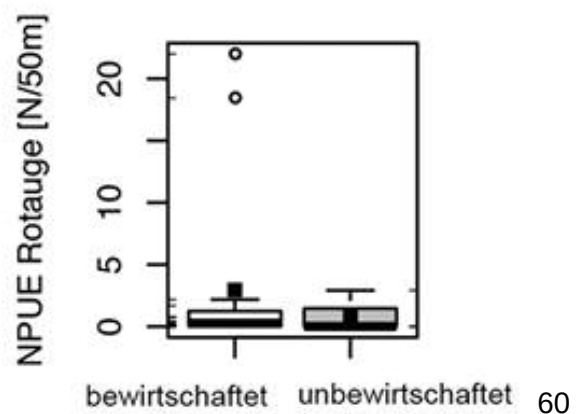
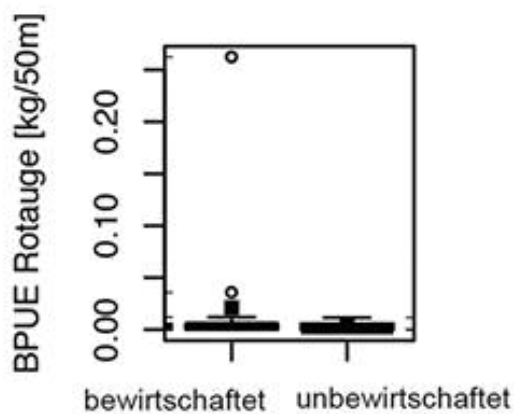
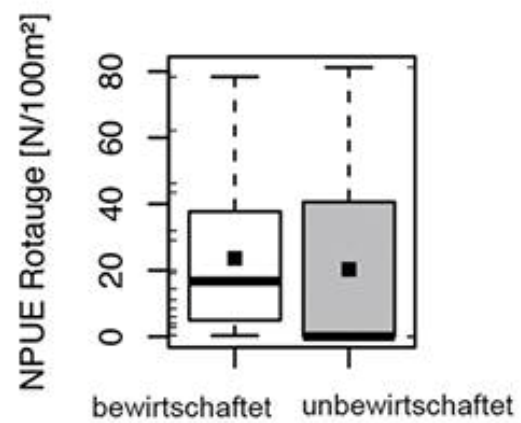
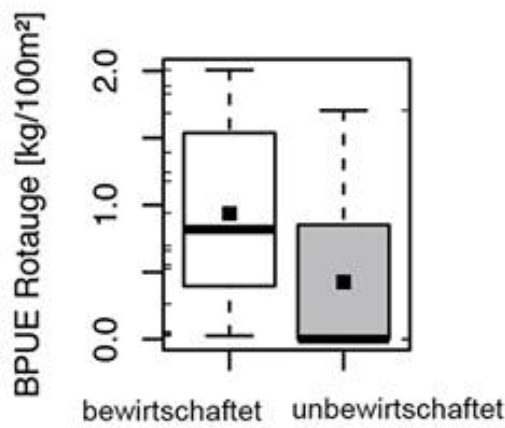
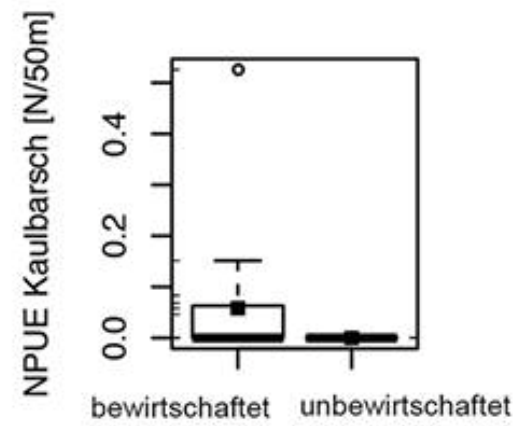
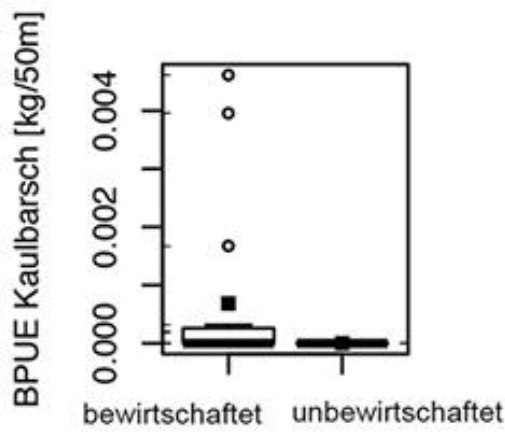
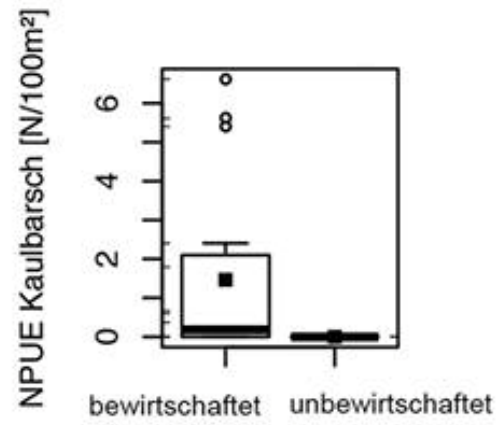
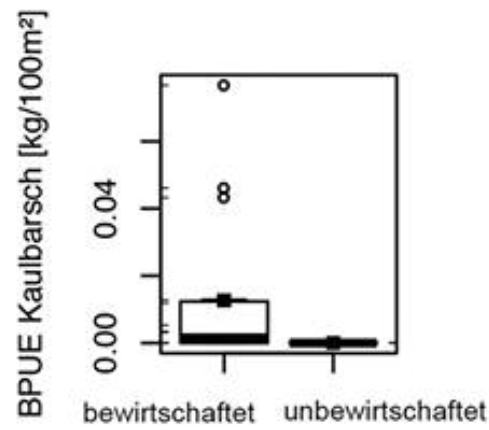
Gewässer	Anteil [%] Stratum 0-3m	Anteil [%] Stratum 3-6m	Anteil [%] Stratum 6-12m	Anteil [%] Stratum 12-20m	Anteil [%] Stratum 20-35m
Chodhemster Kolk	37.4	19.9	42.7	0.0	0.0
Collrunga	21.9	36.8	41.3	0.0	0.0
Donner Kiesgrube 3	30.9	69.1	0.0	0.0	0.0
Hopels	19.1	21.5	31.1	28.2	0.0
Kiesteich Brelingen	43.1	40.3	16.6	0.0	0.0
Kolshorner Teich	21.9	18.0	60.0	10.5	0.0
Linner See	19.2	34.2	46.6	0.0	0.0
Lohmoor	67.0	26.6	6.4	0.0	0.0
Meitzer See	8.6	9.6	22.9	56.3	2.7
Neumanns Kuhle	48.1	51.9	0.0	0.0	0.0
Pfütze	28.2	53.9	17.9	0.0	0.0
Plockhorst	52.1	36.6	11.3	0.0	0.0
Saalsdorf	16.9	41.6	41.5	0.0	0.0
Schleptruper See	39.7	24.0	36.3	0.0	0.0
Stedorfer Baggersee	24.4	75.6	0.0	0.0	0.0
Steinwedeler Teich	19.8	28.8	51.4	0.0	0.0
Wahle	23.9	11.4	64.7	0.0	0.0
Weidekampsee	58.3	41.7	0.0	0.0	0.0
Wiesede Meer	34.1	36.8	29.1	0.0	0.0
Xella	53.5	43.2	3.3	0.0	0.0

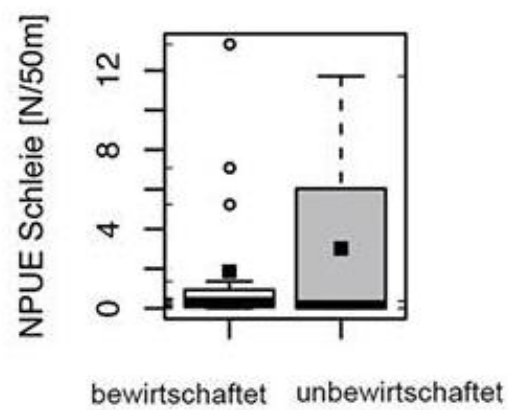
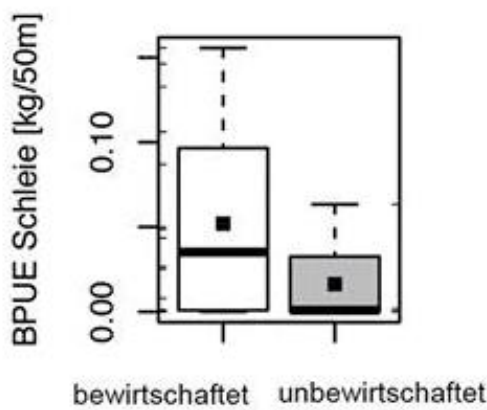
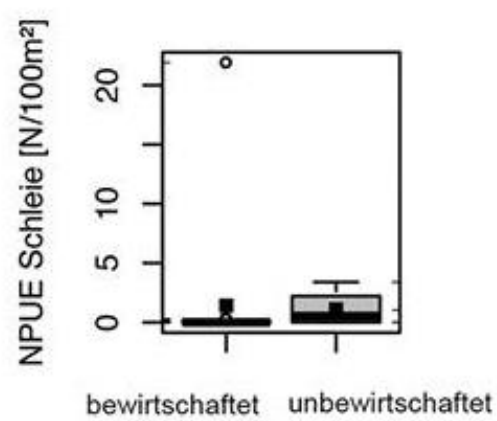
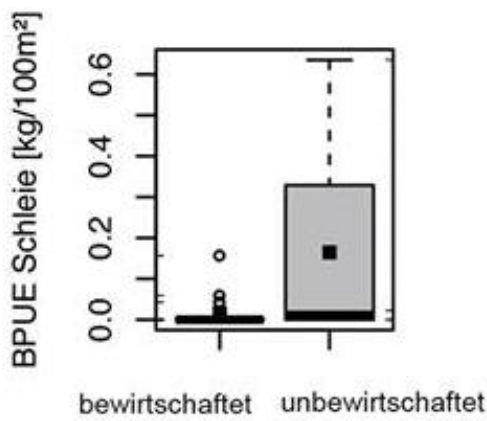
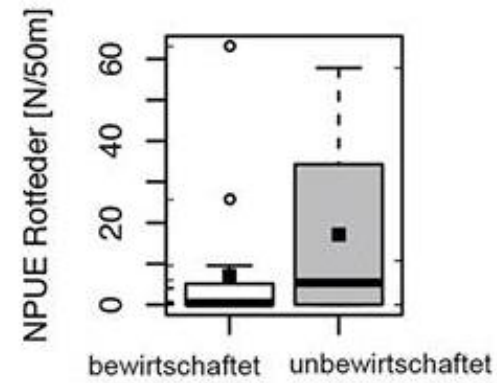
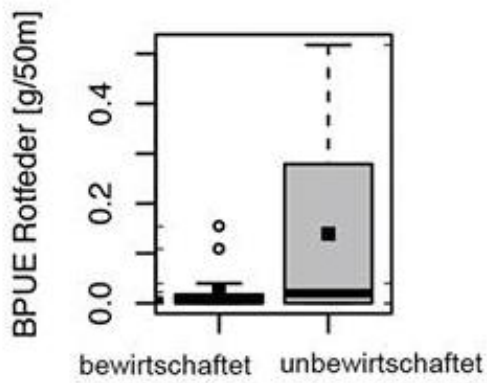
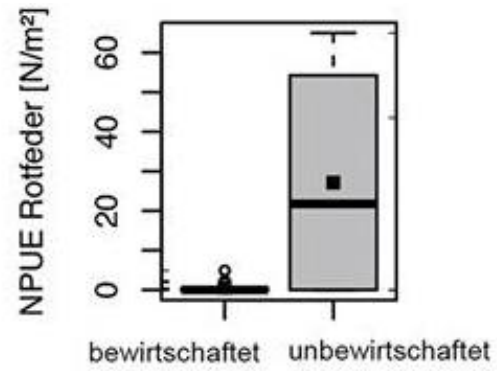
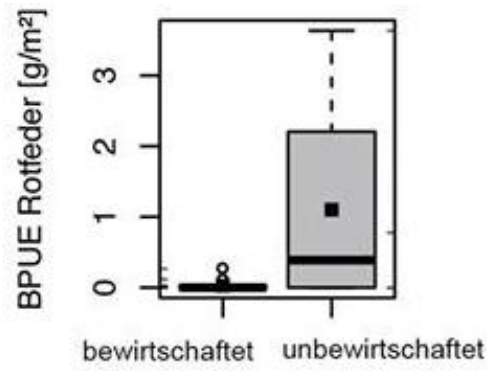
V Boxplots

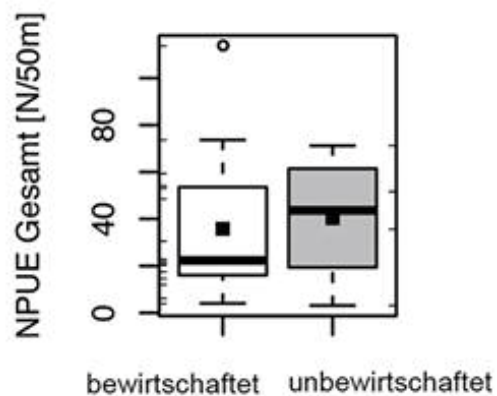
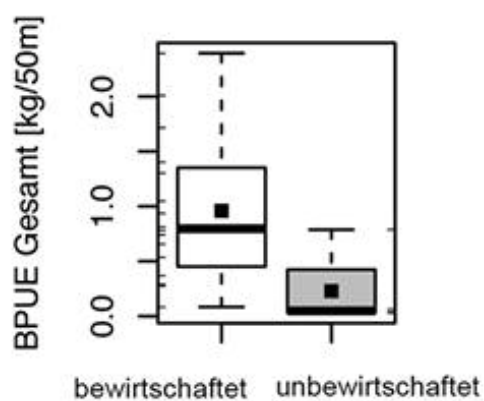
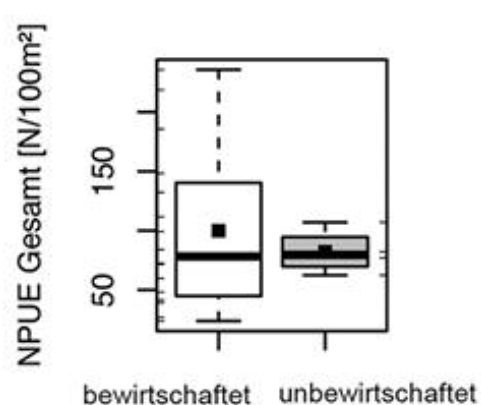
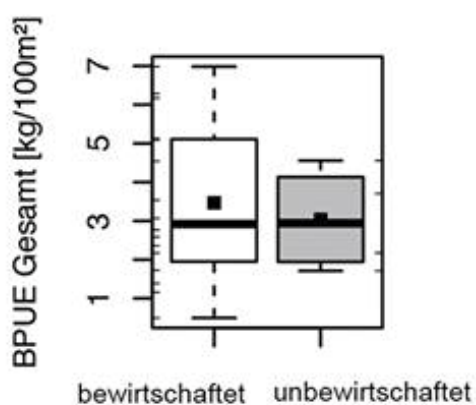
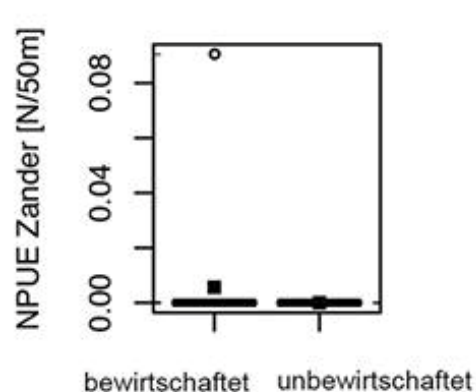
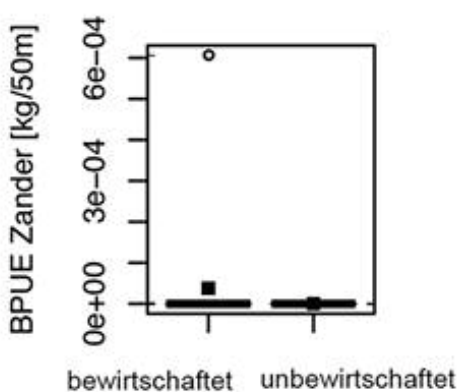
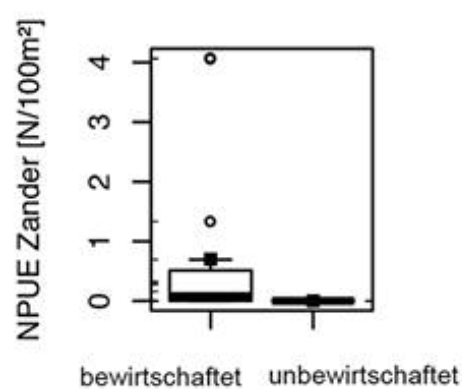
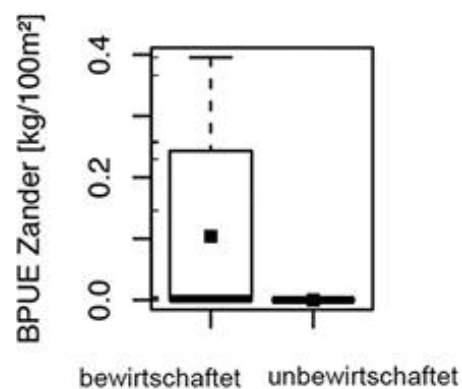


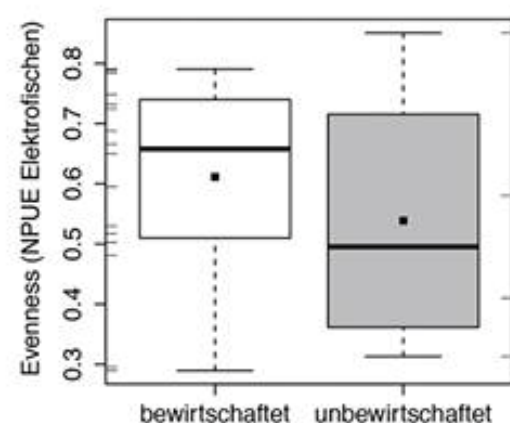
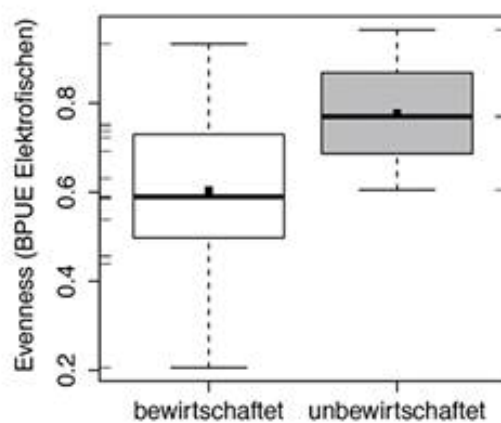
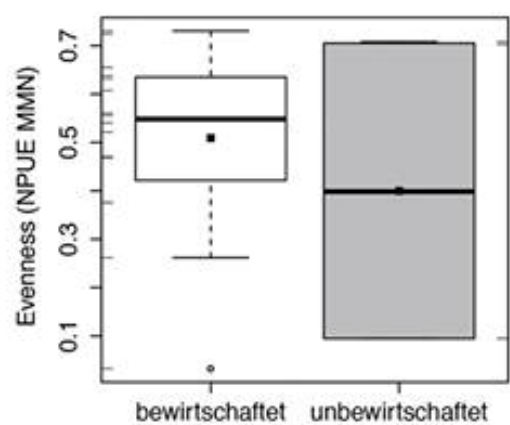
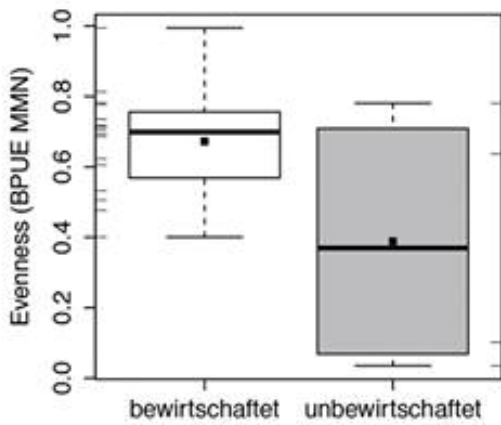
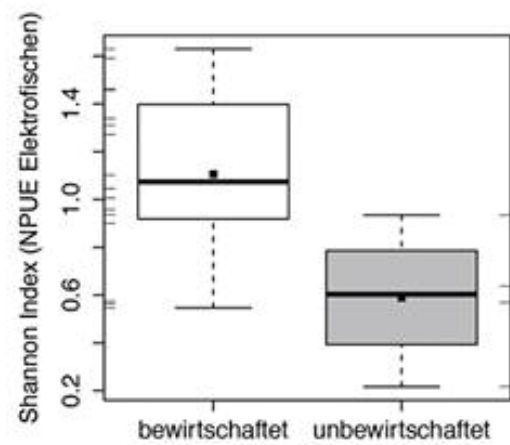
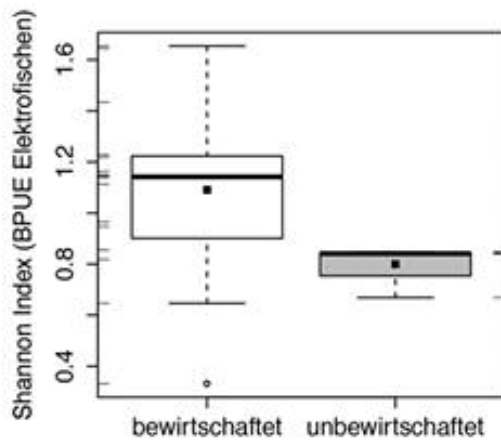
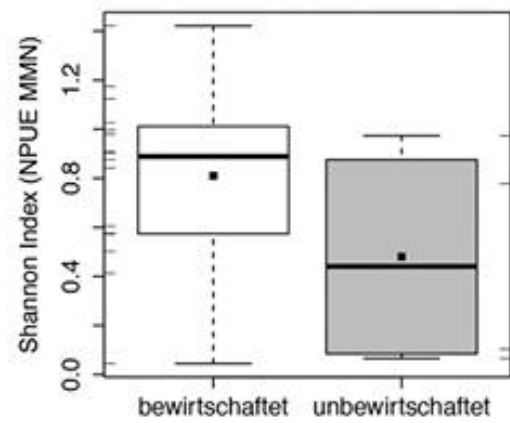
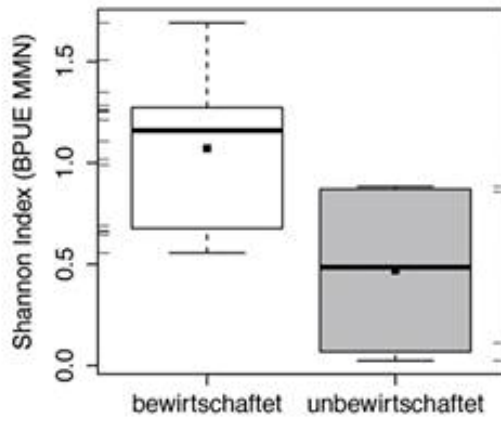


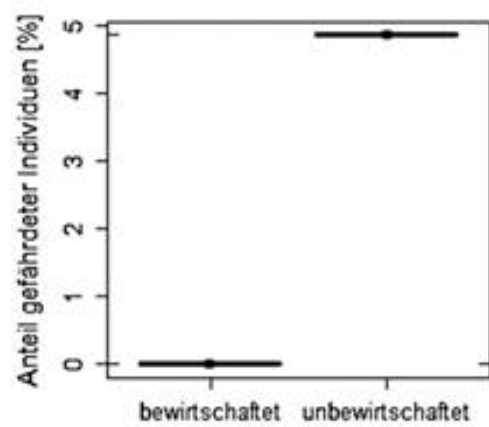
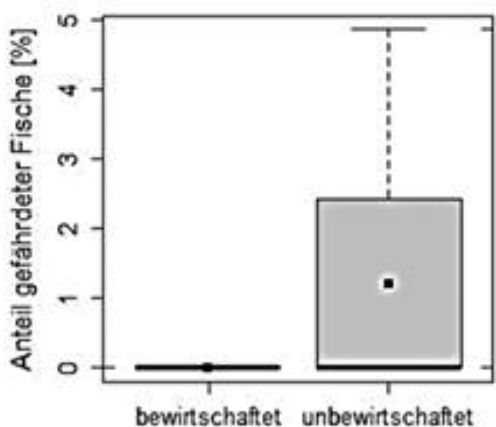
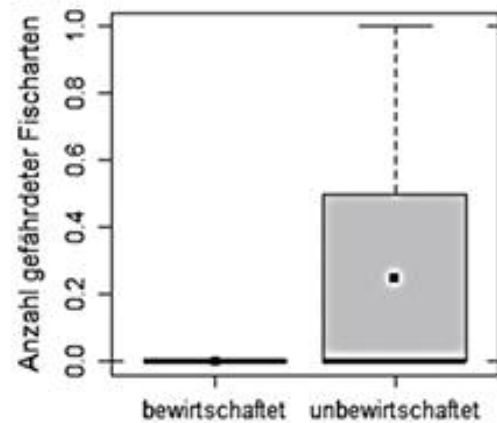
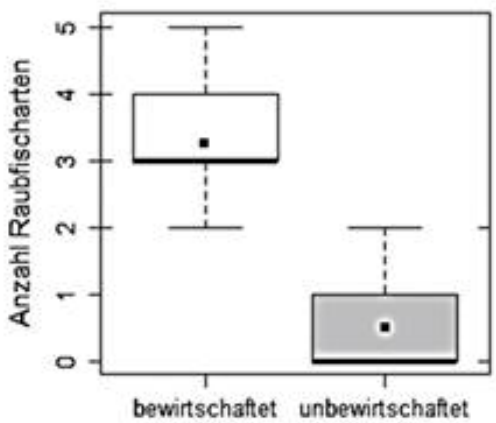
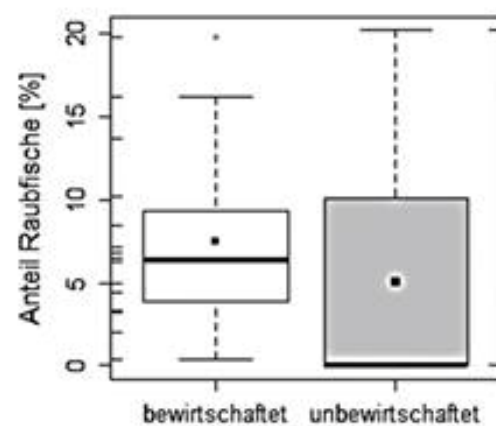
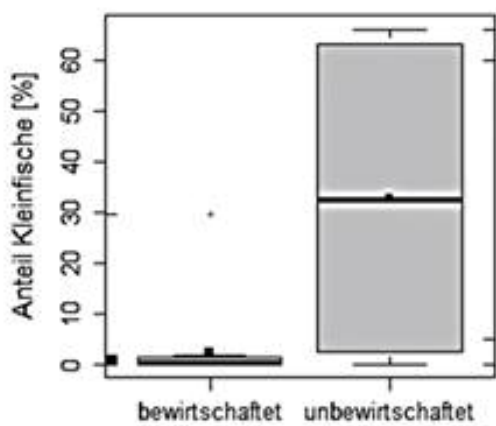
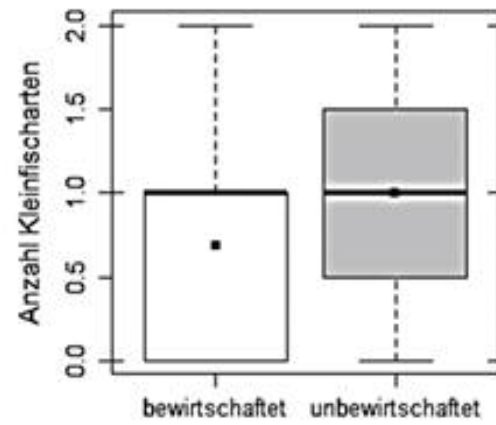
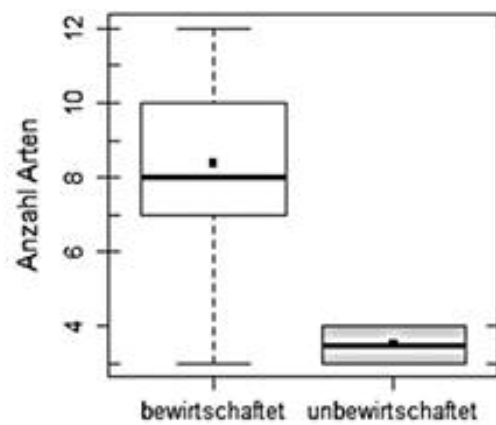












VI Goldrotfeder



Foto: Die Zuchtform Goldrotfeder (oben links, unten rechts) im Vergleich zu der Rotfeder (oben rechts, unten links), jeweils in dem unbewirtschafteten Lohmoor-Baggersee im Herbst 2016 nachgewiesen