

## **Neuartige Konzepte zur Entwicklung von Baggerseen unter Nutzung digitaler Analyse- und Bewertungsmethoden**

Aktenzeichen:

AZ 35787-01

Verfasser:

Jost Borcharding, Lisa Heermann, Alexandra Schönle & Ulrich Werneke

Antragsteller:

- Prof. Dr. Jost Borcharding, Universität zu Köln, Institut für Zoologie, Allgemeine Ökologie, Ökologische Forschungsstation Rees, Dores-Albrecht-Str. 12, 46459 Rees-Bienen, +49 2851 8575, [Jost.Borcharding@uni-koeln.de](mailto:Jost.Borcharding@uni-koeln.de)

Kooperationspartner:

- Dr. Ulrich Werneke, Naturschutzzentrum im Kreis Kleve e.V. (NZ Kleve), Niederstraße 3, 46459 Rees-Bienen, +49 2851 96330, [werneke@nz-kleve.de](mailto:werneke@nz-kleve.de)

Projektbeginn:

08.02.2021

Projektlaufzeit:

36 Monate

Rees-Bienen, März 2024

## Inhalt

Kurzfassung des Berichts .....	6
Einführung/Motivation .....	7
Methodik/Vorgehensweise/Projekttablauf.....	9
Projektergebnisse .....	11
<i>AP1 – Literaturstudie</i> .....	11
<i>AP2 – Erfassung abiotischer Parameter und biotischer Organismengruppen</i> .....	12
Reeser Meer Norderweiterung (RMNE).....	12
Knappeide .....	29
Zusammenfassende Betrachtung des abiotischen und biotischen Monitorings in beiden Untersuchungsgewässern .....	40
<i>AP3 – Key-Parameter und Expertensystem</i> .....	43
Seenentwicklung anhand des Zooplanktons.....	43
Seenentwicklung anhand einer Vielzahl von Untersuchungen.....	46
Empfehlungen zum Untersuchungsprogramm.....	48
Genereller Aufbau Expertensystem .....	49
<i>AP4 – Handlungsempfehlungen</i> .....	57
Interviews mit Stakeholdern .....	57
Fazit/Ausblick.....	60
Literatur.....	61
<i>Abschlussarbeiten innerhalb des Projektes</i> .....	67
Anlagen.....	68

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Zeitplan der geplanten Untersuchungen .....	10
Abbildung 2: Gemessene Temperatur (°C) in der RMNE von März bis September 2022.....	13
Abbildung 3: Gemessene Sauerstoffkonzentration (%) in der RMNE von März bis September 2022. ....	13
Abbildung 4: Entwicklung der Trophie im See der RMNE.....	14
Abbildung 5: Sichttiefe im See der RMNE an je 6 Terminen in den Jahren 2019 bis 2023.....	15
Abbildung 6: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der Daphnien in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne Daphnien. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.....	18
Abbildung 7: Biovolumen (mm <sup>3</sup> /L entspricht der Größe der Kreise) der Daphnien in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne Daphnien. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt. ....	18

Abbildung 8: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der Copepoden in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt. ....	20
Abbildung 9: Biovolumen (mm <sup>3</sup> /L entspricht der Größe der Kreise) der Copepoden in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt. ....	20
Abbildung 10: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der <i>Chaoborus</i> -Larven in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne <i>Chaoborus</i> -Larven Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.....	21
Abbildung 11: Major (oben: die Variable "Major" bezieht sich auf die Hauptachse der am besten an das Objekt angepassten Ellipse und gibt Auskunft über die Größe des Objekts, gemessen mit dem ZooScan in mm; Punkte = Major in Tagesproben; gestrichelte Linie = lineare Trendlinie) und Cladocera Size Index (unten: CSI, gibt Auskunft über den Anteil der Cladocera, die größer als 1 mm sind, im Vergleich zu allen Cladocera im jeweiligen System. Wenn alle Cladocera im Ökosystem größer als 1 mm sind, ist der Index gleich 1) in RMNE für verschiedene Monate in 2015 (Proben aus dem „vertikal haul“ von Kosmac and Wernecke), 2021, 2022 und 2023 (ermittelt aus Probennahmen mit dem Schindler-Patalas-Schöpfer im Epilimnion und Hypolimnion während des Tages zusammengeführt). ....	22
Abbildung 12: Längen-Häufigkeitsverteilung der gefangenen Moderlieschen nach Befischungsmethoden (kumulative Daten für das Frühjahr 2023). ....	23
Abbildung 13: Mittlerer Catch per unit effort (CPUE, + StAbw.) der Moderlieschen, gefangen durch die Multimaschen-Kiemenstellnetze zu den angegebenen Zeitpunkten. Die Zahl an jedem Balken entspricht der Gesamtzahl gefangener Fische an dem jeweiligen Termin. ....	23
Abbildung 14: Längen-Häufigkeitsverteilung der Fische aus den Multimaschen-Kiemenstellnetzen zu den jeweiligen Beprobungszeitpunkten. ....	24
Abbildung 15: Längen-Gewichts-Regression (Potenzfunktion) für Herbst 2022 und Frühjahr 2023. R <sup>2</sup> ist das Bestimmtheitsmaß der Regression. ....	25
Abbildung 16: Mittlerer Anteil der aufgeführten Taxa und Gruppen am Darminhalt der Fische (>50 mm) aus der Stellnetzbefischung zu den Befischungszeitpunkten.....	26
Abbildung 17: Mittlerer Anteil der aufgeführten Taxa und Gruppen am Darminhalt der Fische (< 50 mm) aus der Uferzugnetzbefischung zu den Befischungszeitpunkten.....	26
Abbildung 18: Gemessene Temperatur (°C) im See Knappeide von März bis September 2022.....	29
Abbildung 19: Gemessene Sauerstoffkonzentration im See Knappeide von März bis September 2022. ....	30
Abbildung 20: Sichttiefe im Abgrabungsgewässer „Knappeide“ an je 6 Terminen zwischen März und September für die Jahre 2020 bis 2023.....	31
Abbildung 21: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der Daphnien im See Knappeide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die	

nachts genommen wurden. X=Proben ohne Daphnien. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt. ....	33
Abbildung 22: Biovolumen (mm <sup>3</sup> /L entspricht der Größe der Kreise) der Daphnien im See Knappheide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne Daphnien. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt. ....	34
Abbildung 23: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der Copepoden im See Knappheide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt. ....	35
Abbildung 24: Biovolumen (mm <sup>3</sup> /L entspricht der Größe der Kreise) der Copepoden im See Knappheide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt. ....	35
Abbildung 25: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der <i>Chaoborus</i> -Larven im See Knappheide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne <i>Chaoborus</i> -Larven Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt. ....	36
Abbildung 26: Major (oben: die Variable "Major" bezieht sich auf die Hauptachse der am besten an das Objekt angepassten Ellipse und gibt Auskunft über die Größe des Objekts, gemessen mit dem ZooScan in mm; hellblaue Punkte = Major Epilimnion; dunkelblaue Punkte = Major Hypolimnion) und Cladocera Size Index (unten: CSI, gibt Auskunft über den Anteil der Cladocera, die größer als 1 mm sind, im Vergleich zu allen Cladocera im jeweiligen System. Wenn alle Cladocera im Ökosystem größer als 1 mm sind, ist der Index gleich 1) im See Knappheide für verschiedene Monate 2021, 2022 und 2023. Graue Säulen = Tagesproben; schwarze Säulen = Nachtproben; Säulen nach oben = Epilimnionproben; Säulen nach unten = Hypolimnionproben; X = keine Cladocera in der Probe. ....	37
Abbildung 27: Die Lage der für den Kammmolch angelegten Ersatzlaichgewässer A, B/D und C im Untersuchungsgebiet „Knappheidesee“. In dem großen Baggersee selber wurden Larven und frisch metamorphosierte Jungtiere beim Landgang vom Teichmolch an den Uferstrecken T1 und T2 sowie ein männlicher Kammmolch im Hochzeitskleid im Jahr 2021 am Standort K1 und ein weiteres Exemplar im Jahr 2023 grob geschätzt ungefähr am Standort K2 (Quelle: Universität Köln) gefunden. Entlang des nördlichen Fahrweges wurden an der Strecke E1 zahlreiche relativ frisch metamorphosierte Erdkröten gefunden, die aller Wahrscheinlichkeit nach aus dem nördlich angrenzenden älteren Baggersee E2 stammen. ....	39
Abbildung 28: Luftbildaufnahme von der Reeser Meer Norderweiterung vor der Öffnung der Verbindung beider Teilbereiche der Abgrabung im nördlichen Bereich. Im westlichen Teil fand zum Zeitpunkt der Aufnahme die Gewinnung von Kies und Sand statt, während im östlichen Teil bereits seit Jahren kein Abgrabungsbetrieb mehr stattgefunden hatte und die Uferbereiche bereits renaturiert worden waren. ....	41
Abbildung 29: Major (die Variable "Major" gibt Auskunft über die mittlere Größe der Cladoceren, gemessen mit dem ZooScan in mm ± StdAbw.) im See Reeser Meer Norderweiterung (RMNE) und im See Knappheide für verschiedene Monate 2021,	

2022 und 2023. Weiße Säulen = Tagesproben; graue Säulen = Nachtproben; blaue Punkte = Epilimnion; rote Punkte = Hypolimnion. ....	45
Abbildung 30: Einzelne Messwerte der Sichttiefe in den Gewässern Knappeide (links) und RMNE (rechts) über die Jahre. Die blaue Linie zeigt den Trend nach der LOESS Methode (locally weighted smoothing) inkl. des dazugehörigen Konfidenzintervalls (0,95). ....	52
Abbildung 31: Jahresmittelwerte der Sichttiefe in den Gewässern Knappeide (rot) und RMNE (grün) mit einer Klassifikation (Grenzbereiche gelbe Fläche=gut/mäßig, grüne Fläche=sehr gut/gut) anhand der WRRL Seetyp 13. ....	52
Abbildung 32: Nitratmesswerte für das Gewässer RMNE aus dem Epi- (rot) und Hypolimnion (blau) über die Jahre. Die Linien zeigen den Trend nach der LOESS Methode (locally weighted smoothing) inkl. der dazugehörigen Konfidenzintervalle (0,95). ....	53
Abbildung 33: Phosphormesswerte für das Gewässer Knappeide aus dem Epi- (rot) und Hypolimnion (grün) über die Jahre mit einer Klassifikation (Grenzbereiche rote Fläche=gut/mäßig, grüne Fläche=sehr gut/gut) anhand der WRRL Seetyp 13. ....	54
Abbildung 34: Phosphormesswerte für das Gewässer RMNE aus dem Epi- (rot) und Hypolimnion (grün) über die Jahre mit einer Klassifikation (Grenzbereiche rote Fläche=gut/mäßig, grüne Fläche=sehr gut/gut) anhand der WRRL Seetyp 13. ....	54
Abbildung 35: Wahrscheinlichkeitswert (in %, schwarzer Punkt ± Streuungsmaß) für eine naturschutzfachliche Relevanz für das Gewässer in der RMNE in der Entwicklung über die Jahre, als potentielles Ergebnis aus dem Expertensystem. ....	55

#### Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Seit dem Jahr 2010 im Untersuchungsgewässer nachgewiesene Arten aquatischer Makrophyten. Angegeben sind für jede Art und jedes Jahr die Mittelwerte der Häufigkeiten für alle Termine, alle Transekte und alle Tiefenzonen. ....	16
Tabelle 2: Seit dem Jahr 2010 im Untersuchungsgewässer ermittelten unteren Makrophytengrenzen im Sommer des jeweiligen Jahres. ....	17
Tabelle 3: Liste der in den Jahren 2020-2023 im Untersuchungsgewässer nachgewiesenen Arten aquatischer Makrophyten. Angegeben sind für jede Art die Mittelwerte der Häufigkeiten für alle Termine, alle Transekte und alle Tiefenzonen. ....	32
Tabelle 4: Seit dem Jahr 2020 im Untersuchungsgewässer ermittelte unteren Makrophytengrenzen im Sommer des jeweiligen Jahres. ....	32
Tabelle 5: Vorkommen der Amphibienarten im Bereich des Untersuchungsgebietes „Knappeidensee“ und die Einstufung dieser Arten in der Roten Liste NRW. ....	39
Tabelle 6: im Rahmen der Interviews angeschriebene Personen oder Einrichtungen. ....	57

## Kurzfassung des Berichts

---

Im Genehmigungsverfahren für Abgrabungsseen werden die zukünftige Nutzung sowie detailgenaue Rekultivierungsmaßnahmen festgeschrieben. Dabei ist die reale, ökologische Entwicklung eines Gewässers, auf der die Nutzungskonzepte und Rekultivierungsmaßnahmen beruhen, faktisch kaum prognostizierbar und es können sich erhebliche Diskrepanzen zwischen ordnungsbehördlicher Genehmigung, potentieller Nutzung und realen naturschutzfachlichen Gegebenheiten entwickeln. In dem vorliegenden Projekt wurde dieser Zielkonflikt untersucht und analysiert. Im Projekt wurden vier Arbeitspakete (AP) bearbeitet. AP1 (Literaturstudie) und AP2 (Erfassung von abiotischen Rahmenbedingungen, Fischen, Zooplankton, Wasserpflanzen und Amphibien) wurden planmäßig durchgeführt und sind im Wesentlichen abgeschlossen. Es konnten deutliche Zusammenhänge zum Einfluss von Fischen auf das Zooplankton als zentrale Bewertungsgruppe im biologischen Monitoring analysiert werden. Eine semiautomatisierte, digitalisierte Auswertung des Zooplanktons (ZooScan) wurde etabliert. Für den ZooScan wurde ein umfassendes und allgemein nutzbares Manual für den routinemäßigen Einsatz dieses Analysetools erarbeitet. Darüber hinaus wurden mehrere Kooperationen mit anderen Forschungsprojekten etabliert. AP3 (Keyparameter- und Expertensystem) und AP4 (Handlungsempfehlung) wurden in wesentlichen Teilen planmäßig erarbeitet. Die Veröffentlichung der Ergebnisse und die Fertigstellung des Expertensystems werden auch über das Projektende hinaus fortgeführt. Initiiert durch das Projekt, werden darüber hinaus die Untersuchungen an den Projektgewässern von beiden Projektpartnern und den etablierten Kooperationen auch zukünftig fortgeführt, da sich hier besondere Lebensräume entwickelt haben, die in der ökologischen Grundlagenforschung und hinsichtlich evolutiver Entwicklungen außergewöhnlicher Lebensgemeinschaften von großem Interesse sind.

## Einführung/Motivation

---

Gerade in den letzten Jahren rückten Nachrichten zum globalen Artensterben und zum Rückgang der Biodiversität immer häufiger in den Fokus (z.B. in Deutschland ganz aktuell „Insektensterben“, vgl. auch Ceballos et al., 2015). Der wissenschaftlich anerkannte, quantifizierbare Wert der Biodiversität für unsere Ökonomie (Costanza et al., 2014) ist aktuell jedoch noch nicht als politische oder gesellschaftliche Maxime etabliert. Insgesamt ist es deshalb noch häufig so, dass der Natur- und Artenschutz in Entscheidungsprozessen regelmäßig anderen gesellschaftlichen Prioritäten untergeordnet wird. Natur- und Artenschutz in einer anthropogen stark genutzten Umwelt, wie etwa in weiten Teilen der dicht besiedelten Bundesrepublik Deutschland, kann nur im demokratischen Abwägungsprozess innerhalb der Gesellschaft (Vertreter von Behörden und Nutzern wie Landwirtschaft, Tourismus und Industrie) erfolgreich bestehen.

Dabei kommt dem Naturschutz innerhalb der Gesetzesregelung durchaus ein gewisser Stellenwert zu, beispielsweise indem jedes größere Industrieprojekt oder Bauvorhaben durch eine Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) und einer anschließenden -prüfung (UVP) begleitet werden muss. Während jedoch technische Vorgaben zumeist klar definiert sind (z.B. durch DIN-Werte) oder sich gut messen und damit quantitativ bewerten lassen (z.B. Lärmschutzemissionen), sind sowohl bei der Erfassung von Naturräumen als auch in der geforderten Prognose zu ihrer Entwicklung erhebliche Unsicherheiten systemimmanent, was dazu führen kann, dass die natürliche Entwicklung eines Lebensraumes sich völlig anders darstellen, als beispielsweise in einer UVS durch aufwendige Gutachten dargelegt. Ein Projekt, wie die Abgrabung einer Kieslagstätte, startet beispielsweise in der Regel mit einer Idee, die dann nach vielen Schritten gegebenenfalls in einer behördlichen Genehmigung mündet. Bis zur Genehmigung können dabei mehr als 10 Jahre vergehen und die Genehmigung umfasst dann in der Regel bereits weitreichende Festlegungen hinsichtlich der Folgenutzung (z.B. Angeln, Surfen, Radwandern, Möglichkeiten der Umweltbildung, Naturkundliche Führungen sowohl zu Land als auch zu Wasser, etc.) und den zu erbringenden Herrichtungszielen festgelegt, z.B. umfangreiche Flachwasserzonen, Anlage von Auwaldstrukturen, Anpflanzung von Bäumen (Einzelbäume, Gruppen, Festlegung von Arten), krautreiche Böschungswiesen, Magerrasen, Umwandlung von Ackerflächen in extensives Grünland, tlw. mit Streuobstbestand und vieles mehr. Zum Zeitpunkt der Genehmigung kann die ökologische Entwicklung des künftigen Sees jedoch nicht sicher prognostiziert werden, so dass die Gefahr besteht, dass zum Ende der Abgrabungstätigkeit das entstandene Gewässer nicht zu den festgeschriebenen Rekultivierungs- und Nutzungsplanungen passt.

Ein Beispiel für diese Problematik lässt sich an unseren beiden Untersuchungs-gewässern darstellen. Für die zwei Abgrabungsgewässer wurde detailliert dokumentiert (Werneke et al., 2018; Werneke, 2020), wie sich ein großer See (aktuell etwa 62 ha bzw. 22 ha) ohne Fische entwickelt. Die fischfreien Seen zeichneten sich durch besonders große Formen und Quantitäten des Zooplanktons und eine sehr dichte Besiedlung mit aquatischen Makrophyten aus. Darüber hinaus wurde in beiden Gewässern eine individuenreiche Population des gefährdeten Kammmolches nachgewiesen, einer Art, die in ganz Nordrhein-Westfalen zu den gefährdeten Tierarten zählt und in der EU von gemeinschaftlichem Interesse ist (in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie aufgeführt). Die ursprüngliche geplante Nutzung als Angel- und Wassersportgewässer steht dem nun entgegen.

Mit der Befischung im Herbst 2019 konnten in einem der Baggersee erstmals einzelne Fische (Molerlieschen, *Leucaspis delineatus*) nachgewiesen werden. Für diesen See war zu erwarten, dass sich die bisher evolvierten, für einen Baggersee am Niederrhein sehr außergewöhnlichen Artengemeinschaften, verändern werden. Dies wiederum zeigt, dass die reale, ökologische Entwicklung eines Gewässers, auf der die Nutzungskonzepte und Rekultivierungsmaßnahmen beruhen, faktisch kaum prognostizierbar ist und sich somit erhebliche Diskrepanzen zwischen ordnungsbehördlicher Genehmigung, potentieller Nutzung und realen naturschutzfachlichen Gegebenheiten entwickeln können. In dem aktuellen Projekt wurde dieser Zielkonflikt untersucht und analysiert.

## Methodik/Vorgehensweise/Projekttablauf

---

Das Projekt verfolgte eine Reihe von Zielen:

- (1) Die neuen, auch evolutiv sehr spannenden Fragen zu Resistenz, Resilienz und Reorganisation von etablierten Lebensgemeinschaften und der Bedeutung solcher Prozesse für den Naturschutz.
- (2) Die detaillierte Analyse der Konfliktsituation zwischen frühzeitiger Festlegung von Folgenutzungen von Abgrabungen ohne Kenntnis der ökologischen Entwicklung.
- (3) Die Analyse und Definition von Parametern für Vorabuntersuchungen in der Planungsphase sowie von zielgerichteten Untersuchungen eines entstehenden Gewässers, um die künftige ökologische Entwicklung möglichst früh beurteilen zu können.
- (4) Dabei soll das Zooplankton, als zentrale Organismengruppen innerhalb stehender Gewässer, mit einem neuartigen Auswertungsinstrument untersucht werden; die Ergebnisse des Projektes würden damit auch methodisch völlig neue Aspekte der routinemäßigen Analyse hinsichtlich der quantitativen Erfassung einzelner Großgruppen (z.B. Cladoceren, Copepoden) und deren indikative Größenverteilung mit modernen Analysewerkzeugen (Digitalisierung, Deep-Learning) erproben.
- (5) Die Ableitung eines Vorschlags zur Dynamisierung des Planungsrechts, wie bei künftigen Genehmigungsverfahren die Parameter zur Vermeidung der o.g. Konflikte einfließen können, wie ein erweiterter Raumbezug bei den Einzelfallgenehmigungen hergestellt werden kann und wie dies, mit Blick auf das aktuelle Planungsrecht, umsetzbar wäre (einschließlich Diskussion des Vorschlags mit den Genehmigungsbehörden) auf Basis eines hierarchischen Expertensystems.
- (6) Die Optimierung von gängigen Bewertungsschemata wie etwa der WRRL, z.B. durch die naturschutzfachliche Beurteilung und Integration von Singulär-Ergebnissen in größeren Bezugsräumen als integraler Aspekt in der Regionalplanung.

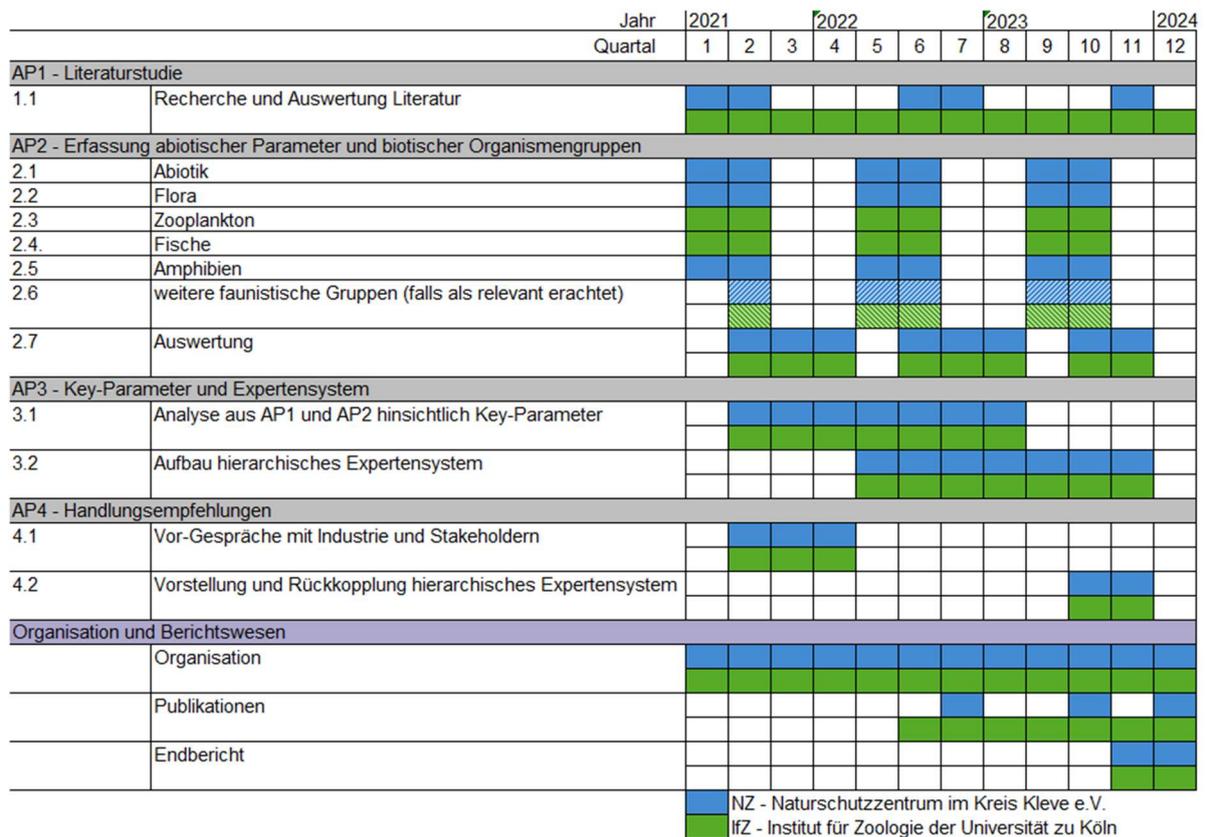


Abbildung 1: Zeitplan der geplanten Untersuchungen

Zur Erreichung dieser Projektziele wurden, basierend auf einer weitgefassten Literaturstudie (**AP1 Literaturstudie**), entsprechende Untersuchungen der abiotischen und biotischen Themenbereiche an den zwei Abgrabungsgewässern durchgeführt (**AP2 Erfassung abiotischer Parameter und biotischer Organismengruppen**), aus denen die Key-Parameter abgeleitet werden konnten. Hierfür haben wir erstmals ein neuartiges Auswertungsinstrument für das Monitoring einer der zentralen Organismengruppen (Zooplankton) eingesetzt, das moderne methodische Aspekte der Analyse (Digitalisierung) in die routinemäßige Anwendung integriert. Aus diesen Analysen wurde ein digitalisiertes, hierarchisches Expertensystem entwickeln, das eine Beurteilung der zukünftigen Entwicklung solcher Abgrabungsgewässer zu den unterschiedlichen Entwicklungszuständen ermöglicht (**AP3 Key-Parameter und Expertensystem**). Dieses hierarchische Expertensystem soll schließlich in Absprache mit allen beteiligten Stakeholdern zu Vorschlägen führen, wie das bisher starre Genehmigungsverfahren dynamisiert und nachhaltig in die Regionalplanung integriert werden kann (**AP4 Handlungsempfehlungen**, Details zur Zeitplanung können Abbildung 1 entnommen werden). Somit könnte das bisherige Verfahren der Einzelfallgenehmigung einer Abgrabung mit frühzeitiger Festlegung von Folgenutzungen nachhaltig optimiert werden, um die sich entwickelnde ökologischen Potentiale eines Sees besser naturschutzfachlich nutzen zu können und Nutzungskonflikte zu verringern, oder noch besser, zu vermeiden.

# Projektergebnisse

---

## AP1 – Literaturstudie

Beide Projektpartner (Institut für Zoologie der Uni Köln, IfZ und Naturschutzzentrum im Kreis Kleve e.V., NZ) haben die Literaturstudie im Laufe des Projektes fortgeführt. Für den Bereich der wissenschaftlichen Veröffentlichungen wurden vornehmlich über die Suchmaschinen ISI Web of Knowledge, Google Scholar und Google recherchiert, sowie über die Kataloge der Universitäts- und Stadtbibliothek Köln (und kooperierender Hochschulen und Forschungseinrichtungen). Die Literatursuche fokussierte sich dabei weiterhin auf die funktionalen Mechanismen innerhalb eines Sees und die Veränderung der Zooplankton- und Makrozoobenthos-Gemeinschaft in vormals fischfreien Seen nach Fischbesatz. Ein weiterer Schwerpunkt der Literaturrecherche lag auf Vorschriften, Gesetzen und Richtlinien zur Genehmigungspraxis bei Abgrabungen, bzw. deren Untersuchungen. Um für AP3 Parameter für Vorabuntersuchungen in der Planungsphase definieren zu können, die für eine frühzeitige Abschätzung der künftigen ökologischen Entwicklung eines Sees geeignet sind, wurde in der sogenannten grauen Literatur nach Beispielen und nach bestehenden Regelungen für Vorabuntersuchungen in der Planungsphase gesucht. Die Rahmenbedingungen umfassen auch behördliche und genehmigungsrechtliche Gegebenheiten, die über Interviews spezifiziert werden sollen. Die Literaturrecherche wurde daher auch zum Thema „Interviews führen“ ausgeweitet und dabei erarbeitet, welche Arten von Fragebögen in Frage kämen, welche Fragen nutzbar wären (offenen Fragen, multiple choice, etc.) und wie die Auswertungsmöglichkeiten solcher Interviews sind.

Ein Vergleich von fischfreien Seen mit Baggerseen mit Fischen sollte neben den Erkenntnissen aus der Literatur auch durch den Datenaustausch mit gleichartig gelagerten Projekten in Deutschland in das Projekt integriert werden. Hierzu wurden bereits zu Beginn des Projektes erfolgreich Kontakte zum Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin in Person von Sven Matern geknüpft, der dort hauptverantwortlich für ein großes Projekt zur Erforschung der Biodiversität und der naturnahen Bewirtschaftung von Baggerseen war (<https://www.ifishman.de/projekte/baggersee/uebersicht-baggersee/>).

Alle Ergebnisse aus den Literaturrecherchen sind in den Ergebnissen und Empfehlungen eingearbeitet worden, wobei hier insbesondere die verschiedenen Abschlussarbeiten (s. im Kapitel Literatur, *Abschlussarbeiten innerhalb des Projektes*) als Datenquelle hervorzuheben sind.

## AP2 – Erfassung abiotischer Parameter und biotischer Organismengruppen

Der arbeitstechnische Kernbereich des Projektes lag in der Erfassung prägender limnologischer und organismischer Datenreihen in den Untersuchungsgewässern, die kontinuierlich (im Wesentlichen in den Sommermonaten) und in einem vergleichsweise engen Zeitraster erfolgte. Neben den abiotischen Rahmenbedingungen (Wasserstände, Vertikalprofile, Nährstoffe etc.) wurden in jedem Fall die Fische, das Zooplankton sowie die Wasserpflanzen, Libellen und Amphibien erfasst (vgl. hierzu auch Werneke et al., 2018, s. Abb. 1). Zusätzlich wurde auch zu mehreren Gelegenheiten das Makrozoobenthos beprobt (hier nicht Gegenstand der dargestellten Ergebnisse). Die Untersuchungen der Gewässer „Reeser Meer Norderweiterung“ (RMNE) und „Knappheide“ wurden im Berichtszeitraum im Auftrag der Unternehmen (siehe Eigenerklärungen der Holemans Niederrhein GmbH und der Teunesen Sand und Kies GmbH) durchgeführt.

Die Darstellung der Gesamtheit aller Ergebnisse würde den Rahmen dieses Projektberichtes bei weitem sprengen. Deshalb werden zunächst für beide Untersuchungsgewässer jeweils exemplarische einzelne Jahre respektive zusammenfassende Ergebnisse dargestellt. Alle Ergebnisse werden dann anschließend über die Jahre und im Abgleich zwischen den verschiedenen Aspekten bewertend analysiert. Details zu den einzelnen Untersuchungen sowie Berichte zu externen Erfassungen können bei den Autoren erfragt werden. Der überwiegende Teil der Ergebnisse wurde mit wissenschaftlichen Abschlussarbeiten erzielt. Die Liste der Arbeiten findet sich im Kapitel Literatur (*Abschlussarbeiten innerhalb des Projektes*).

Die Hauptziele des umfangreichen Monitorings innerhalb des Projektes lassen sich auf drei wesentliche Kernpunkte zusammenfassen.

1. Maximaler Umfang von Probennahmen als optimale Grundlagendaten und Test für Vereinfachung in der Analyse (z.B. ZooScan) und als Maßstab für potentielle Reduktion des Umfangs der Probennahmen.
2. Identifikation qualitativen sowie quantitativen Parametern von und Organismengruppen, die eine Abschätzung über die Entwicklung des Ökosystems Baggersee erlauben.
3. Verknüpfung der einzelnen Analysen zu einem ökosystemaren Gesamtbild mit der Darstellung funktionaler Zusammenhänge als Grundlage für das hierarchische Expertensystem, das in einem ersten Ansatz dargestellt wird.

### Reeser Meer Norderweiterung (RMNE)

#### Physikalisch/Chemische Analysen und Trophie

Exemplarisch zeigen wir hier die Tiefenprofile für die RMNE aus dem Jahre 2022, einem Jahr wie es als eher typisch für die vergangenen, warmen und trockenen Jahre anzusehen ist. Entsprechend der überwiegend warmen und trockenen Witterung im Untersuchungszeitraum 2022 waren die Pegelstände des Sees v.a. im Sommer und Herbst sehr niedrig, ähnlich wie in den Jahren 2019 und 2020.

Die Maximaltemperaturen an der Oberfläche des Gewässers RMN lagen im Jahr 2022 mit 23 °C um ca. 2 °C höher als im Vorjahr. Der See wies im Jahr 2022 eine ausgeprägte sommerliche Temperaturschichtung auf (Abbildung 2). Von Anfang Mai bis Mitte September trat eine Sprungschicht auf, die sich von 4 m Tiefe im Mai nach 6 m im September verlagerte. Durch den Zustrom von – im Sommer im Verhältnis zur Oberflächentemperatur kalten – Grundwasser kann die Ausprägung der Temperaturschichtung verstärkt werden. Im

Baggersee der RMNE wird dieser Zustrom als vergleichsweise stark angesehen (im Vergleich z.B. zum rheinernen See Knappheide bei Weeze).

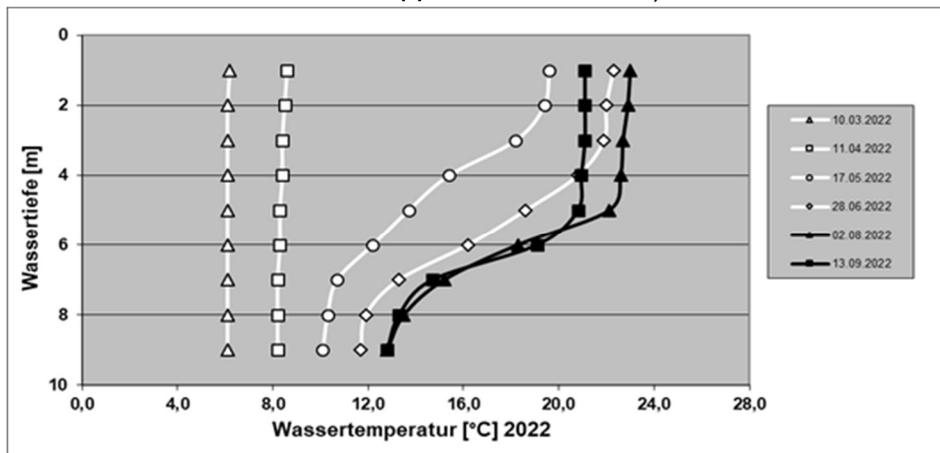


Abbildung 2: Gemessene Temperatur (°C) in der RMNE von März bis September 2022.

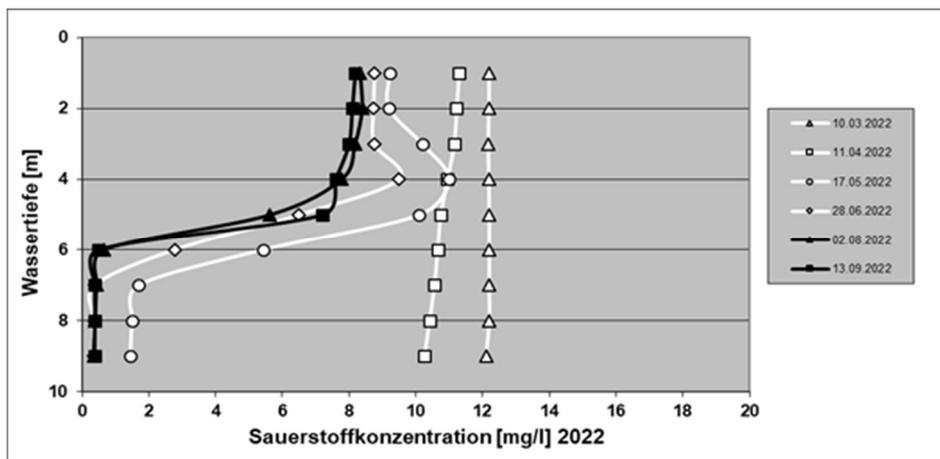


Abbildung 3: Gemessene Sauerstoffkonzentration (mg/l) in der RMNE von März bis September 2022.

Wenn eine Temperaturschichtung des Sees vorliegt, sind das Tiefenwasser (Hypolimnion) und das Oberflächenwasser (Epilimnion) durch die Sprungschicht (Metalimnion) physikalisch voneinander getrennt. Das Tiefenwasser erhält dann keinen atmosphärischen Sauerstoff mehr und bereits geringe Zehrungsprozesse führen dort zum Verbrauch des vorhandenen Sauerstoffs. Auch im Jahr 2022 waren von Juni bis September Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser messbar (Abbildung 3), und zwar deutlich stärker ausgeprägt als im Vorjahr. Im September 2022 war die Sauerstoffkonzentration in der RMNE so niedrig, dass sich (toxischer) Schwefelwasserstoff bildete (Geruchsprobe).

Die Gradienten für den pH-Wert folgen grob oft denen der Sauerstoffkonzentration, weil beide Parameter wesentlich von der photosynthetischen Aktivität der Wasserpflanzen und Algen und, im Falle einer Temperaturschichtung, vom Abbau organischer Substanz bestimmt werden. Dementsprechend bilden sich die geringen Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser durch ebenfalls niedrige pH-Werte ab, weil durch die Zehrung Wasserstoffionen frei werden und den pH-Wert senken. Die in der RMNE gemessenen pH-Werte zwischen minimal 7,2 und maximal 8,7 weisen darauf hin, dass der See gegen starke Schwankungen des pH-Wertes bisher ausreichend gepuffert ist. Die Amplitude der Schwankungen war in allen

Jahren ähnlich. Situationen mit kritischen pH-Werten im alkalischen Bereich, wie sie in stark nährstoffbelasteten Gewässern auftreten können, wurden nicht festgestellt.

Der Gesamtphosphorgehalt bewegte sich in der RMNE in der Regel auf der Trophiestufe mesotroph (Ausnahme 2022 mit erhöhten Werten). Das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor gibt an, dass die Produktivität des Gewässers häufig durch Phosphor limitiert oder indifferent ist. Die Salze und die daraus resultierende elektrische Leitfähigkeit sind im Vergleich zu rheinnahen Baggerseen im LINEG-Gebiet (= Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft, die die chemische Analytik in ihrem zertifizierten Labor durchgeführt hat) gering. Die RMNE hat z.B. im Vergleich zum Reeser Meer Süd durchgängig eine mehr oder minder höhere Salzfracht. Einen wesentlichen Beitrag hierzu liefern Kalium, Sulfat, Calcium und Magnesium. Dies könnte auf einen leichten Eintrag synthetischer Düngemittel aus der umliegenden Landwirtschaft hinweisen.

Die LAWA-Berechnung der Trophie führten in der Regel zu einer mesotrophen Einstufung für die RMNE. Auffällig in dieser Darstellung über die Jahre ist dabei lediglich das Jahr 2022 mit einem Trophieindex von 2,72 (Vorjahr 1,82); das entspricht dem Trophiegrad eutroph 1 (Vorjahr mesotroph 1) und zeigte für das Jahr 2022 eine rasante und drastische Verschlechterung an, die sich im Folgejahr dann wiederum abgeschwächt hatte (Abbildung 4).

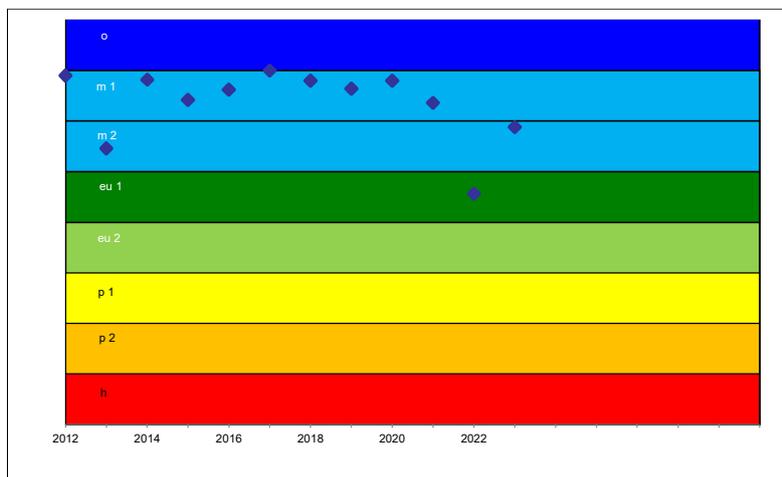


Abbildung 4: Entwicklung der Trophie im See der RMNE.

Die Konzentrationen des Chlorophyll-a korrelierten in der Regel mit der Sichttiefe (niedrige Sichttiefen korrelieren mit hohen Chlorophyll-a Werten). Die Sichttiefe im See der Norderweiterung ist in Abbildung 5 für die Jahre 2019 bis 2023 dargestellt. Typischerweise tritt ein Minimum der Sichttiefe im Frühjahr auf, verursacht durch hohe Phytoplanktonkonzentration. Das Minimum wird von einem Klarwasserstadium (Maximum der Sichttiefe) gefolgt, wenn die Phytoplanktonorganismen durch das Zooplankton aufgefressen worden oder abgestorben sind. Danach geht das Zooplankton wieder zurück und das Phytoplankton erholt sich wieder.

Dieser Wechsel wiederholt sich typischerweise zyklisch. Im (Spät)Sommer 2022 und 2023 war das zweite Minimum der Sichttiefe stärker ausgeprägt als in den Jahren davor. Das dazwischen liegende Klarwasserstadium war 2022 und 2023 wesentlich schwächer ausgeprägt als in früheren Jahren, die Sichttiefe stieg nur auf bis zu 4,9 m (2022) bzw. 5,2 m (2023) an.

Allerdings ist die zyklische Entwicklung des Phyto- und Zooplanktons angesichts der groben Messintervalle nicht sehr genau zu verfolgen und auch nicht der einzige die Sichttiefe

bestimmende Faktor. Einerseits können bestimmte Zustände des Sees bedingt durch die Länge der Messintervalle durchaus der Untersuchung entgehen. Andererseits haben neben dem Plankton auch andere Faktoren einen deutlichen Einfluss auf die Sichttiefe. An erster Stelle zu nennen ist hierbei die mineralische Trübung durch das Aufwirbeln von Feinsedimenten, was durch Wind verursacht wird und insbesondere in flacheren Gewässern eine Rolle spielt. In Gewässern mit einer noch laufenden Abgrabungstätigkeit ist zudem stets mit einer dadurch verursachten mineralischen Trübung zu rechnen.

Die für die Sichttiefe gemessenen Werte weisen dennoch insgesamt darauf hin (Abbildung 5), dass im Gewässer der RMNE 2022 und 2023 eine deutliche Verschlechterung mit einer Verringerung der Sichttiefe gegenüber den Vorjahren stattgefunden hat.

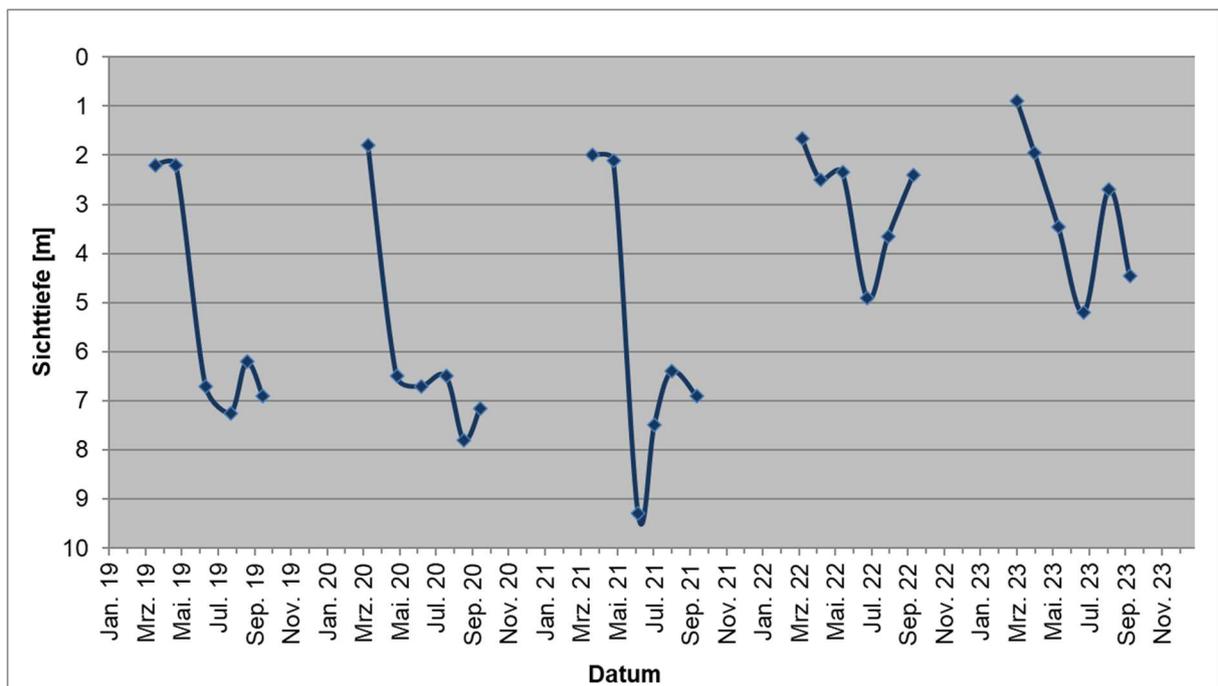


Abbildung 5: Sichttiefe im See der RMNE an je 6 Terminen in den Jahren 2019 bis 2023.

## Aquatische submerse Vegetation

Die Ergebnisse der Untersuchung von den Transekten im Jahr 2023 zeigten, dass im Baggersee der Norderweiterung nach einer schnellen Besiedlung inzwischen eine ausgeprägte Makrophytenflora vorhanden ist, die sich aber noch dynamisch entwickelt und deutlichen Schwankungen unterliegt. Mit insgesamt neun Arten (ohne Blau- und Grünalgen) wies die submerse Vegetation in den Jahren 2022 und 2023 eine geringere Diversität als in den Vorjahren auf (2021: 12 Arten, 2020: 10 Arten, 2019: 14 Arten, 2018: 11 Arten, 2017: 10 Arten, 2016: 12 Arten, Tabelle 1). Tabelle 1 stellt ferner die Sukzession der aquatischen Makrophyten und die Veränderung der Dominanzverhältnisse seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 2010 dar, errechnet aus den Mittelwerten der Häufigkeitsklassen für alle Transekte, Untersuchungstermine und Tiefenzonen.

Zu Beginn waren die Gegensätzliche Armleuchteralge (*Chara contraria*) und die Gewöhnliche Armleuchteralge (*Chara vulgaris*) sowie der Sumpf-Teichfaden (*Zannichellia*

*palustris*) die häufigsten Arten im See, die Zerbrechliche Armelechteralge (*Chara globularis*) und das Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton pusillus*) waren seltener.

Die Dunkle Glanzlechteralge (*Nitella opaca*) und Kleine Baumlechteralge (*Tolypella glomerata*), zwei Arten, die ihre Hauptentwicklung im Frühjahr haben, besiedelten den See erst mit 1-2 Jahren Verzögerung und wurden auch danach nur langsam (*N. opaca*) oder gar nicht (*T. glomerata*) häufiger im See. 2021 und 2022 wurden sie nicht nachgewiesen, im Jahr 2023 wurde die Kleine Baumlechteralge (*Tolypella glomerata*) wieder beobachtet.

Mit drei bis vier Jahren ab Beginn der Untersuchungen dauerte es noch länger, bis die anderen *Potamogeton*-Arten (Kamm-Laichkraut (*Stuckenia pectinata*=*Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides*), die beiden Hahnenfußarten (*Ranunculus circinatus* und *R. aquatilis* s.str.) nachweisbar waren. Auch die invasive Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) wurde erst im fünften Untersuchungsjahr nachgewiesen. Sie entwickelte sich dann aber innerhalb eines Jahres schon zur häufigsten Art und verdrängte innerhalb weniger Jahre alle anderen Arten weitgehend.

Tabelle 1: Seit dem Jahr 2010 im Untersuchungsgewässer nachgewiesene Arten aquatischer Makrophyten. Angegeben sind für jede Art und jedes Jahr die Mittelwerte der Häufigkeiten für alle Termine, alle Transekte und alle Tiefenzonen.

Art	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
<i>Callierigonella cuspidata</i>														
<i>Ceratophyllum demersum</i>										0,03	0,2	0,43	0,18	0,05
<i>Chara contraria</i>	2,92	1,97	1,72	1,1	1,26	1,12	0,8	0,53	1,13	0,82	0,97	1,21	1,42	0,36
<i>Chara globularis</i>	0,58	0,67	0,46	0,4	1,05	0,8	0,66	0,18	0,47	0,45	1,1	1,01	0,81	0,20
<i>Chara vulgaris</i>	1,42	1	0,79	0,1	0,14	0,07								
<i>Crassula helmsii</i>												0,06		
<i>Elodea nuttallii</i>					0,4	2,1	2,3	2,58	2,95	2,07	2,42	1,81	1,86	0,47
<i>Leptodictyum riparium</i>												0,15		
<i>Myriophyllum spicatum</i>				0,07	1,23	0,2	0,03		0,05	0,02				
<i>Nitella opaca</i>		0,17	0,53	1	1,41	0,8	0,61	0,2	0,33	0,04				
<i>Potamogeton berchtoldii</i>										0,05		0,13	0,03	0,01
<i>Potamogeton lucens</i>										0,25	0,16			
<i>Potamogeton pectinatus</i>				0,07		0,29	0,09	0,31	0,3	0,47	0,49	0,8	1,28	0,32
<i>Potamogeton pusillus</i>	0,67	1	1,29	1,27	0,78	0,55	0,36	0,42	0,62	0,82	0,71	0,07	0,16	0,04
<i>Potamogeton trichoides</i>				0,03		0,08	0,08	0,05	0,44	0,49	0,41	0,58	1,38	0,35
<i>Ranunculus aquatilis</i> s. str.				0,13	0,17	0,33	0,2	0,19	0,24			0,1		
<i>Ranunculus circinatus</i>					0,15	0,25	0,45	0,1	0,15	0,13	0,22	0,03	0,06	0,02
<i>Tolypella glomerata</i>			0,3	0,1	0,23	0,13	0,21	0,05	0,1	0,1	0,2			
<i>Veronica catenata</i>														
<i>Zannichellia palustris</i>	1,58	0,53	0,89	0,57	0,17	0,2	0,23			0,04				
<b>Anzahl Arten</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>9</b>	<b>9</b>

Im Jahr 2018 nahm die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) weiter zu. Daneben wiesen aber auch zwei Armelechteralgen (*Chara contraria*, *Chara globularis*) und drei Klein-Laichkräuter (*Stuckenia pectinata*=*Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus*, *Potamogeton trichoides*) leicht höhere Werte der Häufigkeiten auf.

Im Jahr 2020 war bei der Schmalblättrigen Wasserpest (*Elodea nuttallii*) nach dem Rückgang im Jahr 2019 wieder eine Zunahme festzustellen (Mittelwert 2018: 2,95; 2019: 2,07, 2020: 2,42). Im Jahr 2021 war nach dem strengen Winter wieder eine leichte Abnahme auf 1,81 festzustellen; im Jahr 2022 lag der Wert bei 1,86.

Im Jahr 2023 war eine deutliche Abnahme auf 0,47 zu verzeichnen. Die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) war somit von 2015-2022 die dominante Art, im Jahr 2023 waren es die die Gegensätzliche Armelechteralge (*Chara contraria*) und das

Haarblättrige Laichkraut (*Potamogeton trichoides*). Die im Jahr 2020 erstmalig im Reeser Meer Norderweiterung nachgewiesene, neophytische Art *Crassula helmsii* (Nadelkraut), breitete sich in weiten Teilen entlang der Schlammuferfluren aus. Sie wurde 2022 aber nicht unter Wasser nachgewiesen.

Tabelle 2 zeigt die unteren Makrophytengrenzen, die im Sommer des jeweiligen Jahres ermittelt wurden. Vom Jahr 2010 bis zum Jahr 2015 war eine kontinuierliche Zunahme von 4,5 m bis auf 7,8 m der mittleren unteren Makrophytengrenze festzustellen. Der maximale mittlere Wert wurde mit 8,1 m (oligotroph) im Jahr 2018 ermittelt. Danach erfolgte ein Rückgang bis auf 6,4 m im Jahr 2022 bzw. 6,0 m im Jahr 2023. Mit Ausnahme des Wertes von 8,1 m (oligotroph) liegen alle Werte nach Succow & Kopp (1985) im mesotrophen Bereich.

Tabelle 2: Seit dem Jahr 2010 im Untersuchungsgewässer ermittelten unteren Makrophytengrenzen im Sommer des jeweiligen Jahres

Transekt	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
1	4,7	3,9	5,5	5,3	6,7	8	7,4	5,1						
2	4,6	6,1	5,8	6,7	6,7	7,7	6,7	6,2	7,7	6,4	6,1	6,1	5,6	5,2
3	4,2	6,2	5,4	7,6	7,2	7,5	7,4	7	7,6	6,8	6,6	6,7	7	
4					7,9	7,8	8,5	7,5	8,5	7,3	8,3	8,3	6,8	
5									8,5	8,5	8,2	8,7	6,3	6,2
6														6,3
7														6,4
Mittelwert	4,5	5,4	5,6	6,5	7,1	7,8	7,5	6,5	8,1	7,3	7,3	7,5	6,4	6,0
Trophiestufe*	m (e)	m	m	m	m	m	m	m	o	m	m	m	m	m

\*Trophiestufe SUCCOW & KOPP (1985): m = mesotroph, m (e) mesotroph an der Grenze zu eutroph, o = oligotroph

Trotz der massiven Zunahme der Wasserpest ist das Reeser Meer Norderweiterung bisher noch als FFH-Lebensraumtyp 3140 (Kalkreiche, nährstoffarme Stillgewässer mit Armleuchteralgen) einzustufen. Auch die untere Makrophytengrenze zeigt insgesamt an, dass das Reeser Meer Norderweiterung nach wie vor ein überwiegend klarer See mit nicht zu hoher Nährstoffbelastung ist.

## Zooplankton

In den folgenden Abbildungen werden die Analysen zum Zooplankton an der RMNE zusammenfassend dargestellt, und zwar jeweils summarisch für die Artengruppen Cladocera (alle Formen von Daphniden, Wasserflöhe), Copepoda (alle Formen von Copepoda, Hüpferlinge, ohne Unterteilung in calanoide und cyclopoide Formen) und *Chaoborus*, eine Gattung der Büschelmücken (nach genetischen Analysen aus der AG Waldvogel, *Chaoborus obscuripes*). Bei den Cladoceren und Copepoden werden zusätzlich die Biovolumina dargestellt, da die saisonale Größenverteilung in diesen Artengruppen massive Unterschiede erwarten ließ. Nach unseren Arbeitshypothesen war zudem die Größe der Daphnien von besonderem Interesse, da Fische beispielsweise besonders auf große Individuen und solche die Eier tragen selektieren.

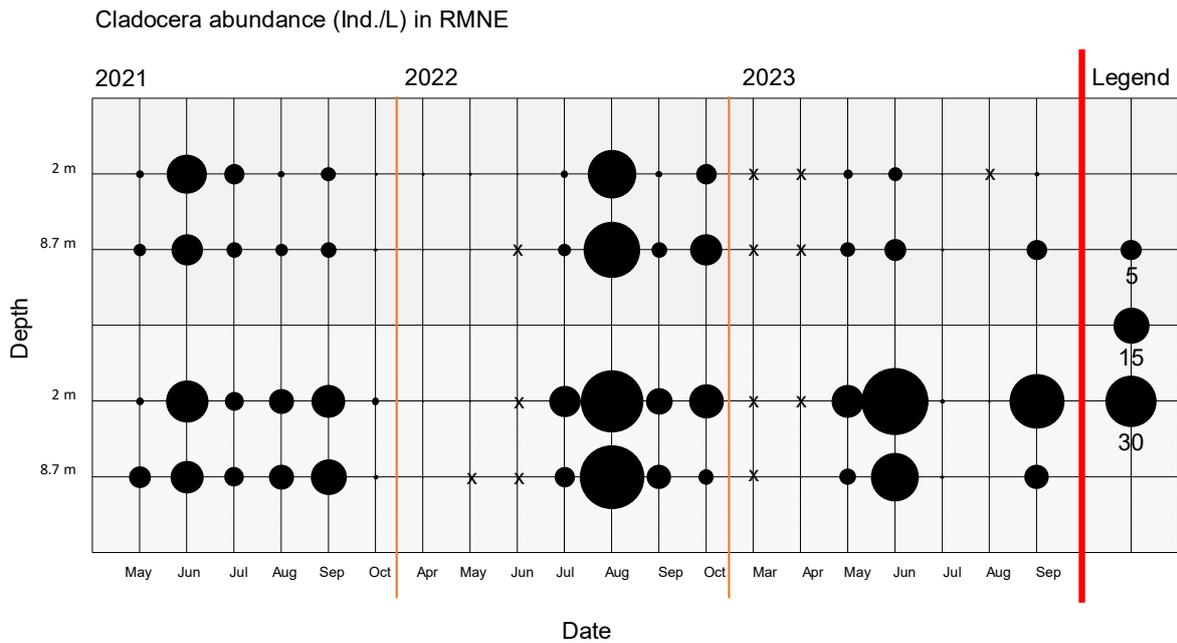


Abbildung 6: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der Daphnien in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne Daphnien. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

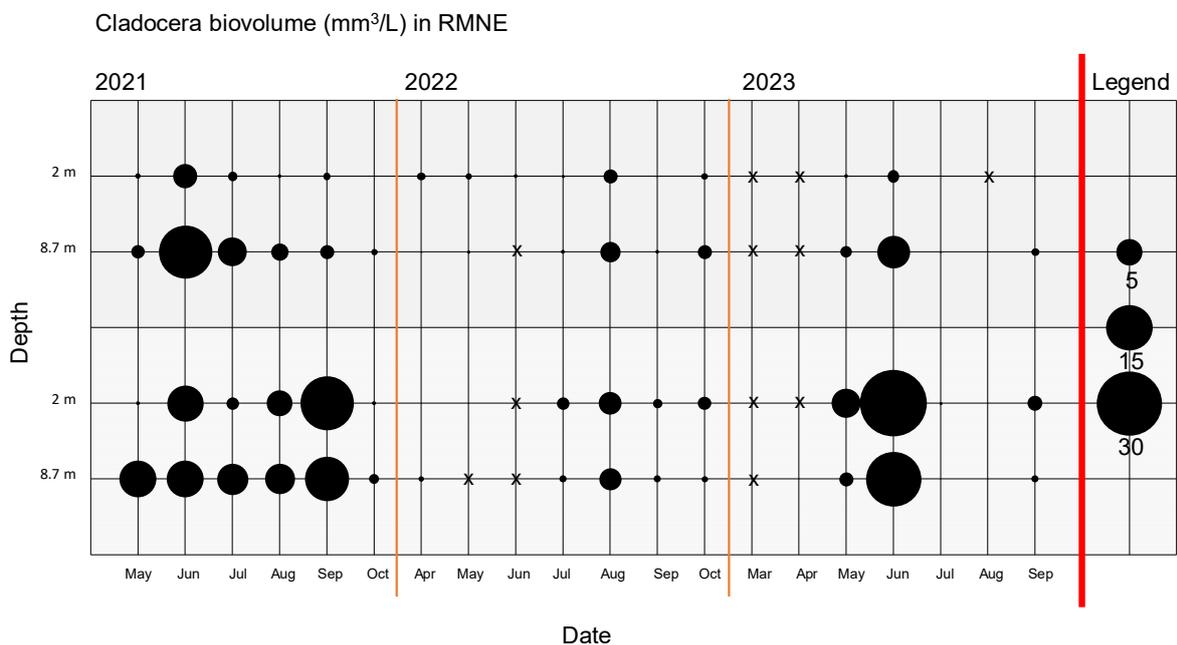


Abbildung 7: Biovolumen (mm<sup>3</sup>/L entspricht der Größe der Kreise) der Daphnien in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne Daphnien. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

Analysen zur Verteilung der Daphnien (als potentiell wichtigste Beute für Fische unter den Zooplanktern) wurden vorgenommen, um zu untersuchen, ob anhand der Daphnien und deren Verhalten (vertikale Wanderung) angezeigt werden kann, wie groß der Einfluss der

Fische im See auf die Daphnien ist. Nach dem Zusammenbruch der Cladocera im Oktober 2021 stieg die Abundanz im Juli 2022 zwar ein wenig wieder an, im folgenden Frühjahr fehlten die Daphnien aber wiederum nahezu vollständig. Das zusammenfassende statistische Modell (Linear Mixed Effects Model, LME) für die Analyse aller Abundanzdaten der Cladocera erklärte die Varianz der Abundanz hauptsächlich durch die Faktoren Datum (~73,8 %) und Tageszeit (~26,1 %). Die Ergebnisse zeigen keine eindeutige Vertikalwanderung, bei der die größten Daphnien tagsüber im Hypolimnion auftreten würden und nachts im Epilimnion (Abbildung 6). Es ist jedoch zu erkennen, dass in der Nacht eine insgesamt höhere Abundanz und Biomasse als am Tag dokumentiert wurde, was auf mögliche horizontale Wanderungen hinweist.

Die nicht immer erkennbare Kongruenz zwischen Abundanz und Biovolumen bei den Cladocera (vgl. Abbildung 6 und Abbildung 7) zeigt deutlich an, dass es zwischen beiden Parametern einen Faktor mit einer variablen Komponente gibt, der Größe der gefangenen Individuen. Dabei ist zu beachten, dass Fische als Prädatoren auf die Daphnien diversen Restriktionen (z.B. Begrenzung der Maulspalte) und auch Verhaltensanpassungen unterliegen, nämlich z.B. der positiven Selektion auf große und vor allem Eier-Tragende Individuen. Dies lässt erwarten, dass mit der Messung der Größe der Cladocera über die Saison und zwischen den Jahren zusätzliche Hinweise auf potentielle funktionale Mechanismen eruiert werden können.

Im Gegensatz zu den Cladocera, mit einem normalerweise ausgeprägten Jahresmaximum im späten Frühjahr oder Frühsommer (s. 2021, Abbildung 8), haben Copepoda häufig ein eher zweigeteiltes Jahresmaximum, einmal im sehr zeitigen Frühjahr (vor den Cladocera) und einmal im Spätsommer nach den höchsten Zahlen des Jahresmaximums der Cladocera. Dies wird in unseren Analysen für alle Jahre mehr oder weniger deutlich. Die Copepoden hatten demnach, im Gegensatz zu den Cladoceren, keine massiven Abundanzeinbrüche zwischen den Jahren zu verzeichnen (vgl. Abbildung 8 und Abbildung 9). Ebenso fielen die tendenziellen Differenzen zwischen den Abundanzen und den Biovolumina bei den Copepoden im Vergleich zu den Cladoceren eher gering aus.

Mit Ausnahme des Jahres 2021, in dem *Chaoborus* in der RMNE reichlich vorkam (Abbildung 10), wurden in den beiden folgenden Jahren fast keine Individuen mehr gefangen. Seit 2021 stieg die Abundanz nie über 0,1 Ind./L an. Der Juni 2021 zeichnete sich durch die höchste Gesamtabundanz aus und war auch die Abundanz signifikant höher als in jedem anderen Monat. Seitdem ging die Population zurück und erholte sich bis September 2023 nicht mehr. Zudem fiel auch auf, dass mit der Abnahme der Daphnien und Chaoboruslarven ab Mitte 2022 vermehrt Mysidaceen (Schwebgarnelen, invasive Arten *Limnomysis benedeni* und *Hemimysis anomala*) in den Proben gefunden wurden.

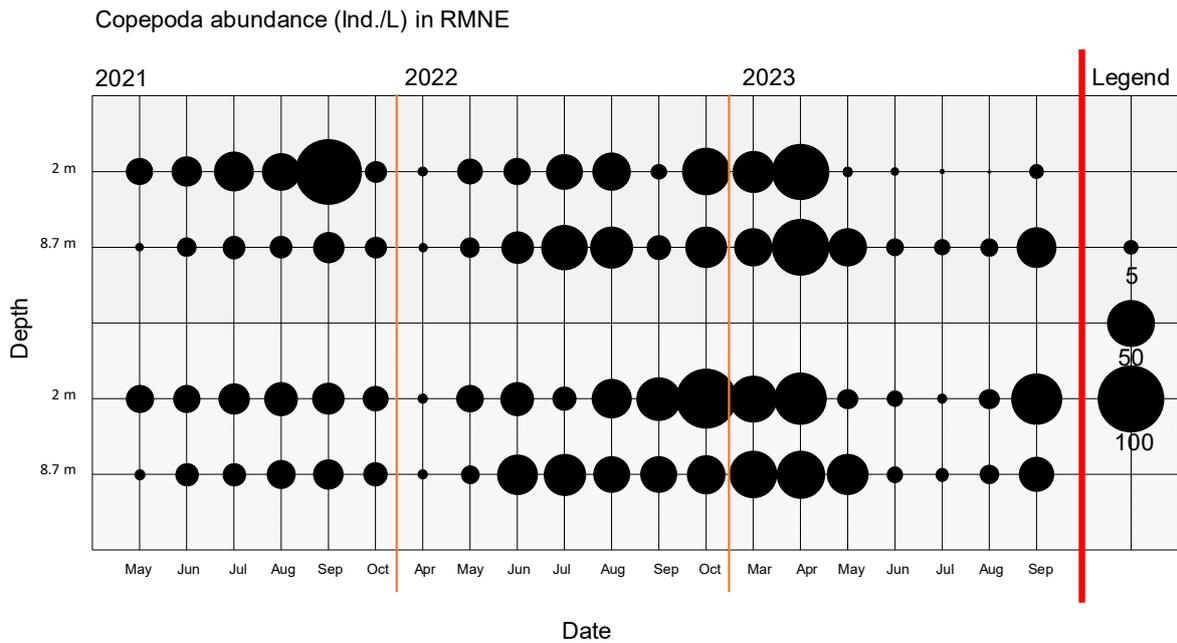


Abbildung 8: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der Copepoden in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

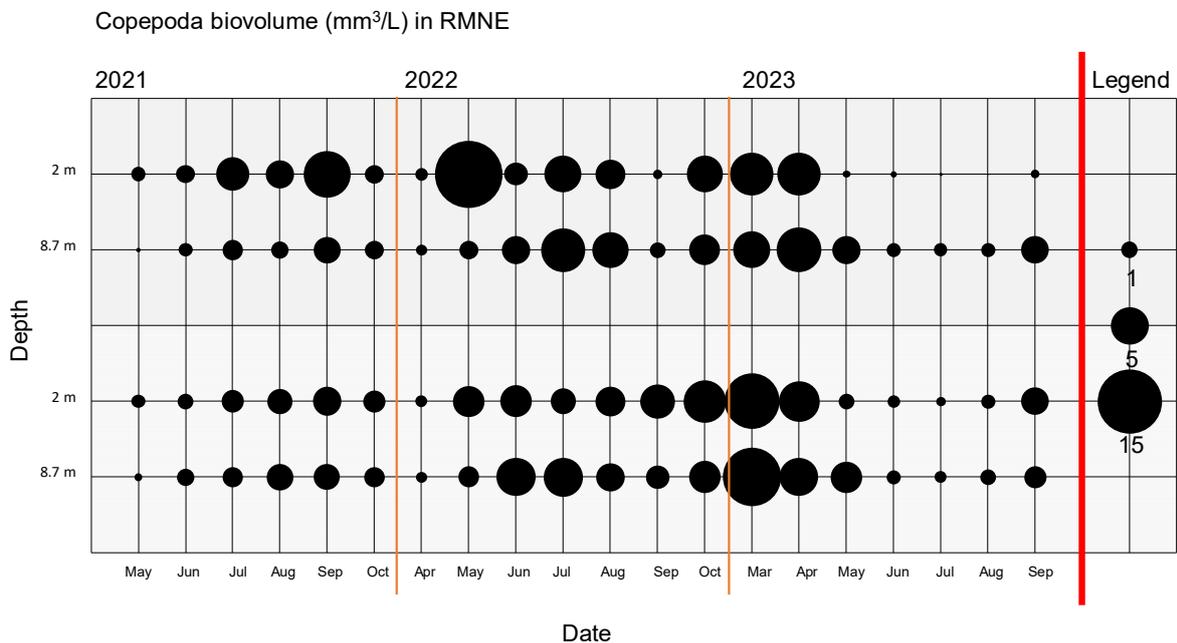


Abbildung 9: Biovolumen (mm<sup>3</sup>/L entspricht der Größe der Kreise) der Copepoden in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

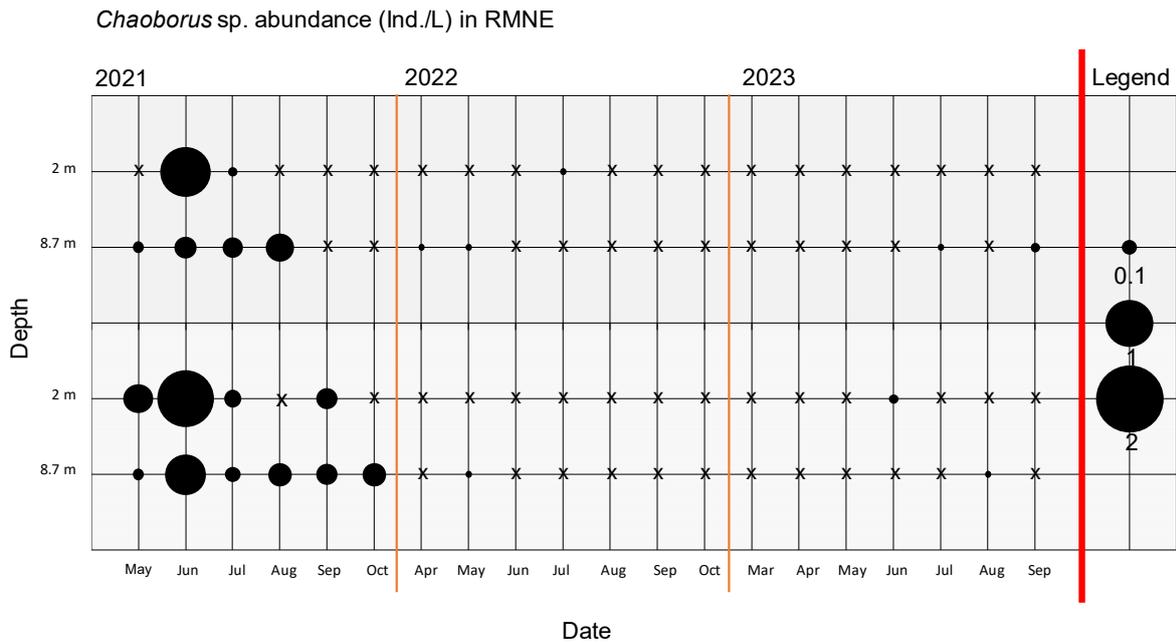


Abbildung 10: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der *Chaoborus*-Larven in der RMNE zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne *Chaoborus*-Larven Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

Ein Ziel des Projektes war es, praktikable und möglichst einfache Monitoringstrategien zu entwerfen. Für die Daphnien wurde daher eine Berechnung des Cladocera Size Index (CSI) durchgeführt. Der Index stammt aus dem Management der Talsperrenbewirtschaftung und gibt Informationen zum Größenspektrum der Daphnien und dessen Veränderung. Berechnet wird er nach folgender Formel:

$$CSI = \frac{\text{Biovolumen Daphnien} > 1\text{mm}}{\text{Biovolumen Daphnien gesamt}}$$

mit Biovolumen Daphnien >1 mm = Biovolumen (mm<sup>3-L</sup>) aller Daphnien, die größer als 1 mm sind und Biovolumen gesamt Daphnien = Gesamtes Biovolumen (mm<sup>3-L</sup>) der Daphnien in der Probe. Wird der Index mit 1 angegeben, bedeutet dies, dass alle Daphnien mindestens 1 mm groß waren, liegt er hingegen bei 0 waren alle Daphnien in der Probe kleiner als 1 mm.

In Abbildung 11 sind der CSI und die mittlere Größe der Cladocera in den Jahren 2015, 2021, 2022 und 2023 dargestellt. Der CSI im Jahr 2015 ergab, dass er in jeder Probe höher als 0,8 war, was auch die mittlere Größe widerspiegelt, die sich 2015 um 1,5 mm bewegte. Im Jahr 2021 nahm der CSI leicht ab, ebenso wie der Major-Messwert aus dem ZooScan (die Variable "Major" bezieht sich auf die Hauptachse der am besten an das Objekt angepassten Ellipse und gibt Auskunft über die Größe des Objekts, gemessen mit dem ZooScan in mm). Dennoch waren die Werte hoch und der CSI-Wert immer höher als 0,8. In den ersten drei beprobten Monaten des Jahres 2022 war der CSI-Wert höher als im Vorjahr mit Werten über 0,9. Bei der Betrachtung ist aber zu berücksichtigen, dass im April, Mai und Juni 2022 nur weniger als 10 Individuen von Cladocera gefunden worden waren, was die Aussagekraft dieser Werte massiv reduziert. In den letzten vier beprobten Monaten des Jahres 2022 ging der CSI enorm zurück. Die Werte fielen im Juli auf unter 0,3 und für den Rest des Jahres gar auf unter 0,1. Im Jahr 2023 stieg der CSI im Juni zwar auf ~0,95 zusammen mit dem Major auf ~1,34 mm, was den einzigen Monat im Jahr 2023 markiert, in dem CSI und Major vergleichbare Werte wie in den Vorjahren erreichten. Die statistische Analyse, bei dem der

Major über die vier Jahre hinweg verglichen wurden, zeigte einen nahezu signifikanten Unterschied zwischen 2015 und 2023. Dies deutet auf einen Rückgang der Durchschnittsgröße von Cladocera nach der Invasion von Fischen.

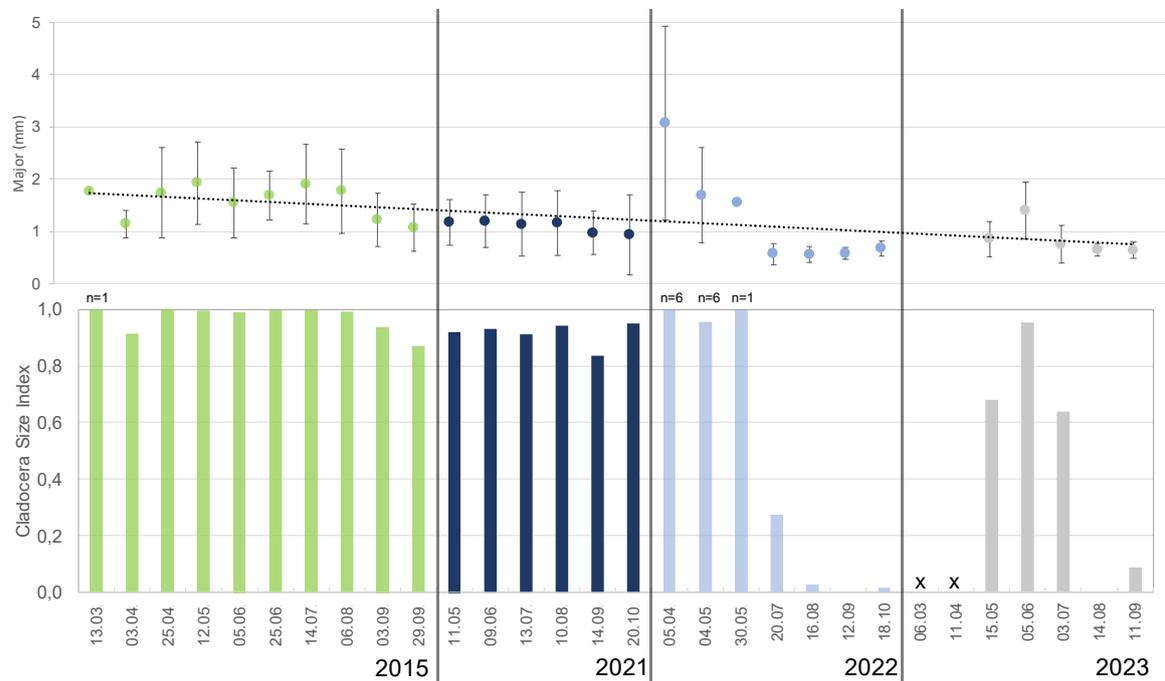


Abbildung 11: Major (oben: die Variable "Major" bezieht sich auf die Hauptachse der am besten an das Objekt angepassten Ellipse und gibt Auskunft über die Größe des Objekts, gemessen mit dem ZooScan in mm; Punkte = Major in Tagesproben; gestrichelte Linie = lineare Trendlinie) und Cladocera Size Index (unten: CSI, gibt Auskunft über den Anteil der Cladocera, die größer als 1 mm sind, im Vergleich zu allen Cladocera im jeweiligen System. Wenn alle Cladocera im Ökosystem größer als 1 mm sind, ist der Index gleich 1) in RMNE für verschiedene Monate in 2015 (Proben aus dem „vertikal haul“ von Kosmac and Wernecke), 2021, 2022 und 2023 (ermittelt aus Probennahmen mit dem Schindler-Patalas-Schöpfer im Epilimnion und Hypolimnion während des Tages zusammengeführt).

Betrachtet man alle Ergebnisse aus den Untersuchungen zum Zooplankton im Zusammenhang, dann liegt die logische Schlussfolgerung nahe, dass sich etwa ab Mitte 2021 im Ökosystem etwas grundlegend verändert hatte. Dadurch wurde die Zooplanktonartengemeinschaft massiv beeinflusst. Unsere Ergebnisse deuten dabei eindeutig auf den neuen Prädator im Baggersee hin, die Fische.

## Fische

Die standardisierten Befischungen vor und während des Projektes wurden mit Stellnetzen durchgeführt. Dabei betrug die kleinste Maschenweite 5,5 mm, wodurch die minimale Größe der zu fangenden Fische auf etwa 50 mm TL begrenzt ist. Dies ergibt natürlich kein exaktes Bild der Größenverteilung der gesamten Population. Aus diesem Grunde, und um das Fraßverhalten der Tiere <50 mm in unsere Betrachtungen untersuchen zu können, wurden im Frühjahr 2023 weitere Standardmethoden zur Erfassung von Fischen angewendet. Die Ergebnisse belegen klar, dass mit den Stellnetzen erwartungsgemäß immer nur ein Teil der Gesamtpopulation gefangen wird. Die Verhältnisse sind der Abbildung 12 zu entnehmen.

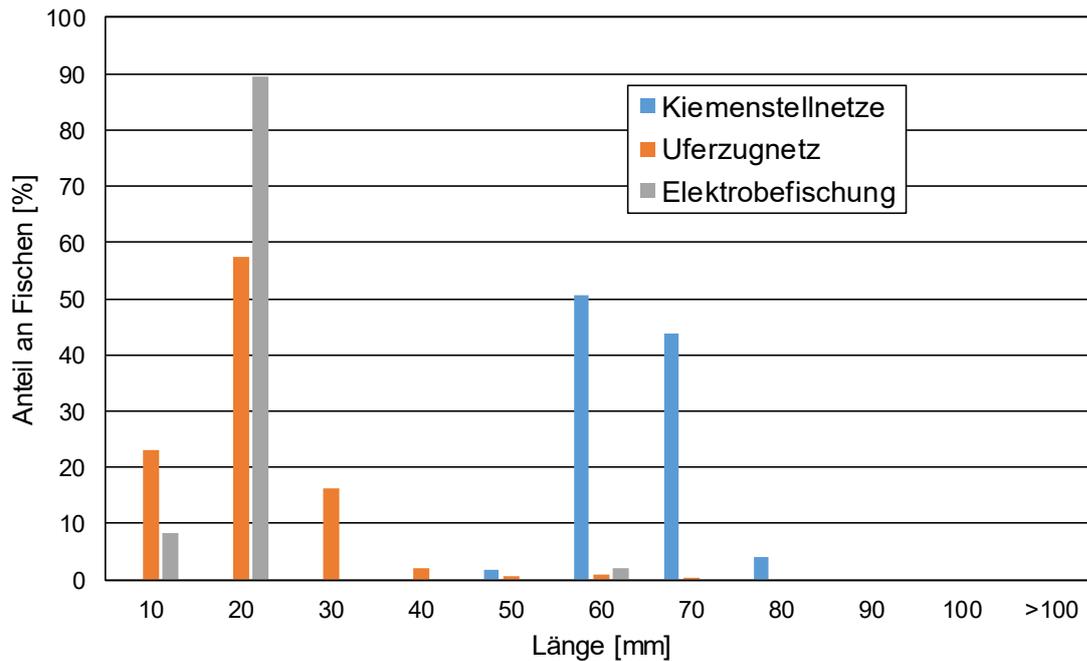


Abbildung 12: Längen-Häufigkeitsverteilung der gefangenen Moderlieschen nach Befischungsmethoden (kumulative Daten für das Frühjahr 2023).

Mit den Standardbefischungen jeweils im Frühjahr und Spätsommer eines jeden Jahres konnten wir 2019 erstmals Fische in der RMNE nachweisen. Über die Jahre gab es einen dramatischen Anstieg, mit dem klaren Muster, dass im Frühjahr wesentlich weniger Fische gefangen wurden als nach der Reproduktionsphase im Spätsommer. Die Ergebnisse verdeutlichen aber auch, dass nach dem bisherigen Höhepunkt der Abundanzen im Jahre 2022 eine deutliche Reduktion zum Folgejahr sichtbar wurde (Abbildung 13). Dies deutet an, dass die Fischpopulation möglicherweise den Abundanzhöhepunkt erreicht/überschritten hat.

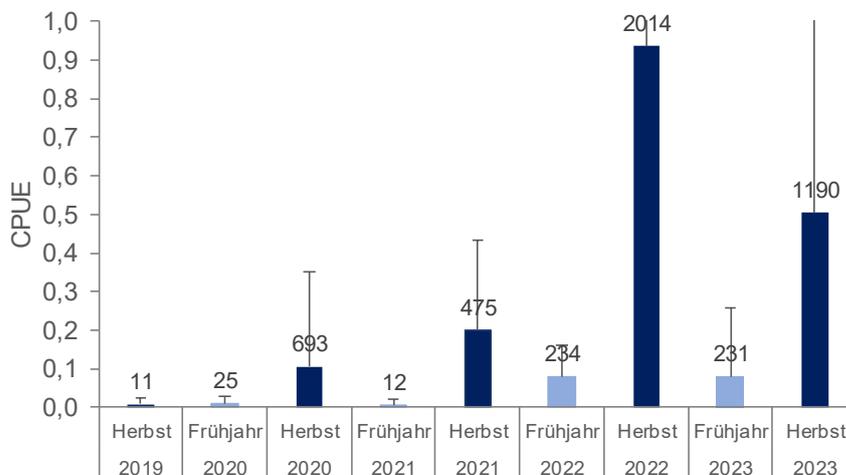


Abbildung 13: Mittlerer Catch per unit effort (CPUE, + StAbw.) der Moderlieschen, gefangen durch die Multimaschen-Kiemenstellnetze zu den angegebenen Zeitpunkten. Die Zahl an jedem Balken entspricht der Gesamtzahl gefangener Fische an dem jeweiligen Termin.

Neben den reinen Abundanzschwankungen zwischen Frühjahr und Herbst zeigen die dazugehörigen Längen-Häufigkeits-Diagramme den Zusammenhang zur Reproduktions- bzw. Wachstumsphase der Fische in der RMNE (Abbildung 14). Moderlieschen reproduzieren sich im Frühjahr (Mai-Juni) und eventuell im Frühsommer. Dies bedeutet, in den Spätsommerbefischungen erscheinen die Jungtiere aus der vorangegangenen Reproduktionsphase, die dann über den Herbst und Winter bis zur nächsten Befischung heranwachsen und in der Phase deutliche Verluste in der Individuenzahl erleiden. Die Verluste sind vermutlich mit den Nahrungsbedingungen und den Temperaturen während der pessimalen Bedingungen über den Winter korreliert. Auch in diesem Ergebnisteil scheint das deutlich reduzierte Größenspektrum vom Spätsommer 2022 zum Frühjahr 2023 (gegenüber den Vorjahren) eindeutig auf eine Kapazitätsbegrenzung der Ressourcen des Sees hinzudeuten, eine zu erwartende und in den vorherigen Jahren beobachtete Größenzunahme vom Herbst zum Frühjahr war nicht mehr erkennbar.

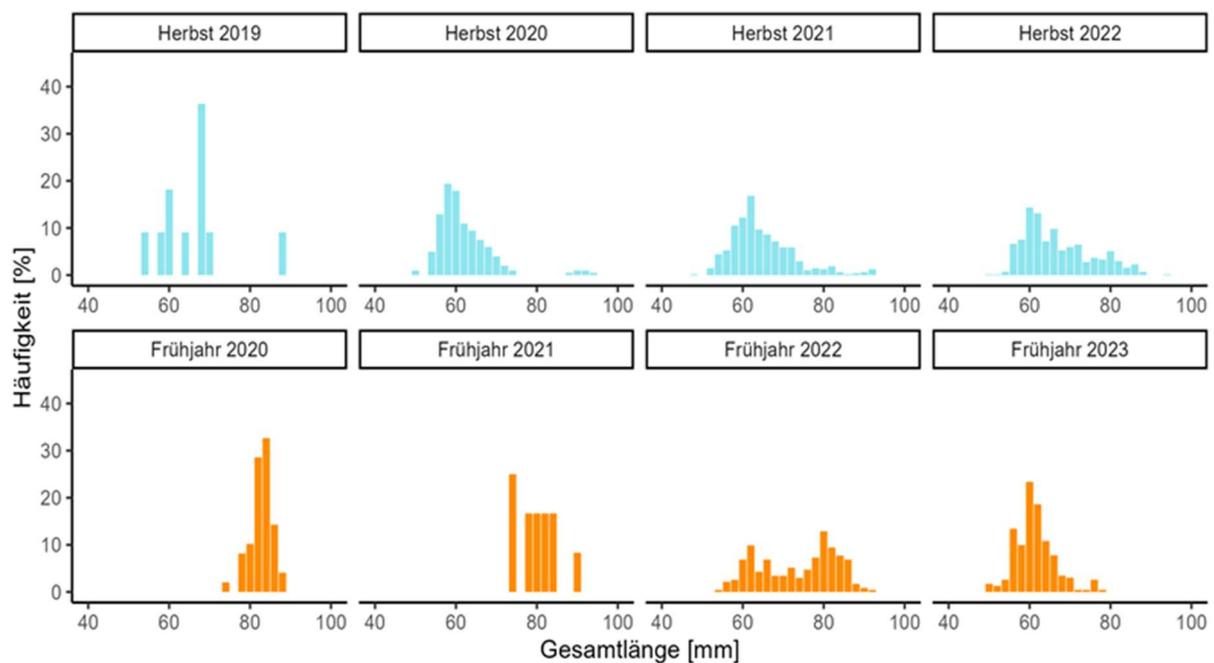


Abbildung 14: Längen-Häufigkeitsverteilung der Fische aus den Multimaschen-Kiemenstellnetzen zu den jeweiligen Beprobungszeitpunkten.

Dieser Umstand wird besonders verdeutlicht in der massiv reduzierten Kondition der Fische zwischen dem Spätsommer 2022 und dem anschließenden Frühjahr 2023, die anhand der dargestellten Längen-Gewichts-Regression zum Ausdruck kommt (Abbildung 15).

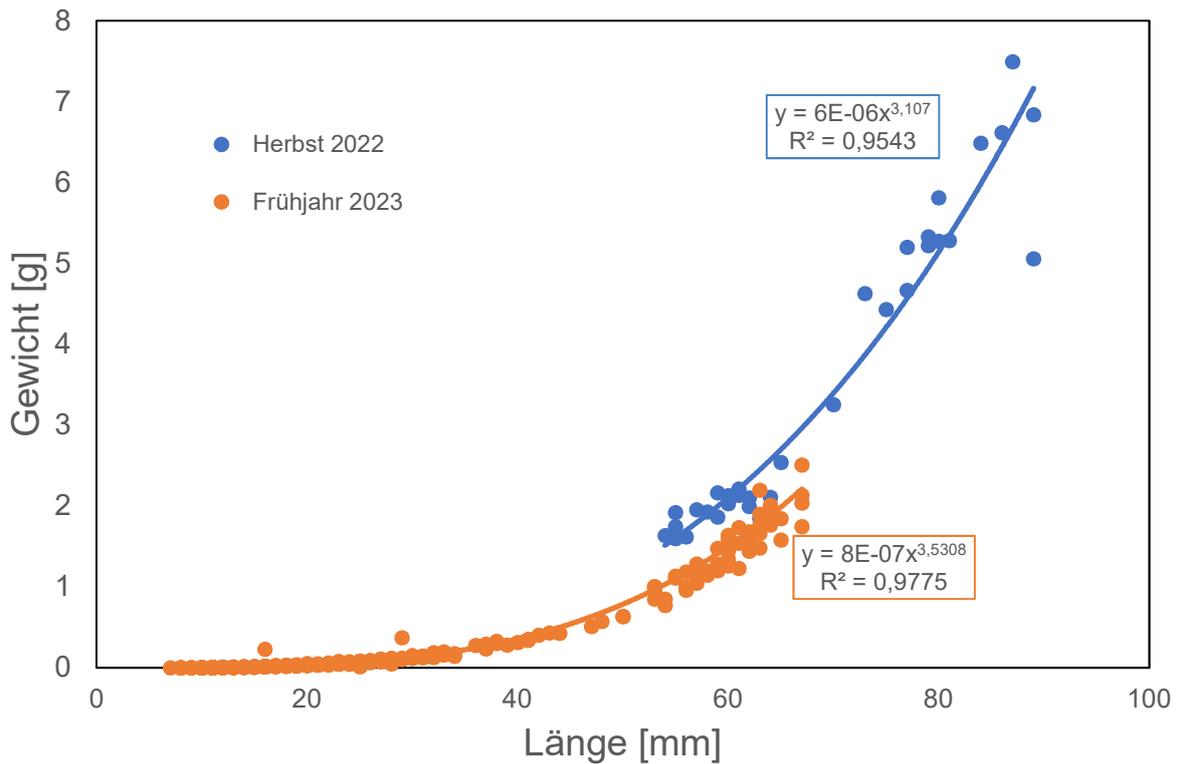


Abbildung 15: Längen-Gewichts-Regression (Potenzfunktion) für Herbst 2022 und Frühjahr 2023.  $R^2$  ist das Bestimmtheitsmaß der Regression.

In den Untersuchungen zum Darm-/Mageninhalt der Moderlieschen wurden vor allem Insekten gefunden (vgl. Abbildung 16), und zwar entsprechend des Ernährungstyps (oberständiges Maul) Insekten, die an der Wasseroberfläche erbeutet wurden. Dies waren im Wesentlichen schlüpfende Dipteren (Chironomidae, Chaoboridae etc.) sowie auf der Wasseroberfläche treibende Individuen, z.B. während und nach der Eiablage. Auch in diesem Teil der Untersuchungen wurden die unterschiedlichen Verfügbarkeiten von Ressourcen in Abhängigkeit von der Saison deutlich, und zwar anhand des erhöhten Anteils nicht identifizierbarer Nahrungspartikel. Diese steigen nach unserer jahrzehntelangen Erfahrung mit vielen Fischarten besonders dann an, wenn weniger Nahrung zur Verfügung steht. Weniger Nahrung bedeutet dabei, dass die bisher aufgenommenen Nahrungspartikel länger im Darm verbleiben und dabei weiter abgebaut werden. Verwunderlich war aus unserer Sicht zu diesem Zeitpunkt, dass nahezu keine Zooplanktonorganismen von den Moderlieschen gefressen worden waren, egal ob Frühjahr oder Spätsommer. Da gleichzeitig die Zooplanktonabundanzen in der RMNE aber drastisch abgenommen hatten (s.o.), blieb die Frage, welcher Mechanismus zu dieser Reduktion beigetragen hatte.

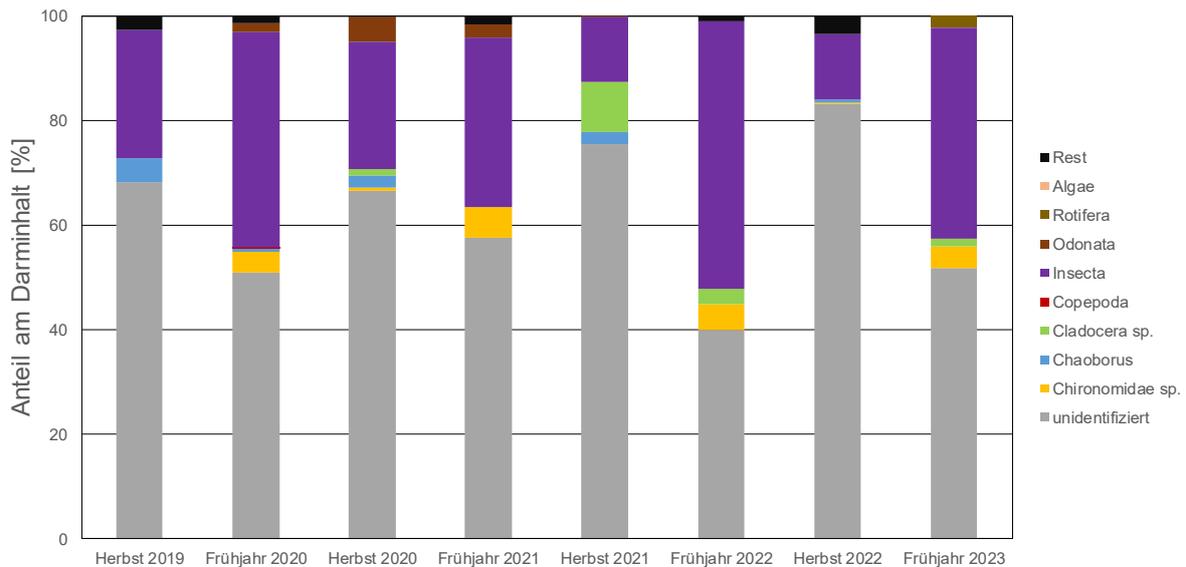


Abbildung 16: Mittlerer Anteil der aufgeführten Taxa und Gruppen am Darminhalt der Fische (>50 mm) aus der Stellnetzbefischung zu den Befischungszeitpunkten.

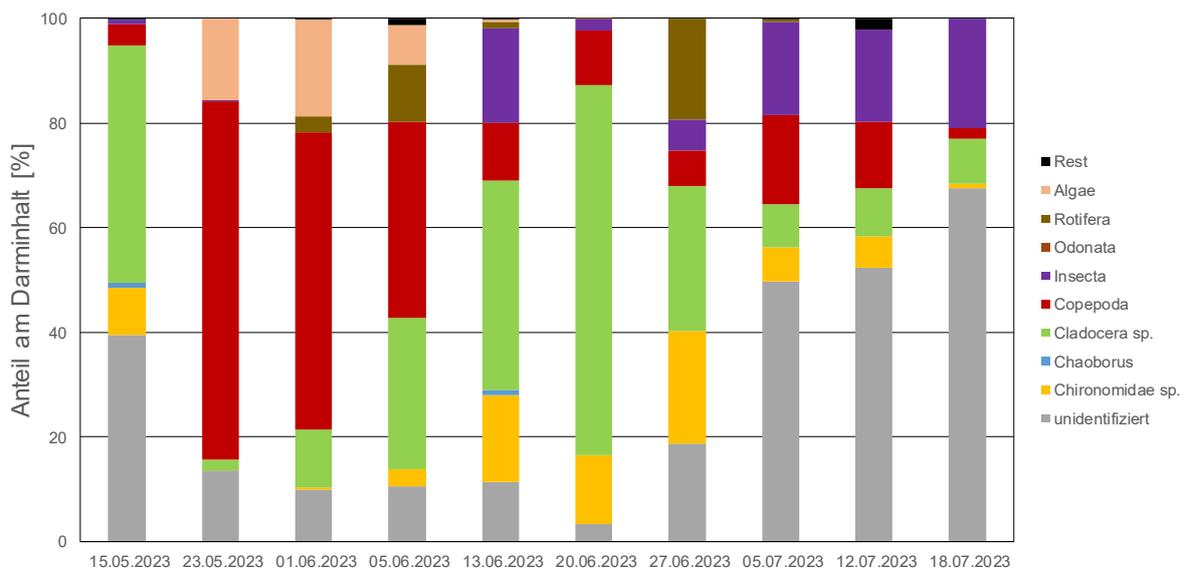


Abbildung 17: Mittlerer Anteil der aufgeführten Taxa und Gruppen am Darminhalt der Fische (< 50 mm) aus der Uferzugnetzbefischung zu den Befischungszeitpunkten.

Aus diesem Grunde wurden im Frühjahr 2023 intensive Untersuchungen der Jungtiere der Moderlieschen durchgeführt, die mit Uferzügen im Litoral der RMNE gefangen worden waren. Die Darm-/Mageninhaltsuntersuchungen dieser Altersgruppe belegen eindeutig, dass die allerjüngsten Moderlieschen zunächst Copepoden und danach vermehrt Cladoceren konsumiert hatten, also sich entsprechend des saisonalen Angebots in der RMNE vor allem von Planktonorganismen ernährt haben (Abbildung 17). Mit dem Wachstum der Jungtiere wurden dann vermehrt auch Insekten gefressen, und wiederum nahm der Anteil nicht identifizierbarer Nahrungsanteile zum Sommer hin zu, ein Hinweis auf schwindende Ressourcen für die wachsende Population.

Mit unserer Kooperationspartnern Jun.-Prof. Dr. Ann-Marie Waldvogel und PD Dr. Kathrin Lampert (Uni Köln) wurde die Analyse des Einwanderungsweges der Moderlieschen weiter vorangetrieben. Dazu waren Moderlieschen aus dem einzigen nahe gelegenen Gewässer mit bekanntem Moderlieschenbestand (Rosau) gefangen und für genetische Analysen konserviert worden. Zusätzlich waren Moderlieschen eines Großhändlers, der Aquarien- und Zoofachgeschäfte am Unteren Niederrhein beliefert, abgeholt und ebenfalls für einen genetischen Vergleich konserviert worden. Der genetische Vergleich der Proben sollte, wenn möglich dazu beitragen, den Ursprung der Moderlieschen im Reeser Meer Norderweiterung zu klären. Um die Herkunft der Fische im Reeser Meer zu klären wurden verschiedenen genetische Marker analysiert. Außerdem wurden die Fische vermessen, um morphologische Ähnlichkeiten bestimmen zu können. Die molekularen und die morphologischen Untersuchungen ergaben, dass die Fische im Reeser Meer nicht aus der unmittelbaren Umgebung eingewandert sein können. Obwohl es, aufgrund ihrer sehr geringen genetischen Variabilität, sehr wahrscheinlich ist, dass die Fische ausgesetzt wurden, können die Moderlieschen des beprobten Fischhändlers als Quelle ausgeschlossen werden, es müssen hier weitere Untersuchungen mit verschiedenen Herkunftsquellen analysiert werden.

Im Zuge der etablierten Kooperation mit Prof. Dr. Bernd Sures (Uni Duisburg-Essen) wurde die Parasitenzönose dieses einmaligen Ein-Arten-Fisch-Systems fertiggestellt. Dazu wurden sowohl Fisch- als auch Planktonproben genommen. Alle Fische wurden gewogen, gemessen und parasitologisch untersucht. Anhand der in der vorliegenden Studie gefundenen Prävalenzen und der Prävalenzen aus einer früheren Studie von Wells (2022) wurde ein zeitlicher Trend der Parasitenpopulationen ermittelt. Der Bandwurm *Ligula intestinalis* wurde von Wells (2022) erstmals im Herbst 2021 gefunden, mit einer Prävalenz von <5 %. Im Sommer 2022 wurden wiederum keine mit *L. intestinalis* infizierten Fische nachgewiesen, aber im Herbst 2022 wurde eine *L. intestinalis*-Prävalenz von fast 87 % festgestellt, was eine sehr schnelle Besiedlungsgeschwindigkeit bedeutet. Darüber hinaus wurde eine Haplotyp-Analyse einer im See gefundenen *L. intestinalis*-Probe durchgeführt, bei der die Sequenzen mit bereits gemeldeten Haplotypen verglichen wurden. Es wurden zwei verschiedene Haplotypen gefunden, die bereits von anderen Standorten und Fischwirten in Europa und Nordafrika bekannt sind. Außerdem wurden drei Trematodenarten in den Augen der Fische gefunden: *Diplostomum pseudospathaceum*, das bereits von Wells (2022) seit der ersten parasitologischen Untersuchung des Sees im Jahr 2020 gefunden wurde, und je ein Individuum der Arten *Diplostomum mergi* und *Tylodelphys clavata*, die im Untersuchungsgebiet bisher nicht beschrieben worden waren. Es werden also ständig neue Parasiten in das Untersuchungsgebiet eingeschleppt, deren weitere Entwicklung untersucht werden muss. Weder die Infektion eines Fisches mit dem Bandwurm, noch mit Trematoden hatte signifikante Auswirkungen auf sein Gewicht oder seine Standardlänge. Allerdings war die Höhe eines Moderlieschens jedoch bei Fischen mit *L. intestinalis*-Infektion signifikant größer als bei Bandwurm-freien Fischen. Außerdem waren die Fische in der Sommerprobe signifikant kürzer, je mehr Trematoden sie beherbergten. Diese Ergebnisse sollten zukünftig in die Betrachtung der ökosystemaren Zusammenhänge in der RMNE mit integriert werden.

## Libellen

Im Laufe der Erfassungen im Jahr 2023 konnten im Untersuchungsgebiet insgesamt 19 Libellenarten festgestellt werden. Bei der letzten Untersuchung im Jahr 2017 – definitiv vor dem Vorhandensein von Fischen im See – waren es 21 Arten. Vier Arten dieses aktuellen Inventars sind auf der nun schon älteren Roten Liste der gefährdeten Libellenarten in NRW (Conze & Grönhagen, 2011): *Libellula fulva* (RL 2, stark gefährdet), *Aeshna grandis* (RL 3, gefährdet), *Brachytron pratense* (RL 3, gefährdet) und *Coenagrion pulchellum* (RL 3, gefährdet). Bundesweit sind alle Arten ungefährdet und die oben genannten vier Arten haben am Niederrhein auch einen Verbreitungsschwerpunkt in NRW. Weitere zwei Arten sind auf der Vorwarnliste in NRW, da ihre Bestände in NRW deutlich zurückgehen: *Erythromma najas*, *Lestes sponsa*. Die Kleine Königlibelle (*Anax parthenope*) hat in den letzten Jahren sehr deutlich zugenommen und ist mittlerweile im Flachland von NRW weit verbreitet. Der Nachweis der Eiablage in der Abgrabung ist dafür ein zusätzliches Indiz und die Art kann hier auch bodenständig sein!

Die meisten Arten waren auch bodenständig und teilweise konnten immer noch, wenn auch weniger deutlich als noch im Jahr 2017 - im landesweiten Vergleich – sehr große Populationen festgestellt werden. Diese Abschwächung der Abundanzen in der Norderweiterung kann ursächlich auch mit der nun bestehenden Konkurrenz bzw. dem Jagddruck durch zwischenzeitlich im Gewässer nachzuweisende Fische zurückgeführt werden. Dies reduziert die bislang überregionale Bedeutung der Norderweiterung bzw. des Gewässerensembles im Untersuchungsgebiet. Die Artenzahl und -zusammensetzung ist aber nach wie vor typisch und repräsentativ für die im Untersuchungsgebiet angebotenen Gewässerstrukturen in der niederrheinischen Landschaft.

## Amphibien

Insgesamt war die Tiergruppe der Amphibien im Untersuchungsgebiet im Jahre 2021 nur mit den drei Arten Teichmolch, Kammmolch und Teichfrosch vertreten und damit ausgesprochen artenarm. Dabei verwundert vor allem das Fehlen von ansonsten in Nordrhein-Westfalen so häufigen und weit verbreiteten Arten wie Grasfrosch und Erdkröte. Die drei in diesem Baggersee vorkommenden Arten sind dafür in recht großen und individuenreichen Populationen vorhanden. Von besonderem Wert für den Natur- und Artenschutz ist dabei das Vorkommen des Kammmolches, der im Naturraum „Niederrheinisches Tiefland“ und auch in ganz Nordrhein-Westfalen (Schlupmann et al. 2011b) sowie in ganz Deutschland (ROTE-LISTE-GREMIUM AMPHIBIEN UND REPTILIEN 2020) zu den gefährdeten (Kategorie „3“) Tierarten gehört. Zudem ist die Art sogar europaweit bedroht und genießt auch im europäischen Recht einen hohen Schutzstatus. So wird sie als „Art von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen“, im Anhang II der FFH-Richtlinie und als „streng zu schützende Art von gemeinschaftlichem Interesse“ im Anhang IV der FFH-Richtlinie geführt (AMT FÜR AMTLICHE VERÖFFENTLICHUNGEN DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT 2004). Die meisten Populationen des Kammmolches in Nordrhein-Westfalen sind klein oder sehr klein. Von den 527 Fundmeldungen mit Angaben zu Bestandsgrößen entfielen immerhin 17 % nur auf Einzeltiere, 41 % auf die Größenordnung 2-10 Exemplare und 37 % auf die Kategorie 11-100 Exemplare. Lediglich 5,5 % der Meldungen gaben eine Größenordnung von 101-1000 Tieren und nur 0,4 % noch größere Bestände an (Kupfer & von Bülow 2011). Die Population im „Reeser Meer Norderweiterung“ mit einer geschätzten Größenordnung von mindestens 1000

Individuen kann daher als sehr selten eingestuft werden und hat sicherlich schon eine landesweite Bedeutung für die Art. Diese Einstufung entspricht der aus der vorherigen Untersuchung im Jahr 2016, weshalb ein wesentlicher Einfluss der Moderlieschen auf die Amphibienpopulationen im Reeser Meer Norderweiterung bisher nicht festgestellt werden konnte.

## Knappheide

### Physikalisch/Chemische Analysen und Trophie

Wiederum exemplarisch für das Jahr 2022 dargestellt, schwankte die Temperatur des Oberflächenwassers (1 m Tiefe) zwischen 6,8 °C im März und 22,9 ° im August (Abbildung 18). Im März 2022 war der See noch vollständig durchmischt. Ab Mitte Mai begann sich das Oberflächenwasser zu erwärmen und es bildete sich bis einschließlich September eine Temperaturschichtung des Wasserkörpers aus. Mitte Mai 2022 lag die Sprungschicht bei 6 m Wassertiefe, Mitte September bei 11 m. Die Verlagerung der Sprungschicht war daher im Jahr 2022 ähnlich stark ausgeprägt wie im Vorjahr.

Die Temperaturschichtung wird aber nicht nur durch Witterung und Wind beeinflusst, sondern auch durch den Zustrom von Grundwasser. Im Sommer wäre bei einem starken Zustrom des dann vergleichsweise kühlen Grundwassers eine ausgeprägtere Temperaturschichtung zu erwarten gewesen. Folglich kann der Grundwasserzustrom im See Knappheide als relativ gering angesehen werden.

Während sich an der Oberfläche die Sauerstoffkonzentration zwischen 8,3 und einem Maximum von 12,4 mg/l (im März durch stärkere Entwicklung des Phytoplanktons bei zunehmendem Licht) bewegte und nahe bei bzw. leicht über der Sättigung lag (ca. 92-100 %), nahm die Sauerstoffkonzentration unterhalb der Sprungschicht im August und September ab (Abbildung 19). Mitte September 2022 lag sie in der Tiefe nur noch bei 2 mg/l. Ursachen hierfür sind der wegen der Schichtung fehlende Austausch mit Luftsauerstoff in der Tiefe sowie die hier vorherrschenden Abbauprozesse, bei denen Sauerstoff verbraucht wird. Wegen der etwas stärker ausgeprägten und später wieder aufgelösten Temperaturschichtung waren die Sauerstoffdefizite in der Tiefe des Sees im Jahr 2022 größer als im Vorjahr. Das betroffene Seevolumen (nur unterhalb 10 m) blieb aber gering.

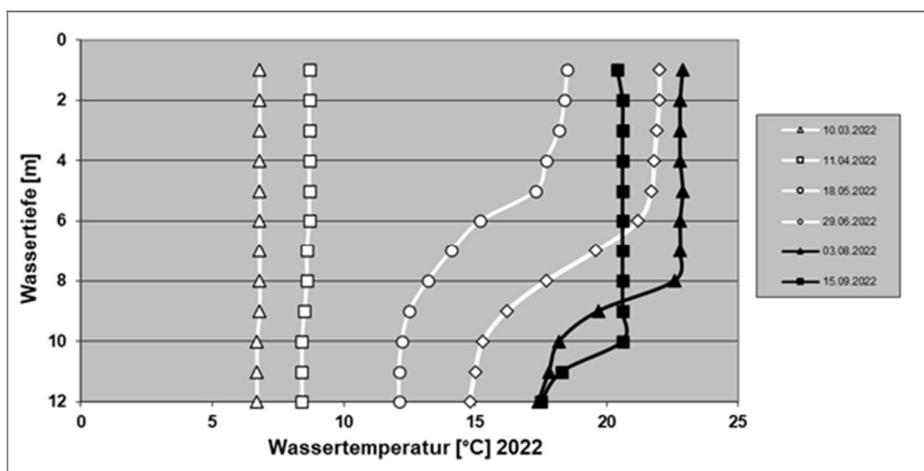


Abbildung 18: Gemessene Temperatur (°C) im See Knappheide von März bis September 2022.

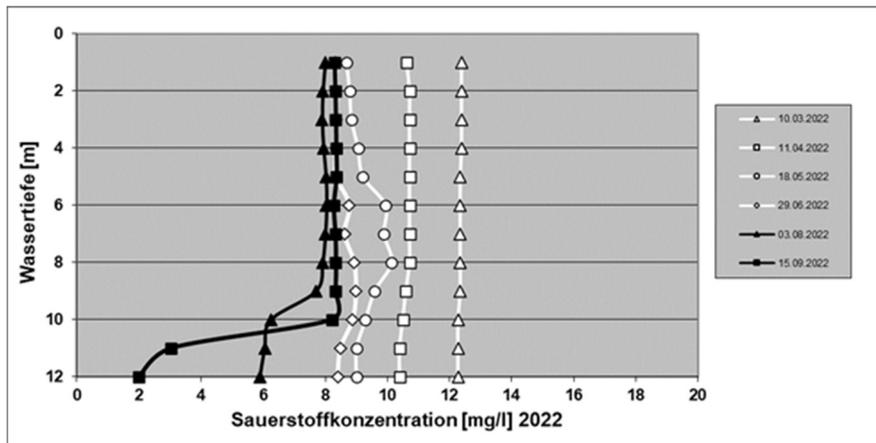


Abbildung 19: Gemessene Sauerstoffkonzentration im See Knappheide von März bis September 2022.

Die Sichttiefe ist ein einfach zu messender Parameter für die Transparenz des Wassers. Die Transparenz bestimmt, wie viel Licht bis zu welcher Tiefe in den See eindringt, und damit auch, bis zu welcher Tiefe ausreichend Licht für das Wachstum von Pflanzen verfügbar ist. Typischerweise tritt in Seen wie der Knappheide ein Minimum der Sichttiefe im Frühjahr auf, verursacht durch eine hohe Konzentration des Phytoplanktons. Für dieses sind die Bedingungen im Frühjahr mit einer wieder stärkeren Sonneneinstrahlung und einer ausreichenden Nährstoffversorgung im durchmischten Wasserkörper besonders günstig. Im Jahr 2023 war dies wie im Vorjahr gut zu beobachten (Abbildung 20).

Das Minimum der Sichttiefe (Maximum des Phytoplanktons) wird i.d.R. von einem Klarwasserstadium (Maximum der Sichttiefe) gefolgt, wenn die Phytoplanktonorganismen durch das Zooplankton aufgefressen worden oder abgestorben sind. Danach geht das Zooplankton wieder zurück und das Phytoplankton erholt sich wieder. Dieser Wechsel wiederholt sich typischerweise zyklisch.

Allerdings ist die zyklische Entwicklung des Phyto- und Zooplanktons angesichts der groben Messintervalle nicht immer genau zu verfolgen und auch nicht der einzige die Sichttiefe bestimmende Faktor. Einerseits können bestimmte Zustände des Sees bedingt durch die Länge der Messintervalle durchaus der Untersuchung entgehen. Andererseits haben neben dem Plankton auch andere Faktoren einen deutlichen Einfluss auf die Sichttiefe. An erster Stelle zu nennen ist für den See „Knappheide“ die mineralische Trübung durch den Zufluss von Einspülwasser. Daher war die Sichttiefe im See im Jahr 2020 noch grundsätzlich niedrig (Abbildung 20) und lag mit 1-3 m deutlich unter den Werten für vergleichbare Abtragungsgewässer (aber ohne aktiven Abbau oder Einspülwasserzufluss). Im Jahr 2023 war die Sichttiefe jedoch deutlich größer und erreichte am 16.05.2023 bis zu 7,4 m. Die sehr hohen Werte aus den beiden Vorjahren (11,5 bzw. 10 m) wurden jedoch nicht wieder erreicht.

Wegen der größeren Transparenz des Wassers bzw. dem verstärkten Einfall von Licht war grundsätzlich davon auszugehen, dass sich in der Folge auch das Phytoplankton und die Wasserpflanzen stärker entwickeln würden. Die stärker ausgeprägte Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons, messbar mittels der Sauerstoffkonzentration (s.o.), sowie die ausgedehntere Entwicklung der submersen Makrophyten (s.u.) belegen dies.

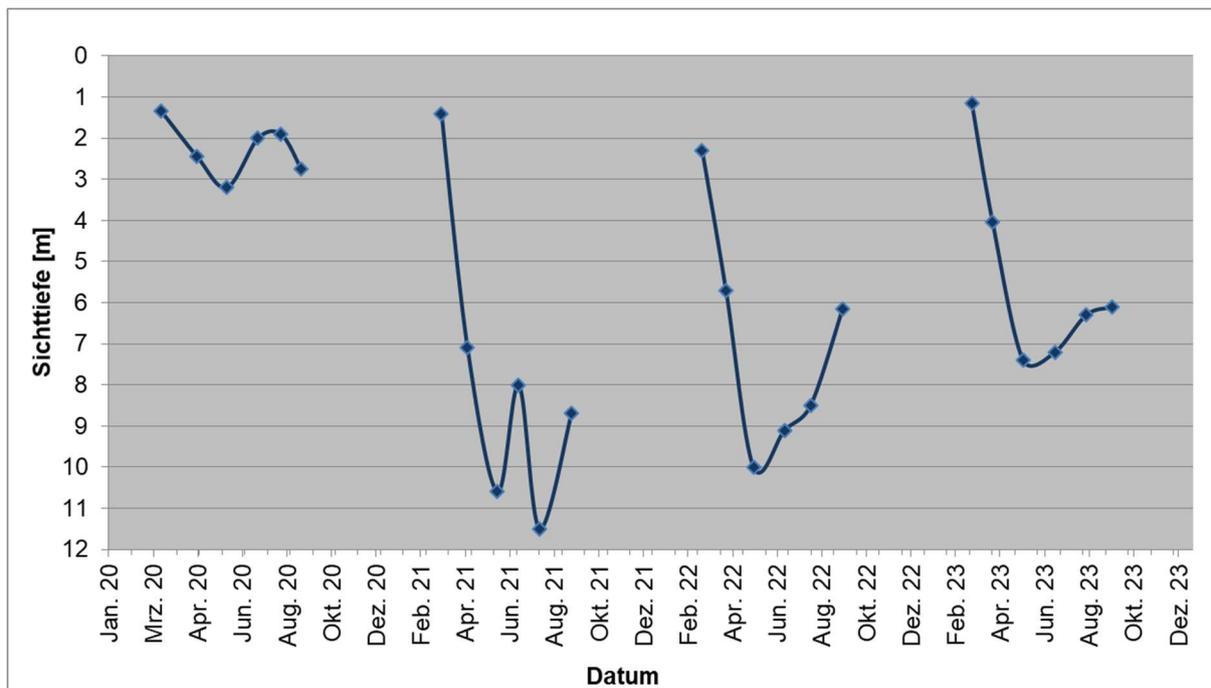


Abbildung 20: Sichttiefe im Abtragungsgewässer „Knappheide“ an je 6 Terminen zwischen März und September für die Jahre 2020 bis 2023.

Im Stickstoffhaushalt zeigt Nitrat eindeutig einen landwirtschaftlichen Einfluss über das Grundwasser. Entsprechend ist auch der Gesamtstickstoffgehalt erhöht. Beide Parameter haben einen deutlich rückläufigen Trend von etwa 50% im Vergleich zur Ausgangssituation im Jahr 2020. Die Gehalte an Ammonium und Nitrit liegen in Konzentrationen vor, wie sie den üblichen Schwankungsbreiten oligo- bis mesotropher, niederrheinischer Baggerseen entsprechen. Die geringen Nitritgehalte sind auf Umsetzungsprozesse abgestorbener Biomasse zurückzuführen und in den gemessenen Konzentrationen unbedenklich.

Der Gesamtphosphorgehalt bewegt sich im Bereich mesotroph. Naturgemäß sind die Phosphorgehalte während der Zirkulation höher als zur Stratifikation. Gesamtphosphor zeigt einen rückläufigen Trend. Dies könnte ein Hinweis auf nicht mehr vorhandenen Eintrag von Trübstoffen über Kieswaschwasser sein. Das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor gibt an, dass die Produktivität des Gewässers durch Phosphor limitiert ist. Innerhalb der Salze entsprechen Chlorid, Kalium, Natrium, Magnesium und Calcium den geogenen Hintergrundwerten. Sulfat war hingegen leicht erhöht. Eisen war während der Frühjahrsvollzirkulation leicht erhöht.

Die LAWA-Berechnung führt zu einem Trophieindex von 1,38; das entspricht dem Trophiegrad oligotroph, der für diesen Seentyp formal gar nicht vorgesehen ist. Eine Trophieklassifikation an in Abtragung befindlichen Baggerseen und künstlichen Seen mit einem Alter von weniger als 5 Jahren ist gemäß der Richtlinie nur eingeschränkt anwendbar. Aus der Beobachtung zahlreicher Baggerseen am Niederrhein ist der mesotrophe Zustand für die nächsten Jahrzehnte für die das Gewässer Knappheide als realistisch anzusehen.

## Aquatische submerse Vegetation

Tabelle 3 stellt den Bewuchs der aquatischen Makrophyten in den Jahren 2020-2023 dar, errechnet aus den Mittelwerten der Häufigkeitsklassen für alle Transekte, Untersuchungstermine und Tiefenzonen. Im Jahr 2020 wurden drei aquatische Makrophyten nachgewiesen, im Jahr 2021 vier Arten, im Jahr 2022 sechs Arten und im Jahr 2023 sieben Arten. Auffällig war, dass sich die Summe der Häufigkeiten aller Arten im Jahr 2023 weiter deutlich von 10,5 auf 17,9 erhöht hat. Dies entspricht der vorab geäußerten Erwartung, dass sich die Wasserpflanzen nach der verbesserten Sichttiefe im See ab 2021 stark ausbreiten werden.

Im Jahr 2023 war die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) dominant, gefolgt vom Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton pusillus*) und Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*). Im Jahr 2022 war noch das Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton pusillus*) die dominante Art, gefolgt von Rion's Wasserhahnenfuß (*Ranunculus rionii* = *Ranunculus trichophyllus* ssp. *rionii*).

Tabelle 3: Liste der in den Jahren 2020-2023 im Untersuchungsgewässer nachgewiesenen Arten aquatischer Makrophyten. Angegeben sind für jede Art die Mittelwerte der Häufigkeiten für alle Termine, alle Transekte und alle Tiefenzonen.

	2020	2021	2022	2023
<i>Chara globularis</i>				0,80
<i>Elodea nuttallii</i>			0,5	6,70
<i>Myriophyllum spicatum</i>			1,6	4,60
<i>Potamogeton pectinatus</i>		0,1	0	0,10
<i>Potamogeton pusillus</i>	2,20	3,8	4,63	4,63
<i>Ranunculus rionii</i>	1,70	1,5	3,53	1,45
<i>Zannichellia palustris</i>	1,20	0,4	0,18	0,40
<b>Summe</b>	<b>5,10</b>	<b>5,75</b>	<b>10,50</b>	<b>17,88</b>

Tabelle 4 zeigt die unteren Makrophytengrenzen, die im Sommer des jeweiligen Jahres ermittelt wurden. Vom Jahr 2020 bis zum Jahr 2022 war eine kontinuierliche Zunahme der mittleren unteren Makrophytengrenze von 2,9 m bis auf 7,3 m festzustellen. Dies ist in Zusammenhang mit der Einstellung der Abbautätigkeit zu sehen. Im Jahr 2023 lag die untere Makrophytengrenze bei 7,4 m. Die in den Jahren 2022 und 2023 ermittelten Werte von 7,3 m bzw. 7,4 m liegen nach Succow & Kopp (1985) im mesotrophen Bereich.

Tabelle 4: Seit dem Jahr 2020 im Untersuchungsgewässer ermittelte unteren Makrophytengrenzen im Sommer des jeweiligen Jahres

Transekt	2020	2021	2022	2023
1	4,2	3,7	6,8	6,7
2	2,7	4,1	6,2	7,9
3	2,7	3,2	7,6	7,4
4	2	3,3	8,5	7,5
<b>Mittelwert</b>	<b>2,9</b>	<b>3,6</b>	<b>7,3</b>	<b>7,4</b>

Es ist insgesamt davon auszugehen, dass die Entwicklung der Wasserpflanzen sich den veränderten Bedingungen in den nächsten Jahren weiter anpasst und insgesamt ein dynamischer Prozess ist. Die im Jahr 2022 erstmals nachgewiesene Wasserpest *Elodea nutallii* dürfte, ähnlich wie in anderen Seen beobachtet, das größte Ausbreitungspotential im See haben.

## Zooplankton

Analog zur RMNE wurde das Plankton monatlich zwischen Mai 2021 und September 2023 an der tiefsten Stelle des Sees in zwei Gewässertiefen beprobt. Die Proben wurden mit herkömmlichen Methoden und mit dem ZooScan ausgewertet.

Auch in Knappheide war keine eindeutige Vertikalwanderung bei den Cladoceren ersichtlich (Abbildung 21), was in einem fischfreien See auch nicht zu erwarten gewesen wäre. Daphnien wurden aber auch hier überwiegend nachts gefangen. Die Varianz der Abundanz wurde in der statistischen Analyse des Verteilungsmusters (Linear Mixed Effects Model) durch den Faktor Datum mit ~52 % und den Faktor Tageszeit mit ~48 % erklärt und die Tiefe hatte keinen Einfluss auf die Verteilung der Daphnien. Ein visueller Vergleich zwischen RMNE und Knappheide zeigt (vgl. Abbildung 6 und Abbildung 21), dass die Abundanz in im See Knappheide generell höher war. Im Gegensatz zu RMNE schien die Abundanz auch gleichmäßiger über die drei Jahre verteilt zu sein, ohne dass es zu extremen Einbrüchen der Populationen kam und auch weniger Monate, in denen keine Cladocera gefunden wurden. In RMNE schien die Gesamtabundanz im Früh- bis Spätsommer am höchsten zu sein, während sie im See Knappheide im Frühjahr bis Frühsommer am höchsten zu sein schien.

Abbildung 1: Zeitplan der geplanten Untersuchungen

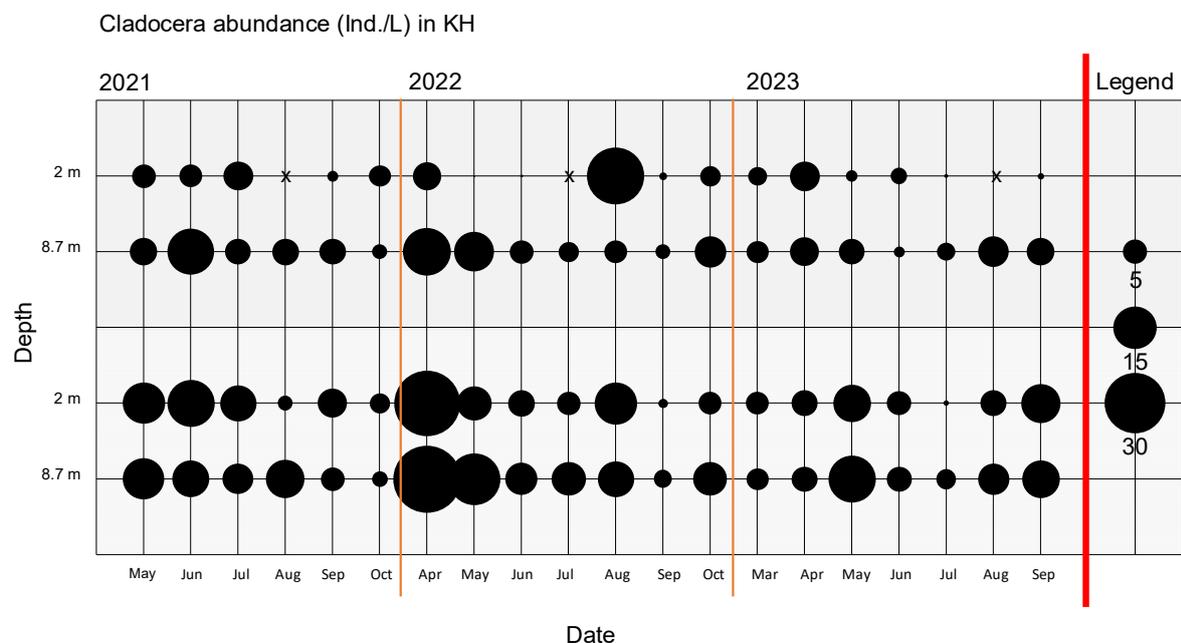


Abbildung 21: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der Daphnien im See Knappheide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden.

X=Proben ohne Daphnien. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

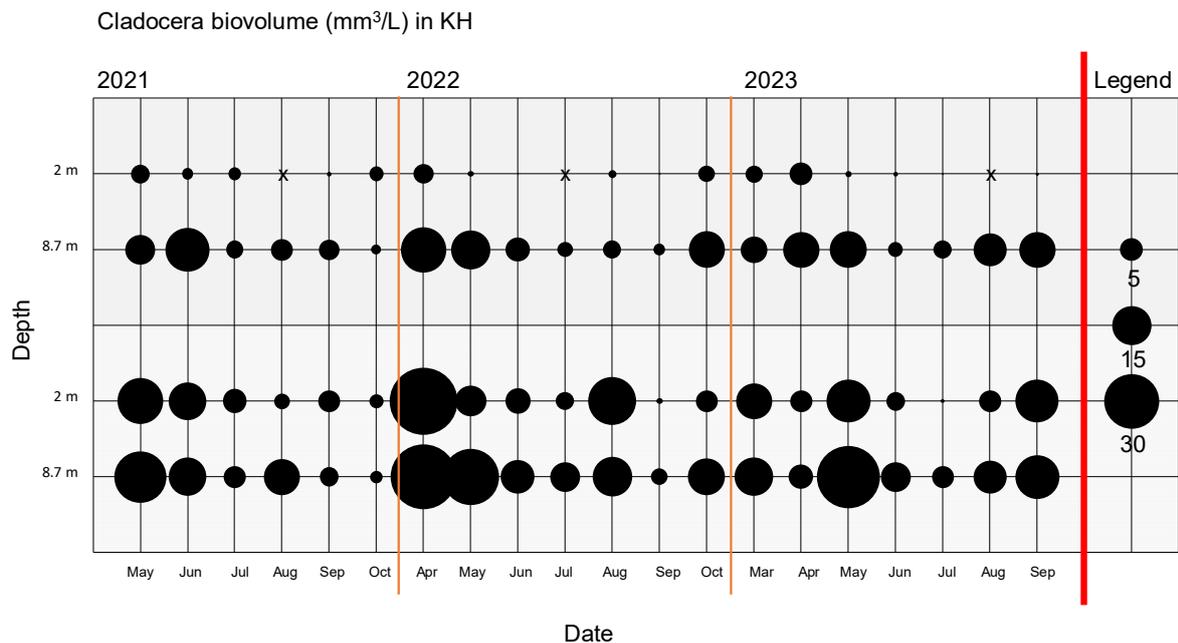


Abbildung 22: Biovolumen (mm<sup>3</sup>/L entspricht der Größe der Kreise) der Daphnien im See Knappeheide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne Daphnien. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

Anders als in der RMNE waren große Individuen von Daphnien sowohl im Epi- als auch im Hypolimnion zu finden und die mittlere Größe der Daphnien unterschied sich kaum voneinander. Dies untermauert, dass im Reeser Meer Norderweiterung, wo es zu signifikanten Größenunterschieden zwischen Daphnien im Hypo- und Epilimnion kam, Anpassungen des Verhaltens der Daphnien an die Fische zu sehen sind, obwohl keine eindeutige Vertikalwanderung anhand der Abundanzen gezeigt werden konnte. Der Cladocera Size Index (CSI) für Knappeheide zeigt ebenfalls keine Unterschiede zwischen Hypo- und Epilimnion. Zwar nimmt der CSI im Verlauf des Jahres etwas ab, es kommt jedoch nicht zu einem Einbruch wie im Reeser Meer Norderweiterung, was bedeutet, dass in Knappeheide zu jedem Zeitpunkt größere Mengen Daphnien >1mm vorhanden waren.

In der Knappeheide wurde die höchste Abundanz der Copepoden im Juli 2021 im Epilimnion gemessen, tagsüber mit einem Wert von knapp 67 Ind./L. Insgesamt fiel an diesem See auf, dass die Copepoden im Frühjahr in eher geringen Abundanzen vorkamen, die sich zum Spätsommer hin erhöhten (Abbildung 23). Zu keiner Zeit wurden größere Unterschiede in den Abundanzen und Biovolumina zwischen den Tiefen gefunden (vgl. Abbildung 23 und Abbildung 24). Die statistische Analyse der Verteilungsmusters (Linear Mixed Effects Model) erklärte deshalb die Varianz in der Abundanz von Copepoda im See Knappeheide zu über 96 % durch den Faktor Datum und weniger als 4 % durch den Faktor Tageszeit. Vergleicht man die beiden Seen, so zeigt sich, dass die Gesamtabundanz im RMNE insgesamt größer war als im See Knappeheide.

Die Abundanz von *Chaoborus* im See Knappeheide zeigte keine Einbrüche und insgesamt war *Chaoborus* während der Nacht sehr häufig anzutreffen (Abbildung 25). Die

Varianz in der Abundanz von *Chaoborus* wurde wiederum nur gering durch den Faktor Tageszeit (~14 %) aber im Wesentlichen durch den Faktor Datum (~86 %) erklärt. Im Vergleich war die Gesamtabundanz von *Chaoborus* im See Knappheide höher als in der RMNE, obwohl 2021 beide Populationen noch absolut vergleichbar waren (vgl. Abbildung 10 und Abbildung 25).

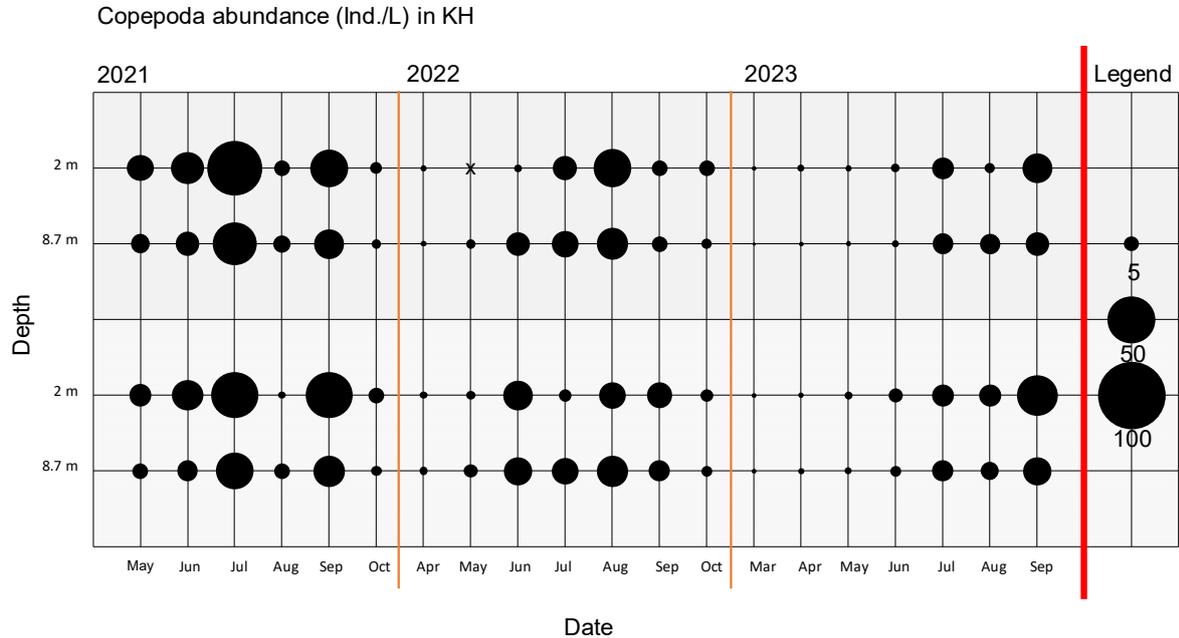


Abbildung 23: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der Copepoden im See Knappheide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

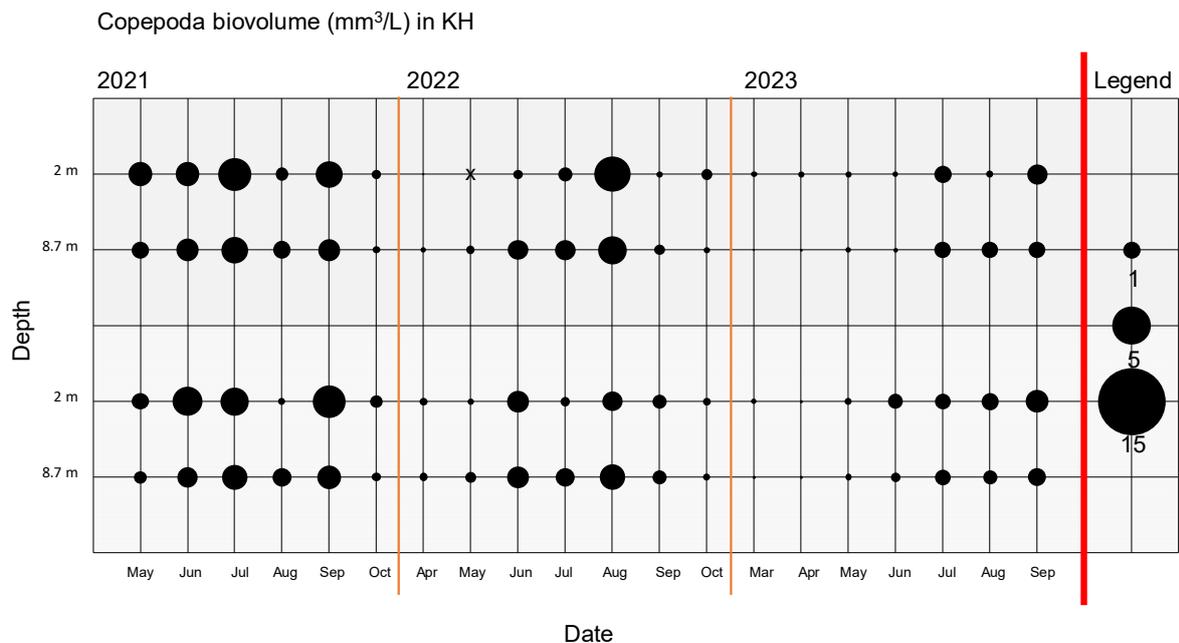


Abbildung 24: Biovolumen (mm<sup>3</sup>/L entspricht der Größe der Kreise) der Copepoden im See Knappheide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und

Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

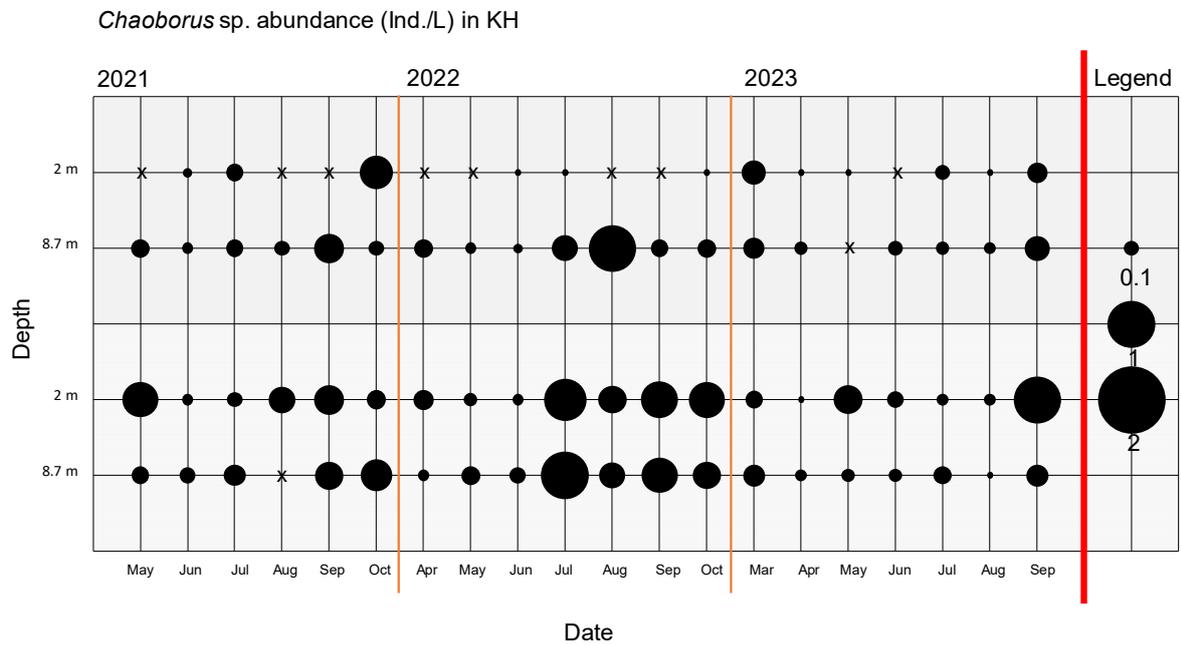


Abbildung 25: Abundanz (Ind./L entspricht der Größe der Kreise) der *Chaoborus*-Larven im See Knappheide zwischen Mai 2021 und September 2023 in zwei Tiefen (Epilimnion, 2 m und Hypolimnion, etwa 9 m). Graue Flächen markieren Proben, die nachts genommen wurden. X=Proben ohne *Chaoborus*-Larven. Am rechten Rand der Grafik sind exemplarisch die Kreisgrößen als Skala dargestellt.

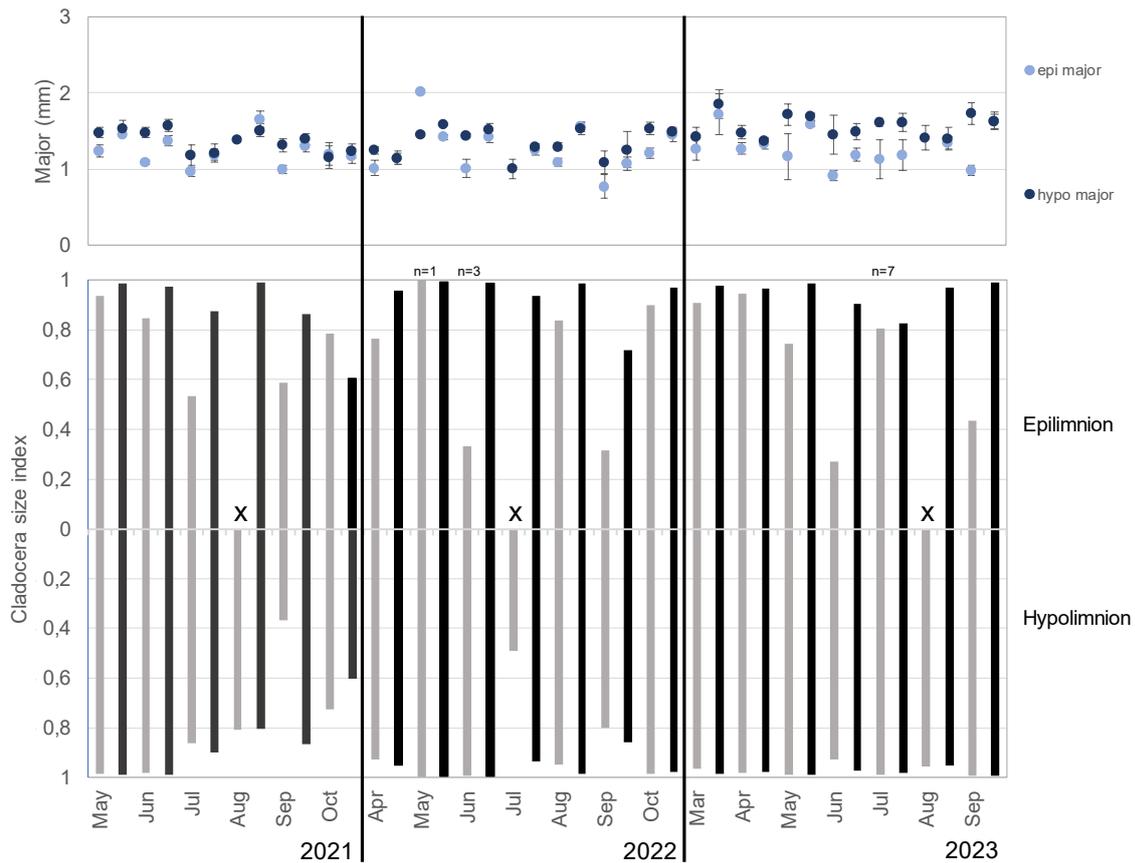


Abbildung 26: Major (oben: die Variable "Major" bezieht sich auf die Hauptachse der am besten an das Objekt angepassten Ellipse und gibt Auskunft über die Größe des Objekts, gemessen mit dem ZooScan in mm; hellblaue Punkte = Major Epilimnion; dunkelblaue Punkte = Major Hypolimnion) und Cladocera Size Index (unten: CSI, gibt Auskunft über den Anteil der Cladocera, die größer als 1 mm sind, im Vergleich zu allen Cladocera im jeweiligen System. Wenn alle Cladocera im Ökosystem größer als 1 mm sind, ist der Index gleich 1) im See Knappeide für verschiedene Monate 2021, 2022 und 2023. Graue Säulen = Tagesproben; schwarze Säulen = Nachtproben; Säulen nach oben = Epilimnionproben; Säulen nach unten = Hypolimnionproben; X = keine Cladocera in der Probe.

Im See Knappeide sank die durchschnittliche Größe mit dem Major-Messwert im Hypolimnion nie unter 1 mm. Für das Epilimnion sank er nie unter 0,9 mm, außer im September 2022 tagsüber (~0,77 mm), was auch die kleinste im See Knappeide gemessene Durchschnittsgröße über die gesamten drei Jahre hinweg darstellt (Abbildung 26). Die CSI-Werte im See Knappeide spiegeln ebenfalls größtenteils die Entwicklung des Majors über den untersuchten Zeitraum wider. Es gab nur wenige CSI-Werte unterhalb von 0,5, und alle übrigen CSI-Werte waren relativ hoch und erreichten bei mehr als der Hälfte der Messungen Werte von über 0,9. Sie waren besonders hoch während der Nacht. Wiederum im Gegensatz zur RMNE ergab der statistische Vergleich zwischen den Jahren keine signifikanten Unterschiede in der Entwicklung des Gesamt-CSI.

Alle Ergebnisse aus den Zooplanktonuntersuchungen im See Knappeide zeigen zusammenfassend das Bild eines Sees, in dem es bisher keine Organismen gibt, die sich im Wesentlichen vom Zooplankton (Daphnien und Copepoden) ernähren. Das Vorkommen des Zooplanktonräubers Chaoborus (der aber mengenmäßig Daphnien und Copepoden im See nicht wirklich kontrollieren kann) auch während des Tages im Epilimnion, der wiederum extrem

von gut Fischen gefressen wird (und dort nicht gefangen werden könnte wenn es Fische gäbe) belegt, im See Knappheide scheinen bisher keine Fische vorzukommen.

## Fische

Im September 2020 wurde das Abgrabungsgewässer „Knappheide“ erstmalig auf einen potenziellen Fischbestand untersucht. Bei allen weiteren Untersuchungen in den Jahren 2021 bis 2023 (gleiches Untersuchungsschema wie in der RMNE) war der See Knappheide weiterhin frei von Fischen. Auch die Beobachtungen von großen Daphnien sowie tagsüber sich in den oberflächennahen Bereichen des Sees aufhaltenden Büschelmücken-Larven belegen einen nach wie vor fischfreien Zustand.

## Amphibien

Die Amphibien im See Knappheide wurden sowohl im Jahre 2021 als auch 2023 von der gleichen Firma mit vergleichbaren Methoden untersucht. Wir stellen daher hier lediglich die zusammenfassenden Ergebnisse aus dem Jahre 2023 dar, die nur in wenigen Details von denen aus dem Jahre 2021 abweichen. Alle Daten, Beschreibungen und Abbildungen wurden den entsprechenden Berichten des durchführenden Büros entnommen.

Insgesamt ist die Tiergruppe der Amphibien im Untersuchungsgebiet nur mit den vier Arten Teichmolch, Kammmolch, Seefrosch und Teichfrosch vertreten und damit ausgesprochen artenarm (Tabelle 5). Dabei verwundert in den Laichgewässern vor allem das Fehlen von ansonsten in Nordrhein-Westfalen so häufigen und weit verbreiteten Arten wie dem Grasfrosch und der Erdkröte, die allerdings die bewaldeten Bereiche im Norden des Gebietes als Landlebensraum nutzt (Abbildung 27). Drei der vier in dem Untersuchungsgebiet „Knappheideseesee“ vorkommenden Arten sind dafür in relativ großen und individuenreichen Populationen vorhanden.



Abbildung 27: Die Lage der für den Kammmolch angelegten Ersatzlaichgewässer A, B/D und C im Untersuchungsgebiet „Knappheidesee“. In dem großen Baggersee selber wurden Larven und frisch metamorphosierte Jungtiere beim Landgang vom Teichmolch an den Uferstrecken T1 und T2 sowie ein männlicher Kammmolch im Hochzeitskleid im Jahr 2021 am Standort K1 und ein weiteres Exemplar im Jahr 2023 grob geschätzt ungefähr am Standort K2 (Quelle: Universität Köln) gefunden. Entlang des nördlichen Fahrweges wurden an der Strecke E1 zahlreiche relativ frisch metamorphosierte Erdkröten gefunden, die aller Wahrscheinlichkeit nach aus dem nördlich angrenzenden älteren Baggersee E2 stammen.

Tabelle 5: Vorkommen der Amphibienarten im Bereich des Untersuchungsgebietes „Knappheidesee“ und die Einstufung dieser Arten in der Roten Liste NRW (einschließlich des Naturraumes Niederrheinisches Tiefland) (SCHLÜPMANN et al. 2011b), der Roten Liste von Deutschland (ROTE-LISTE-GREMIUM AMPHIBIEN UND REPTILIEN 2020) und den Anhängen der Flora-FaunaHabitat-Richtlinie (AMT FÜR AMTLICHE VERÖFFENTLICHUNGEN DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT 2004).

Art	„Knappheidesee“ und Kleingewässer				Rote Liste Niederrheinisches Tiefland	Rote Liste NRW	Rote Liste Deutsch- land	FFH Anhang
	A	B/D	C	See				
Teichmolch	+	++	+	+	*	*	*	–
Kammmolch	++	++	++	+–	3	3	3	II + IV
Teichfrosch	–	++	+	+–	*	*	*	–
Seefrosch	–	+–	–	+–	D	D	D	–
Erdkröte	–	–	–	–	*	*	*	–

++ = größeres Vorkommen nachgewiesen, + = kleineres Vorkommen nachgewiesen, +– = Fund von Einzeltieren, – = Art nicht nachgewiesen

\* = ungefährdet, 3 = gefährdet, D = Daten unzureichend, – = Art nicht aufgeführt

## Zusammenfassende Betrachtung des abiotischen und biotischen Monitorings in beiden Untersuchungsgewässern

Ziel der Untersuchungen an den beiden Gewässern RMNE und Knappeide war es, mit einem kontinuierlichen Monitoring den naturschutzfachlichen Zustand zu beschreiben und dabei mit einem besonderen Augenmerk auf Veränderungen zu fokussieren. Veränderungen in einzelnen abiotischen und biotischen Parametern sollten dabei Hinweise auf eine Entwicklungsdynamik der Ökosysteme geben, die letztendlich eine Prognose erlauben würden, wie sich die Lebensräume entwickeln könnten.

Die Ergebnisse aller Untersuchungen im See Knappeide belegen eine mehr oder weniger kontinuierliche Entwicklung von einem Abgrabungsgewässer im Betrieb zu einem Baggersee ohne aktiven Betrieb und damit ohne die typischen Charakteristika, die durch den Abbauprozess zu erwarten sind. Dabei ist der primäre Faktor, die mineralische Trübung dann wiederum für viele weitere Entwicklungen verantwortlich, sei es beim Plankton oder auch der aquatischen submersen Vegetation. Hinzu kommen natürlich die Einflüsse des Umlandes (z.B. Nährstoffeintrag durch umgebende Landwirtschaft) und dabei werden über das Grundwasser durchaus auch weiterreichende lokale Einflüsse in einem See transportiert. Erwartungsgemäß reagieren dabei die verschiedenen Charakteristika/Organismusgruppen mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten auf Veränderungen. So hat beispielsweise die Abnahme der Trübung und die damit einhergehende Erhöhung der Sichttiefe unmittelbar einen Einfluss auf die submerse aquatische Vegetation, sie wird sich aber, wenn überhaupt, nur deutlich langsamer bei einer Gruppe wie den Libellen bemerkbar machen. Insgesamt zeigt das Bild aller Untersuchungen am See Knappeide eine kontinuierliche Verbesserung auf allen Ebenen, der See kann in der Zukunft eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung bekommen und ist selbst im aktuellen Zustand bereits eine große Bereicherung für die aquatischen Lebensräume in dieser Region.

Bei der Reeser Meer Norderweiterung (RMNE) hatte die ökologische Entwicklung des Gewässers bereits früher begonnen, ganz besonders dadurch unterstützt, dass in dem östlichen Teil der Gesamtfläche der Abgrabung, kein Einfluss des Abgrabungsbetriebs (also im Wesentlichen mineralische Trübung) im westlichen Teil erkennbar war (s. Abbildung 28). Dies ist im Unterschied zum See Knappeide, bei dem der Abbaubetrieb bis Herbst 2020 auf das ganze Ökosystem wirken konnte.



Abbildung 28: Luftbildaufnahme von der Reeser Meer Norderweiterung vor der Öffnung der Verbindung beider Teilbereiche der Abgrabung im nördlichen Bereich. Im westlichen Teil fand zum Zeitpunkt der Aufnahme die Gewinnung von Kies und Sand statt, während im östlichen Teil bereits seit Jahren kein Abgrabungsbetrieb mehr stattgefunden hatte und die Uferbereiche bereits renaturiert worden waren.

Dank der jahrelangen Vorarbeiten zum Projekt, mit den detaillierten Untersuchungen auf allen Ebenen, war die Phase ohne Fische und damit die Entwicklung einer außergewöhnlichen Biozönose mit der Leitart Kammmolch in der Reeser Meer Norderweiterung perfekt dokumentiert. Alle Untersuchungen im Bereich der RMNE innerhalb des Projektes, von den abiotischen Faktoren bis hin zu den Fischen und Amphibien, ergeben dabei aktuell ein absolut schlüssiges Bild, welches die dynamische Entwicklung dieses Abtragungsgewässers nachzeichnet. Mit dem erstmaligen Fang von Fischen im Spätsommer 2019, sowie dem nachfolgenden exponentiellen Populationswachstum bis zur (vermutlichen) Nahrungs-Kapazitätsgrenze (Spätsommer 2021) hat das Auftreten dieses neuen Gliedes im trophischen Beziehungsgefüge das Ökosystem nachhaltig verändert. Ein derartiger drastischer Top-Down Effekt von einem invasiven Räuber (nicht im Sinne des Auftretens nicht einheimischer Arten und ebenfalls nicht im Sinne des Begriffs „Räuber“ in Bezug auf das Moderlieschen) bis hin zu den abiotischen Faktoren (Beispiel Sichttiefe, vgl. Abbildung 5) ist in limnischen Bereichen bisher nur selten erkennbar gewesen und funktional so gut wie an diesem Beispiel durch alle trophischen Ebenen quantitativ beschrieben worden.

Inwieweit die Organismengruppen, die nicht direkt durch das Auftreten der Moderlieschen betroffen waren (wie dies für das Zooplankton und Chaoboriden, Chironomiden als Nahrung gezeigt wurde), sondern durch nachgeschaltete Prozesse auf längeren Zeitskalen beeinflusst werden (z.B. Libellen oder die langfristige Entwicklung der Amphibienpopulationen), lässt sich anhand unserer Untersuchungen allenfalls erahnen. Dennoch bleibt festzuhalten, dass die Ergebnisse eine funktionale Interpretation der

Schlüsselfaktoren im Sinne der von uns im Antrag formulierten Hypothesen erlauben. Mit Bezug auf die oben formulierten Hauptziele des Monitorings können wir anhand der gewonnenen Ergebnisse damit den oben unter Punkt 3 genannten Aspekt eindeutig als erfüllt konstatieren. Der gewählte Umfang des Monitorings mit den hier verwendeten Methoden lässt eine sinnvolle Verknüpfung der einzelnen Analysen zu einem ökosystemaren Gesamtbild mit der Darstellung funktionaler Zusammenhänge als Grundlage für das hierarchische Expertensystem zu.

## *AP3 – Key-Parameter und Expertensystem*

Ein Baggersee ist, wie viele andere Lebensräume der belebten Umwelt, ein hochkomplexes Ökosystem und aufgrund der vielfältigen Stellschrauben kann man wohl konstatieren, jeder Baggersee ist unterschiedlich. Die zentrale Frage aus naturschutzfachlicher Sicht ist dabei häufig die nach einer Klassifikation: ist der Baggersee in seinem Umfeld als absolut hochwertig und unverzichtbar, doch eher als mittelmäßig oder gar aus naturschutzfachlicher Sicht von untergeordneter Bedeutung einzustufen? Mit dem Wissen einer solchen Klassifikation könnte dann eine Prioritätenliste hinsichtlich des Schutzes auf lokaler und auf regional übergeordneter Ebene vorgenommen werden. Diese Einstufung ist somit eine notwendige Grundlage für den Abwägungsprozess, inwieweit eine vorwiegend anthropogene Nutzung (Freizeit, Hochwasserschutz, Fischerei) gegenüber der naturschutzfachlichen Bedeutung dominieren sollte/könnte.

In unserem Projekt wurden zwei Seen über 3 Jahre (mit mehr oder weniger ausgedehnten Voruntersuchungen) untersucht, die sich in ihrer Entwicklung massiv unterschieden. Der eine See (RMNE) hatte eine mehr oder weniger kontinuierliche Entwicklung über rund 10 Jahre zu einem außergewöhnlichen Baggersee genommen, und dies sowohl aus limnologischer, ökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. Dann kam es zu einer Invasion und das komplette System geriet in einen, nennen wir es vorsichtig, anderen ökologischen Zustand. Dagegen hat die Entwicklung im See Knappheide nach der Abgrabung hin zu einem See gerade begonnen, der vergleichbar mit dem See RMNE vor der Invasion anzusehen ist, wiederum sowohl aus limnologischer, ökologischer und naturschutzfachlicher Sicht.

In unserer zentralen Hypothese hatten wir zur Darstellung des aktuellen Bildes und auch der Entwicklungsprozesse in diesen Baggerseen das Zooplankton in den Mittelpunkt gestellt. Die weiteren Untersuchungen der Abiotik und der anderen organismischen Gruppen sollten dann diese zentrale Hypothese stützen und zu einer ganzheitlichen Bild der Ökosysteme beitragen. Dieses Bild aus den Monitoringergebnissen und die Darstellung der Entwicklungsprozesse sollte schließlich dazu dienen, zu einer Einschätzung zu kommen, wie sich der Baggersee zukünftig entwickeln könnte und ob dabei ein Zustand erreicht wird, dem eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung in der Landschaft zukommt.

Deshalb wären zunächst die Fragen zu beantworten, konnten wir (1) die Entwicklung der Seen alleine mit der Darstellung des Zooplanktons, respektive einzelnen Parametern zur Beschreibung der Zooplanktongemeinschaft, nachzeichnen und gab es (2) Ergebnisse aus den anderen Gruppen und Untersuchungen, die diesem Zooplankton-Bild widersprachen, bestätigten oder notwendigerweise ergänzten. Wenn möglich sollten diese Sachverhalte dann auf den verschiedenen Ebenen mit funktionalen Aspekten hinterlegt werden. Schließlich müssen wir die Frage beantworten, (3) mit welchem Untersuchungsmethoden und welchem -programm könnten wir diese Aussagen treffen, um einen ersten Vorschlag zu einem Monitoringprogramm für zukünftige Bewertungen von Baggerseen zu erarbeiten. Alle diese Aspekte sollten schließlich (4) in einem Expertensystem integriert werden.

### Seenentwicklung anhand des Zooplanktons

Obwohl wir im Bereich des Zooplanktons und seiner Entwicklung mit einer sehr hohen Dynamik z.T. über einige Tage oder allenfalls wenige Wochen rechnen müssen, so lassen

sich doch einige Grundmuster erwarten. Nach den pessimalen Umweltbedingungen im Winter (vornehmlich Temperatur) erwartet man zunächst einen ersten Peak im Zooplankton, der i.d.R. durch cyclopoide Copepoden gebildet wird, die als erste bei niedrigen Temperaturen aus der Diapause in die Entwicklung gehen und die gerade beginnende Primärproduktion durch das Phytoplankton im Pelagial als Nahrung nutzen. Dieser erste Peak der Primärkonsumenten aus dem Bereich des Zooplanktons wird dann ergänzt/übernommen von der Entwicklung der Cladoceren und auch calanoiden Copepoden. Als besonders effektive Filtrierer spielen dabei in stehenden limnischen Systemen die Cladoceren im Frühjahr eine besondere Rolle (im Gegensatz zu marinen Systemen, in denen Copepoden dominieren). Dem Frühjahrsmaximum der Cladoceren folgt häufig das sommerliche Klarwasserstadium (Phytoplankton ist quantitativ aufgefressen) mit einem folgenden Einbruch der Zooplanktonabundanzen (keine Nahrung mehr). Im Spätsommer können dann, nach der partiellen Erholung des Phytoplanktons, wiederum lokale und zeitlich begrenzte weitere Peaks einzelner Gruppen folgen. Dieses eher grundlegende Muster wird aber häufig durch die Nutzung der Sekundärkonsumenten (z.B. Fische), die die Primärkonsumenten fressen, moduliert oder gar vollständig überdeckt.

Mit unseren Untersuchungen konnten wir dieses Bild in groben Zügen immer darstellen, natürlich moduliert durch die Unterschiede von Jahr zu Jahr, deren saisonalen Gegebenheiten und natürlich weiteren lokalen Einflussgrößen. Das übergeordnete Ziel unserer Untersuchungen war es aber nicht, die Zooplanktonentwicklung als wichtiger Baustein des Ökosystems Baggersee, zum Xten Male zu beschreiben, sondern aufzuzeigen, mit welchen Parametern (wenn möglich einfach zu erzielen) die Entwicklung der Baggerseen in ihrer anthropogen überformten Landschaft und den vielen Einflussfaktoren halbwegs konsistent dargestellt werden kann. Ja, Zooplanktonabundanzen sind ein wichtiges, erstes Maß um die Primärkonsumption als wichtiges Stellglied im Ökosystem Baggersee zu beschreiben. Auch gibt das Vorkommen in Abhängigkeit von der Tiefe und Tageszeit wertvolle Hinweise auf z.B. potentielle Prädation (Vertikalwanderung). Wenn es aber zwischen reinen Abundanzzahlen und den parallel berechneten Biovolumina z.B. der Cladoceren zu Diskrepanzen kommt (vgl. Abbildung 6 und Abbildung 7) dann scheint der verbindende Faktor, die Größe der Cladoceren von gewichtiger Bedeutung zu sein. Aus diesen Gründen wird deshalb häufig auch die Größe der Cladoceren mit extrem hohem Arbeitsaufwand gemessen (Cladocera size index z.B. in der Talsperrenforschung, vgl. Willmitzer et al. 2020), einem Parameter, den wir ebenfalls mit dem neuen, hier erprobten digitalen Analysesystem, dem ZooScan in Form des Messwertes „Major“ erhoben hatten.

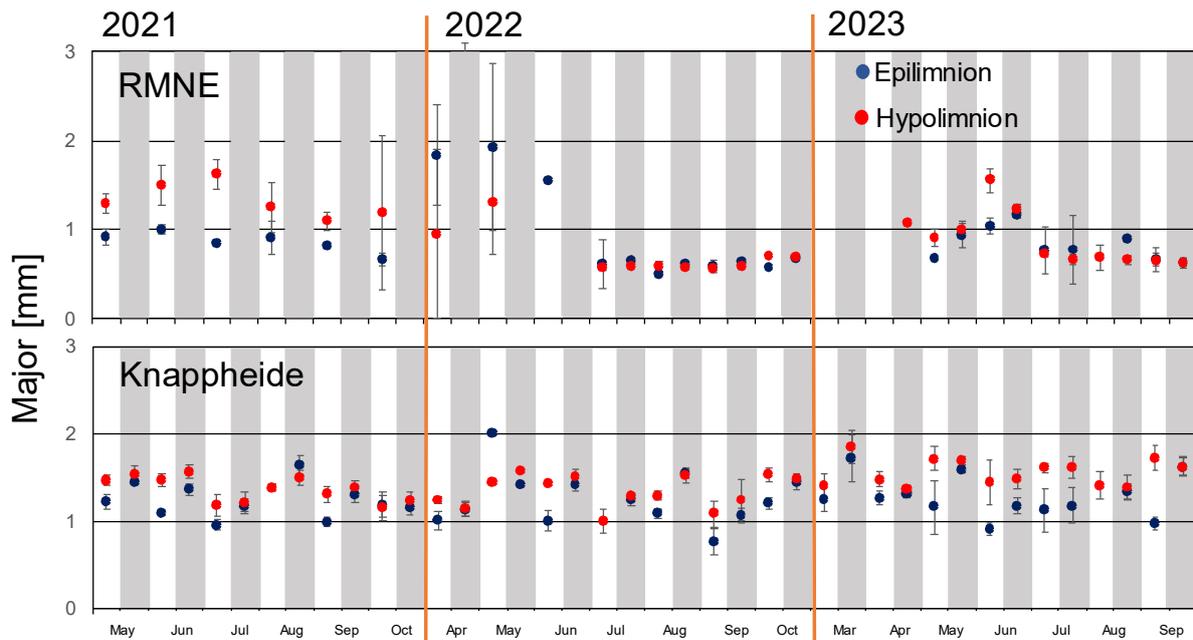


Abbildung 29: Major (die Variable "Major" gibt Auskunft über die mittlere Größe der Cladoceren, gemessen mit dem ZooScan in mm  $\pm$  StdAbw.) im See Reeser Meer Norderweiterung (RMNE) und im See Knappheide für verschiedene Monate 2021, 2022 und 2023. Weiße Säulen = Tagesproben; graue Säulen = Nachtproben; blaue Punkte = Epilimnion; rote Punkte = Hypolimnion.

Aus den Fischuntersuchungen war belegt, dass es im See Knappheide aktuell noch keine Fische gibt. In der RMNE gibt es seit mindestens 2019 Fische, der massive Anstieg der Population erfolgte aber erst mit der Reproduktionsphase 2021 und manifestierte sich vor allem im Jahr 2022. Nimmt man das integrative Maß des Major (Größenmaß für die Individuen der Cladoceren-Population, vergleichbar dem CSI, s.o.) über die Jahre, so zeigt sich nicht nur ein deutlicher Unterschied zwischen beiden Seen, es zeigen sich auch innerhalb eines Jahres drastische Unterschiede, die funktional mit der Populationsentwicklung der Prädatoren in Einklang stehen (s. Abbildung 17, Abbildung 17: Mittlerer Anteil der aufgeführten Taxa und Gruppen am Darminhalt der Fische (< 50 mm) aus der Uferzugnetzbefischung zu den Befischungszeitpunkten. Fraßverhalten kleiner Individuen des Moderlieschens). Selbst Unterschiede in der Vertikalverteilung der Größen, potentiell ausgelöst durch die Fische, sind in der RMNE erkennbar (mehr große Cladoceren im Hypolimnion), die in den reinen Abundanzen schwierig zu erkennen waren. Auch hier wieder, im See Knappheide ohne einen bisher bekannten Fischbesatz, gibt es zusammenfassend nur marginale und keineswegs konsistente Unterschiede in der Größenverteilung der Cladoceren. Wir werten diese Ergebnisse (s. Abbildung 29) als ein klares Indiz, dass mit der Erfassung der Größenverteilung der Cladoceren in Form des Major-Messwertes aus den Analysen des ZooScans ein gut geeignetes Maß gefunden wurde, dass das Vorkommen und gegebenenfalls sogar die Größe der Prädatorenpopulation widerspiegelt.

Ein besonderer Aspekt in den Untersuchungen zum Zooplankton sind die hier ermittelten Daten zur Abundanz und Verteilung der Chaoboridae. Korrekterweise gehören diese Larven von fliegenden Insekten nicht unbedingt zum Zooplankton, die Larven der Büschelmücke *Chaoborus obscuripes* wurden aber in der Analyse mit dem ZooScan zeitgleich und ohne zusätzlichen Aufwand ermittelt. Und auch hier gilt, Prädatoren wie etwa Fische können das

Vorkommen und das Verhalten der im Pelagial vorkommenden und dort jagenden Chaoboruslarven massiv beeinflussen. Auch dies wurde in unseren Untersuchungen eindeutig belegt (vgl. Abbildung 10 und Abbildung 25), wobei ausdrücklich hervorgehoben werden muss, dass das Moderlieschen als Oberflächen-orientierter Räuber mit einem oberständigen Maul gerade auf die an der Wasseroberfläche schlüpfenden oder bei der Eiablage schwimmenden Beuteorganismen (z.B. *Chaoborus*, Chironomiden) ein hoch effektiver Räuber ist.

Mit diesen Analysen konnten wir eindeutig zeigen, die Zooplanktonuntersuchungen mittels eines digitalen Analysegerätes (ZooScan) erlauben (1) eine Einschätzung der Abundanzen der Hauptklassen des Zooplanktons (vgl. hierzu auch Abbildung 6 in Anlage 1, Methoden, sehr gute Übereinstimmung der Daten ermittelt mit der manuellen Bearbeitung von Zooplanktonproben und den Werten aus dem ZooScan), (2) können präzise Daten zur Größenverteilung (in diesem Falle der prioritären Gruppe der Cladoceren) ermitteln, die die Abundanzdaten unterstützen und damit weitere Interpretationen erlauben, konnten (3) die Gruppe der Büschelmückenlarven (Chaoboridae) „nebenbei“ mit analysieren, und dies (4) alles mit einem vergleichsweise (im Vergleich mit der Bearbeitung von Zooplanktonproben in der manuellen Analyse) geringerem Arbeitsaufwand (vgl. Wagner 2022). Letzteres ist allerdings verbunden mit einem durchdachten Probennahmen-Design, das die saisonalen Unterschiede und Tendenzen über Jahre verlässlich abbildet, das aber auch im Vergleich von Seen untereinander eingesetzt werden kann.

## Seenentwicklung anhand einer Vielzahl von Untersuchungen

Das Zooplankton ist selbstverständlich nur eine Gruppe an Organismen, die für die Beurteilung der Funktionalitäten des Ökosystems Baggersee von Bedeutung ist. Da aus dem Bereich des Zooplanktons aber keine wirklich naturschutzrelevanten Arten/Gemeinschaften bekannt sind, ist z.B. die Einstufung, der Baggersee hat in der Landschaft eine regionale naturschutzfachliche Bedeutung, ohne die Untersuchung weiterer relevanter Gruppen schwierig zu konstatieren. Und es bleibt natürlich auch die Frage, ob es Ergebnisse des Monitorings gibt, die dem Bild aus den Zooplanktonuntersuchungen widersprechen.

Beginnen wir mit der Abiotik, eine Klasse von Untersuchungen die häufig routinemäßig von Beginn an durchgeführt werden und die in ihrer Interpretation als notwendige Grundlage für viele Untersuchungen der biotischen Gruppen benötigt werden. Die Ergebnisse aus dem Monitoring der Abiotik über die Jahre belegen eindrucksvoll die Entwicklung des Wasserkörpers in beiden Seen. Im See Knappheide ließ sich das Ende der mineralischen Einleitung ebenso ablesen, wie die schrittweise Entwicklung zu einem als mesotroph einzustufenden Baggersees am Niederrhein. Für den See in der RMNE konnte dagegen die Invasion der Fische mit ihrer Wirkung auf das Zooplankton bis zu allen Parametern der Abiotik funktional belegt werde, ein Top-Down-Effekt in einem limnischen System, wie es bisher in den Lehrbüchern zur Limnologie nur selten beschrieben worden ist. Als besonders wichtig in der Darstellung der abiotischen Parameter hat sich dabei die Sichttiefe als integrierender Messwert (s. Abbildung 5 und Abbildung 20) herausgestellt, der die Interpretation der Entwicklung der Baggerseen maßgeblich bestimmt.

Dies kann man sofort am nächsten Monitoringprogramm ablesen, der submersen aquatischen Vegetation. Diese ist essentiell vom Licht als begrenzenden Faktor abhängig, denn ohne Licht können aquatische Makrophyten in der Tiefe eines Sees nicht gedeihen. Und im Umkehrschluss zeigt dann logischerweise das Vorkommen der submersen Wasserpflanzen

nicht nur die untere Makrophytengrenze (wiederum ein Maß für die Eindringtiefe des Lichts), es erlaubt darüber hinaus auch eine zusätzliche Einstufung hinsichtlich der Trophie der Gewässer anhand der vorkommenden Arten, es unterstützt damit also die Analysen aus der Abiotik.

Der Zusammenhang zwischen Trophie und Untersuchungen einzelner Gruppen aus dem Bereich der Insekten, die als Larven im Baggersee leben, dort schlüpfen und in den See nahen terrestrischen Bereichen ihr adultes Leben bis zur Reproduktion verbringen, ist dagegen häufig nicht eindeutig darzustellen. In Fließgewässern gibt es dazu das sogenannte Saprobien-System, in dem das Vorkommen aquatischer Organismen für die Beurteilung der Saprobie (ein Maß für den Gehalt von organischen, leicht unter Sauerstoffverbrauch abbaubaren Substanzen im Wasser) herangezogen werden. Obwohl vielfach im Einsatz sind Bewertungen anhand eines solchen Systems auch nicht unumstritten, weil z.B. nicht die Saprobie die Verbreitung der Indikatororganismen beschränkt, sondern vielfach auch die Strukturen im und am Gewässer. Das zudem heute häufig dominanten Gruppen wie invasive Arten ohne Klassifikation in dem System sind, sei nur als ein weiterer kritischer Betrachtungspunkt genannt.

Noch schwieriger gestaltet sich das Ganze in stehenden Gewässern, wie den hier untersuchten Baggerseen, weil wiederum eher strukturelle denn trophische Beziehungen für das Vorkommen von aquatischen Insekten bedeutsam sind. Als Beispiel soll hier die Gruppe der Libellen gelten, deren Larven z.T. über viele Jahre im Baggersee heranwachsen, dann an geeigneten Strukturen schlüpfen und sich in einer vergleichsweise kurzen Lebensphase im Uferbereich der Gewässer aufhalten und sich dort oder auf der Wasseroberfläche zu reproduzieren. Wurde früher das Vorkommen von Libellenlarven sogar im Saprobien-System aufgeführt (z.B. die Arten der Gattung *Calopteryx*), so weiß man heute, dass nicht die Abhängigkeit von den Sauerstoffbedingungen im Fließgewässer, sondern vielmehr die strukturellen Bedingungen das Vorkommen dieser Arten begrenzen. Und genauso müssen wir dies für fast alle Arten der Libellen an stehenden Gewässern konstatieren, die Strukturen unter und über Wasser, die Dynamik der Wasserstände (z.B. für sogenannte Auenarten) sowie insbesondere auch die aquatisch-terrestrische Übergangszone gelten als entscheidende Faktoren für das Vorkommen der Libellen. Libellen sind also viel eher Strukturindikatoren, wobei hier natürlich auch die Trophie eines Gewässers für eine Reihe von Strukturen im und am Gewässer funktional mitverantwortlich sein kann. Deshalb sind die hier vorgenommenen Untersuchungen zum Vorkommen, und vor allem zur Bodenständigkeit der Libellenarten (Hinweis, dass die Arten den kompletten Lebenszyklus am untersuchten Gewässer vollzogen haben), allenfalls ein Fingerzeig über ökosystemare Zusammenhänge. Und auf der Ebene der Funktionalität (Güte Lebensraum beeinflusst Vorkommen von Libellen) ist bei solchen Artengruppen mit ihren z.T. mehrjährigen Entwicklungszyklen allenfalls über viele Jahre ein Einfluss wirksam und dann auch sichtbar. Viel wichtiger bei solchen Artengruppen ist die Bedeutung in der naturschutzfachlichen Beurteilung des Lebensraumes, gelten doch viele Libellenarten als bedroht und z.T. vom Aussterben betroffen (45% der Arten in NRW sind aktuell auf der Roten Liste geführt). Diese Einstufung ist also essentiell vor allem für gesellschaftspolitische Entscheidungen, aber nicht notwendigerweise auf allen Ebenen mit den bisher zur Beurteilung herangezogenen Gruppen funktional verbunden.

Auch die Wirbeltiere eines Lebensraumes sind essentieller Bestandteil naturschutzfachlicher Beurteilungen die, wiederum i.d.R. auf den Einstufungen der Roten Listen beruhen. Besonders im Fokus gesellschaftspolitische Entscheidungen stehen dabei die Fische und Amphibien von Gewässern. Über 50 % der einheimischen Fischarten, die sich im Süßwasser in Deutschland reproduzieren werden aktuell auf der Roten Liste geführt. In unseren

Untersuchungen zum Vorkommen der Fische ging es zunächst um die Frage, kommen Fische überhaupt vor. Nach der Klärung dieser Frage interessieren dann natürlich die Arten mit ihren Nahrungsspektren und dann vor allem deren Populationsentwicklungen. Letzteres ist in den funktionalen Beziehungen innerhalb eines Baggersees von Bedeutung, da die Fische als Prädatoren durchaus in der Lage sind andere organismische Gruppen massiv zu beeinflussen. Und genau dies konnten wir mit unseren Untersuchungen in der RMNE belegen, und zwar in einem Ausmaß, wie wir das bisher noch nie gefunden hatten. Die Population des Moderlieschens in der RMNE war innerhalb weniger Jahre auf eine Größe herangewachsen, in der anscheinend die Kapazitätsgrenze des Gewässers hinsichtlich der Ernährung erreicht, wenn nicht sogar überschritten war. Eine funktionale Darstellung des Prädationsdruckes auf die Hauptnahrungsquellen Cladoceren und Chaoboridae, die dann in der Folgewirkung bis hin zur Abnahme der Sichttiefe und der Trophie auch auf der Ebene der submersen Vegetation sichtbar war, kann als Lehrbuchbeispiel einer Top-Down-Steuerung in einem limnischen System gelten.

Eine der Begründungen für das Vorkommen der überregional bedeutsamen Population des Kammolches in der RMNE war, es gibt keine Fische. Deshalb war es hier eine besonders spannende Frage, inwieweit die Invasion des Moderlieschens auch auf die Amphibien und hier vor allem auf die Kammolche funktional Einfluss nehmen würde. Zu erwarten war hier kein direkter Einfluss beispielsweise in Form von Prädation (weder auf die Adulten noch auf die Larven). Aber es wären Sekundäreffekte denkbar, beispielsweise durch die Reduktion der vermutlich primären Nahrungsquelle der Kammolche, dem Zooplankton (wiederum vornehmlich den Cladoceren und Chaoboridae). Dies lies sich aber bisher nicht nachweisen, weil einerseits die letzte Untersuchung der Amphibien in der RMNE 2021 stattgefunden hatte, also zu Beginn der Massenentwicklung der Moderlieschen, und weil vermutlich der funktionale Bezug eine längere Periode bis zur messbaren Wirkung auf die Population benötigt.

Zusammenfassend können wir somit für alle weiteren Untersuchungen über das Zooplankton hinaus konstatieren, die Mehrzahl der Ergebnisse belegen die Veränderbarkeit der untersuchten Ökosysteme, und zwar weitestgehend kongruent zu den Ergebnissen des Zooplanktons. Dabei spielt die zeitliche Ebene in der Funktionalität eine sehr große Rolle, sei es einerseits in einer primären Wirkung (meist unverzüglich und schnell), andererseits aber durchaus (so ist es zu vermuten) auch auf längeren Zeitskalen, wenn Sekundäreffekte maßgeblich für den Einfluss verantwortlich sein sollten. Was unsere Ergebnisse somit nachhaltig belegen, die Dynamik in der Entwicklung des Ökosystems ist vor allem auf den Stufen messbar und bewertungsrelevant, die rasch auf Veränderungen reagieren (Abiotik, Zooplankton, submerse aquatische Vegetation). Inwieweit naturschutzfachlich relevante Artengruppen dann entsprechend in der Entwicklung folgen, hängt extrem vom trophischen Beziehungsgefüge ab, die sich zumeist aber erst in längerfristigen Untersuchungsreihen manifestieren.

## Empfehlungen zum Untersuchungsprogramm

Die Ergebnisse der vorangegangenen Abschnitte belegen, es gibt Untersuchungen die besser geeignet sind um die dynamische Veränderung des Ökosystems Baggersee auf einer kurzen Zeitskala zu beschreiben und solche, die für die naturschutzfachliche Bewertung von großer Bedeutung sind. Natürlich hängen beide Bewertungsebenen zusammen, auch wenn die Funktionalität der Beziehung sich nicht immer eindeutig und zeitnah zeigen lässt. Was aber

auch anhand der Ergebnisse deutlich wurde, es gilt zu allererst die verschiedenen Zeitachsen im Monitoring zu beachten und gegebenenfalls abzubilden.

Will man die Grundlagen des Ökosystems Baggersee verstehen bedarf es kontinuierlicher Beprobungen im Bereich der Abiotik (chemisch-physikalische Messreihen) und in einem der wesentlichen Stellglieder in einem Seeökosystem, nämlich der Verbindung der photoautotrophen Primärproduktion (im Wesentlichen Algen, die direkt von den begrenzenden Nährstoffe/Umweltbedingungen abhängen, die mit der Abiotik verknüpft sind) über die Primärkonsumption zu den höheren Ebenen des trophischen Nahrungsnetzes. Und genau diese verbindende Funktionalität wird in einem Baggersee, mit einem großen pelagischen Wasserkörper der über die litoralen und benthischen Habitate dominiert (in denen benthische Filtrierer dominante Einflüsse ausüben, wie etwa in Fließgewässern), von der Gemeinschaft der Zooplankter ausgeübt.

Alle Veränderungen in den nachfolgenden Artengruppen hängen mehr oder weniger, schnell oder langsam, primär oder sekundär an diesen das System verändernden Rahmenparametern. Wir empfehlen daher ein Monitoringprogramm mit folgendem Umfang:

Physikalische Parameter: Tiefenprofil & Sichttiefe, 6x jährlich zwischen März und September

Chemische Analysen: Basisprogramm, 2x jährlich im März und im September (Frühjahrszirkulation & Sommerstagnation). Ergänzend ausführlichere Untersuchungen alle drei Jahre 6 x zwischen März und September mit Bestimmung der Trophie (die Bestimmung der Trophie nach Norm erfordert die mehrfache Beprobung während des Sommerhalbjahres!)

Submerse Makrophyten: Jährliches Screening mit Untersuchungen im Frühjahr/Frühsummer und im Spätsommer zu Beginn des Abbaus, später alle drei Jahre wie in Anlage 1 beschrieben.

Zooplankton: Zwei- bis dreimal jährlich, davon 1 oder optimal 2 Termine im Frühjahr (April und Mitte Mai bis Anfang Juni) und ein Termin im Spätsommer (Ende August bis Mitte September) mit jeweils 5 Replikaten aus dem Epilimnion und dem Hypolimnion sowie jeweils am Tag und in der Nacht (entspricht 20 Zooplanktonproben pro Termin). Nachfolgende Auswertung mit dem ZooScan hinsichtlich Abundanzen der drei dominierenden Artengruppen (Cladocera, Copepoda, Chaoboridae) sowie der Größenanalyse mittels dem Major-Messwert (s.o.) für die Cladoceren.

Amphibien und Libellen: Untersuchungsprogramm wie in Anlage 1 beschrieben alle 3 Jahre zu Beginn des Abbaus, später alle 5 Jahre.

Fische: wenn noch fischfrei, jährliches Screening mit Stellnetzen (vornehmlich kleine Maschenweiten zur Erfassung von Jungfischen) im Spätsommer/Herbst. Wenn Fische nachgewiesen wurden, jährliche Befischung mit Stellnetzen im späten Frühjahr/Frühsummer und im Spätsommer/Herbst, ergänzt mit Elektrobefischungen im Litoral alle drei Jahre.

## Genereller Aufbau Expertensystem

Das im Projekt avisierte Expertensystem ist als zweistufiges Modell im Aufbau. Das übergeordnete Ziel des Systems soll eine fundierte Abschätzung erbringen, ob sich eine geplante und später in Ausführung befindliche Abgrabung eher in ein Gewässer entwickeln

wird, das im lokalen Umfeld aus naturschutzfachlicher Sicht von besonderer Bedeutung ist, oder entwickelt sich hier ein Baggersee der vorrangig für die Nutzung z.B. auf touristischer Ebene zu gestalten ist. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass eine exakte Prognose der künftigen Entwicklung eines Abgrabungsgewässers kaum möglich ist, was an der Vielzahl und Komplexität der Prozesse (z.B. bei der Entwicklung der Trophie) liegt. Daher wird in dem hier vorgestellten Expertensystem nur mit relativen Wahrscheinlichkeiten gearbeitet, die sich je nach Ausprägung der genannten Parameter unterschiedlich darstellen.

Die Anwendung dieser Idee eines Prognose- oder Wahrscheinlichkeitsmodells bezieht sich auf Nassabgrabungen von Kies und Sand. Nicht betrachtete Fälle sind hier schwefelsaure Bergbauseen (Pyritoxidation), Torfabgrabungen und vom Grundwasser isolierte Tonabgrabungen, sowie Seen mit hohem Salzgehalt (Salzbergbau). Ebenfalls hier nicht betrachtet sind Parameter für die Untersuchung bereits bestehender Wasserflächen, hier sollte die Bewertung der Abiotik und des Zooplanktons herangezogen werden (ZooScan), wie sie im Folgenden beschrieben wird. Die künftigen Nutzungen eines Sees werden an dieser Stelle primär ebenfalls nicht berücksichtigt. Vielmehr soll – anders als bisher üblich – zunächst eine Abschätzung der wahrscheinlichen biologischen/limnologischen Entwicklung erfolgen, bevor über mögliche Folgenutzungen nachgedacht wird. Damit sollen Konfliktsituationen vermieden werden, wie z.B. die eines fischfreien Sees mit einer großen Population von Kammmolchen, für den aber u.a. angelfischereiliche Nutzung schon vorzeitig festgelegt wurde.

Auf der ersten Stufe werden die Rahmenparameter für die geplante Abgrabung in das System eingegeben. Dies beinhaltet sämtliche Angaben und Planungen zum/im Umfeld (Planungshorizont, Naturschutz, Landschaftsnutzung, Grundwasser, Morphologie etc.) die für die jeweilige Abgrabung auch im Rahmen der Beantragung erhoben werden müssen. Anhand dieser Rahmenparameter erfolgt eine erste, grobe Einstufung. Diese kann ohne die Kenntnisse der limnologischen und biologischen Faktoren/Ergebnisse aber i.d.R. nur auf eine „Nullaussage“ hinauslaufen, die Chancen dass sich ein See Richtung Naturschutz oder Tourismus (wir nennen an dieser Stelle jetzt immer nur diese beiden Begriffe, ohne jedes Mal die ganzen fachlichen Details dazu aufzuführen) entwickelt liegen bei 50/50 %, und der Range für die entsprechende Wahrscheinlichkeit dieser Prognose bei 0-100%, also ein reales, „wir können keine Aussage treffen“-Ergebnis.

Auf der zweiten Stufe des Expertensystems fließen dann die Ergebnisse des Monitorings auf den verschiedenen abiotischen und biotischen Ebenen in das System ein. Diese Ergebnisse können nach einer gewissen Vorlaufzeit dann genutzt werden, um die Nullaussage in eine Richtung (Naturschutz oder Tourismus) zu verschieben. Im Idealfall würde sich dann auch der Range der Wahrscheinlichkeit der Prognose auf 10-90% reduzieren. Über die Länge dieser Vorlaufzeit können bisher nur Vermutungen angestellt werden, da es bisher zu wenige Beispiele gibt, anhand deren wir hier feste Parameter definieren können.

Als Beispiel können wir im Projekt hier auf die Ergebnisse aus dem See Knappeide verweisen. Bei diesem See begann die Abgrabung im November 2011. Bis Herbst 2020 gelangte im Zuge des Abbaus über ein Entwässerungsschöpfrad Einspülwasser mit einer hohen mineralischen Fracht in den See. Solche Einspülungen haben drastische Effekte auf die Trübung und Sichttiefe im Gewässer und verändern/behindern die limnologische und biologische Entwicklung des Sees, weshalb häufig versucht wird diese zu vermeiden, z.B. durch die Nutzung von Vorklärbecken. Dennoch hatten sich die Rahmenparameter, die auf ein potentiell limnologisches und ökologisches „Ergebnis“ hindeuten könnten, natürlich bereits in dieser Abgrabungsphase etabliert, also z.B. die Faktoren Umfeld, Grundwasser, Morphologie etc. Nimmt man nun als sekundären Startpunkt den Herbst 2020 und betrachtet

die limnologische und die zeitlich daran gekoppelte biologische Entwicklung nach dem Ende der mineralischen Einspülungen, dann wird vor allem anhand der Erfassung des integrativen Parameters Sichttiefe (vgl. Abbildung 20) und der dazugehörigen Tiefenprofile von Temperatur und Sauerstoff (vgl. Abbildung 18 und Abbildung 19) deutlich, wie schnell die Prozesse auf der limnologischen, z.T. sogar auf der biologischen Seite (z.B. submerse Makrophyten, vgl. Tabelle 4) ablaufen können. Nach unserer ersten Einschätzung reagiert ein System wie ein Baggersee auf der Ebene der physikalisch-chemischen Parameter (zusammengefasst unter dem Monitoring der Abiotik, s.o.) innerhalb kurzer Zeit, weshalb hier auf dieser Ebene Änderungen rasch auch zu potentiellen Änderungen in der Prognose Wahrscheinlichkeit im Expertensystem zu erwarten sind. Dies ist natürlich auch der Grund, warum die Parameter der Abiotik von Anfang an erfasst und dann kontinuierlich fortgeschrieben werden müssen.

Die Ergebnisse auf der zweiten Stufe des Expertensystems, also die Messwerte aus der Abiotik und die Erfassung des biologischen Monitorings schon während der Abgrabungen, sollen dann anhand etablierter Bewertungsschemata in das Modell einfließen. Es wäre natürlich unsinnig, hier z.B. eine neue Bewertungsmethode für die Klassifikation der Trophie einzuführen. Es geht eher darum, wie die Ergebnisse aus der Ermittlung der Trophie in eine ganzheitliche Bewertung für das Ökosystem einfließen. Dabei steht vor allem die Veränderungen der Trophie über die Zeit (Entwicklung des Baggersees) im Mittelpunkt, wir messen in der Bewertung insbesondere solchen Veränderungen ein besonderes Gewicht bei. Für die Integration in das Expertenmodell können einerseits graphische Darstellungen und andererseits entsprechende, größtenteils existierende Mittelwertsmodelle mit etablierten Bewertungsschemata genutzt werden. In idealen Modellen können solche Analysen dann auch in entsprechenden Prognoseberechnungen einfließen um echte Vorhersagen anzuzeigen. Als Beispiel möchten wir hier den integrativen Parameter Sichttiefe nutzen, um das generelle Vorgehen und mögliche Schlussfolgerungen aus diese Modellidee abzuleiten. Dies wollen wir im Folgenden anhand des integrativen Parameters Sichttiefe in der Einzelschrittanalyse darlegen.

Die Messwerte werden möglichst regelmäßig erhoben, s. hierzu Anlage 1. Im ersten Schritt erfolgt die Dateneingabe und die graphische Darstellung der Zeitreihen (Abbildung 30). Die Mittelwertbildung wird dann im zweiten Schritt mit den Klassifikationen aus entsprechenden Bewertungen kombiniert (Abbildung 31). Diese Mittelwerte werden im Expertensystem für das entsprechende Jahr übernommen und dienen zur Bewertung für den See. Im Idealfall langer Datenreihen kann dann anhand entsprechender statistischer Modelle eine Zeitreihenanalyse erfolgen, die innerhalb gewisser Grenzen eine Prognose für die Folgejahre erlaubt (z.B. ARIMA, Auto-Regressive Integrated Moving Average).

Das ARIMA-Modell kombiniert Autoregressive-Prozesse (AR-Prozesse) und Moving Average-Prozesse (MA-Prozesse). Der Autoregressive-Prozess kommt zur Beschreibung von Zeitreihen mit deterministischem Charakter zum Einsatz und erstellt Vorhersagen auf Basis der zurückliegenden Ereignisse mithilfe von linearen Beschreibungen. Im Gegensatz zum AR-Prozess geht der MA-Prozess davon aus, dass Ereignisse zu einem bestimmten Zeitpunkt vom Rauschverhalten aktueller und früherer Zeitpunkte abhängen. Konkret bedeutet das, dass nicht vorangegangene Ereignisse die Vorhersagen bestimmen, sondern die vorangegangenen Schätz- oder Vorhersagefehler in die Berechnung des nächsten Werts einer Zeitreihe einfließen.

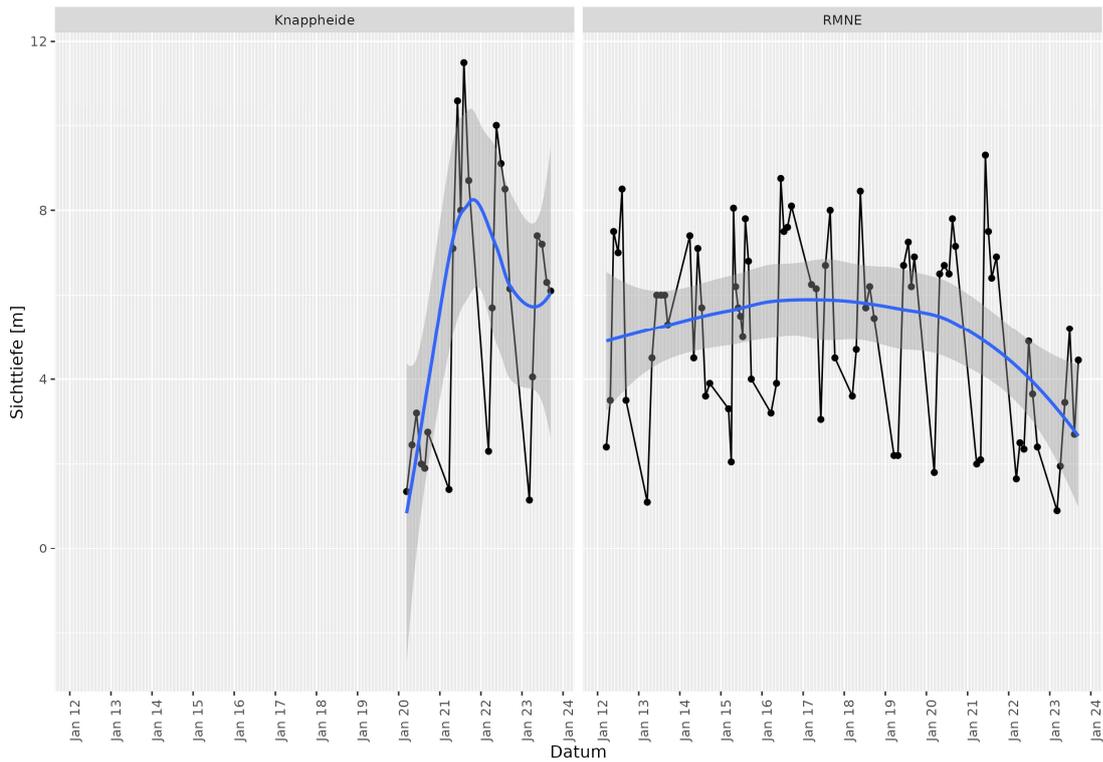


Abbildung 30: Einzelne Messwerte der Sichttiefe in den Gewässern Knappheide (links) und RMNE (rechts) über die Jahre. Die blaue Linie zeigt den Trend nach der LOESS Methode (locally weighted smoothing) inkl. des dazugehörigen Konfidenzintervalls (0,95).

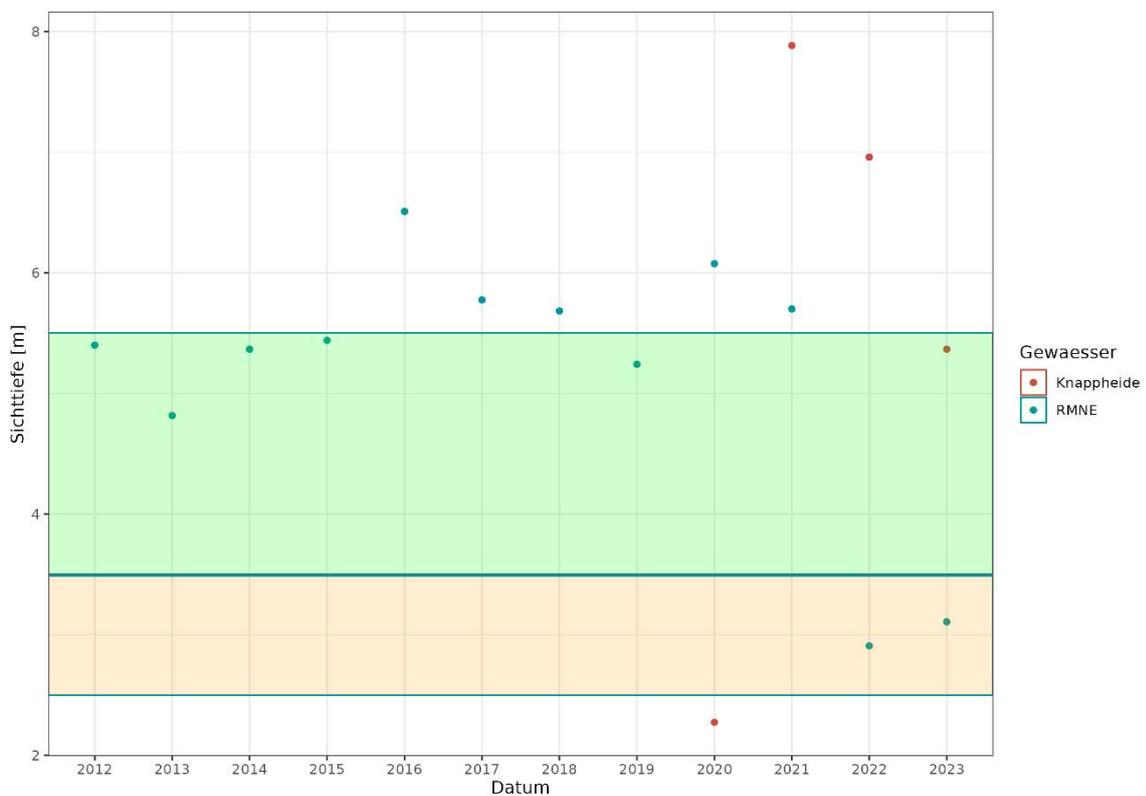


Abbildung 31: Jahresmittelwerte der Sichttiefe in den Gewässern Knappheide (rot) und RMNE (grün) mit einer Klassifikation (Grenzbereiche gelbe Fläche=gut/mäßig, grüne Fläche=sehr gut/gut) anhand der WRRL Seetyp 13.

Solche Einschätzungen/Bewertungen einzelner Parameter aus der Abiotik gibt es auf der Ebene einzelner chemischer Verbindungen (z.B. Nitrat, Phosphat), aber auch für integrierende, zusammenfassende Klassifikation wie beispielsweise der Trophie (vgl. Abbildung 4). Als Beispiel zeigen wir hier entsprechende Messwerte des Nitrats aus dem Gewässer RMNE (Abbildung 32) sowie den Phosphor aus dem Gewässer Knappheide (Abbildung 33). In beiden Abbildungen ist auch zu erkennen, wie eine Art Anfangsentwicklung aussehen kann. Solche Werte erlauben eine grobe Einschätzung über die Länge der Phasen, bis sich ein System wie ein Baggersee auf „stabile“ Werte einpendelt.

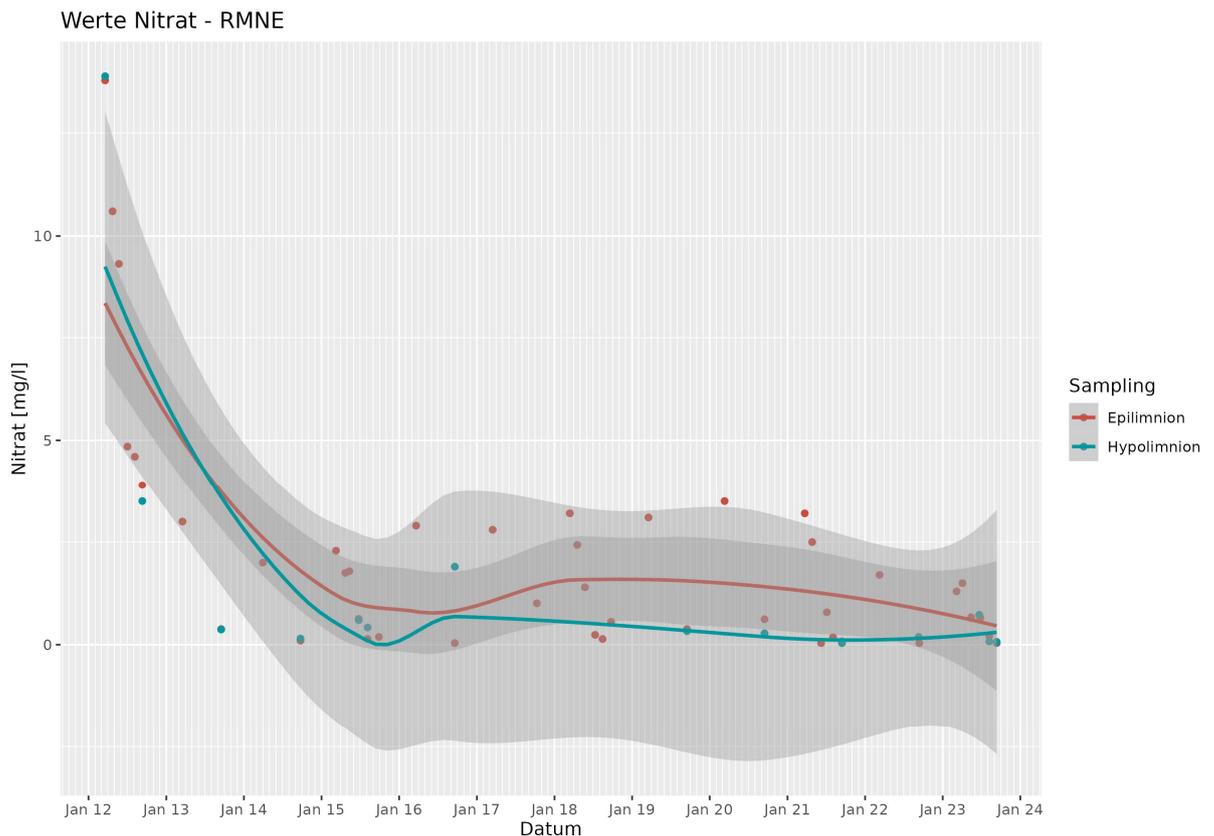


Abbildung 32: Nitratmesswerte für das Gewässer RMNE aus dem Epi- (rot) und Hypolimnion (blau) über die Jahre. Die Linien zeigen den Trend nach der LOESS Methode (locally weighted smoothing) inkl. der dazugehörigen Konfidenzintervalle (0,95).

Besonders wichtig erscheint uns dabei der Fokus im Expertensystem insbesondere auf Veränderungen zu reagieren, das System soll dem Nutzer anzeigen, hier gibt es eine Änderung in Parameter XY die potentiell das Ökosystem verändern kann. Dabei soll das System aber nur den Hinweis generieren, die Analyse der Einzelwerte respektive deren Interpretation obliegt nach wie vor dem Nutzer. Als Beispiel führen wir hier die Jahresmittelwerte für Phosphor für das Gewässer RMNE an (bitte Probennahme Raster über das Jahr beachten), bei denen dramatische Änderungen in den Jahren 2020 bis 2022 für das Hypolimnion, nicht jedoch für das Epilimnion offensichtlich werden. Solche Änderungen müssen als klarer Hinweis gewertet werden, dass sich was verändert. Welche Ereignisse/Parameter das im Einzelnen sind und welche funktionalen Zusammenhänge dazu potentiell beigetragen haben, das muss in der Kombination mit den Ergebnissen aus den anderen abiotischen Parametern respektive den Ergebnissen aus dem biologischen Monitoring analysiert werden.

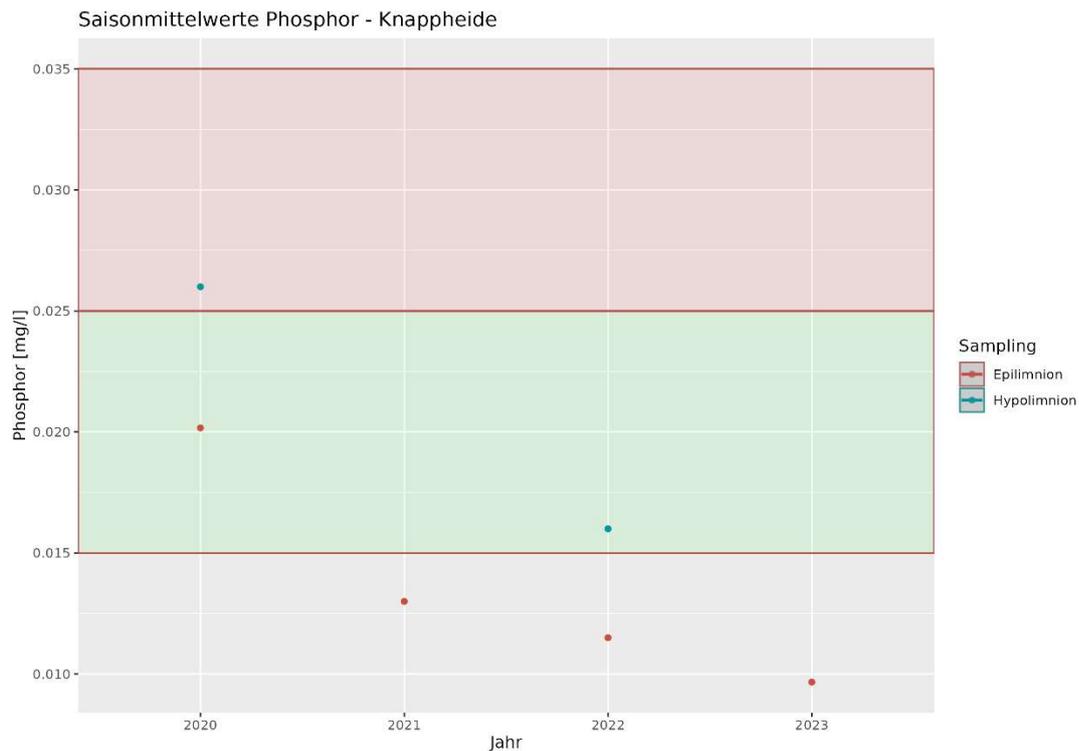


Abbildung 33: Phosphormesswerte für das Gewässer Knappheide aus dem Epi- (rot) und Hypolimnion (grün) über die Jahre mit einer Klassifikation (Grenzbereiche rote Fläche=gut/mäßig, grüne Fläche=sehr gut/gut) anhand der WRRL Seetyp 13.

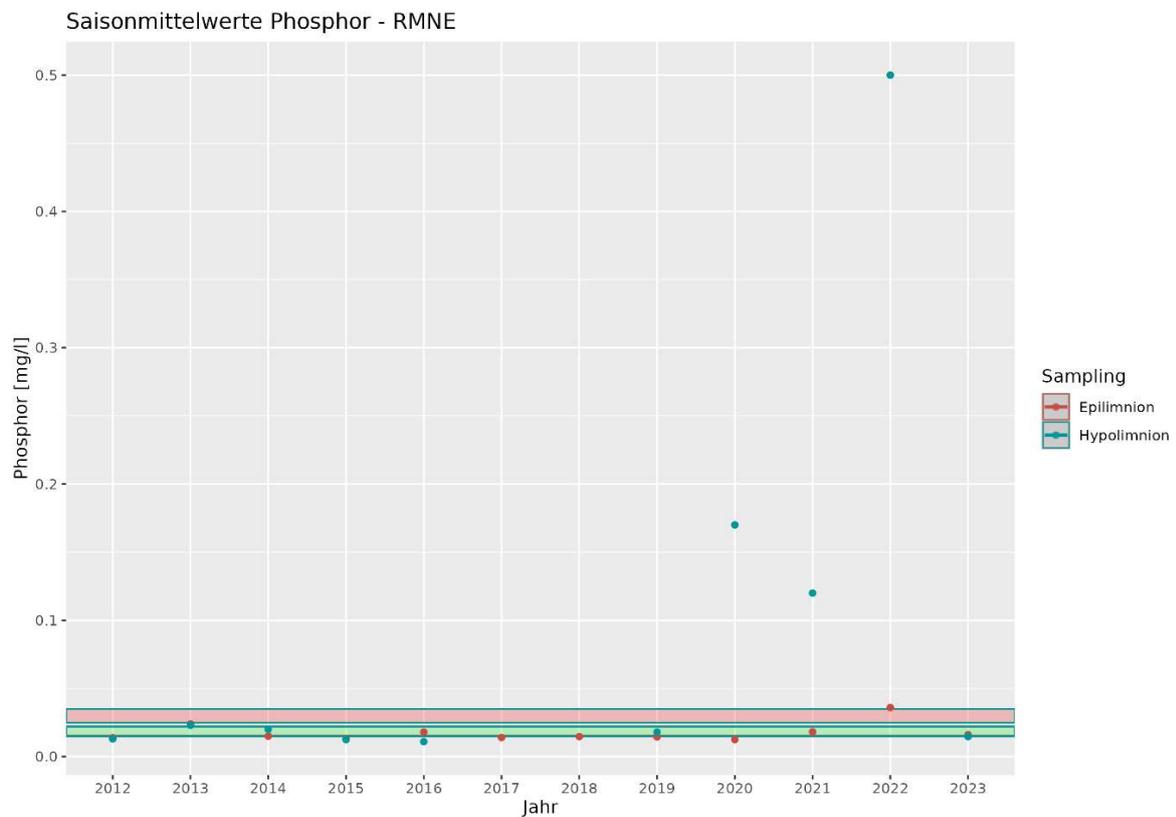


Abbildung 34: Phosphormesswerte für das Gewässer RMNE aus dem Epi- (rot) und Hypolimnion (grün) über die Jahre mit einer Klassifikation (Grenzbereiche rote Fläche=gut/mäßig, grüne Fläche=sehr gut/gut) anhand der WRRL Seetyp 13.

Neben diesen Beispielen aus dem Bereich der Abiotik fließen dann natürlich auch die Parameter aus dem biologischen Monitoring ein. Dabei fokussiert sich die Analyse zentral auf die Auswertung des Zooplanktons. Die entscheidenden Keyparameter sind einerseits die Abundanzdaten der Hauptgruppen des Zooplanktons (Copepoda, Cladocera, Chaoboridae), die wertvolle Interpretationen zu den Prozessen im See ermöglichten. Andererseits ist es besonders der Parameter „Größe der Cladoceren“ (dargestellt durch den Major, s.o.), der nahezu als „schnellster“ Parameter eine Einschätzung in unserer Analyse erlaubte, dass es im Ökosystem eine Änderung gegeben hatte. Aber auch beim biologischen Monitoring liegt, und dies egal bei welcher Organismengruppe, die Veränderung gegenüber vorherigen Untersuchungen im Fokus der Bewertungen.

Wenn man solche Veränderung in den Fokus der Beurteilung stellt, dann muss man natürlich sicher sein, dass weder ein Messfehler noch ein singuläres Ereignis der Grund der angezeigten/ermittelten Veränderung war. Diese Validierung muss auf allen Ebenen vom Nutzer solcher Expertensysteme vorgenommen werden. Das Expertensystem kann dabei nur unterstützen, indem die Messreihen hinsichtlich Trends und Abweichungen von Trends analysiert werden. Als ein Beispiel haben wir versucht alle ermittelten Daten für die RMNE als eine Art Endergebnis aus dem Expertensystem darzustellen (Abbildung 35).

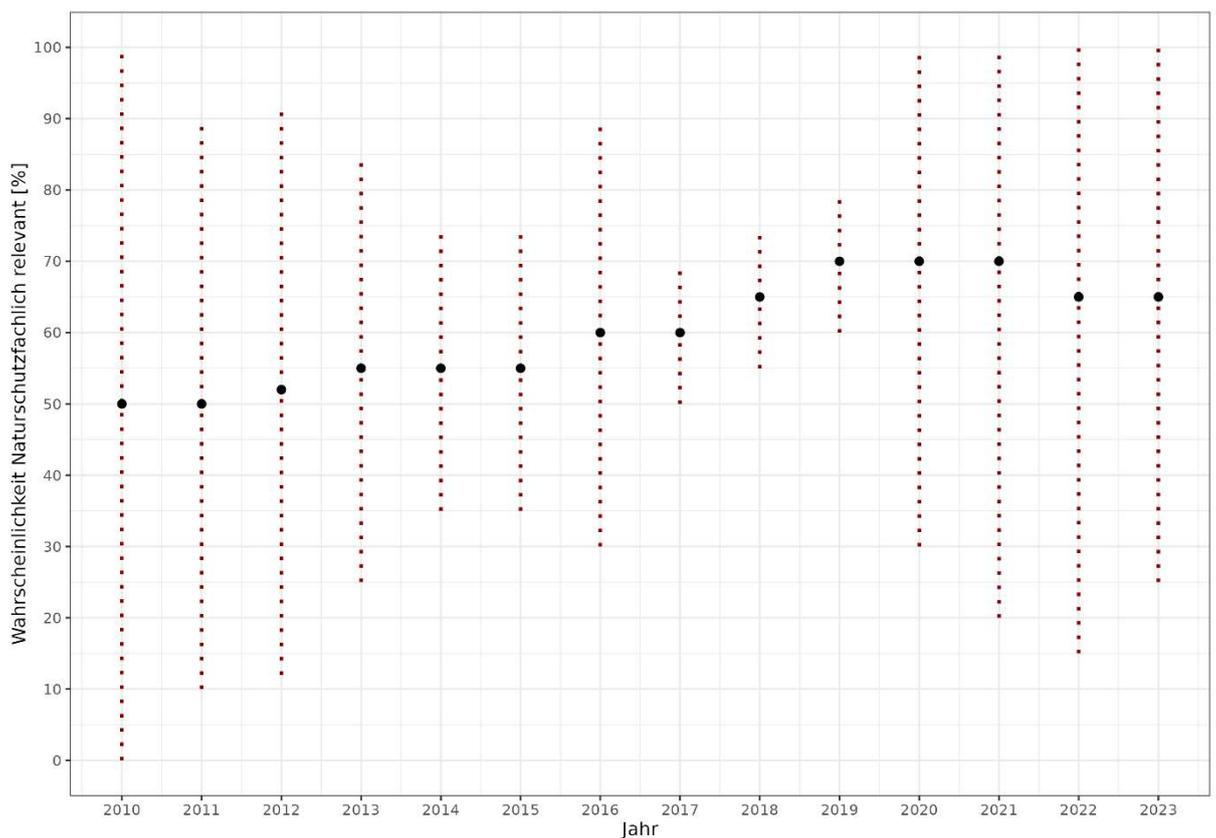


Abbildung 35: Wahrscheinlichkeitswert (in %, schwarzer Punkt  $\pm$  Streuungsmaß) für eine naturschutzfachliche Relevanz für das Gewässer in der RMNE in der Entwicklung über die Jahre, als potentielles Ergebnis aus dem Expertensystem

Deutlich wird in dieser Darstellung die Systematik unserer Bewertungsstrategie. Zu Beginn, also nach der Eingabe der Rahmenparameter aus den Antragsunterlagen und den Voruntersuchungen, geht man prinzipiell von einem Wahrscheinlichkeitswert von 50% für die besondere Relevanz für den Naturschutz gegenüber einer Folgenutzung des Gewässers z.B.

für touristische Zwecke aus. Da noch keine Ergebnisse aus einem Monitoring vorliegen ist der Range für die Wahrscheinlichkeit maximal, nämlich von 0-100%, die sogenannte Nullaussage. Nach den ersten Jahren des Monitorings (Abiotik reagiert schnell, s.o.) verringert sich zunächst der Range für diesen Wahrscheinlichkeitswert, ehe die Wahrscheinlichkeit selbst steigt, z.B. aufgrund erster Ergebnisse aus dem biologischen Monitoring (in diesem Fall der Nachweis der FFH-Art Kammmolch). Dieses Ergebnis verfestigt sich über die Jahre immer weiter, die Wahrscheinlichkeit hinsichtlich Naturschutz nimmt zu und der entsprechende Range für diese Prognose verringert sich, denn viele biologische Ergebnisse stützen diese Einschätzung (nach wie vor keine Fische, klare Trends in der Sichttiefe auch gestützt durch submerse Vegetation, erste vielversprechende Ergebnisse Libellen in ungewöhnlich großen Populationen).

Dann das Ergebnis im Jahre 2019, mit dem Erstnachweis von Fischen aus dem jährlichen Screening. Für die Wahrscheinlichkeit der Prognose ist dies in diesem Falle noch ohne Relevanz, es bestand ja die Möglichkeit eines singulären Ereignisses. Dieses Ergebnis verfestigt sich aber, die Wahrscheinlichkeit in Richtung Naturschutz sinkt erstmal nicht, aber vor allem der Range der Prognose steigt sprunghaft an, weil jetzt Ergebnisse aus der Abiotik und dem biologischen Monitoring in die gleiche Richtung weisen, eine Entwicklung von einem mesotrophen zu einem eutrophen Gewässer (Abbildung 4). Ab 2022, mit den massiven Veränderungen in der Abiotik, funktional im Zusammenhang mit der Massenvermehrung der Fische, kommt es dann auch zu einer Verringerung der Wahrscheinlichkeit für die Entwicklung hin zu einem naturschutzfachlichen bedeutsamen Gewässer. Denn es ist zu diesem Zeitpunkt noch unklar, ob die Fischpopulation sich weiter vergrößert und inwieweit die Fische eine reale Bedrohung für die naturschutzfachlich relevante Art Kammmolch ist. Erste Ergebnisse in 2023 scheinen diese schlimmsten Befürchtungen bisher nicht zu stützen, wiederum wird eine solche Einschätzung durch die Ergebnisse aus dem biologischen und abiotischen Monitoring gestützt. Es bleibt am Ende unserer Untersuchungen somit die Prognose, das Gewässer in der RMNE wird am Ende der Abgrabung ein Gebiet mit einer hohen naturschutzfachlichen Relevanz im lokalen Umfeld sein, bei dem die geplante touristische Erschließung in den Hintergrund treten sollte. Dies kann und sollte durch die Umsetzung entsprechend angepasster Rekultivierungs- und Schutzmaßnahmen unterstützt werden.

## AP4 – Handlungsempfehlungen

Aus intensiven Diskussionen auf den Beiratssitzungen hat sich ergeben, dass das Prognosetool idealerweise bereits im Planungsprozess, also vor der Antragstellung und dem Genehmigungsprozess eingesetzt werden sollte. Wir unterstützen diesen Ansatz, können aber zum aktuellen Zeitpunkt das Expertensystem noch nicht für die Nutzung freigeben, da einige Teile noch nicht vollständig programmiert und getestet sind. In jedem Falle ist das avisierte Expertensystem, wie es im vorangegangenen Kapitel inhaltlich und vor allem mit dem Hintergrund der geplanten Strategie vorgestellt wurde, in der weiteren Bearbeitung. Dabei weisen wir darauf hin, dass wir uns auch bemüht haben, die behördlichen Rahmenbedingungen des Genehmigungsprozesses zu berücksichtigen, wie sie sich aus den Befragungen der verschiedenen Stakeholder ergeben haben.

### Interviews mit Stakeholdern

In das Expertensystem fließen auch die behördlichen Rahmenbedingungen des Genehmigungsprozesses ein, inklusive möglicher Interessenkonflikte und deren Lösung. Um ein genaueres Bild über diese Einflussfaktoren zu bekommen, wurden Interviews mit ausgewählten Stakeholdern durchgeführt. Die Fragen wurden generell als „offene Fragen“ formuliert mit der Möglichkeit Antworten als Freitext zu formulieren, da sich diese Form der Befragung am besten dazu eignet, noch unbekannt Zusammenhänge herauszufinden.

Es wurden zwei Akteursgruppen identifiziert, für die zwei verschiedene Fragebögen entwickelt wurden um die Möglichkeit zu eröffnen die verschiedenen Akteursgruppen passgenau zu befragen. Akteursgruppe 1 umfasst Personen und Einrichtungen, die in die Genehmigungsverfahren von Abgrabungen involviert sind. Akteursgruppe 2 umfasst Personen und Einrichtungen, die potentielle Nutzer:innen der entstehenden Gewässer sind. Details zu den angeschriebenen Personen oder Einrichtungen beider Akteursgruppen entnehmen Sie bitte Tabelle 6.

Tabelle 6: im Rahmen der Interviews angeschriebene Personen oder Einrichtungen

<b>Akteursgruppe 1</b>	<b>Anzahl</b>
Städten / Gemeinden	16
Untere Naturschutzbehörden	2
Höhere Naturschutzbehörde (BezReg DUS)	1
Regionalrat des Regierungsbezirks Düsseldorf	4 (Vertreter von CDU, SPD, Grüne, FDP)
Regionalverband Ruhr	1 (Referat Regionalplanung)
Umweltministerium NRW	2 (Abteilungen Naturschutz und Boden/Wasser)
Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie	1
Bundesamt für Naturschutz	1 (Fachbereich Schutz, Entwicklung und nachhaltige Nutzung von Natur und Landschaft)
Abgrabungsunternehmen	4
Planungsbüros	3
LANUV	1 (Fachbereich Fischereiökologie & Aquakultur)
<b>Akteursgruppe 2</b>	<b>Anzahl</b>
Vertreter:innen der Land- und Forstwirtschaft	1
Vertreter:innen der Angler und Jäger	2
Vertreter:innen der Sportvereine	4
Vertreter:innen der Naturschutzverbände	3

Das Ziel der Befragung von Akteursgruppe 1 war in erster Linie den Genehmigungsprozess genauer zu analysieren. Es wurden beispielsweise Dynamisierungsmöglichkeiten erfragt, die Notwendigkeit zur Dynamisierung und der Wille und die Akzeptanz zum Ändern bestehender Prozesse sowie die Entscheidungsträger für eine Prozessänderung. Ziel der Befragung von Akteursgruppe 2 war die Haltung zu Baggerseen herausfinden und die Gründe dafür. Wird ein Baggersee beispielsweise als Ökosystem begriffen mit den ökosystemaren Dienstleistungen und könnte die Akzeptanz von Baggerseen erhöht werden, wenn der Fokus auf der Natur läge?

Für Akteursgruppe 1 wurden insgesamt 36 Beteiligte angeschrieben, davon kamen 11 Antworten zurück (30,6 %). Diese beinhalteten insgesamt vier ausgefüllte Fragebögen (11,2 % aller Befragten). Für Akteursgruppe 2 wurden insgesamt 10 Beteiligte angeschrieben. Es gingen zwei Antworten (20 %) ein und ein ausgefüllter Fragebogen (10 % aller Befragten).

Im Folgenden werden zuerst die Ergebnisse der Befragung von Akteursgruppe 1 und anschließend ebenso von Akteursgruppe 2 kurz zusammengefasst.

#### Ergebnisse - Akteursgruppe 1

##### Fragen zu Genehmigungsprozessen allgemein: gesetzliche Grundlage

Die Umfragen bestätigten das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) als entscheidende rechtliche Grundlage für die Genehmigung einer Abgrabung inklusive deren Herrichtung. Daneben ist auch das Abgrabungsgesetz von Bedeutung. In der Regel wird das Genehmigungsverfahren im Rahmen eines Plangenehmigungsverfahrens geführt und nur in Ausnahmefällen, wenn durch die Umweltverträglichkeits-Vorprüfung bereits Konflikte absehbar sind, kommt ein Planfeststellungsverfahren zum Tragen. Laut Abgrabungsgesetz können Abgrabungen genehmigt werden, wenn unter anderem die Ziele der Raumordnung und Landesplanung sowie die Belange der Bauleitplanung, des Naturhaushalts, der Landschaft, des Bodenschutzes und der Erholung beachtet sind. Der Begriff Erholung ist dabei relativ breit gefasst und umfasst beispielsweise Gebiete für Wochenendhäuser, Campingplätze oder Parkanlagen, Sport-, Spiel-, Zelt- und Badeplätze bis hin zu Erholungsgebieten mit Rad- und Wanderwegen. An der Folgenutzungsplanung, die im Zuge des Genehmigungsverfahrens eingereicht wird, werden alle Träger öffentlicher Belange (TÖB) sowie ggf. auch die Öffentlichkeit (bei Planfeststellungsverfahren) beteiligt. Ein Interessenausgleich geschieht dabei theoretisch durch die Abwägung der Einwendungen unter Beachtung der rechtlichen Vorgaben. Die Umfrage ergab aber auch, dass es in der Praxis eher zu fortlaufenden Anpassungen des Vorhabens kommt, solange bis alle Beteiligten einverstanden sind. Best-Practise-Beispiele zu diesem Thema, die in der Umfrage ebenfalls abgefragt wurden, wurden nicht genannt. Bei der Frage, ob sich Interessenausgleiche auf ein Gewässer begrenzen müssen, wurden von den Befragten unterschiedliche Angaben gemacht. Zum einen wurde genannt, dass es durchaus möglich ist Ausgleiche auch in anderen Gebieten zu schaffen (z.B. in Waldflächen). Zum anderen wurde die Frage verneint unter Hinweis darauf, dass es bei Einbezug weiterer Abgrabungsgewässer in der Umgebung in den Interessenausgleich zu weiteren Genehmigungsverfahren für weitere Gewässer mit offenem Ausgang käme. Obwohl eine solche regional übergreifende Betrachtungsweise anscheinend sogar im Abgrabungsgesetz verankert ist (§4(3)) und als wünschenswert empfunden wird, entspricht es nicht der gelebten Praxis (wegen der Vermeidung von Genehmigungsketten, s.o.).

##### Folgenutzung

Momentan wird die Folgenutzung bereits im Genehmigungsverfahren festgelegt. Die Umfragen zeigten, dass sich eine relativ detaillierte Planung etabliert hat, um diese dann auch monetär beziffern zu können. Die Idee einen „Strauß“ von Maßnahmen festzuschreiben, aus

denen dann zu einem späteren Zeitpunkt gewählt wird, wird nicht als machbar angesehen. Auswahlmöglichkeiten könnten eher im Kleinen geschaffen werden, indem zum Beispiel aus einer festgelegten Pflanzliste gewählt werden kann, wenn es zur Rekultivierung kommt. Eine Unterteilung des Rekultivierungsprozesses in mehrere Abschnitte wird als ggf. machbar erachtet, allerdings nur unter der Voraussetzung, dass dieses Vorgehen im Antrag so vorgesehen ist und trotzdem in allen Details vorab festgelegt wird welche Rekultivierungsleistungen erbracht werden müssen. Eine wirkliche zeitliche Verlagerung der Festlegung des Rekultivierungsplanes ist aktuell gesetzlich nicht möglich. Sollte eine zuvor geplante Rekultivierung nicht mehr zur Entwicklung des Gewässers passen, ist es aktuell möglich, die Planung anzupassen, wenn dafür Gründe bestehen, wie beispielweise die Berührung der Belange von FFH-Arten. Eine nachträgliche Anpassung, die bis vor Ende der Abbauverpflichtung möglich wäre, bedeutet allerdings einen relativ großen Aufwand mit neuen Beteiligungsrunden, neuen Unterlagen, zusätzlichen Kosten und weiterem Verwaltungsaufwand. Dies könnte ggf. erneut zu mehrjährigen Verfahren führen. Der Aufwand dafür lässt sich laut Aussagen der Umfragen im Grunde nicht verringern, von der Möglichkeit die Beteiligungsrunde evtl. anzupassen und zu verkleinern abgesehen. Um es möglich zu machen, eine Folgenutzungsplanung erst zu einem späteren Zeitpunkt festlegen zu können, wären Änderungen durch den Bundes- und Landesgesetzgeber notwendig.

#### Akzeptanz

Unabhängig von den gesetzlichen Gegebenheiten wird eine spätere Festlegung der Folgenutzungsplanung aus ökologischen Gesichtspunkten als sinnvoll angesehen, zumindest solange belastbare fachliche Gründe bestehen. Aus praktischer Sicht wird dies allerdings nicht als zielführend gesehen, wegen zuvor beschriebener Notwendigkeit monetärer Festlegung und der Verlängerung des Verfahrens. Auch aus rechtlicher Sicht wird dies nicht als sinnvoll erachtet, da eine spätere Festlegung zu nicht rechtssicherer Bescheidlage führen würde und somit für alle Beteiligten Planungssicherheit verloren ginge. Bezüglich der Frage, ob eine intensive öffentliche und politische Diskussion um Abgrabungen der nachträglichen Änderung einer Rekultivierungsplanung oder der späteren Festlegung von Nutzungen entgegensteht, hat sich aus dem Umfragen ergeben, dass dies formal nicht der Fall ist. Da die Öffentlichkeit aber in der Folgenutzungsplanung einbezogen werden muss und die Bürger wissen wollen, „auf was sie sich einlassen“ ist die Diskussion zumindest von der öffentlichen Meinung gefärbt.

#### Ergebnisse - Akteursgruppe 2

Der eine beantwortete Fragebogen aus Akteursgruppe 2 ergab, dass die geringen Nutzungsmöglichkeiten der Baggerseen für Freizeitaktivitäten kritisch gesehen werden. Ebenfalls negativ bewertet werden, dass Baggerseen meist in Privatbesitz sind und schlechte infrastrukturelle Anbindung besteht. Für neu geplante Baggerseen sollten Freizeitnutzung und wassersportliche Interessen stärker berücksichtigt werden. Generell wird Baggerseen aber dennoch eine nicht unbedeutende Rolle in der Naherholung zugesprochen. Zu der Frage, ob Baggerseen auch aus naturschutzfachlicher Sicht sinnvoll sein können, wurden keine Angaben gemacht. Es wurde jedoch angegeben, dass bekannt ist, welche Bedeutung Baggerseen aus ökologischer Sicht insbesondere vor dem Hintergrund schwindender Aue zukommt. Eine Vereinbarkeit von Naherholung und Naturschutz an einem See wird für möglich gehalten, beispielsweise durch die Ausweisung von jeweiligen Nutzungszonen bzw. Schutzgebieten. Best-Practise-Beispiel dazu waren allerdings nicht bekannt.

## Fazit/Ausblick

---

Das Projekt konnte in wesentlichen Teilen realisiert werden, wie wir es im Antrag formuliert hatten. Dabei möchten wir folgende Punkte herausstellen:

- Die Fragestellung zu den Baggerseen ist in der Region nach wie vor hoch aktuell, wie auch die Beteiligung und die Diskussionen auf den Beiratssitzungen mit den diversen Stakeholdern gezeigt haben.
- Im biologischen Monitoring waren wir mit der Hypothese gestartet, dass das Zooplankton eine herausragende Indikatorfunktion einnimmt, als zentrales Bindeglied zwischen der pelagischen Primärproduktion und den darauf aufbauenden Konsumenten im trophischen Netzwerk.
- Wir konnten innerhalb des Projektes die Funktionalität des ZooScan im limnischen Bereich weiter ausbauen und belegen, dass dieses digitale Auswertungswerkzeug eine wesentliche Erleichterung in der routinemäßigen Analyse von Zooplanktonproben darstellen kann.
- Für den ZooScan konnten wir ein fundiertes Methoden- und Bedienungssetup für die Probennahmen und die Auswertung mit den gewonnenen Daten erstellen, das in zukünftigen Untersuchungen von großer Hilfe sein wird.
- Mithilfe der Daten aus dem ZooScan, natürlich in Verbindung mit allen anderen Untersuchungen, konnten wir zeigen, dass die Erfassung der Abundanz der wesentlichen Zooplanktongruppen sowie die Größenanalyse der Cladoceren ein zentrale Bewertungsparameter zum Verständnis des Ökosystems Baggersee sind.
- Unsere Untersuchungen belegen zudem, dass anhand des durchgeführten Untersuchungsprogramm über alle Ebenen, von der Abiotik bis zu den diversen Organismusgruppen, ein umfassendes Bild von solchen Lebensräumen und ihren Funktionalitäten innerhalb des Ökosystems gewonnen werden kann.
- Auf dieser Grundlage konnten wir die Untersuchungsgewässer fundiert bewerten, inwieweit eine naturschutzfachliche Relevanz im lokalen Umfeld gegeben ist, an der sich die zukünftige Nutzung orientieren sollte.
- Wir konnten innerhalb des Projektes die grundlegende Strategie für das avisierte Expertensystem erarbeiten und die Funktionsweise an ersten Beispielen zeigen.

Auch wenn wir viele Ziele innerhalb des projektierten Zeitraumes erreichen konnten, so sind doch einzelne Aspekte nicht abschließend ausgearbeitet. Hierzu gehört einerseits die Veröffentlichung aller Ergebnisse und andererseits die Fertigstellung des avisierten Expertensystems. Diese Arbeiten sollen aber über das Projektende hinaus weiter fortgeführt werden. Initiiert durch das Projekt, werden aber in jedem Falle die Untersuchungen an den beiden Projektgewässern von beiden Projektpartnern und den etablierten Kooperationen fortgeführt, da sich hier besondere Lebensräume entwickelt haben, die auch in der ökologischen Grundlagenforschung und hinsichtlich evolutiver Entwicklungen außergewöhnlicher Lebensgemeinschaften von großem Interesse sind.

## Literatur

---

- Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaft (2004): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. – CONSLEG: 1992L0043-01/05/2004, 59 S.
- Andersen, T. K., Bolding, K., Nielsen, A., Bruggeman, J., Jeppesen, E., & Trolle, D. (2021): How morphology shapes the parameter sensitivity of lake ecosystem models. *Environmental Modelling & Software*, 136, 104945.
- Bauer, K.M. & Glutz von Blotzheim; U.N. (1987): *Podiceps cristatus* (LINNÉ 1758) – Haubentaucher. Band 1 Gaviiformes – Phoenicopteriformes (2. Auflage): 94-117. – In: Glutz von Blotzheim, U.N. (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. – AULA-Verlag, Wiesbaden, 14 Bände.
- Binggeli, C., Waring, A., & Mihuc, T. (2011): Methods for determining new biovolumes for copepods and cladocerans. *Scientia Discipulorum*. 5, 25-33.
- Böhling, B. (2010): Abgrabung ‚Knappheide‘, Ersatzlaichgewässer Kammolch, Monitoring 2. Kontrollbericht, Berichtzeitraum 2008 – 2009. – Unveröffentlichtes Gutachten des Büros für Landschaftsplanung Dipl.-Ing. Burkhard Böhling im Auftrag der Teunesen group, Knappheide Kiesbaggerei GmbH & Co. KG, Weeze, 14 S.
- Böhling, B. (2011): Abgrabung ‚Knappheide‘, Ersatzlaichgewässer Kammolch, Monitoring 1. Kontrollbericht, Berichtzeitraum 2010. – Unveröffentlichtes Gutachten des Büros für Landschaftsplanung Dipl.-Ing. Burkhard Böhling im Auftrag der Teunesen group, Knappheide Kiesbaggerei GmbH & Co. KG, Weeze, 18 S.
- Boudot, J.P., & Kalkmann, V. (Hrsg.) 2015: *Atlas of the European dragonflies and damselflies*. – KNNV publishing, the Netherlands.
- Brancelj, A. (2021): Shifts in zooplankton communities in high-mountain lakes induced by singular events (fish stocking, earthquakes): Evidence from a 20-year survey in Slovenia (Central Europe): *Aquatic Ecology*, 55 (4), 1253–1271.
- Braun, L.-M., Brucet, S., & Mehner, T. (2021): Top-down and bottom-up effects on zooplankton size distribution in a deep stratified lake. *Aquatic Ecology*, 55 (2), 527–543
- Brockhaus, T. (2007): Das Projekt der Libellenfauna Deutschlands. Tagungsband der 26. Jahrestagung der GdO, 9.-11.3.2007 in Dresden: 12-13.
- Brockhaus T., Roland, H.-J., Benken, T., Conze, K.-J., Günther, A., Leipelt, K.G., Lohr, M., A. Martens, Mauersberger, R., Ott, J., Suhling, F., Weihrauch, F., & Willigalla, C. (2015): *Atlas der Libellen Deutschlands*. *Libellula Supplement* 14: 1-394.
- Brucet, S., Tavşanoğlu, Ü. N., Özen, A., Levi, E. E., Bezirci, G., Çakıroğlu, A. İ., Jeppesen, E., Svenning, J., Ersoy, Z., & Beklioğlu, M. (2017): Size-based interactions across trophic levels in food webs of shallow Mediterranean lakes. *Freshwater Biology*, 62 (11), 1819–1830.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., Garcia, A., Pringle, R. M., Palmer, T. M., (2015). Accelerated modern human - induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1, e1400253.
- Chou, Q., Nielsen, A., Andersen, T. K., Hu, F., Chen, W., Cao, T., Ni, L., Søndergaard, M., Johansson, L. S., Jeppesen, E., & Trolle, D. (2021): The impacts of extreme climate on summer-stratified temperate lakes: Lake Søholm, Denmark, as an example. *Hydrobiologia*, 848 (15), 3521–3537.
- Conze, K.-I. & Grönhagen, N. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Libellen - Odonata – in Nordrhein-Westfalen. Stand April 2010. - In: TRIMM, S. & BAUCH, A (Red.): *Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen*, 4. Fassung, Band 2: Tiere. - Recklinghausen (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen). - LANUV-Fach-bericht 36: 511-534.
- Conze, K.-J., Lohr, M., Brockhaus, R. Mauersberger, R., & Suhling, F. (2008): *Libellen in Deutschland – Arbeitsstand und Fragestellungen*. Tagungsband der 27. Jahrestagung der GdO, 7.-9.3.2008 in Potsdam: 57-58.

- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R. K., (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152-158.
- Cózar, A., García, C. M., & Gálvez, J. A. (2003): Analysis of plankton size spectra irregularities in two subtropical shallow lakes (Esteros del Iberá, Argentina): *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60 (4), 411–420.
- Defila, R., Di Giulio, A., & Ruesch Schweizer, C. (2018): Two souls are dwelling in my breast: Uncovering how individuals in their dual role as consumer-citizen perceive future energy policies. *Energy Research & Social Science*, 35, 152–162.
- Deng, J., Paerl, H. W., Qin, B., Zhang, Y., Zhu, G., Jeppesen, E., Cai, Y., & Xu, H. (2018): Climatically-modulated decline in wind speed may strongly affect eutrophication in shallow lakes. *Science of The Total Environment*, 645, 1361–1370.
- DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.) 1998: Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen.
- Drechsler, A., D. Ortmann & S. Steinfarz (2016): Fallstudie zum Umgang mit einer FFH-Art: Wie Kammolche im FFH-Gebiet Latumer Bruch in Krefeld (NRW) von einer der individuenstärksten Populationen an den Rand des Aussterbens gebracht worden sind. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* 23 (2): 181-202.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.) 2017: DWA-Regelwerk, Merkblatt DWA-M 615, Gestaltung und Nutzung von Baggerseen. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef.
- Ersoy, Z., Jeppesen, E., Sgarzi, S., Arranz, I., Cañedo-Argüelles, M., Quintana, X. D., Landkildehus, F., Lauridsen, T. L., Bartrons, M., & Brucet, S. (2017): Size-based interactions and trophic transfer efficiency are modified by fish predation and cyanobacteria blooms in Lake Mývatn, Iceland. *Freshwater Biology*, 62 (11), 1942–1952.
- Fliedner, H. (1997): Die Bedeutung der wissenschaftlichen Namen europäischer Libellen. *Libellula*, Supplement 1:1-111.
- Fu, H., Özkan, K., Yuan, G., Johansson, L. S., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., & Jeppesen, E. (2021): Abiotic and biotic drivers of temporal dynamics in the spatial heterogeneity of zooplankton communities across lakes in recovery from eutrophication. *Science of The Total Environment*, 778, 146368.
- Geiger, A.T., Mutz, T. & Böttger, R. (2011): 3.12 Laubfrosch – *Hyla arborea*: 689-725. – In: Arbeitskreis für Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): *Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens*. Band 1. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 16/1, Laurenti-Verlag, Bielefeld, 896 S.
- Grosjean, P., Picheral, M., Warembourg, C., & Gorsky, G. (2004): Enumeration, measurement, and identification of net zooplankton samples using the ZOOSCAN digital imaging system. *ICES Journal of Marine Science*, 61 (4), 518–525.
- Hachtel, M. (2011): 3.14 Bergmolch – *Mesotriton alpestris*: 336-374. – In: Arbeitskreis für Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): *Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens*. Band 1. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 16/1, Laurenti-Verlag, Bielefeld, 896 S.
- He, H., Jin, H., Jeppesen, E., Li, K., Liu, Z., & Zhang, Y. (2018): Fish-mediated plankton responses to increased temperature in subtropical aquatic mesocosm ecosystems: Implications for lake management. *Water Research*, 144, 304–311.
- Hirsch, P. E., N’Guyen, A., & Burkhardt-Holm, P. (2021): Hobbyists acting simultaneously as anglers and aquarists: Novel pathways for non-native fish and impacts on native fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31 (6), 1285–1296.
- Hirsch, P. E., N’Guyen, A., Muller, R., Adrian-Kalchhauser, I., & Burkhardt-Holm, P. (2018): Colonizing Islands of water on dry land - On the passive dispersal of fish eggs by birds. *Fish and Fisheries*, 19 (3), 502–510.
- Iglesias, C., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Pacheco, J., Mello, F., Landkildehus, F., Fosalba, C., Clemente, J., & Meerhoff, M. (2017): Fish but not macroinvertebrates promote trophic

- cascading effects in high density submersed plant experimental lake food webs in two contrasting climate regions. *Water*, 9 (7), 514.
- Jeppesen, E. (1998): The ecology of shallow lakes - Trophic interactions in the pelagial: Doctor's dissertation (DSc) (Issue 247). National Environmental Research Institute.
- Jeppesen, E., Canfield, D. E., Bachmann, R. W., Søndergaard, M., Havens, K. E., Johansson, L. S., Lauridsen, T. L., Sh, T., Rutter, R. P., Warren, G., Ji, G., & Hoyer, M. V. (2020): Toward predicting climate change effects on lakes: A comparison of 1656 shallow lakes from Florida and Denmark reveals substantial differences in nutrient dynamics, metabolism, trophic structure, and top-down control. *Inland Waters*, 10 (2), 197–211.
- Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Christoffersen, K. S., Landkildehus, F., Geertz-Hansen, P., Amsinck, S. L., Søndergaard, M., Davidson, T. A., & Rigét, F. (2017): The structuring role of fish in Greenland lakes: An overview based on contemporary and paleoecological studies of 87 lakes from the low and the high Arctic. *Hydrobiologia*, 800 (1), 99–113.
- Jeppesen, E., Mehner, T., Winfield, I. J., Kangur, K., Sarvala, J., Gerdeaux, D., Rask, M., Malmquist, H. J., Holmgren, K., Volta, P., Romo, S., Eckmann, R., Sandström, A., Blanco, S., Kangur, A., Ragnarsson Stabo, H., Tarvainen, M., Ventelä, A.-M., Søndergaard, M., ... Meerhoff, M. (2012): Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia*, 694 (1), 1–39.
- Kohler, A. 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft und Stadt* 10: 73-85
- Kordges, T. & C. Willigalla (2011): 3.10 Kreuzkröte – *Bufo calamita*: 623-666. – In: Arbeitskreis für Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Band 1. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 16/1, LaurentiVerlag, Bielefeld, 896 S.
- Kupfer, A. & B. von Bülow (2011): 3.3 Kammolch – *Triturus cristatus*: 375-406. – In: ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Band 1. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 16/1, Laurenti-Verlag, Bielefeld, 896 S.
- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen (Hrsg.): Seemorphologie. Erfassung der Qualitätskomponentengruppe Morphologie zur unterstützenden Bewertung sächsischer WRRL-Standgewässer
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 1998: Gewässerbewertung stehende Gewässer - vorläufige Richtlinie für eine Bewertung natürlich entstandener Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 2003: Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 2014: Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 2019: Fortschreibung der „Verfahrensanleitung zur uferstrukturellen Gesamtseeklassifizierung mit einem bundesweit einheitlichen Übersichtsverfahren“ Projekt-Nr. O 6.18) Hintergrunddokument (Januar 2019). Link: [https://www.gewaesser-bewertung.de/files/lawa\\_empfehlung\\_seeuferstruktur\\_kartieranleitung.pdf](https://www.gewaesser-bewertung.de/files/lawa_empfehlung_seeuferstruktur_kartieranleitung.pdf)
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) 1996: Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen. LFU, Karlsruhe.
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) 2004: Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft – Empfehlungen für die Planung und Genehmigung des Abbaus von Kies und Sand. *Gewässerökologie, Oberirdische Gewässer*, Band 88. JVA Mannheim-Druckerei. Link: [https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/73397-Empfehlungen\\_f%C3%BCr\\_die\\_Planung\\_und\\_Genehmigung\\_des\\_Abbaus\\_von\\_Kies\\_und\\_Sand.pdf](https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/73397-Empfehlungen_f%C3%BCr_die_Planung_und_Genehmigung_des_Abbaus_von_Kies_und_Sand.pdf)
- Lopez, M. E., Saad, J., Izaguirre, I., Marinone, M. C., & Fontanarrosa, M. S. (2021): Aquatic macroinvertebrates from littoral vegetated lakes in arid Patagonia: The influence of fish

- introduction on community structure. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31 (7), 1873–1885.
- Lovas-Kiss, Á., Vincze, O., Löki, V., Pallér-Kapusi, F., Halasi-Kovács, B., Kovács, G., Green, A. J., & Lukács, B. A. (2020): Experimental evidence of dispersal of invasive cyprinid eggs inside migratory waterfowl. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117 (27), 15397–15399.
- LUA NRW 2006: Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie, LUA Merkblätter 52: 108 S., <http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merk52/merk52.pdf>  
Bearbeitung: Dr. KLAUS VAN DE WEYER
- Martens, A., & Suhling, F. (2014): Bestimmungsführer zu den Libellenlarven Namibias. *Libellula-Supplement* 13.
- Mehner, T., Argillier, C., Hesthagen, T., Holmgren, K., Jeppesen, E., Kelly, F., Krause, T., Olin, M., Volta, P., Winfield, I. J., & Brucet, S. (2021): Model-based decomposition of environmental, spatial and species-interaction effects on the community structure of common fish species in 772 European lakes. *Global Ecology and Biogeography*, 30 (8), 1558–1571.
- Meis, S., Weyer, K. van de, Stuhr, J. 2018: Ein Verfahren zur Erfassung und Dokumentation von Schäden durch benthivore Cypriniden an submersen Makrophyten in Stillgewässern. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 3/2018 (11): 138-141.
- Menezes, R. F., Borchsenius, F., Svenning, J., Davidson, T. A., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Landkildehus, F., & Jeppesen, E. (2015a): Homogenization of fish assemblages in different lake depth strata at local and regional scales. *Freshwater Biology*, 60 (4), 745–757.
- Menezes, R. F., Borchsenius, F., Svenning, J., Davidson, T. A., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Landkildehus, F., & Jeppesen, E. (2015b): Homogenization of fish assemblages in different lake depth strata at local and regional scales. *Freshwater Biology*, 60 (4), 745–757.
- Min, C., Johansson, L. S., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Chen, F., Sh, T., & Jeppesen, E. (2021): Copepods as environmental indicator in lakes: Special focus on changes in the proportion of calanoids along nutrient and pH gradients. *Aquatic Ecology*, 55 (4), 1241–1252.
- Moore, R., & Hartnett, M. (2021): The “Policy Wheel” Model of the Policy Process. <https://www.sciotoanalysis.com/news/2021/3/8/the-policy-wheel-model-of-the-policy-process>
- Müller, J., & Schorr, M. (unter Mitarbeit von Martens, A., Zimmermann, W., Ott, J., & Mauersberger, R.) (2001): Verzeichnis der Libellen (Odonata) Deutschlands. *Entomofauna Germanica*, Vol. 5: 9-44. Dresden.
- Mutz, T. (2009): Eine einfache Methode zur Bestimmung von Wasserfröschen (*Pelophylax* sp.) im Freiland, vorgestellt am Beispiel einer Population im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bei Hopsten, Nordrhein-Westfalen. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* 16 (2): 201-218.
- Rote-Liste-Gremium Amphibien und Reptilien (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Amphibien (Amphibia) Deutschlands. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (4): 1-86
- Ogorelec, Ž., Wunsch, C., Kunzmann, A. J., Octorina, P., & Navarro, J. I. (2021): Large daphniids are keystone species that link fish predation and phytoplankton in trophic cascades. *Fundamental and Applied Limnology*, 194 (4), 297–309.
- Ott, J., Conze, K.-J., Günther, A., Lohr, M., Mauersberger, R., Roland, H. J., & Suhling, F. (in prep.): Rote Liste der Libellen Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt*. – Bonn-Bad Godesberg.
- Pacheco, J. P., Aznarez, C., Meerhoff, M., Liu, Y., Li, W., Baattrup-Pedersen, A., Yu, C., & Jeppesen, E. (2021): Small-sized omnivorous fish induce stronger effects on food webs

- than warming and eutrophication in experimental shallow lakes. *Science of The Total Environment*, 797, 148998.
- Razlutskiy, V., Mei, X., Maisak, N., Sysova, E., Lukashanets, D., Makaranka, A., Jeppesen, E., & Zhang, X. (2021): Omnivorous Carp (*Carassius gibelio*) increase eutrophication in part by preventing development of large-bodied zooplankton and submerged macrophytes. *Water*, 13 (11), 1497.
- Schlüpmann, M., T. Mutz, A. Kronshage, A. Geiger & M. Hachtel unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien in NRW (2011b): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand September 2011: 159-222. – In: LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (LANUV) (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung, Band 2 – Tiere. – LANUV-Fachbericht 36, Recklinghausen, 680 S.
- Schmidt, B.R. (2013): Transportieren Enten Fische in natürlicherweise fischfreie Amphibienlaichgebiete? – *Zeitschrift für Feldherpetologie* 20 (2): 137-144. Thiesmeier, B., A. Kupfer & R. Jehle (2009): Der Kammolch. – Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 1, 2. Auflage, Laurenti-Verlag, Bielefeld, 160 S.
- Schorr, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland. S.I.O. & Ursus Scientific Publishers, Bilthoven.
- Schorr, M., & Wolf, J. (2012): Bibliografie der für Deutschland publizierten Libellenliteratur (Odonata). *Libellula Supplement* 11: 5-420
- Seelen, L. M. S., Teurlincx, S., Armstrong, M. R., Lürling, M., van Donk, E., & de Senerpont Domis, L. N. (2022): Serving many masters at once: A framework for assessing ecosystem services delivered by quarry lakes. *Inland Waters*, 12 (1), 121–137.
- Sheldon, R. W., Prakash, A., & Sutcliffe, W. H. (1972): The size distribution of particles in the ocean. *Limnology and Oceanography*, 17(3), 327–340.
- Søndergaard, M., Larsen, S. E., Johansson, L. S., Lauridsen, T. L., & Jeppesen, E. (2016a): Ecological classification of lakes: Uncertainty and the influence of year-to-year variability. *Ecological Indicators*, 61, 248–257.
- Søndergaard, M., Larsen, S. E., Johansson, L. S., Lauridsen, T. L., & Jeppesen, E. (2016b): Ecological classification of lakes: Uncertainty and the influence of year-to-year variability. *Ecological Indicators*, 61, 248–257.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., & Jeppesen, E. (2018): Gravel pit lakes in Denmark: Chemical and biological state. *Science of The Total Environment*, 612, 9–17.
- Sternberg, K., & Buchwald, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs, Bd. 1 Kleinlibellen Stuttgart.
- Sternberg, K., & Buchwald, R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs, Bd. 2 Großlibellen Stuttgart.
- Succow, M., Kopp, D. 1985: Seen als Naturraumtypen. *Petermanns Geogr. Mitt.* 3: 161-170
- Thiesmeier, B., L. Dalbeck & T. Kordges (2011a): 3.4 Fadenmolch – *Lissotriton helveticus*: 407-430. – In: Arbeitskreis für Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Band 1. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 16/1, Laurenti-Verlag, Bielefeld, 896 S.
- Thiesmeier, B., L. Dalbeck & K. Weddeling (2011b): 3.5 Teichmolch – *Lissotriton vulgaris*: 431-460. – In: Arbeitskreis für Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Band 1. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 16/1, Laurenti-Verlag, Bielefeld, 896 S.
- Trochine, C., Risholt, C., Schou, M. O., Lauridsen, T. L., Jacobsen, L., Skov, C., Søndergaard, M., Berg, S., Christoffersen, K. S., & Jeppesen, E. (2022): Diet and food selection by fish larvae in turbid and clear water shallow temperate lakes. *Science of The Total Environment*, 804, 150050.
- Vogelmann, C. (2017): Nährtierangebot und Nahrungspräferenzen von Renken im Starnberger See. Master Thesis. University of Education Karlsruhe.

- Vogelmann, C., Teichert, M., Schubert, M., Martens, A., Schultes, S., & Stibor, H. (2022): The usage of a zooplankton digitization software to study plankton dynamics in freshwater fisheries. *Fisheries Research*, 251, 106326.
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J. 1982: Eutrophication of waters – monitoring, assessment and control. OECD, Paris.
- Weddeling, K. & A. Geiger (2011): 3.9 Erdkröte – *Bufo bufo*: 583-622. – In: Arbeitskreis für Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Band 1. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 16/1, LaurentiVerlag, Bielefeld, 896 S.
- Werneke, U., 2020. Monitoring Knappheide - Bericht 2020. Bericht Naturschutzzentrum im Kreis Kleve, Auftragsarbeit, Rees-Bienen, 31 Seiten.
- Werneke, U., Kosmac, U., Van de Weyer, K., Gertzen, S., Mutz, T., (2018). Zur naturschutzfachlichen Bedeutung eines fischfreien Sees. *Natur in NRW*, 3/2018, 27-32.
- Wessels, T. (2011a): Kontrolle der Ersatzlaichgewässer für den Kammmolch sowie des Altlachgewässers an der Abgrabung ‚Knappheide‘. Bericht Juli 2011. – Unveröffentlichtes Gutachten des Ingenieur und Planungsbüros Lange GbR im Auftrag der Teunesen group, Knappheide Kiesbaggerei GmbH & Co. KG, Weeze, 12 S.
- Wessels, T. (2011b): Umsiedlung des Kammmolches an der Abgrabung ‚Knappheide‘ – Abschlussbericht. – Unveröffentlichtes Gutachten des Ingenieur und Planungsbüros Lange GbR im Auftrag der Teunesen group, Knappheide Kiesbaggerei GmbH & Co. KG, Weeze, 7 S.
- Weyer, K. van de, Schmidt, C. 2018: Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland: Band 1: Bestimmungsschlüssel. 2., überarbeitete Auflage. Fachbeiträge des LfU Brandenburg 119: 180 S. Herausgeber: Landesamt für Umwelt (LfU) Brandenburg, Potsdam
- Weyer, K. van de, Stelzer, D. 2021: Handlungsanweisung zur WRRL-Bewertung von Makrophyten in Seen nach dem NRW-Verfahren, Stand: 29.10.2021. Projekt-Nr. O 2.20 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2020. [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/O\\_2.20\\_Handlungsanweisung%20NRW%20Verfahren%20Makrophyten%20Seen%20WRRL%20Stand%20Oktober%202021.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/O_2.20_Handlungsanweisung%20NRW%20Verfahren%20Makrophyten%20Seen%20WRRL%20Stand%20Oktober%202021.pdf)
- Willmitzer, H., N. Große, A. Mehling, A. Nienhüser, W. Scharf, Wilfried; und B. Stich, (2010). Bewertung und Bedeutung der Biofiltration des Zooplanktons zur Verbesserung der Wasserqualität in Talsperren. In: *GWF Wasser Abwasser* 151 11/2010, 1170 – 1175
- Wolter, C., Borcharding, J., Ferreira, T., Freyhof, J., Gessner, J., Górski, K., Nastase, A., Schomaker, C., & Erős, T. (2021): Characterization of European lampreys and fishes by their longitudinal and lateral distribution traits. *Ecological Indicators*, 123, 107350.

## Abschlussarbeiten innerhalb des Projektes

- Bock, B. (2023): Parasites in copepods and sunbleak (*Leucaspilus delineatus*) in the Reeser Meer north extension. Master Thesis Universität Duisburg-Essen
- Dölz, A. (2023): Fixing freshwater zooplankton for ecological genomic long-term studies. Bachelor Thesis, Universität zu Köln
- Donner, A. (2022): Applicability of the ZooScan integrated system to soil mesofauna. Bachelor Thesis, Universität zu Köln
- Esser, L.K. (2023): Development of zooplankton in presence and absence of recently invaded fish – a case study on two gravel pit lakes. Bachelor Thesis, Universität zu Köln
- Laroche, L. (2023): Ernährung und Populationsdynamik von Moderlieschen (*Leucaspilus delineatus*) nach deren Ausbreitung in einem fischfreien Baggersee. Bachelor Thesis, Universität zu Köln
- Matzel, Y. (2023): Untersuchungen zur Herkunft einer Moderlieschenpopulation (*Leucaspilus delineatus*) in einem ursprünglich fischfreien Gewässer. Bachelor Thesis, Universität zu Köln
- Popov, A. (2023): Investigation of the population dynamics of the zooplankton community in two gravel pit lakes with and without the influence of fish predation - a three-year study. Master Thesis, Universität zu Köln
- Schreier, M.E. (2021): Comparison of the zooplankton composition of two fish free lakes. Bachelor Thesis, Universität zu Köln
- Stremmel, R. (2022): Comparison of the development of zooplankton in two lakes - with and without the impact of fish. Bachelor Thesis, Universität zu Köln
- Wagner, K. (2022): Assessment of Zooplankton communities – a comparison of manual and semi-automatic methods. Master Thesis, Universität zu Köln
- Weinand, T. (2022): Population dynamics of *Leucaspilus delineatus* as the only fish species in a gravel pit lake and its impact on the zooplankton community. Bachelor Thesis, Universität zu Köln
- Wells, N.E. (2022): Parasitological investigation of sunbleak (*Leucaspilus delineates*) from a gravel pit. Bachelor Thesis Universität Duisburg-Essen

# Anlagen

---

Die Anlagen sind als separate PDF dem Bericht beigelegt.

**Anlage 1:** Methodik zur Erfassung abiotischer Parameter und biotischer Organismengruppen