

Endbericht des Forschungsprojekts „**TeichFit**“

**„Teichlandschaften des Waldviertels – eine weltweit einzigartige  
Modellregion für Nachhaltigkeit, klimafitte Lebensräume und Gesundheit“**

-

**Teiche als enormes Entwicklungspotential für das Waldviertel**

verfasst von

**Martin J. Kainz** (Projektleiter), **Cihelio Alves Amorim**  
Research Lab Aquatische Ökosystemforschung und -gesundheit (EcoHealth)  
Universität für Weiterbildung Krems und  
WasserCluster Lunz – Biologische Station GmbH

**Christian Bauer, Elisabeth Peham, Günther Gratzl**  
Ökologische Station Waldviertel, Gebharts  
Bundesamt für Wasserwirtschaft

und

**Herbert Formayer, Tobias Schilcher, Harald Rieder, Christian Gützer**  
Institut für Meteorologie und Klimatologie  
Universität für Bodenkultur, Wien

Krems, am 30. Januar 2026

Gefördert vom Land Niederösterreich  
K3-F-913/004-2023

# Inhaltsverzeichnis – 1. Teil: Teiche als nachhaltige Ökosysteme

<i>Inhaltsverzeichnis – 1. Teil: Teiche als nachhaltige Ökosysteme</i> .....	2
<i>Zentrale Ergebnisse – Teil 1: Teiche als nachhaltige Ökosysteme</i> .....	3
1. Nähr- und Schadstoffe in Fischteichen .....	3
2. Fett- und Fettsäurequalität von Karpfen („Wissenschaft auf der Speisekarte“).....	3
3. Einfluss der Zubereitung auf die Fettqualität.....	3
4. Biodiversität & Ökosystemfunktion .....	3
5. Wissenschaft & Gesellschaft: Science Classes .....	3
Gesamtfazit .....	4
<i>Danksagung</i> .....	4
<i>Einleitung</i> .....	6
<i>Teiche als nachhaltige Ökosysteme für die Region</i> .....	9
Nähr- und Schadstoffe .....	11
Nährstoffe.....	11
Schadstoffe.....	13
„Die Wissenschaft auf die Speisekarte bringen“: wissenschaftliche Informationen über Fett und Fettsäuren der Speisekarpfen aus den Teichen des Bezirks Gmünd für die lokale Gastronomie....	17
Methoden.....	18
Resultate und Interpretation .....	19
Von den Teichen über die Küche auf die Speisekarte .....	21
Lipide und deren Fettsäuren im Naturfutter (Plankton) .....	23
Biodiversität der Fischteiche.....	27
Methoden.....	28
Resultate und Interpretation .....	28
Teichwasserumsatz und -verdunstung.....	35
Science Classes.....	37
<i>Public outreach:</i> .....	41
<i>LITERATURVERZEICHNIS</i> .....	43

## Zentrale Ergebnisse – Teil 1: Teiche als nachhaltige Ökosysteme

### 1. Nähr- und Schadstoffe in Fischteichen

- In den untersuchten Teichen wurden keine erhöhten Konzentrationen von Herbiziden im Wasser festgestellt.
- Gemessene Werte lagen unter analytischen Nachweisgrenzen oder gesetzlichen Grenzwerten.
- Keine Gefährdung für Fische oder aquatische Organismen festgestellt.

### 2. Fett- und Fettsäurequalität von Karpfen („Wissenschaft auf der Speisekarte“)

- Getreidezufütterung führte zu:
  - höheren Omega-6-Fettsäuren,
  - niedrigerem Omega-3/Omega-6-Verhältnis.
- Nicht-gefütterte Karpfen zeigten:
  - höhere Omega-3-Gehalte,
  - ein ernährungsphysiologisch günstigeres Fettsäuremuster.
- Omega-3-Fettsäuren stammen primär aus dem Naturfutter (Zooplankton), nicht aus Getreide.

### 3. Einfluss der Zubereitung auf die Fettqualität

- Backen im Rohr und Braten in Rapsöl erhalten hohe Omega-3-Gehalte: ~1300 mg Omega-3 pro 200 g Filet.
- Braten in Sonnenblumenöl reduzierte den Omega-3-Gehalt um mehr als 50 %.
- Ein Karpfengericht kann deutlich über der von der WHO empfohlenen Tageszufuhr an Omega-3 liegen.
- Ergebnisse wurden praxisnah für Gastronomie und Konsument:innen aufbereitet (QR-Codes geplant).

### 4. Biodiversität & Ökosystemfunktion

- Eutrophierung erhöhte zunächst die Algenartenvielfalt, bei sehr hohen Phosphorwerten ( $>300 \mu\text{g L}^{-1}$ ) kam es jedoch zu einem Diversitätsrückgang.
- Zooplankton zeigte eine höhere Anpassungsfähigkeit entlang des Nährstoffgradienten.
- Höhere Algenartenvielfalt führte nicht zu mehr Nahrungsenergie, sondern zu:
  - geringeren gesättigten Fettsäuren,
  - geringeren EPA-Gehalten.
- Eutrophierung begünstigte Cyanobakterien, während hochwertige Nahrungsalgen (Cryptophyta) zurückgingen.
- Starke saisonale Dynamik der mikrobiellen und planktonischen Gemeinschaften.

### 5. Wissenschaft & Gesellschaft: Science Classes

- Erfolgreiche Durchführung von Science Classes mit BG Gmünd und MS Gmünd.
- Schüler:innen untersuchten:
  - Wasserqualität,
  - Planktonvielfalt,

- ökologische Zusammenhänge praktisch und experimentell.
- Teiche leisten hohen Beitrag zu Umweltbildung, regionaler Verankerung und Wissenstransfer.

---

## Gesamtfazit

Dieser Teil (Ökologie) von TeichFit zeigt, dass **ökologisch intakte Teiche hochwertige, gesunde Lebensmittel liefern**, wenn Management, Fütterung und Zubereitung berücksichtigt werden. Das Projekt verbindet **Ökologie, Ernährung, Regionalwirtschaft und Bildung** und liefert wissenschaftlich fundierte, praxisnahe Grundlagen für nachhaltige Teichwirtschaft im Bezirk Gmünd und für das restliche Waldviertel.

---

## Danksagung

Als Projektleiter danke ich dem **Land Niederösterreich**, insbesondere der **Abteilung Wissenschaft und Forschung des Amtes der NÖ Landesregierung**, herzlich für die finanzielle Unterstützung des Projekts „*TeichFit*“. Diese Förderung ermöglichte es, ausgewählte Teichlandschaften im Bezirk Gmünd hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit zu untersuchen und deren Eignung als Sentinel-Systeme für zukünftige Auswirkungen des Klimawandels zu bewerten.

Mein großer Dank gilt der **Universität für Weiterbildung Krets** sowie dem **WasserCluster Lunz** für die Bereitstellung und Nutzung der vorhandenen Labor- und Felddausstattung, ohne die die Durchführung der Feld- und Laboruntersuchungen nicht möglich gewesen wäre.

Für die engagierte Unterstützung bei der Feld- und Laborarbeit danke ich Frau **Mag. Katharina Halbartschlager**, Frau **Dr. Stephanie Schnorr**, Herrn **Lukas Hochauer**, Herrn **Samuel-Karl Kämmer**, Herrn **Dr. Matthias Pilecky** und besonders Herrn **Dr. Cihelio Alves Amorim** für seiner Expertise zur Erstellung der Teichbiodiversität und des ersten wissenschaftlichen papers im Rahmes des Projekts (in Ecology Letters!) herzlich.

Ebenso möchte ich mich bei allen Projektpartnern für deren stetige große Unterstützung bedanken:

Die **Ökologische Station Waldviertel** des **Bundesamtes für Wasserwirtschaft** in Gebharts unter der Leitung von **Herrn Dr. Christian Bauer** sowie mit der fachkundigen Unterstützung seiner Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter, **Frau Elisabeth Peham**, **Herr Günther Gratzl** und **Herr Martin Fichtenbauer** hat das Projekt in wesentlichem Maße unterstützt. Dies erfolgte durch die Bereitstellung von Laborinfrastruktur, die Organisation und Einholung der erforderlichen Genehmigungen zur Beprobung der untersuchten Teiche (Gebhartsteich,

Haslauer Teich, Winkelauer Teich, Schandachteich) sowie insbesondere durch die Einbringung umfassender Expertise zur Karpfenteichwirtschaft.

Der klimatologische Teil des Projekts wurde vom **Institut für Meteorologie und Klimatologie der Universität für Bodenkultur Wien** unter der Leitung von **Herrn Univ.-Prof. Dr. Harald Rieder** durchgeführt. Für die engagierte Umsetzung der Feld- und Analysearbeiten danke ich den Mitarbeitern, **Herrn Dr. Herbert Formayer**, **Herrn Tobias Schilcher** und **Herrn Christian Gützer** herzlich.

Die Schadstoffanalysen wurden von **Frau Dr. Lidija Kenjeric** und **Herrn Ass.-Prof. Dr. Wolfgang Kandler** an der Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Bioanalytik und Agro-Metabolomics durchgeführt.

Für die fachliche Unterstützung im Bereich der Ernährungswissenschaft und die Einordnung der Ergebnisse zur Bedeutung des Karpfens als gesundes Nahrungsmittel danke ich **Herrn Priv.-Doz. Dr. Oliver Neubauer** von der **Universität für Weiterbildung Krems**. **Herrn Dr. Klaus Haslinger** von der **GeoSphere Austria** gilt mein besonderer Dank für wertvolle fachliche Impulse zur Rolle von Teichen als hydrologische Puffer in Trockenperioden, die im Zuge des Klimawandels künftig an Bedeutung gewinnen können.

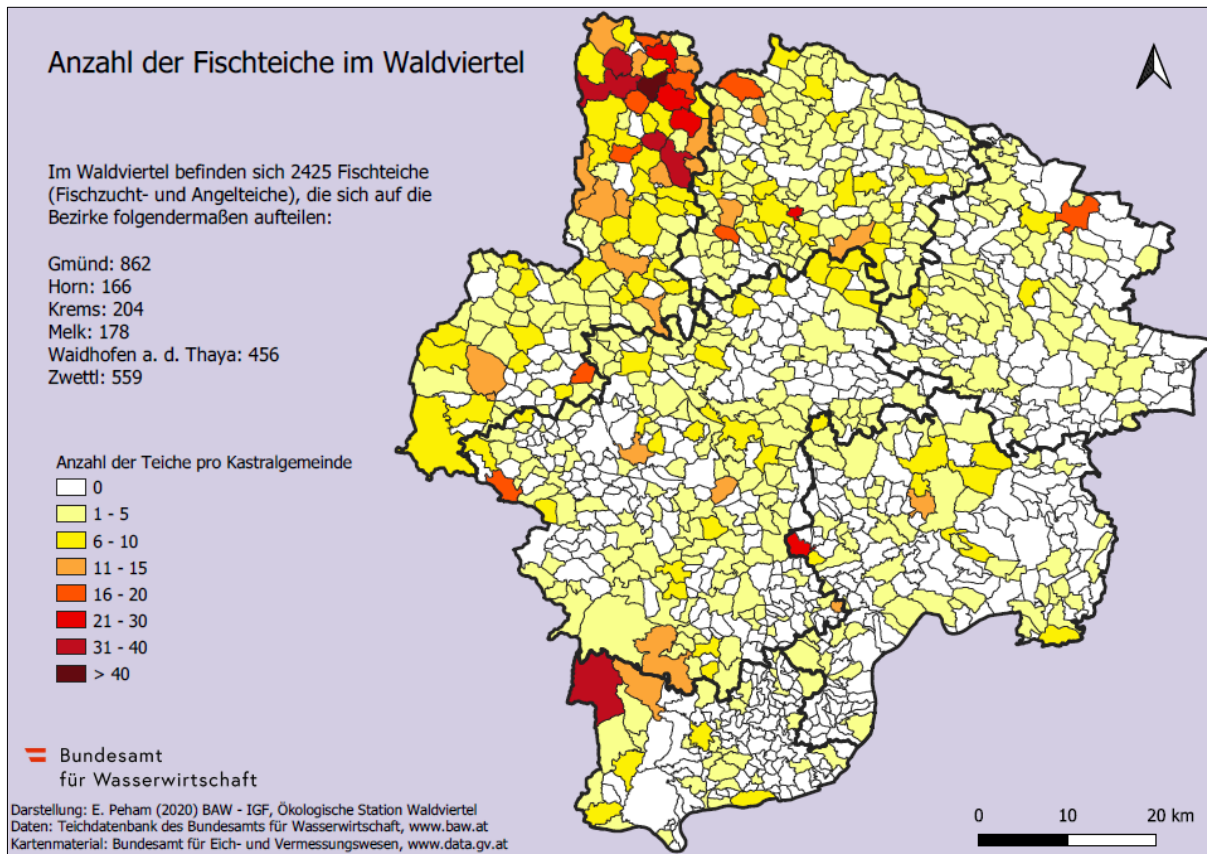
Mein besonderer Dank gilt **Herrn Dkfm. Andreas Salvador Habsburg-Lothringen**, Gut Gmünd, und seiner hervorragenden Mitarbeiterin, **Frau Silvia Huber**, für die kontinuierliche Unterstützung bei der Nutzung der Teiche **Asangteich**, **Neuteich**, **Pilzteich**, **Fuchsteich** und **Großer Harabruckteich**. Darüber hinaus danke ich Herrn Habsburg-Lothringen ausdrücklich für sein nachhaltiges Interesse am Schutz und Erhalt der Teichlandschaften, das weit über den Rahmen dieses Projekts hinausreicht.

Mein weiterer Dank gilt den Eigentümern und Pächtern der zusätzlich untersuchten Teiche, die die Beprobung ihrer Gewässer ermöglicht haben. Besonders hervorheben möchte ich **Herrn DI Franziskus Sailern-Aspang**, Schloss Litschau, für die Nutzung des **Schandachteichs**, an dem im Rahmen des Projekts eine neue Messstation eingerichtet wurde. Diese wurde durch das **Bundesamt für Wasserwirtschaft (BAW)** finanziert und wird von der **Ökologischen Station Waldviertel** betrieben.

Herzlichen Dank an alle Fördergeber, Unterstützer und Projektmitarbeiter!

## Einleitung

Das Waldviertel ist mit seinen fast 2500 Fischteichen sehr wasserreich, wobei der Bezirk Gmünd mit 862 Teichen die höchste Teichdichte im Waldviertel hat (**Abb. 1**).



**Abb. 1:** Anzahl und räumliche Verteilung der Fischteiche im Waldviertel

Die Waldviertler Teiche bestehen zumindest seit dem 13. Jahrhundert, sind prägende Elemente in der Landschaft, einzigartig für die Produktion nachhaltiger Fische und wichtig für die Erholung und Gesundheit der Menschen (Matzinger 2014). Die bedeutendste Nutzungsform von Teichen ist die Bewirtschaftung zum Zweck der Fischproduktion. Der Karpfen (*Cyprinus carpio*) ist der bei weitem wichtigste Fisch, der in den Fischteichen des Waldviertels produziert wird. Über 400 t werden pro Jahr als Speise- und Besatzfische in den Teichen des Waldviertels produziert (Bauer 2014). Zudem wurde die im Waldviertel praktizierte Form der Teichwirtschaft von der FAO jüngst als landwirtschaftliches Weltkulturerbe ausgezeichnet: [Globally Important Agricultural Heritage Systems \(GIAHS\)](#).

Karpfen aus den Teichen des nördlichen Waldviertels gehören zu den am nachhaltigsten gezogenen und sehr gesunden Fischen der Welt, denn:

- Waldviertler Karpfen sind ökologisch:** sie werden extensiv gehalten, bekommen kein Fischfutter aus dem Meer, sondern ernähren sich von Plankton und Insekten der Teiche

sowie von Getreide und anderen pflanzlichen Futtermitteln aus der Region, die gezielt zugefüttert werden;

- b) **Karpfen sind sehr wenig belastet:** sie haben sehr geringe Quecksilberkonzentrationen (Schultz et al. 2012) und sind wahrscheinlich auch durch andere Schadstoffe wenig belastet;
- c) **Karpfen sind gesund:** sie sind eine nachhaltige, regionale Quelle von **Omega-3 Fettsäuren** (Schultz et al. 2014; Böhm et al. 2014), die für die menschliche Gesundheit essentiell sind (Pilecky et al. 2022). Omega-3 Fettsäuren sind wesentlich für die **Gehirnentwicklung** des Menschen und sie wirken präventiv gegen **kardiovaskuläre** (Schlaganfall, Herzinfarkt; zB: McBurney et al. 2021; Siscovick et al. 2017) und **neurodegenerative Krankheiten** (zB. Morbus Alzheimer) (Thomas et al. 2021; Francis and Stevenson 2014; Cederholm et al. 2013). Ferner können Omega-3 Fettsäuren **antidepressiv** bei Menschen wirken (Dyall 2015). Aus diesen Gründen ist der Verzehr des nachhaltig gezüchteten heimischen Karpfens für die menschliche Gesundheit sehr zu empfehlen und über die Waldviertler Teichwirtschaft zu stärken.

Die Teichlandschaft des Bezirks Gmünd ist auch **von großer gesellschaftlicher Bedeutung**. Teiche können wichtige, doch bis dato noch nicht bedachte **Stabilisatoren** sein für:

- a) **das regionale Klima.** Teiche speichern bis dato ungekannte Mengen an CO<sub>2</sub> aus der Luft durch die Aufnahme von Algen. Ferner könnte es zu geringer CO<sub>2</sub>-Abgabe durch die Karpfenproduktion als durch Rinder- oder Schweinehaltung kommen (Stichwort "geringerer CO<sub>2</sub>-Fußabdruck durch regionalen Fisch"). Das Kohlenstoffbudget für die Erzeugung des nachhaltigen Lebensmittels Fisch ist bis dato noch nicht bekannt.
- b) **Biodiversität in und um die Teiche → Biodiversität-Strategie 2020+** ([https://www.bmk.gv.at/themen/klima\\_umwelt/naturschutz/biol\\_vielfalt/biodiversitaets\\_strategie\\_oe2020.html](https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/naturschutz/biol_vielfalt/biodiversitaets_strategie_oe2020.html)). Teiche sind Lebensraum von Insekten, die jedes Jahr aus den Teichen schlüpfen und eine einzigartige, wichtige Nahrungsquelle für Vögel und andere Insektenfresser sind. Dadurch kann die Biodiversität um die von Menschen gemachten Teiche stabilisiert und womöglich erhöht werden (Fehlinger et al. 2022), was im positiven Kontrast zur generellen Verringerung der Biodiversität steht.
- c) die vielfältigen Folgen der globalen Erderwärmung sind in der Studienregion bereits spürbar. Die zukünftige Entwicklung wird vom weiteren Emissionsaufkommen und Grad der Erwärmung als auch lokalen Anpassungsstrategien bestimmt werden. Um hier bestmöglich auf zukünftige Veränderungen vorbereitet zu sein ist eine detaillierte Analyse der klimatischen Veränderungen über die letzten Jahrzehnte als auch die Ableitung zukünftig zu erwartende Veränderungen aus Klimaszenarien erforderlich.

Ökologisch, gesellschaftlich, wirtschaftlich und aus gesundheitlicher Perspektive stellt sich folgende **zentrale Frage**:

**Wie kann die Nachhaltigkeit der Waldviertler Teiche verbessert werden, um deren ökologische, wirtschaftliche und gesellschaftliche Bedeutung in Zukunft sicher zu stellen?**

**Ziel** des Projekts *“TeichFit“* war den Bezirk Gmünd mit seiner einzigartigen Teichlandschaft als **Modellregion für Nachhaltigkeit, klimafitte Lebensräume** und schließlich **Gesundheit** für Niederösterreich zu etablieren. Dieses Ziel wurde erreicht durch die Untersuchung von 2 Themenbereichen:

- 1. Teiche als nachhaltige Ökosysteme**
- 2. Teiche als Sentinel des Klimawandels**

Die wissenschaftliche Untersuchung vom Projekt *‘TeichFit‘* wurde von Herrn Univ.-Prof. Dr. Martin Kainz (Research Lab für Aquatische Ökosystemforschung und -gesundheit an der Universität für Weiterbildung Krems) geleitet und in Zusammenarbeit mit folgenden Stellen/Instituten durchgeführt:

- a. der Universität für Bodenkultur (Univ.-Prof. Dr. Harald Rieder, Institut für Meteorologie und Klimatologie);
- b. dem Bundesamt für Wasserwirtschaft (Herr Dr. Christian Bauer, Leiter des Ökologischen Station Waldviertel, Gebharts);
- c. der Universität für Weiterbildung Krems (Herr Priv.-Doz. Dr. Oliver Neubauer, Zentrum für Gesundheitswissenschaften und Medizin);
- d. GeoSphere Austria (Herr Dr. Klaus Haslinger; Klimasystem und -folgen).

## Teiche als nachhaltige Ökosysteme für die Region

Der ökologische Teil des Projekts „**TeichFit**“ wurde vom Research Lab EcoHealth, Universität für Weiterbildung Krems bearbeitet und umfasste folgende thematische Schwerpunkte:

- 1.1 Die Untersuchung ausgewählter **Nährstoffe** und **potenzieller Schadstoffe** in bewirtschafteten Fischteichen;
- 1.2 Die Analyse der **Lipid- und Fettsäurezusammensetzung von Karpfen**, mit dem Ziel, wissenschaftliche Erkenntnisse zur ernährungsphysiologischen Qualität von Karpfenfleisch für die regionale Gastronomie praxisnah auszubereiten („Wissenschaft auf der Speisekarte“);
- 1.3 Die Erfassung und Analyse der **Biodiversität von Phyto-, Zoo- und mikrobiellen Gemeinschaften** in ausgewählten Fischteichen des Bezirks Gmünd (Abb. 2).

Darüber hinaus wurde im Jahr 2024

- 1.4 eine **Science Class** mit dem **Bundesgymnasium Gmünd** und der **Mittelschule Gmünd** durchgeführt, mit dem Ziel, Schüler:innen durch praxisnahe Feld- und Laborarbeit an ökologische Fragestellungen und wissenschaftliche Methoden heranzuführen.

Im Rahmen des Projekts „*TeichFit*“ wurden bewirtschaftete Fischteiche im Bezirk Gmünd ausgewählt (**Tabelle 1; Abb. 2**), die durchgehend **eu- bis hypereutrophe** Bedingungen aufweisen und somit eine hohe Nährstoffverfügbarkeit aufweisen. Die Einzugsgebiete der untersuchten Teiche sind überwiegend von Waldflächen, landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie Siedlungsräumen geprägt.

Die Teichwirtschaft wird in Form einer Polykultur bewirtschaftet, wo neben dem **Karpfen** (*Cyprinus carpio*; Linnaeus, 1758), als der wichtigste Fisch, auch Schleien (*Tinca tinca*), Zander (*Sander lucioperca*), Wels (*Silurus glanis*), versch. Kleinfischarten wie Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und - als Besonderheit - sogar Felchen besetzt werden. Die Bewirtschaftung erfolgt nach dem in der Region üblichen Zyklus, wobei die Fische im Herbst durch Ablassen der Teiche abgefischt und im späten Winter bzw. frühen Frühjahr erneut eingesetzt werden. Im Jahr 2024 wurden die Teiche in vergleichbarer Weise mit **3–4-jährigen Karpfen** bei einer Besatzdichte von **350–450 Individuen ha<sup>-1</sup>** bestückt.

Die natürliche Nahrungsgrundlage der Fische, bestehend aus **Teichplankton** (Algen und Zooplankton) und **benthischen Insektenlarven**, wurde im Rahmen der Bewirtschaftung durch die Zugabe von **Getreidefutter** ergänzt.

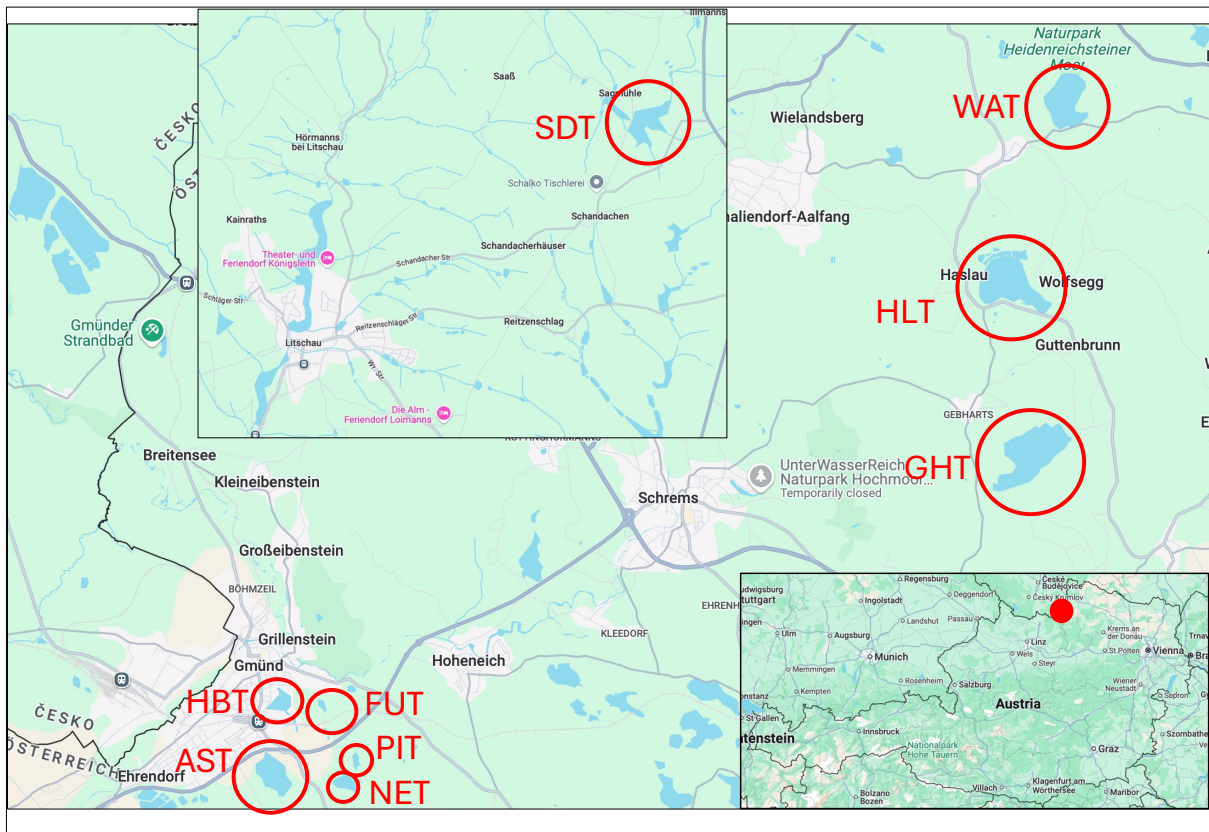
**Tabelle 1:** Untersuchte Fischteiche im Bezirk Gmünd.

Teich	Acronym	Fläche (ha)	Koordinaten (N   E)
Asangteich	AST	18.64	48.757308   14.98838

Neuteich	NET	6.24	48.756248   15.002241
Pilzteich	PIT	1.74	48.759077   15.004366
Fuchsteich	FUT	1.54	48.766375   14.997564
Großer Harabruckteich	HBT	7.3	48.766842   14.989710
Schandachteich*	SDT	17.81	48.967416   15.098715
Winkeluerteich	WAT	44.51	48.845099   15.145042
Haslauerteich	HLT	48.45	48.821709   15.133541
Gebhartsteich*	GHT	57.23	48.798958   15.138605

\*Folgende Parameter werden an den Wetterstationen Gebhartsteich und nun durch das Projekt "TeichFit" auch am Schandachteich vom BAW in Gebharts installiert und gemessen:

Niederschlag, Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit, Boe, Luftdruck, Pegelstand, Wassertemperatur über Grund beim Ablaufbauwerk, Wassertemperatur 50 cm Tiefe, Taupunkt, Wind Chill Temperatur.



**Abb. 2:** Lage der untersuchten Fischteiche im Bezirk Gmünd. AST=Asangteich, NET=Neuteich, PIT=Pilzteich, FUT=Fuchsteich, HBT=Großer Harabruckteich, SDT=Schandachteich, WAT=Winkeluerteich, HLT=Haslauerteich, GHT=Gebhartsteich.

## Nähr- und Schadstoffe

### Nährstoffe

Von März 2024 (nach der Eisschmelze) bis September 2024 (vor dem Ablassen der Teiche) sowie erneut von März bis Juli 2025 wurden in den untersuchten Teichen monatliche Beprobungen durchgeführt. Ziel war die Erfassung grundlegender physikalisch-chemischer Parameter sowie der Diversität und Biomasse des Planktons, wobei die gesamte Wachstumsperiode des Zooplanktons abgedeckt wurde.

Die Wassertemperatur, der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit wurden vor Ort mithilfe einer Multiparametersonde (OTT Hydrolab HL4, Berlin, Deutschland) gemessen. Die Sichttiefe der Teiche wurde mittels Secchi-Scheibe bestimmt und die Wasserproben wurden mit einem Schindler-Schöpfer (5 L) entnommen.

Die Bestimmung des Gesamtphosphors (TP) sowie des löslichen reaktiven Phosphors (SRP) erfolgte nach der Methode von Hansen und Koroleff (1999). Die Konzentrationen von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) wurden mit einem Durchflussanalysator (Alliance Instruments GmbH, FlowSys EC, Salzburg, Österreich) gemessen. Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) wurde mithilfe eines Kohlenstoffanalysators bestimmt. Der gelöste anorganische Stickstoff (DIN) wurde als Summe aus  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  und  $\text{NH}_4^+$  berechnet.

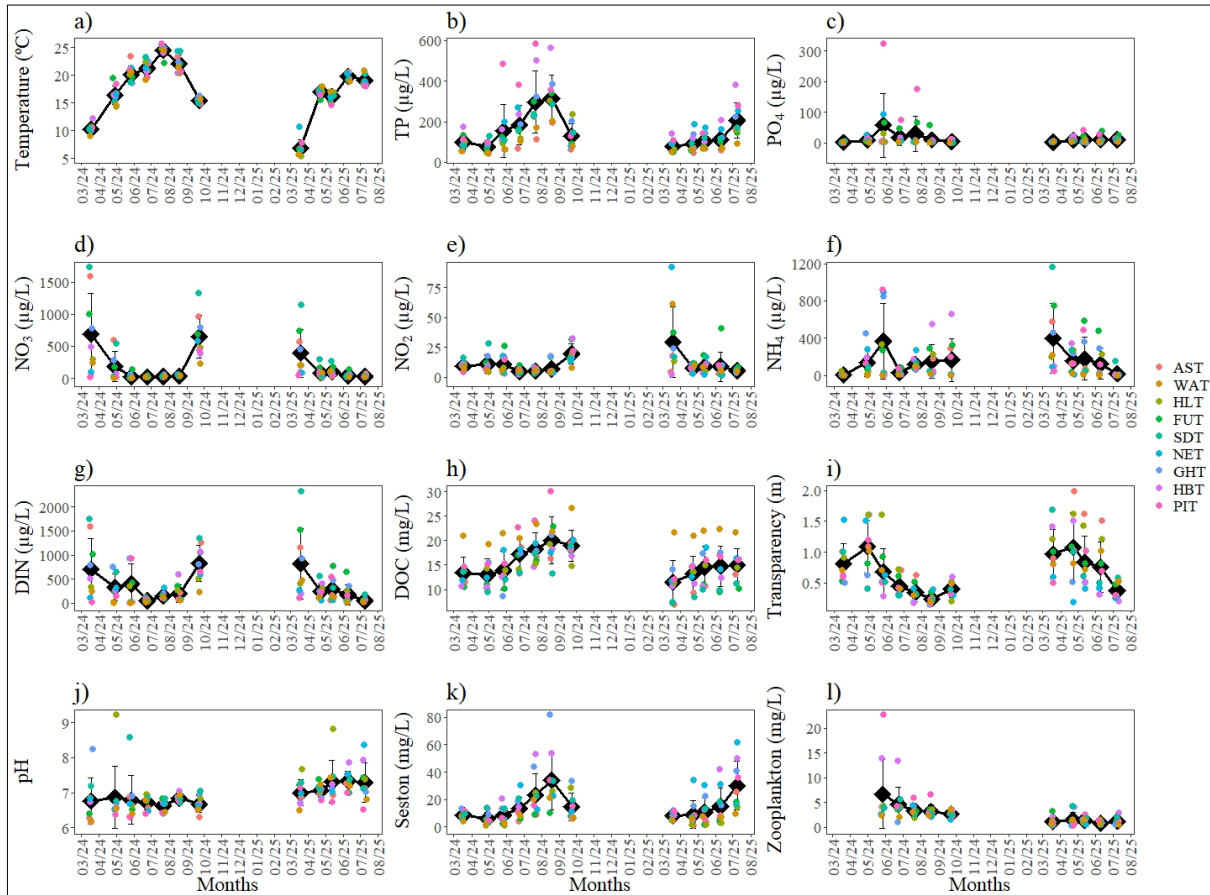
Alle untersuchten Fischteiche wurden – mit Ausnahme des Asangteichs – als **eutroph bis hypereutroph** eingestuft, da die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen (TP) über  $100 \mu\text{g L}^{-1}$  erreichten bzw. überschritten. Besonders hohe TP-Konzentrationen wurden im Großen Harabruckteich und im Pilzteich gemessen, die dementsprechend als hypereutroph klassifiziert wurden.

Die Teiche wiesen überwiegend saure bis neutrale pH-Werte, eine geringe elektrische Leitfähigkeit sowie niedrige Konzentrationen an löslichem reaktivem Phosphor (SRP) auf. Die niedrigen SRP-Werte deuten darauf hin, dass der in gelöster Form verfügbare Phosphor unmittelbar von der Teichbiomasse, insbesondere von phytoplanktischen Algen, aufgenommen wurde.

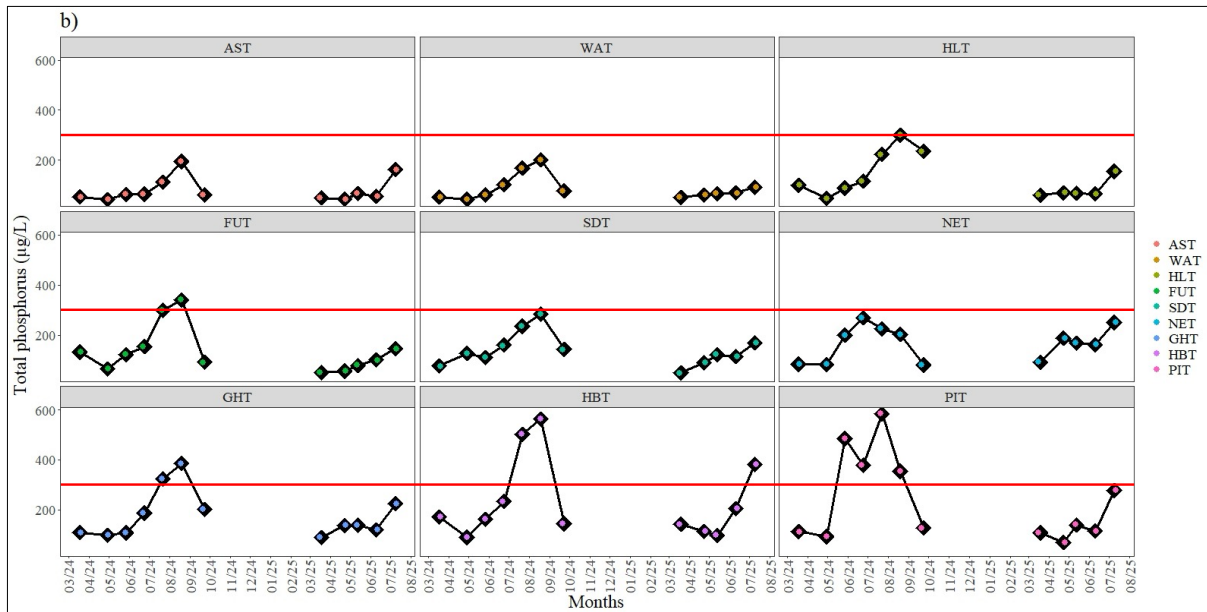
Im saisonalen Verlauf nahmen Wassertemperatur, TP, DOC-Konzentrationen sowie die elektrische Leitfähigkeit von März bis zum Hochsommer (August) zu, während DIN-Konzentrationen und die Teichtransparenz einen gegenläufigen Trend zeigten (**Abb. 3**). Abgesehen von den TP-Konzentrationen konnten für die übrigen untersuchten Variablen keine konsistenten Unterschiede zwischen den einzelnen Teichen festgestellt werden.

Die TP-Konzentrationen waren zu Beginn der Vegetationsperiode im März durchgehend am niedrigsten und stiegen im Verlauf der Saison stark an, mit Maximalwerten von bis zu  $\sim 600 \mu\text{g L}^{-1}$  im Großen Harabruckteich und im Pilzteich während der Sommermonate (**Abb. 4**). Die Ursachen dieser ausgeprägten TP-Anstiege konnten im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht eindeutig geklärt werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die hohen

TP-Konzentrationen auf zusätzliche Nährstoffeinträge zurückzuführen sind, beispielsweise durch Getreidefütterung, die Remobilisierung von Phosphor aus den Teichsedimenten infolge zeitweiliger anoxischer Bedingungen an der Sediment-Wasser-Grenzschicht und/oder durch diffuse Einträge aus der umliegenden landwirtschaftlichen Nutzung.



**Abb. 3:** Zeitliche (März 2024 – Juli 2025) Verteilung von physio-chemischen und biotischen Parametern: (a) Temperatur, (b) Gesamtphosphor, (c) Phosphat, (d) Nitrat, (e) Nitrit, (f) Ammonium, (g) gelöster anorganischer Stickstoff, (h) gelöst organischer Kohlenstoff, (i) Sichttiefe, (j) pH, (k) Sestonbiomass (Algen), (l) Zooplanktonbiomasse.



**Abb. 4:** Zeitliche (März 2024 – Juli 2025) Verteilung der Gesamtposphorkonzentrationen in den untersuchten Teichen.

### Schadstoffe

Neben den in Abschnitt 1.1.1 beschriebenen Nährstoffkonzentrationen wurden in den Fischteichen auch Herbizide als potenzielle Schadstoffe analysiert. Die Untersuchungen wurden an der Universität für Bodenkultur Wien, durch das Institut für Bioanalytik und Agro-Metabolomics (<https://boku.ac.at/agri/ibam>) durchgeführt (**Tabelle 2**).

In den Fischteichen des Bezirks Gmünd konnten **keine erhöhten Konzentrationen** der analysierten Herbizide nachgewiesen werden (**Abb. 5**).

Die Untersuchung von **Herbiziden** in den ausgewählten Fischteichen wurde gezielt in das Projekt integriert, da in vergleichbaren Teichlandschaften Europas – insbesondere in der Dombes-Region in Frankreich – wiederholt das Auftreten mehrerer weit verbreiteter landwirtschaftlicher Herbizide in Teichwasser nachgewiesen wurde (z. B. Chlorotoluron, S-Metolachlor, Dimethenamid; Sarrazin et al. 2022). Diese Substanzen werden nicht in aquatischen Systemen eingesetzt, sondern gelangen typischerweise über diffuse Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten, insbesondere durch Oberflächenabfluss nach Niederschlagsereignissen, in stehende Gewässer.

Vor diesem Hintergrund ist hervorzuheben, dass in den untersuchten Fischteichen des Bezirks Gmünd **keine erhöhten Herbizidkonzentrationen** festgestellt wurden. Sämtliche gemessene Werte lagen entweder unterhalb der analytischen Nachweisgrenze oder deutlich unter den geltenden gesetzlichen Grenzwerten, was auf eine insgesamt geringe Belastung der untersuchten Teichsysteme hinweist (Trinkwasserverordnung: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/be051.pdf>). Dies unterscheidet die untersuchten Teiche deutlich von stärker landwirtschaftlich geprägten Regionen, in denen wiederkehrende Herbizideinträge dokumentiert wurden (Sarrazin et al. 2022).

Der höchste gemessene Wert wurde für **Metazachlorsäure** festgestellt (Maximalwert: **58 ng L<sup>-1</sup>**). Auch dieser Wert liegt jedoch klar **unterhalb des relevanten Pestizidgrenzwertes von 0.1 µg L<sup>-1</sup>** (siehe Trinkwasserverordnung). Obwohl Metazachlorsäure als persistenter Metabolit in landwirtschaftlich beeinflussten Gewässern häufig nachgewiesen wird, deuten die hier gemessenen niedrigen Konzentrationen darauf hin, dass Einträge aus dem Einzugsgebiet entweder gering sind oder durch Verdünnungs- und Rückhalteprozesse innerhalb der Teiche effektiv abgeschwächt werden.

Insgesamt legen die Ergebnisse nahe, dass die untersuchten Fischteiche derzeit **keine relevante Belastung durch Herbizide** aufweisen. Gleichwohl ist zu berücksichtigen, dass Herbizideinträge zeitlich stark variabel sein können und insbesondere nach intensiven Niederschlagsereignissen auftreten. Eine fortgesetzte, ereignisbezogene Überwachung wäre daher sinnvoll, um potenzielle kurzfristige Belastungsspitzen zu erfassen und die langfristige Schutzfunktion von Teichlandschaften in agrarisch geprägten Regionen weiter zu bewerten.

Da im Teichwasser kein Nachweis der untersuchten Herbizide oberhalb der analytischen Nachweisgrenzen vorlag, wurden keine weiterführenden Analysen in Fischen durchgeführt. Lediglich Metazachlorsäure konnte in einzelnen Proben im ng-L<sup>-1</sup> Bereich detektiert werden. Dabei handelt es sich um einen Hauptmetaboliten des Herbizids Metazachlor, der infolge des Abbaus des Wirkstoffs in der Umwelt regelmäßig in Oberflächen- und Grundwässern und damit potenziell auch in Teichsystemen vorkommen kann.

Die **toxikologische Datenlage** für Metazachlorsäure ist – insbesondere im Vergleich zum Elternwirkstoff Metazachlor – deutlich eingeschränkt. Spezifische Untersuchungen zur Wirkung dieses Metaboliten auf Fische sind bislang rar; vorhandene Hinweise auf eine ökotoxikologische Aktivität stammen überwiegend aus in-vitro-Studien oder aus Untersuchungen an Invertebraten. Dementsprechend ist die Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf Fischteichsysteme nur eingeschränkt möglich.

Im Gegensatz dazu ist die Wirkung des Elternwirkstoffs **Metazachlor** auf Fische vergleichsweise gut untersucht. Für Karpfen (*Cyprinus carpio*) wurde eine **moderate akute Toxizität** mit einer **96-h-LC<sub>50</sub> von 15 mg L<sup>-1</sup>** beschrieben (Velisek et al. 2020). Die im Rahmen dieses Projekts gemessenen Konzentrationen der Metazachlorsäure lagen jedoch **um mehrere Größenordnungen unterhalb** dieser Effektkonzentrationen. Auch unter Berücksichtigung möglicher Unsicherheiten in der Bewertung von Metaboliten ist daher davon auszugehen, dass die detektierten Konzentrationen **keine toxikologisch relevante Gefährdung** für Karpfen oder andere Teichorganismen darstellen (Velisek et al. 2020).

Zusammenfassend bestätigen die Ergebnisse, dass die untersuchten Fischteiche derzeit **keine relevante Belastung durch Metazachlor oder dessen Abbauprodukte** aufweisen. Gleichwohl unterstreicht die begrenzte Datenlage zu Metaboliten wie Metazachlorsäure die Notwendigkeit weiterer ökotoxikologischer Untersuchungen, insbesondere unter realistischen Umweltkonzentrationen und unter Einbeziehung chronischer Effekte in Karpfen und anderen aquatischen Organismen.

**Tabelle 2:** Untersuchte Schadstoffe mit den jeweiligen Bestimmungsgrenzen (d.h. die jeweils niedrigste Konzentration des gemessenen Schadstoffs, die mit ausreichender Präzision und Richtigkeit im Labor gemessen werden kann).

Schadstoffliste	LOQ (ng/g)
DichlorBenzamid26	2
2,4-D	38
2-Naphthyloxyessigsäure	13
3,5,6-Trichlor-2-Pyridinol (TCP)	38
Amidosulfuron	13
Atrazine	13
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	13
Atrazine-desisopropyl	13
Atrazine-desethyl	2
Bentazon	38
Bromacil	13
Carbendazim	2
Chloridazon	8
Chlorpyrifos	13
Clopyralid	26
Cyproconazol	13
Desphenyl-Chloridazon	13
Dibrom36	13
Dichlorprop	2
Dimethachlor	8
Dimethaclor ESA	945
Dimethenamid	2
Dimethomorph	13
DMSA	13
Ethofumesat	13
Flonicamid	13
Fluopicolid	13
Fluopyram	8
Hexazinone	2
Imazamox	8
Imidacloprid	13
MCPA	8
Mecoprop-P	2
Mesosulfuron-methyl	1
Metabolite 108906	13
Metabolite 357704	13
Metalaxyl	8
Metamitron	13
Metamitron-Desamino	2
Metazachlor	8
Metazachlor acid	13

Methyldephenylchloridazon	2
Metolachlor	13
Metribuzin	13
Monuron	13
Nicosulfuron	13
NNdimethyl	13
Propiconazol	26
Prosulfocarb	2
Pyridat	13
Quinmerac	13
Sebuthylazin	13
Simazin	13
Tebuconazol	13
Terbuthylazin	2
Terbuthylazin-2-hydroxy	2
Terbuthylazin-desethyl	13
Thiacloprid	2
Thiacloprid amide	38
Thiamethoxam	13
Thiamethoxam Metabolit CGA 353968 bzw. Clothianidin Metabolit TZMU	13
Thiamethoxam Metabolit CGA 355190	2
Triclopyr	180
Tritosulfuron	13
3,5-DBR-4-HydroBenzAcid	38
Alachlor ESA	180
Dicamba	180
Dimethachlor ESA (CGA 354742)	1050
Metaldehyde	2
Metazachlor ESA	180
Methlochlor ESA	8
Methlochlor OA	38
Picloram	8
Atrazine-desethyl-desisopropyl	2



## Methoden

Karpfen wurden im Oktober 2024 aus den folgenden Teichen abgefischt:

- a. Asangteich (AST)
- b. Großer Harabruckteich (GHT)
- c. Neuteich (NET)
- d. Pilzteich (PIT)
- e. Fuchsteich (FUT)
- f. Schandachenteich (SDT)
- g. Winkelauerteich (WAT)
- h. Haslauerteich (HLT)
- i. Gebhartsteich (GHT)

Die Karpfen aus den untersuchten Teichen wurden zusätzlich zum natürlichen Nahrungsangebot (Plankton und Insektenlarven) **mit Getreide zugefüttert**, wie es in der regionalen Teichwirtschaft üblich ist.

Ergänzend dazu wurden im Jahr 2025 auch **Karpfen aus einem nicht-gefütterten Teich** in die Analysen einbezogen, um praxisrelevante Unterschiede im Fett- und Fettsäuregehalt zwischen getreidegefütterten und nicht-gefütterten Karpfen quantifizieren zu können (**Abb. 6, 7, 8, 9**). Dieser Vergleich ermöglichte eine direkte Bewertung der Auswirkungen der Fütterungsstrategie auf die Fleischqualität von Speisekarpfen.

Die Fische wurden im Labor des Kooperationspartners Ökologische Station Waldviertel, Gebharts (Bundesamt für Wasserwirtschaft, BAW) fachgerecht und zertifiziert nach den Bestimmungen der Tierschutzschlachtverordnung geschlachtet. Anschließend wurde Dorsal- und Ventralmuskulatur entnommen und unmittelbar bei  $-20\text{ °C}$  gelagert, um Veränderungen der Fettzusammensetzung zu vermeiden (Rudy et al. 2016).

Die Fettanalysen erfolgten an der **WasserCluster Lunz – Biologische Station GmbH (Arbeitsgruppe LIPTOX)**. Nach standardisierter Lipidextraktion (Chloroform/Methanol, 2:1) wurden folgende praxisrelevante Probenvarianten untersucht:

- a) gefriergetrocknetes Fischfleisch (10–20 mg Trockengewicht pro Probe),
- b) unbehandeltes, rohes Fischfleisch (~100 mg Nassgewicht pro Probe) und
- c) gekochtes Fischfleisch (~100 mg Nassgewicht pro Probe),

um Produktqualität im Rohzustand und Veränderungen durch haushaltsübliche Zubereitung abzubilden. Der Gesamtfettgehalt wurde gravimetrisch bestimmt.

Die Fettsäurezusammensetzung wurde nach Derivatisierung zu Fettsäuremethylestern mittels Gaschromatographie durch Flammenionisationsdetektion (GC-FID) quantitativ analysiert (Heissenberger et al. 2010). Die Ergebnisse wurden als **mg Fett bzw. Fettsäuren pro g Nass- (ww) oder Trockengewicht (dw)** angegeben und sind damit direkt vergleichbar und für Praxisanwendungen nutzbar.

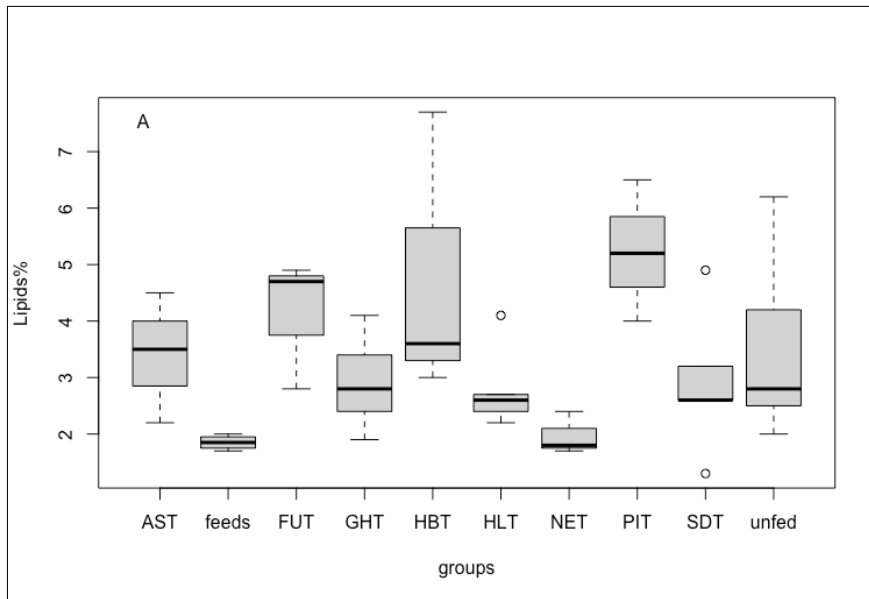
Zur statistischen Absicherung wurden alle Daten auf statistisch signifikante Unterschiede ( $p < 0,05$ ) zwischen Fütterungsregimen, Gewebetypen und Zubereitungsarten geprüft. Die Auswertung erfolgte mittels Varianzanalyse (ANOVA) in R (Version 4.4.1; R Core Team, 2020).

## Resultate und Interpretation

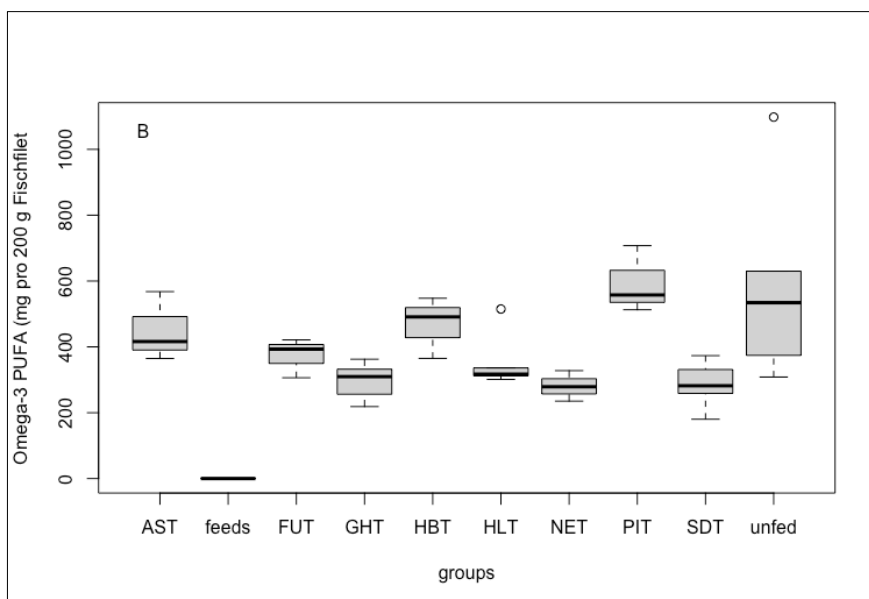
Die untersuchten Karpfen wiesen im Dorsal- und Ventralmuskel (Speisefleisch) einen **Gesamtfettgehalt von 1,3 % bis 7,7 %** auf und zeigten damit eine deutlich höhere Variabilität als das eingesetzte **Getreidefutter mit einem Fettgehalt von lediglich 1,7–2,0 %**. Dies verdeutlicht, dass der Fettgehalt der Karpfen nicht direkt durch den Fettgehalt des Futters bestimmt wird, sondern maßgeblich durch teichspezifische Faktoren beeinflusst wird.

Zwischen den gefütterten Karpfen aus den verschiedenen Teichen bestanden signifikante Unterschiede im Gesamtfettgehalt (ANOVA:  $F = 2,6$ ;  $p = 0,0255$ ). Dies weist darauf hin, dass der Fettgehalt der Speisekarpfen **teichabhängig** ist und nicht allein durch eine generelle Getreidezufütterung erklärt werden kann. Wahrscheinliche Einflussfaktoren sind Unterschiede in der Zufütterungsintensität, der tatsächlichen Futteraufnahme, der Produktivität des Teiches, der Nährstoffverfügbarkeit sowie teichspezifische Umweltbedingungen wie Temperatur oder Sauerstoffverhältnisse.

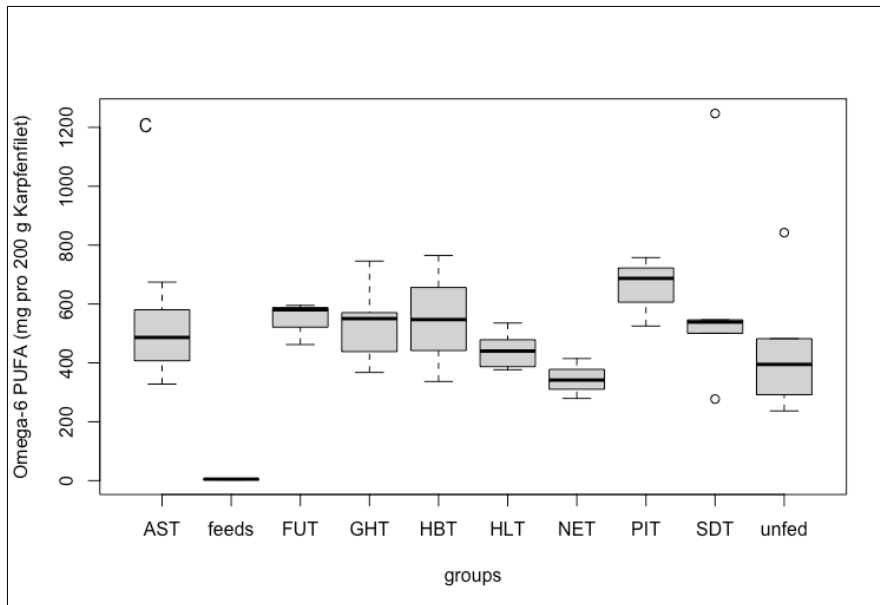
Da die tatsächlich ausgebrachte Futtermenge und die individuelle Futteraufnahme der Karpfen im Rahmen dieses Projekts nicht quantifiziert wurden, lassen sich die beobachteten Unterschiede im Fettgehalt nicht eindeutig einzelnen Ursachen zuordnen. Die Ergebnisse zeigen jedoch klar, dass **identische Fütterungsstrategien in unterschiedlichen Teichen zu sehr unterschiedlichen Fleischqualitäten führen können**. Dies ist insbesondere für die Praxis der Teichbewirtschaftung und für die Vermarktung von Speisekarpfen relevant, da der Fettgehalt maßgeblich Textur, Geschmack und ernährungsphysiologische Qualität beeinflusst (He et al. 2025; Másilko et al. 2015).



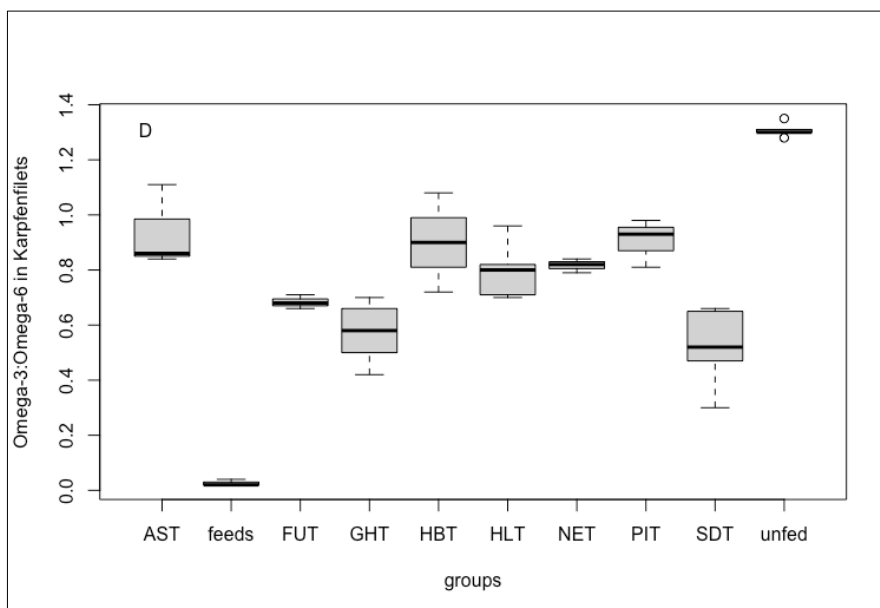
**Abb. 6:** (A) Relativer Gesamtfettgehalt (in %) im Getreidefutter (feed) sowie in gefütterten (AST, FUT, GHT, HBT, HLT, NET, PIT, SDT) und nichtgefütterten (unfed) Karpfen (ANOVA:  $F=2.6$ ;  $p=0.0255$ ).



**Abb. 7:** (B) **Omega-3 Gehalt** (mg n-3 PUFA pro 200 g Karpfenfilet; Speisegröße) im Getreidefutter (feed) sowie in gefütterten (AST, FUT, GHT, HBT, HLT, NET, PIT, SDT) und nichtgefütterten (unfed) Karpfen (ANOVA:  $F=6.5$ ;  $p<0.0001$ ).



**Abb. 8:** (C) **Omega-6 Gehalt** (mg n-6 PUFA pro 200 g Karpfenfilet; Speisegröße) im Getreidefutter (feed) sowie in gefütterten (AST, FUT, GHT, HBT, HLT, NET, PIT, SDT) und nichtgefütterten (unfed) Karpfen (ANOVA:  $F=3.1$ ;  $p=0.004$ ).



**Abb. 9:** (D) **Omega-3:Omega-6 Verhältnis** im Getreidefutter (feed) sowie in gefütterten (AST, FUT, GHT, HBT, HLT, NET, PIT, SDT) und nichtgefütterten (unfed) Karpfen (ANOVA:  $F=44.6$ ;  $p<0.000001$ ).

### Von den Teichen über die Küche auf die Speisekarte

Die Karpfen wurden im November 2025 in einer Forschungsküche der FH St. Pölten (Leitung: Frau Prof. Dr. Elisabeth Höld; [www.fhstp.ac.at](http://www.fhstp.ac.at)) unter fachlicher Mitwirkung von Herrn Priv.-Doz. Dr. Oliver Neubauer unterschiedlich zubereitet. **Ziel** war es zu untersuchen, **wie verschiedene Zubereitungsarten die Fettsäurezusammensetzung von Speisekarpfen beeinflussen.**

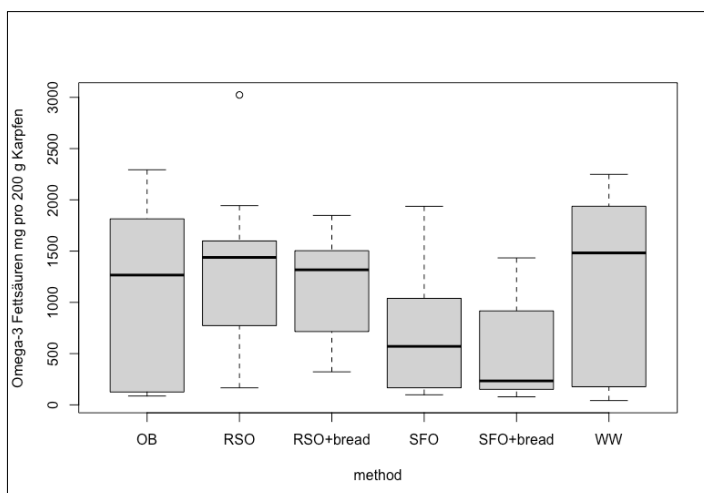
Die Karpfenfilets wurden vor der Analyse nach folgenden Methoden zubereitet (**Abb. 10**):

1. **OB** – unbehandelt (Natur), im Backrohr bei 170 °C für 15 min gebacken
2. **RSO** – unbehandelt (Natur), in Rapsöl bei 170 °C für 5 min gebraten
3. **RSO + bread** – paniert (Brösel), in Rapsöl bei 170 °C für 5 min gebraten
4. **SFO** – unbehandelt (Natur), in Sonnenblumenöl bei 170 °C für 5 min gebraten
5. **SFO + bread** – paniert (Brösel), in Sonnenblumenöl bei 170 °C für 5 min gebraten
6. **WW** – unbehandelter Karpfen (Naßgewicht, Referenz)

Die Ergebnisse zeigen, dass **unbehandelte Karpfenfilets, die im Backrohr gebacken wurden, sowie Karpfen, die in Rapsöl gebraten wurden, vergleichbar hohe Omega-3-Fettsäuregehalte aufwiesen**. Die mittleren Werte lagen bei etwa **1300 mg Omega-3-Fettsäuren pro 200 g Karpfenfilet** und entsprachen damit weitgehend den Gehalten unbehandelter Karpfen aus dem Teich (alle Angaben bezogen auf 200 g Naßgewicht).

Im Gegensatz dazu zeigten **in Sonnenblumenöl gebratene Karpfenfilets mehr als doppelt so niedrige Omega-3-Fettsäuregehalte**. Dieser Effekt ist auf den deutlich geringeren Omega-3-Gehalt von Sonnenblumenöl im Vergleich zu Rapsöl zurückzuführen, wodurch es zu einer Verdünnung der ursprünglich im Fisch enthaltenen Omega-3-Fettsäuren kommt.

Vor dem Hintergrund ernährungsphysiologischer Empfehlungen ist dieses Ergebnis besonders relevant: Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) sowie mehrere nationale Ernährungsgesellschaften empfehlen eine tägliche Aufnahme von etwa **400 mg Omega-3-Fettsäuren pro Person**, um das Risiko kardiovaskulärer und neurodegenerativer Erkrankungen zu reduzieren (Colombo et al. 2019; Shahidi and Ambigaipalan 2018; Dyall 2015). **Bereits eine Portion von 200 g entsprechend zubereitetem Karpfen kann diesen Richtwert deutlich überschreiten und damit einen substantiellen Beitrag zu einer gesundheitsfördernden Ernährung leisten.**



**Abb. 10:** Omega-3 Fettsäuregehalt in Karpfen aus den untersuchten Teichen im Bezirk Gmünd. Karpfenzubereitung: **OB**=unbehandelt (Natur) im Backrohr bei 170°C für 15 min gebacken; **RSO**=unbehandelt (Natur) in Rapsöl bei 170°C für 5 min gebraten; **RSO+bread**: paniert (Brösel) bei 170°C für 5 min in Rapsöl gebraten; **SFO**: unbehandelt (Natur) in Sonnenblumenöl bei 170°C für 5 min gebraten; **SFO+bread**: paniert (Brösel) bei 170°C für 5 min in Sonnenblumenöl gebraten; **WW**: Karpfen unbehandelt (Naßgewicht).

Die vorliegenden **Fett- und Fettsäure**daten der **Karpfen** zeigen deutliche ernährungsphysiologisch relevante Unterschiede zwischen gefütterten und nicht-gefütterten Tieren:

- a) **Nicht-gefütterte Karpfen wiesen ein signifikant höheres Omega-3- zu Omega-6-Fettsäuren-Verhältnis auf** als mit Getreide gefütterte Karpfen. Dieses Verhältnis gilt als wichtiger Indikator für die ernährungsphysiologische Qualität von Fischprodukten.
- b) **Mit Getreide gefütterte Karpfen zeigten eine tendenziell höhere Akkumulation von Omega-6-Fettsäuren** im Muskelgewebe als nicht-gefütterte Karpfen. Omega-6-Fettsäuren sind beim Menschen in höheren Anteilen mit pro-inflammatorischen Effekten assoziiert und werden vor allem über pflanzliche Futtermittel in die Nahrungskette eingebracht.
- c) **Nicht-gefütterte Karpfen akkumulierten höhere Mengen an Omega-3-Fettsäuren**, die überwiegend aus der natürlichen Nahrung (Plankton und benthische Organismen) stammen. Omega-3-Fettsäuren gelten als entzündungshemmend und sind ein zentrales Qualitätsmerkmal von Fisch als gesundes Lebensmittel.

Diese Unterschiede spiegeln sich insbesondere in den Teichen AST, GHT, HLT und SDT sowie in den nicht-gefütterten Abwachsteichen wider. Dabei handelt es sich überwiegend um **Abwachsteiche mit größeren, marktfähigen Speisekarpfen**, bei denen der Einfluss der natürlichen Nahrungsbasis auf die Fettsäurezusammensetzung besonders deutlich wird. Die Ergebnisse zeigen, dass **der Verzicht auf Getreidezufütterung bzw. eine reduzierte Fütterungsintensität die ernährungsphysiologische Qualität des Karpfenfleisches verbessern kann**, ohne die Produktion von großwüchsigen Speisefischen grundsätzlich einzuschränken.

**Conclusio für Teichkarpfen:** Karpfen, die nicht gefüttert werden, beinhalten höhere Omega-3 Fettsäuren und ein höheres Omega-3 zu Omega-6 Verhältnis als mit Getreide gefütterte Karpfen (Speisekarpfen).

### **Lipide und deren Fettsäuren im Naturfutter (Plankton)**

Die Nahrungsenergie der natürlichen Nahrung, quantifiziert über den Gehalt an Gesamtlipiden und Fettsäuren in Algen und Zooplankton, wurde in den untersuchten Fischteichen in den Jahren 2024 und 2025 analysiert. Dabei zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den trophischen Ebenen:

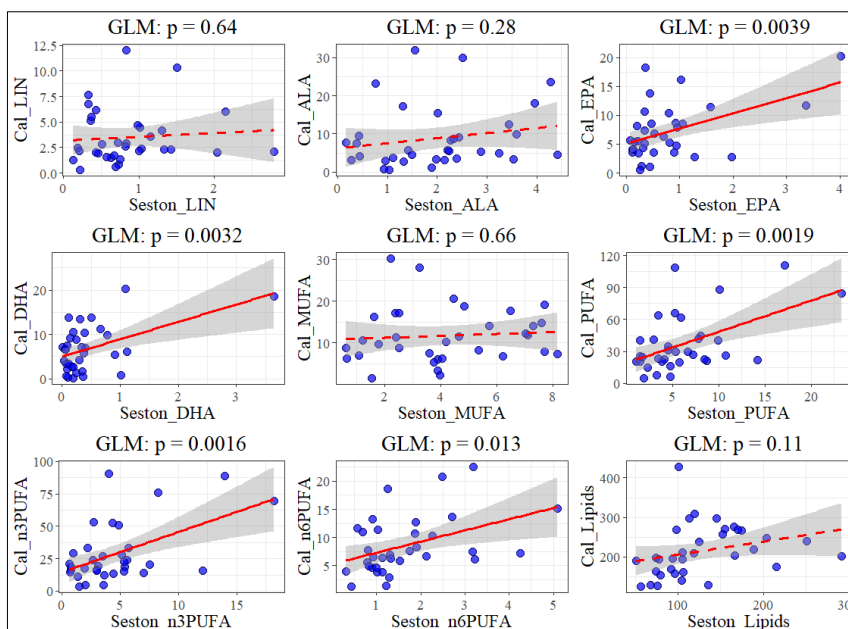
- **Algen in den eu- bis hypereutrophen Teichen wiesen Gesamtlipidanteile von <5 bis 30 % der Trockenmasse auf**, während das **Zooplankton deutlich höhere Lipidgehalte von etwa 10 bis 40 %** erreichte (Abb. 11, 12, 13). Zooplankton stellt somit eine energiereichere Nahrungsquelle für Karpfen dar als die Primärproduzenten.
- **Der Gehalt an Omega-3-Fettsäuren im Zooplankton wurde signifikant durch den Omega-3-Gehalt der Algen vorhergesagt** (Abb. 11, 12, 13), was die zentrale Rolle

der Algen als primäre Quelle essenzieller Fettsäuren im Nahrungsnetz unterstreicht. Da das eingesetzte Getreidefutter kaum Omega-3-Fettsäuren enthielt, stellt das natürliche Nahrungsnetz die wichtigste Quelle dieser Fettsäuren für Karpfen dar.

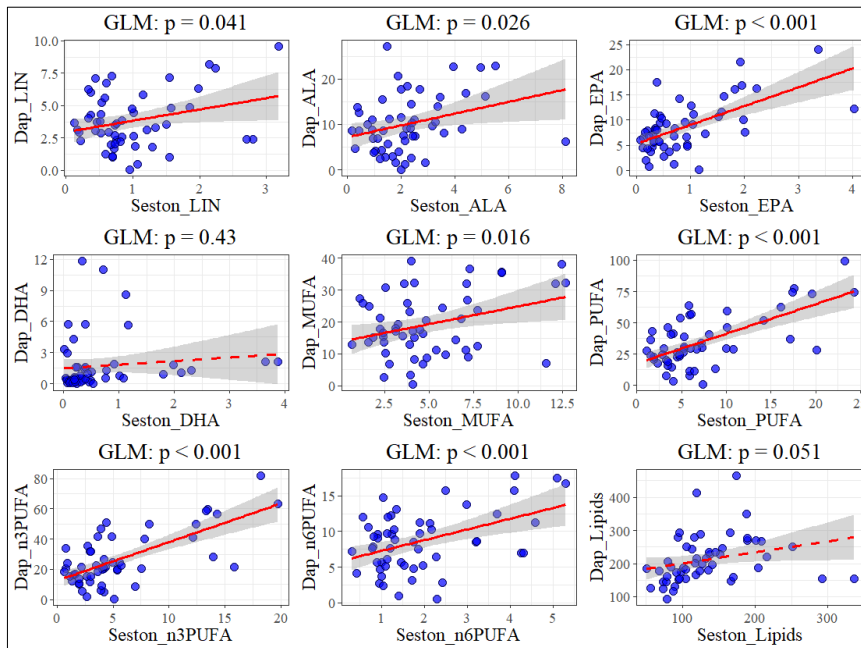
In allen untersuchten Teichen trat eine **taxonomisch unterschiedliche Zusammensetzung des Zooplanktons** auf. Grundsätzlich sind Cladoceren, insbesondere *Daphnia*, eine wichtige und leicht verfügbare Nahrungsquelle für Karpfen. Diese Taxa enthalten jedoch **keine oder nur vernachlässigbare Mengen der langkettigen Omega-3-Fettsäure Docosahexaensäure (DHA)**, die für Karpfen sowie für andere Fische zur Bildung der Gonaden und neuronale Organe (Gehirn, Augen) essenziell ist.

Im Gegensatz dazu sind **Copepoden (Hüpfertlinge)** reich an DHA und weiteren langkettigen Omega-3-Fettsäuren. Aufgrund ihres schnellen Schwimmverhaltens und ausgeprägter Fluchtreaktionen sind sie jedoch für Karpfen schwerer verfügbar, wodurch der direkte trophische Transfer von DHA eingeschränkt ist.

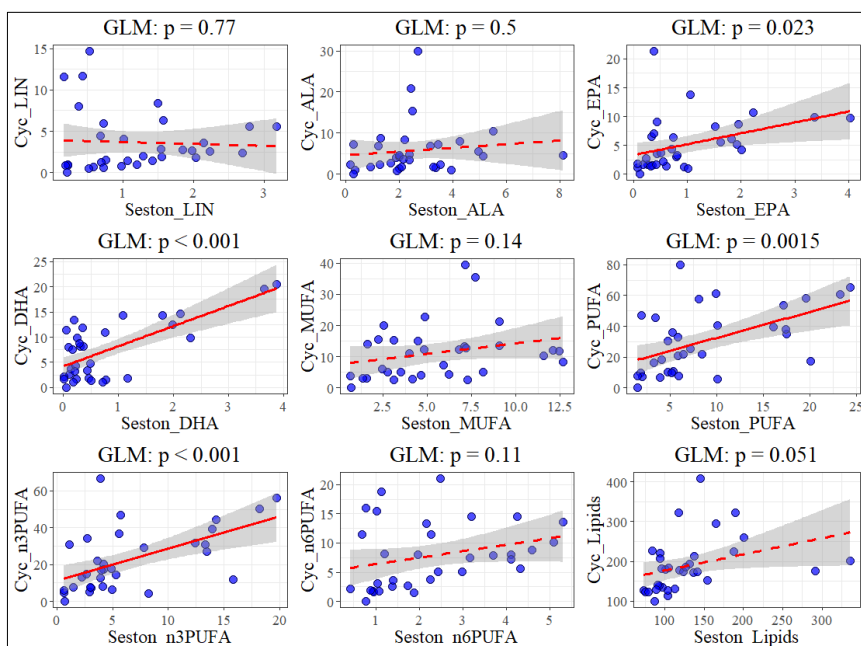
Unsere Ergebnisse zeigen, dass **bei geringer DHA-Verfügbarkeit im Zooplankton die Karpfen in der Lage sind, DHA endogen durch biochemische Konversion aus Vorläuferfettsäuren, insbesondere Eicosapentaensäure (EPA), zu synthetisieren**, welche in Cladoceren wie *Daphnia* in höheren Anteilen vorkommt (Pilecky et al. 2022). Diese physiologische Flexibilität ermöglicht es Karpfen, Defizite in der DHA-Zufuhr aus der Nahrung teilweise zu kompensieren, unterstreicht jedoch gleichzeitig die **Bedeutung einer vielfältigen Zooplanktongemeinschaft für die ernährungsphysiologische Qualität des Fischfleisches**.



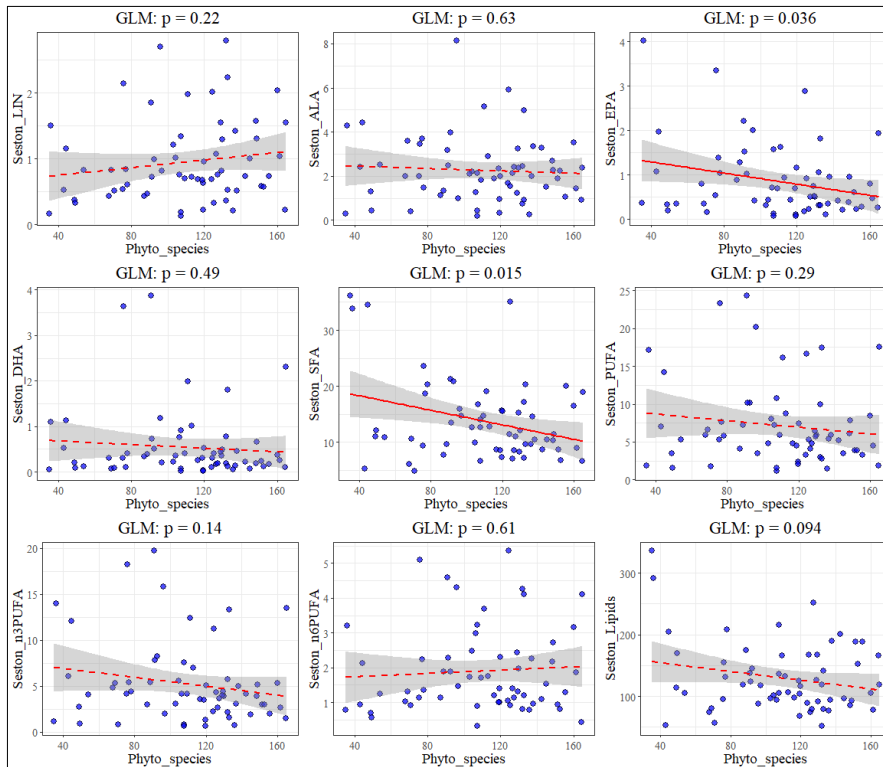
**Abb. 11:** Lineare Korrelationen zwischen Gesamtfett (Lipids) und Fettsäuren in Algen (LIN=Linolsäure; ALA=alpha-Linolensäure; EPA= Eicosapentaensäure; DHA= Docosahexaensäure; MUFA=einfach ungesättigte Fettsäuren; n3 und n6PUFA=omega-3 und omega-6 mehrfach ungesättigte Fettsäuren; ng pro g Trochengewicht) und den untersuchten calanoiden Copepoden (meist algenfressende Hüpfertlinge). Durchgehend rote Regressionslinien zeigen statistisch signifikante ( $p < 0.05$ ) Korrelationen zwischen Gesamtfetten bzw. Fettsäuren in Algen und Zooplankton. Unterbrochene Linien zeigen nicht-signifikante lineare Zusammenhänge.



**Abb. 12:** Lineare Korrelationen zwischen Gesamtfett (Lipids) und Fettsäuren in Algen (LIN=Linolsäure; ALA=alpha-Linolensäure; EPA= Eicosapentaensäure; DHA= Docosahexaensäure; MUFA=einfach ungesättigte Fettsäuren; n3 und n6PUFA=omega-3 und omega-6 mehrfach ungesättigte Fettsäuren; ng pro g Trochengewicht) und den untersuchten Daphnien (meist algenfressende Wasserflöhe). Durchgehend rote Regressionslinien zeigen statistisch signifikante ( $p < 0.05$ ) Korrelationen zwischen Gesamtfetten bzw. Fettsäuren in Algen und Zooplankton. Unterbrochene Linien zeigen nicht-signifikante lineare Zusammenhänge.



**Abb. 13:** Lineare Korrelationen zwischen Gesamtfett (Lipids) und Fettsäuren in Algen (LIN=Linolsäure; ALA=alpha-Linolensäure; EPA= Eicosapentaensäure; DHA= Docosahexaensäure; MUFA=einfach ungesättigte Fettsäuren; n3 und n6PUFA=omega-3 und omega-6 mehrfach ungesättigte Fettsäuren; ng pro g Trochengewicht) und den untersuchten cyclopoide Copepoden (meist räuberische Hüpferlinge). Durchgehend rote Regressionslinien zeigen statistisch signifikante ( $p < 0.05$ ) Korrelationen zwischen Gesamtfetten bzw. Fettsäuren in Algen und Zooplankton. Unterbrochene Linien zeigen nicht-signifikante lineare Zusammenhänge.

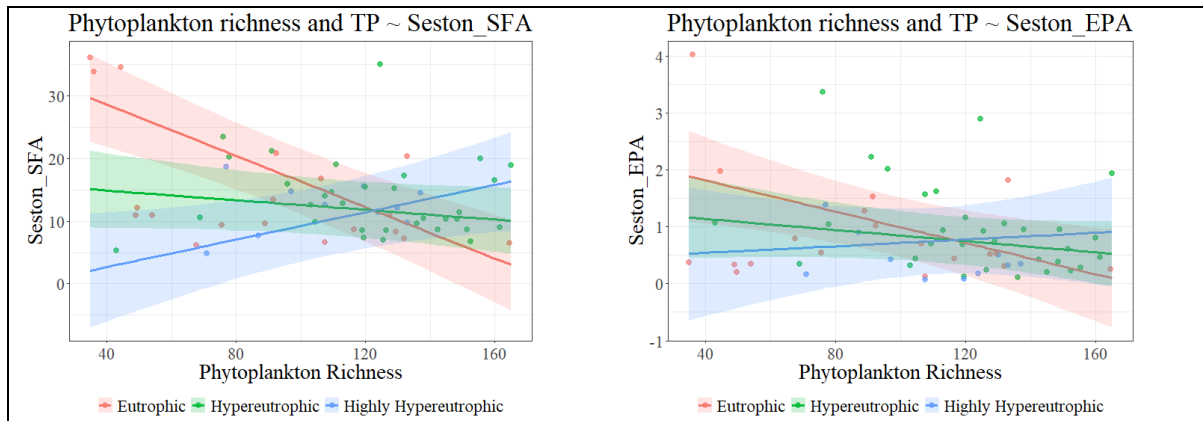


**Abb. 14:** Lineare Korrelationen zwischen dem Artenreichtum der Teichalgen und deren Gesamtfette und Fettsäuren (ng pro g Trochengewicht) (LIN=Linolsäure; ALA=alpha-Linolensäure; EPA= Eicosapentaensäure; DHA= Docosahexaensäure; MUFA=einfach ungesättigte Fettsäuren; n3 und n6PUFA=omega-3 und omega-6 mehrfach ungesättigte Fettsäuren). Durchgehende rote Regressionslinien zeigen statistisch signifikante ( $p < 0.05$ ) Korrelationen zwischen Gesamtfetten bzw. Fettsäuren in Algen und Zooplankton. Unterbrochene Linien zeigen nicht-signifikante lineare Zusammenhänge.

Abschließend wurde der Zusammenhang zwischen **Algenbiodiversität** und dem Gehalt an **Gesamtlipiden** sowie **einzelnen Fettsäureklassen in Algen** analysiert. Die Ergebnisse zeigen ein differenziertes Bild der funktionellen Bedeutung von Artenvielfalt auf die biochemische Qualität der Primärproduzenten:

- a) Eine zunehmende Algenartenvielfalt führte weder zu einem signifikanten Anstieg der Gesamtlipidgehalte noch der mehrfach ungesättigten Fettsäuren insgesamt, was darauf hindeutet, dass eine höhere Biodiversität *per se* nicht automatisch mit einer höheren energetischen oder qualitativen Lipidproduktion verbunden ist.
- b) Mit steigender Algenartenvielfalt nahm der Anteil gesättigter Fettsäuren sowie der omega-3-Fettsäure Eicosapentaensäure (EPA) signifikant ab (**Abb. 14**). Dies deutet darauf hin, dass artenreiche Algengemeinschaften in eu- und hypereutrophen Fischteichen verstärkt aus Taxa mit geringerem EPA-Produktionspotenzial bestehen oder dass funktionell spezialisierte, EPA-reiche Algenarten in diverseren Gemeinschaften relativ an Bedeutung verlieren.
- c) Der Rückgang gesättigter Fettsäuren und von EPA bei zunehmender Algenartenvielfalt war in eutrophen Teichen stärker ausgeprägt als in hypereutrophen Teichen (**Abb. 15**). Dies legt nahe, dass der Trophiegrad die Beziehung zwischen Biodiversität und biochemischer Qualität der Algen maßgeblich moduliert.

Insgesamt zeigen diese Ergebnisse, dass eine hohe Algenbiodiversität nicht zwangsläufig mit einer verbesserten trophischen Qualität für höhere Nahrungsstufen einhergeht. Vielmehr scheint die funktionelle Zusammensetzung der Algengemeinschaft – insbesondere das Vorkommen EPA-reicher Taxa – entscheidend für die Qualität der basalen Nahrungsenergie in eutrophen Teichökosystemen zu sein.



**Abb. 15:** Lineare gemischte Modelle durch Verwendung der „restricted maximum likelihood“ (i.e., eine Methode der eingeschränkten maximalen Wahrscheinlichkeit). Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum der Teichalgen und deren gesättigten Fettsäuren (SFA) und der Eicosapentaensäure (EPA) (ng pro g Trochengewicht) in eutrophen, hypereutrophen und stark hypereutrophen Teichen.

## Biodiversität der Fischteiche

Dieser Teil des Projekts „TeichFit“ wurde Ende 2025 in der Fachzeitschrift „Ecology Letters“ publiziert (Amorim and Kainz 2025). Dieser Artikel ist dem Endbericht angehängt (pdf).

Die Artenvielfalt in Süßgewässern nimmt verglichen mit anderen Ökosystemen weltweit am stärksten ab und wird häufig auf Verschmutzung und Eutrophierung zurückgeführt (Dudgeon 2019; Sayer et al. 2025). Dieser Rückgang der Artenvielfalt hat schwerwiegende Auswirkungen auf die Funktionsweise und die Leistungen von aquatischen wie terrestrischen Ökosystemen (Cardinale et al. 2012). Die übermäßige Anreicherung mit Nährstoffen (z. B. Stickstoff und Phosphor), die durch die Landwirtschaft und den Klimawandel verstärkt wird, nimmt im 21. Jahrhundert weiter zu (Sinha et al. 2017). Diese Prozesse verursachen schwere Schäden an Süßwasserökosystemen und deren Lebewesen, führen zu Algenblüten, Sauerstoffmangel, verminderte Wassertransparenz und den Verlust der biologischen Vielfalt (Smith and Schindler 2009; Amorim and Moura 2021). Es ist ebenso wichtig zu betonen, dass die Beeinträchtigung von Ökosystemleistungen auch die Ernährungssicherheit gefährdet (Bommarco et al. 2013; Jeppesen et al. 2025). In diesem Teil des Projekts „TeichFit“ wird die Entwicklung der Biodiversität in ausgewählten Teichen des Bezirks Gmünd in Bezug auf Bakterien sowie pflanzliches (Algen) und tierisches (Zooplankton) Plankton untersucht. Da es sich um Karpfenteiche handelt, wird hier nicht auf die Biodiversität von Fischen eingegangen.

## Methoden

Zur Ermittlung der Teichbiodiversität des Planktonnahrungsnetzes wurden qualitative Proben (Algen, Zooplankton) von März bis September 2024 (n = 63) entnommen, quantitative Proben hingegen von Juli bis September 2024 (n = 27). Die gesamte qualitative Probenahme wurde auf die Zusammensetzung und Artenvielfalt von Rädertierchen, Cladoceren und Copepoden untersucht und auf Artenebene identifiziert. Quantitative integrierte Zooplanktonproben (aus 20 L pro Entnahme) wurden mit einem Schindlerschöpfer aus verschiedenen Tiefen gesammelt, durch ein Planktonnetz (Maschenweite 55 µm) gefiltert und sofort mit Ethanol (96 %) konserviert. Mindestens 300 Individuen der häufigsten und 50 der weniger häufigen Arten wurden in mindestens drei Aliquots unter einem Umkehrmikroskop gezählt. Die Zooplanktondichte (Individuen pro L) wurde unter Verwendung von Längen-Trockengewichts-Regressionen in Biomasse ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) umgerechnet.

Die Artenvielfalt wurde als Gesamtzahl der Arten pro Probe in der Inzidenzmatrix berechnet, und die Simpson-Diversität wurde im R-Paket „vegan“ unter Verwendung der Biomasse-Matrix berechnet. Für jede Art wurden vier funktionelle Merkmale auf der Grundlage ihrer Morphologie oder unter Verwendung von Daten aus der Literatur (Barnett et al. 2007; Obertegger und Flaim 2015) herangezogen:

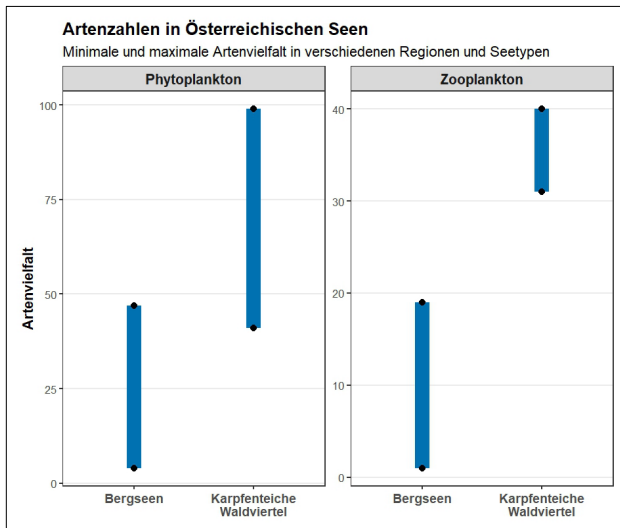
- Größenklassen (morphologisch; ordinal),
- Ernährungsweise (verhaltensbezogen und physiologisch; kategorial),
- trophische Gruppe (verhaltensbezogen und physiologisch; kategorial) und
- Lebensraum (verhaltensbezogen; kategorial).

Diese Merkmale werden in Ökosystemfunktionen wie Ressourcenerwerb, Wachstum, Fortpflanzung und Überleben übersetzt.

Die Biodiversität der untersuchten Fischteiche wurde anhand von klassischen (mikroskopisch; Amorim and Kainz 2025) und biochemischen (eDNA) Methoden durchgeführt. Bei den eDNA-Untersuchungen wurden sterile Probenahmegeräte (Filter, Schläuche, Spritzen, Füllgefäße, Handschuhe, etc.) im Feld (Teichen) zur Entnahme von Teichwasserproben verwendet. Nach der Probenahme wurden alle Proben noch im Feld in flüssigem Stickstoff (-196 °C) bis zu den Folgeanalysen im Labor gelagert. Die eDNA-Analysen (Amplicon sequencing), wurden an der Joint Microbiome Facility (JMF; <https://jmf.univie.ac.at/services/>) der Universität Wien durchgeführt und Daten gemeinsam mit Frau Dr. Petra Pjevac (JMF), Frau Dr. Stephanie Schnorr und Herrn Dr. Cihelio Amorim (beide Universität für Weiterbildung Krems) analysiert.

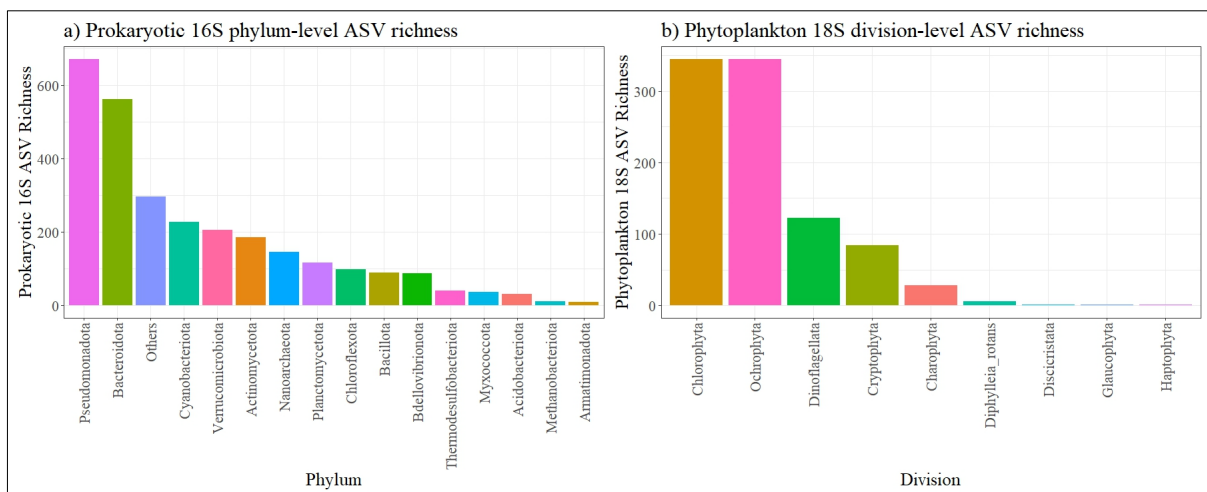
## Resultate und Interpretation

Die von 2024-2025 untersuchten Teiche (n=9) des Bezirks Gmünd wiesen eine 3-mal höhere Artenvielfalt des Planktons als jene in Bergseen der europäischen Alpen auf (**Abb. 16**).



**Abb. 16:** Artenvielfalt des Phyto- und Zooplanktons ist 3-mal höher in den untersuchten Fischteichen im Vergleich zu Plankton in Bergseen der Europäischen Alpen. Die niedrigere Artenvielfalt in den Bergseen ist aufgrund der niedrigeren Nährstoffe in den Seen (meist oligotroph) als in den eutrophen bis hypertrophen Teichen zu verstehen.

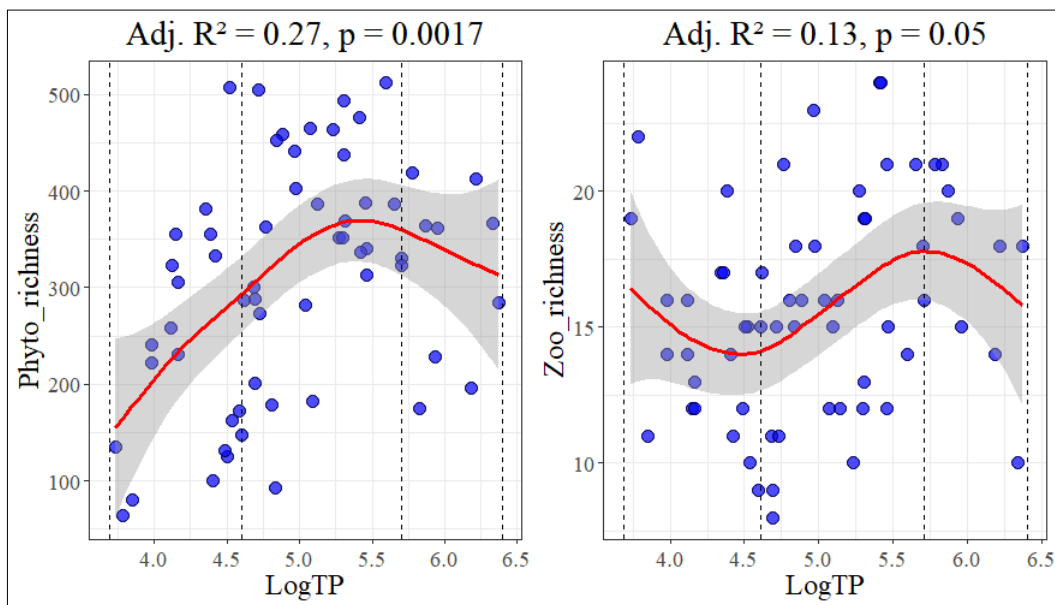
Mittels eDNA-Analysen wurden in den untersuchten Teichen insgesamt 2813 prokaryotische Amplicon Sequence Variants (ASVs) identifiziert, die hauptsächlich in Pseudomonadota (671), Bacteroidota (562), Cyanobacteriota (227), Verrucomicrobiota (205), Actinomycetota (186) und Nanoarchaeota (145) verteilt waren (**Abb. 17a**). Im Gegensatz dazu wurden 933 Phytoplankton-ASVs identifiziert, verteilt auf Chlorophyta (345), Ochrophyta (345; Bacillariophyceae und Chrysophyceae), Dinoflagellata (122), Cryptophyta (84) und Charophyta (28) (**Abb. 17b**).



**Abb. 17.** Verteilung von prokaryotischen (16S; **a**) und Phytoplankton (18S; **b**) ASVs in verschiedene Phyla.

Die Artenvielfalt des Phytoplanktons nahm mit zunehmender Eutrophierung zunächst zu, zeigte jedoch einen deutlichen Rückgang bei Gesamtposphorkonzentrationen über 300  $\mu\text{g L}^{-1}$  (**Abb. 18**). Dies deutet darauf hin, dass moderate Nährstoffanreicherung die Algen Diversität fördert, während sehr hohe Phosphorbelastungen offenbar zu einer Dominanz weniger, konkurrenzstarker Taxa führen.

Im Gegensatz dazu zeigte die Artenvielfalt des Zooplanktons entlang des Gesamtphosphorgradienten eine wellenförmige (nichtlineare) Verteilung (**Abb. 18**). Dieses Muster weist darauf hin, dass Zooplanktongemeinschaften flexibler und anpassungsfähiger auf steigende Nährstoffbelastungen reagieren als Phytoplankton. Die wellenförmige Struktur lässt vermuten, dass sich das Zooplanktonartenspektrum entlang des TP-Gradienten reorganisiert und an wechselnde trophische Bedingungen anpasst, anstatt kontinuierlich an Vielfalt zu verlieren.



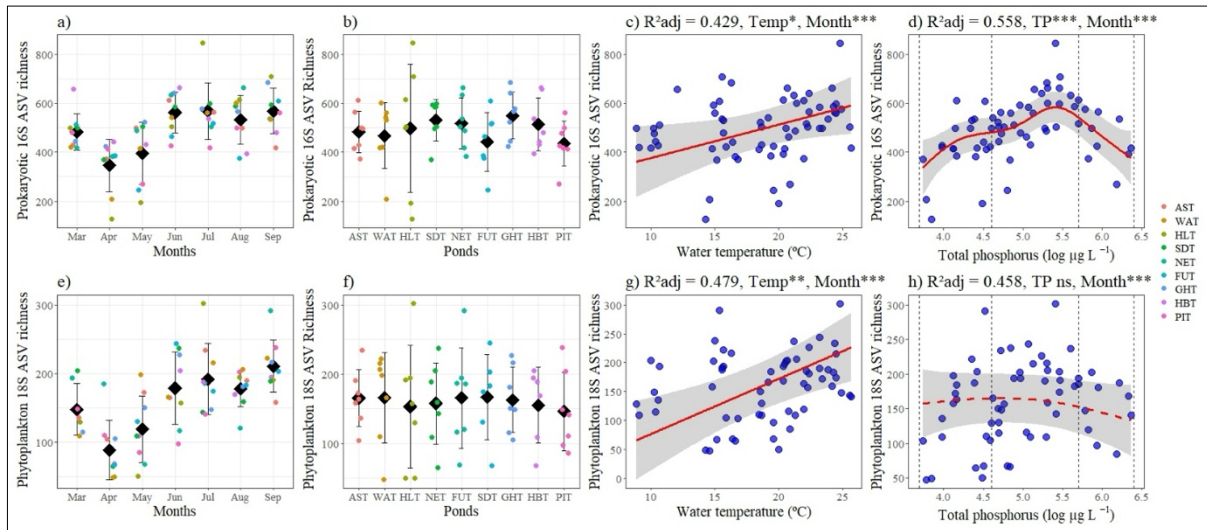
**Abb. 18:** Phyto- und Zooplanktonartenvielfalt entlang des gemessenen Gesamtphosphorgradienten in den untersuchten Teichen.

Darüber hinaus wurden signifikante zeitliche Unterschiede in der Artenvielfalt sowohl der prokaryotischen Gemeinschaften (16S rRNA) als auch des Phytoplanktons (18S rRNA) festgestellt. In beiden Fällen war die Artenvielfalt zwischen Juni und September signifikant höher, während keine konsistenten Unterschiede zwischen den einzelnen Teichen beobachtet wurden (Abb. 19a, b für 16S; Abb. 19e, f für 18S).

Die **Artenvielfalt korrelierte signifikant und linear mit der Wassertemperatur**, sowohl für prokaryotische Gemeinschaften (16S:  $R^2 = 0,429$ ; Abb. 19c) als auch für das Phytoplankton (18S:  $R^2 = 0,479$ ; Abb. 19g). Dies unterstreicht die zentrale Rolle der Temperatur als steuernder Faktor für die mikrobiellen und phytoplanktischen Gemeinschaftsstrukturen in den untersuchten Teichen.

Entlang des Gesamtphosphorgradienten zeigte die prokaryotische Artenvielfalt eine unimodale Reaktion mit einem Maximum in hypereutrophen Teichen ( $R^2 = 0,558$ ; Abb. 19d), was auf eine Förderung funktionell vielfältiger bakterieller Gemeinschaften bei hohen, aber nicht extremen Nährstoffkonzentrationen hindeutet. Für die **Artenvielfalt des Phytoplanktons konnte hingegen kein signifikanter Zusammenhang mit dem Gesamtphosphor festgestellt werden** ( $R^2 = 0,458$ ; Abb. 19h), was auf eine stärkere Steuerung durch andere Umweltfaktoren oder biotische Interaktionen schließen lässt.

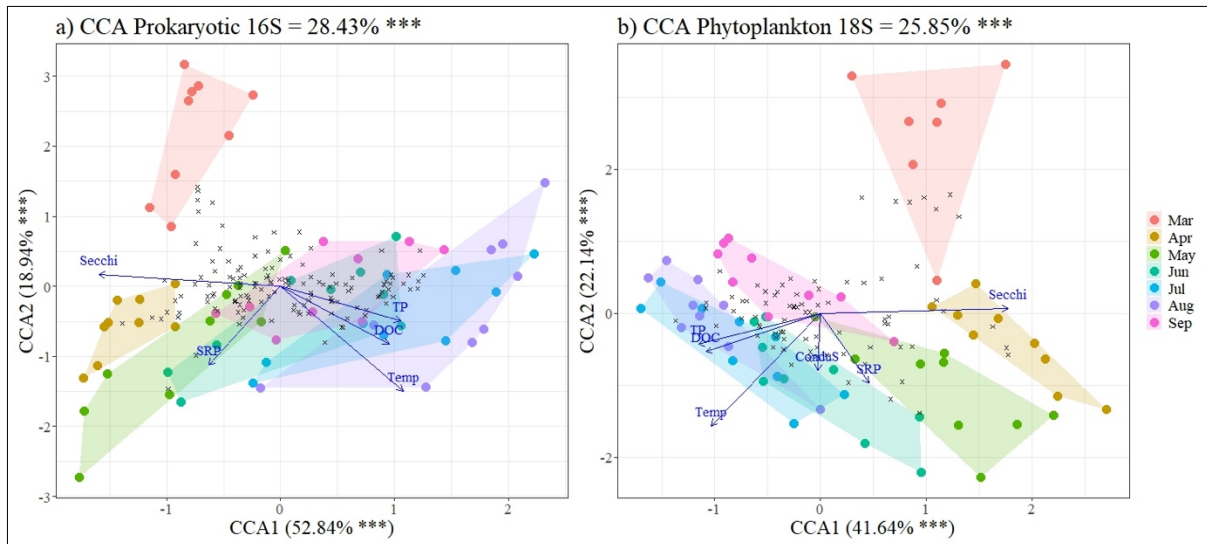
Insgesamt verdeutlichen diese Ergebnisse, dass **Phosphor, Temperatur und trophischer Status die Biodiversität der untersuchten Organismengruppen unterschiedlich beeinflussen**, wobei Zooplankton und Prokaryoten offenbar resilienter auf hohe Nährstoffbelastungen reagieren als das Phytoplankton.



**Abb. 19:** Prokaryotische (16S; **a-b**) und Phytoplankton (18S; **e-f**) ASV-Artenreichtum in den untersuchten Fischteichen über die Probenahmemonate und Teiche hinweg. Auswirkungen von Temperatur (**c, g**) und Gesamtphosphor (**d, h**) auf die Prokaryoten- und Phytoplanktonvielfalt in den Fischteichen. Die Modelle wurden unter Verwendung generalisierter additiver gemischter Modelle (GAMM) angepasst, wobei räumliche und zeitliche Autokorrelation durch Hinzufügen des Teichstandorts und des Probenahmezeitpunkts (Monat) als Zufallsfaktoren berücksichtigt wurden. Vertikale gestrichelte Linien (in **d** und **h**) unterteilen den TP-Gradienten in eutrophe (40–100  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), hypereutrophe (100–300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) und stark hypereutrophe (>300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) Teiche. Die p-Werte geben ein Mass der statistisch signifikanten Unterschiede (ab 0.05) an; \*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$ .

Die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der prokaryotischen 16S-Datensätze erklärte 28.4 % der Variation in der Gemeinschaftszusammensetzung und war insgesamt hochsignifikant ( $p < 0,001$ ). Der Großteil der erklärten Variation wurde durch die erste Achse (53 % der erklärten Varianz,  $p < 0.001$ ) und die zweite Achse (19 %,  $p < 0.001$ ) getragen. Das CCA-Modell für die Phytoplankton-18S-Daten erklärte 25.8 % der Gesamtvarianz, wobei 41 % bzw. 22 % der erklärten Varianz auf die erste bzw. zweite Achse entfielen.

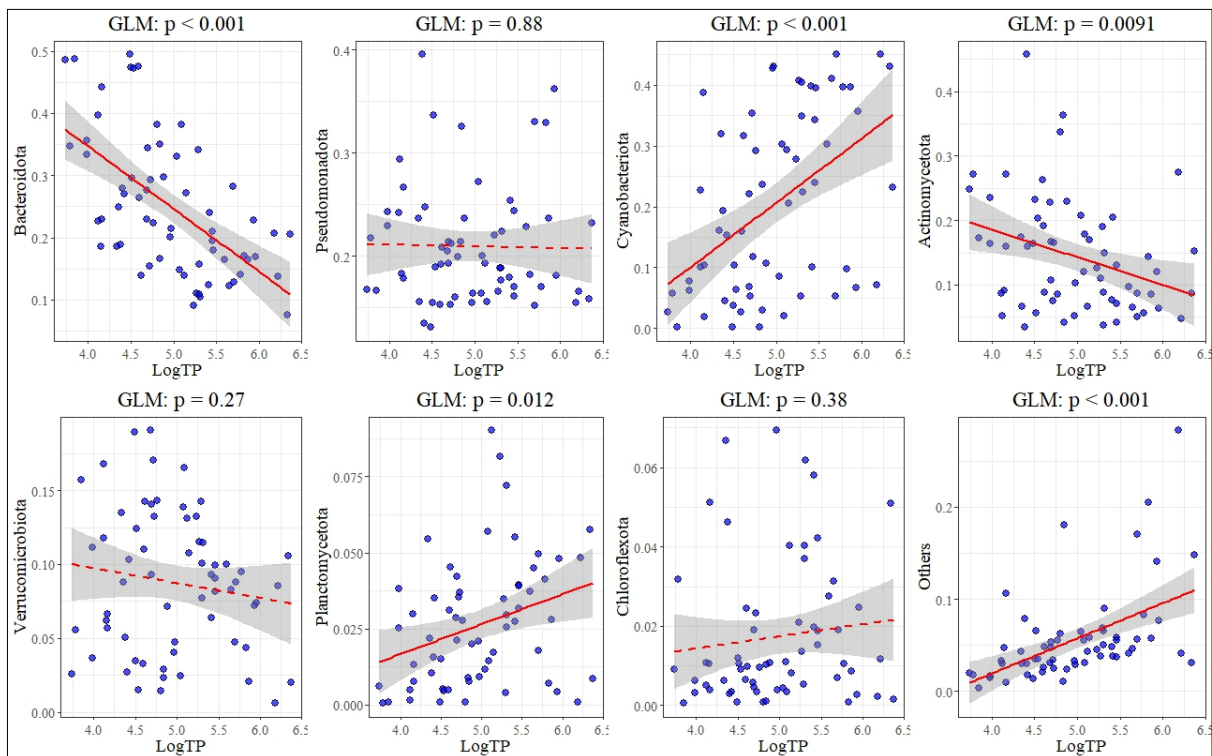
In beiden Datensätzen zeigte sich ein klares saisonales Steuerungsmuster der Gemeinschaftszusammensetzung. Proben aus den Monaten März und April waren positiv mit hoher Wassertransparenz (Secchi-Tiefe) assoziiert, während Proben aus Mai und Juni vor allem durch erhöhte Konzentrationen von löslichem reaktivem Phosphor (SRP) geprägt waren. Die Gemeinschaftszusammensetzung in den Sommermonaten Juli und August wurde hingegen maßgeblich durch Gesamtphosphor (TP), gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) und Wassertemperatur beeinflusst. Entsprechend zeigte die räumliche Anordnung der Proben im multivariaten Raum ein ausgeprägtes saisonal-zyklisches Muster (**Abb. 20**).



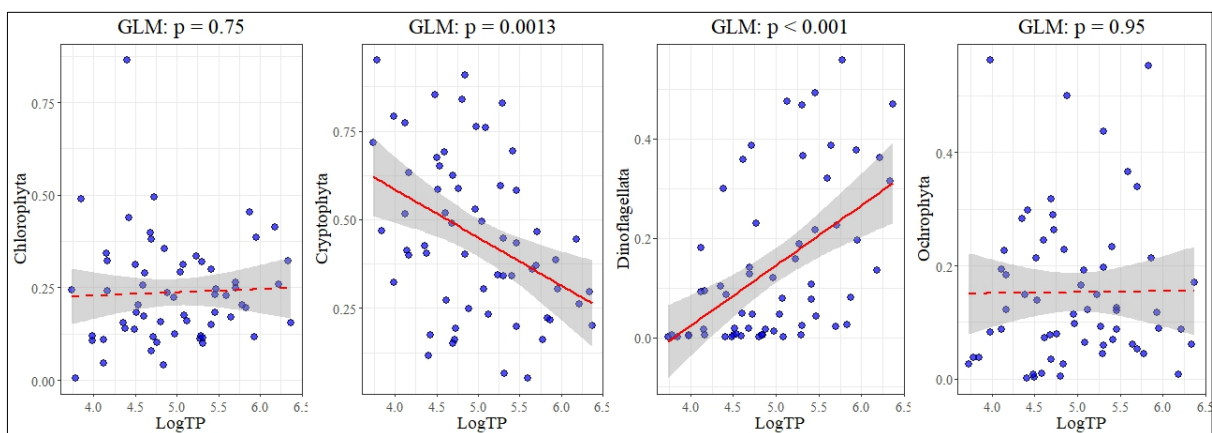
**Abb. 20.** Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA), die die Beziehungen zwischen der prokaryotischen Zusammensetzung und relevanten Umweltvariablen in den untersuchten Fischteichen darstellt. Es wurden nur ASVs berücksichtigt, die mindestens 10 % der gesamten relativen Häufigkeit (x-Symbole) aller Proben ausmachten.

Auf Ebene der häufigsten prokaryotischen Phyla reagierten Bacteroidota und Actinomycetota negativ auf den Eutrophierungsgradienten (Gesamtposphor), während Cyanobacteriota und Planctomycetota eine positive Beziehung zum steigenden Gesamtposphor aufwiesen (**Abb. 21**). Diese Verschiebung deutet auf eine zunehmende Dominanz eutrophietoleranter und -begünstigter Taxa bei hohen Nährstoffbelastungen hin.

Innerhalb des identifizierten Algenspektrums zeigten Cryptophyta, die als besonders hochwertige und gut verfügbare Nahrungsquelle für Konsumenten wie Zooplankton und Fische gelten, eine negative Reaktion auf zunehmende Eutrophierung. Im Gegensatz dazu nahmen Dinoflagellata entlang des Gesamtposphorgradienten zu (**Abb. 22**). Diese Veränderungen in der taxonomischen Zusammensetzung weisen auf eine **Abnahme der trophischen Qualität der Primärproduzenten bei steigender Nährstoffbelastung** hin, mit potenziellen Konsequenzen für höhere trophische Ebenen im Teichökosystem.



**Abb. 21.** Auswirkungen des Gesamtphosphorgehalts auf die relative Häufigkeit der am häufigsten vorkommenden prokaryotischen Phyla.



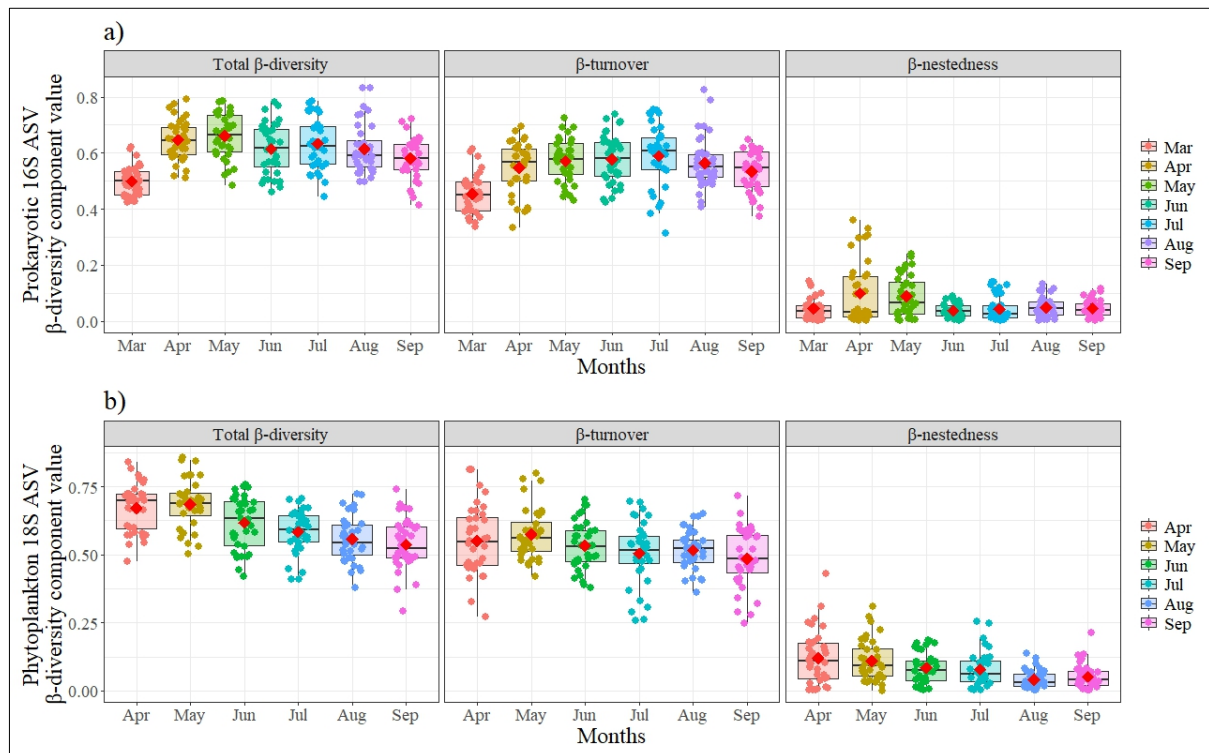
**Abb. 22.** Auswirkungen des Gesamtphosphorgehalts (TP aus log-scale) auf die relative Häufigkeit der am häufigsten vorkommenden Phytoplanktongruppen. Die strichlierte Regressionslinien zeigen statistisch nicht-signifikante Korrelationen, durchgehende rote Linien zeigen signifikante Zusammenhänge.

Die zeitliche und räumliche  $\beta$ -Diversität sowohl der prokaryotischen (**Abb. 23a**) als auch der Phytoplankton-Gemeinschaften (**Abb. 23b**) wurde hauptsächlich durch den Artenumsatz („*Turnover*“) bestimmt, wobei die „*Nestedness*“ (das beschreibt ein Muster in der Biodiversität, bei dem artenarme Gemeinschaften Teilgemeinschaften artenreicher Gemeinschaften sind und häufig in fragmentierten oder stark bewirtschafteten Lebensräumen wie Teiche vorkommen) einen geringeren Beitrag leistete, was auf einen hohen Taxonaustausch zwischen den Teichen und eine geringere Clusterbildung hindeutet. Die räumliche Gesamt- $\beta$ -Diversität und der *Turnover* der prokaryotischen Gemeinschaft zeigten ein nichtlineares saisonales Muster mit Spitzenwerten von Mai bis Juli, während die *Nestedness* über die Monate hinweg keine Schwankungen aufwies (**Abb. 23a**). Die räumliche Gesamt- $\beta$ -Diversität und die *Nestedness*

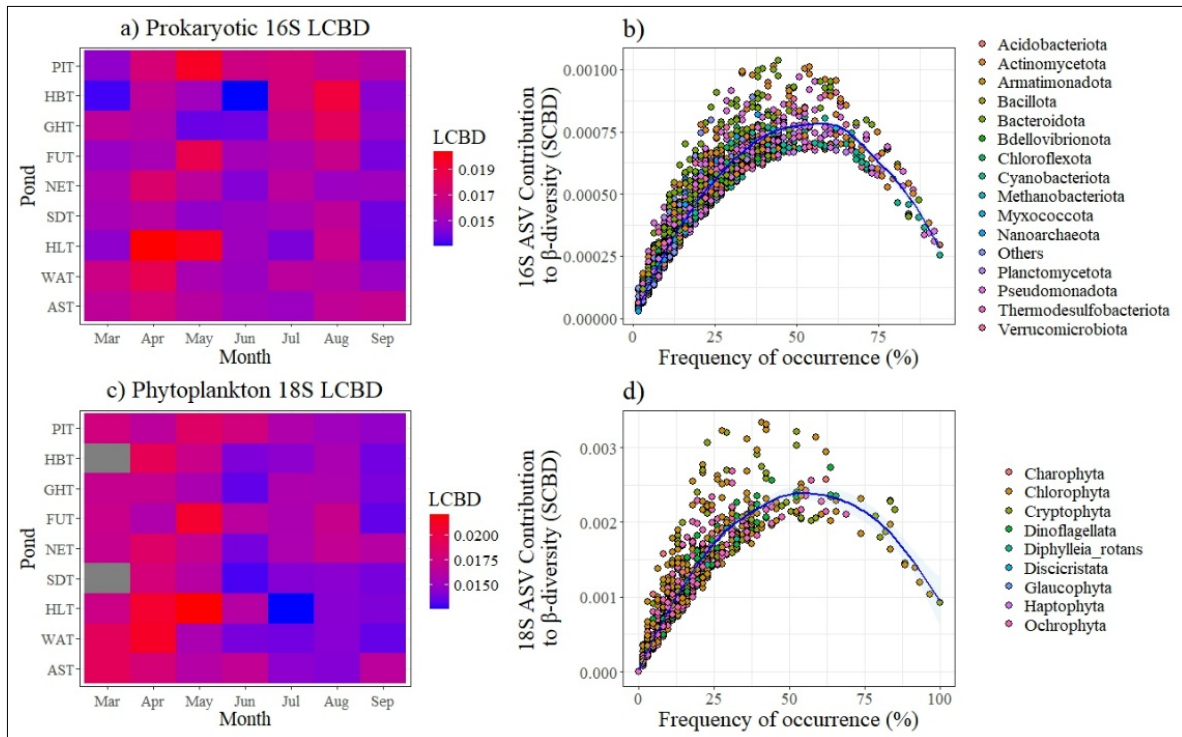
der Phytoplanktongemeinschaft nahmen im Laufe der Zeit ab, mit niedrigeren Werten im September. Dies deutet darauf hin, dass artenreichere Teiche als Biodiversitätsquellen für andere Teiche mit geringerer Taxonvielfalt dienen können (**Abb. 23b**).

Diese oben beschriebenen Muster wurden deutlich als die Werte der ‘Local Contribution to Beta Diversity’ (LCBD) über Monate und Teiche hinweg verglichen. In prokaryotischen Gemeinschaften waren Standorte mit höheren Beiträgen zur  $\beta$ -Diversität zufällig über die Zeit verteilt (**Abb. 24a**). Bei den Phytoplanktongemeinschaften wurden jedoch von März bis Mai höhere LCBD-Werte erfasst, wobei drei Fischteiche einen höheren Beitrag zur  $\beta$ -Diversität aufwiesen (Fuchsteich, Haslauerteich, Winkelauerteich) (**Abb. 24c**).

Von den prokaryotischen ASVs, die am meisten zur  $\beta$ -Diversität beitragen (dh.: Species Contribution to Beta Diversity – SCBD), gehörten die 20 häufigsten ASVs zu den Phyla *Actinomycetota* (9), *Bacteroidota* (9) und *Pseudomonadota* (2). Die wichtigsten Familien waren *Microbacteriaceae*, *Flavobacteriaceae*, *Sporichthyaceae*, *Spirosomataceae*, *Chitinophagaceae* und *Crocinitomicaceae* (Abbildung 7b). Bei den wichtigsten Phytoplankton-ASVs gehörten die 20 wichtigsten zu den Abteilungen *Chlorophyta* (11), *Cryptophyta* (8) und *Dinoflagellata* (1). Die wichtigste Art war *Botryococcus braunii*, gefolgt von *Cryptomonas marssonii*, *Cryptomonas curvata*, *Monomastix* sp., *Komma caudata* und *Ceratium furcoides* (Abbildung 7d). In beiden Fällen waren Arten mit einer mittleren Häufigkeit (40–60 %) für die gesamte  $\beta$ -Diversität wichtiger.



**Abbildung 23.** Boxplots zum Vergleich der räumlichen Gesamt- $\beta$ -Diversität, des *Turnover* und der *Nestedness* von Prokaryoten- (**a**, 16S) und Phytoplankton- (**b**, 18S) Gemeinschaften in den untersuchten Fischteichen von März bis September 2024.



**Abb. 24.** Beitrag der ASVs zur  $\beta$ -Diversität (SCBD) im Vergleich zur Häufigkeit des Auftretens jedes ASV.

## Teichwasserumsatz und -verdunstung

Von März bis Oktober 2024 wurden von allen untersuchten Fischteichen Wasserproben genommen und auf deren stabile Wasserstoff- ( $\delta^2\text{H}$ ) und Sauerstoffisotopen ( $\delta^{18}\text{O}$ ) untersucht. **Ziel dieser Untersuchung war den Teichwasserumsatz bzw. die -verdunstung zu ermitteln.**

Stabile Wasserisotope ( $\delta^2\text{H}$  und  $\delta^{18}\text{O}$ ) erlauben die Quantifizierung von Wasserquellen, Verdunstung, Wasserausenthaltszeit und Wasserbilanz von Teichen zu ermitteln. Ihre Interpretation basiert auf der Abweichung zum regionalen Niederschlagswasser. Diese Untersuchung wurde an gefilterten ( $<0.7 \mu\text{m}$  GF/F; Whatman™) Teichwasserproben ( $<20 \mu\text{L}$ ) am WasserCluster Lunz (Forschungsgruppe LIPTOX, Kainz) unter Verwendung eines Wasserisotopenlasers (PICARRO Inc., Santa Clara, USA) durchgeführt.

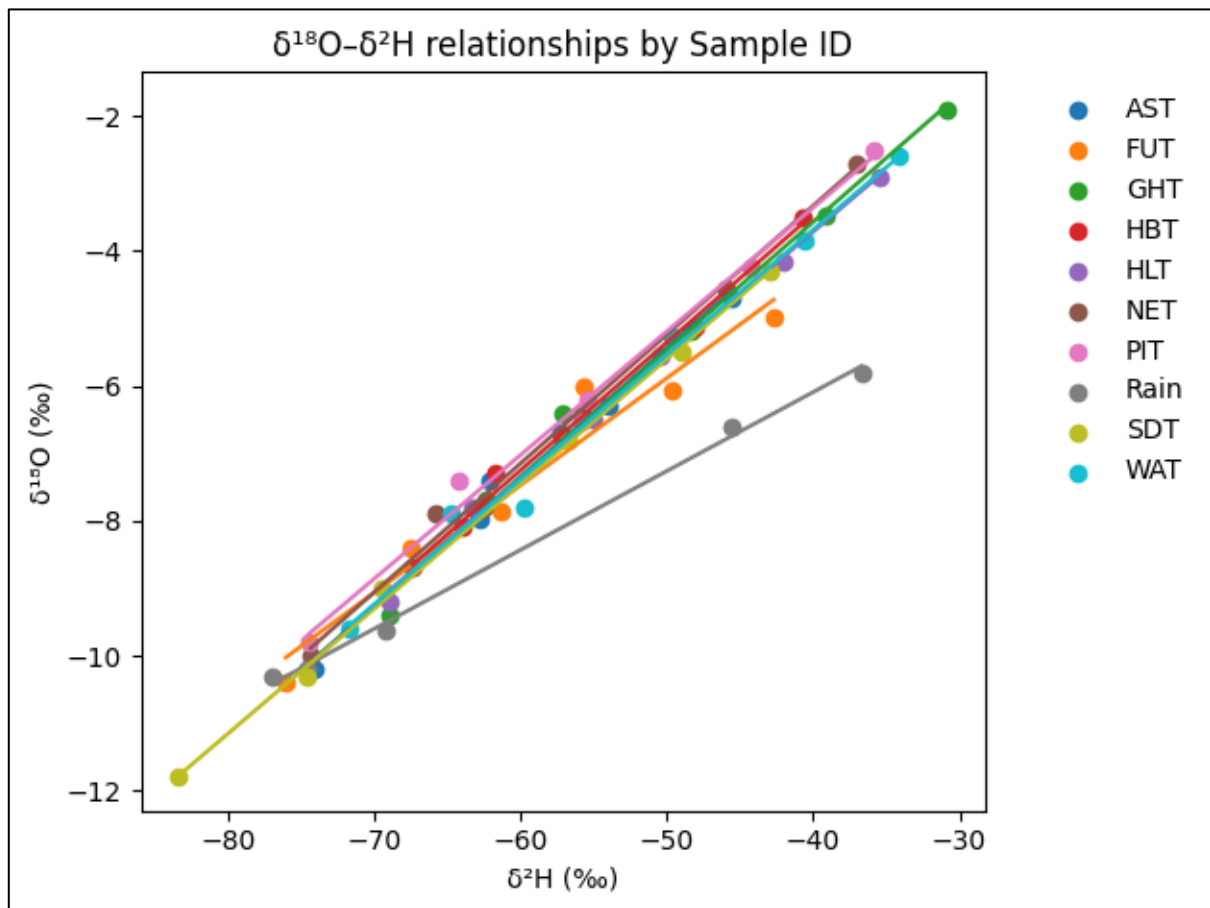
Gemessen wurde die isotopische Zusammensetzung des Teichwassers; i.e., Abweichung in Promille (‰) vom internationalen Standard (Vienna Standard Mean Ocean Water; VSMOW):

$$\delta = \left( \frac{R_{\text{Wasserprobe}}}{R_{\text{VSMOW}}} - 1 \right) \times 1000$$

mit

$$R = \frac{{}^2\text{H}}{{}_1\text{H}} \text{ bzw. } \frac{{}^{18}\text{O}}{{}^{16}\text{O}}$$

Die lokale Wasserlinie (Niederschlag, 'rain') definiert den Wassereintrag (**Abb. 25**), die Position der Isotopenwerte der Teiche zeigt, wie stark der Wassereintrag durch Verdunstung, Durchmischung und Verweilzeit verändert wurde. Die Regressionslinien ( $\delta^2\text{H}$  und  $\delta^{18}\text{O}$ ) der untersuchten Teiche weichen alle gleich von der Niederschlagslinie ab, was auf teichspezifische und jahreszeitlich ähnlich erfolgte Evaporation der Teiche hinweist. Die Datenpunkte ziehen sich von unten links (Frühling) nach oben rechts (Herbst), was eine steigende Teichwasserevaporation anzeigt. Zusammenfassend definieren die  $\delta^2\text{H}\sim\delta^{18}\text{O}$  Beziehungen der einzelnen Fischteiche standortspezifische Verdunstungslinien mit Steigungen, die isotopisch deutlich unterhalb der meteorischen Wasserlinie (Niederschlag) liegen, was auf saisonal steigende Verdunstung und lange Wasserverweildauern im Verhältnis zum Niederschlag hinweist. In weiteren wird näher auf die klimarelevanten Aspekte für die Teiche des Bezirks Gmünd und darüber hinaus eingegangen.



**Abb. 25:** Wasserisotopenverteilung ( $\delta^2\text{H}$  und  $\delta^{18}\text{O}$ ) von Teich- (AST, FUT, GHT, HBT, HLT, NET, PIT, SDT, WAT) und Niederschlagswasser ('Rain' an der Ökologischen Station Waldviertel, Gebharts).

## Science Classes

### Ablauf *Science Classes* "Artenreiches Leben in den Fischteichen des Waldviertels"

Im Frühjahr 2024 wurden im Rahmen des Projekts *Science Classes* an der **Mittelschule (NMS) Gmünd** und am **Bundesgymnasium (BG) Gmünd** durchgeführt. Die Planung erfolgte gemeinsam mit den beteiligten Lehrkräften, um den Schüler:innen ein praktisches Verständnis für die Ökologie der Teiche und deren ökologische sowie gesellschaftliche Bedeutung zu vermitteln.

Die *Science Classes* umfassten folgende Aktivitäten:

#### 1. Feldarbeit – Auswahl und Beprobung der Teiche

- Zeitraum: 18.–20. März 2024
- Teiche: Großer Harabruckteich, Pilzteich, Neuteich, Fuchsteich, Asangteich (Vergleichsteiche)
- Messungen von Basisparametern: Temperatur, Licht, Chlorophyll-a
- Ziel: **Saisonale Unterschiede und räumliche Variation** innerhalb der Teiche erkennen (März–Mai 2024)

#### 2. Zooplankton- und Phytoplanktonuntersuchungen

- Probenahme mit **Zooplanktonnetzen und Schöpfern** (Netze und Filterapparat wurden bereitgestellt)
- Bestimmung der Arten unter dem Mikroskop
- Aufgaben der Schüler:innen:
  - Auflistung der vorkommenden Arten (Zooplankton, ggf. Algen)
  - Bestimmung der Artenanzahl
  - Analyse räumlicher Unterschiede innerhalb eines Teiches (z. B. Großer Harabruckteich) und zwischen Teichen

#### 3. Schulinterne Experimente mit Daphnien

- Zeitraum: Mai 2024
- Aufbau: 5 Kompottgläser (500 mL) mit gefiltertem Teichwasser (Filter: 1,2 mm; Pumpen wurden bereitgestellt)
- Durchführung: Transfer von je 10 Daphnien in jedes Glas, Fütterung mit Teichalgen (Harabruckteich)
- Beobachtung: Tägliche Zählung der geschlüpften Daphnien über 10 Tage
- Ziel: Verständnis von Zusammenhang zwischen Nahrungsqualität und Reproduktion

#### 4. Präsentation der Ergebnisse

- Beide Schulen stellten ihre Ergebnisse der Fütterungsexperimente vor
- Förderung von wissenschaftlichem Verständnis und praxisnaher Anwendung

Die *Science Classes* wurden erfolgreich durchgeführt und ermöglichten den Schüler:innen **hands-on Einblicke in ökologische Forschung**, die Zusammenhänge von

Biodiversität, Nahrungsnetz und Umweltbedingungen in Teichökosystemen sowie die praktische Umsetzung wissenschaftlicher Experimente.

Die Kooperation erfolgte gemeinsam mit:

- **Bundesgymnasium Gmünd:** Frau Renate Poiss
- **NMS Gmünd:** Frau Daniela Brei

→ Unten sind die Berichte beider Schulen angefügt.



## Artenreiches Leben in den Fischeichen des Waldviertels

---

Kontaktperson: Daniela Brei, BEd  
daniela.brei@bildung.gv.at

Kontaktdaten: Mittelschule für Musik und Ökologie Gmünd  
Schulgasse 1  
3950 Gmünd

### **Kennenlernen der großen Artenvielfalt von Kleinstlebewesen und deren Einfluss auf die Karpfenzucht in unseren heimischen Fischeichen**

Unter der Anleitung von Univ.-Prof. Priv.-Doz. Dr. Martin Kainz und seinem Team der Universität für Weiterbildung Krems und dem Wasser Cluster Lunz setzen wir uns das Ziel, das artenreiche Leben in den nahegelegenen Fischeichen näher unter die Lupe zu nehmen und somit kennenzulernen. Bei einer Exkursion, bei welcher den Schülerinnen und Schülern die Besonderheiten unserer zahlreichen, heimischen Fischeiche nähergebracht wurden, wurden mit Hilfe von Planktonnetzen und Schöpfern Wasserproben von zwei Fischeichen, in welchen Karpfenzucht betrieben wird, genommen. Im Rahmen dieser Exkursion lernten wir auch den Besitzer der Teiche kennen, welcher uns über weitere Details zu deren Entwicklung und Unterschiede in der Fischzucht von damals und heute, erzählte. Anschließend wurden die entnommenen Proben von unseren Schülerinnen und Schülern unter dem Mikroskop genauer betrachtet, wobei vor allem das Zooplankton, welches mit freiem Auge kaum oder nicht sichtbar ist, im Mittelpunkt stand. Mit Hilfe von Bestimmungsbüchern konnten verschiedene Arten wie Ruderfußkrebse und Wasserflöhe, welche besonders wertvoll für die Karpfenzucht sind, bestimmt und gezählt werden. Schon auf den ersten Blick konnten eindeutige Unterschiede, sowohl in der Zusammensetzung des Planktons, aber vor allem auch in der Anzahl und Größe der verschiedenen Arten, festgestellt werden. Während die Daphnien in einer Probe bereits eine durchschnittliche Größe von 3 Millimetern erreichten, waren sie in der Probe des anderen Teiches lediglich 1 Millimeter groß. Durch unsere Recherche stellten wir fest, dass vor allem kleines Plankton eine wichtige Rolle in der Aufzucht der Fischlarven spielt.

Im weiteren Verlauf des Projektes werden wir auch in den Monaten April und Mai erneut Wasserproben der beiden Teiche nehmen, um saisonale Unterschiede aufgrund von Licht- und Temperaturveränderungen, beobachten und erforschen zu können.

Im Mai stehen weitere Experimente, welche im Klassenzimmer stattfinden werden, auf dem Programm. Die Schülerinnen und Schüler werden jeweils ca. zehn Daphnien („Wasserflöhe“) aus unseren beiden Forschungsteichen über einen Zeitraum von zehn Tagen unter dem Mikroskop beobachten. Durch die Zufuhr von Algen als Futter für die Daphnien aus den jeweiligen Teichen sollen Unterschiede in der

Entwicklung festgestellt werden können. So soll durch die tägliche Beobachtung und Zählung das Wachstum sowie die Reproduktion der Daphnien erkannt und festgehalten werden.

Abschließend werden wir im Juni unsere Erkenntnisse einer weiteren teilnehmenden Klasse einer Nachbarschule präsentieren. Da diese Klasse Proben zusätzlicher Teiche nimmt, können auch hier nochmal Unterschiede von allen Gewässern, von welchen Proben genommen wurden, herausgearbeitet werden.

*„Ein tolles Projekt, bei welchem die Schülerinnen und Schüler nicht nur die ökologischen Besonderheiten unserer heimischen Fischteiche kennenlernen dürfen, sondern auch erste Einblicke in wissenschaftliche Arbeitsweisen erhalten.“* – Daniela Brei (Lehrerin der MMS Gmünd)

*„Es war sehr interessant zu sehen, wie viele kleine Lebewesen in so einem Teich leben. Wir haben viel gelernt und dabei hat es auch noch Spaß gemacht. Das Beobachten und Erforschen des Planktons unter den Mikroskopen haben uns besonders gut gefallen.“* – Sophie und Marlene (Schülerinnen der 1a)



Probenahme am Fuchsteich mit SchülerInnen der NMS Gmünd



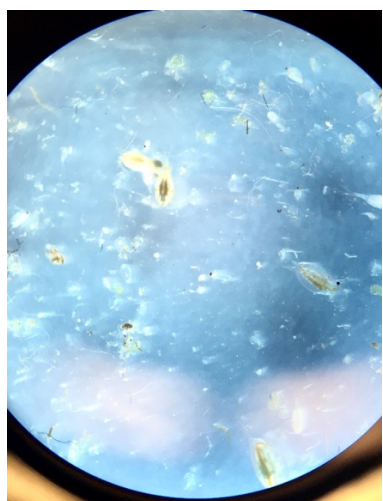
Probenahme am Großen Harabruckteich mit SchülerInnen der NMS Gmünd



Probenahme am Asangteich mit SchülerInnen der NMS Gmünd



Mikroskopierübungen mit SchülerInnen der NMS Gmünd



Mikroskopische Identifizierung von Teichzooplankton durch SchülerInnen der NMS Gmünd



Mikroskopische Identifizierung von Teichzooplankton

## Public outreach

Das Projekt „TeichFit“ wurde an folgenden Tagen der Öffentlichkeit sowie der wissenschaftlichen Kollegenschaft national sowie international vorgestellt:

1. Science Class (15. Jänner 2026): Teiche und Moore des Waldviertels – einzigartige Ökosysteme für uns all. Bundesgymnasium Gmünd. January 15, 2026.
2. Fortbildungstagung für Fischhaltung und Fischzucht (14. und 15. Januar 2025), Starnberg: Fischteiche als Hotspots der Nachhaltigkeit und Biodiversität – Keynote
3. Amorim, C., Kämmer, S.-K., Hochauer, L. Kainz, M.J. (2025): Temporal Dynamics and Species Turnover Drive Zooplankton Metacommunities in Waldviertel Fishponds. Forschungsfest Niederösterreich, Vienna, Oct. 10, 2025, Austria.
4. Amorim, C., Kainz, M.J. (2025): Eutrophication drives loss of zooplankton functional diversity despite stable species richness in fishponds. Forschungsfest Niederösterreich, Vienna, Oct. 10, 2025, Austria.
5. Kainz, M.J., Amorim, C., Kämmer, S.-K., Hochauer, L., Bauer, C., Peham, E., Gratzl, G., Formayer, H., Rieder, H. (2025): Teichlandschaften des Waldviertels – ‚TeichFit‘: eine einzigartige Forschungsregion für Nachhaltigkeit, klimafitte Lebensräume und Gesundheit. Forschungsfest Niederösterreich, Vienna, Oct. 10, 2025, Austria.
6. Amorim, C.; Kainz, M. (2025): Eutrophication drives loss of zooplankton functional diversity despite stable species richness in fishponds. SIL-Austria Annual Meeting, Scharfling, Sept. 11-12, 2025. Austria.
7. Amorim, C.; Bauer, C.; Kainz, M. (2025): Freshwater biodiversity - status, advances & future priorities. 21 July, 14th Symposium for European Freshwater Sciences, July 20-25, 2025, Bolu, Türkiye.
8. Kainz, MJ; Amorim, C; Kämmer, S; Hochauer, L; Bauer, C; Ludwig, K (2025): How does species richness affect dietary quality of zooplankton in fishponds of Lower Austria? – A lipid approach. Tage der Biodiversität, Vienna; Feb. 25-28, 2025.
9. Amorim, C; Kämmer, S; Hochauer, L; Kainz, MJ (2025): Temporal dynamics and species turnover drive zooplankton metacommunities in Waldviertel fishponds. SIL-Austria Annual Meeting, Scharfling, Sept. 11-12, 2025. Austria.
10. “TeichFit“ – Kickoff-Vortrag (Nov. 2023): Teichlandschaften des Waldviertels – eine einzigartige Modellregion für Nachhaltigkeit, klimafitte Lebensräume und Gesundheit. Gmünd, Nov. 28, 2023.
11. KURIER (Austrian national newspaper): Teiche, die mehr können als nur Karpfen. Dec 19., 2025 <https://kurier.at/chronik/niederoesterreich/waldviertler-teiche-die-mehr-koennen-als-nur-karpfen/403115047>
12. ORF-NÖ: Forscher bestätigen: Heimischer Karpfen sehr gesund. Dec 14., 2025 <https://noe.orf.at/stories/3333971/>

13. ORF-NÖ: Karpfen zu Weihnachten – gut für Gesundheit und Klima. Dec 13., 2025  
<https://on.orf.at/video/14303885/15999163/karpfen-zu-weihnachten-gut-fuer-gesundheit-und-klima>
14. NÖN: Science Class im Gymnasium Gmünd. <https://www.noen.at/gmuend/bg-gmuend-science-class-ihr-seid-bei-mir-auf-der-uni-aufgenommen-428547109> - Jul 1, 2024
15. ORF NÖ-online: „TeichFit“: <https://noe.orf.at/stories/3234411/> - Nov 29, 2023
16. ORF NÖ: „TeichFit“: <https://tvthek.orf.at/profile/Niederoesterreich-heute/70017/Niederoesterreich-heute/14203198> - Nov 28, 2023

Bereits publizierte peer-reviewte Publikation (im Anhang als pdf):

1. Amorim, C. A., Kainz, M. J. (2025): Shifts in assembly rules and loss of zooplankton functional diversity across hypereutrophic fishponds. Ecol. Lett. 28 (12). <http://dx.doi.org/10.1111/ele.70289>

## LITERATURVERZEICHNIS

- Amorim, C. A., and M. J. Kainz. 2025. Shifts in Assembly Rules and Loss of Zooplankton Functional Diversity Across Hypereutrophic Fishponds. *Ecology Letters* **28**:e70289.
- Amorim, C. A., and A. d. N. Moura. 2021. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of The Total Environment* **758**:143605.
- Bauer, C. 2014. Waldviertler Teiche. *Denisia* **33**:157-166.
- Böhm, M., S. Schultz, A. M. Koussoroplis, and M. J. Kainz. 2014. Tissue-specific fatty acids response to different diets in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Plos One* **9**:e94759.
- Bommarco, R., D. Kleijn, and S. G. Potts. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution* **28**:230-238.
- Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava, and S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* **486**:59-67.
- Cederholm, T., N. Salem, Jr., and J. Palmblad. 2013.  $\omega$ -3 Fatty Acids in the Prevention of Cognitive Decline in Humans. *Advances in Nutrition* **4**:672-676.
- Colombo, S. M., T. F. M. Rodgers, M. L. Diamond, R. P. Bazinet, and M. T. Arts. 2019. Projected declines in global DHA availability for human consumption as a result of global warming. *Ambio*.
- Dudgeon, D. 2019. Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology* **29**:R960-R967.
- Dyall, S. C. 2015. Long-chain omega-3 fatty acids and the brain: a review of the independent and shared effects of EPA, DPA and DHA. *Frontiers in aging neuroscience* **7**:52-52.
- Fehlinger, L., M. Mathieu-Resuge, M. Pilecky, T. P. Parmar, C. W. Twining, D. Martin-Creuzburg, and M. J. Kainz. 2022. Export of dietary lipids via emergent insects from eutrophic fish ponds. *Hydrobiologia* **850**:3241-3256.
- Francis, H. M., and R. Stevenson. 2014. Chapter 35 - Fatty Acids and the Hippocampus. Pages 429-445 in R. R. Watson and F. De Meester, editors. *Omega-3 Fatty Acids in Brain and Neurological Health*. Academic Press, Boston.
- He, Z., J. Wang, Y. Wei, X. Yan, Y. Li, D. Xie, and G. Nie. 2025. Optimizing Muscle Quality in Common Carp (*Cyprinus carpio* L.): Impacts of Body Size on Nutrient Composition, Texture, and Volatile Profile. *Foods* **14**:2794.
- Heissenberger, M., J. Watzke, and M. J. Kainz. 2010. Effect of nutrition on fatty acid profiles of riverine, lacustrine and aquaculture-raised salmonids of pre-alpine habitats. *Hydrobiologia* **650**:243-254.
- Jeppesen, E., H. He, M. Søndergaard, T. L. Lauridsen, T. A. Davidson, E. E. Levi, and M. J. McCarthy. 2025. Experimental evidence of the role of nitrogen for eutrophication in shallow lakes: A long-term climate effect mesocosm study. *The Innovation* **6**.

- Másílko, J., T. Zajíc, and D. Hlaváč. 2015. The Culture System Affects Organoleptic Properties and Lipid Composition of Common Carp (*Cyprinus Carpio* L.) Meat. *Journal of Texture Studies* **46**:345-352.
- Matzinger, T. 2014. Teiche in der Landschaft–Bedeutung, Funktionen und Gefährdung.
- McBurney, M. I., N. L. Tintle, R. S. Vasan, A. Sala-Vila, and W. S. Harris. 2021. Using an erythrocyte fatty acid fingerprint to predict risk of all-cause mortality: the Framingham Offspring Cohort. *The American Journal of Clinical Nutrition*.
- Pilecky, M., M. Mathieu-Resuge, L. Závorka, L. Fehlinger, K. Winter, D. Martin-Creuzburg, and M. J. Kainz. 2022. Common carp (*Cyprinus carpio*) obtain omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids via dietary supply and endogenous bioconversion in semi-intensive aquaculture ponds. *Aquaculture* **561**:738731.
- Rudy, M. D., M. J. Kainz, M. Graeve, S. M. Colombo, and M. T. Arts. 2016. Handling and storage procedures have variable effects on fatty acid content in fishes with different lipid quantities. *Plos One* **11**:e0160497.
- Sarrazin, B., A. Wezel, M. Guerin, and J. Robin. 2022. Pesticide contamination of fish ponds in relation to crop area in a mixed farmland-pond landscape (Dombes area, France). *Environ Sci Pollut Res Int* **29**:66858-66873.
- Sayer, C. A., E. Fernando, R. R. Jimenez, N. B. W. Macfarlane, G. Rapacciuolo, M. Böhm, T. M. Brooks, T. Contreras-MacBeath, N. A. Cox, I. Harrison, M. Hoffmann, R. Jenkins, K. G. Smith, J.-C. Vié, J. C. Abbott, D. J. Allen, G. R. Allen, V. Barrios, J.-P. Boudot, S. F. Carrizo, P. Charvet, V. Clausnitzer, L. Congiu, K. A. Crandall, N. Cumberlandidge, A. Cuttelod, J. Dalton, A. G. Daniels, S. De Grave, G. De Knijf, K.-D. B. Dijkstra, R. A. Dow, J. Freyhof, N. García, J. Gessner, A. Getahun, C. Gibson, M. J. Gollock, M. I. Grant, A. E. R. Groom, M. P. Hammer, G. A. Hammerson, C. Hilton-Taylor, L. Hodgkinson, R. A. Holland, R. W. Jabado, D. Juffe Bignoli, V. J. Kalkman, B. K. Karimov, J. Kipping, M. Kottelat, P. A. Lalèyè, H. K. Larson, M. Lintermans, F. Lozano, A. Ludwig, T. J. Lyons, L. Máiz-Tomé, S. Molur, H. H. Ng, C. Numa, A. F. Palmer-Newton, C. Pike, H. E. Pippard, C. N. M. Polaz, C. M. Pollock, R. Raghavan, P. S. Rand, T. Ravelomanana, R. E. Reis, C. L. Rigby, J. A. Scott, P. H. Skelton, M. R. Sloat, J. Snoeks, M. L. J. Stiassny, H. H. Tan, Y. Taniguchi, E. B. Thorstad, M. F. Tognelli, A. G. Torres, Y. Torres, D. Tweddle, K. Watanabe, J. R. S. Westrip, E. G. E. Wright, E. Zhang, and W. R. T. Darwall. 2025. One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature* **638**:138-145.
- Schultz, S., A.-M. Koussoroplis, Z. Changizi-Magrhoor, J. Watzke, and M. J. Kainz. 2014. Fish oil-based finishing diet strongly increase long-chain polyunsaturated fatty acid concentrations in farm-raised common carp (*Cyprinus carpio* L.) *Aquaculture Research* **46**:2174-2184.
- Schultz, S., B. Vallant, and M. J. Kainz. 2012. Preferential feeding on high quality diets decreases methyl mercury of farm-raised common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquaculture* **338**:105-110.
- Shahidi, F., and P. Ambigaipalan. 2018. Omega-3 Polyunsaturated Fatty Acids and Their Health Benefits. *Annual Review of Food Science and Technology* **9**:345-381.
- Sinha, E., A. M. Michalak, and V. Balaji. 2017. Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science* **357**:405-408.
- Siscovick, D. S., T. A. Barringer, A. M. Fretts, J. H. Y. Wu, A. H. Lichtenstein, R. B. Costello, P. M. Kris-Etherton, T. A. Jacobson, M. B. Engler, H. M. Alger, L. J. Appel, and D. Mozaffarian. 2017. Omega-3 Polyunsaturated Fatty Acid (Fish Oil)

- Supplementation and the Prevention of Clinical Cardiovascular Disease. *Circulation* **135**:e867-e884.
- Smith, V. H., and D. W. Schindler. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution* **24**:201-207.
- Thomas, A., M. Baillet, C. Proust-Lima, C. Féart, A. Foubert-Samier, C. Helmer, G. Catheline, and C. Samieri. 2021. Blood polyunsaturated omega-3 fatty acids, brain atrophy, cognitive decline, and dementia risk. *Alzheimer's & Dementia* **17**:407-416.
- Velisek, J., A. Stara, J. Kubec, E. Zuskova, M. Buric, and A. Kouba. 2020. Effects of metazachlor and its major metabolite metazachlor OA on early life stages of marbled crayfish. *Scientific Reports* **10**:875.

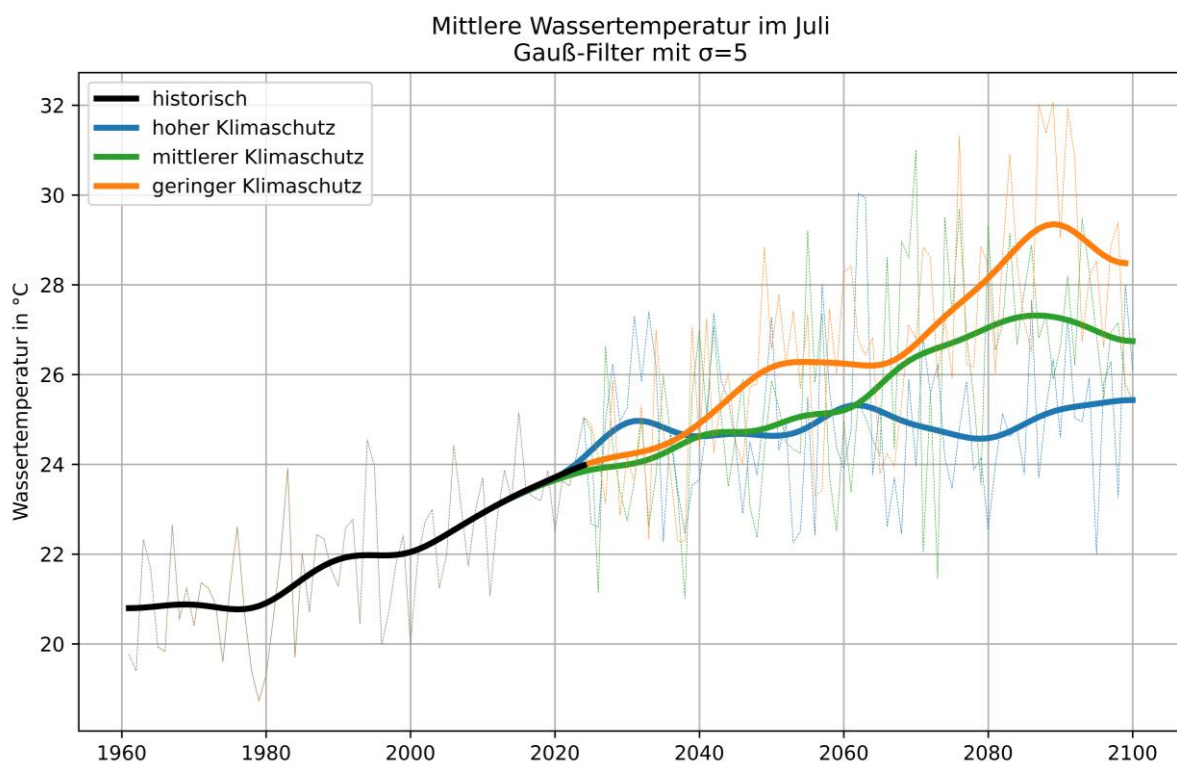
# Teichfit – klimatologischer Teil

## Projektbericht

NÖ FTI Leitprojekte

Herbert Formayer, Tobias Schilcher, Harald Rieder, Christian Gützer  
Institut für Meteorologie und Klimatologie, Universität für Bodenkultur, Wien

Dezember 2025



## Inhalt

Inhalt .....	2
Kernaussagen der Studie .....	3
Einführung .....	5
Datengrundlage.....	6
Stationsdaten .....	6
Flächige meteorologische Beobachtungen (FORSITE II) .....	8
Klimaszenarien .....	11
Datenaufbereitung.....	13
Random Forest Modell .....	14
Vergleich der Wassertemperaturen Gebharts- versus Schandachenteich .....	19
Klimatische Auswertungen.....	22
Historische Entwicklung der Wassertemperaturen.....	22
Zukünftige Entwicklung der Wassertemperaturen .....	26
Niederschlagseffekte und -entwicklung.....	31
Niederschlagsszenarien .....	33
Literatur .....	35

## Kernaussagen der Studie

- Die Messwerte der meteorologischen Station am Gebhartsteich stimmen sehr gut mit den Rasterzellenwerten der FORSITE Klimatologie überein, sodass diese für das Kalibrieren des Wassertemperaturmodells verwendet werden konnten.
- Die Wassertemperaturen von Gebhartsteich und Schandachenteich sind hoch korreliert, daher können die Ergebnisse vom Gebhartsteich auch für den Schandachenteich übernommen werden und scheinen generell für Waldviertler Teiche aussagekräftig zu sein.
- Für die oberflächennahe Wassertemperatur in 50 cm Tiefe konnte ein KI-Modell (Random Forest) entwickelt und getestet werden, welches mit rein meteorologischen Messdaten betrieben werden kann.
- Die Güte des KI-Modells ist hoch, sodass die damit modellierten Wassertemperaturen klimatisch untersucht und interpretiert werden können. Sehr hohe Wassertemperaturen werden leicht unterschätzt, wodurch die herangezogenen Klimaszenarien und Projektionen als konservative Schätzungen angesehen werden müssen.
- Seit 1961 haben sich die Wassertemperaturen in den heißen Monaten Juli und August mit 3.1 °C stärker erwärmt als in allen anderen Monaten von Mai bis September.
- Die höchsten Wassertemperaturen wurden historisch Ende Juli erreicht. Diese lagen 1961-1990 noch unter 23 °C. Heute (2015-2024) liegen sie knapp unter 26 °C.
- Gab es in der Periode 1961-1990 im Mittel nur rund 100 Stunden mit Wassertemperaturen von zumindest 25 °C so stieg dieser Wert 2015-2024 im Mittel auf rund 550 Stunden pro Jahr. Temperaturen über 30 °C traten 1961-1990 nicht auf. Im Zeitraum 2015-2024 traten Werte über 30 °C im Mittel an rund 18 Stunden pro Jahr auf.
- Eine weitere Erwärmung der mittleren Wassertemperatur von knapp einem Grad ist unvermeidbar. Projektionen zeigen, dass in einem Szenario mit geringem Klimaschutz die mittlere Wassertemperatur im heißesten Monat Juli bis zum Ende des Jahrhunderts um 3 °C, in einem Extremszenario sogar um 5 °C ansteigen wird.
- Das Auftreten von Wassertemperaturen von zumindest 30 °C, die heute nur an rund 18 Stunden pro Jahr vorkommen, wird bis zur Mitte des Jahrhunderts auf rund 100 Stunden ansteigen. Bis zum Ende des Jahrhunderts steigen diese bei geringem Klimaschutz auf über 300 Stunden, im Extremszenario sogar auf knapp 700 Stunden an.

- Die thermischen Verhältnisse in Waldviertler Teichen haben sich in den letzten 65 Jahren massiv verändert und eine weitere Zunahme der Hitzebelastung bis zur Mitte des Jahrhunderts kann auch in den optimistischsten Szenarien nicht vollständig verhindert werden.
- Die Niederschlagsverhältnisse scheinen nur eine untergeordnete Rolle bei der thermischen Reaktion der Teiche zu spielen. Starkniederschläge ab etwa 5 mm pro Tag führen zu einem direkt proportionalen Anstieg des Pegelstandes (5 mm Niederschlag führen zu einem Pegelanstieg von rund einem Zentimeter). Da damit die Volumenänderung nur wenige Prozent beträgt, bleibt die thermische Reaktion der Teiche weitgehend gleich. Die Teiche scheinen resilient gegenüber Trockenheit zu sein. Der sehr trockene und heiße Juni 2025 führte lediglich zu einer Absenkung des Pegels von rund 5 cm. Dies, obwohl auch der vorausgegangene Winter und das Frühjahr ungewöhnlich trocken waren.
- Durch den anthropogenen Klimawandel werden die Jahresniederschläge tendenziell leicht zunehmen. Da diese Niederschlagszunahme jedoch überwiegend im Winterhalbjahr erfolgen wird und die Wasserverdunstung im Sommerhalbjahr massiv zunehmen wird, muss man dennoch mit trockenheitsbedingten niedrigeren Pegelständen im Sommer rechnen.

## Einführung

Der meteorologisch/klimatologische Teil des Forschungsprojektes „Teichfit“ untersucht den Zusammenhang zwischen den meteorologischen Bedingungen und der Wassertemperatur in Waldviertler Teichen von Mai bis September. Hierfür stehen lokale Messungen durch eine Wetterstation direkt am Gebhartsteich, sowie Wassertemperaturmessungen in 2 Niveaus vom Gebharts- und Schandachenteich, betrieben vom Bundesamt für Wasserwirtschaft seit 2021 bzw. 2025, zur Verfügung. Mit diesen lokalen Messungen wird ein Modell entwickelt, welches die Wassertemperaturen anhand der meteorologischen Messungen schätzt. Darüber hinaus wird untersucht, wie gut die lokalen meteorologischen Messungen von meteorologischen Datensätzen, welche flächendeckend für ganz Österreich seit 1961 verfügbar sind, geschätzt werden können. Bei guter Übereinstimmung kann damit die historische Entwicklung der Wassertemperaturen in den Teichen von 1961 bis 2024 rekonstruiert und klimatologisch interpretiert werden. Diese Methodik erlaubt es auch Aussagen über die zukünftige Entwicklung der Wassertemperaturen anhand von fehlerkorrigierten und lokalisierten Klimaszenarien zu treffen.

Diese klimatischen Analysen der historischen und potenziellen zukünftigen Entwicklung der Wassertemperaturen in den Waldviertler Teichen bilden die Basis, um etwaige ökologischen Folgen des anthropogenen Klimawandels in diesen Teichökosystemen zu untersuchen.

Bei den klimatischen Analysen der zukünftigen Wassertemperaturen werden aber keine Szenarien für die Wasserstände in den Teichen berechnet. Es wird davon ausgegangen, dass die Wasserstände in den Teichen immer das Niveau der hier betrachteten Jahre erreichen. Limitierte Wasserverfügbarkeit oder gar das Austrocknen der Teiche während des Sommers, was bei den klimatischen Bedingungen der Hochemissionsszenarien in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts durchaus vorkommen könnte, werden nicht berücksichtigt.

# Datengrundlage

## Stationsdaten

Sowohl die meteorologischen Messungen an der Station am Gebhartsteich, als auch die Wassertemperaturmessungen am Gebharts- und Schandachenteich wurden uns vom Bundesamt für Wasserwirtschaft (Herr Dr. Christian Bauer) zur Verfügung gestellt. Die meteorologische Station am Gebhartsteich hat die interne Bezeichnung „Wetterstation Schrems“ und die Daten standen uns vom April 2021 bis September 2025 zur Verfügung. Konkret beinhaltet der Datensatz die Variablen Lufttemperatur in 2 m Höhe, Luftfeuchte, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und Luftdruck. Alle Variablen werden in 10 min Intervallen aufgezeichnet. Dies entspricht den Vorgaben der Weltorganisation für Meteorologie (WMO) für meteorologische Messungen.

Die Wassertemperaturen wurden pro Teich in 2 Niveaus gemessen. Laut Angaben von Herrn Dr. Bauer findet die oberflächennahe Messung in 50 cm Tiefe bezogen auf den Nullpunkt der Pegelhöhe statt. Die zweite Messung erfolgt nahe dem Teichboden. Die mittlere Teichtiefe beträgt dabei 1.2 m beim Gebhartsteich und 2.2 m beim Schandachenteich (Wawrik, 1966). Die reale Messtiefe schwankt jedoch mit der Wasserspiegelschwankung der Teiche. Diese Schwankungen bewegen sich aber üblicherweise im Zentimeterbereich mit einem maximalen Unterschied während des ganzen Sommerhalbjahres von  $\pm 10$  cm.

Im Sommer 2025 haben wir zusätzlich zu den fixen Wassertemperaturmessungen zwei Wassertemperatursensoren der Firma HOBO bei der Station Gebhartsteich mit einem fixen Abstand von 1 m installiert. Leider ging ein Sensor im Messbetrieb verloren, sodass nur die Werte eines Sensors für die Qualitätssicherung zur Verfügung stehen.

Für die Auswertung der Wassertemperaturen wurde jeweils der Zeitraum Mai bis September berücksichtigt. Dies einerseits, weil die Auswirkungen des anthropogenen Klimawandels besonders bei hohen Wassertemperaturen schlagend werden, andererseits werden die Teiche aufgrund der Bewirtschaftung im Oktober abgelassen und dann langsam während des Winters und Frühjahrs wieder aufgestaut, wodurch die Wassertemperaturmessungen in dieser Zeit wenig aussagekräftig sind.

Im Sommerhalbjahr ist die Wassertemperatur oberflächennah immer wärmer als am Grund der Teiche. In Abbildung 1 sieht man den Temperaturverlauf von Mai bis September 2025 im Gebhartsteich. Die oberflächennahe Standardmessung (hellblau) hat einen sehr ähnlichen Verlauf wie die Zusatzmessung (rot). Diese beiden Sensoren dürften in einer sehr ähnlichen Tiefe installiert sein. Beide Werte sind immer wärmer als die Wassertemperatur am Teichgrund. Auch die zeitliche Veränderung ist im oberflächennahen Wasserbereich deutlich rascher als im Tiefenwasser. So kann der Tagesgang oberflächennahe mehr als 5 °C erreichen, im Tiefenwasser beträgt dieser

üblicherweise weniger als 1 °C. Außer wenn es zu einer vollständigen Durchmischung des Wassers kommt. Dies führt zu einer Abkühlung des oberflächennahen Wassers und zu einer Erwärmung des Tiefenwassers von bis zu 3 °C wie man dies im Jahre 2025 Ende Juli und dann noch einmal Anfang August sieht. Das Tiefenwasser wird aber während dieses Jahresabschnittes nie wärmer als das oberflächennahe Wasser. Die Tagesminimumtemperatur ist daher eine sehr gute Schätzgröße für die maximale Tiefenwassertemperatur, was man auch sehr gut in Abbildung 10 sieht.

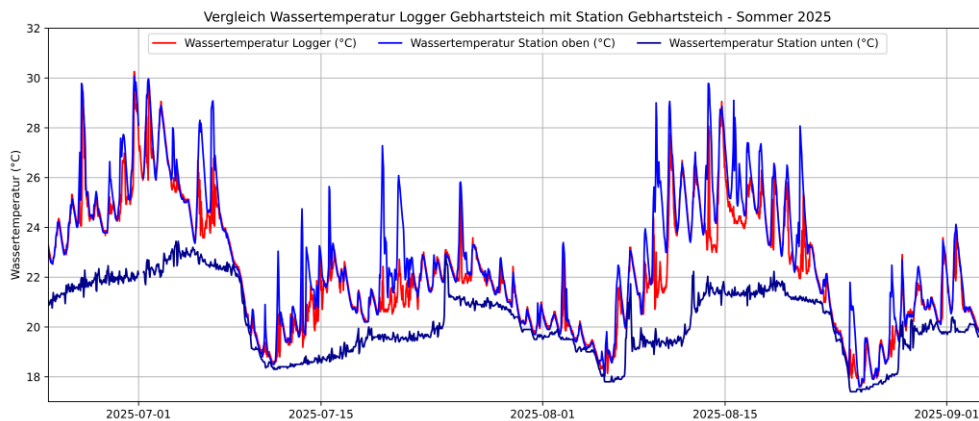


Abbildung 1: Vergleich der Standard Wassertemperaturmessung (blau) und dem BOKU-Met Sensor (rot) im Gebhartsteich im Sommer 2025.

Oberflächennah erreicht die Wassertemperatur 2025 kurzfristig für einige Stunden sogar 30 °C. Über eine Woche gemittelt (siehe Abbildung 2) werden Werte über 26 °C erreicht (hellblaue Kurve). Das Tiefenwasser (dunkelblaue Kurve) erreicht sowohl auf Stundenbasis als auch im Wochenmittel knapp über 22 °C und liegt damit abgesehen von einer kurzen Periode um den 13. August immer über der Kurve der Lufttemperatur (rote Kurve). Das die Wassertemperaturen über der Lufttemperatur liegen kann durch die hohe Absorption der Sonnenstrahlung und damit der Umwandlung der Strahlungsenergie in Wärme, sowie der hohen Wärmekapazität des Wassers erklärt werden.

Der zeitliche Verlauf der drei Kurven ist dabei sehr ähnlich und reflektiert die Abfolge von Warm- und Kaltphasen während des Sommers 2025, wobei es eine kurze zeitliche Verzögerung zwischen Lufttemperatur und oberflächennaher Wassertemperatur und dieser mit dem Tiefenwasser gibt.

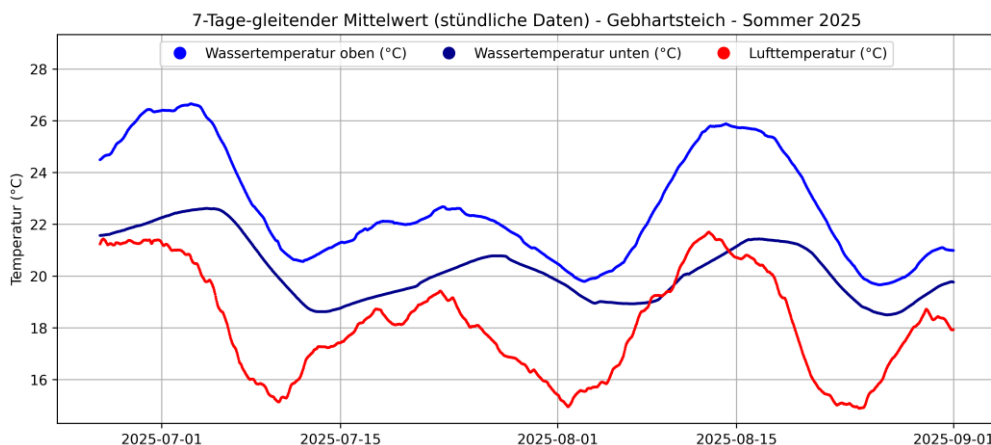


Abbildung 2: Verlauf der Luft- sowie der Wassertemperatur in 2 Niveaus am Gebhartsteich vom Ende Juni 2025 bis 1. September 2025

## Flächige meteorologische Beobachtungen (FORSITE II)

Damit für die Teiche langfristige klimatische Aussagen gemacht werden können, müssen die relativ kurzen lokalen Messungen mit verfügbaren klimatischen Datensätzen verknüpft werden. Hierzu wird der erweiterte Klimadatensatz FORSITE II basierend auf BioClim Austria (Lehner et al., 2024) verwendet. Dies ist ein gerasterter Datensatz mit einer räumlichen Auflösung von 250 m welcher tägliche Daten von 1961 bis 2024 beinhaltet. Konkret stehen die Variablen Temperaturminimum, Temperaturmaximum, Globalstrahlung, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Niederschlag zur Verfügung.

Für den Zeitraum, wo lokale meteorologische Beobachtungen zur Verfügung standen (ab 2021, in Summe 1154 Tage) wurden diese mit den Rasterzellenwerten von FORSITE II verglichen. Dabei zeigte sich eine sehr hohe Übereinstimmung zwischen den Werten. Die wichtigsten Variablen für den Vergleich sind in Abbildung 3 zusammengefasst. Zentral ist hierbei die Lufttemperatur. Beim täglichen Temperaturmaximum (rechts, rot) ist die zeitliche Korrelation mit einem  $R^2$  von 0.99 beinahe perfekt. Dies bedeutet das 99 % der Varianz des täglichen Temperaturmaximums der lokalen Messung durch den gerasterten Datensatz erklärt werden kann. Bei den Absolutwerten gibt es aber einen Unterschied von 0.5 °C, wobei der Rasterdatensatz mit 15.6 °C wärmer ist als die Station (15.1 °C). Auch die tägliche Minimumtemperatur ist mit einem  $R^2$  von 0.98 sehr gut wiedergegeben. Hier ist jedoch der Rasterdatensatz mit 5.8 °C um 0.7 °C kühler als die Station (6.5 °C).

Neben der Temperatur ist die Sonneneinstrahlung der zweitwichtigste Faktor, um Wassertemperaturen zu schätzen. Hier sind die Abweichungen zwischen Rasterdatensatz und Stationsmessung etwas größer. Die erklärte Varianz ist aber dennoch hoch ( $R^2 = 0.91$ ), wenn man bedenkt, dass die Sonneneinstrahlung durch Wolkeneffekte regional sehr stark variieren kann. Die mittlere Einstrahlung liegt beim Rasterdatensatz mit 3.4 kW/h um rund 20 % höher als bei der Stationsmessung mit 2.8

kWh/h. Dies dürfte daran liegen, dass die Station durch nahegelegene Bäume und Büsche speziell am Nachmittag und Abend etwas abgeschattet ist, was beim Rasterdatensatz nicht der Fall ist. Die Station repräsentiert daher besser die Bedingungen im ufernahen Bereich des Teiches, der Rasterdatensatz jene in der Teichmitte.

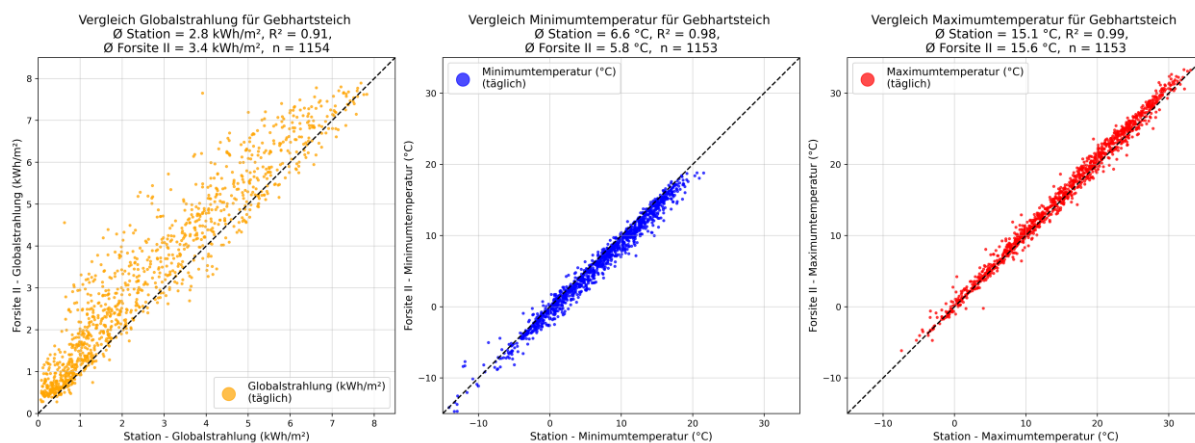


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen der Globalstrahlung und der Lufttemperatur gemessen an der Station Gebhartsteich (x-Achse) und des Rasterzellenwertes von FORSITE II (y-Achse) für die Globalstrahlung (links, gelb), der täglichen Minimumtemperatur (Mitte, blau) und Maximumtemperatur (rechts, rot). Die Korrelation ist bei allen Variablen extrem hoch ( $R^2 > 0.9$ ).

Die hohe Korrelation der zentralen Variablen Temperatur und Strahlung zwischen Rasterdatensatz und Stationsmessung erlaubt eine Kopplung der kurzfristigen Stationsmessungen mit dem langfristigen Klimadatensatz FORSITE II. Bei dem KI basierten Modell für die Schätzung der Wassertemperaturen wurde für den Trainingsdatensatz beide Datensätze, Stationsdaten als auch Rasterdaten verwendet und bei den Modellergebnissen konnte keine signifikante Verschlechterung bei Verwendung der Rasterdaten festgestellt werden (siehe Abschnitt „Random Forest Model“).

Diese erfreulichen Ergebnisse erlauben nun die Nutzung des vollen Umfangs des FORSITE II Datensatzes. Um zu verdeutlichen, wie stark die lokale klimatische Veränderung der Temperatur im Waldviertel bereits ist, ist in Abbildung 4 der Verlauf der Jahresmitteltemperatur auf der Rasterzelle über der Station am Gebhartsteich als Anomalie bezogen auf die Klimanormalperiode 1961-1990 dargestellt. Das letzte Jahr das kühler als diese Referenzperiode war, war das Jahr 1996, seither war jedes Jahr wärmer. Am wärmsten war das Jahr 2024, das um 3.4 °C wärmer war als die Referenzperiode. Mittels 41-jährigen LOESS-Filter geschätzt, liegt das aktuelle Temperaturniveau am Gebhartsteich um 2.6 °C über dem des Zeitraums 1961-1990. Diese starke Veränderung der Lufttemperatur wirkt sich auch auf die thermischen Verhältnisse im Wasser der Teiche aus.

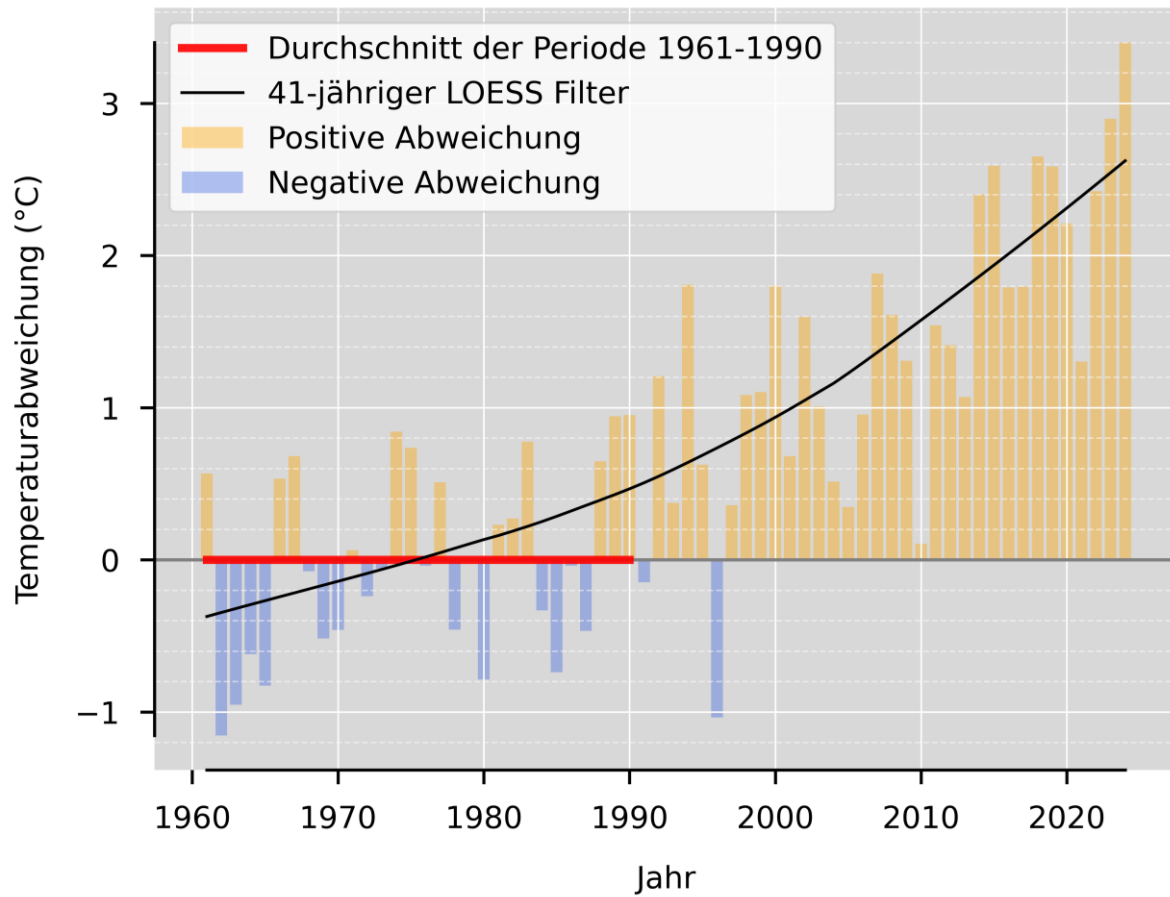


Abbildung 4: Anomalie der Lufttemperatur am Gebhartsteich bezogen auf die Klimatologie 1961-1990. Die mittlere Erwärmung liegt derzeit bei 2,6 °C.

## Klimaszenarien

Die Klimaszenarien orientieren sich an den Ensembleanalysen der neuesten Globalmodellgeneration CMIP6 (O'Neill et al., 2016). Die Trendanalyse der CMIP6-Modelle erfolgt für alle Modelle einzeln, werden aber in einer Ensembleanalyse zusammengefasst. Hierfür haben wir für die beiden ausgewählten Emissionsszenarien jeweils den Ensemblemedian als mittlere Entwicklung, die 10er-Perzentile als Referenz für Modelle mit einer geringen Klimasensitivität gegenüber Treibhausgasen, sowie die 90er-Perzentile als Referenz für Modelle mit einer hohen Klimasensitivität gegenüber Treibhausgasen, ausgewählt.

Als Referenzklimaperiode wird bei jedem Model jeweils der 20-jährige Zeitraum gewählt, in dem das erste Mal die Globale Mitteltemperatur 1°C über dem vorindustriellen Niveau (definiert als 1850-1900) erreicht wird. Dies entspricht dem „Global Warming Level 1.0“ (GWL-1.0°C) wie es vom IPCC (Masson-Delmotte, 2018) definiert wurde. Dieses Niveau wurde real im Zeitraum 2001-2020 erreicht. Lokale Klimaänderungen können dann generiert werden, indem man dem lokalen Klimazustand von 2001-2020 die lokalen Klimaänderungssignale der Modelle bezogen auf GWL-1.0°C aufaddiert (Becsí & Formayer, 2024). Da die Modelle die bisherige Entwicklung der Temperatur in Österreich unterschätzen, haben wir als Referenzperiode für die lokalen Szenarien die letzten 10 Jahre, 2015-2024 verwendet, damit der Zeitraum wo diese Unterschätzung wirksam wird möglichst gering ist.

In Abbildung 5 sind die Ergebnisse für das Waldviertel zusammengestellt. Grundsätzlich gibt es bei den Trends keinen nennenswerten Unterschied zwischen dem täglichen Temperaturmaximum, -minimum und Tagesmittelwerten. Die Trendlinien schneiden im Jahre 2011 die Nulllinie, dem mittleren Jahr der Referenzperiode. Das Szenario mit geringem Klimaschutz (rot) zeigt einen linearen Temperaturanstieg während des gesamten 21. Jahrhundert, wobei die Erwärmungsraten im Median bei 0.46 °C pro Dekade liegen. Bei der 10er-Perzentile liegt diese bei 0.35 °C und bei der 90er-Perzentile bei 0.68 °C pro Dekade.

Das Szenario mit hohem Klimaschutz zeigt bis etwa 2030 dasselbe Verhalten wie das Szenario mit geringem Klimaschutz. Dies ist plausibel, da sich bis dahin die Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre kaum unterscheiden, da der Großteil davon schon heute in der Atmosphäre ist. Danach lässt die Erwärmung aber deutlich nach und für die 10er-Perzentile und dem Median gibt es nach 2050 nur mehr eine geringe Erwärmung von rund 0.3°C bis 2080. Bei der 90er-Perzentile beträgt diese in etwa 0.8 °C. Dies führt dazu, dass die 90er-Perzentile des Ensembles mit hohem Klimaschutz am Ende des Jahrhunderts nur gering unter der 10er-Perzentile des Szenarios mit geringem Klimaschutz liegt.

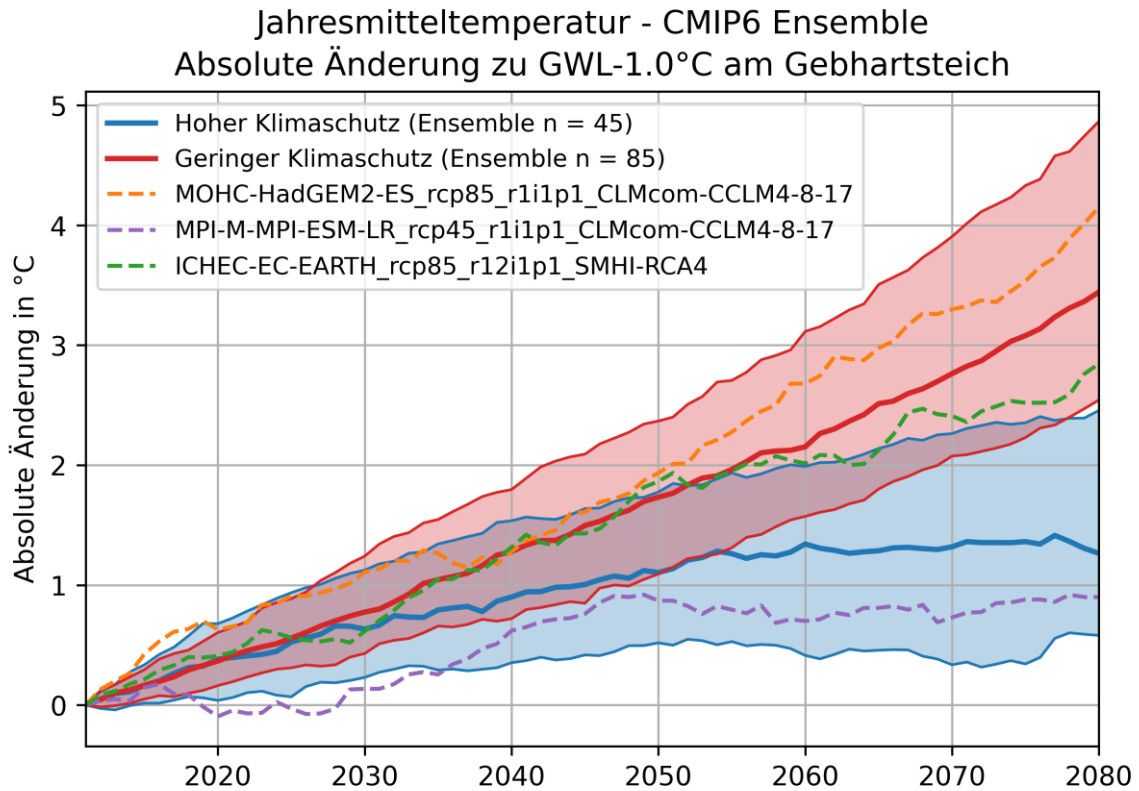


Abbildung 5: Temperaturentwicklung im Waldviertel im 21. Jahrhundert basierend auf den neuesten globalen Klimamodellen (CMIP-6). Jeweils Ensemblemittel (dicke Linie) und Bandbreite (10-90 Perzentile; Farbflächen) für hohen Klimaschutz (SSP1-2.6; blau) und geringen Klimaschutz (SSP3-7.0 und SSP5-8.5; rot). Die strichlierten Linien zeigen das Klimaänderungssignal der 3 selektierten Modellszenarien.

## Methodik

### Datenaufbereitung

Für die Entwicklung des statistischen Wassertemperaturmodells standen Wassertemperaturmessungen von 2021 bis 2025 also insgesamt 5 Jahre zur Verfügung, dies aber nur für die oberflächennahe Wassertemperatur im Gebhartsteich. Daher wurde das Modell auch nur für diesen Temperaturbereich entwickelt. Hierbei wurden für die Modellkalibrierung jeweils nur die Periode 1. Mai bis 30. September verwendet, da Ende September die Teiche üblicherweise abgelassen werden, um die Karpfen abzufischen. Während des Winters und Frühjahres füllen sich die Teiche wieder. Ab 1. Mai kann man wieder sicher mit einem stabilen Wasserspiegel rechnen. Für die Schätzung der Wassertemperatur aus den meteorologischen Bedingungen werden faktisch alle beobachteten Variablen mit verwendet. Für die Temperatur, Strahlung und den Niederschlag wurden zudem akkumulierte Größen mit verschiedenen Längen berechnet, um einerseits die akkumulierende Wirkung einer längeren Warm- oder Kaltphase mit zu berücksichtigen, und andererseits beim Niederschlag eine mögliche Auswirkung eines verstärkten Wasserdurchflusses abzubilden. In Tabelle 1 sind alle Variablen, die zur Entwicklung des Modelles verwendet wurden, angeführt.

Zur Kalibrierung und Evaluierung des statistischen Modells wurden zwei verschiedene Ansätze verwendet. Im ersten Ansatz wurde jedes einzelne Jahr einmal als Testjahr ausgewählt, das statistische Modell anhand der anderen Jahre kalibriert und dann anhand des Testjahres evaluiert. Im zweiten Ansatz wurde mittels eines Zufallsgenerator einzelne Perioden im Umfang von 20 % des Gesamtdatensatzes zufällig gezogen, und diese dann als Testdatensatz verwendet. Der Vorteil beim zweiten Ansatz ist, dass man beliebig viele verschiedene Testdatensätze erstellen kann und man damit eine wesentlich robustere Statistik für die Evaluierung erreicht. Daher wurde letztlich für die Evaluierung der zweite Ansatz verwendet.

Neben den meteorologischen Messungen wurden keine weiteren Informationen für die Entwicklung des Modells verwendet. Bei Wassertemperaturmodellen von Flüssen spielt neben den meteorologischen Variablen auch der Durchfluss eine zentrale Rolle, oder auch die Abschattungseffekte der Ufervegetation (Trimmel et al., 2018). Die Ufervegetation wird hier als konstant angesehen werden. Da dies überwiegend Wald oder landwirtschaftlich genutzte Flächen sind, und im Waldviertel kein Versiegelungsdruck besteht, ist diese Annahme durchaus berechtigt. Der Wasserdurchfluss wiederum ist bei diesen Teichen, während Trockenphasen ohne Niederschlag durchaus gering mit einigen 10 Litern pro Sekunde, der bei längeren Trockenphasen im Sommer sogar ganz erliegen kann. Da diese Teiche Flächen von einigen Hektar haben und damit Wasservolumina von einigen  $10.000 \text{ m}^3$ , kann der Energieeintrag durch die Wassertemperatur des Zuflusses, während Trockenphasen vernachlässigt werden. Während stärkerer Niederschlagsereignisse hingegen könnte der Energieeintrag schon eine relevante Größe

erreichen, dieser hängt aber direkt mit der akkumulierten Niederschlagsmenge über einen oder mehrere Tage zusammen und wird über diese Variablen dem Modell mitgeteilt.

*Tabelle 1: Liste der Prädiktoren für das Random Forest Modell*

Prädiktor	Beschreibung	Einheit
Lufttemperatur	Tagesmittelwert	°C
min_Lufttemperatur	Tagesminimum	°C
max_Lufttemperatur	Tagesmaximum	°C
ampl_Lufttemperatur	Amplitude (Maximum-Minimum)	°C
mean1_Lufttemperatur	Mittelwert vorheriger Tag	°C
mean3_Lufttemperatur	Mittelwert vorherige 3 Tage	°C
mean7_Lufttemperatur	Mittelwert vorherige 7 Tage	°C
Luftfeuchtigkeit	Tagesmittelwert	%
Taupunkt	Tagesmittelwert	°C
Windgeschwindigkeit	Tagesmittelwert	m/s
Globalstrahlung	Tagessumme	kWh
mean1_Globalstrahlung	Mittelwert vorheriger Tag	kWh
mean3_Globalstrahlung	Mittelwert vorherige 3 Tage	kWh
mean7_Globalstrahlung	Mittelwert vorherige 7 Tage	kWh
Niederschlag	Tagessumme	mm
sum1_Niederschlag	Summe vorheriger Tag	mm
sum3_Niederschlag	Summe vorherige 3 Tage	mm
sum7_Niederschlag	Summe vorherige 7 Tage	mm
Monat	Monat	-
Tag	Tag des Jahres	-
pred_Wassertemperatur*	Vorhersage Tagesmittelwert	°C
pred_ampl_Wassertemperatur**	Vorhersage Amplitude (Maximum-Mini-	°C

## Random Forest Modell

Als statistisches Modell wurde ein „Random Forest“ Ansatz gewählt. Hierbei handelt es sich um ein ensemble-basiertes „Maschine-Learning-Modell“ welches bereits für die Schätzung von Wassertemperaturen getestet (Wade et al., 2023) und auch schon für österreichische Flüsse verwendet wurde (Feigl et al., 2021). Um die Wassertemperatur auf Stundenbasis zu modellieren, wurde der Prozess in 3 Stufen unterteilt.

In einem ersten Schritt wird die Tagesmitteltemperatur des Wassers geschätzt. In einem zweiten Schritt wird die Magnitude des jeweiligen Tagesganges geschätzt und in einem dritten Schritt untersucht, ob es sich bei dem jeweiligen Tag um einen typischen oder atypischen Tagesgang handelt. Bei allen drei Teilschritten kommt ein eigens kalibriertes Random Forest Modell zum Einsatz. Die Schätzung der Wassertemperatur erfolgt im Modell nicht direkt, sondern wird als Anomalie zur Lufttemperatur geschätzt. Dadurch wird sichergestellt, dass bei Anwendung für Klimaszenarien das Auftreten neuer Wassertemperaturextreme möglich ist.

Da die drei Modelle in Reihe angewendet werden, stehen für die Schätzung der Tagesmitteltemperatur lediglich meteorologische Werte zur Verfügung. Für die Schätzung der Tagesamplitude kann bereits die Tagesmitteltemperatur des Wassers mitverwendet werden, bei der Form des Tagesganges auch die Amplitude der Wassertemperatur.

In Abbildung 6 ist die Form des typischen und atypischen Wassertemperaturtagesganges dargestellt. Beim typischen Tagesgang sieht man die klassische Sinusform der Temperaturkurve, wie man sie auch von der Lufttemperatur kennt, jedoch mit einem gut um 3 Stunden verzögerten Minimum und Maximum. Die atypischen Tagesgänge werden vom Durchzug von Störungen im Laufe des Tages dominiert, wo die Wassertemperatur zu Mitternacht den höchsten Wert hat und im Laufe des Tages abkühlt. Natürlich können atypische Tagesgänge sehr unterschiedlich verlaufen, daher ist deren Schätzung wesentlich ungenauer als jene von typischen Tagesgängen. Dies sollte jedoch nur geringe Auswirkungen auf die Auswertung von extrem hohen Temperaturen haben, da an Tagen mit atypischen Tagesgang die Magnitude des Tagesganges üblicherweise gering ist und meist eine Abkühlung der Wassertemperaturen erfolgt. Die finale stündliche Zeitreihe wird anhand folgender Formel berechnet:

$$\text{Wassertemperatur (stündlich)} = \text{mittlere Wassertemperatur (täglich)} + \text{normierter Muster-Tagesgang (stündlich)} * \text{Amplitude Wassertemperatur (täglich)}$$

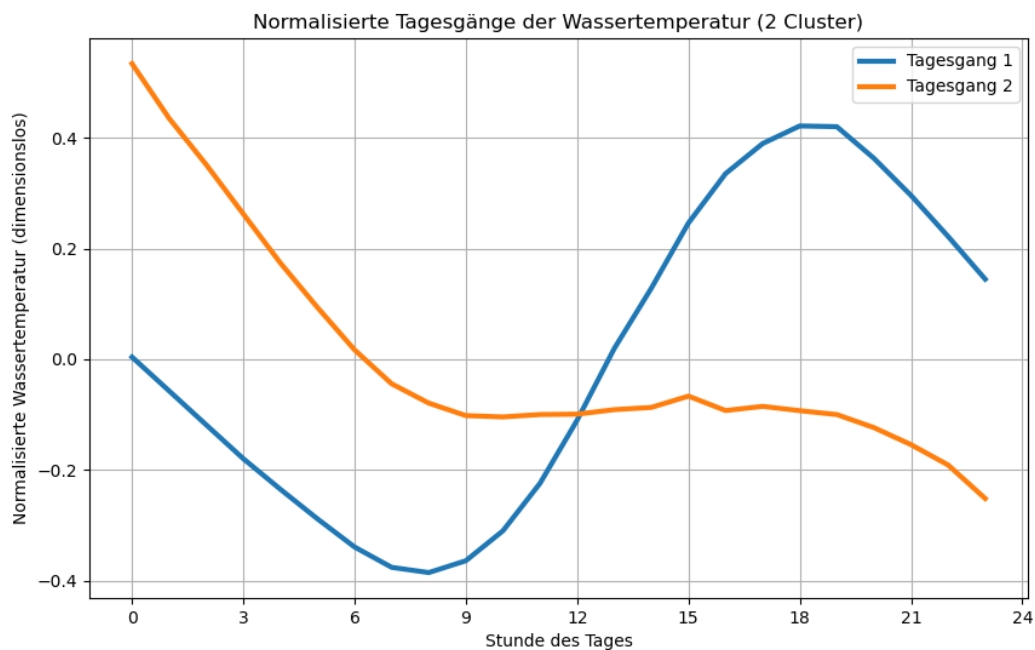


Abbildung 6: Form der beiden Temperaturtagesgänge. Tagesgang 1 (blau) entspricht dabei einem ungestörten Tagesgang etwa bei Schönwetter. Tagesgang 2 (orange) entspricht einem gestörten Tagesgang, etwa bei einem Störungsdurchgang.

Das Random Forest Modell verwendet dann alle Prädiktoren und berechnet und optimiert anhand der Kalibrierdatensätze die Gewichtung der einzelnen Prädiktoren. In Tabelle 2 sind die jeweils 5 höchstgewichteten Variablen mit der Angabe ihrer Gewichtung in Prozent angegeben. Verschiedene Lufttemperaturindikatoren spielen bei der Schätzung der Tagesmitteltemperatur und der Tagesamplitude die zentrale Rolle. Bei der Tagesmitteltemperatur kommt auf Rang 3 die Luftfeuchtigkeit in Form der Taupunkttemperatur hinzu und auf Rang 4 die Globalstrahlung. Bei der Amplitude der

Wassertemperatur kommt auf Rang 3 die Windgeschwindigkeit hinzu. Bei der Form des Tagesganges spielt hingegen die Globalstrahlung die wichtigste Rolle und Windgeschwindigkeit und Niederschlag belegen Rang 4 und 5.

*Tabelle 2 Gewichtung der Prädiktoren für die 3 Random Forest Modelle*

Modell	Random Forest 1 (Regression)	Random Forest 2 (Regression)	Random Forest 3 (Klassifikation)
Ziel	<b>Tagesmittelwert Wassertemperatur</b>	<b>Tägliche Amplitude Wassertemperatur</b>	<b>Form des Tagesganges</b>
#1	Lufttemperatur (14.1%)	max_Lufttemperatur (11.0%)	Globalstrahlung (13.7%)
#2	min_Lufttemperatur (9.5%)	ampl_Lufttemperatur (10.8%)	ampl_Lufttemperatur (12.2%)
#3	Taupunkt (9.3%)	Windgeschwindigkeit (9.7%)	pred_ampl_Wassertemperatur (8.5%)
#4	mean7_Globalstrahlung (9.1%)	pred_Wassertemperatur (9.1%)	Windgeschwindigkeit (6.5%)
#5	max_Lufttemperatur (8.2%)	Lufttemperatur (5.3%)	Niederschlag (6.0%)

Die Reihung der gewichteten Prädiktoren ist meteorologisch plausibel. Die Evaluierung des Modells anhand der Testdatensätze zeigt eine sehr gute Reproduktion der Tagesmitteltemperaturen des Wassers mit einem  $R^2$  von 0.87 und einem mittleren Fehler von 0.03 °C. Die Schätzung der Amplitude des Tagesganges ist deutlich schlechter mit einem  $R^2$  von 0.38 und einem mittleren Fehler von 0.53 °C. Hierbei unterschätzt das Modell den Tagesgang systematisch. Daher muss man davon ausgehen, dass die mittels Modells erstellten Wassertemperaturen die absoluten Maxima der Wassertemperatur eventuell leicht unterschätzen.

Die Evaluierung der Klassifizierung des Tagesganges erfolgt anhand der 4 Kennzahlen Genauigkeit, Präzision, Recall und F1-Score. Hier liegen alle 4 Indikatoren über 0.8 dadurch kann man davon ausgehen, dass mehr als 80 % aller Tagesgänge vom Modell korrekt erkannt werden.

Tabelle 3: Statistische Maßzahlen für die Einzelmodelle

REGRESSION		R <sup>2</sup>	MB	MAE	RMSE
RF1	Tagesmitteltemperatur	0.87	0.03 °C	0.88 °C	1.15 °C
RF2	Amplitude	0.38	0.53 °C	1.0 °C	1.2 °C
KLASSIFIKATION		Accuracy	Precision	Recall	F1 score
RF3	Typ des Tagesganges	0.82	0.81	0.82	0.81

Für die spätere statistische Auswertung und klimatische Interpretation der Wassertemperaturen ist natürlich die Qualität der zusammengesetzten stündlichen Wassertemperaturreihen relevant. Hier ist in Abbildung 7 der Verlauf der oberflächennahen Wassertemperatur am Gebhartsteich im August 2023 dargestellt. Wie man sehr gut erkennt, funktioniert das Modell während stabiler Wetterphasen mit typischen Tagesgängen ausgezeichnet. Auch die Erwärmungsphase vom 10. bis 15. August wird sehr gut getroffen. In Abkühlungsphasen wie zu Beginn und am Ende des Monats mit atypischen Tagesgängen ist die Übereinstimmung deutlich schlechter.

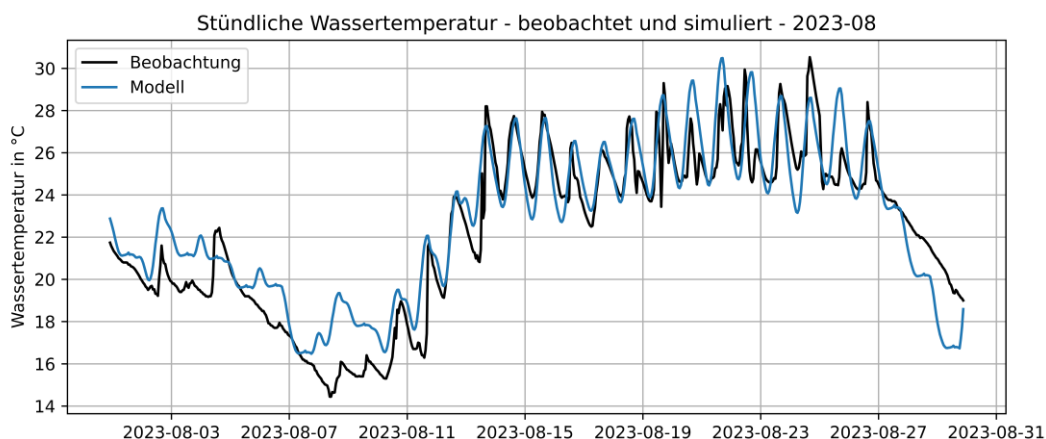


Abbildung 7: Vergleich der stündlichen Wassertemperaturen im Gebhartsteich geschätzt und gemessen im August 2023.

Evaluert man nun die finale stündliche Zeitreihe (siehe Tabelle 4) so ergibt sich eine sehr gute zeitliche Übereinstimmung mit einem R<sup>2</sup> von 0.83 und einem geringen mittleren Fehler von 0.03 °C. Dies bedeutet, dass die Wassertemperatur im Mittel faktisch perfekt ist. Der mittlere absolute Fehler liegt jedoch bei 1.07 °C und der RMSE bei 1.41 °C, sodass einzelne Tageswerte durchaus auch mehrere Grade daneben liegen können. Dies sollte aber überwiegend während Abkühlungsphasen der Fall sein und sich nicht direkt auf die Auswertung der Hitzebelastung auswirken. Hier könnte die Unterschätzung der Tagesgänge jedoch relevant sein und eher zu einer Unterschätzung führen, wie man am absoluten Maximum des Monats am 25. August erkennt.

*Tabelle 4: Statistische Maßzahlen für den finalen Stundendatensatz*

FINALES MODELL	R <sup>2</sup>	MB	MAE	RMSE
Stündliche Wassertemperatur	0.83	0.03 °C	1.07 °C	1.41 °C

Da für die klimatologischen Untersuchungen die Überschreitungsdauern von gewissen Wassertemperaturschwellwerten verwendet werden, wurden auch diese im Modell evaluiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 für den Temperaturbereich 15 °C bis 30 °C zusammengestellt.

*Tabelle 5: Evaluierung der Überschreitungsdauern von Wassertemperaturschwellwerten.*

Temperatur	Überschreitungsdauer Beobachtung	Überschreitungsdauer Modell	%
15 °C	9420	9451	100.33%
16 °C	9274	9358	100.91%
17 °C	9002	9131	101.43%
18 °C	8618	8718	101.16%
19 °C	8002	8113	101.39%
20 °C	6988	7151	102.33%
21 °C	6090	6131	100.67%
22 °C	5079	5021	98.86%
23 °C	3956	3827	96.74%
24 °C	2756	2671	96.92%
25 °C	1622	1704	105.06%
26 °C	941	983	104.46%
27 °C	534	501	93.82%
28 °C	255	227	89.02%
29 °C	99	80	80.81%
30 °C	30	21	70.00%

Im kühlen Temperaturbereich von 15 °C bis 21 °C zeigt das Modell eine leichte Überschätzung von bis zu 2.3 %. Zwischen 22 °C und 27 °C schwankt das Modell

zwischen Über- und Unterschätzung von  $\pm 6\%$ . Darüber nimmt die Anzahl der realen Ereignisse rasch ab. Bei  $27\text{ °C}$  gab es real beobachtet noch 534 Stundenwerte, welchen diesen Schwellwert erreichten, bei  $28\text{ °C}$  nur mehr 255, bei  $29\text{ °C}$  99 und bei  $30\text{ °C}$  nur mehr 30 Stunden. Mit dem Rückgang wird auch die Vorhersagequalität schlechter, wobei das Modell die Häufigkeit systematisch unterschätzt. Diese Unterschätzung liegt bei  $28\text{ °C}$  noch bei rund  $10\%$  und nimmt bis  $30\text{ °C}$  auf  $30\%$  zu.

Das Modell tendiert bei extrem hohen Temperaturen zu einer Unterschätzung, was vermutlich auf die zu geringe Amplitude der Tagesgänge zurückzuführen sein dürfte. Daher müssen die Auswertungen der Klimaszenarien mit Vorsicht interpretiert werden und müssen bis zur Mitte des Jahrhunderts als „konservative Schätzung“ betrachtet werden. Am Ende des 21. Jahrhunderts sind selbst die Überschreitungen von  $30\text{ °C}$  so häufig, dass es zu keiner nennenswerten Unterschätzung der Häufigkeit mehr kommen sollte.

## Vergleich der Wassertemperaturen Gebharts- versus Schandachenteich

Da nur für den Gebhartsteich genügend Wassertemperaturmessungen und dies auch nur für den oberflächennahen Wasserbereich in rund  $50\text{ cm}$  Tiefe vorhanden waren, um das Random Forest Modell zu trainieren und zu evaluieren, liegen Wassermodelldaten nur hierfür vor. Um zu untersuchen, ob eine Verallgemeinerung der Ergebnisse des Gebhartsteichs generell auf Waldviertler Teiche möglich ist, vergleichen wir hier die vorhandenen Messungen vom Gebhartsteich mit jenen vom Schandachenteich.

In Abbildung 8 ist der Vergleich der Wassertemperaturen im Gebhartsteich (X-Achsen) und dem Schandachenteich (Y-Achsen) für die oberflächennahen Temperaturen (links) und das Tiefenwasser dargestellt. Man erkennt, dass in den kühlen und mittleren Temperaturbereichen ( $\sim 24\text{ °C}$  links und  $\sim 22\text{ °C}$  rechts) die Übereinstimmung zwischen beiden Teichen fast perfekt ist. Im hohen Temperaturbereich ist der Gebhartsteich oberflächennah etwas wärmer als der Schandachenteich, beim Tiefenwasser ist es hingegen umgekehrt. Dies führt dazu, dass der vertikale Temperaturgradient im Schandachenteich mit  $1.4\text{ °C}$  um genau  $1.0\text{ °C}$  geringer ist als beim Gebhartsteich und dies, obwohl der Schandachenteich um  $1\text{ m}$  tiefer ist als der Gebhartsteich. Hier scheinen zusätzliche Faktoren wie unterschiedliche Absorptionseigenschaften des Wassers aufgrund von Schwebstoffen und/oder unterschiedliche vertikale Temperaturschichtungen eine zusätzliche Rolle zu spielen. Dennoch ist die zeitliche Korrelation zwischen den beiden Teichen mit einem  $R^2$  oberflächennah von  $0,88$  und  $0,82$  beim Tiefenwasser sehr hoch. Auch beträgt der mittlere Temperaturunterschied sowohl oberflächennah also auch beim Tiefenwasser nur  $0,5\text{ °C}$ . Insofern kann man die Ergebnisse für den Gebhartsteich durchaus auf den Schandachenteich übertragen und damit scheint auch eine allgemeine Aussage für die Waldviertler Teiche zulässig zu sein.

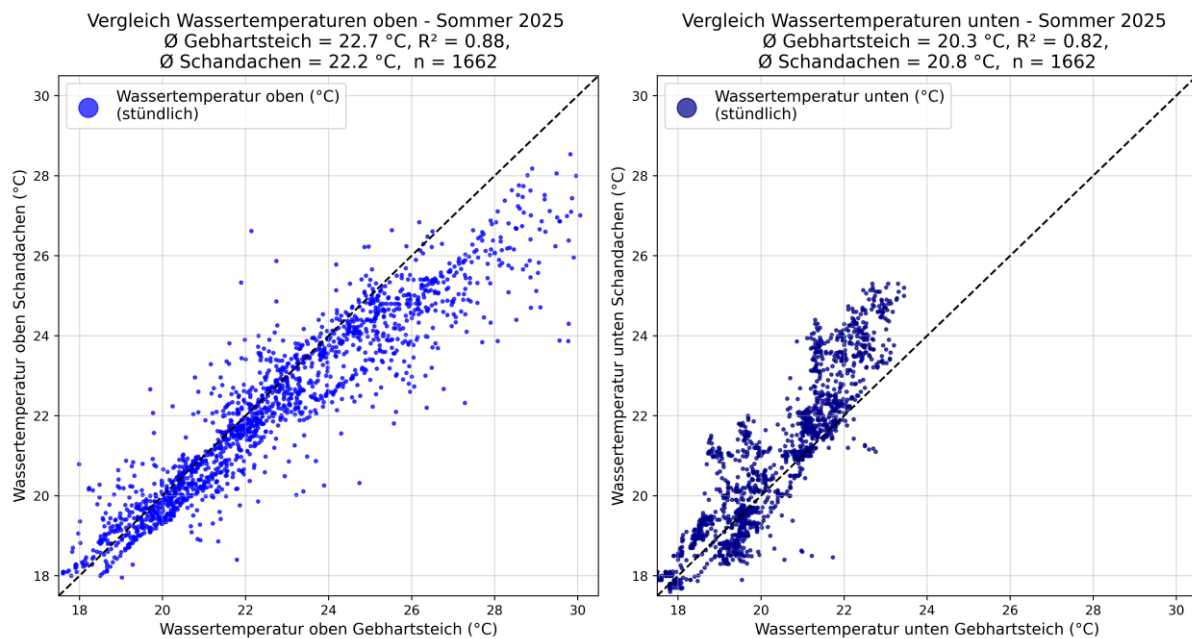


Abbildung 8: Korrelation zwischen den Wassertemperaturen der beiden Teiche. Die Temperaturen sind sowohl Oberflächennah als auch am Boden hoch korreliert ( $R^2 > 0.8$ ).

## Vergleich der Wassertemperaturen in verschiedenen Niveaus

Leider gibt es auch zu wenig Wassertemperaturmessungen vom Teichboden, um ein eigenes Random Forest Modell zu entwickeln. Der Vergleich der verfügbaren Daten vom Gebhartsteich und kurzfristig auch vom Schandachteich erlaubt aber einen klimatischen Vergleich. In Abbildung 9 ist der zeitliche Temperaturverlauf in beiden Niveaus für das Sommerhalbjahr 2025 am Gebhartsteich (oben) und am Schandachteich (unten) dargestellt. Man erkennt, dass die oberflächennahe Wassertemperatur systematisch über der Wassertemperatur am Teichboden liegt. Im Mittel liegt dieser Unterschied für diesen Zeitraum bei 2.4 °C am Gebhartsteich und 1.9 °C beim Schandachteich, wobei die beiden Zeitreihen nicht genau denselben Zeitraum abdecken. In einzelnen kurzen Phasen zeigen beide Niveaus dieselbe Temperatur, es kommt also zu einer vollständigen Durchmischung. Dies ist besonders in Abkühlungsphasen der Fall, kann aber auch nur für ganz kurze, wenige Stunden lange Phasen vorkommen. Dies tritt deutlich häufiger am Schandachteich auf als am Gebhartsteich. Bei derartigen Ereignissen kommt es oberflächennah meist zu einer Abkühlung und am Teichboden zu einer Erwärmung, welche sogar mehrere °C betragen kann. Diese kurzfristigen Durchmischungen dürften durch den Wind verursacht werden. Da der Gebhartsteich vollständig mit Wald umgeben ist, scheint er besser windgeschützt zu sein als der Schandachteich, an dem teilweise eine Straße entlangführt und der auch an Ackerflächen grenzt. Generell stellt die Tagesminimumtemperatur des oberflächennahen Wassers die Grenztemperatur für das Tiefenwasser dar, welche bei vollständiger Durchmischung erreicht wird, wie man in Abbildung 10 sehr gut erkennt.

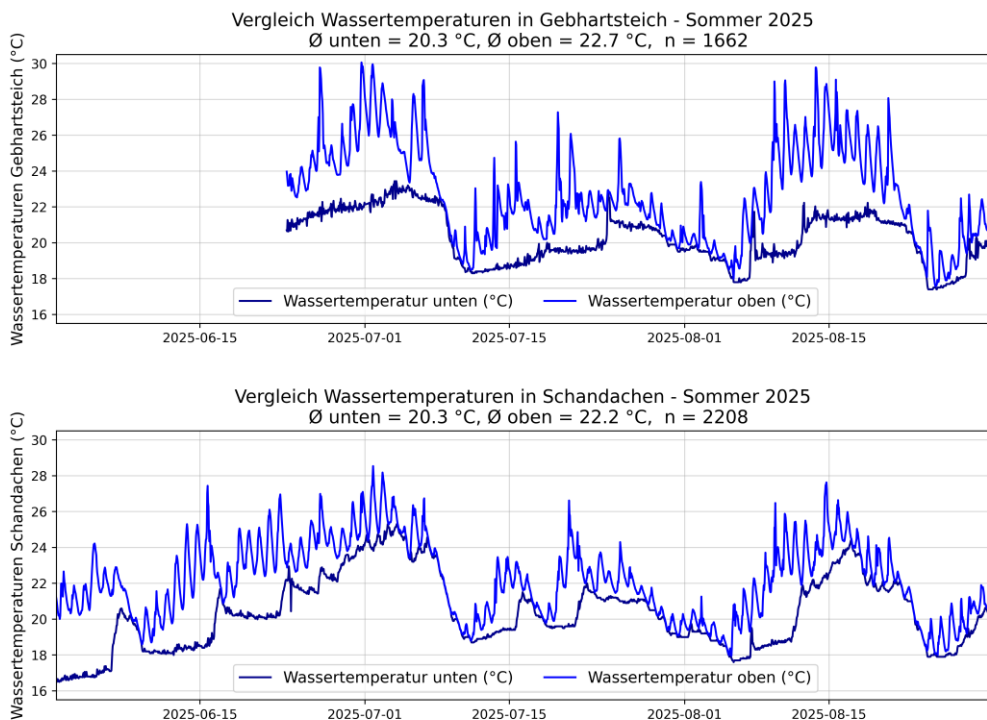


Abbildung 9: Vergleich der Wassertemperaturen oberflächennah und am Teichboden für einen ausgewählten Zeitraum im Jahr 2025 am Gebhartsteich (oben) und am Schandachenteich (unten).

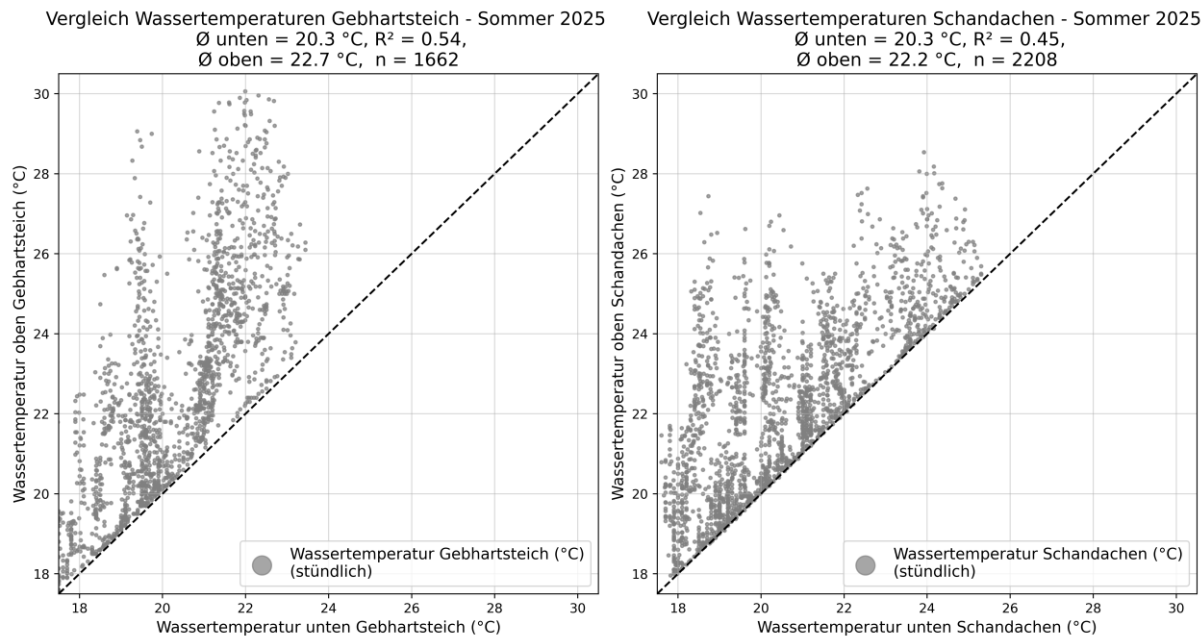


Abbildung 10: Scatterplot zwischen stündlichen Wassertemperaturen oberflächennah (Y-Achse) und am Boden (X-Achse) an Gebhartsteich (links) und am Schandachenteich. Das oberflächennahe Wasser ist immer wärmer als das Tiefenwasser. Lediglich bei vollständiger Durchmischung entspricht die Temperatur des Tiefenwassers der Tagesminimumtemperatur des oberflächennahen Wassers.

## Klimatische Auswertungen

Die klimatischen Auswertungen der Wassertemperaturen beziehen sich immer auf die modellierten Wassertemperaturen, wobei diese für den oberflächennahen Wasserbereich in rund 50 cm Tiefe beim Gebhartsteich gelten. Da aber die Wassertemperaturen vom Gebhartsteich sehr gut mit jenen am Schandachenteich übereinstimmen (siehe Abbildung 8) kann man diese durchaus repräsentativ für (alle) Waldviertler Teiche ansehen. Die Minimumtemperatur der oberflächennahen Wassertemperatur kann darüber hinaus als Obergrenze der Wassertemperatur am Teichboden angesehen werden, was im Sommerhalbjahr lediglich bei vollständiger Durchmischung eintritt.

### Historische Entwicklung der Wassertemperaturen

Die Wassertemperaturen während des Sommerhalbjahres zeigen seit 1961 einen sehr ähnlichen Verlauf wie die Lufttemperaturen, mit einem sehr stabilen Temperaturniveau bis zu den 1980er Jahren. Ab etwa Mitte der 1980er Jahre beginnt eine stetige Erwärmung, die bis heute andauert. In Abbildung 11 ist die zeitliche Entwicklung der Monatsmitteltemperaturen dargestellt. Es zeigt sich, dass die drei wärmsten Monate Juni, Juli und August eine etwas stärkere Erwärmung von rund 3 °C zeigen.

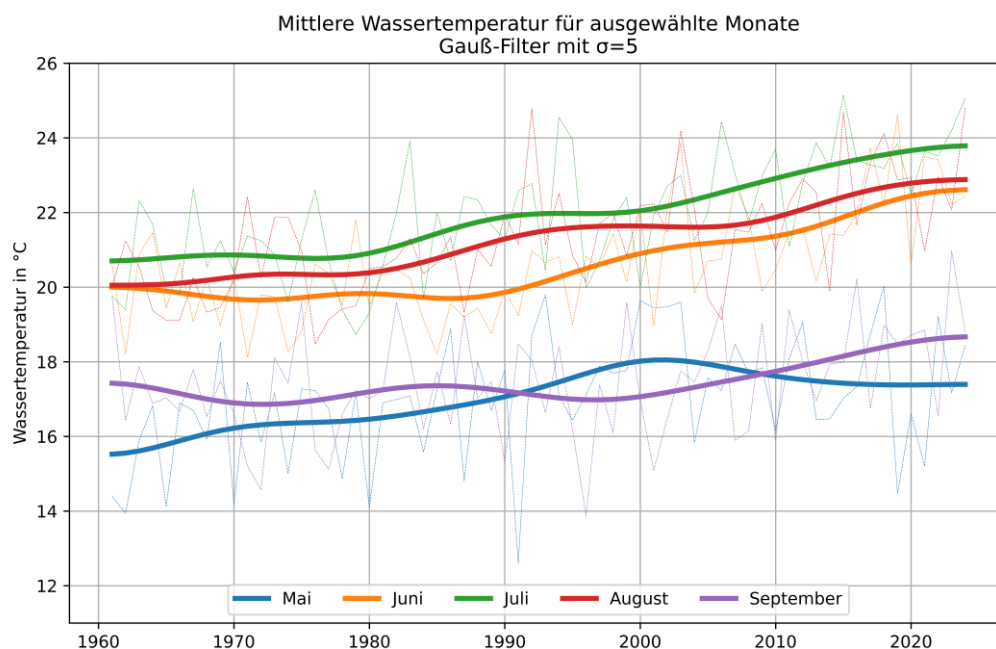


Abbildung 11: Entwicklung der mittleren Wassertemperatur pro Monat für die Monate Mai, Juni, Juli, August und September von 1961 bis heute. Die Erwärmung ist im Hochsommer am stärksten und beträgt mehr als 3 °C.

Die Monate Mai und September erwärmen sich hingegen lediglich um rund 2 °C. Dies könnte daran liegen, dass neben der allgemeinen Erwärmung in Österreich zusätzlich auch häufiger stabile Hochdrucklagen im Sommer vorkommen, welche den Erwärmungstrend verstärken. Der wärmste Monat, meistens der Juli hat sich dabei von 20.8 °C am Beginn der Zeitreihe auf 23.9 °C am Ende erwärmt.

In Abbildung 12 ist der mittlere Tagesgang der Wassertemperatur im Juli dargestellt. Diese erreicht kurz nach 8 Uhr (Mittleuropäische Normalzeit) das Minimum und um 18 Uhr das Maximum und hat damit in etwa eine 2-stündige Verzögerung gegenüber der Lufttemperatur. Das mittlere Tagesminimum betrug in der Periode 1961-1990 rund 19.6 °C, in der Periode 2001-2020 21.5 und während der letzten 10 Jahre 22.1 °C. Das mittlere Tagesmaximum betrug in der Periode 1961-1990 rund 22.4 °C, in der Periode 2001-2020 24.6 °C und während der letzten 10 Jahre 25.5 °C. Das Temperaturmaximum hat sich dabei mit 3.1 °C stärker erwärmt als das Temperaturminimum mit 2.5 °C. Dadurch hat sich auch der mittlere Tagesgang von 2.8 °C auf 3.1 °C erhöht. Dies ist konsistent mit dem starken Anstieg der Globalstrahlung in Österreich, welche Großteils durch den Rückgang der Aerosole aufgrund der Entschwefelung der fossilen Brennstoffe verursacht wurde.

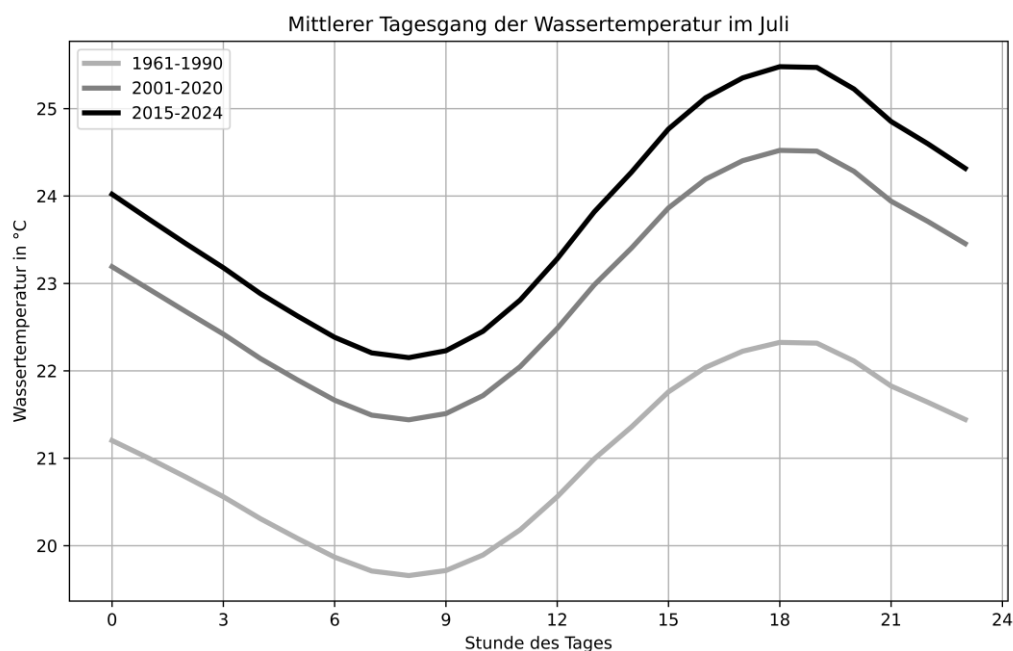


Abbildung 12: Mittlerer Tagesgang der Wassertemperatur im wärmsten Monat des Jahres für die Klimanormalperiode 1961-1990, dem GWL 1.0 (2001-2020) sowie den letzten 10 Jahren (2015-2024).

Auch die Magnitude der saisonalen Temperaturentwicklung von Mai bis September hat sich vergrößert (siehe Abbildung 13). Während in der Periode 1961-1990 der Temperaturunterschied zwischen der kältesten Periode anfangs Mai und der wärmsten Periode Ende Juli noch bei 5.8 °C lag, war er 2001-2020 bei 6.5 °C und in den letzten 10

Jahren sogar bei 7.7 °C. Ausschlaggebend ist auch hier die stärkere Sommererwärmung durch den Anstieg der Globalstrahlung und häufigerer stabiler Schönwetterlagen, wodurch das mittlere Wassertemperaturmaximum von 22.8 °C in der Periode 1961-1990 auf 24.9 °C in der Periode 2001-2020 und 25.9 °C in den letzten 10 Jahren angestiegen ist. Das Temperaturminimum hat sich hingegen lediglich um rund 1.5 °C erwärmt.

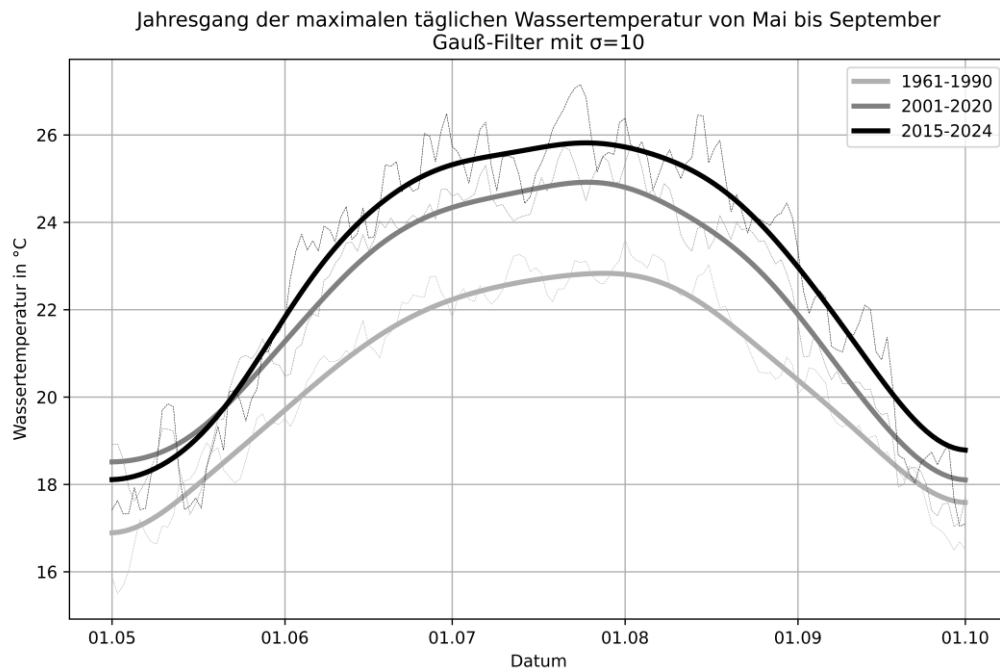
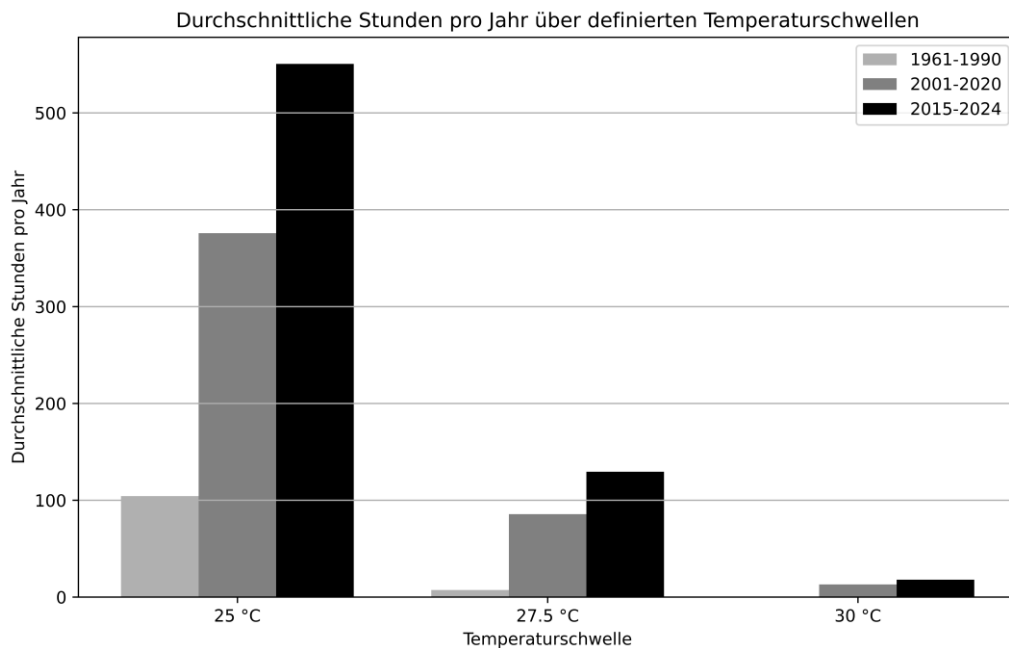


Abbildung 13: Mittlerer Jahresgang der Wassertemperatur von Mai bis September für die Klimanormalperiode 1961-1990, dem GWL 1.0 (2001-2020) sowie den letzten 10 Jahren (2015-2024)

Die thermische Belastung von Ökosystemen hängt häufig von der Dauer dieser Belastung ab. Wir haben daher Auswertungen der zeitlichen Dauer von besonders hohen Temperaturen durchgeführt. Als Schwellwerte haben wir hierfür die Temperaturniveaus 25 °C, 27.5 °C und 30 °C verwendet. Dabei ist 25 °C ein Schwellwert der faktisch jedes Jahr zumindest kurzfristig erreicht wird und 30 °C ein extremer Schwellwert, welcher etwa in der Periode 1961-1990 noch gar nicht erreicht wurde.

In Abbildung 14 ist diese Auswertung für die drei Perioden 1961-1990, 2001-2020 und die letzten 10 Jahre (2015-2024) zusammengestellt. 25 °C wurden in der Periode 1961-1990 im Mittel an rund 100 Stunden überschritten, 2001-2020 wurde dies bereits an rund 380 Stunden und in den letzten 10 Jahren sogar an rund 550 Stunden überschritten. 27.5 °C war im Zeitraum 1961-1990 ein extrem seltenes Ereignis, welches lediglich in 10 Stunden pro Jahr überschritten wurde. 2001-2020 wurde dies bereits in rund 85 Stunden erreicht und in den letzten 10 Jahren bereits in 125 Stunden. 30 °C wurde im Zeitraum 1961-1990 gar nicht erreicht, in der Periode 2001-2020 rund 14 Stunden pro Jahr und in den letzten 10 Jahren rund 18 Stunden.



*Abbildung 14: Anzahl der Stunden mit Wassertemperaturen über 25, 27.5 und 30 °C für die Klimanormalperiode 1961-1990, dem GWL 1.0 (2001-2020) sowie den letzten 10 Jahren (2015-2024). Die Anzahl der Stunden über 25 °C hat sich in diesem Zeitraum mehr als verfünffacht und Werte über 30 °C kamen 1961-1990 noch gar nicht vor.*

Die massive Erwärmung der Lufttemperatur seit den 1980er Jahren und der zusätzliche Anstieg der Globalstrahlung haben bereits heute zu einer deutlichen Verschiebung der thermischen Verhältnisse in den Waldviertler Teichen geführt. Dabei haben sich besonders stark die Tagesmaximumtemperaturen und die wärmsten Monate erwärmt. Der Temperaturanstieg des mittleren Tagesmaximum im Juli von 3.1 °C lies die Stunden mit Temperaturen von zumindest 25 °C um den Faktor 5 ansteigen. Die Anzahl der Stunden über 27.5 °C sogar um den Faktor 12 und Temperaturen über 30 °C sind heute keine Seltenheit mehr.

## Zukünftige Entwicklung der Wassertemperaturen

Die Methodik, mit der wir die historischen Wassertemperaturen aus den täglichen meteorologischen Beobachtungen rekonstruiert haben, kann man auch auf zukünftige Klimaszenarien anwenden. Dabei werden aber drei unterschiedlichen Szenarien betrachtet. In Abbildung 15 ist der Verlauf der Wassertemperatur im Juli dargestellt. Bei hohem Klimaschutz (blaue Kurve) wird es in den nächsten Jahrzehnten zwar einen weiteren Temperaturanstieg geben, dieser wird aber noch vor der Jahrhundertmitte deutlich abflachen und sich bei 1 bis 1.5 °C weiterer Erwärmung einpendeln. Bei einer mittleren Entwicklung (grüne Kurve) wird es einen kontinuierlichen weiteren Anstieg im 21. Jahrhundert geben und dieser wird bis zu 3 °C betragen. Im Extremszenario (orange Kurve) muss man sogar mit einer weiteren Erwärmung von 5 °C rechnen. Bei diesem Szenario werden am Ende des Jahrhunderts im oberflächennahen Wasser sogar Monatsmitteltemperaturen von 32 °C erreicht.

Das Abflachen der grünen und orangen Kurve am Ende des Jahrhunderts ist ein Artefakt der Filterung und der Temperaturanomalie der letzten Jahre der Zeitreihe. Bei diesen beiden Szenarien geht die Erwärmung im 22. Jahrhundert weiter.

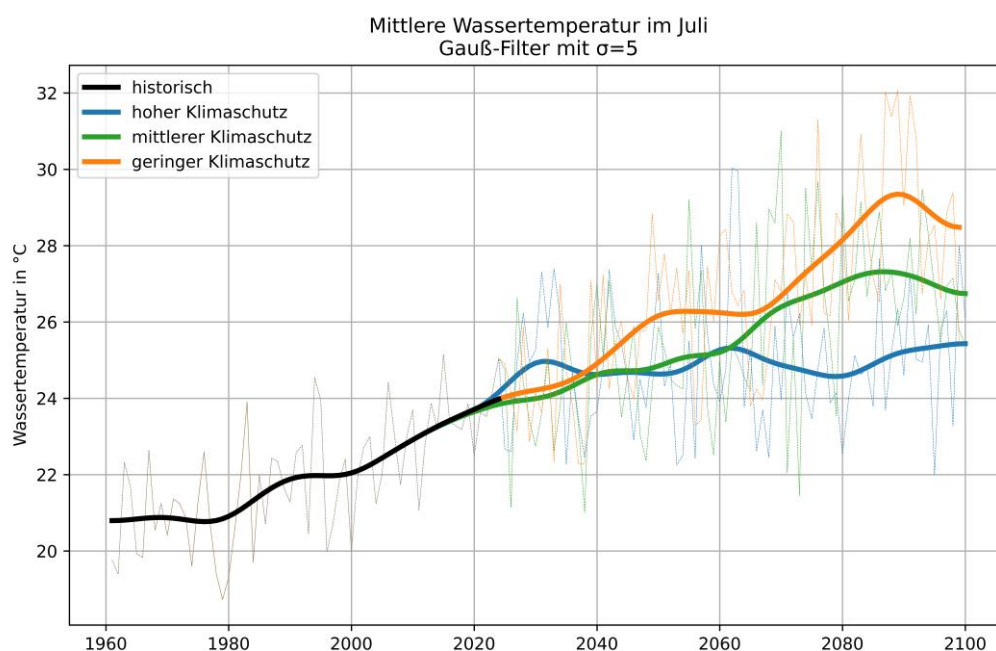


Abbildung 15: Entwicklung der mittleren Wassertemperatur für den wärmsten Monat des Jahres von 1961 bis 2100 für den Ensemblemedian bei hohem Klimaschutz und geringem Klimaschutz, sowie das 90er Perzentil bei geringem Klimaschutz.

In Abbildung 16 ist der mittlere Jahresgang der verschiedenen Szenarien für Mitte (strichlierte Kurve) und Ende des 21. Jahrhunderts (durchgängige Kurve) dargestellt. Bei hohem Klimaschutz (blaue Kurven) erwärmt sich das Jahresmaximum um etwa 1.8 °C wobei der Anstieg in der zweiten Hälfte des Jahrhunderts weniger als 0.5 °C beträgt. Bei

der mittleren Entwicklung (grün) beträgt der Anstieg rund 3.8 °C und beim Extremszenario sogar 5.5 °C, sodass das mittlere Maximum bereits über 29 °C liegt. Neben der Erwärmung zeigt sich, dass sich das Maximum zeitlich etwas nach hinten verschiebt und zukünftig erst Anfang August erreicht wird und nicht wie heute Ende Juli. Die Minimumtemperaturen im Mai erwärmen sich lediglich um rund 3 °C.

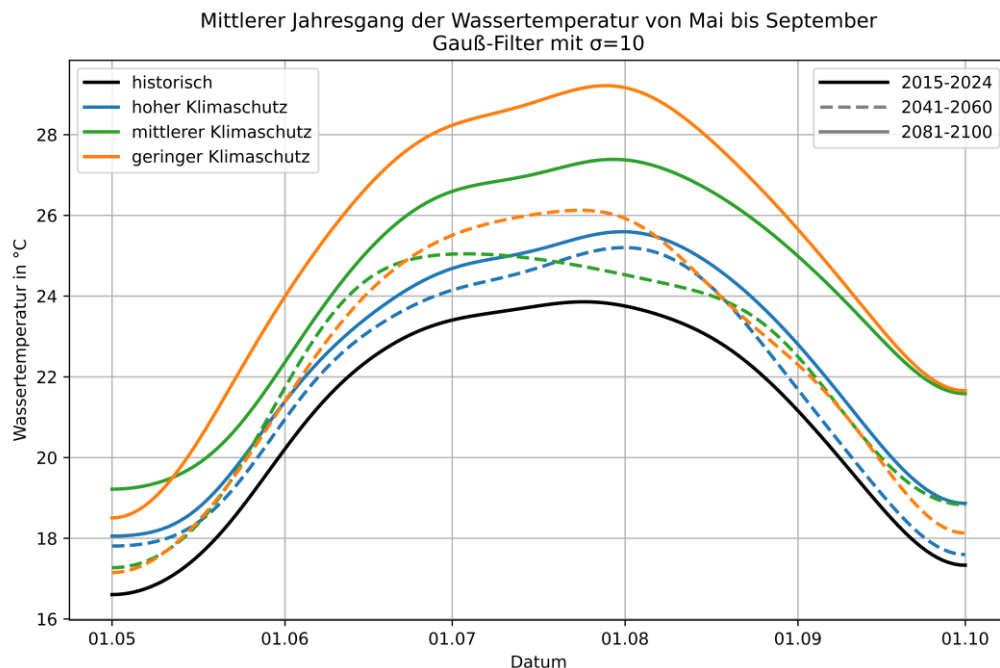


Abbildung 16: Mittlerer Jahresgang der Wassertemperatur von Mai bis September für die letzten 10 Jahren (2015-2024) für Mitte des Jahrhunderts (2041-2060) für den Ensemblemedian bei hohem Klimaschutz und geringem Klimaschutz, sowie das 90er Perzentil bei geringem Klimaschutz.

In Abbildung 17 ist die Entwicklung der Überschreitungsdauer einer Wassertemperatur von 25 °C dargestellt. Liegt diese im aktuellen Klima von 2015 bis 2024 bei rund 550 Stunden so steigt diese bis zur Mitte des Jahrhunderts auf rund 800 Stunden bei hohem Klimaschutz, rund 900 im mittleren Szenario und im extremen Szenario auf mehr als 1000 Stunden an. Bis zum Ende des Jahrhunderts steigt selbst bei hohem Klimaschutz die Häufigkeit auf 1000 Stunden, im mittleren Szenario werden rund 1600 Stunden und im extremen Szenario sogar mehr als 1750 Stunden erreicht. In diesem Szenario liegt die oberflächennahe Wassertemperatur für faktisch die Hälfte der Zeit von 1. Mai bis 30. September über 25 °C.

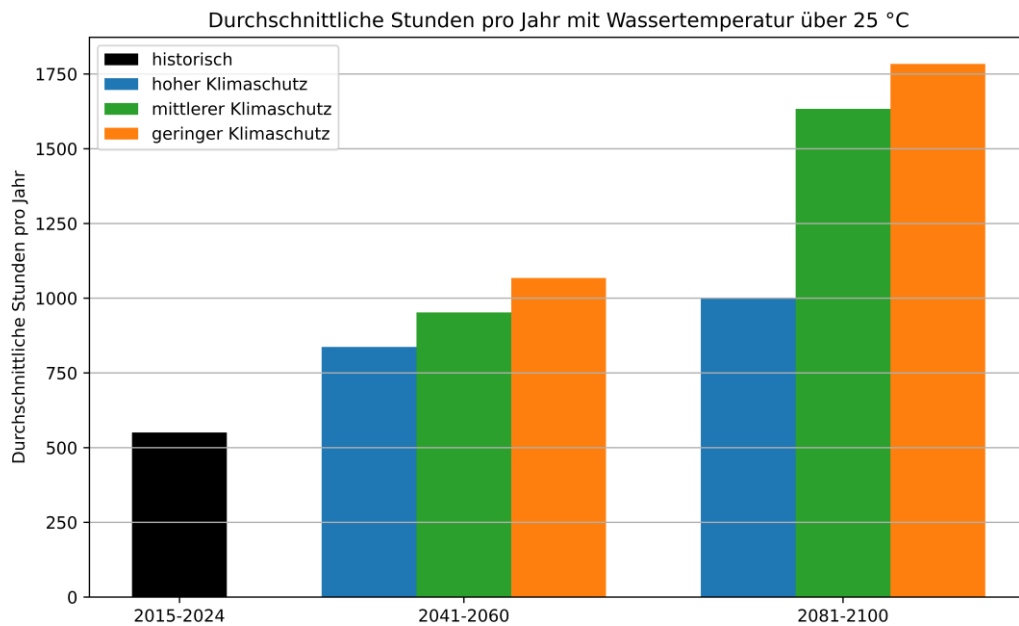


Abbildung 17: Anzahl der Stunden mit Wassertemperaturen über 25 °C von heute (2015-2024) bis 2100 für historisch modelliert sowie den Ensemblemedian bei hohem Klimaschutz und geringem Klimaschutz, sowie das 90er Perzentil bei geringem Klimaschutz.

In Abbildung 18 sind die Ergebnisse für den Temperaturschwellwert 27.5 °C dargestellt. Kommen im aktuellen Klima rund 125 Stunden über diesem Schwellwert vor so werden Mitte des Jahrhunderts zwischen rund 320 Stunden bei hohem Klimaschutz und 450 im Extremszenario erreicht. Bis zum Ende des Jahrhunderts steigt bei hohem Klimaschutz die Stundenanzahl nur mehr leicht auf 380 Stunden im mittleren Szenario auf knapp über 800 Stunden und im Extremszenario auf knapp unter 1200 Stunden. Damit liegt bei diesem Szenario rund ein Drittel der Zeit zwischen 1. Mai und 30. September über 27.5 °C.

In

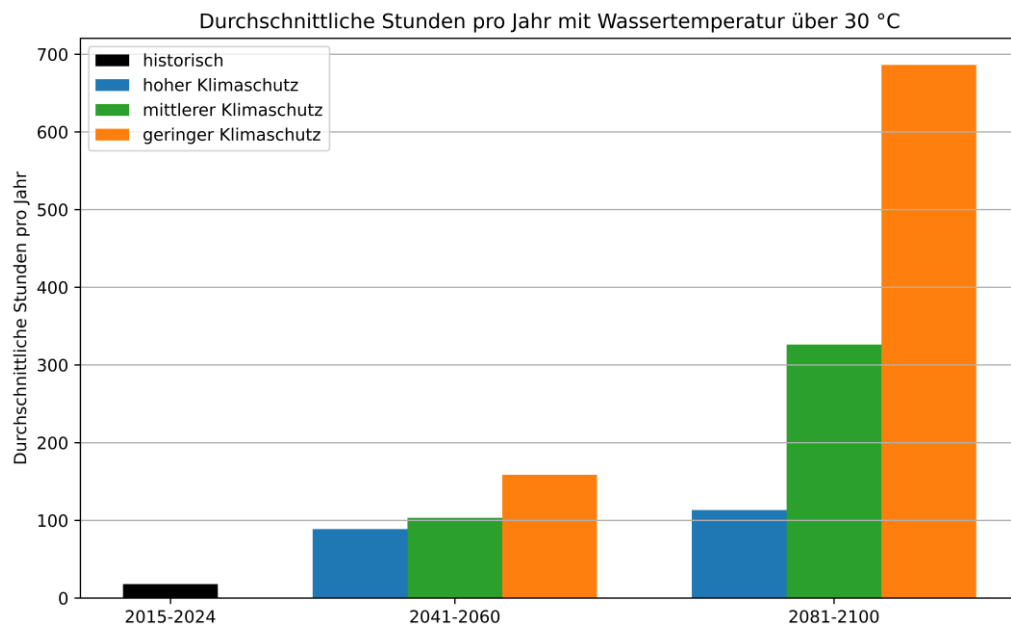


Abbildung 19 sind die Ergebnisse für den Temperaturschwellwert 30 °C dargestellt. Dieser Schwellwert wurde in der Periode 1961-1990 gar nicht erreicht und sogar im aktuellen Klima lediglich an 18 Stunden pro Jahr. Bis Mitte des Jahrhunderts steigt die Anzahl selbst bei hohem Klimaschutz auf knapp unter 100 Stunden und im Extremszenario auf 160 Stunden. Ende des Jahrhunderts muss man bei hohem Klimaschutz mit etwas mehr als 100 Stunden pro Jahr über dieser Temperaturschwelle rechnen, im mittleren Szenario steigt die Häufigkeit jedoch auf mehr als 300 Stunden und im Extremszenario sogar auf knapp unter 700 Stunden an.

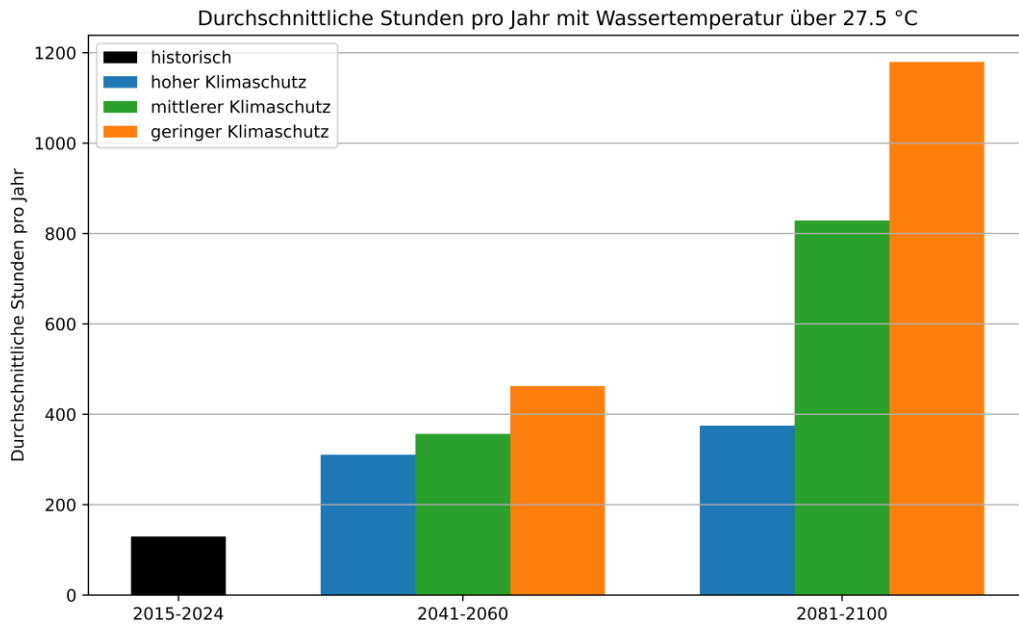


Abbildung 18: Anzahl der Stunden mit Wassertemperaturen über 27.5 °C von heute (2015-2024) bis 2100 für historisch modelliert sowie den Ensemblemedian bei hohem Klimaschutz und geringem Klimaschutz, sowie das 90er Perzentil bei geringem Klimaschutz.

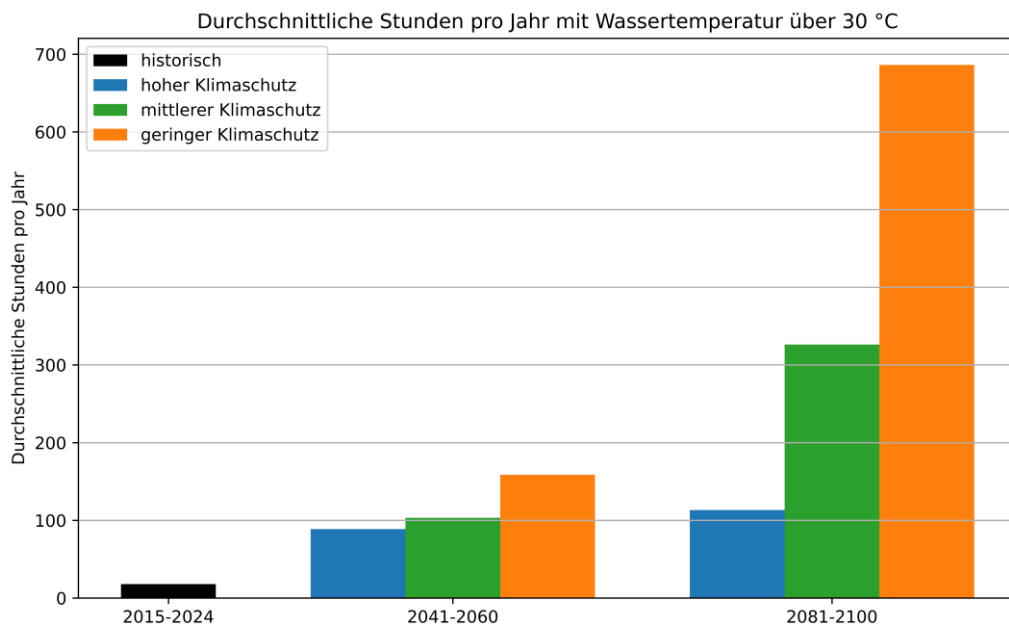


Abbildung 19: Anzahl der Stunden mit Wassertemperaturen über 30 °C von heute (2015-2024) bis 2100 für historisch modelliert sowie den Ensemblemedian bei hohem Klimaschutz und geringem Klimaschutz, sowie das 90er Perzentil bei geringem Klimaschutz.

Die Hitzebelastung der Teiche steigt damit in allen Klimaszenarien massiv an. Speziell die Überschreitungshäufigkeit von Temperaturschwellwerten zeigt ein exponentielles Verhalten. Während die Unterschiede zwischen den Emissionsszenarien bis zur Mitte des Jahrhunderts verhältnismäßig gering sind, muss besonderes Augenmerk auf die großen Unterschiede zwischen den Szenarien am Ende des Jahrhunderts gelegt werden. . Bereits zur Mitte des Jahrhunderts kommt es in allen Szenarien zu einem Anstieg der Stunden mit einer Wassertemperatur von mindestens 25 °C von über 50% gegenüber 2015-2024. Bei dem Schwellwert von 27.5 °C kommt es bis zur Mitte des Jahrhunderts in etwa zu einer Verdoppelung und beim Schwellwert von 30 °C fast zu einer Verzehnfachung. Am Ende des Jahrhunderts hängt es davon ab, welches Szenario man unterstellt. Bei hohem Klimaschutz gibt es nur noch einen geringen weiteren Anstieg gegenüber den Werten zur Mitte des Jahrhunderts. Beim mittleren Szenario kommt es in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts beim Schwellwert 25 °C zu einem weiteren Anstieg von rund 50 %, bei 27.5 °C zu einer Verdoppelung und bei 30 °C zu einer Verdreifachung gegenüber den Werten zur Mitte des Jahrhunderts. Beim Extremszenario beträgt dieser Anstieg ebenfalls 50 % bei 25 °C, es tritt jedoch eine Verdreifachung bei 27.5 °C und mehr als eine Vervielfachung bei 30 °C auf. Hier sind dann den Projektionen folgend auch Unterwasserhitzewellen möglich, in denen über mehrere Tage, ja sogar Wochen die Wassertemperatur nicht unter 30 °C absinkt.

## Niederschlagseffekte und -entwicklung

Der anthropogene Klimawandel wirkt sich nicht nur auf Lufttemperatur aus, sondern auch auf die Niederschlagsverhältnisse. Da die Energiebilanz der Teiche neben den Energieflüssen zwischen den Teichen und der Atmosphäre auch vom Volumen, also den Wassermassen in den Teichen abhängt, sollten sich stärkere Pegelschwankungen während langanhaltender Trockenperioden auch auf die thermische Reaktion der Teiche auswirken.

Um dies zu untersuchen, wurden auch Niederschlagsindikatoren in unserem Wassertemperaturmodell verwendet (siehe Tabelle 1). Hierfür wurde wiederum überprüft ob die gerasterten Daten von FORSITE II mit den lokal gemessenen Niederschlägen übereinstimmen. Auf Monatsbasis zeigt sich eine sehr hohe Übereinstimmung mit einer erklärten Varianz ( $R^2$ ) von 0.94. Dies erlaubt eine klimatologische Einordnung der lokalen Messungen von 2022 bis heute.

Im Random Forest Modell wurden 3 Niederschlagsindikatoren dem Modell zur Verfügung gestellt, um den Effekt von eintägigen Niederschlagsereignissen bis hin zu 7-tägigen Niederschlagssummen mit zu berücksichtigen. Es wurde jedoch keiner der Niederschlagsindikatoren unter den 5 wichtigsten meteorologischen Indikatoren gereiht. Dies bedeutet, dass die Teichpegelschwankungen, welche im Zeitraum 2022 bis 2025 aufgetreten sind, keinen relevanten Einfluss auf das Wassertemperaturniveau gehabt haben.

Dabei sind in diesem Zeitraum größere Niederschlagsschwankungen aufgetreten. Speziell das Jahr 2022 weist eine deutlich unterdurchschnittliche Niederschlagsmenge (siehe Abbildung 20) auf. Generell fällt am Gebhartsteich rund 700 mm Jahresniederschlag und jährliche Schwankung bewegt sich meist zwischen  $\pm 20$  Prozent.

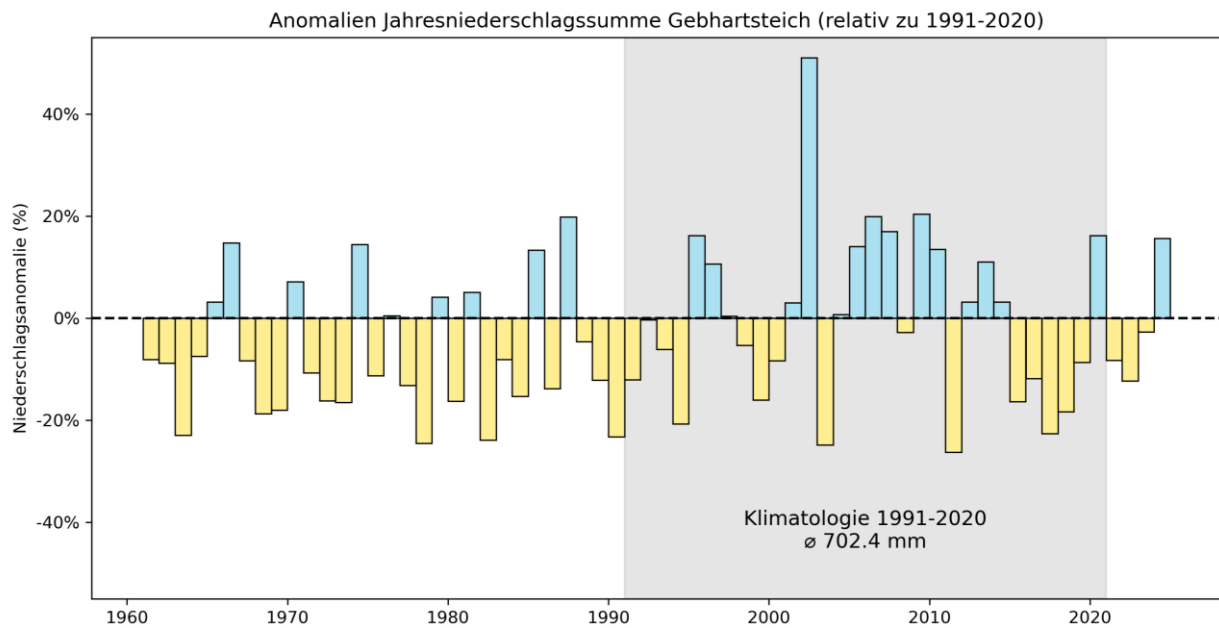


Abbildung 20: Schwankung der Jahresniederschlagssummen am Gebhartsteich von 1961 bis 2024.

Die Pegelabsenkung während des recht trockenen und heißen Junis 2025, mit einer Temperaturanomalie von rund 3 °C und rund 30 % weniger Niederschlag, führte gerade einmal zu einer Pegelabsenkung von rund 5 cm. Gleichzeitig reagiert der Wasserstand natürlich auch auf Niederschlag. Dabei scheint es zumindest einen Niederschlag von 5 mm zu brauchen, damit der Wasserstand reagiert. Bei geringeren Niederschlägen wird dieser via Interzeption bzw. Speicherung im Boden gepuffert und führt zu keinem nennenswerten Anstieg der Zuflüsse. Bei größeren Niederschlagsmengen steigt der Pegel in etwa gleich wie die Niederschlagsmenge. Das heißt ein Niederschlagsereignis mit 10 mm Niederschlag führt zu 1 cm Wassertiefe.

In Abbildung 21 ist der Verlauf der Tagesniederschläge, der Pegelstände sowie der Luft- und Wassertemperaturen für eine dreiwöchige Periode im Sommer 2025 dargestellt. Hier erkennt man gut die Reaktion des Wasserstandes auf die Niederschlagsereignisse. Das Niederschlagsereignis vom 2. August mit rund 32 mm führt zu einem Anstieg des Pegels von etwa 3.5 cm. Ein ähnliches Verhalten konnte bei vielen Niederschlagsereignissen mit mehr als 5 mm beobachtet werden. Lediglich bei dem Hochwasserereignis vom September 2024 mit rund 300 mm Niederschlag erfolgte eine stärkere Reaktion mit mehr als 50 cm Pegelanstieg. Dies dürfte daran liegen, dass bei diesem Ereignis der Boden vollständig aufgesättigt war und ein höherer Anteil als normal rasch in den Abfluss übergegangen ist.

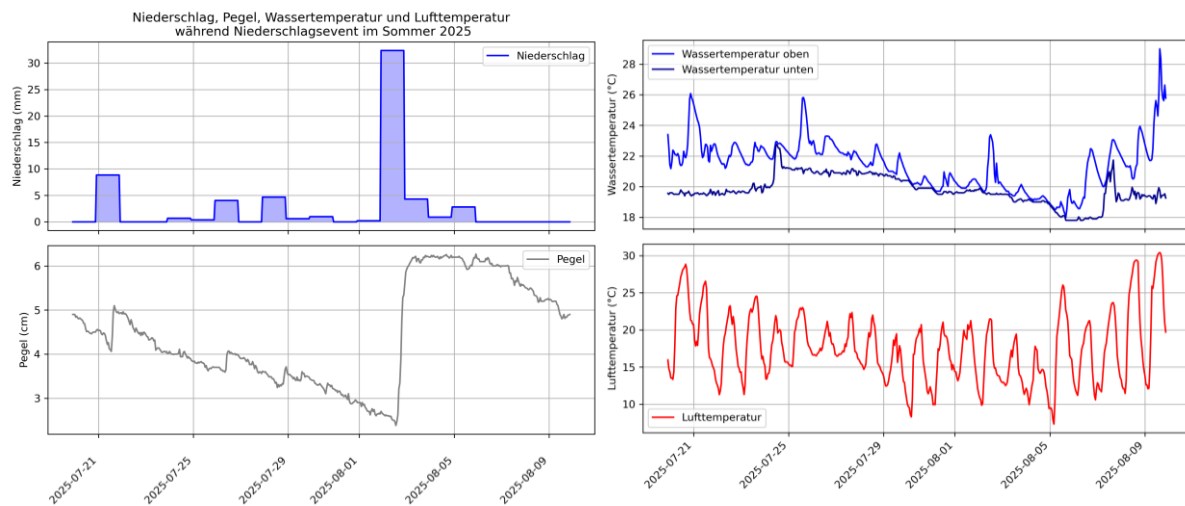


Abbildung 21: Verlauf der meteorologischen Variablen sowie des Pegelstandes am Gebhartsteich während eines Starkregeneignisses im Sommer 2025.

Im derzeitigen Klima bewegen sich die Pegelschwankungen verursacht durch mehrwöchige Trockenheit oder durch mehrtägige Niederschläge in einem Bereich von  $\pm 10$  cm. Dies bedeutet das sich das Gesamtvolumen bei einer mittleren Wassertiefe von  $\sim 1.5$  m durch meteorologische Extremereignisse gerade einmal um  $\pm 6.7$  % verändert. Dies scheint zu wenig zu sein, um die thermische Trägheit der Teiche relevant zu beeinflussen.

## Niederschlagsszenarien

Im Gegensatz zur Temperatur sind beim Niederschlag keine gravierenden Veränderungen bei der jährlichen Niederschlagssumme zu erwarten. Hier muss man unabhängig vom Emissionsszenario von einem Gleichbleiben bzw. einem leichten Anstieg von wenigen Prozent ausgehen (siehe Abbildung 22). Jedoch könnte es zu einer Verschiebung der Niederschlagsverteilung kommen, wobei die Niederschläge im Sommerhalbjahr abnehmen und im Winterhalbjahr zunehmen. Dieser Effekt ist umso stärker, je höher das unterstellte Emissionsszenario ist. Gelingt es das Pariser Klimaschutzabkommen einzuhalten, gibt es faktisch keine Verschiebung, in pessimistischeren Szenarien könnte die Abnahme der Sommerniederschläge bis zu 20 % betragen.

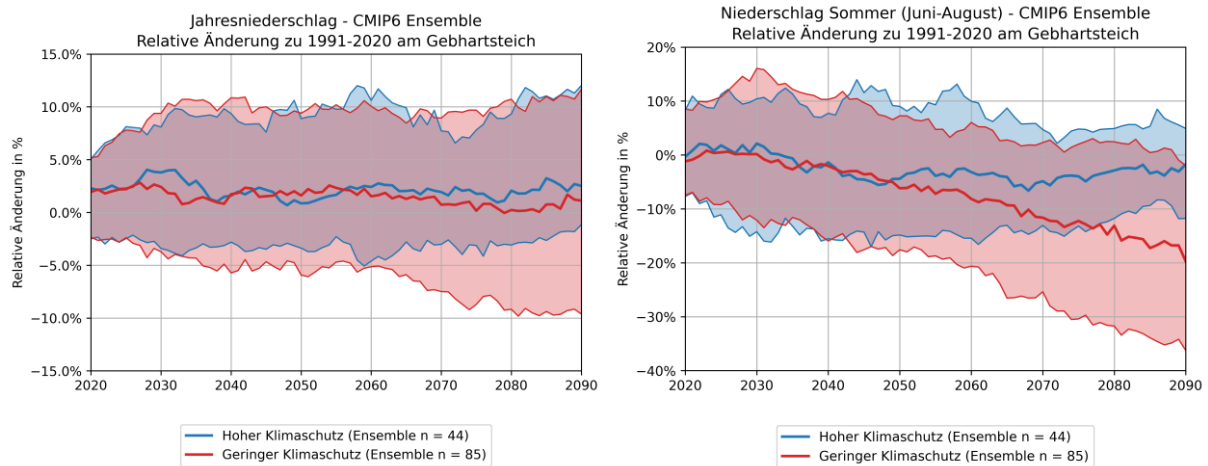


Abbildung 22: Niederschlagstrend Jahressumme (links) und Sommerniederschlag (rechts). Blau bei hohem Klimaschutz und rot bei geringem Klimaschutz. Dicke Linie ist der Ensemblemedian, der farbliche Bereich die 10/90er Perzentile.

In normalen Jahren sollte diese Veränderung der Niederschläge kaum eine Auswirkung auf die Pegelstände der Waldviertler Teiche haben. In extrem trockenen Jahren könnten die Wasserstände jedoch deutlich tiefer absinken als im derzeitigen Klima, da in trockenen Jahren nicht nur die Wasserzufuhr reduziert ist, sondern auch die Verdunstung durch den Temperaturanstieg deutlich zunehmen wird. Damit können niedrige Wasserstände, welche sich auf die thermische Reaktion der Teiche auswirken, nicht ausgeschlossen werden. Bei derartigen Zuständen würden sich die Teiche noch stärker erwärmen. Ob bzw. wie häufig ein starkes Absinken der Wasserstände in der Zukunft erfolgen wird, kann mit dieser Studie nicht beantwortet werden. Hierfür braucht es eine komplexe Modellierung der hydrologischen Gegebenheiten. Für diese Studie bedeutet dies aber, dass die abgeleiteten maximalen Wassertemperaturen und Überschreitungshäufigkeiten die Entwicklung tendenziell unterschätzen.

## Literatur

- Becsi, B., & Formayer, H. (2024). Linking local climate scenarios to global warming levels: applicability, prospects and uncertainties. *Environmental Research: Climate*, 3(4), 045003.
- Feigl, M., Lebedzinski, K., Herrnegger, M., & Schulz, K. (2021). Machine-learning methods for stream water temperature prediction. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(5), 2951-2977.
- Formayer, H., J. Parajka, J. Petermann et al. (2025). Physical and ecological manifestation of climate change in Austria. In "Second Austrian Assessment Report on Climate Change (AAR2) of the Austrian Panel on Climate Change (APCC)". [D. Huppmann, M. Keiler, K. Riahi, H. Rieder (eds.)]. Austrian Academy of Sciences Press, Vienna, Austria | doi: 10.1553/aar2-ch1 | url: <https://aar2.ccca.ac.at/chapters/1>
- Hiebl, J., & Frei, C. (2016). Daily temperature grids for Austria since 1961—concept, creation and applicability. *Theoretical and applied climatology*, 124(1), 161-178.
- Lehner, F., Klisho, T., & Formayer, H. (2024). BioClim Austria: Gridded climate indicators for 1961-1990 and 1991-2020 at 250m resolution [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10887293>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H. O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P. R., ... & Waterfield, T. (2018). Global warming of 1.5 C. *An IPCC Special Report on the impacts of global warming of, 1(5)*, 43-50.
- O'Neill, B. C., Tebaldi, C., Van Vuuren, D. P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurtt, G., ... & Sanderson, B. M. (2016). The scenario model intercomparison project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geoscientific Model Development*, 9(9), 3461-3482.
- Trimmel, H., Weihs, P., Leidinger, D., Formayer, H., Kalny, G., & Melcher, A. (2018). Can riparian vegetation shade mitigate the expected rise in stream temperatures due to climate change during heat waves in a human-impacted pre-alpine river?. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(1), 437-461.
- Wade, J., Kelleher, C., & Hannah, D. M. (2023). Machine learning unravels controls on river water temperature regime dynamics. *Journal of Hydrology*, 623, 129821.
- Wawrik, F. (1966). Die Waldviertler Fischeiche und ihre Entomotrakenfauna auf oekologischer Grundlage. *Hydrobiologia* **28**, 385–552. <https://doi.org/10.1007/BF00130391>

📍 Fuchsteich Gmünd

# Projekt Teichfit

30



unterstützt durch/ WasserCluster Lunz, Biologische Station GmbH



# Artenreiches Leben in den Fischteichen des Waldviertels





mit Uni.-Prof. Prov.-Doz. Dr. Martin Kainz

# Wie artenreich sind die Fischteiche Großer Harabruckteich und Fuchsteich?

# Übersicht

- Untersuchungsvorgang
- Probenentnahme
- Untersuchung der Proben
- Ergebnisse
- Experiment Wasserflöhe
- Science Fair
- Quiz

# Meilensteine

- Montag, 11. März 2024
- Montag, 18. März 2024
- Montag, 29. April 2024
- 3. Mai – 8. Mai 2024
- Mittwoch, 22. Mai 2024
- Mittwoch, 19. Juni 2024
- Freitag, 21. Juni 2024

**Zoom-Besprechung mit Dr. Kainz**

**Beprobung an den Teichen**

**Beprobung an den Teichen**

**Experiment im NAWI-Labor, Daphnien**

**Science Fair, ISTA Campus**

**Präsentationsworkshop**

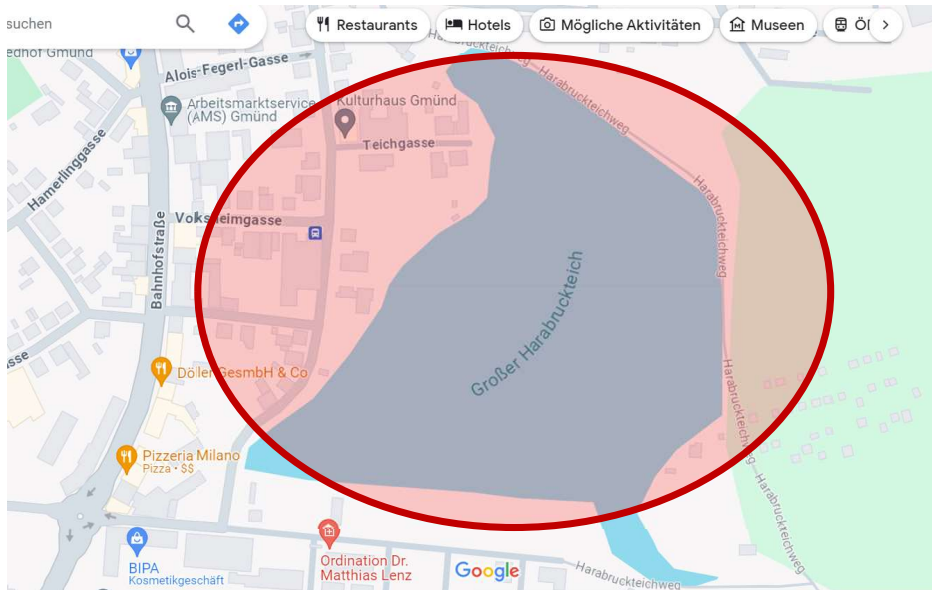
**Abschlusspräsentation**

**Wie alles begann....**

# Video 1. Online Konferenz mit Dr. Kainz

# Teiche in Gmünd

- Großer Harabruckteich  
Größe: 7,4 ha



- Fuchsteich  
Größe: ca. 1,6 ha



<https://www.google.at/maps/>



# Untersuchungsvorgang

- **18. März und 29. April** waren wir mit unseren Rädern bei den beiden Teichen



# Video Beprobung 18.03.2024

# Die Geräte



**Secchischeibe** um den Nährstoffgehalt im Teich zu messen



**Schindlerschöpfer** um Proben aus einer beliebigen Tiefe zu entnehmen

# Die Geräte



**Sonde** misst Sauerstoff, ph-Wert, Temperatur, Chlorophyll



**Planktonkescher** um Plankton aus dem Wasser zu fischen

Quelle: [schuchardt-lehrmittel.de/](http://schuchardt-lehrmittel.de/)

# Entnommene Proben



**Was suchen wir?**

# Plankton

wie....

- Wasserflöhe
- Ruderfußkrebse
- Wimpertiere

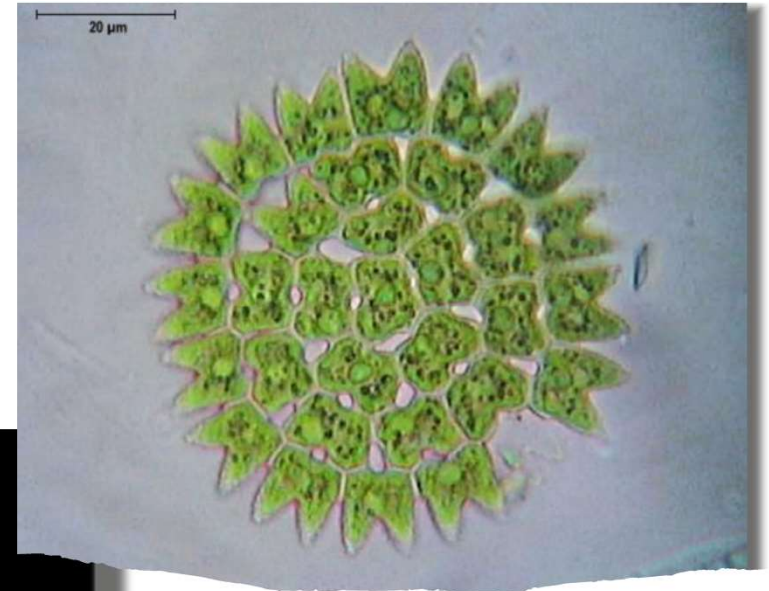
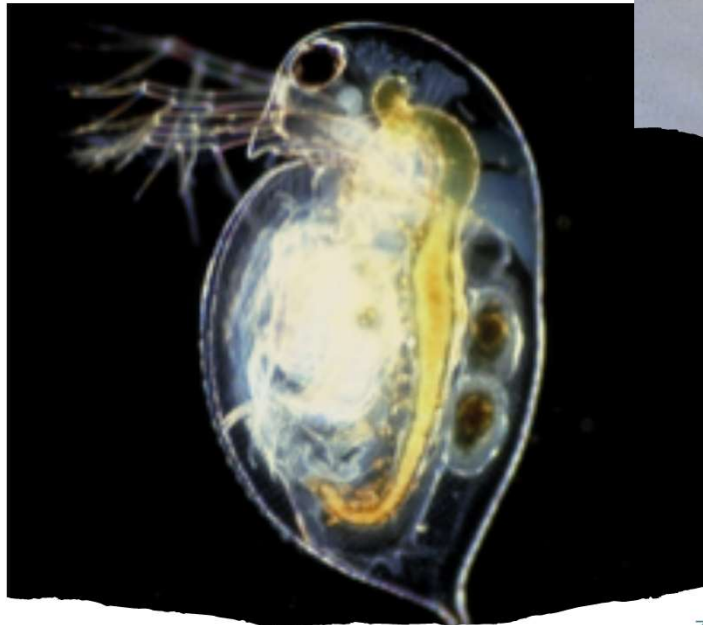


# Was ist Plankton?

- Plankton sind Lebewesen im Meer oder Süßwasser, die sich nicht selbst fortbewegen können, sondern vom Wasser fortgetrieben werden.

# Was ist Plankton?

Es gibt pflanzliches  
und tierisches  
Plankton.

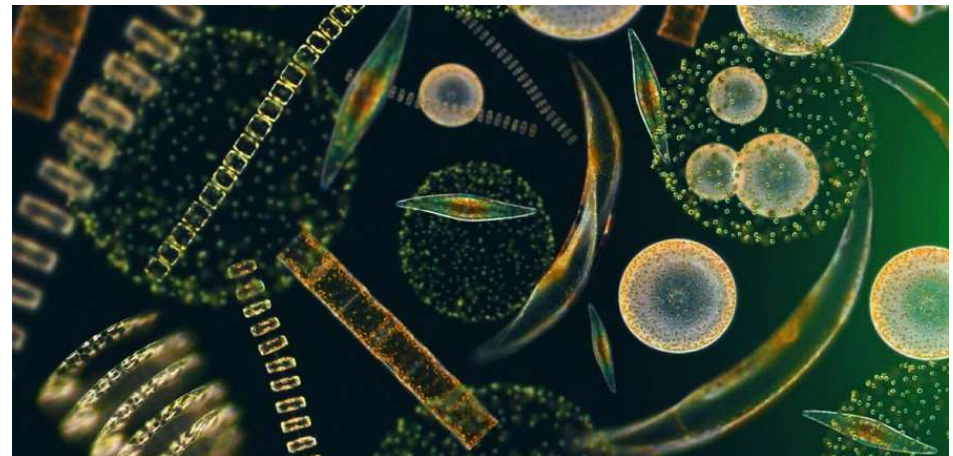


Zoo- und Phytoplankton - BioPond für Schwimmteiche - üppiger Pflanzenwuchs statt Algenplage

[forscherheft\\_plankton.pdf \(uni-muenchen.de\)](#)

# Pflanzliches Plankton

- Pflanzliches Plankton wird auch als Phytoplankton bezeichnet.
- Phytoplankton kann sich seine Nährstoffe selbst herstellen, welche durch die Fotosynthese produziert werden.
- Phytoplankton sind einzellige Pflanzen, welche in den Oberflächengewässern leben.



Quelle: <https://planktonforhealth.co.uk/worlds-finest-marine-phytoplankton-powder/whats-definition-phytoplankton/>

# Wovon ernährt sich das Plankton?

- Viele Arten des Zooplanktons fressen Phytoplankton.
- Andere Arten fressen selbst noch kleinere Arten des Zooplanktons.



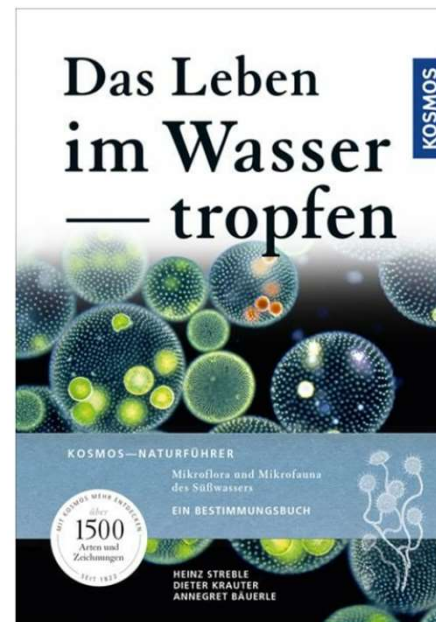
**Was wir finden...**

# Mikroskopieren im NAWI Labor

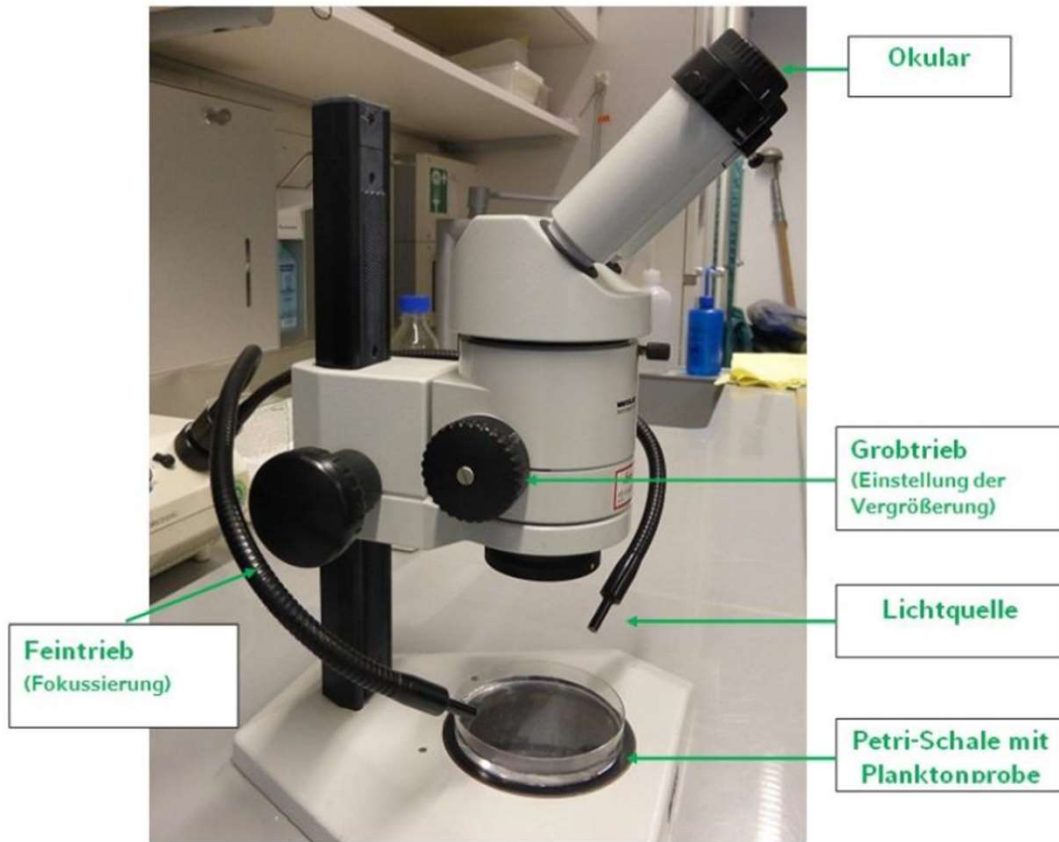


# Mikroskopieren

- Proben werden mikroskopiert und bestimmt
- Bestimmungsbuch: Das Leben im Wassertropfen
- Gefundene Exemplare in Tabelle festgehalten



# Stereomikroskop



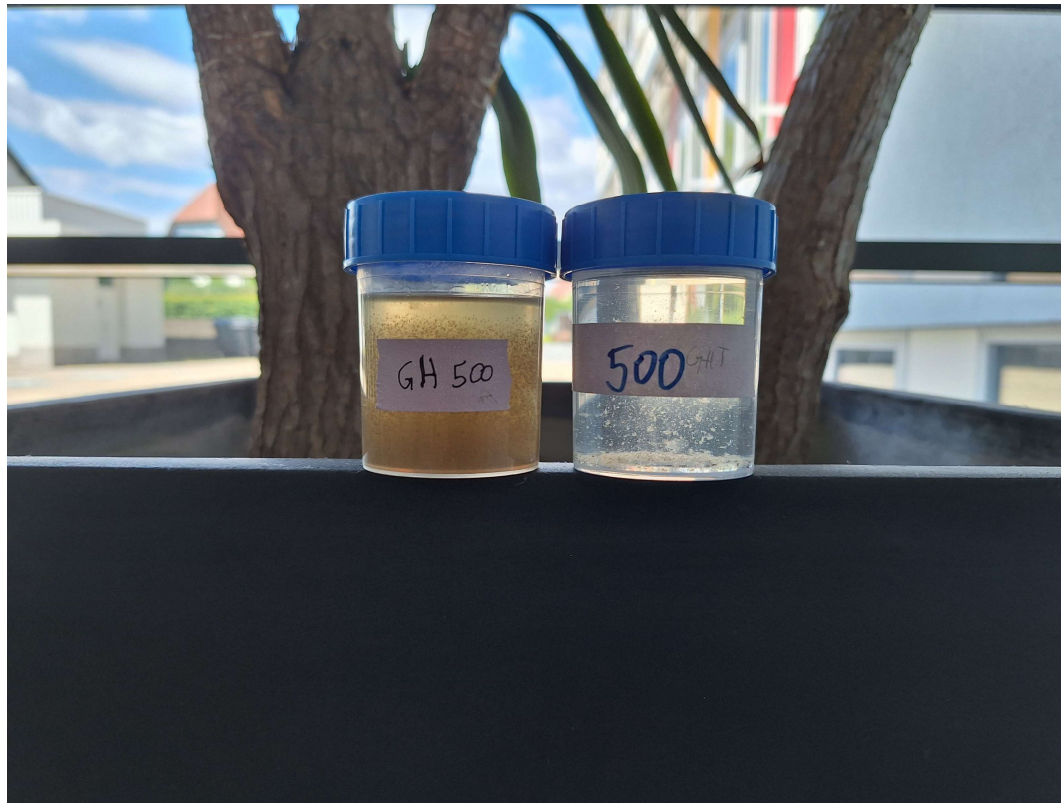
[forscherheft-nahrungsnetzsee.pdf \(lmu.de\)](https://www.lmu.de/forscherheft-nahrungsnetzsee.pdf)

# Video Zooplankton im Mikroskop



# Unsere Ergebnisse...

# Planktonprobe: 500 Mykrometer



# Großer Harabruckteich

## 29.4.2024 – 18.3.2024

500 $\mu\text{m}$
• Disparalona rostrata (Krummschnabelkrensche) (22)
• Daphnia bythotrephes longimanus (Glaskrebschen) (17)
• Cryptoclyptos bicolor (Zwerghüpferling) (23)
• Canthocamptus staphylinus (Blauer Raupenhüpferling) (36)
• Ceriodaphnia reticulata (Netz-Wasserfloh) (11)
• Daphnia longispina (Langdorn-Wasserfloh) (21)
• Diaphanosoma brachyurum (Spring-Wasserfloh) (19)
• Daphnia cristata (Spitzkopf-Wasserfloh) (1)
• Daphnia magna (Großer Wasserfloh) (6)
• Holopedium gibberum (Galler-thülle Wasserfloh)(4)
• Eudiaptomus gracilis (Farbloser Schwebekrebs) (5)
• Alona costata (Rippenkrebchen) (10)

500 $\mu\text{m}$
• Acantholeberis curvirostris (Moorkrebschen)
• Daphnia magna (Großer Wasserfloh)
• Daphnia longispina (Langdorn-Wasserfloh) (2)
• Holopedium gibberum (Gallerthüllen-Wasserfloh)
• Desmococcus vulgaris (Grünalge)

# Planktonprobe: 250 Mykrometer



# Großer Harabruckteich

## 29.4.2024 – 18.3.2024

250  $\mu\text{m}$

- Diaphanosoma brachyurum (Spring-Wasserfloh) (6)
- Canthocamptus staphylinus (Blauer Raupenhüpferling) (52)
- Eucyclops macrurus (Langschwanzhüpferling) (23)
- Ectocyclops fimbriatus (Weißer Schlammhüpferling) (10)
- Pseudochydorus globosus (Blattfußkrebs)
- Daphnia Logispina (Langdorn-Wasserfloh)(5)
- Eudiaptomus gracilis (Ruderfußkrebs) (1)
- Scapholederis mucronata (Kahnfahrer) (2)

250  $\mu\text{m}$

- Blauerwasserhüpferling
- Blattfußkrebs
- Sida crystallina (Kristall – Wasserfloh)
- Ruderfußkrebs
- Roter Schwebekrebs
- Springwasserfloh
- Paracyclops fimbriatus (Weißer Schlammhüpferling)
- Canthocamptus staphylinus (Ruderfußkrebs)
- Grünalgen
- Peridinium wille (Panzertafelrflagellat)
- Trachelomonas oblonga (Augenflagelatten)

# Planktonprobe: 100 Mykrometer



# Großer Harabruckteich

## 29.4.2024 – 18.3.2024

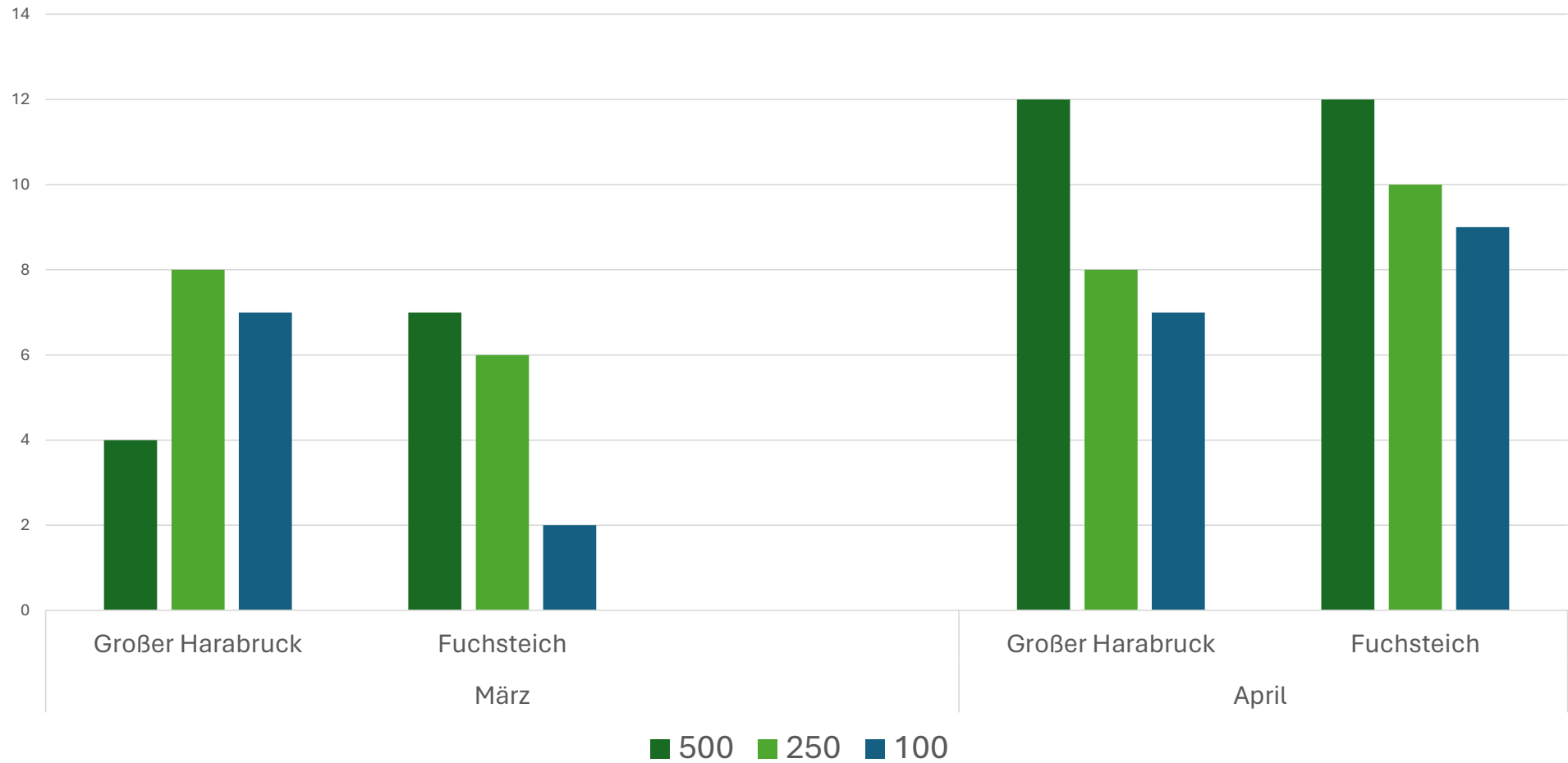
100 $\mu m$
• Eudiaptomus vulgaris (Gemeiner Schwebekrebs) (4)
• Lebertia lineata (Runenmilbe) (8)
• Atractides ovalis (Sichelfußmilbe) (23)
• Porolohmannella Violacea (Süßwassermilbe) (3)
• Bosmina Longirostris (Blattfußkreb) (32)
• Diaphanosoma brachyrum (Spring-Wasserfloh)(5)
• Canthocamptus staphlinus(Blauer Raupenhüpferling) (4)

100 $\mu m$
• Ruderfußkreb
• Simocephalus exspinosus (Bedornter Plattkopf-Wasserfloh)
• Paracylops fimbriatus (Weißer Schlammhüpferling)
• Wimperntiere
• See-Rüsselkreb
• Wimperntiere
• Strudelwurm
• Grünalge
• Radalge
• Blaualgen
• Schwimmalge (Phormidium sp.)

# Vergleich

## Großer Harabruckteich – Fuchsteich

# Artenanzahl



# Großer Harabruckteich – 18.3.2024

500 $\mu\text{m}$	250 $\mu\text{m}$	100 $\mu\text{m}$
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Acantholeberis curvirostris (Moorkrebschen)</li> <li>• Daphnia magna (Großer Wasserfloh)</li> <li>• Daphnia longispina (Langdorn-Wasserfloh) (2)</li> <li>• Holopedium gibberum (Gallerthüllen-Wasserfloh)</li> <li>• Desmococcus vulgaris (Grünalge)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Blauerwasserhüpferling</li> <li>• Blattfußkrebs</li> <li>• Sida crystallina (Kristall – Wasserfloh)</li> <li>• Ruderfußkrebs</li> <li>• Roter Schwebekrebs</li> <li>• Springwasserfloh</li> <li>• Paracylops fimbriatus (Weißer Schlammhüpferling)</li> <li>• Canthocamptus staphylinus (Ruderfußkrebs)</li> <li>• Grünalgen</li> <li>• Peridinium wille (Panzertafelrflagellat)</li> <li>• Trachelomonas oblonga (Augenflagelatten)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ruderfußkrebs</li> <li>• Simocephalus exspinosus (Bedornter Plattkopf-Wasserfloh)</li> <li>• Paracylops fimbriatus (Weißer Schlammhüpferling)</li> <li>• Wimperntiere</li> <li>• See-Rüsselkrebs</li> <li>• Wimperntiere</li> <li>• Strudelwurm</li> <li>• Grünalge</li> <li>• Radalge</li> <li>• Blaualgen</li> <li>• Schwimmalge (Phormidium sp.)</li> </ul>

# Fuchsteich – 18.3.2024

500 $\mu m$	250 $\mu m$	100 $\mu m$
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Scapholeberis mucronata (Kahnfahrer) (4)</li> <li>• Ceriodaphnia reticulata (Netz-Wasserfloh) (1)</li> <li>• Canthocamptus staphylinus (Blauer Raupenhüpferling) (1)</li> <li>• Farbloser Schwebekrebs (Eudiaptomus gracilis)</li> <li>• Daphnia cucullata (Helm-Wasserfloh) (1)</li> <li>• Eudiaptomus gracilis (Farbloser Schwebekrebs) (2)</li> <li>• Diacyclops bicuspidatus (Gelber Hüpferling) (1)</li> <li>• Tetraspora lubrica (Schlüpfrige Viersporenalge) (1)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Canthocamptus staphylinus (Blauer Raupen-hüpferling) (2)</li> <li>• Macrocyclus fuscus (Weißer Riesenhüpferling) (1)</li> <li>• Diacyclops bicuspidatus (Gelber Hüpferling) (1)</li> <li>• Thermocyclops oithonoides (Seehüpferling) (1)</li> <li>• Leptodora kindtii (Glaskrebs) (1)</li> <li>• Scapholeberis mucronata (Blattfußkreb) (1)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rädertierchen ubest.</li> <li>• Wimperntier ubest.</li> </ul>

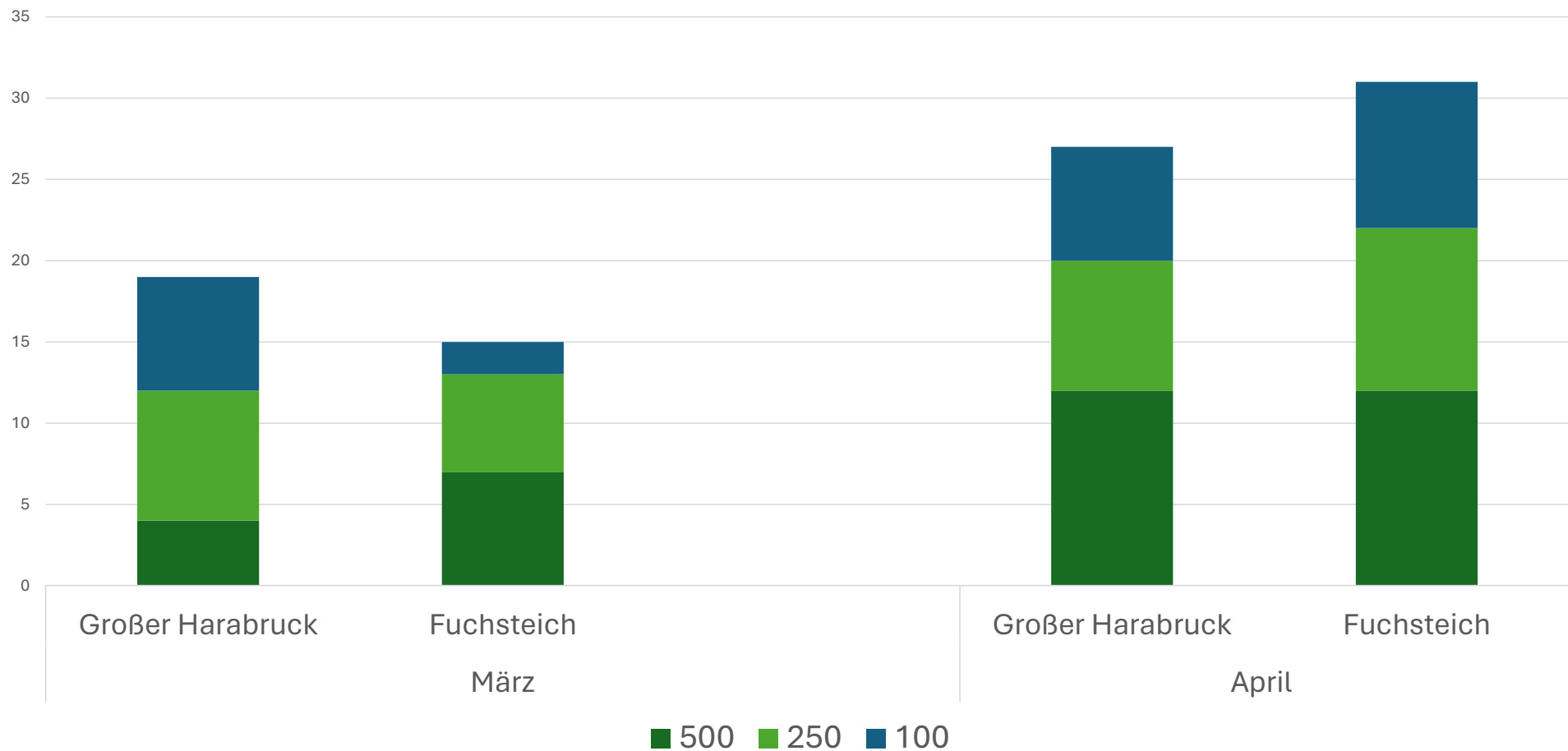
# Großer Harabruckteich (29.4.2024)

500 $\mu m$	250 $\mu m$	100 $\mu m$
<ul style="list-style-type: none"> <li>Disparalona rostrata (Krummschnabelkrebse) (22)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Diaphanosoma brachyurum (Spring-Wasserfloh) (6)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Eudiaptomus vulgaris (Gemeiner Schwebekrebs) (4)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Daphnia bythotrephes longimanus (Glaskrebschen) (17)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Canthocamptus staphylinus (Blauer Raupenhüpferling) (52)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Lebertia lineata (Runenmilbe) (8)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Cryptoclyptos bicolor (Zwerghüpferling) (23)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Eucyclops macrurus (Langschwanzhüpferling) (23)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Atractides ovalis (Sichelfußmilbe) (23)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Canthocamptus staphylinus (Blauer Raupenhüpferling) (36)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ectocyclops fimbriatus (Weißer Schlammhüpferling) (10)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Porolohmannella Violacea (Süßwassermilbe) (3)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Ceriodaphnia reticulata (Netz-Wasserfloh) (11)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Pseudochydorus globosus (Blattfußkrebs)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bosmina Longirostris (Blattfußkrebs) (32)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Daphnia longispina (Langdorn-Wasserfloh) (21)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Daphnia Logispina (Langdorn-Wasserfloh)(5)</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>Diaphanosoma brachyurum (Spring-Wasserfloh) (19)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Eudiaptomus gracilis (Ruderfußkrebs) (1)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Diaphanosoma brachyrum (Spring-Wasserfloh)(5)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Daphnia cristata (Spitzkopf-Wasserfloh) (1)</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>Canthocamptus staphylinus (Blauer Raupenhüpferling) (4)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>Daphnia magna (Großer Wasserfloh) (6)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Scapholederis mucronata (Kahnfahrer) (2)</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>Holopedium gibberum (Galler-thülle Wasserfloh)(4)</li> </ul>		
<ul style="list-style-type: none"> <li>Eudiaptomus gracilis (Farbloser Schwebekrebs) (5)</li> </ul>		
<ul style="list-style-type: none"> <li>Alona costata (Rippenkrebsechen) (10)</li> </ul>		

# Fuchsteich (29.4.2024)

500 $\mu m$	250 $\mu m$	100 $\mu m$
• Daphnia magna (Großer-Wasserfloh) (7)	• Eucyclops macrurus (Langschwanzhüpferling) (3)	• Scapholeberis mucronata (Kahnfahrer) (2)
• Macrocyclus albidus (Weißer Riesenhüpferling) (3)	• Monosiga ovata (Eiförmiger Kragenflagellat) (30)	• Canthocamptus staphylinus (Blauer Raupenhüpferling) (5)
• Gliederwurm (3)	• Megacyclus viridis (Grüner Hüpferling) (17)	• Bosmina longirostris (3) (Weiher-Rüsselkrebs)
• Bosmina longirostris (Weiher-Rüsselkrebs) (4)	• Pleuroxus uncinatus (Uferkrebschen) (38)	• Eudiaptomus gracilis (Kleiner Schwebekrebs)
• Daphnia pulex (Gemeiner Wasserfloh) (4)	• Macrocyclus fuscus (Dunkler Riesenhüpferling) (31)	• Heterocope appendiculata (Plankton-Schwebekrebs) (8)
• Diacyclus bicuspidatus (Gelber Hüpferling) (2)	• Mesocyclops leuckarti (Teichhüpferling) (1)	• Macrothrix laticornis (Sägekräbschen) (20)
• Tubifex tubifex (Schlammröhrenwurm) (2)	• Ceriodaphnia reticulata (Netzwasserfloh) (2)	• Daphnia cristata (Spitzkopwasserfloh) (20)
• Euglena texta (Grüne Streifenkugel) (1)	• Daphnia longispina (Langdorn-Wasserfloh) (16)	• Pseudochydorus Globulus (Kugelkrebschen) (7)
• Nais elinguis (Wassernymphe) (1)	• Ceriodaphnia reticulata (Netz Wasserfloh) (15)	• Bosmina longirostris (Weiher-Rüsselkrebs) (8)
• Eudiaptomus gracilis (Farbloser Schwebekrebs) (3)	• Chydorus sphaericus (Linsenkrebschen) (31)	
• Ceriodaphnia reticulata (Netz-Wasserfloh) (4)		
• Daphnia cucullata (Helm-Wasserfloh) (16)		

# Biodiversitätsreichtum



# hohe Biodiversität des Zooplanktons

*Eucyclops serrulatus*

Ruderfußkreb:

*Canthocamptus staphylinus*

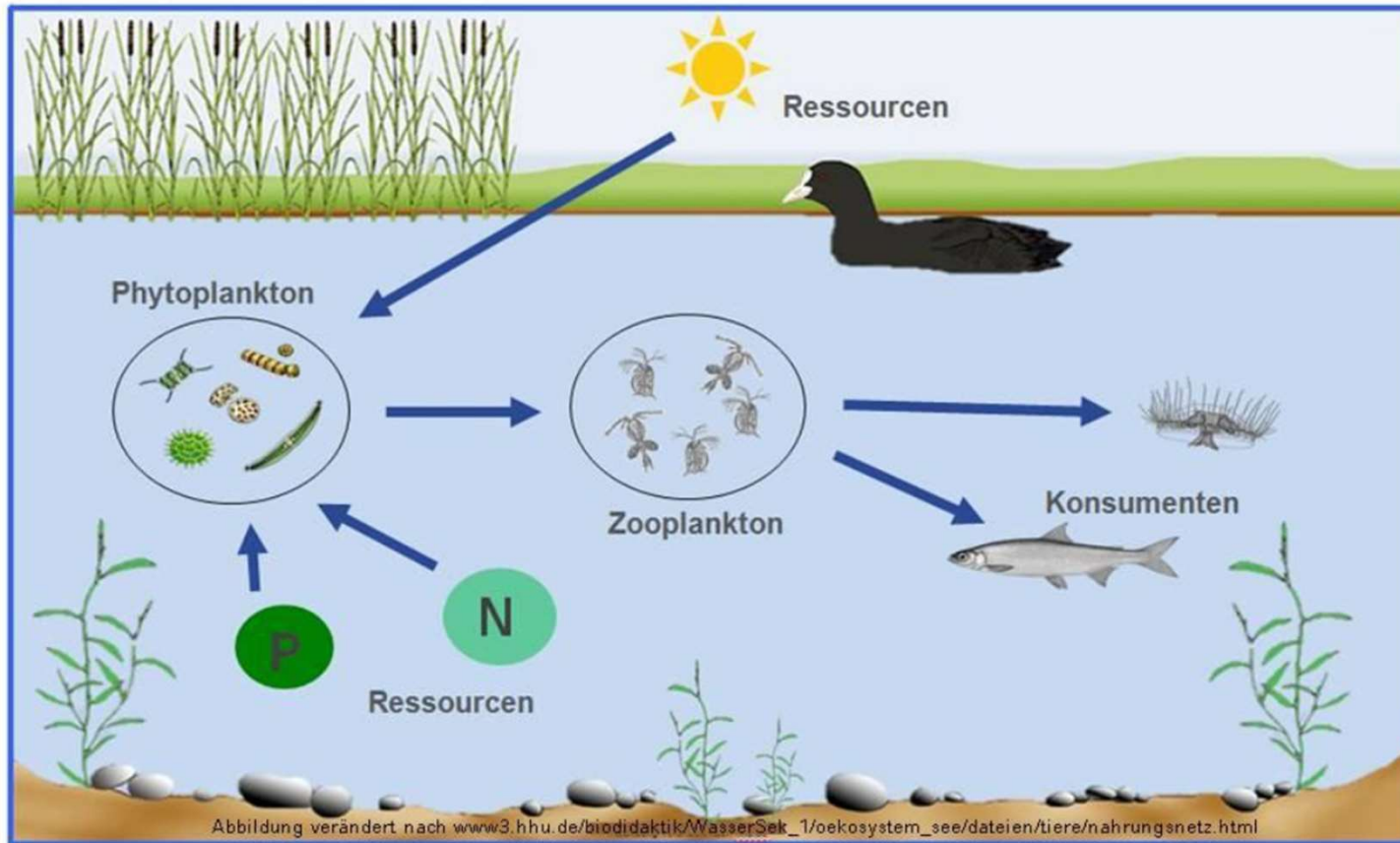


*Dikerogammarus villosus*



**Was bedeuten diese Ergebnisse nun...**

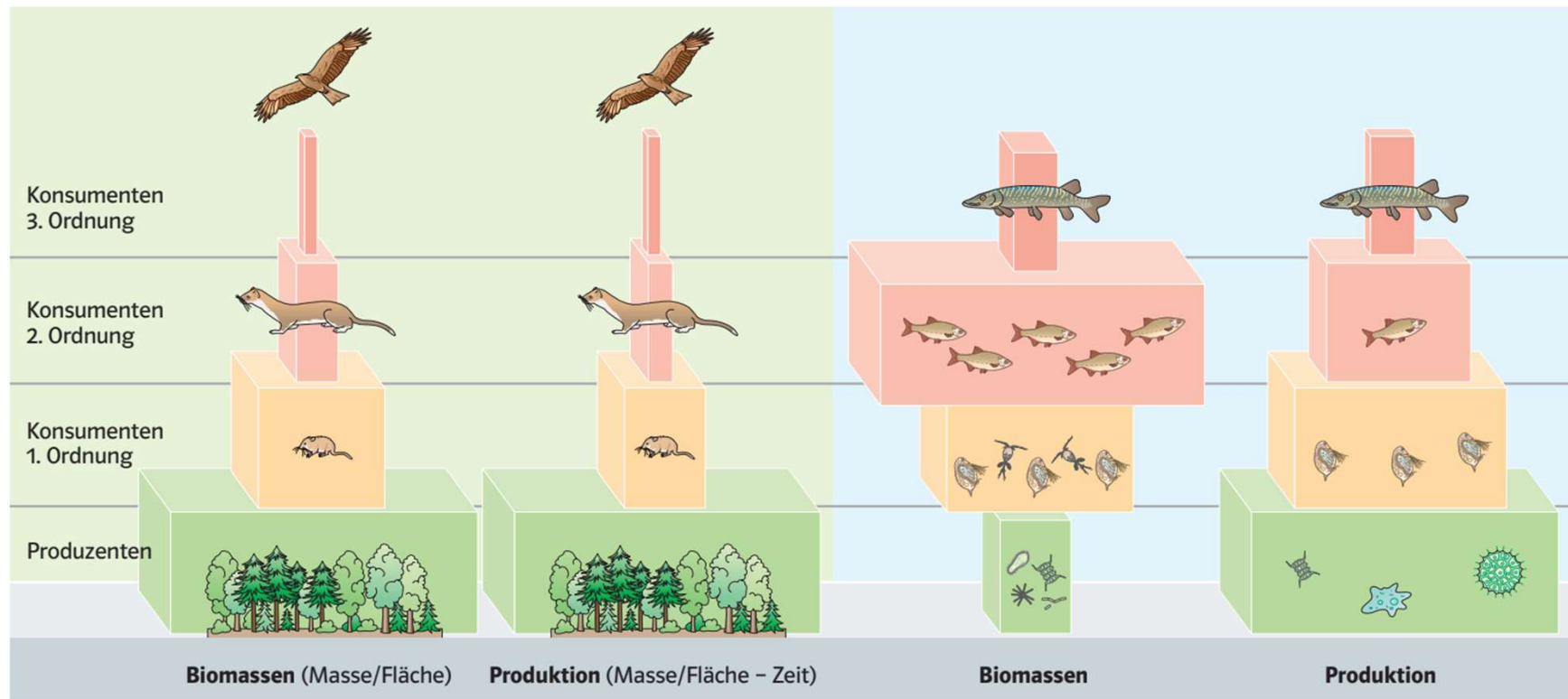
# Ökosystem der Teiche



[forscherheft-nahrungsnetzsee.pdf](https://www.forscherheft-nahrungsnetzsee.pdf) (lmu.de)

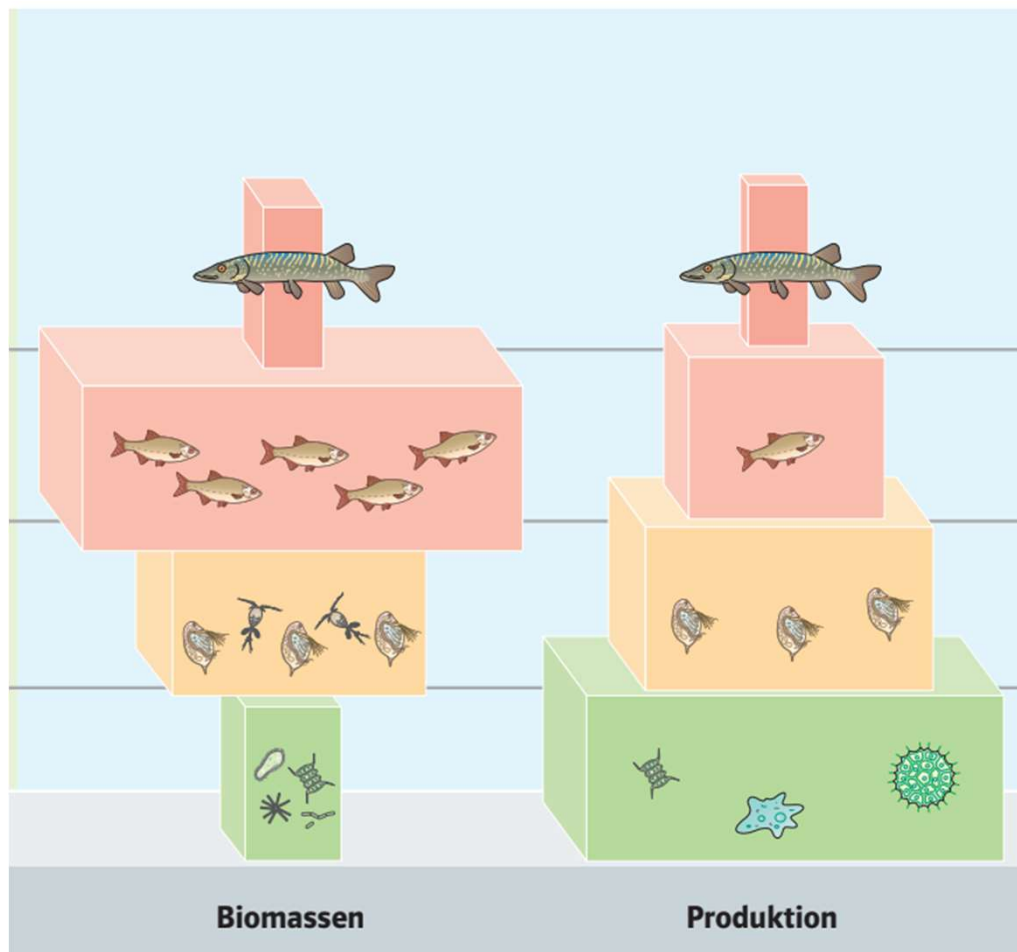
# Warum ist Biodiversität so wichtig?

# Nahrungspyramide



2 Nahrungspyramiden in Land- und Gewässerökosystemen

[natura-ni-systemoekologie-sb.pdf](http://natura-ni-systemoekologie-sb.pdf) (klett.de)



[natura-ni-systemoekologie-sb.pdf \(klett.de\)](https://www.klett.de/natura-ni-systemoekologie-sb.pdf)

# Waldviertler Karpfen

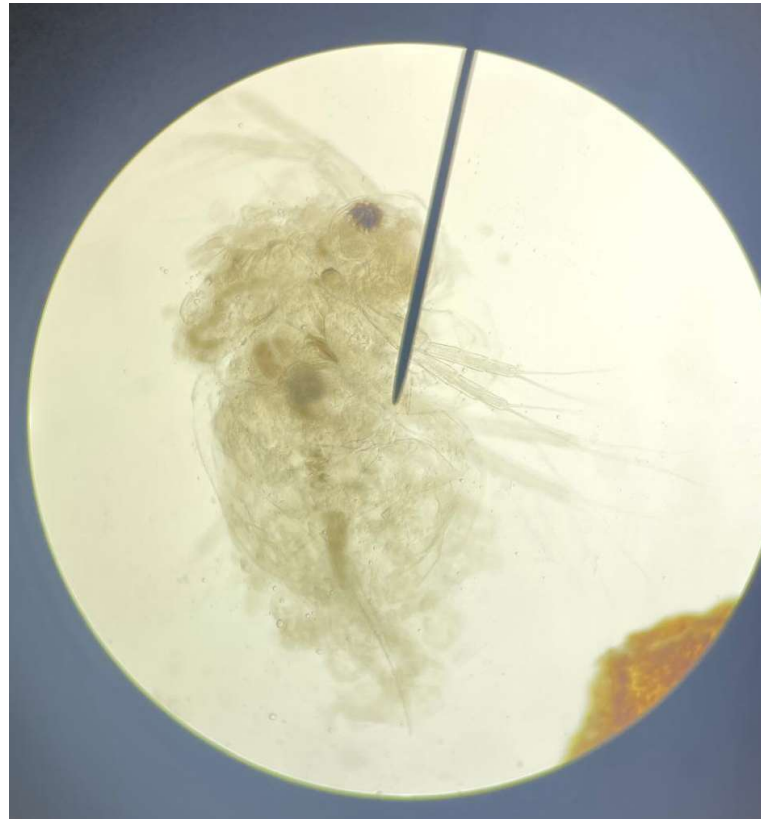


Der Karpfen – König der Waldviertler Teichwirtschaft ([waldviertel.at](http://waldviertel.at))  
Nahrungskette des Sees – Usmas ezers



# Video Beprobung 29.4.2024

# Experiment mit Daphnien (Wasserflöhen)



# Daphnien-Experiment

Hier sind die Proben der Wasserflöhe in den Gläsern, in denen wir sie gefüttert haben.

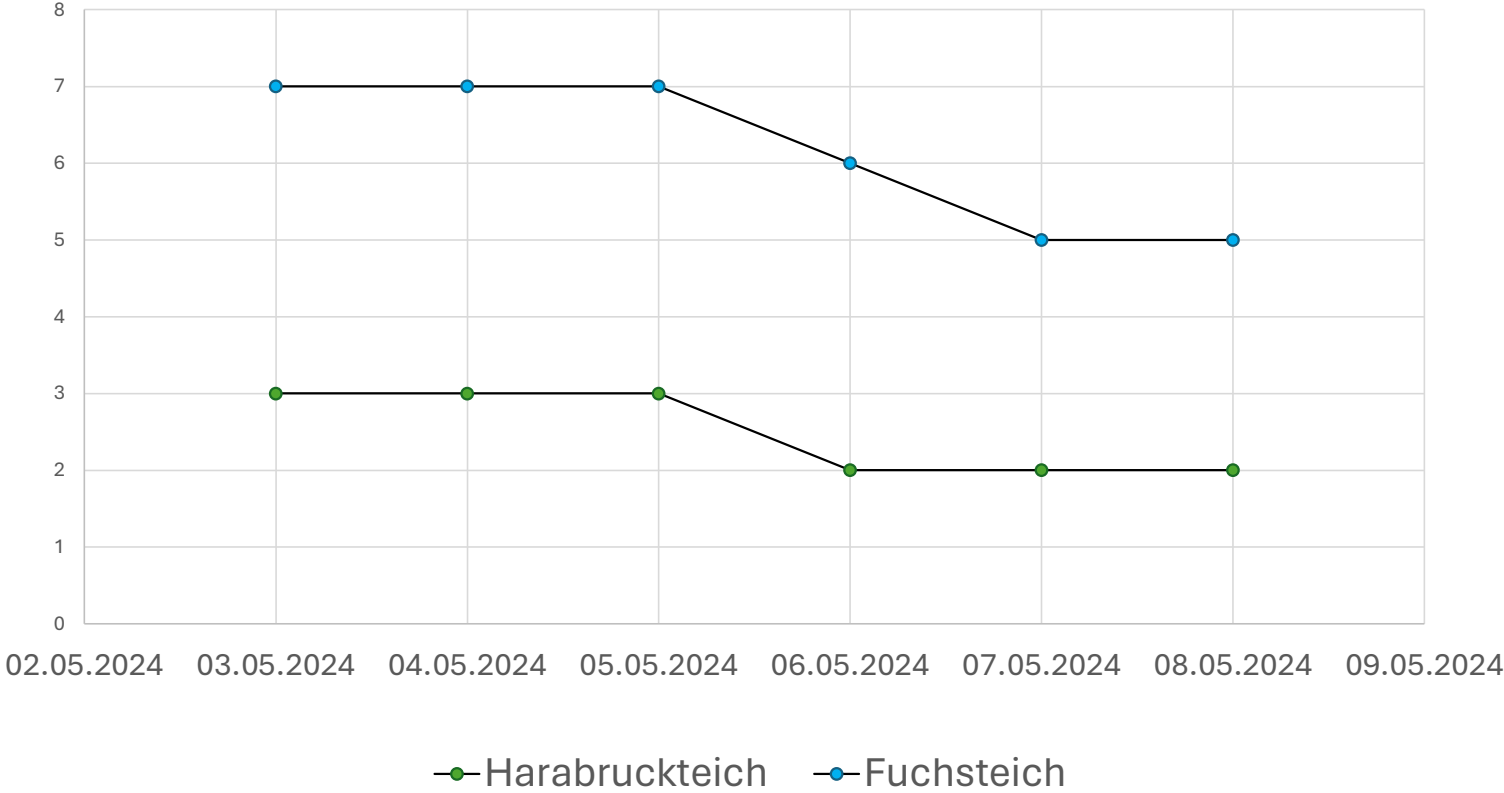




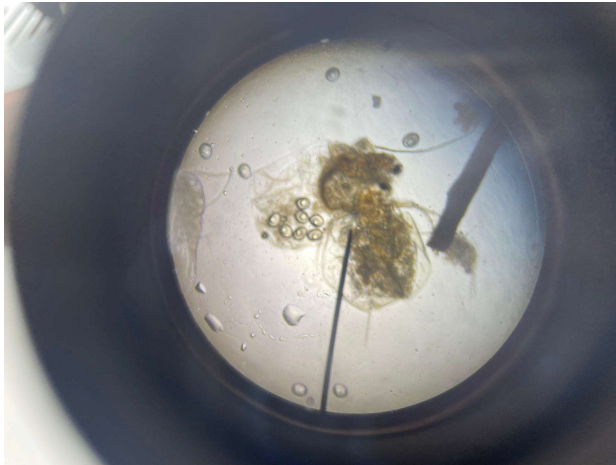
Daphnien werden  
mit frischem  
Teichwasser  
gefüttert.



# Entwicklung Daphnien



# Fortpflanzung



Dieser  
Wasserfloh  
hat ungefähr  
6 Eier

Bei guten Umweltbedingungen vermehren sich Wasserfloh-Weibchen asexuell durch Jungfernzeugung, das heißt, sie produzieren Eier, aus denen genetisch identische Töchter schlüpfen

Quelle: <https://www.faz.net/aktuell/wissen/leben-gene/evolutionsbiologie-warum-sollten-wasserfloeh-sex-haben-16388256.html>



Daphnie in Nahaufnahme

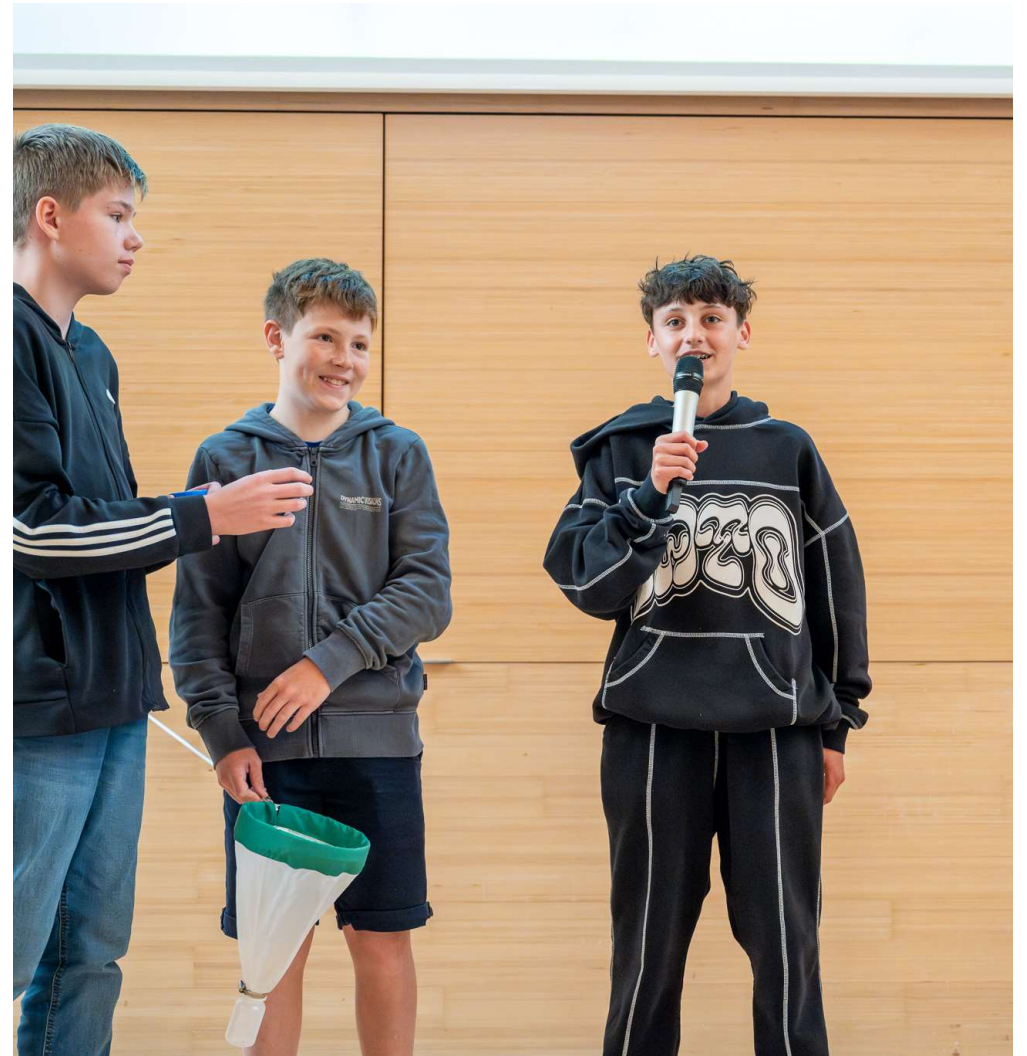
# Vorstellung unseres Projekts bei der Science Fair

The logo for ISTA, consisting of the letters 'I', 'S', 'T', and 'A' in white, each inside a dark blue rectangular block of varying height, mounted on a light-colored building facade.

ISTA

# SCIENCE FAIR

22.05.2024 am Campus der ISTA in Klosterneuburg







# Kahoot Quiz

- <https://create.kahoot.it/details/f3c12cf4-c406-40fc-afba-dc32a9af7494>

LETTER OPEN ACCESS

# Shifts in Assembly Rules and Loss of Zooplankton Functional Diversity Across Hypereutrophic Fishponds

Cihelio A. Amorim<sup>1,2</sup>  | Martin J. Kainz<sup>1,2</sup> <sup>1</sup>WasserCluster Lunz—Biologische Station GmbH, Lunz am See, Austria | <sup>2</sup>Research Lab for Aquatic Ecosystem Research and Health, University for Continuing Education—Danube University Krems, Krems an der Donau, Austria**Correspondence:** Cihelio A. Amorim ([alvescihelio@gmail.com](mailto:alvescihelio@gmail.com); [cihelio.amorim@wcl.ac.at](mailto:cihelio.amorim@wcl.ac.at))**Received:** 25 June 2025 | **Revised:** 24 November 2025 | **Accepted:** 26 November 2025**Editor:** Vincent Calcagno**Keywords:** assembly rules | competition | eutrophication | functional homogenization | habitat filtering | limiting similarity | pond biodiversity | stress-dominance hypothesis | threats to biodiversity | trait convergence

## ABSTRACT

Freshwater species are facing massive declines, often driven by eutrophication. Identifying which facets of biodiversity are sensitive is crucial, as species loss does not always translate to reduced ecosystem functioning and functional diversity. We examined how assembly rules shape zooplankton functional diversity in hypereutrophic fishponds. Higher eutrophication was hypothesised to cause functional homogenization through reduced functional diversity, habitat filtering, and trait convergence. Higher eutrophication indeed reduced functional diversity metrics, whereas species richness was kept stable. Functional richness, dispersion, and dissimilarity shifted from limiting similarity, where niche partitioning and competition shape community structure, to random (incidence data) and habitat filtering (biomass) with increasing eutrophication. Functional divergence transitioned from random to habitat filtering, whereas redundancy increased at higher trophic states. Trait convergence was the dominant process, with the environment selecting species with similar traits. Biodiversity assessments and managers should consider how functional diversity and ecosystem functions respond to anthropogenic and environmental changes.

## 1 | Introduction

Freshwater biodiversity is facing major threats, often attributed to pollution and eutrophication (Dudgeon 2019; Sayer et al. 2025). This biodiversity decline has severe implications for ecosystem functioning and services (Cardinale et al. 2012). Excessive nutrient enrichment (e.g., nitrogen and phosphorus), intensified by agriculture, growing population, and climate change, is expected to increase further during the 21st century (Sinha et al. 2017). These processes create severe damage to freshwater ecosystems and biota, such as algal blooms, oxygen depletion, reduced water transparency, and loss of biodiversity (Smith and Schindler 2009; Amorim and Moura 2021). Equally important, several ecosystem services are affected, including

food security, warning for needed reductions in external loadings of nitrogen and phosphorus (Jeppesen et al. 2025).

Ponds and small water bodies harbour high biodiversity and serve as critical sites for biogeochemical cycling and food web interactions (Céréghino et al. 2014). Even highly eutrophic fishponds may support high taxonomic richness (Wezel et al. 2014), which is less impacted by eutrophication (Rosset et al. 2014). Greater biodiversity improves ecosystem functioning and stability (Tilman et al. 2006; Pennekamp et al. 2018). However, the diversity–stability relationship is multifaceted, involving complex interactions between species richness, functional traits, and phylogenetic diversity (Craven et al. 2018). Although most studies have focused on taxonomic

This is an open access article under the terms of the [Creative Commons Attribution](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/) License, which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

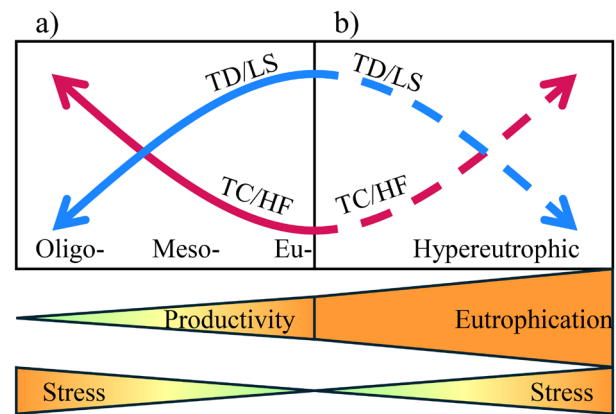
© 2025 The Author(s). *Ecology Letters* published by John Wiley & Sons Ltd.

diversity (e.g., Cardinale et al. 2012), evidence suggests that phylogenetic (Cadotte et al. 2012) and functional (Van Der Plas 2019) diversity metrics are better predictors of ecosystem functioning.

The mechanisms underlying the assembly of biological communities have been a central focus in ecology for many decades (e.g., Hutchinson 1961). Assembly rules determine the mechanisms that drive species distributions, coexistence, and community composition (Götzenberger et al. 2012). They predict the critical role of traits and environmental filters in shaping communities, as only species with traits compatible with the habitat's conditions will survive and thrive (Weiher and Keddy 1995). The main approaches to studying ecological assembly rules include (a) species co-occurrence, through competitive exclusion; (b) niche limitation, where limited niches restrict coexistence; (c) guild proportionality, where competition or environmental filters act differently in the guilds; and (d) limiting similarity, where traits become dissimilar to avoid competitive exclusion (Götzenberger et al. 2012). Trait divergence, a tool for detecting limiting similarity, predicts that coexisting species possess different traits to better exploit available niches, whereas trait convergence, applied to identify habitat filtering, predicts that species are functionally redundant as the restricted number of niches selects for a specific set of traits (Grime 2006).

Assembly rules have largely been developed and implemented for plant and bird assemblages (Götzenberger et al. 2012), whereas attempts to study the assembly rules of plankton communities using trait-based approaches remain relatively scarce (e.g., Amorim and Moura 2022; Borics et al. 2020; Klais et al. 2017), with even fewer efforts focusing on zooplankton (e.g., Vogt et al. 2013). Besides being key consumers and conveyors of dietary energy within the planktonic food web, zooplankton possess diverse functional attributes and ecological strategies (Litchman et al. 2013). Despite their fundamental role in trait-based ecology, there have been contrasting results on how eutrophication influences zooplankton assembly rules. For example, research has shown a decrease in the functional diversity (FD) of zooplankton under eutrophic conditions (e.g., Moody and Wilkinson 2019; Fernández-Aláez et al. 2025), whereas FD in Canadian lakes correlated positively with lake productivity (Vogt et al. 2013). These results point to the relevance of exploring zooplankton assembly rules in the face of the alarming rates of extinction driven by eutrophication (Sayer et al. 2025).

Productive terrestrial ecosystems are known to promote trait divergence, whereas nutrient-limited environments are stressful for the biotic communities and lead to trait convergence (“stress-dominance hypothesis”) (Coyle et al. 2014) (Figure 1a). Phytoplankton communities may exhibit both trait convergence and divergence, and increased productivity (e.g., eutrophication) drives trait divergence, supporting the stress-dominance hypothesis (Borics et al. 2020). Despite this, most studies presume that productive environments benefit communities because of higher nutrient and food availability, often overlooking the detrimental effects of extreme eutrophication on aquatic systems (Jeppesen et al. 2025).



**FIGURE 1** | Conceptual diagram showing the predictions of the “stress-dominance hypothesis” (a) and the hypothesis tested herein (b). The stress-dominance hypothesis posits an increased role of trait convergence (TC) and habitat filtering (HF) in harsh, less productive environments, alongside a reduction in trait divergence (TD) and limiting similarity (LS) (a). Extreme productivity levels (here, hypereutrophic environments) may also be stressful for aquatic communities (e.g., zooplankton), resulting in greater trait convergence and habitat filtering, while decreasing trait divergence and limiting similarity (b).

In this study, we investigated how pond eutrophication influences FD and zooplankton assembly rules. We answered the following questions: (a) how does eutrophication affect FD and functional guilds; and (b) which assembly rule (e.g., habitat filtering or limiting similarity) governs zooplankton communities under hypereutrophic conditions? We hypothesised that higher eutrophication (i.e., harsher environments) leads to functional homogenization through trait convergence, with habitat filtering consequently becoming the dominant assembly process (Figure 1b). To the best of our knowledge, this is the first study that documents non-random assembly processes in zooplankton assemblages. We have advanced research on community assembly rules by addressing classic gaps that have persisted in ecological studies (Weiher and Keddy 1995; Shinohara et al. 2023). We have described and explained assembly rules, focusing on how functional traits and species diversity control patterns along environmental gradients, such as eutrophication.

## 2 | Materials and Methods

### 2.1 | Study Sites

The study was conducted in nine shallow fishponds (maximum depth <3m) located in the Waldviertel region of Lower Austria, Austria, from March to September 2024. The surroundings of the ponds consist primarily of forests, agricultural lands, and urban areas (Figure S1). The ponds are primarily stocked with common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) and occasionally with whitefish (*Coregonus* sp.) and tench (*Tinca tinca* Linnaeus, 1758). The fish are harvested in autumn by draining the ponds and restocked in late winter or early spring. In 2024, the ponds were similarly stocked with 3–4-year-old carp at a density of 350–450carpha<sup>-1</sup>. Fish diets were supplemented with fish feed.

## 2.2 | Sampling and Analysis

Pond sampling was carried out monthly from March (after ice melt) to September 2024 (before pond drainage) to assess basic physicochemical parameters, as well as zooplankton diversity and biomass, covering the entire zooplankton growing season. Water temperature, pH, and electrical conductivity were measured in situ with a multiparameter probe (OTT Hydrolab HL4, Berlin, Germany), and water transparency was estimated using a Secchi disk. Water samples were collected with a Schindler trap (5 L). Total phosphorus (TP) and soluble reactive phosphorus (SRP) were determined following Hansen and Koroleff (1999). Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ), and ammonia ( $\text{NH}_4^+$ ) were analysed on a continuous-flow analyser (Alliance Instruments GmbH, Flowsys EC, Salzburg, Austria) and dissolved organic carbon (DOC) on an elemental analyser (Thermo Fischer Scientific, Flash 2000—HT Plus, Waltham, USA). Dissolved inorganic nitrogen (DIN) was calculated as the sum of  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , and  $\text{NH}_4^+$ .

Qualitative samples were collected from March to September ( $n=63$ ), whereas quantitative samples were collected from July to September ( $n=27$ ). The entire qualitative sample was checked for the composition and species richness of rotifers, cladocerans, and copepods, identified to species level. Quantitative integrated zooplankton samples (20 L) were collected with a Schindler trap, pooled from different depths, filtered through a plankton net (55  $\mu\text{m}$  mesh size), and immediately preserved with Ethanol (96%). At least 300 individuals of the most abundant and 50 of the less abundant species were counted (modified from Mack et al. 2012) in at least three 2.5-mL aliquots under an inverted microscope. Zooplankton density (ind.  $\text{L}^{-1}$ ) was converted to biomass ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) using length-dry weight regressions (e.g., Dumont et al. 1975; Ejsmont-Karabin 1998).

Species richness was calculated as the total number of species per sample in the incidence matrix, and Simpson's diversity was calculated in the R package "vegan" using the biomass matrix. Four functional traits were estimated for each species on the basis of their morphology or using data from the literature (e.g., Barnett et al. 2007; Obertegger and Flaim 2015): size classes (morphological; ordinal), feeding type (behavioural and physiological; categorical), trophic group (behavioural and physiological; categorical), and habitat (behavioural; categorical). These traits are translated into resource acquisition, growth, reproduction, and survival ecosystem functions (Martini et al. 2021).

## 2.3 | Functional Diversity, Community-Weighted Means, and Null Models

Functional trait, incidence, and biomass matrices of pond zooplankton communities were used to calculate FD indices. Biomass was transformed using the Hellinger transformation, and the trait matrices were converted into a Gower's dissimilarity matrix (Podani 1999). Functional richness (FRic), evenness (FEve), divergence (FDiv), dispersion (FDis), and dissimilarity (RaoQ: Rao's quadratic entropy) were calculated in the R package "FD" (Laliberte and Legendre 2010). Functional redundancy was computed by dividing the trait dissimilarity (RaoQ) by Simpson's index (D) ( $\text{FRed} = 1 - (\text{RaoQ}/\text{D})$ ) (Ricotta et al. 2016).

We calculated FRic, FDis, and RaoQ using the incidence data because those metrics depend solely on the convex hull volume in trait space (Laliberte and Legendre 2010).

Community-weighted means (CWM) were calculated as the relative abundance of all species possessing a specific trait using the biomass matrix. The CWM was determined for size classes (< 200, 200–600, and > 600  $\mu\text{m}$ ), feeding types (microphagous (Rotifera), raptorial rotifers (Rotifera), stationary suspension (Calanoida), tactile-raptorial (Cyclopoida, Harpacticoida, and Leptodoridae), D- (Daphniidae), B- (Bosminidae), C- (Chydoridae), and S- (Sididae) filtration types), trophic groups (herbivorous, omnivorous, carnivorous, and detritivorous), and habitat (littoral and pelagic).

Trait convergence and divergence, the assembly rules, habitat filtering, and limiting similarity were estimated by comparing observed values of CWM and FD indices with random expectations generated by null models (Gotelli 2000). For that, we created 1000 randomly assembled communities through the randomisation of species abundances in all communities, keeping species frequencies and total abundances constant, while allowing for changes in species richness, using the "c0" (for the incidence matrix) and "c0\_samp" (for the biomass matrix) algorithms in the "vegan" R package (Gotelli 2000). Standardised effect sizes (SES) were calculated by dividing the difference between observed and random mean values by the standard deviation of null models (de Bello 2012). For CWM, positive SES values indicate trait divergence, and negative values indicate trait convergence (de Bello 2012). For FD, positive SES values suggest limiting similarity, and negative SES values indicate habitat filtering (Mouchet et al. 2010). Given the strong linear dependence of SES on observed FD (de Bello 2012), shifts in SES values may be interpreted as mirroring the patterns of observed FD metrics.

## 2.4 | Data Analysis

All statistical analyses were conducted using R 4.5.1, with the significance level set at  $p < 0.05$ . The associated datasets and R code used in this study are available in Figshare at <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.29400842> (Amorim and Kainz 2025). A principal component analysis (PCA) was applied to summarise environmental variables among fishponds, followed by a PERMANOVA to test for multivariate differences across trophic states ("vegan" and "pairwiseAdonis" packages).

To account for non-linear patterns, generalised additive mixed models (GAMM, package "mgcv") (Wood 2017) were employed to predict the impacts of eutrophication (log-transformed TP) on the response variables. Pond location and sampling time (month) were treated as random factors to account for possible spatial and temporal autocorrelation. Fish predation was not a contributing random factor, as all the ponds had similar stocks. Appropriate families and link functions were chosen depending on the distributions of the response variables (QQ plots and histogram of residuals) and Akaike Information Criterion (AIC) values. To represent different levels of eutrophication, the plots show three trophic state divisions: eutrophic (40–100  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), hypereutrophic (100–300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), and highly hypereutrophic

(> 300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) levels (adapted from Nürnberg 1996 and Meyer et al. 2025). This splitting is intended to highlight variation in the response variables along the eutrophication gradient rather than between levels. One-sample *t*-tests or Wilcoxon signed-rank tests were used to determine whether SES values differed from zero for the entire dataset or for trophic states, depending on data normality assessed with Shapiro tests.

Two piecewise structural equation models (pSEM, package “piecewiseSEM”) (Lefcheck 2016) were fitted using generalised linear models to test for direct and indirect impacts of eutrophication (log-transformed TP), functional traits (richness or CWM), and taxonomic diversity (log-transformed species richness and Simpson’s index) on FD metrics (FRic, FDiv, FEve, FRed, and the latent variable FD, calculated by averaging FDis and RaoQ because of their strong correlation:  $r=0.97$ ). The first model used the incidence matrix and species richness of relevant functional traits, whereas the second used the biomass matrix and CWM of the traits. Goodness-of-fit was evaluated through Fisher’s *C* statistic and its *p*-value. The AIC was adjusted for the low sample size using the *C* Information Criterion (AIC<sub>c</sub>). Correlation among explanatory variables was assessed using Spearman’s test. Robust bootstrapping was employed to quantify uncertainty in path coefficients and to reduce Type I error arising from model choice and sample size. The data were resampled with replacement 999 times, and the pSEM model was reestimated for each bootstrap. Paths were considered truly significant if their 95% bootstrap CIs did not include zero (Thulin 2024). A Monte Carlo power analysis estimated the adequacy of sample size for the pSEM model using the “mvnorm” function from the “MASS” package. 999 datasets were simulated with preserved empirical means, variances, and correlations. The full pSEM was refitted, and statistical power for each path was estimated using the proportion of simulations in which each path’s effect was significant (Thulin 2024).

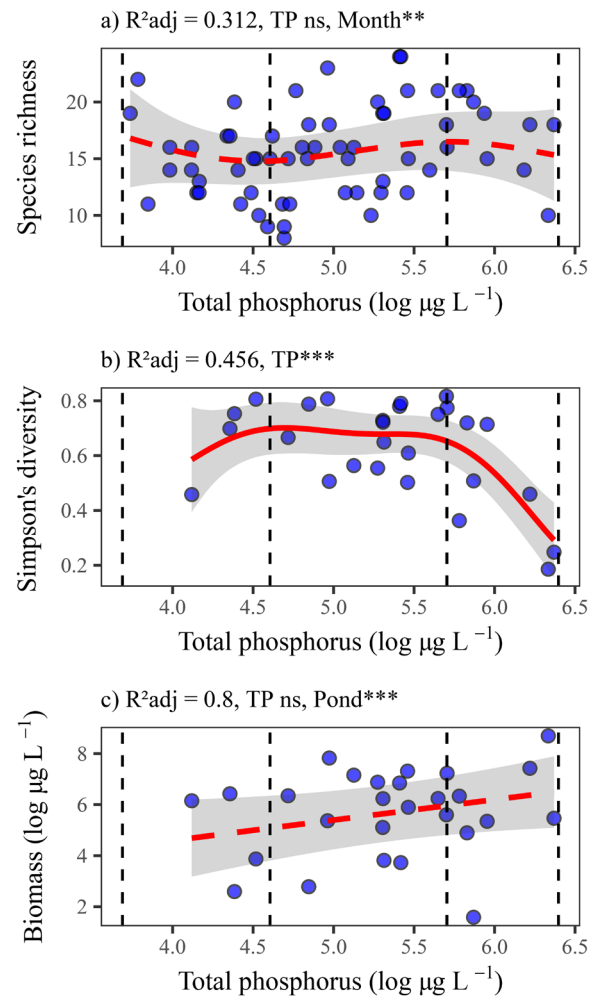
### 3 | Results

#### 3.1 | Environmental Conditions and Zooplankton Community Responses to Eutrophication

All fishponds were classified as hypereutrophic (except Asang pond), with average total phosphorus (TP) concentrations exceeding 100  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Großer Harabruck and Pilz fishponds were the most hypereutrophic. The ponds had acidic to neutral pH, with low electrical conductivity and SRP levels. Temperature, TP, DOC, and electrical conductivity increased from March to August, whereas DIN and transparency showed the opposite trend. Aside from TP, no other variable showed consistent differences among the ponds (Figure S2). Multivariate differences in physicochemical parameters were observed across the three trophic state levels (PERMANOVA,  $F=9.63$ ,  $p < 0.001$ ; Figure S3).

A total of 59 zooplankton species were identified, distributed in rotifers (30 spp.), cladocerans (19 spp.), calanoid copepods (2 spp.), cyclopoid copepods (7 spp.), and harpacticoid copepods (1 spp.). The calanoid copepod *Acanthodiptomus denticornis* (Wierzejski 1887) was dominant in Asang fishpond (relative abundance > 50%); the cladoceran *Daphnia galeata*

Sars, 1863 was dominant in Asang and Großer Harabruck fishponds; copepod nauplii and the cladoceran *Daphnia curvirostris* Eylmann, 1887 were dominant in Pilz pond; the cyclopoid copepod *Acanthocyclops americanus* (Marsh, 1892) was dominant in Gebharts, Großer Harabruck, Schandachen, and Winkelaer fishponds; and the cyclopoid copepod *Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857) was dominant in Haslawer fishpond. Species richness was not influenced by total phosphorus but showed significant differences across months (random effects). Simpson’s diversity index was significantly lower under highly hypereutrophic conditions. Lastly, total biomass did not respond to the eutrophication gradient, but it was influenced by pond identity (random effects) (Figure 2; Table S2).



**FIGURE 2** | Eutrophication reduced Simpson’s diversity despite stable species richness and biomass. Effects of eutrophication (log-transformed total phosphorus, TP) on species richness (a), Simpson’s diversity (b), and total biomass (c, log-transformed biomass) of zooplankton in the studied fishponds. Models were fitted using generalised additive mixed models (GAMM), accounting for spatial and temporal autocorrelation by adding pond location and sampling time (month) as random factors. Solid red lines represent the significant effects of TP. Vertical dashed lines separate the TP gradient into eutrophic (40–100  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), hypereutrophic (100–300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), and highly hypereutrophic (> 300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) levels. ns non-significant, \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ .

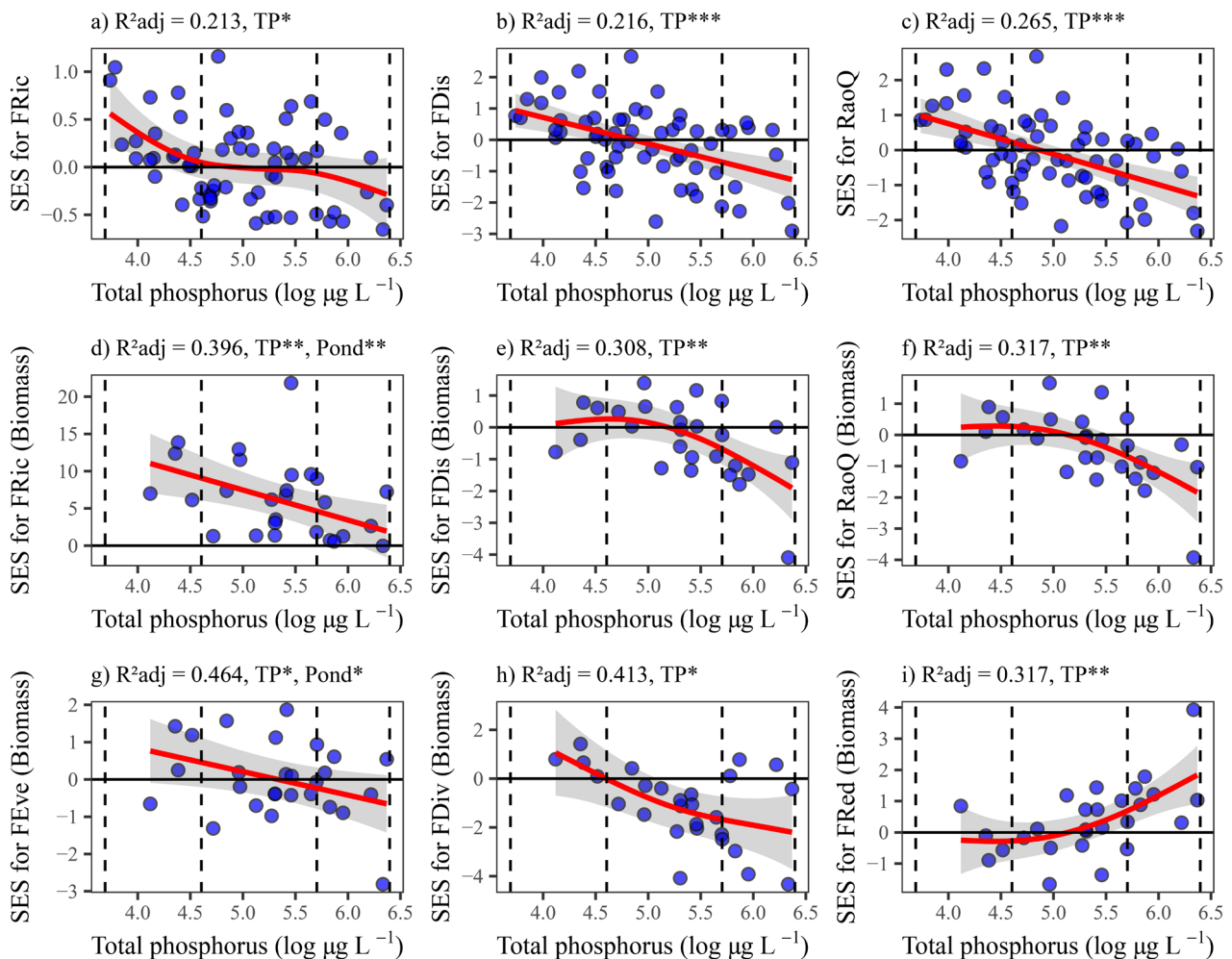
### 3.2 | Functional Diversity and Assembly Rules: Shifts From Limiting Similarity to Habitat Filtering

FRic, FDis, RaoQ (from both incidence and biomass matrices), FEve, and FDiv significantly decreased with eutrophication. FRic and FEve were further influenced by ponds (random effects). FRed was high (>0.7) but did not significantly respond to the eutrophication gradient (Figure S4; Table S1). SES values comparing observed and expected values under null models for the incidence data revealed major shifts from limiting similarity at eutrophic conditions to random assembly patterns for FRic, FDis, and RaoQ at hypereutrophic and highly hypereutrophic states, with significant declines along the eutrophication gradient. Biomass-based SES for FRic declined with increasing eutrophication but remained positive, approaching random assembly at higher levels of eutrophication. FDiv patterns were generally driven by habitat filtering processes (negative SES), mainly at hypereutrophic levels, whereas SES for FDis and RaoQ shifted from random to

habitat filtering at highly hypereutrophic states, facing strong negative effects of TP. SES for FEve was governed by random processes but declined with TP; meanwhile, SES for FRed increased with eutrophication, reaching values higher than expected under null models at highly hypereutrophic ponds (Figure 3; Tables S2 and S3).

### 3.3 | Impacts of Eutrophication on Trait Convergence and Divergence

The zooplankton community in the studied fishponds mainly consisted of organisms larger than 600  $\mu\text{m}$ , with a median relative abundance (CWM) of 82%, followed by medium-sized (200–600  $\mu\text{m}$ , 11%), and small-sized (<200  $\mu\text{m}$ , 5%) organisms. The most common feeding types were tactile raptorial (Cyclopoida, Harpacticoida, and *Leptodora*, 78%), D-filtration (Daphniidae, 13%), and stationary suspension (Calanoida, 2%). Rotifers with microphagous and raptorial feeding types,

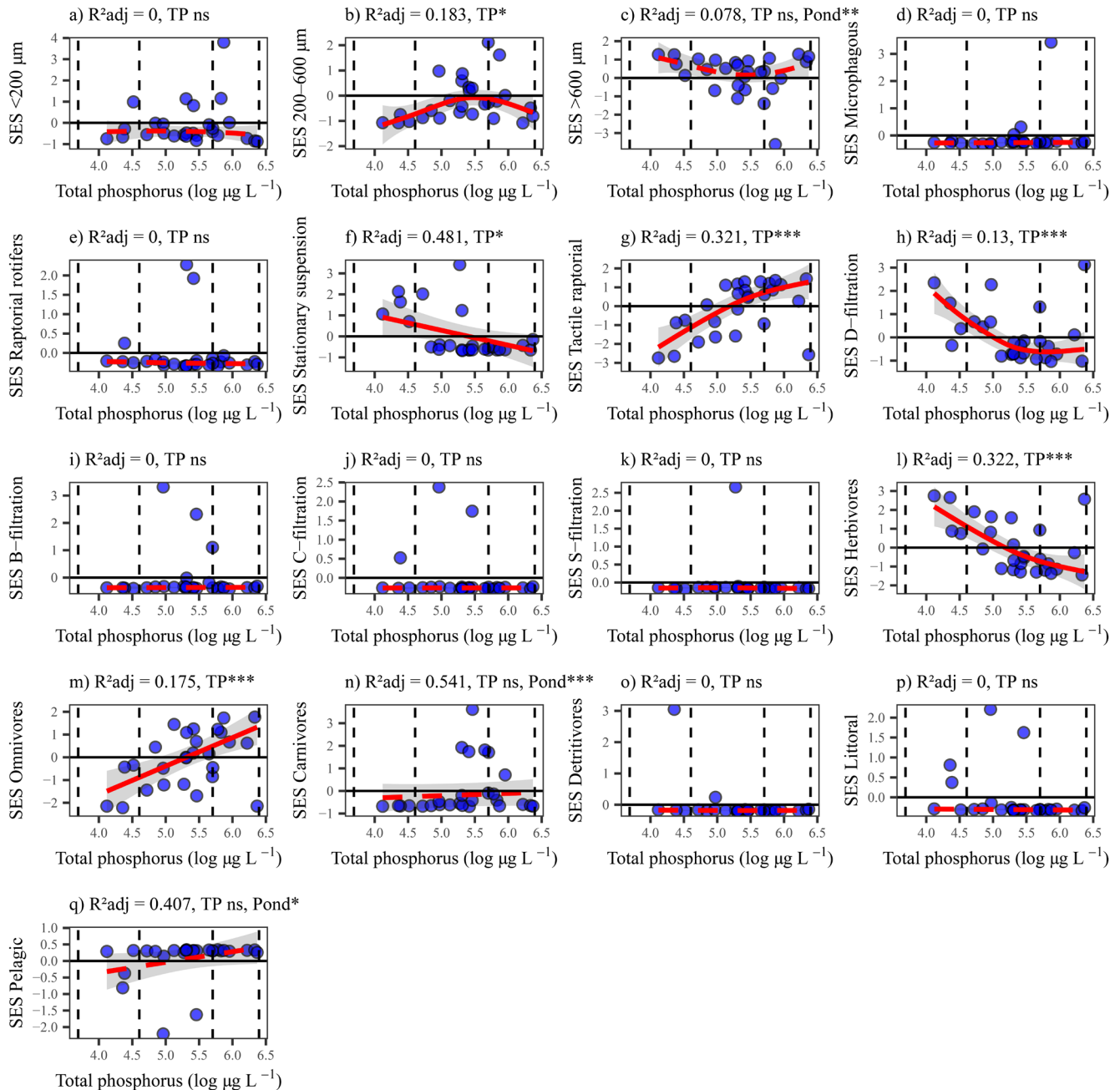


**FIGURE 3** | Sharp declines in functional diversity and shifts in assembly rules driven by eutrophication. Changes in standardised effect sizes (SES) from the incidence data: functional richness (FRic, a), dispersion (FDis, b), and trait dissimilarity (RaoQ, c); and from the biomass data: functional richness (FRic, d), dispersion (FDis, e), trait dissimilarity (RaoQ, f), evenness (FEve, g), divergence (FDiv, h), and redundancy (FRed, i) along the eutrophication gradient (log-transformed total phosphorus, TP). Values below zero represent habitat filtering, and values above zero indicate limiting similarity. Models were fitted using generalised additive mixed models (GAMM), accounting for spatial and temporal autocorrelation by adding pond location and sampling time (month) as random factors. Solid red lines represent the significant effects of TP. Vertical dashed lines separate the TP gradient into eutrophic (40–100  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), hypereutrophic (100–300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), and highly hypereutrophic (>300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) levels. ns non-significant, \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ .

along with cladocerans with B-, C-, and S-filtration types, made up less than 2% of the total biomass. Medium-sized organisms (200–600  $\mu\text{m}$ ) were positively influenced by eutrophication until hypereutrophic levels, then declined at TP levels above 300  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Suspension feeders and D-filtration feeders were negatively impacted by eutrophication, showing significant decreases in their CWM values as TP increased. Tactile raptorial feeders thrived with eutrophication until TP

reached 300  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Regarding trophic groups, herbivores and omnivores had median CWMs of 22% and 56%, respectively, whereas carnivores and detritivores contributed less than 2%. Eutrophication negatively affected herbivores and positively impacted omnivores (Figure S6; Table S1).

Most functional traits were generally driven by trait convergence (SES < 0 in the entire data; e.g., microphagous, raptorial



**FIGURE 4** | Eutrophication causes trait convergence with contrasting effects on opposing traits. Changes in standardised effect sizes (SES) for community-weighted means (CWM) of 17 zooplankton functional trait categories along the eutrophication gradient (log-transformed total phosphorus, TP). Size classes: < 200  $\mu\text{m}$  (a), 200–600  $\mu\text{m}$  (b), and > 600  $\mu\text{m}$  (c); feeding types: microphagous (d), raptorial rotifers (e), stationary suspension (f), tactile-raptorial (g), D- (h), B- (i), C- (j), and S- (k) filtration types; trophic groups: herbivorous (l), omnivorous (m), carnivorous (n), and detritivorous (o); and habitat: littoral (p) and pelagic (q). Values below zero represent trait convergence driven by habitat filtering, and values above zero indicate trait divergence driven by limiting similarity (competition). Models were fitted using generalised additive mixed models (GAMM), accounting for spatial and temporal autocorrelation by adding pond location and sampling time (month) as random factors. Solid red lines represent the significant effects of TP. Vertical dashed lines separate the TP gradient into eutrophic (40–100  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), hypereutrophic (100–300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), and highly hypereutrophic (> 300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) levels. ns non-significant, \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ .

rotifers, B-, C-, and S-filtration feeders, detritivores, and littoral species), compared to trait divergence ( $SES > 0$ ; e.g., pelagic species). The SES for the size class 200–600  $\mu\text{m}$  significantly increased with eutrophication until hypereutrophic levels, then declined. The SES for organisms  $> 600 \mu\text{m}$  shifted from trait divergence to random at hypereutrophic levels. The SES for stationary suspension, D-filtration feeders, and herbivores significantly decreased with eutrophication, whereas the SES for tactile-raptorial feeders and omnivores was positively affected by TP (moving from trait convergence to random together with carnivores). Stationary suspension and herbivores shifted from trait divergence in eutrophic ponds, to random in hypereutrophic, and further to trait convergence under highly hypereutrophic conditions. Littoral species moved from random to trait convergence, and pelagic from random to trait divergence, under highly hypereutrophic states (Figure 4; Tables S2 and S3).

### 3.4 | Impacts of Eutrophication and Traits on Zooplankton Diversity

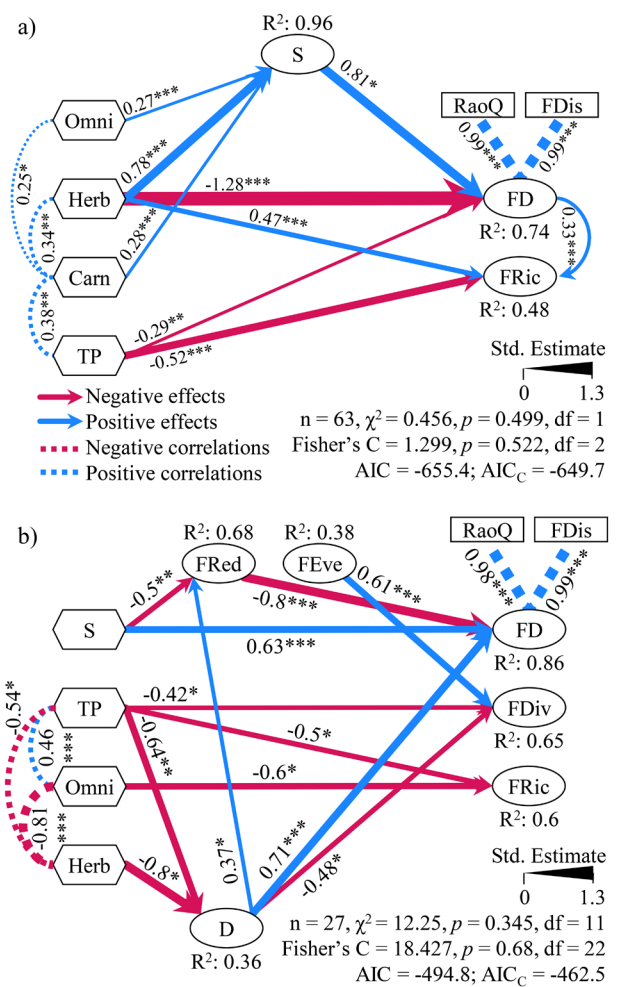
Complex direct and indirect effects mediated the impacts of eutrophication on FD through interactions with functional traits and taxonomic diversity. The pSEM model on the basis of the incidence data (Fischer's  $C = 1.299$ ,  $p = 0.522$ ,  $AIC_C = -649.7$ ; Figure 5a) revealed that total phosphorus negatively impacted FRic and FD (FDIs + RaoQ). The richness of herbivores, omnivores, and carnivores contributed positively to overall species richness, which, in turn, boosted FD. Herbivore richness positively influenced FRic and negatively influenced FD. Both functional diversities were positively correlated with each other. TP increased carnivore richness, which, in turn, positively correlated with omnivore and herbivore richness.

The model on the basis of biomass data (Fischer's  $C = 18.427$ ,  $p = 0.68$ ,  $AIC_C = -462.5$ ; Figure 5b) displayed more complex interactions. TP had a negative influence on FRic, FDiv, and Simpson's diversity, whereas omnivore CWM hindered FRic, and herbivores negatively impacted Simpson's diversity. Species richness and Simpson's diversity boosted FD, whereas they had opposite effects on FRed (richness influenced negatively and Simpson's diversity positively); FRed, in turn, diminished FD, revealing direct and indirect effects of taxonomic diversity. FEve boosted FDiv. Total phosphorus harmed herbivores but favoured omnivores, and these two were negatively correlated with each other.

Both bootstrap and Monte Carlo tests supported that all but one path estimate had sufficient statistical power for sample size sufficiency and adequate  $p$ -value estimation. The path FEve~species richness in the biomass-based pSEM (estimate = 0.42,  $p = 0.034$ ) did not persist after empirical bootstrap testing ( $p = 0.104$ ) (Figures S6–S9).

## 4 | Discussion

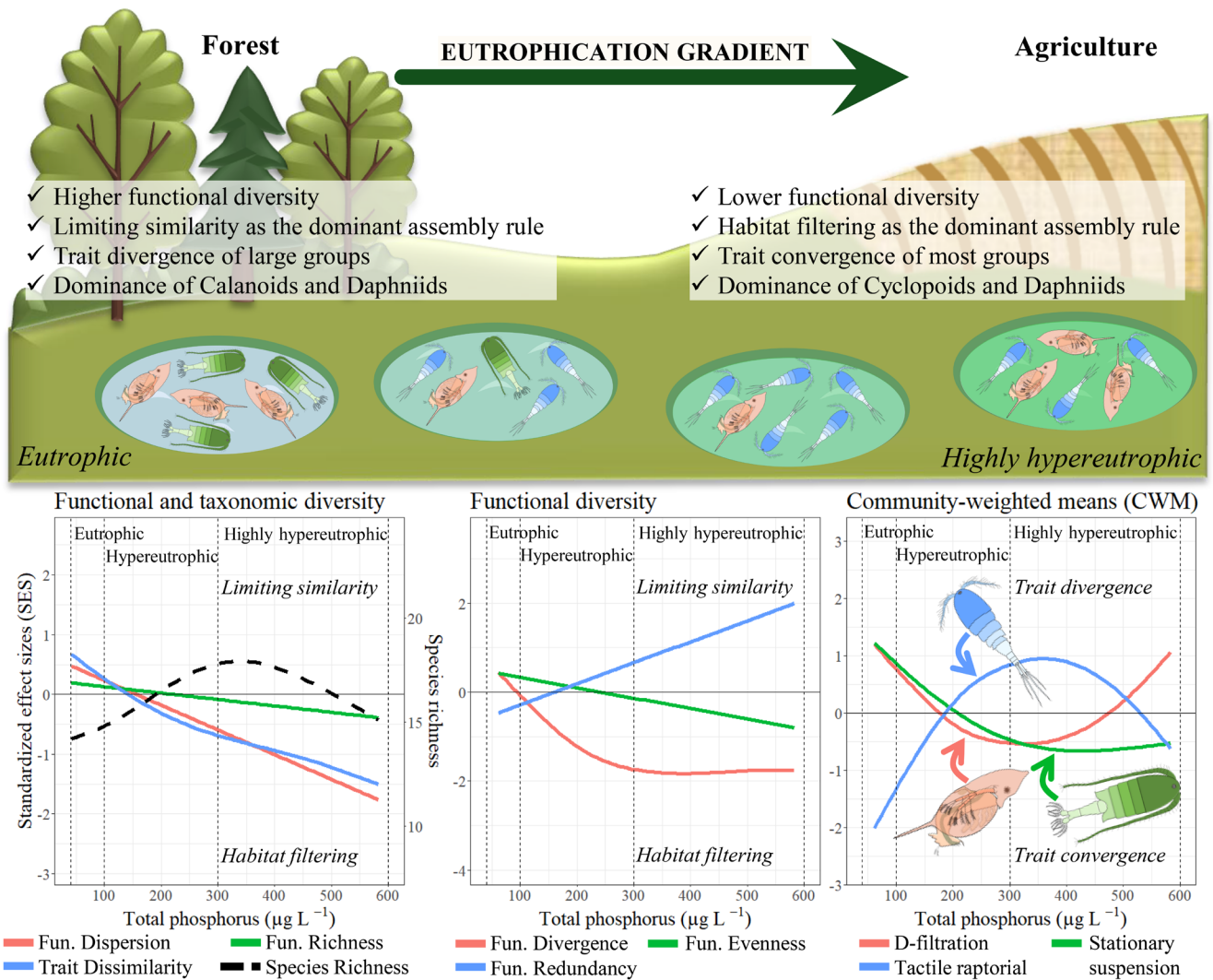
This study used taxonomic and trait-based approaches to evaluate how eutrophication influences zooplankton community assembly in fishponds. We found that extreme eutrophication led to declines in FD and shifts in assembly rules from limiting



**FIGURE 5** | Functional diversity and assembly rules of zooplankton are driven by complex interactions between eutrophication and traits. Piecewise structural equation models (pSEM) identifying direct and indirect effects of eutrophication (log-transformed total phosphorus, TP), relevant functional traits (Omni: Omnivores; Herb: Herbivores; Carn: Carnivores), and taxonomic diversity ( $S$ : log-transformed species richness;  $D$ : Simpson's diversity index) on functional diversity indices (FD: FDis + RaoQ, latent variable; FRic; FEve; FDiv; FRed). (a) pSEM model using incidence data from March to September 2024 (Omni, Herb, and Carn are the species richnesses of those traits in each sample); (b) pSEM model using biomass data from July to September 2024 (Omni and Herb are the community weighted means of those traits in each sample). Only significant paths are shown: \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ .

similarity to habitat filtering, while maintaining species richness stable. Trait convergence across most functional trait categories suggests strong habitat filtering: only species with traits adapted to high nutrient availability are retained, reducing overall FD. Alternatively, the divergence among tactile-raptorial feeders and omnivores may indicate niche differentiation and competition within those functional guilds. Robust relationships between functional traits, diversity, and TP levels suggest strong links between environmental stressors and zooplankton assembly mechanisms (Figure 6).

The observed reduced Simpson's diversity suggests the dominance of species or functional groups with high biomass production in highly eutrophic environments. The taxonomic



**FIGURE 6** | Summary of the main results highlighting the loss of functional diversity, shifts in assembly rules, and alternance in functional guilds due to eutrophication.

and FD of zooplankton were shown to exhibit contrasting responses to eutrophication, with some studies reporting declines (Jeppesen et al. 2000; Moody and Wilkinson 2019; Amorim et al. 2025) or even increases (Vogt et al. 2013). These variations highlight the importance of considering community responses across different eutrophication levels and scales. Studies in temperate lakes have shown that declines in zooplankton taxonomic diversity are often accompanied by increases in biomass under hypereutrophic conditions, with small cladocerans and cyclopoid copepods dominating (Jeppesen et al. 2000).

The response of taxonomic diversity to eutrophication varies with scale and diversity indices used. Although all the study ponds were hypereutrophic, sharp declines in Simpson's diversity occurred at highly hypereutrophic conditions, indicating an imbalance in species' relative biomasses. Species richness, however, exhibited weak and non-significant variations. Research on large lakes shows a unimodal pattern in species richness, with greater diversity at moderate productivity levels, but being impaired under extreme conditions (Dodson et al. 2000). Shallow lakes and ponds are inherently

more productive and have variable richness responses on the basis of geographic scale, taxa, and productivity level, whereas eutrophic and hypereutrophic fishponds show weak species richness declines (Rosset et al. 2014). Fishponds, with lower zooplankton diversity than fishless ponds, still include unique and rare species, indicating the greatest biodiversity potential of small water bodies even under eutrophication (Kuczyńska-Kippen and Pronin 2018). This supports the exceptional conservation value of small ponds as sources for aquatic biodiversity. Nonetheless, small shifts in taxonomic diversity may hide significant reductions in FD, as species richness alone might not be a proper surrogate for biodiversity changes, requiring the evaluation of multiple facets.

Functional diversity is widely regarded as a key predictor of ecosystem stability and functioning (Van Der Plas 2019; Özgencil et al. 2025). In our study, all FD indices (FRic, FEve, FDiv, FDis, and RaoQ) declined with increasing eutrophication, indicating losses of ecosystem functions in hypereutrophic fishponds. Those metrics are known to strongly correlate with assembly rules: high FD indicates limiting similarity, and low diversity indicates habitat filtering (Mouchet et al. 2010). FRed remained

consistently high across all eutrophication levels, but SES for FRed consistently increased under highly hypereutrophic conditions. This pattern is due to the exclusion of traits sensitive to higher eutrophication, leaving unexplored niches for tolerant species belonging to a few traits (redundancy) (Mouchet et al. 2010). Similar patterns have been reported in other freshwater communities, including benthic cyanobacteria (Silva et al. 2025), submerged macrophytes (Cheng et al. 2023), and fish (Feng et al. 2023). For zooplankton, FD indices declined with eutrophication in agricultural and urban shallow ponds (Duré et al. 2021; Fernández-Alález et al. 2025).

The consistently high FRed suggests that despite declines in diversity, all ponds maintained high trait redundancies, with the remaining species performing similar ecosystem functions. Functional homogenization, driven by dominant generalist species, prevented the establishment of rare specialists, as observed elsewhere (Lengyel et al. 2023). Although some ecosystems, like coral reefs (Mouillot et al. 2014), exhibit high biodiversity, taxonomic diversity does not always correlate with functional heterogeneity. High species richness may buffer biodiversity loss, but functional over-redundancy may threaten some underrepresented functions under disturbances (Mouillot et al. 2014). Nevertheless, redundant groups can be more resilient to species loss, as the remaining species compensate for extinct ones (Biggs et al. 2020). In less eutrophic environments, lower trait redundancy makes the ecosystem vulnerable to species loss, with negative consequences for ecosystem stability (Silva et al. 2025).

Functional diversity indices are valuable tools for understanding community assembly patterns (Mouchet et al. 2010). Our results reveal a shift from limiting similarity under eutrophic states (e.g., FRic, FDis, and RaoQ on the basis of incidence) to random and then to niche filtering (e.g., FDiv, FDis, and RaoQ on the basis of biomass) in hypereutrophic and highly hypereutrophic conditions. This implies that eutrophication reduces FD, lowers interspecific competition, and favours groups adapted to high TP levels (e.g., cyclopoid copepods). Notably, only Vogt et al. (2013) studied the assembly rules of zooplankton to date, showing patterns dominated by randomness (>85% of lakes with TP <100 µg L<sup>-1</sup>) and rare habitat filtering.

Community shifts along the eutrophication gradient reflected succession patterns in trait categories. Large-bodied zooplankton (>600 µm), herbivores, stationary suspension feeders, and D-filtration feeders are seemingly less tolerant at hypereutrophic levels in fishponds, perhaps because of reduced habitat quality or altered food quality. In contrast, the opposite traits, such as medium-sized taxa (200–600 µm), omnivorous feeders, and tactile-raptorial feeders, positively responded to increasing total phosphorus at eutrophic and hypereutrophic levels, potentially taking advantage of increased resources, but declined at highly hypereutrophic conditions (>300 µg L<sup>-1</sup> TP), suggesting threshold responses. This pattern has been noted elsewhere, with calanoids (stationary suspension herbivores) declining and cyclopoids (tactile-raptorial omnivores) increasing with eutrophication (Sommer and Stibor 2002). The slow growth and reproduction rates of calanoids make their larval stages vulnerable to

grazing by cyclopoids (Adrian 1997). Daphniids, with faster metabolic and reproductive rates (Sommer and Stibor 2002), rapidly evolve and grow faster under hypereutrophic conditions (Frisch et al. 2014). Those patterns were accompanied by reduced FD at extreme nutrient enrichment, favouring functionally redundant species and homogenising zooplankton communities in the studied fishponds.

Trait convergence governed most traits, whereas divergence was limited to large taxa at less eutrophic levels (e.g., organisms >600 µm, stationary suspension feeders, and herbivores). This suggests that severe eutrophication promotes a few traits best suited to the conditions found in such fishponds (trait convergence and habitat filtering). Historically, ecologists argued that closely related species are more susceptible to competition, limiting coexistence and facilitating colonisation by distantly related taxa (i.e., trait divergence and limiting similarity) (Grime 2006). Recent findings have indicated that this is rather the exception than the rule, with the need to identify relevant traits capable of distinguishing niche- or competition-driven patterns (Mayfield and Levine 2010). As confirmed in our study, trait convergence is more common and influenced by trait similarity across different habitat gradients (Winemiller et al. 2015).

Eutrophication influenced FD by complex direct and indirect effects that involve interactions between traits and taxonomic diversity. Those complex interactions are proven to have direct influences on ecosystem functioning and stability (Sperandii et al. 2025). The pSEM revealed that although it boosted the abundance of omnivores, eutrophication negatively impacted herbivore abundance, taxonomic, and FD indices. Trophic groups indirectly influenced FD through subsequent decreases in taxonomic diversity (Simpson's index) upon dominance. The dominance of omnivores, one of the groups most influenced by eutrophication, led to declines in FRic, as they were among the few with traits that tolerated highly eutrophic conditions (redundancy). Despite being positively influenced by taxonomic diversity, FD was hindered by the loss of unique functions. When the habitat selects species with similar traits, habitat filtering assembly rules result in lower-than-expected FD, thus enhancing the functional redundancy of the remaining traits (de Bello et al. 2009). These results suggest that maintaining larger organisms (e.g., Calanoid copepods and Daphniids) benefits FD by occupying empty niches.

Our study integrates null models with pSEM to uncover the ecological mechanisms influencing zooplankton community assembly. Null models allowed us to rigorously test assumptions against random community assembly processes, providing deeper insights into FD patterns and the distinct roles of habitat filtering versus limiting similarity. Given the linear dependency of SES derived from null models on observed FD and species pools (de Bello 2012), our findings must be applied with caution in similar small and anthropogenically disturbed habitats with similar zooplankton compositions, such as shallow lakes and ponds. pSEM enabled us to disentangle the complex relationships among eutrophication, traits, taxonomic, and functional diversity, fostering robust causal inferences while reducing the risk of spurious correlations. Although the need for higher seasonal resolution has long been recognised as a critical gap

in assembly rule studies (Weiher and Keddy 1995; Shinohara et al. 2023) and explored herein, long-term patterns of community assembly in freshwater communities remain understudied (e.g., Kuczynski and Grenouillet 2018). Among the limitations of our study is its narrow spatial resolution and the heterogeneity of the habitats studied. Since our study was confined to eutrophic and hypereutrophic systems, with identical results to other anthropogenically impacted ponds (e.g., Fernandez-Fournier and Avilés 2018; Kuczyńska-Kippen and Pronin 2018), the lower end of the eutrophication gradient was not explored. Thus, further studies at larger temporal and spatial scales are necessary, as community assembly rules and responses in oligotrophic and mesotrophic environments may differ from our findings, and metacommunities might evolve over time.

## 5 | Conclusions

In conclusion, this research recorded sharp declines of zooplankton FD under severe eutrophication in fishponds. Community assembly rules were largely regulated by trait convergence and habitat filtering, confirming our hypothesis. The findings present a new perspective on the stress-dominance hypothesis, originally developed for vegetation, which posits that poor nutrient and stressful conditions impair communities by inducing trait convergence through habitat filtering (Coyle et al. 2014). By applying this hypothesis to freshwater zooplankton, we showed that habitat filtering and trait convergence continued to rule zooplankton assemblages under extreme conditions, though from a reverse perspective, linking excessive nutrient supply, rather than limitation, to environmental stress. The highly hypereutrophic conditions, the extreme end of the productivity gradient in aquatic ecosystems, strongly harmed some functional groups but favoured others (e.g., tactile-raptorial feeders and omnivores).

Our findings indicate that extensively managed hypereutrophic fishponds can maintain stable and high zooplankton richness, especially when total phosphorus remains below  $300\mu\text{gL}^{-1}$ . However, this could cover up the detrimental effects of eutrophication on other aspects of biodiversity, for example, FD. The functional homogenization triggered by eutrophication underscores the need for multidisciplinary approaches to assess species responses to environmental stressors beyond species inventories. To ensure FD and stability in fishponds, pond managers should implement measures to promote sustainable fish production and biodiversity conservation, for example, by reducing nutrient inputs from agriculture and fish feeds.

---

### Author Contributions

C.A.A. contributed to conceptualisation, methodology, validation, data curation, visualisation, formal analysis, and wrote the first draft of the manuscript. M.J.K. contributed to methodology, resource acquisition, and project administration. C.A.A. and M.J.K. contributed substantially to revisions and approved the submission.

### Acknowledgements

This research was funded by the Lower Austrian Government (project K3-F-913/004-2023; “TeichFit”). We are grateful to Lukas Hochauer,

Samuel-Karl Kämmer, and Katharina Halbartschlagler for their technical support with field and laboratory activities. We thank Christian Bauer, Günther Gratzl, and Elisabeth Peham (Ecological Station Waldviertel) for their assistance during sampling and field activities. We also thank Maja Ilić for suggestions on how to improve the figures.

### Funding

This work was supported by Amt der NÖ Landesregierung (K3-F-913/004-2023). Open access funding was provided by WasserCluster Lunz—Biologische Station GmbH.

### Conflicts of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

### Data Availability Statement

The associated data and R codes are openly available in Figshare at <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.29400842> (Amorim and Kainz 2025).

### Peer Review

The peer review history for this article is available at <https://www.webofscience.com/api/gateway/wos/peer-review/10.1111/ele.70289>.

### References

- Adrian, R. 1997. “Calanoid-Cyclopoid Interactions: Evidence From an 11-Year Field Study in a Eutrophic Lake.” *Freshwater Biology* 38: 315–325. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2427.1997.00215.X>.
- Amorim, C. A., E. Jeppesen, and A. N. Moura. 2025. “How Do Additions of Submerged Macrophytes, Large-Bodied Cladocerans and Nutrients Impact Tropical Plankton Communities? A Mesocosm Experiment.” *Hydrobiologia* 852: 489–501. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05646-8>.
- Amorim, C. A., and M. J. Kainz. 2025. “Data From: Shifts in Assembly Rules and Loss of Zooplankton Functional Diversity Across Hypereutrophic Fishponds.” *Figshare*. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.29400842>.
- Amorim, C. A., and A. d. N. Moura. 2021. “Ecological Impacts of Freshwater Algal Blooms on Water Quality, Plankton Biodiversity, Structure, and Ecosystem Functioning.” *Science of the Total Environment* 758: 143605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>.
- Amorim, C. A., and A. d. N. Moura. 2022. “Habitat Templates of Phytoplankton Functional Groups in Tropical Reservoirs as a Tool to Understand Environmental Changes.” *Hydrobiologia* 849: 1095–1113. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04750-3>.
- Barnett, A. J., K. Finlay, and B. E. Beisner. 2007. “Functional Diversity of Crustacean Zooplankton Communities: Towards a Trait-Based Classification.” *Freshwater Biology* 52: 796–813. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01733.x>.
- Biggs, C. R., L. A. Yeager, D. G. Bolser, et al. 2020. “Does Functional Redundancy Affect Ecological Stability and Resilience? A Review and Meta-Analysis.” *Ecosphere* 11: e03184. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3184>.
- Borics, G., V. B-Béres, I. Bácsi, et al. 2020. “Trait Convergence and Trait Divergence in Lake Phytoplankton Reflect Community Assembly Rules.” *Scientific Reports* 10: 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76645-7>.
- Cadotte, M. W., R. Dinnage, and D. Tilman. 2012. “Phylogenetic Diversity Promotes Ecosystem Stability.” *Ecology* 93: S223–S233. <https://doi.org/10.1890/11-0426.1>.
- Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, et al. 2012. “Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity.” *Nature* 486, no. 7401: 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>.

- Céréghino, R., D. Boix, H.-M. Cauchie, K. Martens, B. Oertli, and R. Céréghino. 2014. "The Ecological Role of Ponds in a Changing World." *Hydrobiologia* 723: 1–6. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1719-y>.
- Cheng, C., J. Chen, H. Su, et al. 2023. "Eutrophication Decreases Ecological Resilience by Reducing Species Diversity and Altering Functional Traits of Submerged Macrophytes." *Global Change Biology* 29: 5000–5013. <https://doi.org/10.1111/gcb.16872>.
- Coyle, J. R., F. W. Halliday, B. E. Lopez, K. A. Palmquist, P. A. Wilfahrt, and A. H. Hurlbert. 2014. "Using Trait and Phylogenetic Diversity to Evaluate the Generality of the Stress-Dominance Hypothesis in Eastern North American Tree Communities." *Ecography* 37: 814–826. <https://doi.org/10.1111/ecog.00473>.
- Craven, D., N. Eisenhauer, W. D. Pearse, et al. 2018. "Multiple Facets of Biodiversity Drive the Diversity–Stability Relationship." *Nature Ecology & Evolution* 2, no. 10: 1579–1587. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0647-7>.
- de Bello, F. 2012. "The Quest for Trait Convergence and Divergence in Community Assembly: Are Null-Models the Magic Wand?" *Global Ecology and Biogeography* 21: 312–317. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2011.00682.X>.
- de Bello, F., W. Thuiller, J. Leps, et al. 2009. "Partitioning of Functional Diversity Reveals the Scale and Extent of Trait Convergence and Divergence." *Journal of Vegetation Science* 20: 475–486. <https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2009.01042.X>.
- Dodson, S. I., S. E. Arnott, and K. L. Cottingham. 2000. "The Relationship in Lake Communities Between Primary Productivity and Species Richness." *Ecology* 81: 2662–2679. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2662:TRILCB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2662:TRILCB]2.0.CO;2).
- Dudgeon, D. 2019. "Multiple Threats Imperil Freshwater Biodiversity in the Anthropocene." *Current Biology* 29: R960–R967. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>.
- Dumont, H. J., I. Van de Velde, and S. Dumont. 1975. "The Dry Weight Estimate of Biomass in a Selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera From the Plankton, Periphyton and Benthos of Continental Waters." *Oecologia* 19: 75–97. <https://doi.org/10.1007/BF00377592>.
- Duré, G. A. V., N. R. Simões, L. D. S. M. Braghin, and S. M. M. S. Ribeiro. 2021. "Effect of Eutrophication on the Functional Diversity of Zooplankton in Shallow Ponds in Northeast Brazil." *Journal of Plankton Research* 43: 894–907. <https://doi.org/10.1093/PLANKT/FBAB064>.
- Ejsmont-Karabin, J. 1998. "Empirical Equations for Biomass Calculation of Planktonic Rotifers." *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 4: 513–522.
- Feng, K., W. Deng, Y. Zhang, et al. 2023. "Eutrophication Induces Functional Homogenization and Traits Filtering in Chinese Lacustrine Fish Communities." *Science of the Total Environment* 857: 159651. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.159651>.
- Fernández-Aláez, C., S. Manzanal, M. Fernández-Aláez, and J. García-Girón. 2025. "Deciphering the Patterns and Correlates of Zooplankton Functional Diversity in Mountain and Lowland Ponds." *Freshwater Biology* 70: e14378. <https://doi.org/10.1111/FWB.14378>.
- Fernandez-Fournier, P., and L. Avilés. 2018. "Environmental Filtering and Dispersal as Drivers of Metacommunity Composition: Complex Spider Webs as Habitat Patches: Complex." *Ecosphere* 9: e02101. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2101>.
- Frisch, D., P. K. Morton, P. R. Chowdhury, et al. 2014. "A Millennial-Scale Chronicle of Evolutionary Responses to Cultural Eutrophication in Daphnia." *Ecology Letters* 17: 360–368. <https://doi.org/10.1111/ELE.12237>.
- Gotelli, N. J. 2000. "Null Model Analysis of Species Co-Occurrence Patterns." *Ecology* 81: 2606–2621. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2606:NMAOSC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2606:NMAOSC]2.0.CO;2).
- Götzenberger, L., F. de Bello, K. A. Bräthen, et al. 2012. "Ecological Assembly Rules in Plant Communities—Approaches, Patterns and Prospects." *Biological Reviews* 87: 111–127. <https://doi.org/10.1111/J.1469-185X.2011.00187.X>.
- Grime, J. P. 2006. "Trait Convergence and Trait Divergence in Herbaceous Plant Communities: Mechanisms and Consequences." *Journal of Vegetation Science* 17: 255–260. <https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2006.TB02444.X>.
- Hansen, H. P., and F. Koroleff. 1999. "Determination of Nutrients." In *Methods of Seawater Analysis*, edited by K. Grasshoff, K. Kremling, and M. Ehrhardt, 159–228. Wiley-VCH. <https://doi.org/10.1002/9783527613984.CH10>.
- Hutchinson, G. E. 1961. "The Paradox of the Plankton." *American Naturalist* 95: 137–145. <https://doi.org/10.1086/282171>.
- Jeppesen, E., H. He, M. Søndergaard, et al. 2025. "Experimental Evidence of the Role of Nitrogen for Eutrophication in Shallow Lakes: A Long-Term Climate Effect Mesocosm Study." *Innovation* 6: 100756. <https://doi.org/10.1016/J.XINN.2024.100756>.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, and F. Landkildehus. 2000. "Trophic Structure, Species Richness and Biodiversity in Danish Lakes: Changes Along a Phosphorus Gradient." *Freshwater Biology* 45: 201–218. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x>.
- Klais, R., V. Norros, S. Lehtinen, T. Tamminen, and K. Olli. 2017. "Community Assembly and Drivers of Phytoplankton Functional Structure." *Functional Ecology* 31: 760–767. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12784>.
- Kuczyńska-Kippen, N., and M. Pronin. 2018. "Diversity and Zooplankton Species Associated With Certain Hydroperiods and Fish State in Field Ponds." *Ecological Indicators* 90: 171–178. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.03.016>.
- Kuczynski, L., and G. Grenouillet. 2018. "Community Disassembly Under Global Change: Evidence in Favor of the Stress-Dominance Hypothesis." *Global Change Biology* 24: 4417–4427. <https://doi.org/10.1111/GCB.14320>.
- Laliberte, E., and P. Legendre. 2010. "A Distance-Based Framework for Measuring Functional Diversity From Multiple Traits." *Ecology* 91: 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>.
- Lefcheck, J. S. 2016. "piecewiseSEM: Piecewise Structural Equation Modelling in r for Ecology, Evolution, and Systematics." *Methods in Ecology and Evolution* 7: 573–579. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12512>.
- Lengyel, E., C. Stenger-Kovács, G. Boros, T. J. K. Al-Imari, Z. Novák, and G. Bernát. 2023. "Anticipated Impacts of Climate Change on the Structure and Function of Phytoplankton in Freshwater Lakes." *Environmental Research* 238: 117283. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117283>.
- Litchman, E., M. D. Ohman, and T. Kjørboe. 2013. "Trait-Based Approaches to Zooplankton Communities." *Journal of Plankton Research* 35: 473–484. <https://doi.org/10.1093/PLANKT/FBT019>.
- Mack, H. R., J. D. Conroy, K. A. Blocksom, R. A. Stein, and S. A. Ludsin. 2012. "A Comparative Analysis of Zooplankton Field Collection and Sample Enumeration Methods." *Limnology and Oceanography: Methods* 10: 41–53. <https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.41>.
- Martini, S., F. Larras, A. Boyé, et al. 2021. "Functional Trait-Based Approaches as a Common Framework for Aquatic Ecologists." *Limnology and Oceanography* 66: 965–994. <https://doi.org/10.1002/LNO.11655>.
- Mayfield, M. M., and J. M. Levine. 2010. "Opposing Effects of Competitive Exclusion on the Phylogenetic Structure of Communities." *Ecology Letters* 13: 1085–1093. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2010.01509.X>.

- Meyer, M. F., B. M. Kraemer, C. C. Barbosa, et al. 2025. "Clarifying the Trophic State Concept to Advance Macroscopic Freshwater Science and Management." *Ecosphere* 16: e70392. <https://doi.org/10.1002/ECS2.70392>.
- Moody, E. K., and G. M. Wilkinson. 2019. "Functional Shifts in Lake Zooplankton Communities With Hypereutrophication." *Freshwater Biology* 64: 608–616. <https://doi.org/10.1111/FWB.13246>.
- Mouchet, M. A., S. Villéger, N. W. H. Mason, and D. Mouillot. 2010. "Functional Diversity Measures: An Overview of Their Redundancy and Their Ability to Discriminate Community Assembly Rules." *Functional Ecology* 24: 867–876. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2435.2010.01695.X>.
- Mouillot, D., S. Villéger, V. Parravicini, et al. 2014. "Functional Over-Redundancy and High Functional Vulnerability in Global Fish Faunas on Tropical Reefs." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 13757–13762. <https://doi.org/10.1073/pnas.1317625111>.
- Nürnberg, G. K. 1996. "Trophic State of Clear and Colored, Soft- and Hardwater Lakes With Special Consideration of Nutrients, Anoxia, Phytoplankton and Fish." *Lake and Reservoir Management* 12: 432–447. <https://doi.org/10.1080/07438149609354283>.
- Obertegger, U., and G. Flaim. 2015. "Community Assembly of Rotifers Based on Morphological Traits." *Hydrobiologia* 753: 31–45. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2191-7>.
- Özgencil, İ. K., M. A. Çolak, G. Yılmaz, et al. 2025. "Changes in Diversity of Wetland Birds Across Spatial Scales Following 20 Years of Wetland Degradation: A Case Study From Central Türkiye." *Inland Waters* 15: 2488655. <https://doi.org/10.1080/20442041.2025.2488655>.
- Pennekamp, F., M. Pontarp, A. Tabi, et al. 2018. "Biodiversity Increases and Decreases Ecosystem Stability." *Nature* 563, no. 7729: 109–112. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0627-8>.
- Podani, J. 1999. "Extending Gower's General Coefficient of Similarity to Ordinal Characters." *Taxon* 48: 331–340. <https://doi.org/10.2307/1224438>.
- Ricotta, C., F. de Bello, M. Moretti, M. Caccianiga, B. E. L. Cerabolini, and S. Pavoine. 2016. "Measuring the Functional Redundancy of Biological Communities: A Quantitative Guide." *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1386–1395. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12604>.
- Rosset, V., S. Angélibert, F. Arthaud, et al. 2014. "Is Eutrophication Really a Major Impairment for Small Waterbody Biodiversity?" *Journal of Applied Ecology* 51: 415–425. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12201>.
- Sayer, C. A., E. Fernando, R. R. Jimenez, et al. 2025. "One-Quarter of Freshwater Fauna Threatened With Extinction." *Nature* 638: 138–145. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08375-z>.
- Shinohara, N., R. Nakadai, Y. Suzuki, and A. Terui. 2023. "Spatiotemporal Dimensions of Community Assembly." *Population Ecology* 65: 5–16. <https://doi.org/10.1002/1438-390X.12144>.
- Silva, F. S., A. N. Moura, and C. A. Amorim. 2025. "Eutrophication Drives Functional and Beta Diversity Loss in Epiphytic Cyanobacteria." *Hydrobiologia* 852: 4459–4474. <https://doi.org/10.1007/s10750-025-05870-w>.
- Sinha, E., A. M. Michalak, and V. Balaji. 2017. "Eutrophication Will Increase During the 21st Century as a Result of Precipitation Changes." *Science* 357: 405–408. <https://doi.org/10.1126/science.aan2409>.
- Smith, V. H., and D. W. Schindler. 2009. "Eutrophication Science: Where Do We Go From Here?" *Trends in Ecology & Evolution* 24: 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>.
- Sommer, U., and H. Stibor. 2002. "Copepoda – Cladocera – Tunicata: The Role of Three Major Mesozooplankton Groups in Pelagic Food Webs." *Ecological Research* 17: 161–174. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00476.x>.
- Sperandii, M. G., M. Bazzichetto, L. Götzenberger, et al. 2025. "Functional Traits Mediate the Effect of Land Use on Drivers of Community Stability Within and Across Trophic Levels." *Science Advances* 11: 6445. <https://doi.org/10.1126/SCIADV.ADP6445>.
- Thulin, M. 2024. *Modern Statistics With R*. 2nd ed. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781003401339>.
- Tilman, D., P. B. Reich, and J. M. H. Knops. 2006. "Biodiversity and Ecosystem Stability in a Decade-Long Grassland Experiment." *Nature* 441: 629–632. <https://doi.org/10.1038/nature04742>.
- Van Der Plas, F. 2019. "Biodiversity and Ecosystem Functioning in Naturally Assembled Communities." *Biological Reviews* 94: 1220–1245. <https://doi.org/10.1111/brv.12499>.
- Vogt, R. J., P. R. Peres-Neto, B. E. Beisner, R. J. Vogt, P. R. Peres-Neto, and B. E. Beisner. 2013. "Using Functional Traits to Investigate the Determinants of Crustacean Zooplankton Community Structure." *Oikos* 122: 1700–1709. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0706.2013.00039.X>.
- Weiher, E., and P. A. Keddy. 1995. "Assembly Rules, Null Models, and Trait Dispersion: New Questions From Old Patterns." *Oikos* 74: 159. <https://doi.org/10.2307/3545686>.
- Wezel, A., B. Oertli, V. Rosset, et al. 2014. "Biodiversity Patterns of Nutrient-Rich Fish Ponds and Implications for Conservation." *Limnology (Tokyo)* 15: 213–223. <https://doi.org/10.1007/s10201-013-0419-7>.
- Winemiller, K. O., D. B. Fitzgerald, L. M. Bower, and E. R. Pianka. 2015. "Functional Traits, Convergent Evolution, and Periodic Tables of Niches." *Ecology Letters* 18: 737–751. <https://doi.org/10.1111/ELE.12462>.
- Wood, S. N. 2017. "Generalized Additive Models." In *Generalized Additive Models: An Introduction With R, Second Edition*, 2nd ed. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>.

### Supporting Information

Additional supporting information can be found online in the Supporting Information section. **Data S1:** ele70289-sup-0001-FigS1-S9-TableS1-S3.pdf.