

## **Vielfalt der Ausprägung von Parametern der Wasser- und Sedimentbeschaffenheit in hocheutrophen urbanen Kleingewässern**

*Jacqueline Rücker<sup>1</sup>, Tarn Preet Parmar<sup>1</sup>, Dominique Mario Gampe<sup>2</sup>, Franziska Horn<sup>3</sup>, Thomas Kaupper<sup>4</sup> & Brigitte Nixdorf<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> BTU Cottbus-Senftenberg, FG Gewässerökologie, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow. j.ruecker@b-tu.de, parmar@b-tu.de, nixdorf@b-tu.de; <sup>2</sup> Söll GmbH, Fuhrmannstr. 6, 95030 Hof. d.gampe@soelltec.de; <sup>3</sup> WERTEC GmbH, Riedstr. 10, 09117 Chemnitz. franziska.horn@wertec.com; <sup>4</sup> Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Ökologische Mikrobiologie, BayCEER, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, 95448 Bayreuth. thomas.kaupper@uni-bayreuth.de

**Keywords:** Trophie, Phytoplankton, submerse Makrophyten, Wasserlinsen, Sediment

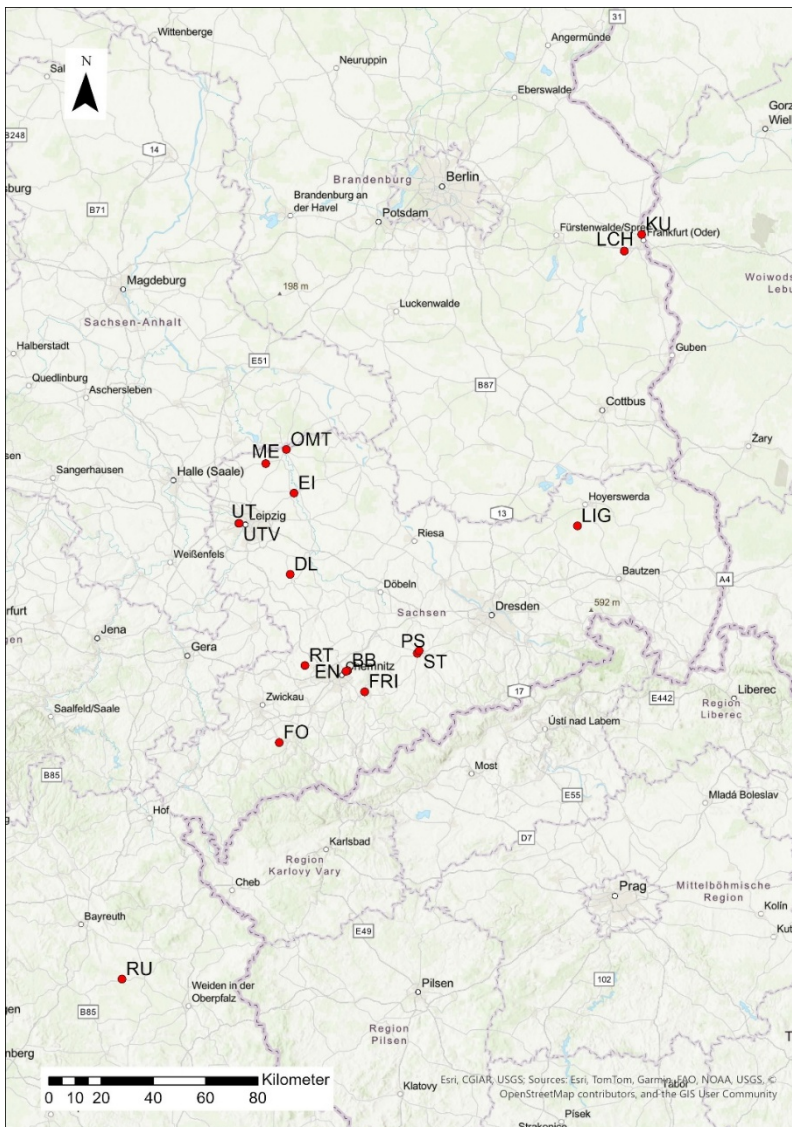
### **Einleitung**

Weltweit gibt es eine sehr große Zahl von kleinen und kleinsten Standgewässern, die natürlich entstanden sind oder künstlich angelegt wurden. Ihr Anteil wird auf mindestens 90 % an der Gesamtzahl der Seen auf der Erde geschätzt (Downing et al. 2006). Für Deutschland stehen 178 194 Seen in der Größe von 0,1 bis 50 ha (Wachholz et al. 2025) 738 Seen  $\geq$  50 ha (BMUV/UBA 2022) gegenüber. Nur die zweite Gruppe unterliegt der Berichtspflicht an die EU zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000). Für diese Seen wurden eine Typisierung als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustandes sowie einheitliche Monitoringkonzepte entwickelt (LAWA-AO 2021a, b), die für Gewässer bis 10 ha Größe eingeschränkt, für kleinere Seen jedoch nicht anwendbar sind (Rücker et al. 2025). Die Fokussierung auf Standgewässer  $\geq$  50 ha hat in den vergangenen Jahrzehnten zu einer Vernachlässigung kleinerer Gewässer geführt, aber gerade diese Seen unterliegen auf der einen Seite einem starken und vielfältigen anthropogenen Nutzungsdruck. Auf der anderen Seite erfüllen Kleingewässer vielfältige wichtige Ökosystemfunktionen in der Landschaft, z. B. als Wasserspeicher und als Habitate für oftmals seltene oder bedrohte Tier- und Pflanzenarten (EPCN 2010) und sind durch eine große Vielfalt und Individualität gekennzeichnet (Pardey et al. 2005). Bezogen auf ihre Fläche tragen kleinere Seen und Teiche mehr zur Biodiversität (Biggs et al. 2017) und zum Rückhalt von Nährstoffen und Sedimenten (Schmadel et al. 2019) bei als größere Seen (Wachholz et al. 2025).

Die enge Verzahnung mit dem Einzugsgebiet sowie die intensive Nutzung der Seen und ihres Umlandes gehen in der Regel mit erhöhten Einträgen von Nährstoffen, insbesondere Phosphor und Stickstoff einher, die zu einer Eutrophierung führen. Die Folgen der Eutrophierung werden durch den globalen Klimawandel besonders in kleinen Seen verstärkt (Hupfer & Nixdorf 2011). Dabei verursacht die erhöhte Primärproduktion durch Algen eine Verschlechterung der Wasserqualität (z. B. durch Massenentwicklungen von teilweise toxischen Blaualgen oder von Makrophyten) und überlastet das Selbstreinigungspotenzial der Gewässer erheblich. Das führt einerseits zu einer Einschränkung des ökologischen Zustands, z. B. infolge einer Verarmung der organismischen Diversität im See, andererseits zu Schlammablagerungen am Sediment.

Viele Kleingewässer sind weltweit durch hohe Nährstoffeinträge und Verschlammung in ihrer Existenz bedroht, sodass auch die Nachfrage nach Restaurierungsmethoden zum Erhalt von Gewässern wächst. Im Rahmen des vom BMWK geförderten ZIM-Projektes „Schlamm-TEC“ (Rücker et al.

2025) wurde in 16 Kleingewässern der Effekt einer Sedimentbehandlung mit einem Calciumperoxid (CaO<sub>2</sub>)-basierten Gewässertherapieprodukt (CGP) auf die Schlammhöhe und Sedimentbeschaffenheit sowie verschiedene wasserchemische und trophische Parameter untersucht, wobei es durch die kurze Projektlaufzeit und den Rahmen der umweltrechtlichen Genehmigungen in der Regel nicht möglich war, einen kompletten Jahresgang vor und nach der Behandlung zu untersuchen. Trotzdem ergab sich aus der Vielzahl der Untersuchungen ein wertvoller Datensatz, mit dessen Analyse wir einen Beitrag zur Entwicklung von Typisierungsansätzen für Kleingewässer als Grundlage für Bewertungsstrategien sowie von Monitoringkonzepten zur Einschätzung der Trophiebelastung sowie zur Erfolgskontrolle von Therapiemaßnahmen leisten wollen.



**Abb. 1: Karte mit Lage der Untersuchungsgewässer.**

Da sich in den untersuchten Gewässern keine eindeutigen Effekte der CGP-Behandlung auf den trophischen Zustand nachweisen ließen, wurden alle saisonalen Daten unabhängig von der CGP-Behandlung gepoolt und einer multivariaten statistischen Analyse unterzogen. Dabei wurde besonderes Augenmerk auf die Ausprägung der trophierelevanten pflanzlichen Besiedlung (phytoplanktongeprägt, submerse Makrophyten, Wasserlinsen-Decke (*Lemna spec.*) im Zusammenhang mit wasserchemischen Parametern gelegt (u. a. Konzentration von Gesamtphosphor, Chlorophyll und Sauerstoff).

### Untersuchungsgewässer

Über ein öffentliches Bewerbungsverfahren wurden durch Kommunen und Privatpersonen Kleingewässer für eine CGP-Behandlung vorgeschlagen. Folgende Kriterien für die Eignung als Projektgewässer wurden festgelegt: Größe 0,1 – 2 (3) ha, Tiefe 50 cm bis maximal 3 m, Schlammmächtigkeit mindestens

30 cm, Sedimentbeschaffenheit: Trockensubstanz (TS) < 60 % der Frischmasse, organische Substanz > 10 % der TS. Diese Kriterien sowie Erreichbarkeit und Zugänglichkeit der Gewässer wurden auf Grundlage eines vom Antragsteller ausgefüllten Fragebogens und Voruntersuchungen im Februar / März geprüft (Rücker et al. 2024). Nach Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden 16 Kleingewässer (7 in 2023 bzw. 9 in 2024) mit ca. 75 g m<sup>-2</sup> CGP behandelt. In drei Gewässern wurde nur eine Teilfläche behandelt. Die unbehandelte Fläche diente als Referenzbereich (Abkürzung endet auf R). Ein Gewässer wurde sowohl in 2023 als auch in 2024 behandelt. Außerdem wurde ein in 2022 behandeltes Gewässer in den Datensatz aufgenommen. Die meisten Untersuchungsgewässer lagen in Sachsen, zwei in Brandenburg und eins in Bayern. Ihre Lage ist Abbildung 1 zu entnehmen. Alle

Gewässer sind künstlich entstanden, befinden sich in urban geprägten Gebieten und werden intensiv anthropogen genutzt. Tabelle 1 gibt Auskunft über morphometrische Parameter, Nutzung, die Monitoring- und Makrophytenkategorie (Erläuterungen dazu im folgenden Kapitel).

**Tab. 1: Untersuchungsgewässer mit Angaben zur Morphometrie, Datum der Behandlung, Monitoringkategorie, Nutzung und pflanzlicher Besiedlung.** **M**: submerse Makrophyten vorhanden, **MD**: submerse Makrophyten sind dominant (*N.p.*: *Nymphoides peltata*, *C.d.*: *Ceratophyllum demersum*, *N/C/M*: *Najas spec.*, *Ceratophyllum demersum* und *C. submersum*, *Myriophyllum spicatum*), **Lemna**: geschlossene *Lemna*-Decke im Sommer, **PPD**: Phytoplanktondominanz ohne submerse Makrophyten (teilweise gab es Bestände von *Nuphar lutea* oder *Nymphaea alba*). A: Angelnutzung, Fi: Fischzucht (A) bzw. (Fi): Nutzung/Besatz aufgegeben. Im unteren Teil der Tabelle drei teilbehandelte Gewässer.

Abk.	Name	Fläche (ha)	Uferlänge (m)	max. Tiefe (cm)	Datum Behandlung	Kategorie	Badesee	Angeln/Fischerei	Pflanzliche Besiedlung
BB	Blaubornteich	0,27	241	180	05.06.2024	AB	-	-	<b>M</b>
EI	Stadtparkteich Eilenburg	0,50	511	200	19.05.2022	C	-	(A)	<b>Lemna</b>
EN	Engelmannteich	0,42	282	220	17.06.2024	AB	-	-	<b>Lemna</b>
FO	Forstteich	2,56	658	400	07.06.2024	AB	Ja	Fi	<b>PPD</b>
FRI	Fridolinteich	0,10	129	120	28.06.2023	C	-	(Fi)	<b>MD: N.p.</b>
LCH	Gr. Dorfteich Lichtenberg	0,28	218	84	30.05.2024	AB	-	A	<b>MD: C.d.</b>
LIG	Dorfteich Liebegast	0,25	238	130	31.05.2023	C	-	Fi	<b>PPD</b>
ME	Mertgensteich	0,64	304	200	13.06.2024	AB	Ja	-	<b>MD: C.d.</b> <b>+ Lemna</b>
OMT	Obermühlteich	0,95	499	220	13.06.2024	AB	-	A	<b>PPD</b>
PS	Pferdeschwemme	0,29	279	150	30.05.2023	B	-	-	<b>Lemna</b>
RT	Röhreteich	0,30	242	70	06.06.2023	C	-	A	<b>PPD</b>
ST	Schlüsselteich	0,99	411	160	30.05.2023	A	-	A	<b>PPD</b>
UT	Ulrichsteich, Hauptbecken	2,09	773	140	08.05.2023 14.05.2024	A AB	-	(A)	<b>MD:</b> <b>N/C/M</b>
UTV	Ulrichsteich, Vorbecken	0,25	250	120	09.05.2023	B	-	(A)	<b>PPD</b>
	<u>Dorfteich Lauterbach</u>	0,63	432				-	(A)	
DL	behandelter Bereich	0,34		120	10.06.2024	AB			<b>PPD</b>
DLR	Referenzbereich	0,29		120	-	AB			<b>PPD</b>
	<u>Küstersee</u>	0,57	396				-	(A)	
KU	behandelter Bereich	0,29		64	30.05.2024	AB			<b>M</b>
KUR	Referenzbereich	0,28		72	-	AB			<b>M</b>
	<u>Kleiner Rußweiher</u>	26,7 1	4781				Ja	Fi	
RU	behandelter Bereich	5,01		190	05.05.2023	A			<b>PPD</b>
RUR	Referenzbereich	2,33		240	-	A			<b>PPD</b>

## Monitoringprogramm, Wasser- und Sedimentuntersuchungen

Vor der Behandlung mit dem CGP wurde eine ausführliche Gewässeruntersuchung durchgeführt. Diese beinhaltete Messungen physikochemischer Parameter des Wasserkörpers mit einer Multiparametersonde in 20 cm Tiefenstufen (Temperatur, Sauerstoffkonzentration und -sättigung, pH, elektrische Leitfähigkeit) sowie die Sichttiefe meist an drei Stellen im Gewässer. Dort wurden Wasserproben der obersten 40 cm mit einem Schöpfbecher entnommen. Dieses einheitliche Vorgehen trägt dem Umstand Rechnung, dass viele Probestellen weniger als einen Meter tief waren (Tab. 1) und Wasserstandsschwankungen von teilweise mehr als 50 cm in der Saison berücksichtigt werden mussten. Von

den Wasserproben wurden die Konzentrationen von Gesamtphosphor (TP), gelöstem reaktiven Phosphor (SRP), Ammonium (NH<sub>4</sub>-N), Nitrat (NO<sub>3</sub>-N), Nitrit (NO<sub>2</sub>-N), Chlorid (Cl<sup>-</sup>), Sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), Chlorophyll a (Chl a) und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) sowie die Gesamthärte (GH) und die Karbonathärte (KH) nach gängigen Standardverfahren bestimmt.

Im ersten Projektjahr wurden unterschiedliche zeitliche Intensitäten des Monitorings getestet (Tab. 1). In der Kategorie A fanden die Wasseruntersuchungen in den ersten beiden Monaten nach der CGP-Ausbringung 14tägig, danach monatlich statt. Kategorie B wurde zweimonatlich untersucht, Kategorie C nur einmalig 6 Monate nach der Behandlung. In 2024 wurden die Wasseruntersuchungen für alle Gewässer etwa monatlich durchgeführt (Kategorie AB in Tab. 1). Das regelmäßige Untersuchungsprogramm endete stets im Oktober / November des Behandlungsjahres. Im Februar / März des Folgejahres gab es noch eine Abschlussuntersuchung. Die Konzentration von Chl a wurde 2023 nur für den Rußweiher durch Extraktion bestimmt, 2024 für alle Gewässer von Mai bis November.

Messungen von Wasserstand, Schlammhöhe sowie die Entnahme von Sedimentkernen erfolgten vor der CGP-Ausbringung im Mai / Juni, am Ende des Behandlungsjahres im Oktober / November und im Februar / März des Folgejahres sowie in Gewässern der Kategorien A, B und AB im Juli / August des Behandlungsjahres an mindestens 3 Stellen im Gewässer. Die Sedimentkerne wurden in folgende Schichten geschnitten: 0 – 5 cm, 5 – 15 cm, 15 – 30 cm und das Material der jeweiligen Tiefenstufe der 3 Kerne zu einer Mischprobe vereinigt. Im Labor wurden Trockensubstanzgehalt der Frischmasse (TS<sub>Sed</sub>) nach dem Trocknen bei 105 °C sowie der Glühverlust der Trockensubstanz (LOI) bei 550 °C bestimmt. Weitere Details zu diesen sowie erweiterten Sedimentuntersuchungen sind dem Beitrag von Horn & Rücker (2026) in diesem Tagungsband zu entnehmen.

Makrophytenkartierungen wurden mit Hilfe eines Doppelrechs und Aquaskop vom Boot aus jeweils im August durchgeführt. Es wurden drei Kategorien nach dem Makrophytenbewuchs unterschieden (s. Tab. 1): M: Makrophytenbestände waren vorhanden, jedoch kein flächendeckender Bewuchs; MD: Makrophytendominanz, d. h. der Gewässerboden war nahezu vollständig bewachsen und der Wasserkörper deutlich mit submersen Makrophyten ausgefüllt; L: Gewässer waren im Sommer nahezu vollständig mit Wasserlinsen (*Lemna spec.*) bedeckt.

Die Bearbeitung der geographischen Daten und die Kartenerstellung erfolgte mit der Software ArcGIS<sup>®</sup> Pro 3.5.2 von ESRI. Die Uferlinien und Seeflächen wurden auf Basis von öffentlich verfügbaren Daten und Digitalen Orthofotos der Bundesländer ermittelt (Landesamt für Geobasisinformation Sachsen (GeoSN), Bayerische Vermessungsverwaltung ([www.geodaten.bayern.de](http://www.geodaten.bayern.de), Lizenz: CC BY 4.0), Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (GeoBasis-DE/LGB)). Die in Tabelle 1 angegebenen Maximaltiefen wurden aus den Messungen mit der Multiparametersonde abgeleitet.

In die statistischen Analysen gingen die Mittelwerte der wasserchemischen Parameter aller verfügbaren Messungen ein. Sie umfassten in der Regel ein Jahr von der Voruntersuchung im Februar / März des Behandlungsjahres bis zur Abschlussuntersuchung im ersten Quartal des Folgejahres. Von den Sedimentparametern gingen nur TS und LOI der obersten Sedimentschicht 0 – 5 cm ein. Bei den Sondendaten wurde die letzte Tiefenstufe über Grund nicht berücksichtigt, ansonsten gingen alle Tiefen und Messstationen in den Mittelwert ein.

Für die multivariate Datenanalyse wurden die Jahresmittel der Umweltparameter mittels Z-Score-Transformation vor der Ordination standardisiert (d. h. die Daten wurden separat für jeden Parameter um einen Mittelwert von 0 mit einer Standardabweichung von 1 zentriert). Zur Ordination der Gewässer auf der Grundlage von Umweltvariablen wurde die nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS; R-Paket *vegan*) unter Verwendung von Rangunterschieden (d. h. Bray-Curtis-Distanzen) verwendet. Konvergente Lösungen wurden in zwei Dimensionen gefunden. Mit Hilfe der

permutativen multivariaten Varianzanalyse (PERMANOVA; R-Paket vegan; 10.000 Permutationen) wurde der Einfluss von Makrophyten auf die Z-Score-transformierten Umweltfaktoren der Gewässer untersucht. PERMANOVA-Paarvergleiche (PPC; Paket pairwiseAdonis) wurden durchgeführt, um gruppeninterne Unterschiede in den Kategorien der pflanzlichen Besiedlung (Tab. 1) zu testen. Ähnlichkeitsprozentsätze (SIMPER; Paket vegan) mit 10.000 Permutationen wurden verwendet, um den Beitrag der Umweltfaktoren zur gesamten Bray-Curtis-Unähnlichkeit zwischen den Kategorien der Gewässer zu quantifizieren.

## **Ergebnisse**

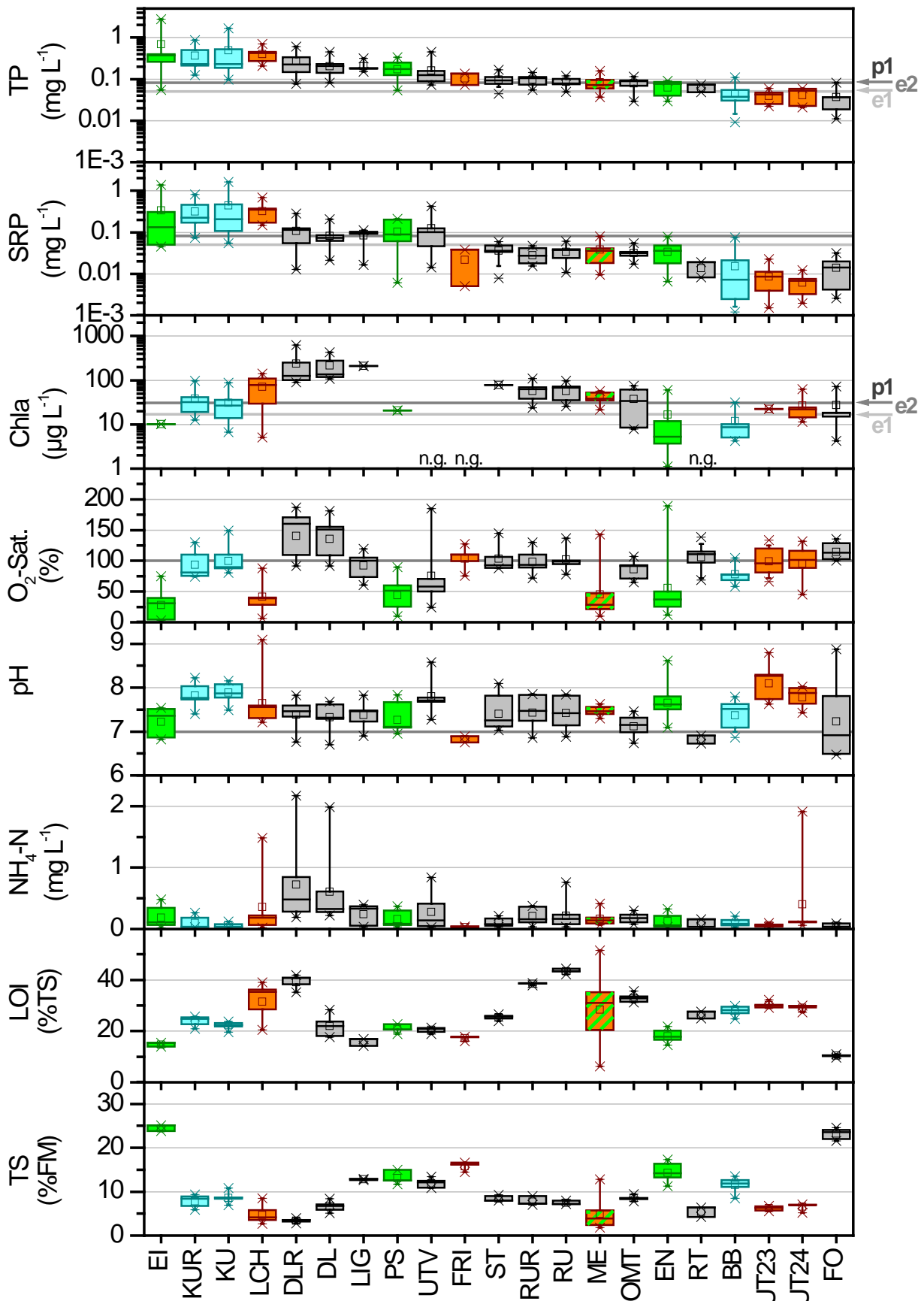
### ***Vergleich der Jahresmittel Trophie-relevanter Wasserparameter sowie Beschaffenheit der obersten Sedimentschicht***

In Abbildung 2 sind ausgewählte wasserchemische Parameter sowie Trockensubstanz und Glühverlust der obersten Sedimentschicht (0 – 5 cm) für alle untersuchten Gewässer dargestellt. Die Gewässer sind nach dem Mittelwert der TP-Konzentrationen, also nach ihrem Trophiepotenzial geordnet. Die horizontalen Linien zeigen zur Orientierung für TP und Chl a den Bereich eutroph 2 (e2) gemäß Trophie-Index (TI) nach LAWA (2014) für polymiktische Seen einer mittleren Tiefe < 3 m an. Nach ihren TP-Konzentrationen wären alle Gewässer, bis auf Forstteich, Ulrichsteich und Blaubornteich, mindestens eutroph 2, meist sogar polytroph, wobei in einem Drittel der Gewässer bereits die Konzentrationen des gelösten anorganischen Phosphors so hoch sind, dass der eutrophe oder polytrophe Zustand erreicht wäre. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass der TI nach LAWA (2014) für die meisten Untersuchungsgewässer nicht anwendbar ist, da sie < 1 ha sind.

Außerdem kann der TI nicht für makrophytendominierte Gewässer angewendet werden. Das betrifft in unserem Fall die Hälfte der untersuchten Gewässer (vgl. Tab. 1). Sie sind in Abb. 2 und 3 farblich hervorgehoben. In den phytoplanktondominierten Gewässern (graue Boxen in Abb. 2 und 3) würden die Chlorophyll-Konzentrationen einen polytrophen Zustand anzeigen. Interessant ist jedoch, dass auch Gewässer, in denen submerse Makrophyten vorkommen oder sogar dominant sind, relativ hohe Chlorophyll-Konzentrationen aufwiesen, z. B. der Küstersee und der Ulrichsteich, aber vor allem die beiden *Ceratophyllum*-dominierten Gewässer Dorfteich Lichtenberg und Mertgensteich. Für den Mertgensteich ist das umso bemerkenswerter, da dort außerdem fast den ganzen Sommer eine Wasserlinsendecke ausgeprägt war. Sowohl die Gewässer mit den ausgeprägten Wasserlinsendecken (grüne Boxen) als auch die beiden *Ceratophyllum*-dominierten Gewässer wiesen fast ganzjährig eine deutliche O<sub>2</sub>-Untersättigung auf. In den phytoplanktondominierten Gewässern bewegten sich die O<sub>2</sub>-Sättigungswerte meist um 100 %. Der Dorfteich Lauterbach erreichte bei Chlorophyllkonzentrationen bis 600 µg L<sup>-1</sup> und O<sub>2</sub>-Sättigungen von über 150 %. Auch der Forstteich war meist O<sub>2</sub>-übersättigt. Er hatte ganzjährig ungewöhnlich hohe Nitratkonzentrationen zwischen 2 und 10 mg L<sup>-1</sup> (nicht dargestellt). Der Dorfteich Lauterbach fiel hingegen durch hohe Ammoniumkonzentrationen auf.

### ***Vergleich Wasserhärte-relevanter Wasserparameter***

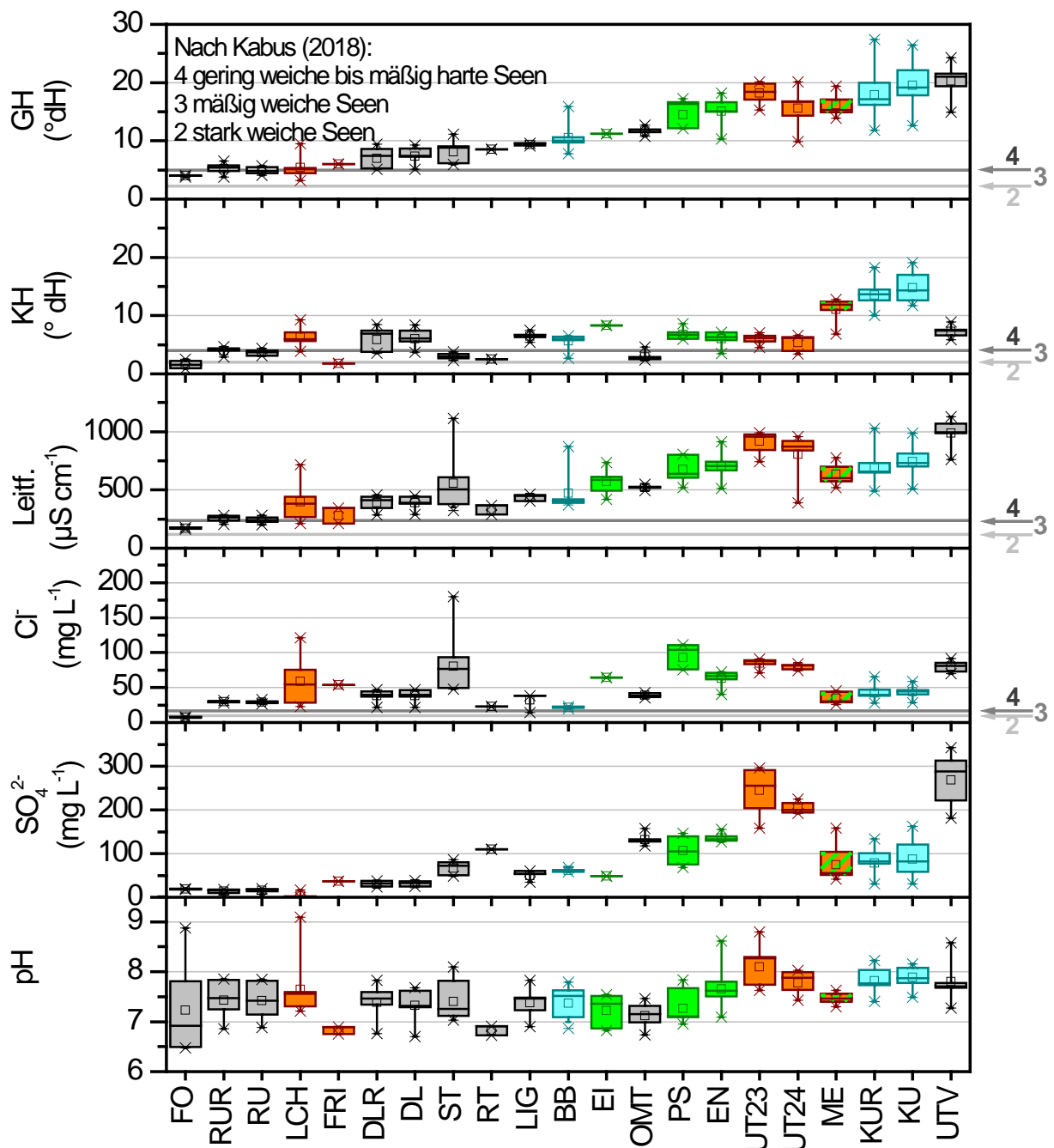
Wie in den Boxplots in Abbildung 3 zu erkennen ist, umspannten die Mittelwerte der Gesamthärte der untersuchten Gewässer einen Bereich von 4 bis 20 °dH. Die Gewässer sind nach steigender Gesamthärte angeordnet. Ein ähnliches Muster zeigten erwartungsgemäß die Boxplots der Leitfähigkeit. Anders verhielten sich die Gewässer untereinander jedoch bezüglich ihrer Karbonathärte. Einige wiesen relativ geringe Karbonathärten auf. Insbesondere in den schwach gepufferten Gewässern Forstteich und Dorfteich Lichtenberg wurden pH-Ausschläge in den alkalischen Bereich beobachtet.



**Abb. 2:** Boxplots aller Messwerte von ausgewählten wasserchemischen Parametern sowie Trockensubstanz (TS) und Glühverlust (LOI) der obersten Sedimentschicht (0 – 5cm). Die horizontalen Linien bei TP und Chlorophyll a zeigen die Grenzen von eutroph 2 gemäß Trophie-Index nach LAWA (2014) für polymiktische Seen einer mittleren Tiefe < 3 m an.

Wendet man die Grenzwerte nach Kabus (2018) an, so ist der Forstteich im Erzgebirge als mäßig weicher See einzustufen, etwas härteres Wasser wies der Kleine Rußweiher in Eschenbach/Oberpfalz auf.

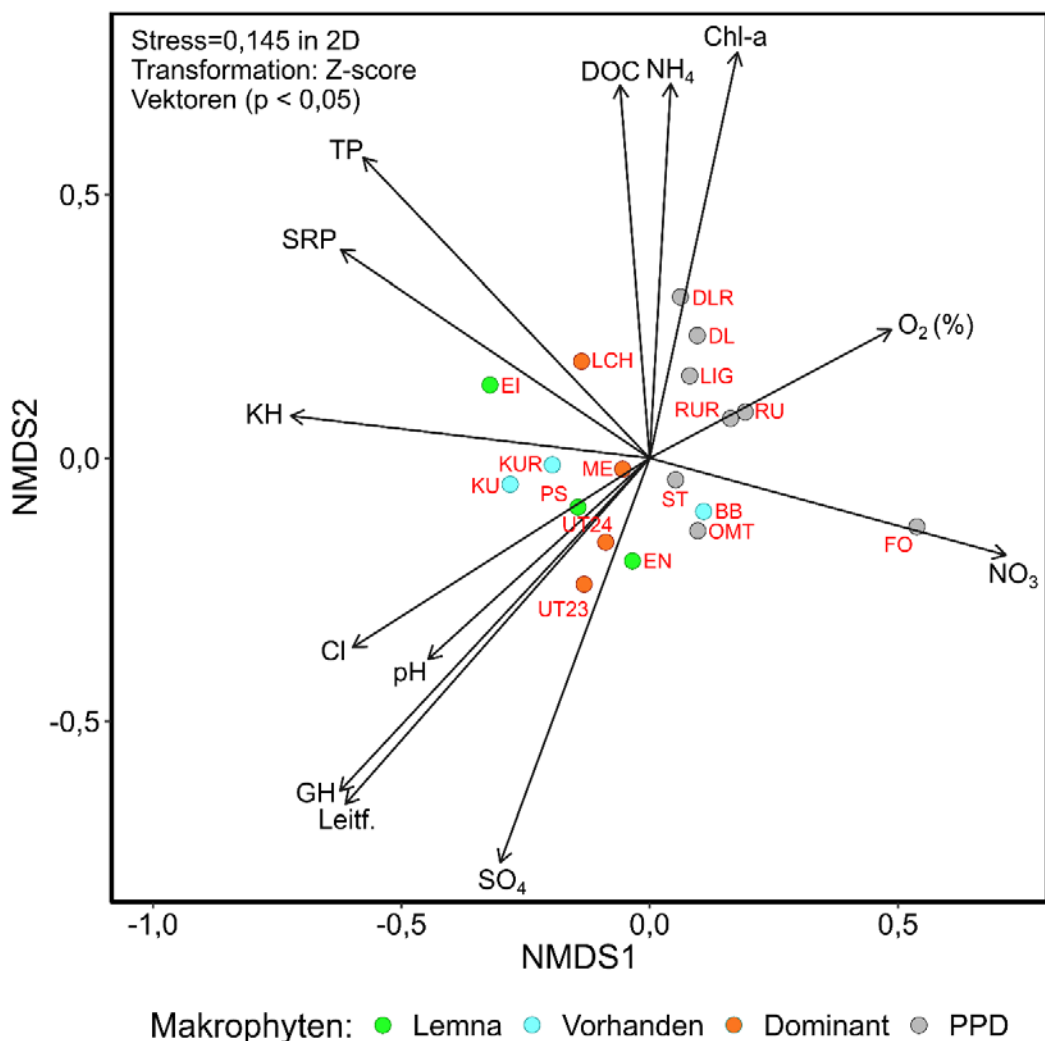
Die höchsten Sulfatkonzentrationen wurden im Ulrichsteich Leipzig festgestellt. Die Chloridkonzentrationen lagen nur im Forstteich, Blaubornteich und Röhrenteich im Bereich zwischen 7,5 und 23 mg L<sup>-1</sup>. In allen anderen Gewässern ist von anthropogen erhöhten Werten auszugehen.



**Abb. 3: Boxplots Wasserhärte-relevanter Parameter:** Gesamthärte (GH), Karbonathärte (KH), elektrische Leitfähigkeit (Leitf.), Konzentrationen von Sulfat- ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) und Chloridionen ( $\text{Cl}^-$ ) sowie pH-Wert.

### Multivariate statistische Datenanalyse

Der NMDS-Plot in Abbildung 5 zeigt die Vektoren der signifikanten Umweltvariablen ( $p < 0,05$ ) im zweidimensionalen Raum. Die Sedimentparameter TS und LOI sowie die  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen trugen nicht zur Erklärung der Ähnlichkeiten zwischen den verschiedenen Gewässern bei. Die phytoplanktondominierten Gewässer (PPD) gruppieren sich vor allem entlang des Chlorophyll-Vektors. Auch der Sauerstoff-Vektor zeigt in die Richtung der PPD-Gewässer. Die Lage des Forststeichs (FO) wird durch seine sehr hohen  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen bestimmt. Die makrophytengeprägten Gewässer separieren sich von den PPD-Gewässern und liegen eher in entgegengesetzter Richtung zum  $\text{O}_2$ -Vektor, was sich auf die häufige  $\text{O}_2$ -Untersättigung zurückführen lässt (vgl. Abb. 3). Die NMDS-Analyse bestätigt die große Ähnlichkeit der Gesamthärte mit der Leitfähigkeit und den Konzentrationen wichtiger Härtebildner wie Sulfat und Chlorid. Die Karbonathärte verhält sich jedoch unabhängig von der Gesamthärte, ebenso wie der TP-Vektor, der in eine etwas andere Richtung als der Trophie-Parameter Chlorophyll a zeigt. Die Varianzanalyse zeigt, dass einige Umweltparameter die Lage der Makrophytenkategorien im NMDS-Plot signifikant erklären (PERMANOVA,  $p < 0,01$ ). Insbesondere unterschieden sich die Gewässer mit Phytoplanktondominanz signifikant von denen, die eine geschlossene Wasserlinsen-Decke aufwiesen oder von submersen Makrophyten dominiert wurden (PPC,  $p < 0,05$ ). Phytoplanktondominierte Gewässer wiesen höhere Sauerstoffsättigungen und höhere Chlorophyll a-



**Abb. 4: Zweidimensionaler NMDS Plot Z-score transformierter Daten.** Abkürzungen der Gewässernamen in roter Schrift. Drei Gewässer ohne Chlorophylldaten fehlen. Die Farben der Punkte stehen für die pflanzliche Besiedlung (vgl. Tab. 1); PPD – Phytoplanktondominanz.

Konzentrationen, aber einen niedrigeren Trockensubstanzgehalt des Sediments sowie niedrigere Chloridionenkonzentrationen auf als die *Lemna*-bedeckten Gewässer (SIMPER,  $p < 0,05$ ). Im Vergleich zu den makrophytendominierten Gewässern wiesen die phytoplanktondominierten eine niedrigere Gesamthärte, Leitfähigkeit,  $\text{SO}_4$ -Konzentration sowie pH-Wert auf (SIMPER,  $p < 0,05$ ).

## Zusammenfassung

In dieser Studie wurden Daten von 17 Kleingewässern untersucht, die von den zuständigen Kommunen zur Behandlung mit einem Calciumperoxid-basierten Gewässertherapieprodukt vorgeschlagen wurden, weil eine Notwendigkeit zur Verbesserung des Gewässerzustandes erkannt wurde. In den meisten Fällen war die aktuelle Nutzung beeinträchtigt bzw. wurde die langfristige Erhaltung einiger Wasserkörper angesichts einer zunehmenden Verschlammung als problematisch angesehen. Alle Gewässer wiesen hohe Konzentrationen von TP, aber auch gelösten Nährstoffen auf, die sie als hocheutroph bis polytroph charakterisierten. Die Umsetzung der Nährstoffe in pflanzliche Biomasse war jedoch sehr unterschiedlich. Etwa die Hälfte der Gewässer kann als phytoplanktongeprägt beschrieben werden und wies Symptome einer Makrophytenverödung auf. All diese Gewässer waren zwecks Angelnutzung oder Fischzucht mit Fischen besetzt.

In der anderen Hälfte der Gewässer kamen Makrophyten in unterschiedlichen Ausprägungen vor, in drei Gewässern waren Bestände vorhanden, jedoch kein flächendeckender Bewuchs. Vier Gewässer wurden als makrophytendominiert beschrieben, da der Gewässerboden nahezu vollständig bewachsen war und vor allem auch der Wasserkörper deutlich mit submersen Makrophyten ausgefüllt war. Hier wurden vor allem in den beiden *Ceratophyllum*-dominierten Gewässern starke Sauerstoffuntersättigungen festgestellt. Letztere waren ebenfalls für die dritte Makrophytenkategorie typisch, nämlich die drei Gewässer, die im Sommer nahezu vollständig mit Wasserlinsen (*Lemna spec.*) bedeckt waren. Die Unterschiede zwischen den Gewässerkategorien nach pflanzlicher Besiedlung wurden durch multivariate statistische Analysen der erhobenen Wasser- und Sedimentparameter bestätigt.

Abgesehen von der Ausprägung des Makrophytenbewuchses, der nicht nur durch die Fischbestände, sondern neben Nährstoffverfügbarkeit auch durch die Beschattung und den Windzugang beeinflusst wird, zeigt diese Studie die große Bandbreite der Ausprägung von chemisch-physikalischen Eigenschaften wie z. B. den Wasserhärte-relevanten Parametern, die entscheidend durch das Einzugsgebiet bestimmt werden. Daraus ergibt sich eine hohe Vielfalt bzw. Individualität der Parameterausprägungen schon allein auf hoch eutrophen Nährstoffniveau. Betrachtet man die Kleingewässer in ihrer Gesamtheit, so werden pragmatische, überschaubare Ansätze zur Typisierung von Kleingewässern gesucht, wie sie auch von anderen Autoren gefordert werden (z. B. Pardey et al. 2005). Diese sollten vor allem praxistauglich, aber auch kosteneffizient sein.

Unser Vorschlag für ein Untersuchungsprogramm zur trophiebasierten Kategorisierung von hocheutrophen Kleingewässern umfasst:

1. Halbquantitative Erfassung der pflanzlichen Besiedlungsmuster: Phytoplankton, submerse Makrophyten oder Schwimmblattvegetation bzw. *Lemna*-Decken.
2. Erfassung von Nährstoff- und Trophiestatus sowie relevanten chemischen Parametern für Freiwasser und Sediment. TP und Chlorophyll a werden als Trophieparameter empfohlen. Die Sichttiefe ist für flache Gewässer wegen häufiger Grundsicht weniger geeignet.
3. Erfassung der Sauerstoffverhältnisse als Ausdruck der trophischen Belastung durch zu viele Primärproduzenten (meist Übersättigung) und Wechselwirkung mit sauerstoffzehrenden Prozessen (meist Untersättigung). Abgesehen von der  $\text{O}_2$ -Sättigung empfehlen wir die Bestimmung des  $\text{O}_2$ -Zehrungspotenzials im Freiwasser (BSB, CSB) und im oder am Sediment (SOD).
4. Erfassung von Wasserstandsschwankungen.

## Danksagung

Für die verlässliche Unterstützung bei der CGP-Ausbringung und den Untersuchungen im Freiland danken wir Michael Neumann und Christian Gruner (WERTEC GmbH) sowie Ingo Henschke (BTU). Für die fleißige Arbeit im Labor bedanken wir uns bei Iris Roth und Max Ehlig (Söll GmbH) sowie Nisan Ege Kaymakçi und Manuela Abendroth (BTU).

Das FuE-Kooperationsprojekt „Schlamm-TEC“ (16KN091022) „Entwicklung eines innovativen in-situ-Verfahrens zur kosteneffizienten und ökotechnologischen Schlammreduktion in ungeschichteten Kleinseen“ im ZIM-Netzwerk „Water4All – Schutz der Süßwasserressourcen“ Laufzeit: 01.09.2022 – 28.02.2025 wurde vom BMWK gefördert. <https://schlamm-tec.de>

## Literatur

- Biggs, J., Von Fumetti, S., Kelly-Quinn, M. (2017): The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793, 3–39. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>.
- BMUV/UBA (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. Bonn, Dessau.
- Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L., Striegl, R., McDowell, W. H., Kortelainen, P., Caraco, N., Melack, J. M., Middelburg, J. (2006): The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*. 51(5): 2388-2397.
- EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1-73.
- EPNC (European Pond Conservation Network) (2010): Das Kleingewässer-Manifest. <http://www.europeanponds.org/wp-content/uploads/2014/12/EPCN-manifesto-german.pdf>.
- Horn, F., Rücker, J. (2026, dieser Band): Erfassung der Sedimentmächtigkeit in Kleingewässern. Hrsg.: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Ergebnisse der Jahrestagung in Frankfurt/M. 2025, Eigenverlag der DGL, Essen. In Vorbereitung.
- Hupfer, M., Nixdorf, B. (2011): Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg. Diskussionspapier 11, 01/2011, Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Berlin, Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Globaler Wandel – Regionale Entwicklung: 71 S.
- Kabus, T. A. (2018): Weichwasserseen im brandenburgischen Jungmoränenland. Hydrochemie und Makrophytenbesiedelung. Dissertation BTU Cottbus-Senftenberg. ISBN-13: 978-3746799773.
- LAWA (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. Hrsg. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser. 34 S. zzgl. Access-Auswertetool.
- LAWA-AO (2021a): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier I: Gewässertypen und Referenzbedingungen, Stand: 06.08.2021. [https://www.gewaesser-bewertung.de/media/lawa\\_rakon\\_teil-b\\_i\\_gewtyp\\_ref\\_210806\\_final.pdf](https://www.gewaesser-bewertung.de/media/lawa_rakon_teil-b_i_gewtyp_ref_210806_final.pdf).
- LAWA-AO (2021b): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier III: Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten Stand: 06.08.2021. [https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article\\_id=490&clang=1](https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=490&clang=1).
- Pardey, A., Christmann, K.-H., Feldmann, R., Glandt, D., Schlüpmann, M. (2005): Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, Münster* 67 (3): 9-44.
- Rücker, J., Horn, F., Gampe, D., Kaupper, T., Gruner, C., Lüders, T., Nixdorf, B. (2025): Erste Ergebnisse aus dem ZIM-Projekt „Schlamm-TEC“ als Beitrag zum besseren Verständnis von Kleingewässern. Hrsg.: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Ergebnisse der Jahrestagung in Dresden 2024, Eigenverlag der DGL, Essen: 171-181.
- Schmadel, N. M., Harvey, J. W., Schwarz, G. E., Alexander, R. B., Gomez-Velez, J. D., Scott, D., Ator, S. W. (2019): Small Ponds in Headwater Catchments Are a Dominant Influence on Regional Nutrient and Sediment Budgets, *Geophys. Res. Lett.*, 46, 9669–9677. <https://doi.org/10.1029/2019GL083937>.
- Wachholz, A., Schmidt, S. I., Arle, J., Völker, J. (2025): The German Small Lake and Pond Inventory, *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* [preprint]. <https://doi.org/10.5194/essd-2024-563>, in review.