



**Stadt
Wien**

Wiener
Gewässer

PROJEKT:

ZWILLINGSTEICHE GRÜNER SEE & SCHWIMMSCHULTEICH

PLANINHALT:

Gewässerökologisches Monitoring 2025

ERSTELLT:

JUNI 2026

DATEINAME:

IND.:	DATUM:	ÄNDERUNG:	BEARBEITER/IN:

PROJEKTANT/IN:

DWS hydro-
ökologie
Technisches Büro für Gewässer-
ökologie & Landschaftsplanung

**MAGISTRATSABTEILUNG
45**

Referent
Mag. D. Wiedemann

Gruppenleiter
DI C. Wagner

Abteilungsleiter
OSR DI G. Loew

GRÖSSE:

A4

PARIE:

-

PROJEKTNUMMER:

MA45-62434-2025

PLANNUMMER

-

Zwillingsteiche

Grüner See & Schwimmschulteich

Gewässerökologisches Monitoring 2025

Bericht-Nr. 25/050-B01



Grüner See



Schwimmschulenteich



Im Auftrag der Stadt Wien
– Wiener Gewässer

Wien, im Juni 2026

Auftrag: MA45-62434-2025 vom 23.04.2025
basierend auf unserem Anbot 25/050-A01 vom 20.03.2025

Projektleiter: Dr. Karl Donabaum

AutorInnen: Mag. Patricia Riedler
Mag. Dr. Monika Großchartner

MitarbeiterInnen: Fiona Colombini
Simon Delazer, BSc
Mag. Roland Hainz
Ing. Silvia Hintermaier
Martin Kvarda, MSc
Mag. Georg Kum
Marlene Pogatschnig, BSc
Mag. Elisabeth Sigmund
Judith Streimelweger, MSc
Ing. Bernhard Weidinger

Zitation: RIEDLER, P., M. GROßSCHARTNER & D. DONABAUM 2026. Zwillingssteiche, Gewässer-
ökologisches Monitoring 2025. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	<i>Ausgangslage.....</i>	<i>1</i>
1.2	<i>Arbeitsprogramm.....</i>	<i>2</i>
2	Gewässerökologie	4
2.1	<i>Physikalisch-chemische Parameter.....</i>	<i>4</i>
2.2	<i>Ionen</i>	<i>11</i>
2.3	<i>Nährstoffe</i>	<i>14</i>
2.4	<i>Schwebstoffe, Chlorophyll-a & Sichttiefe.....</i>	<i>23</i>
2.5	<i>Plankton.....</i>	<i>27</i>
2.6	<i>Trophie.....</i>	<i>36</i>
3	Zusammenfassung & Resümee.....	40
4	Literatur	42
5	Anhang	43
5.1	<i>Hydrochemie.....</i>	<i>43</i>
5.2	<i>Plankton.....</i>	<i>43</i>
5.3	<i>Prüfberichte & Pläne.....</i>	<i>43</i>

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

In den Zuständigkeitsbereich der Stadt Wien - Wiener Gewässer fallen sämtliche Gewässer im Raum Wien. Während die größeren Gewässerzüge der Stadt durch laufende und umfassende Monitoringprogramme gut untersucht sind, gibt es für eine Reihe von kleineren stehenden Gewässern nur vereinzelte und sporadisch erhobene Untersuchungsdaten.

In diese Kategorie fallen u.a. die Zwillingsteiche Grüner See und Schwimmschulteich. Beide Teiche sind von der Kleingartensiedlung Zwillingsssee von der Stadt Wien gepachtet und befinden sich im Gebiet Wienerberg. Die Teiche sind öffentlich nicht zugänglich und werden von Anrainern der Schrebergartensiedlung zum Baden genützt.

Bis ca. 1924 dienten die Teiche zur Einleitung von Abwässern, die bei der Tonschlammung anfielen. Nach der Stilllegung der Ziegelgruben füllten sich diese mit Grund- und Niederschlagswasser und wurden schließlich von der Stadt Wien verpachtet. Die Gewässer wurden teilweise aufgeschüttet und als Baugrund zur Verfügung gestellt. In beiden Teichen wurde wiederholt eine starke Eutrophierung festgestellt (Zoufal *et al.*, 2002; Schagerl *et al.*, 2004) und in den 1980er- und 1990er-Jahren wurden mehrere Sanierungskonzepte und Managementmaßnahmen von der Universität Wien erstellt (Janauer & Kroissböck, 1988). In weiterer Folge erwiesen sich die Maßnahmen jedoch als nicht ausreichend, um eine Verbesserung zu erwirken.

Da keine aktuellen Daten vorlagen, beauftragte die Stadt Wien, Wiener Gewässer die Firma DWS Hydro-Ökologie 2019 mit einem Untersuchungsprogramm, das Erhebungen zur Gewässerökologie sowie die Auswertung morphometrischer Kartengrundlagen umfasste (Riedler *et al.*, 2020). Basierend auf diesen Ergebnissen wurde ein Sanierungskonzept erstellt und im Mai 2021 erfolgte die Installation von Tiefenbelüftungsanlagen in beiden Teichen. Überdies wurden von den KGV Online-Sonden finanziert, die laufend Messwerte der physikalisch-chemischen Parameter erheben. Eine Optimierung des Anlagenbetriebs ermöglicht außerdem ein Fernbedienungsmodul, mit dem die Betriebszeiten der Anlage jederzeit – entsprechend den aktuellen Sauerstoff-Verhältnissen – angepasst werden können. Um darüber hinaus Informationen über die Entwicklung der Gewässerökologie zu erhalten, beauftragte die Stadt Wien, Wiener Gewässer erneut die DWS Hydro-Ökologie mit der Durchführung eines gewässerökologischen Monitorings im Jahr 2021 (Riedler *et al.*, 2022). Die Ergebnisse des Monitorings zeigten eindeutig erste Sanierungserfolge, machten aber auch deutlich, dass es ein längerfristiger Prozess sein wird, das über viele Jahre sedimentierte organische Material abzubauen und das Tiefenwasser anhaltend mit ausreichend Sauerstoff zu versorgen.

In den Jahren 2022 bis 2024 wurden im Auftrag des KGV stichprobenartige Messungen an einzelnen Terminen durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind im vorliegenden Bericht eingearbeitet. Um erneut einen umfassenderen Einblick in den Ist-Zustand der Seen zu erhalten bzw. die Entwicklungsrichtung einschätzen zu können, wurde 2025 von der Stadt Wien, Wiener Gewässer erneut ein ähnliches Untersuchungsprogramm wie 2021 in Auftrag gegeben.

1.2 Arbeitsprogramm

Im limnologischen Monitoringprogramm waren drei **Untersuchungstermine** vorgesehen (22.04., 16.07. und 3.11), anhand derer sowohl eine eventuelle thermische Schichtung im Sommer sowie eine herbstliche Vollzirkulation erfasst werden sollten. Die Beprobungen erfolgten mittels Boot jeweils nahe der Tiefenwasserbelüftungsanlagen in beiden Gewässern (Abb. 1-1). Zur Kontrolle der Sauerstoffversorgung und von thermischen Schichtungsphänomenen wurden **physikalisch-chemische Parameter** wie pH-Wert, Lf, O₂ und Temperatur im Tiefenprofil erhoben. Hierzu wurde eine Multiparametermesssonde der Firma OTT verwendet (wahlweise Freilandmessgeräte der Firma WTW und HACH). Um einen guten Auflösungsgrad von Veränderungen im Vertikalverlauf zu erhalten, erfolgte die Messwerterhebung in 0.5- bzw. 1-m-Schritten. Parallel erfolgte an allen Terminen und in beiden Teichen die Messung der Sichttiefe. Die **Nährstoffsituation** und andere wichtige **chemischen Messgrößen** wurden aus vier Tiefenstufen erhoben (oberflächennah, 3 m, 6 m und über Grund), wobei ein umfangreicherer Parametersatz im Juli analysiert wurde und an den beiden weiteren Terminen ein Schwerpunkt nur auf die Trophieparameter (Phosphor, Chlorophyll-a, Schwebstoffe, Ammonium) gelegt wurde. Die **biologischen Untersuchungen** erfolgten ebenfalls nur im Juli und umfassten qualitative Phytoplankton- und Zooplanktonaufnahmen. Neben der Erhebung des Artenspektrums wurde eine Schätzung der relativen Häufigkeiten basierend auf einer 5-stufigen Skala durchgeführt.

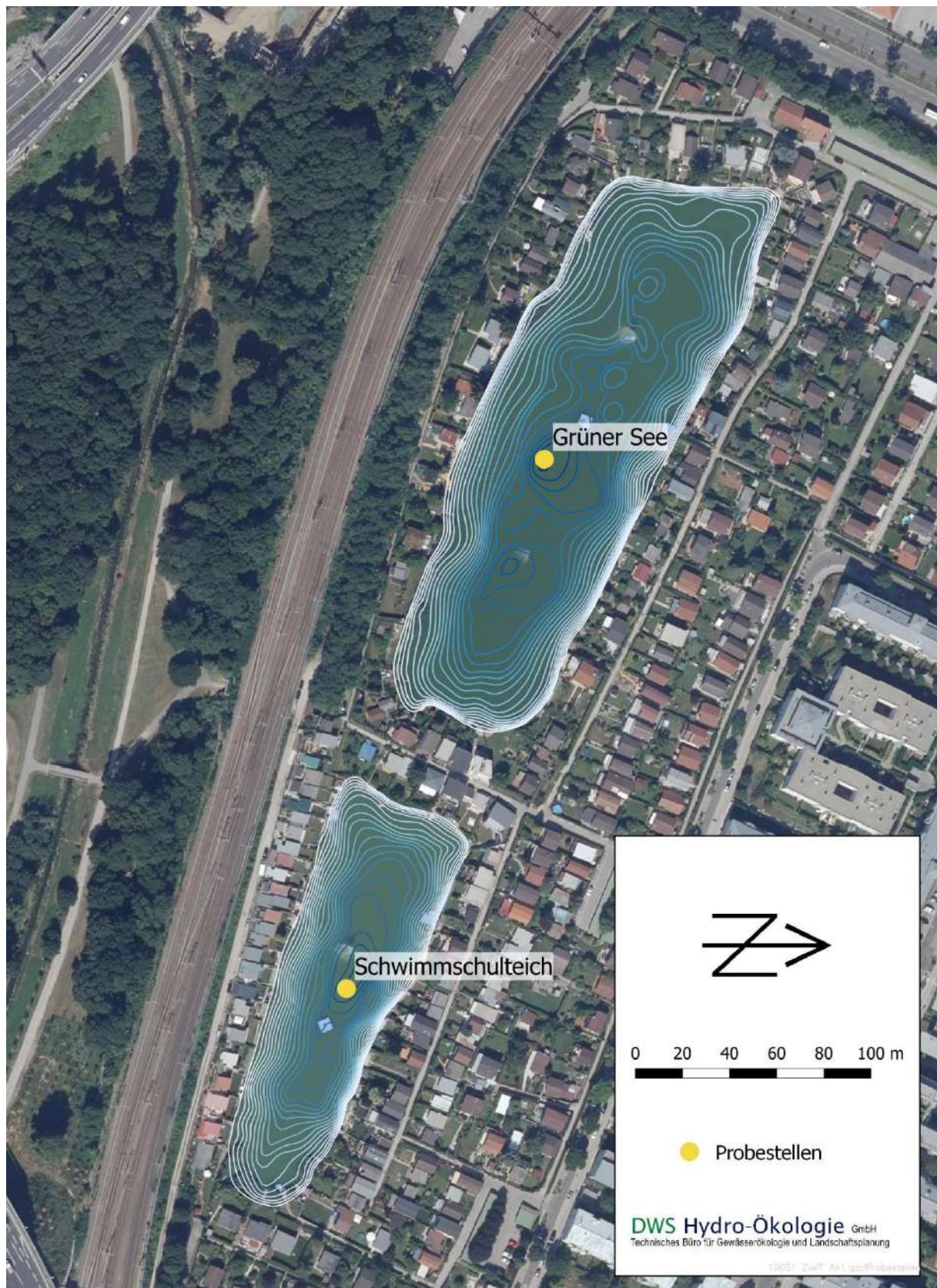


Abb. 1-1 Isobathenkarte der Zwillingsteiche basierend auf einer Vermessung aus den 1980er Jahren (Janauer & Kroissböck 1988) mit den Probestellen für die gewässerökologischen Untersuchungen.

2 Gewässerökologie

2.1 Physikalisch-chemische Parameter

Die thermische Schichtung in Gewässern hat großen Einfluss auf den Stofftransport und die Stoffflüsse. Der temperaturbedingte Dichteunterschied der einzelnen Wasserkörper verhindert in der Regel einen Stoffaustausch zwischen den Schichten. Ohne die Zufuhr von Sauerstoff aus den oberen Schichten kommt es im Tiefenwasser zu starken Sauerstoffzehrungen und anoxischen Bedingungen. Herabsinkendes organisches Material wird unter diesen reduktiven Bedingungen nur mehr unvollständig abgebaut. Ein weiterer Effekt der geringen Sauerstoffverfügbarkeit ist die Anreicherung von gelösten und aus dem Sediment freigesetzten Nährstoffen, welche als Ionen in Erscheinung treten. All diese Prozesse spiegeln sich in den physikalisch-chemischen Parametern wider, welche herangezogen werden, um die saisonalen Veränderungen im See zu veranschaulichen.

Im April war im **Grünen See** bereits ein deutlicher **Temperaturgradient** ausgebildet, mit 17 °C warmem Oberflächenwasser und knapp 7 °C über Grund (Abb. 2-1). Das Epilimnion war klar abgegrenzt und umfasste rund 1.5 m. Mitte Juli hatte sich das Epilimnion auf 2.5 m ausgedehnt und auf fast 12 °C erwärmt, auch im Tiefenwasser erfolgte ein Anstieg auf ca. 12 °C. Einheitliche rund 11 °C charakterisierten den November-Termin.

Unterhalb der Sprungschichte fiel der **Sauerstoffgehalt** im April zunächst deutlich ab (von oberflächennahen rund 14 mg L⁻¹ auf 7 mg L⁻¹, konnte aber durch die Tiefenbelüftung bis knapp über Grund auf diesem Niveau gehalten werden. Im Juli verlief das Profil zunächst ähnlich, allerdings war das Hypolimnion bis auf einen minimalen Sauerstoffanstieg in 7 m Tiefe anoxisch. Nach der Durchmischung wies die gesamte Wassersäule eine Sauerstoffkonzentration von knapp 10 mg L⁻¹ auf.

Die **pH-Werte** zeigten weitgehend einen ähnlichen Verlauf wie die Sauerstoffkonzentrationen, nur waren die Gradienten schwächer ausgebildet. Der grundsätzliche Zusammenhang von pH-Wert und Sauerstoff ist auf die photosynthesebedingte Zehrung von CO₂ und Kohlensäure zurückzuführen, die eine Verschiebung im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bedingt, wodurch der pH-Wert ansteigt. Trotz der deutlichen Übersättigungen konnten aufgrund der hohen Pufferkapazität des Grünen Teichs auch im Hochsommer pH-Werte von über 9 vermieden werden. Im Tiefenwasser verursachte die Sauerstofflosigkeit Mitte Juli allerdings einen minimalen pH-Wert von 7.4.

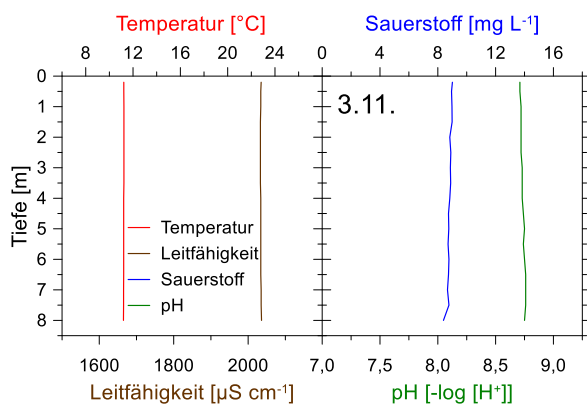
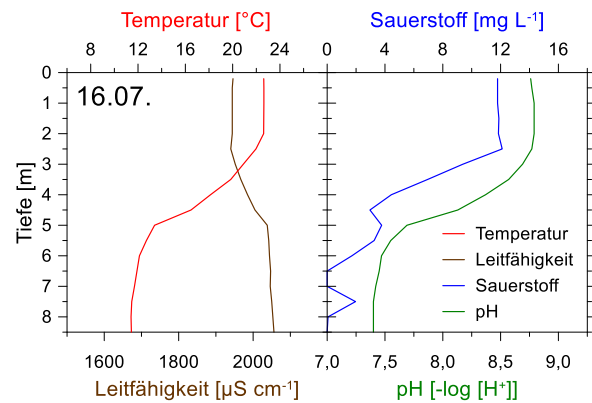
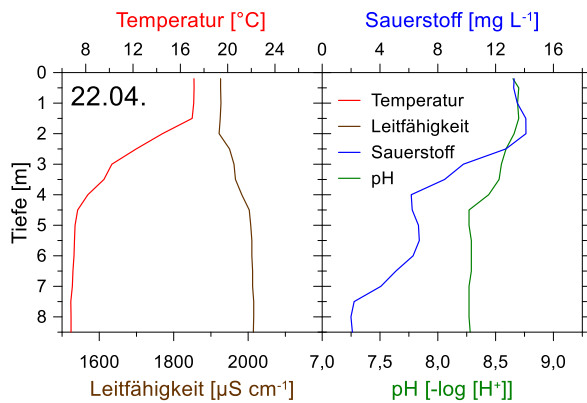
Invers zu den Sauerstoff- und pH-Profilen verlief die **Leitfähigkeit**. Oberflächennah traten demgemäß Werte zwischen 1920 und 1950 µS cm⁻¹ auf, die im Hypolimnion bis auf 2050 µS cm⁻¹ anstiegen. Anfang November, als auch die Wassertemperatur und der pH-Wert weitgehend schwankungslos im Tiefenprofil verliefen, lag die Leitfähigkeit bei rund 2030 µS cm⁻¹. Die gegenüber 2019 niedrigere Leitfähigkeit im Tiefenwasser (bis zu 2350 µS cm⁻¹) deutet ebenfalls auf verringerte Rücklösungsprozesse aus dem Sediment hin.

Zum ersten Untersuchungstermin wies der **Schwimmschulteich** eine ähnlich geschichtetes Temperaturprofil wie der Grüne See auf (Abb. 2-1). Dieser Befund ist insofern bemerkenswert, da in früheren Untersuchungen kaum eine stabile Schichtung ausgebildet war und auch Mitte Juli verlief der Temperaturgradient tatsächlich wieder sehr flach und reichte nur von rund 23 bis 18 °C. Homogene rund 11 °C kennzeichneten schließlich den Teich nach erfolgter, herbstlicher Durchmischung.

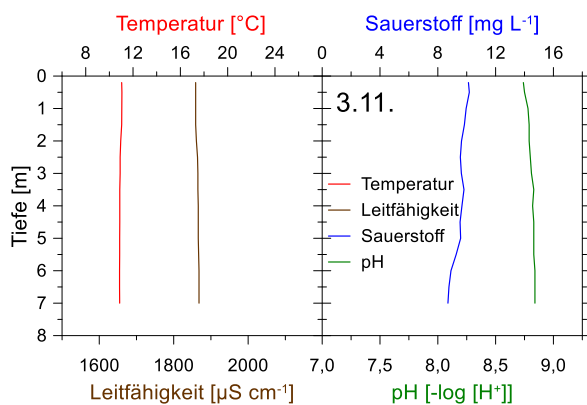
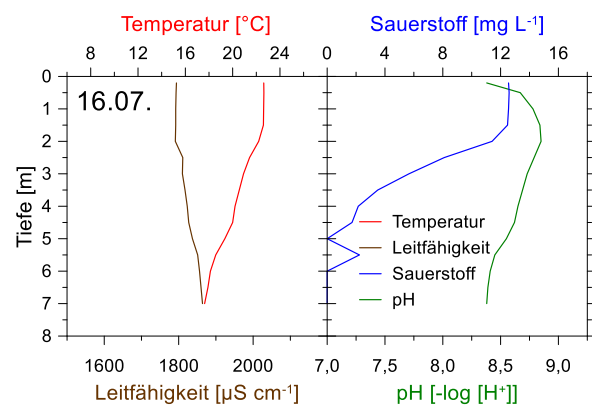
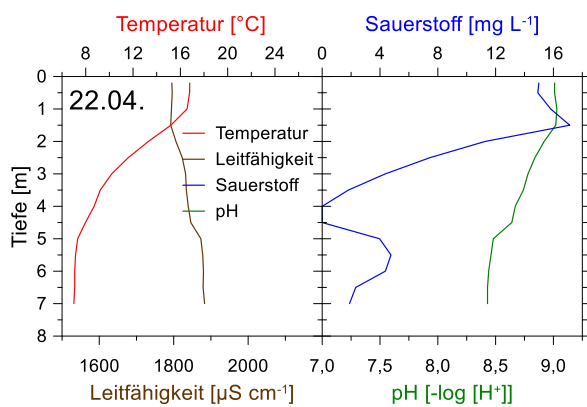
Obwohl keine scharfe Temperaturschichtung ausgebildet war, traten bis zum Herbst große Unterschiede in der vertikalen **Sauerstoffverteilung** auf. Im April und Juli wurden oberflächennah bis zu rund 17 mg L⁻¹ (175%) gemessen, ab etwa 4 m fiel der Sauerstoffgehalte auf unter 4 mg L⁻¹ ab. Wie im Grünen See war im Hypolimnion in rund 6 m Tiefe ein minimaler Sauerstoffanstieg gegeben, der höchstwahrscheinlich auf die Tiefenwasserbelüftung zurückzuführen war, möglicherweise trugen auch Blaualgen zum beobachteten Sauerstoffpeak bei. Nach der Durchmischung wies die gesamte Wassersäule eine Sauerstoffkonzentration von etwa 10 mg L⁻¹ bzw. 90% auf.

Der Zusammenhang zwischen Sauerstoffkonzentration und **pH-Wert** war im Schwimmschulteich erkennbar, allerdings nur schwach ausgeprägt. Die instabile Temperaturschichtung bedingte in den obersten rund 3 m pH-Werte von 9 und im Tiefenwasser einen leichten Rückgang auf 8.4. Vergleicht man diese Messergebnisse mit jenen aus dem Grünen See, aber auch mit den Werten von 2019, zeigt sich im kleineren Teich 2025 eine deutlich geringere Spannbreite.

Ein ähnlicher Befund gilt anhand der bisherigen Aufnahmen für die Leitfähigkeit. Im Schwimmschulteich umfasst die **Leitfähigkeit** 2025 einen sehr engen Wertebereich von rund 1800 bis 1900 µS cm⁻¹ unabhängig von Tiefe und Jahreszeit. Auch 2021 lagen zwischen den Minima und Maxima nur rund 100 µS cm⁻¹. Damit nahmen die Werte nicht nur gegenüber 2019 ab, sondern waren auch insgesamt niedriger als im benachbarten Grünen See.



Grüner See



Schwimmshultheich

Abb. 2-1 Vertikalprofil der Wassertemperatur, der Sauerstoffsättigung, des pH-Werts und der Leitfähigkeit im **Grünen See** und im **Schwimmshultheich**.

In den nachfolgenden Abbildungen Abb. 2-2, Abb. 2-3, Abb. 2-4 und Abb. 2-5 sind die **Online-Daten** der Multiparametermesssonde im Tiefenbereich des **Grünen Sees** im Zeitraum 2021 bis 2025 dargestellt. Die Laufzeit der Tiefenwasserbelüftungsanlagen in beiden Seen lag zwischen Durchmischung und Wiedereinstellung der Schichtung bei 4 h d^{-1} , während der Schichtungsphase liefen die Anlagen im Dauerbetrieb mit einer Unterbrechung von 0.5 h d^{-1} .

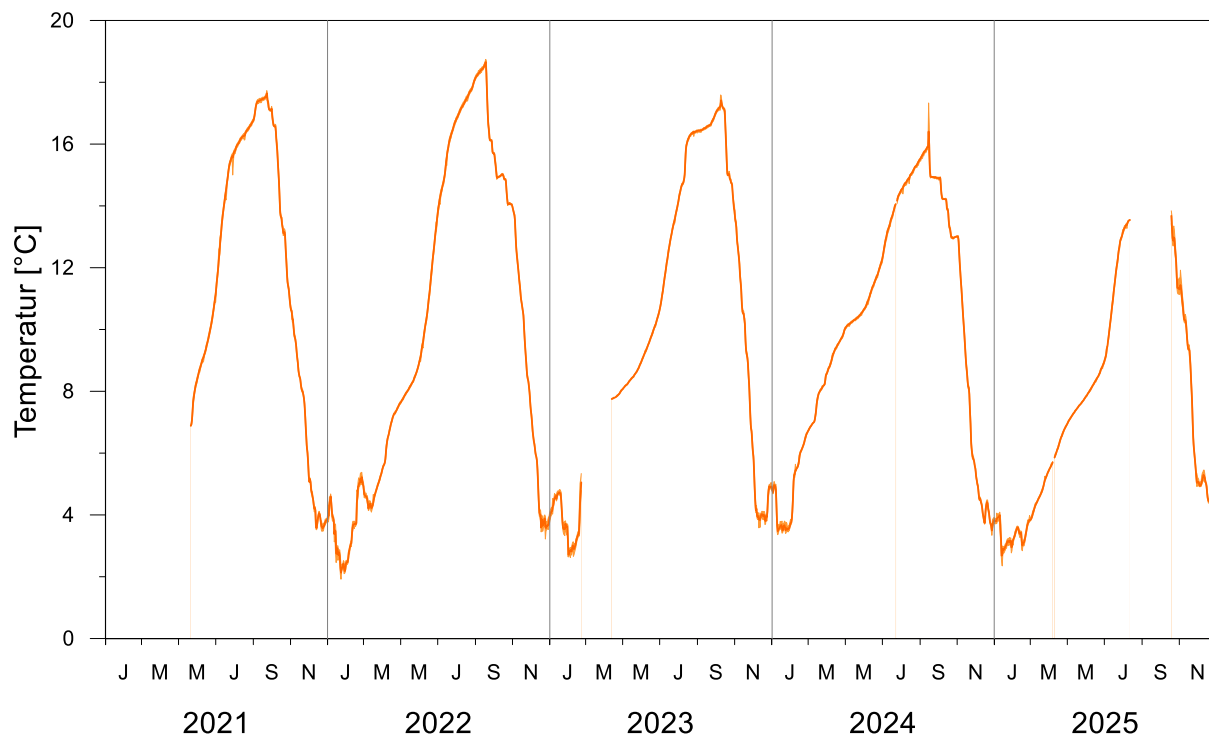


Abb. 2-2 Online-Daten der Wassertemperatur im Zeitraum Mai 2021 bis Dezember 2025 im **Grünen See**.

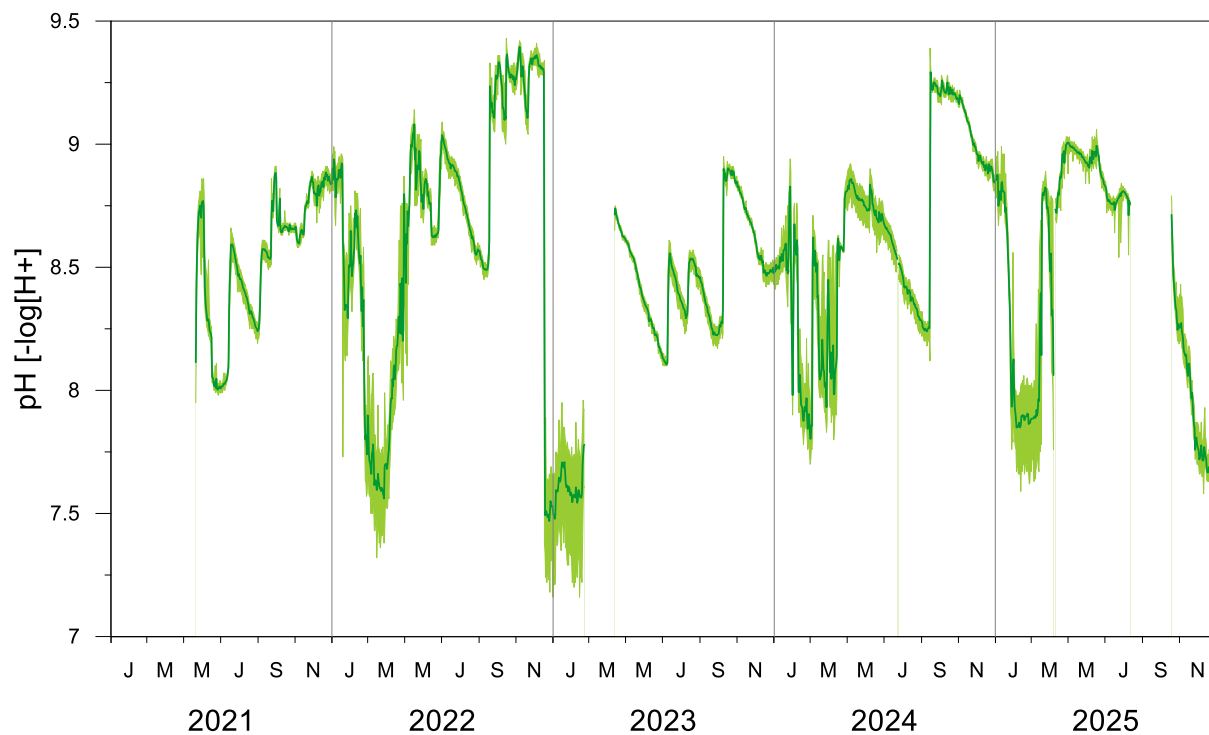


Abb. 2-3 Online-Daten des pH-Werts im Zeitraum Mai 2021 bis Dezember 2025 im **Grünen See**.

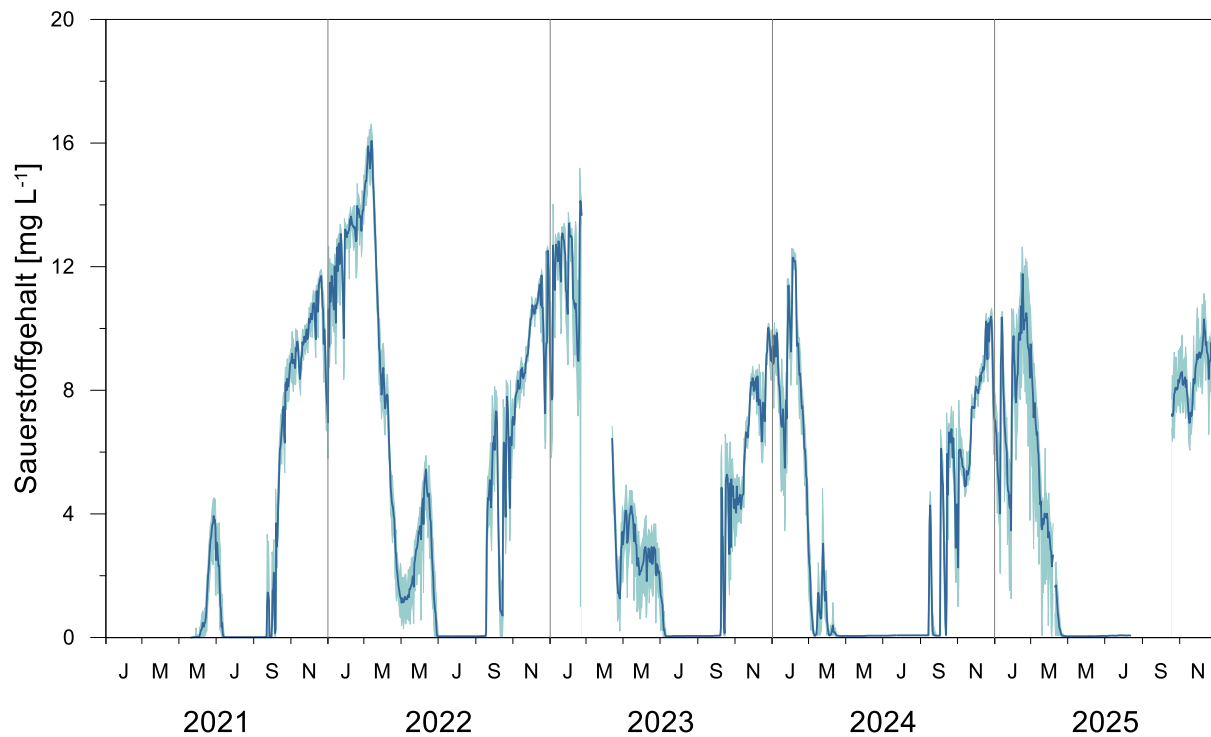


Abb. 2-4 Online-Daten der Sauerstoffkonzentration im Zeitraum Mai 2021 bis Dezember 2025 im **Grünen See**.

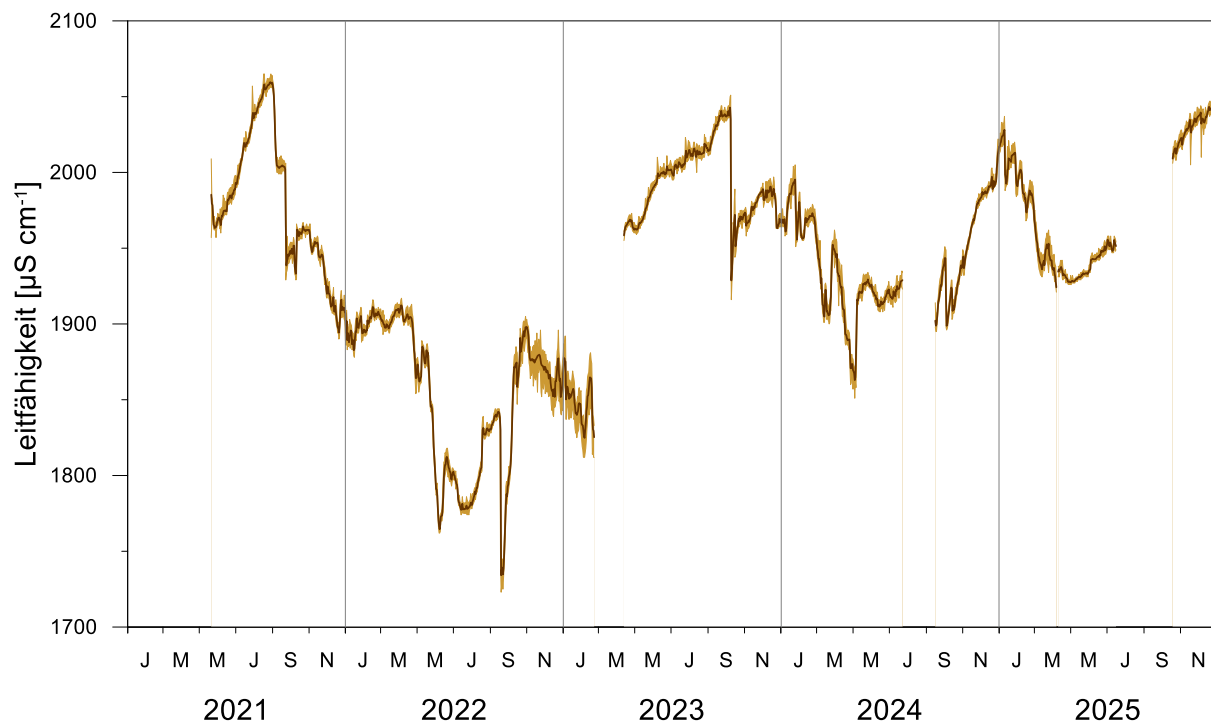


Abb. 2-5 Online-Daten der Leitfähigkeit im Zeitraum Mai 2021 bis Dezember 2025 im **Grünen See**.

Die Abbildungen Abb. 2-6, Abb. 2-7, Abb. 2-8 und Abb. 2-9 zeigen die **Online-Daten** der Multiparametermesssonde im Tiefenbereich des **Schwimmschulteiches** im Zeitraum 2021 bis 2025.

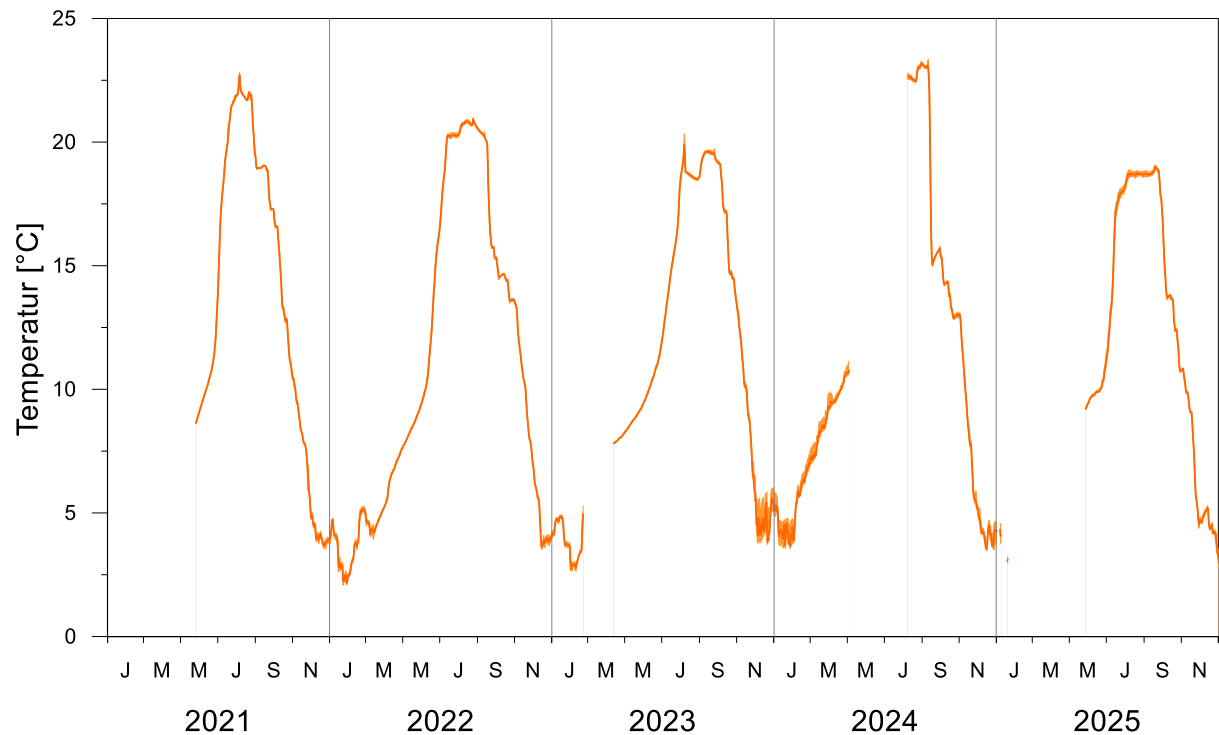


Abb. 2-6 Online-Daten der Wassertemperatur im Zeitraum Mai 2021 bis Dezember 2025 im **Schwimmschulteich**.

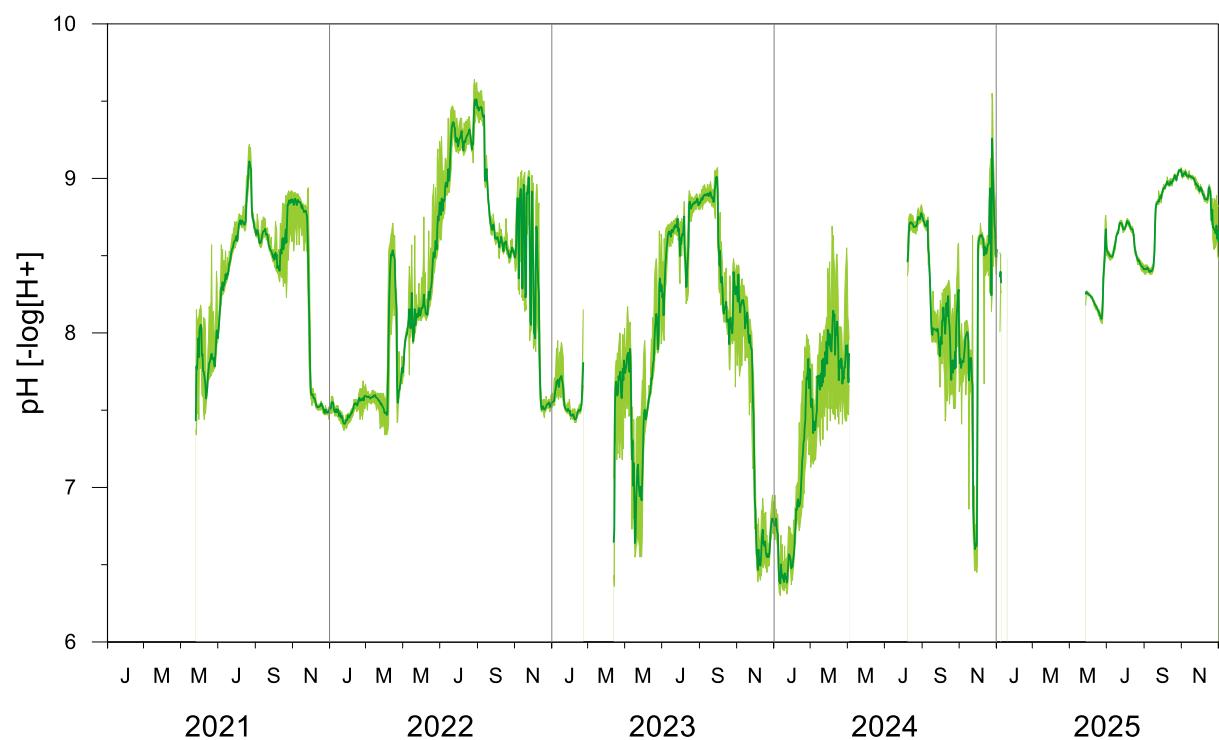


Abb. 2-7 Online-Daten des pH-Werts im Zeitraum Mai 2021 bis Dezember 2025 im **Schwimmschulteich**.

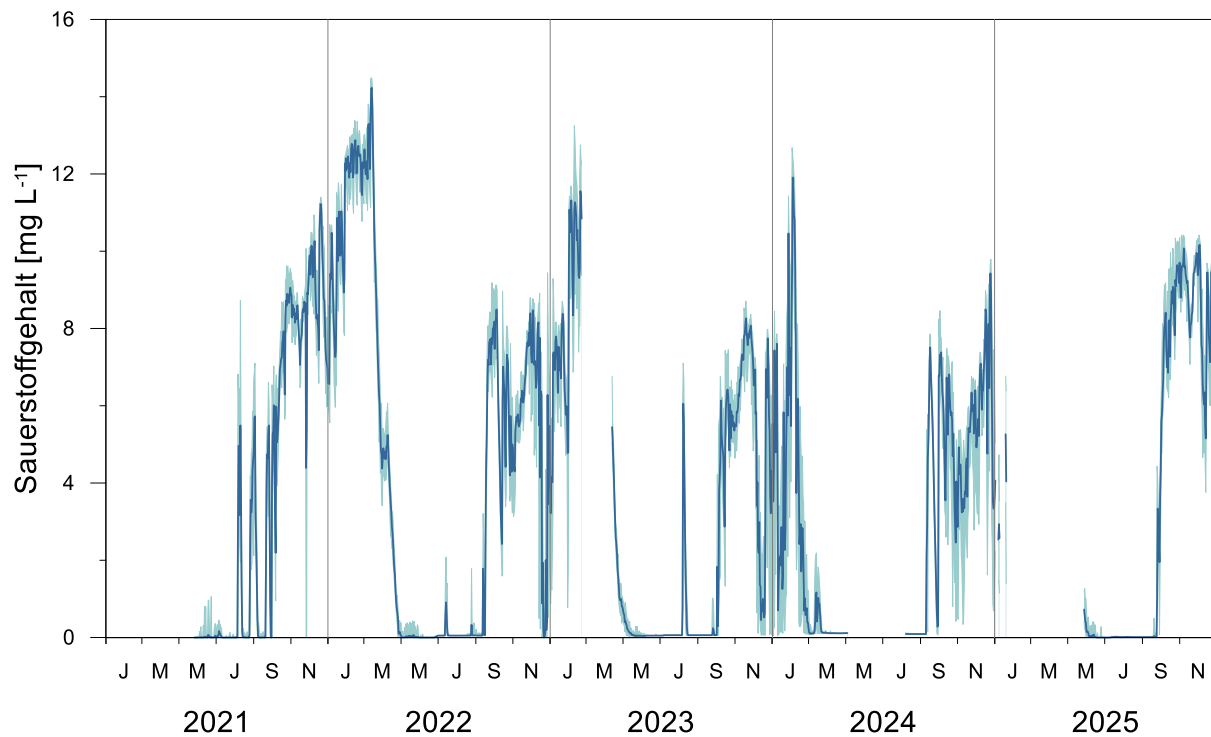


Abb. 2-8 Online-Daten der Sauerstoffkonzentration im Zeitraum Mai 2021 bis Dezember 2025 im **Schwimmschulenteich**.

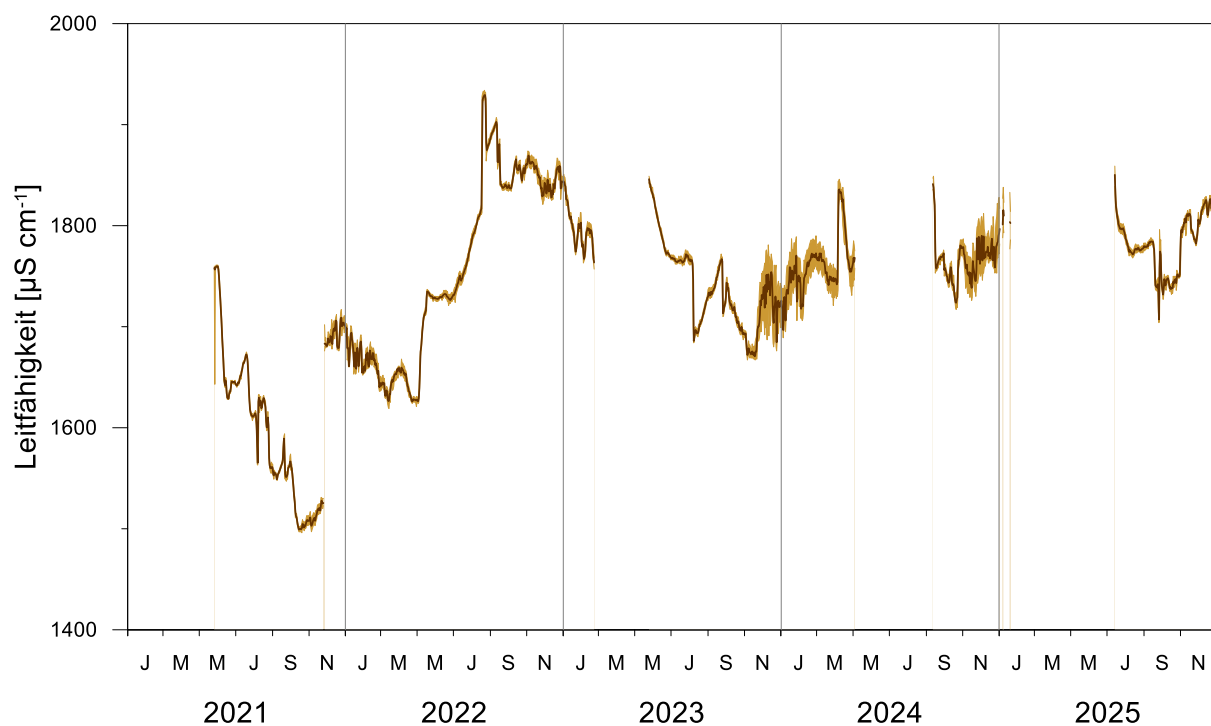


Abb. 2-9 Online-Daten der Leitfähigkeit im Zeitraum Mai 2021 bis Dezember 2025 im **Schwimmschulenteich**.

2.2 Ionen

Der Grundchemismus, also die Hauptbestandteile der gelösten Stoffe (Elektrolyte, Salze), wird durch den geologischen Untergrund bestimmt, der hauptsächlich aus Tegel- und Tonmergelschichten besteht. Kleinräumig scheinen bestehen allerdings deutliche Unterschiede im Gebiet, so beträgt die Leitfähigkeit in den nahe liegenden Bendateich und Buttinger Teich rund 2600 bzw. 1900 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Riedler *et al.* 2018a), im Wienerbergteich hingegen nur knapp 1500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Riedler *et al.* 2018b).

Die Gesamtkonzentration von Elektrolyten lag im **Grünen See** im Juli 2025 (gemittelt über alle Tiefenstufen) bei 49 meq L⁻¹ und wurde von Magnesium bei den Kationen sowie dem Säurebindungsvermögen bei K_S; 4,3 auf der Anionenseite dominiert (Tab. 2-1). Veränderungen im Vertikalprofil waren kaum gegeben, nur das Ammonium-N erfuhr eine leichte Anreicherung im Tiefenwasser (Abb. 2-10, Kap. 2.3), während das Calcium in den oberflächennahen Gewässerschichten ausgefällt und im Hypolimnion wieder teilweise rückgelöst wurde. Im **Schwimmschulteich** war die Elektrolytkonzentration mit 46 meq L⁻¹ ein wenig niedriger als im Grünen See. Die Differenz zeigte sich dabei allen Ionen, die anteilmäßige Veränderung der Ionen im Tiefenprofil war minimal.

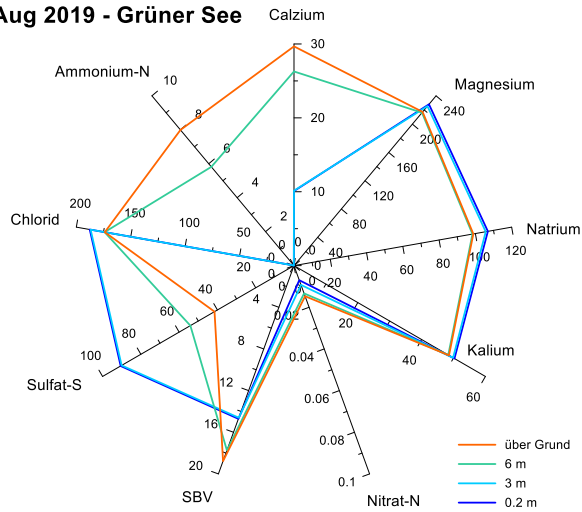
Tab. 2-1 Mittlere Konzentrationen (mg L⁻¹ bzw. beim Säurebindungsvermögen mmol L⁻¹) sowie relative Anteile (auf Basis der meq L⁻¹; jeweils bezogen auf Kat- bzw. Anionen) der Haptionen im Grünen See und im Schwimmschulteich (jeweils berechnet von allen Tiefenstufen; n.n. = nicht nachweisbar).

Parameter	Grüner See			Schwimmschulteich		
	mg L ⁻¹ /mmol L ⁻¹	meq L ⁻¹	%	mg L ⁻¹ /mmol L ⁻¹	meq L ⁻¹	%
Calcium	17.9	0.9	4	14.1	0.7	3
Magnesium	217	17.8	73	209	17.2	76
Natrium	106	4.6	19	89.0	3.9	17
Kalium	47.7	1.2	5	43.7	1.1	5
Ammonium-Stickstoff	0.2	<0.1	<1	<0.1	<0.1	<1
Säurebindungsverm. (pH 4.3)	14.7	14.7	61	14.6	14.6	64
Sulfat-Schwefel	68.6	4.3	18	61.1	3.8	17
Chlorid	186	5.2	22	151	4.3	19
Nitrat-Stickstoff	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Summe	-	49	-	-	46	-

Vergleicht man die Messwerte von Juli 2025 mit den jeweils im Sommer **2019, 2021 und 2023** erhobenen Ionenkonzentrationen, sind aktuell die Unterschiede im Vertikalprofil weitaus geringer gegenüber der Erstaufnahme, v.a. im Grünen See. Nitrat konnte aktuell in beiden Gewässern nicht nachgewiesen werden, wobei dieses Ergebnis auf einer einzigen Aufnahme basiert, die im Sommer, also am Höhepunkt der Vegetationsperiode stattfand – wenn die Aufzehrung durch Algen idR am größten ist. Erfreulich sind die geringe Rücklösung von Ammonium im Tiefenwasser und offensichtlich auch eine reduzierte, sedimentnahe Umwandlung von Sulfat in Schwefelwasserstoff.

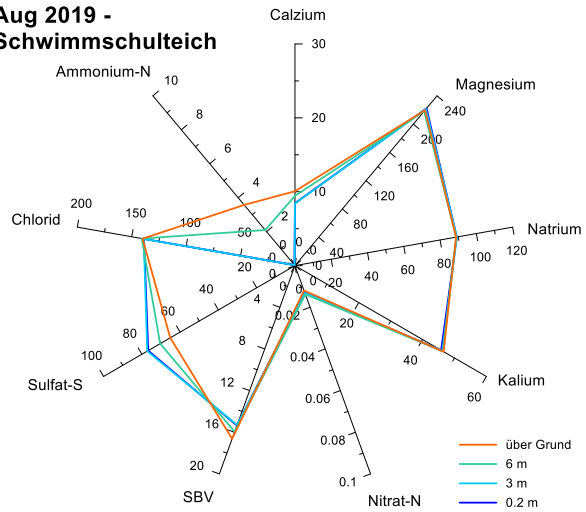
Grüner See

Aug 2019 - Grüner See

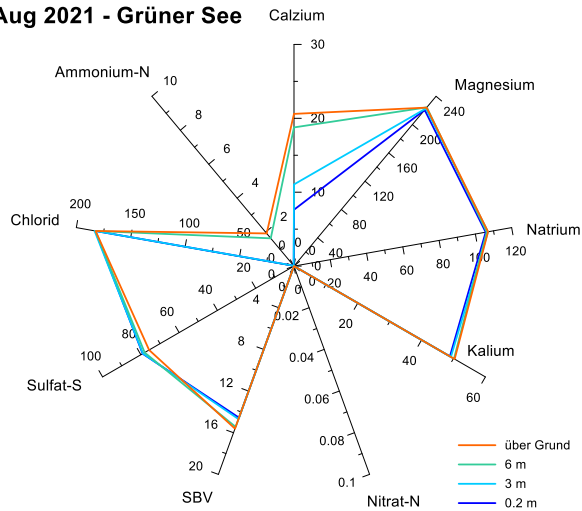


Schwimmschultheich

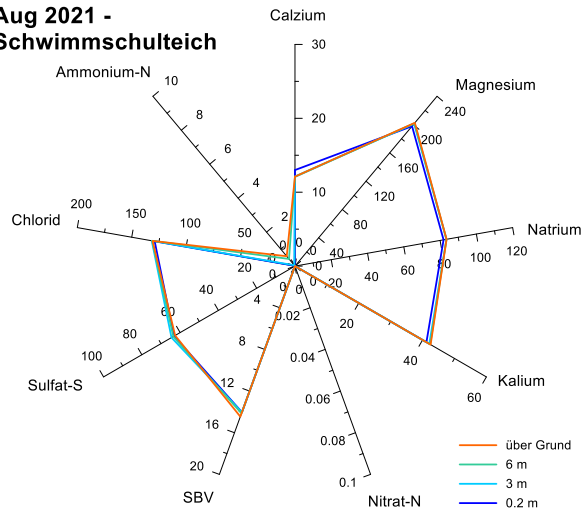
Aug 2019 - Schwimmschultheich



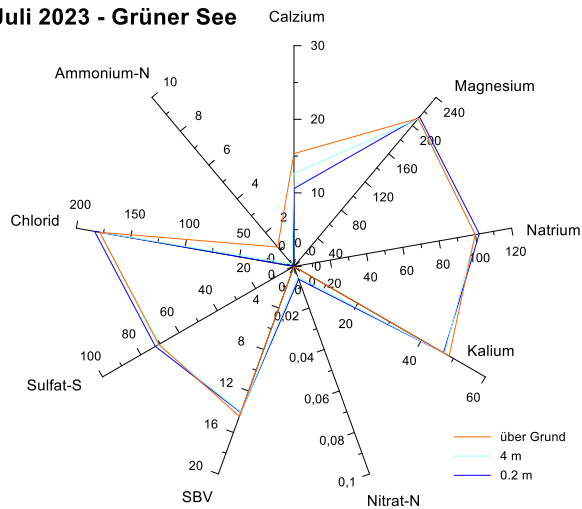
Aug 2021 - Grüner See



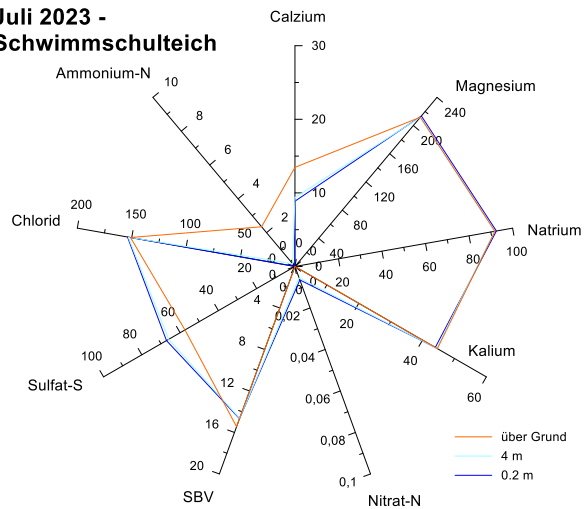
Aug 2021 - Schwimmschultheich



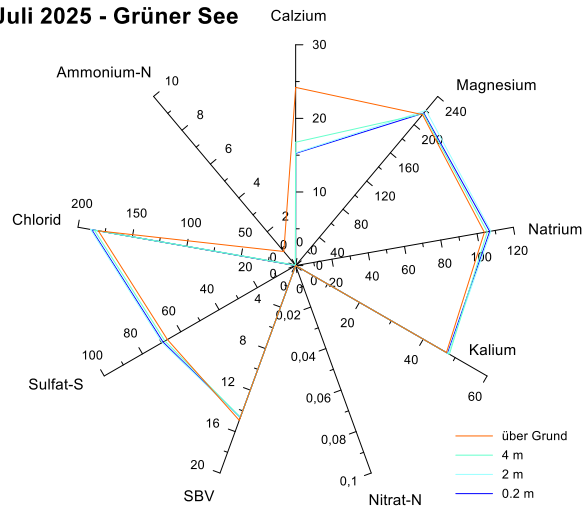
Juli 2023 - Grüner See



Juli 2023 - Schwimmschultheich



Juli 2025 - Grüner See



Juli 2025 - Schwimmschulsteich

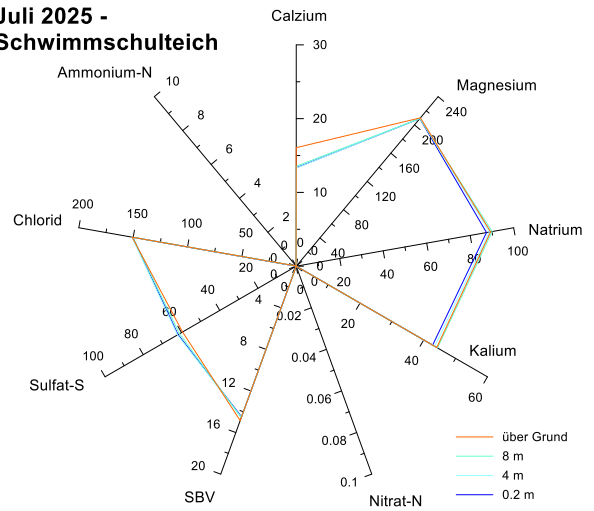


Abb. 2-10 Konzentrationen der Hauptionen getrennt nach den 5 Tiefenstufen im **Grünen See** (links) und im **Schwimmschulsteich** (rechts) jeweils im Juli 2025 sowie im August 2019 und 2021.

2.3 Nährstoffe

Phosphor

Phosphor ist ein essenzieller Nährstoff für Pflanzen und in unseren Gewässern häufig produktions-limitierend. Eine erhöhte Phosphorzufuhr kann daher die Algenproduktion ankurbeln und zu einer Überdüngung des Gewässers führen. Phosphor tritt im Gewässer in verschiedenen Verbindungen und Fraktionen auf. Der Gesamtposphor (oder Totalphosphor, TP) umfasst eine gelöste und eine partikuläre Fraktion. Beim gelösten Phosphor wird eine reaktive (SRP) und eine unreaktive (SUP) Fraktion unterschieden. Während erstere direkt für aquatische Pflanzen verfügbar ist, müssen gelöste unreaktive Phosphorverbindungen vor ihrer Nutzung zuerst enzymatisch aufgeschlossen werden.

Im **Grünen See** wurden **2025** Totalphosphorgehalte zwischen 31 und 125 $\mu\text{g L}^{-1}$ erhoben, wobei niedrigere Werte – um 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ – während der Schichtungsphase im Sommer im Epilimnion auftraten (Abb. 2-11). Der größte Anteil am Gesamtposphor lag als **partikulär gebundener Phosphor (PP)** vor und überwog mit 59–88%. Die **SUP-Gehalte** umfassten unabhängig von Tiefe und Saisonalität nur Konzentrationen zwischen 11 und 13 $\mu\text{g L}^{-1}$. Auch die **Orthophosphat**-Gehalte waren durchwegs niedrig ($<3 \mu\text{g L}^{-1}$) häufig sogar geringer als die Bestimmungsgrenze. Rücklösungen im Tiefenwasser wurden – wie schon in den Jahren **2021–2023** – nicht festgestellt. Dieser Befund stellt auch die bedeutendste Veränderung gegenüber den Untersuchungen **2019** dar, als die anoxisch bedingte Anreicherung des Orthophosphats im Tiefenwasser bis zu 135 $\mu\text{g L}^{-1}$ ausmachte.

Etwas höhere **Totalphosphorgehalte** traten **2025** im **Schwimmschulsteich** auf (56–198 $\mu\text{g L}^{-1}$), wobei ähnlich wie im benachbarten Teich, die geringeren Werte im Epilimnion festgestellt wurden (Abb. 2-12). Der **partikulär gebundene Phosphor** reichte von 68 bis 81% (39–143 $\mu\text{g L}^{-1}$), die höchsten Konzentrationen traten im Juli über Grund auf und stimmen mit erhöhten Anteilen des anorganischen partikulären Materials überein (vgl. Abb. 2-19). Der Anteil des **SUP** machte mit 13–21 $\mu\text{g L}^{-1}$ meist rund ein Fünftel aus. Erhöhte **Orthophosphat**-Gehalte wurden im April und Juli über dem Sediment gemessen (bis zu knapp 50 $\mu\text{g L}^{-1}$), alle anderen SRP-Werte lagen unter der Bestimmungsgrenze. Die Messergebnisse zeigen nahezu ein identes Bild wie im Jahr 2023, niedrigere Werte wurden 2021 und 2022 dokumentiert. Die Ergebnisse bedeuten jedenfalls eine deutliche Nährstoffreduktion gegenüber **2019**, als die TP-Konzentrationen im Hochsommer in fast 480 $\mu\text{g L}^{-1}$ gipfelten und das Orthophosphat auf bis zu rund 340 $\mu\text{g L}^{-1}$ stieg.



Abb. 2-11 Phosphorfraktionen (SRP ... gelöster reaktiver Phosphor, SUP ... gelöster unreaktiver Phosphor und PP ... partikulärer Phosphor) im Vertikalprofil im **Grünen See 2025, 2021-2023 und 2019** (abweichende Skalierung in Abb. 2-11 und Abb. 2-12).

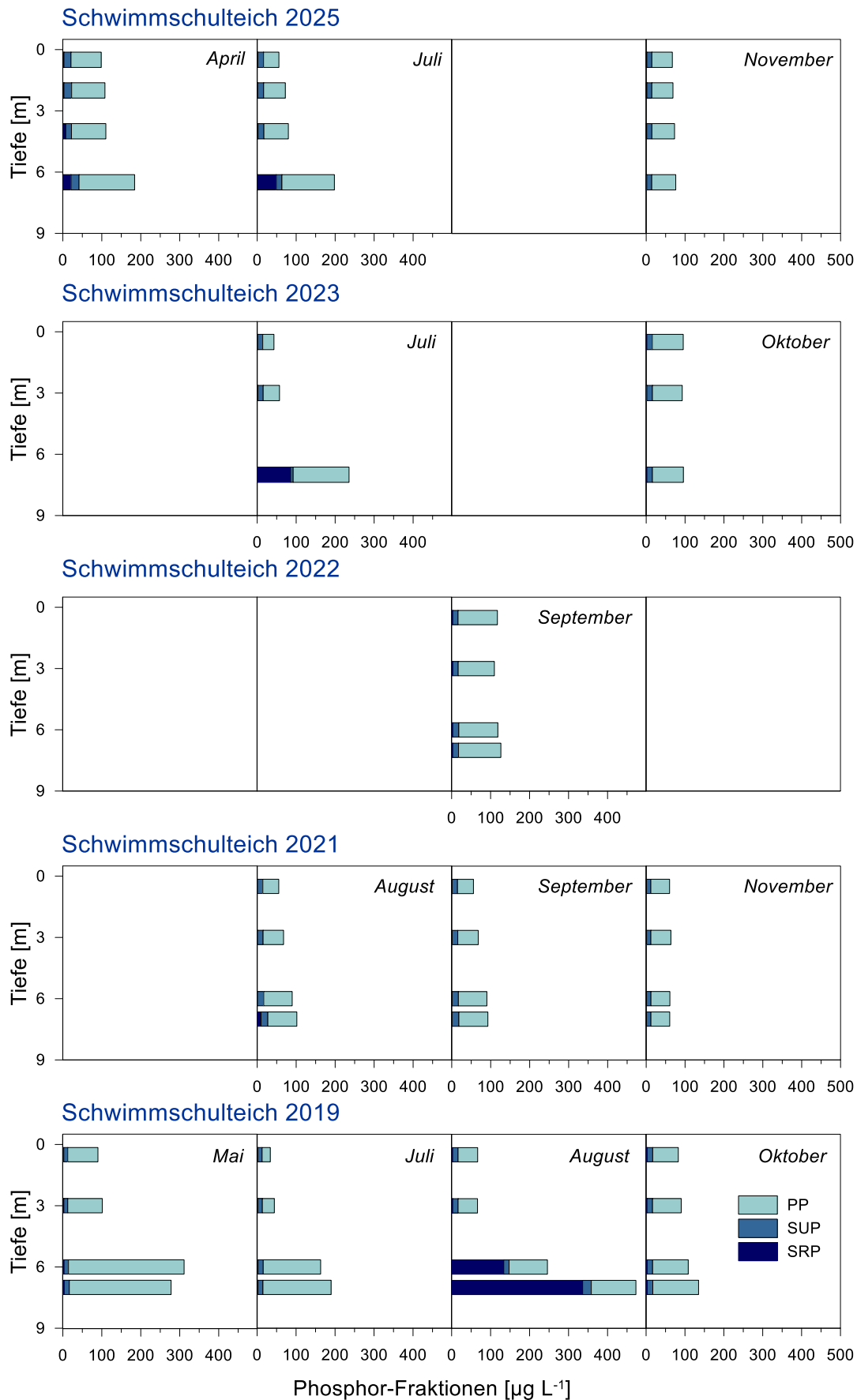


Abb. 2-12 Phosphorfractionen (SRP ... gelöster reaktiver Phosphor, SUP ... gelöster unreaktiver Phosphor und PP ... partikulärer Phosphor) im Vertikalprofil im **Schwimmschulsteich 2025, 2021-2023 und 2019** (abweichende Skalierung in Abb. 2-11 und Abb. 2-12).

Stickstoff

Wie Phosphor ist auch **Stickstoff** für pflanzliches Wachstum notwendig, in den meisten unserer Gewässer jedoch in höheren Konzentrationen anzutreffen und daher seltener produktions-limitierend. Meist vorherrschend ist die gelöste anorganische Fraktion und hier vor allem das **Nitrat**. Unter den analysierten Stickstofffraktionen wird **Ammonium** unter reduktiven Bedingungen verstärkt im Tiefenwasser angereichert und eignet sich daher als Trophieindikator eines Gewässers. **Nitrit** entsteht u.a. als kurzlebiges Zwischenprodukt bei der Umwandlung von Nitrat und Ammonium, mengenmäßig spielt es im Stickstoffkreislauf jedoch meist eine untergeordnete Rolle.

Der **Gesamtstickstoff** sowie ein Großteil der **Fraktionen** wurden **2021, 2023 und 2025** in den Zwillingsteichen nur einmal im **Sommer** erhoben. In Abb. 2-13 sind die Ergebnisse dieses Messtermins den entsprechenden Untersuchungen aus den Sommermonaten in den Jahren 2019 und 2021 gegenübergestellt.

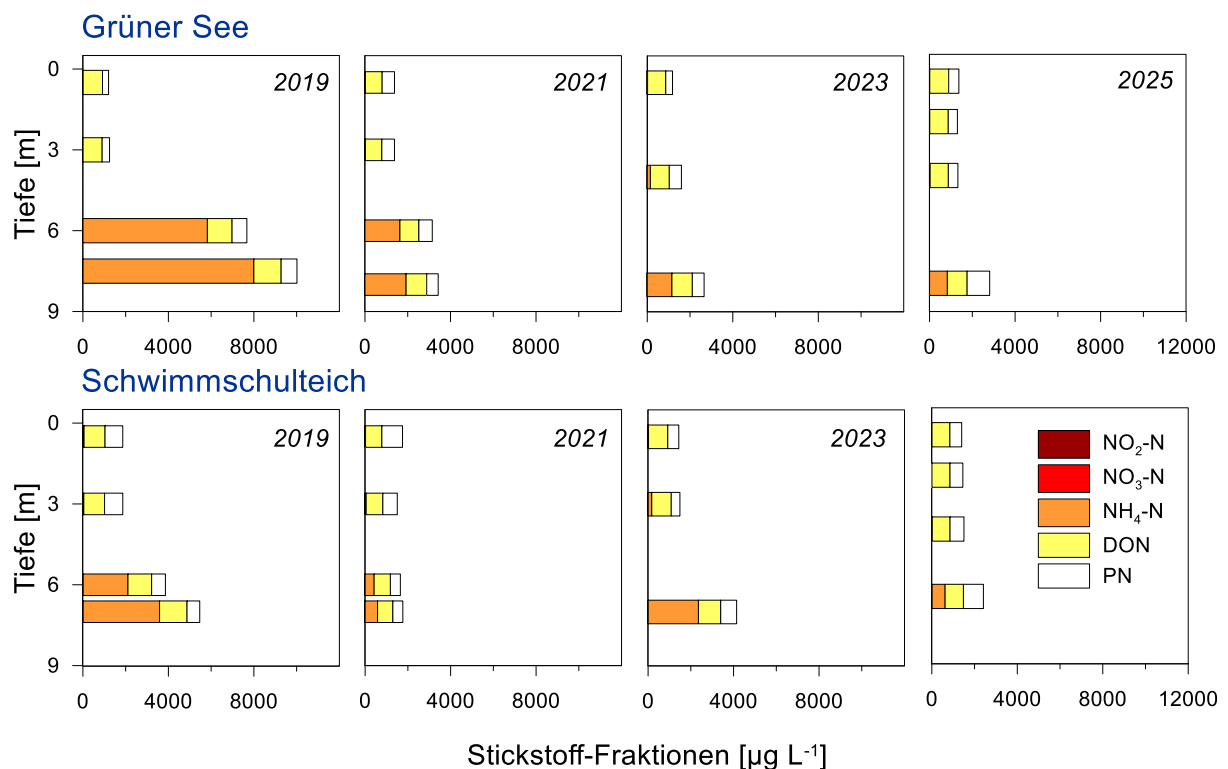


Abb. 2-13 Stickstofffraktionen ($\text{NO}_2\text{-N}$... Nitrit-N, $\text{NO}_3\text{-N}$... Nitrat-N, $\text{NH}_4\text{-N}$... Ammonium-N, DON ... gelöster organischer Stickstoff, PN ... partikulärer Stickstoff) im Vertikalprofil im **Grünen See** und im **Schwimmschulenteich** im Juli **2025** sowie jeweils im August **2019** und **2021** und im Juli **2023**.

Im Juli **2025** betrug der **Gesamtstickstoff** im **Grünen See** im Epilimnion rund 1.3 mg L^{-1} und bestand überwiegend aus dem DON gefolgt von der **partikulären Fraktion**. Im Tiefenwasser nahm der partikuläre Stickstoff ein wenig zu und der **Ammonium-N** stieg – bedingt durch die Sauerstoffzehrung – auf rund 0.8 mg L^{-1} an, wodurch Gesamtstickstoffgehalte von 2.8 mg L^{-1} resultierten. Vergleicht man diese Situation mit jener von August **2019** und **2021** fand 2025 – und bereits auch im Juli **2023** – eine weitaus geringere Anreicherung des Ammoniums im Tiefenwasser statt. Auch die

weiteren Messungen des Ammoniums in den Frühlings- und Herbstmonaten der bisherigen Untersuchungsjahre bestätigen eine Abnahme der Aufkonzentration während der Schichtungsphase und folglich generell geringere Werte während der herbstlichen Durchmischung in der Saison 2025 (Abb. 2-14).

Im **Schwimmschulsteich** wurden im Juli **2025** im Vertikalprofil ähnliche **TN-Gehalte** ($1.4\text{--}2.4\text{ mg L}^{-1}$) ermittelt (Abb. 2-13). Im Epilimnion dominierten die **gelöste organische Fraktion** und der **partikuläre Stickstoff**, im Hypolimnion wurde überdies Ammonium nachgewiesen. Betrachtet man sämtliche Ammonium-Analysen in den Saisonen **2019, 2021-2023** und 2025 zeigt sich auch im Schwimmschulsteich aktuell eine weitaus geringere Anreicherung von Ammonium im Tiefenwasser (max. 1.1 mg L^{-1}) gegenüber den früheren Jahren und insbesondere im Vergleich zu 2019 (max. 3.7 mg L^{-1} , Abb. 2-15). Bei der herbstlichen Durchmischung wurde 2025 kein Ammonium nachgewiesen.

Nitrit-N und **Nitrat-N** lagen in beiden Teichen im Juli 2025 unter bzw. an der jeweiligen Bestimmungsgrenze (Abb. 2-13).

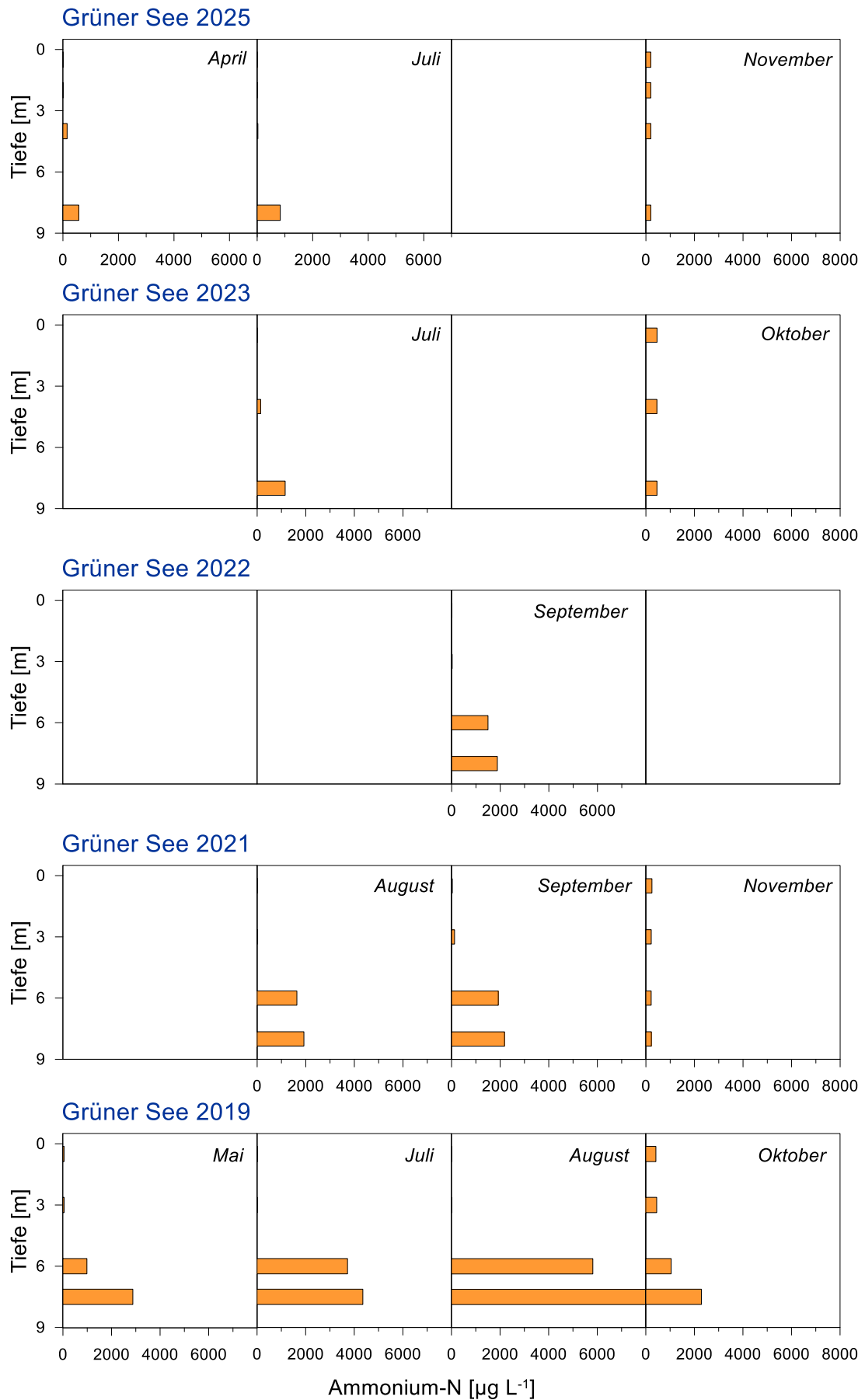


Abb. 2-14 Ammonium-N im Vertikalprofil im **Grünen See 2025, 2021-2023 und 2019** (abweichende Skalierung in Abb. 2-14 und Abb. 2-15).

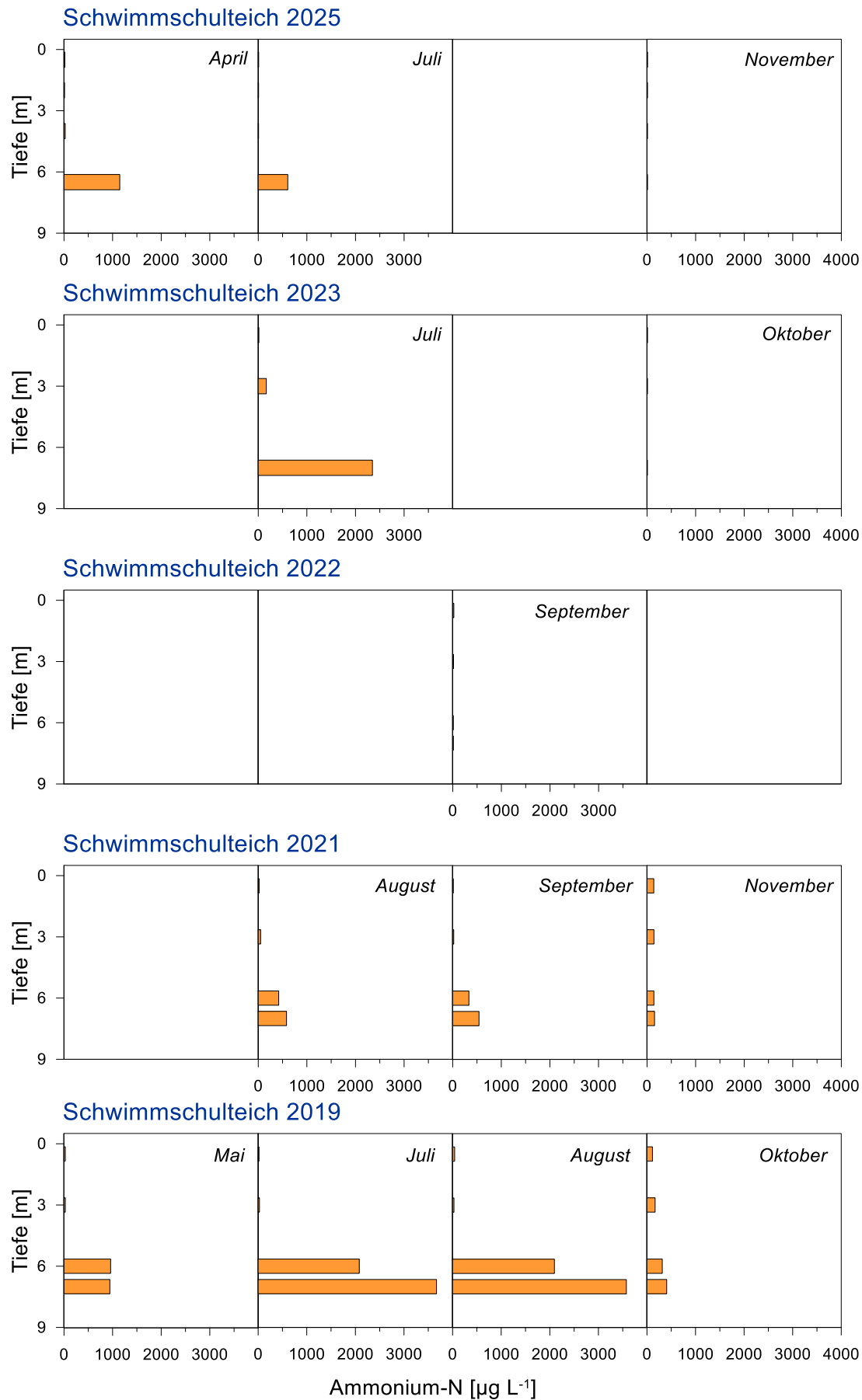


Abb. 2-15 Ammonium-N im Vertikalprofil im **Schwimmschulsteich 2025, 2021-2023 und 2019** (abweichende Skalierung in Abb. 2-14 und Abb. 2-15).

Silizium & gelöster organischer Kohlenstoff

Kieselalgen (Bacillariophyceae) und zum Teil auch Goldalgen (Chrysophyceae) benötigen gelöstes Silizium für den Aufbau ihrer Zellwände. Die wichtigsten Silikatquellen unserer Gewässer sind Einträge über das Grundwasser bzw. oberflächige Zubringer. Sind diese nicht vorhanden, gelangt Silikat nur durch Auflösung sedimentierter Kieselalgenschalen wieder in das Freiwasser. Da der Abbau der Kieselskelette sehr langsam erfolgt und während der Temperaturschichtung keine Nachlieferung aus dem Hypolimnion stattfindet, kommt es im Sommer oft zu einer Anreicherung des Siliziums im Hypolimnion und zu einer Verarmung an Silizium im Epilimnion.

Die Silizium-Konzentrationen lagen im **Juli 2025** im Epilimnion des **Grünen Sees** bei 1.23 mg L^{-1} und stiegen über dem Sediment auf 3.64 mg L^{-1} an (Abb. 2-16). Im **Schwimmschulteich** wurden ähnliche Gehalte festgestellt bei geringeren Unterschieden im Vertikalprofil ($1.68\text{--}2.78 \text{ mg L}^{-1}$). Im Sommer **2023 und 2021** wurde in beiden Zwillingsteichen vergleichbare Werte gemessen, im August **2019** hingegen eine massive Anreicherung im Hypolimnion, die im Grünen See bis zu 19 mg L^{-1} ausmachte und im Schwimmschulteich immerhin 11 mg L^{-1} . Die einmaligen Untersuchungen im August 2021 und Juli 2025 können nur als Momentaufnahmen betrachtet werden, sodass Aussagen über eine jahreszeitliche Entwicklung in Zusammenhang mit der Kiesel- und Goldalgenpopulation nicht möglich sind. Der Vergleich mit früheren Erhebungen lässt jedoch die Hypothese zu, dass die 2025 gemessenen Werte im Epilimnion bereits durch eine Zehrung des Phytoplanktons gegenüber dem gebietsbedingten Grundgehalt reduziert waren (rund 2 mg L^{-1} während der Durchmischung im Herbst 2019).

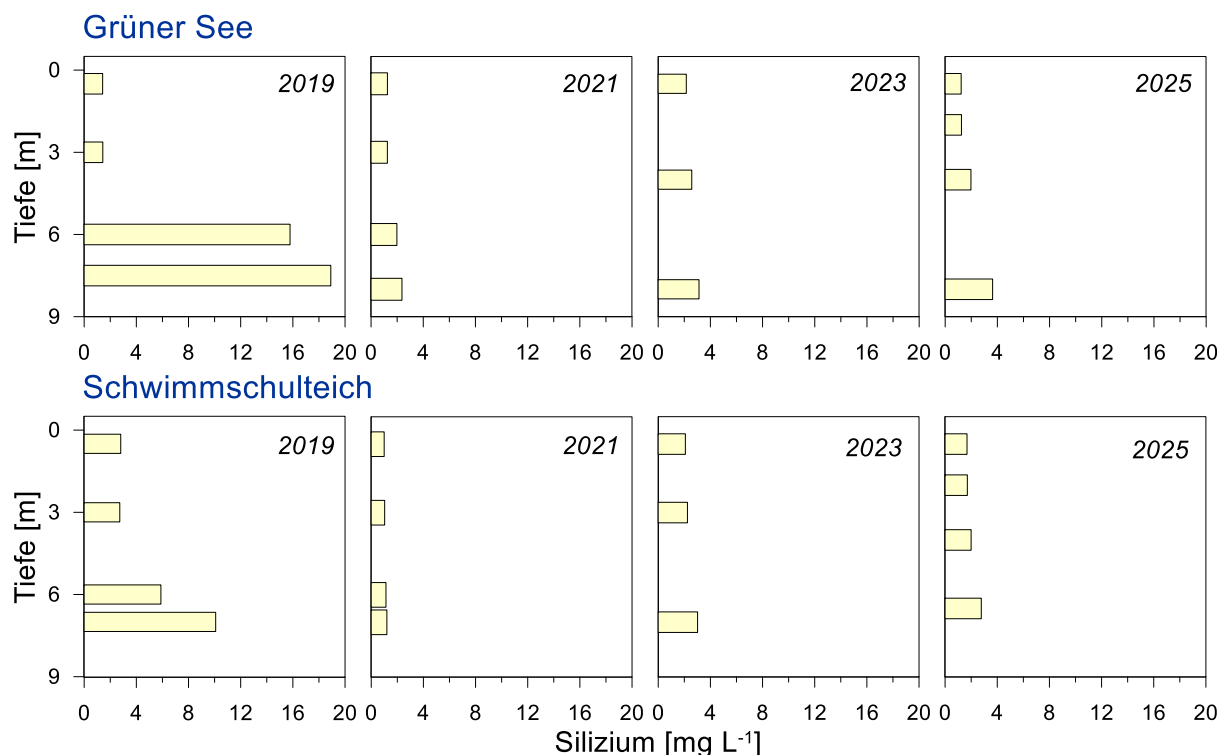


Abb. 2-16 Silizium im Vertikalprofil im **Grünen See** und im **Schwimmschulteich** im Juli 2025 sowie jeweils im August 2019 und 2021 und im Juli 2023.

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) umfasst hochmolekulare, refraktäre (z.B. Huminsäuren) und niedermolekulare, leichter abbaubare organische Verbindungen. Letztere stellen eine wichtige Energie- und Nährstoffquelle für pelagische Bakterien dar.

Die DOC-Konzentrationen umfassten in den Zwillingsteichen im Juli **2025** 9.4 bis 12.4 mg L⁻¹ (Abb. 2-17). Die Werte waren vergleichbar mit den Ergebnissen der bisherigen Erhebungen **2019, 2021 und 2023**, nur im **Grünen See** kam es bisher stets zu einer stärkeren Aufzehrung im Tiefenwasser, was auf eine höhere Bakterienaktivität als im **Schwimmschulteich** hindeutet. Insgesamt kann der Wertebereich als typisch für Ziegelteiche angesehen werden, beispielsweise wurden im nahe gelegenen Wienerbergteich Gehalte in einer ähnlichen Größenordnung mit rund 8 mg L⁻¹ gemessen. Vergleichsweise höhere Konzentrationen treten in ehemaligen Braunkohletagebauseen im Burgenland auf (bis zu 30 mg L⁻¹), signifikant niedrigere Werte z.B. in Donaualtarmen (um 3 mg L⁻¹).

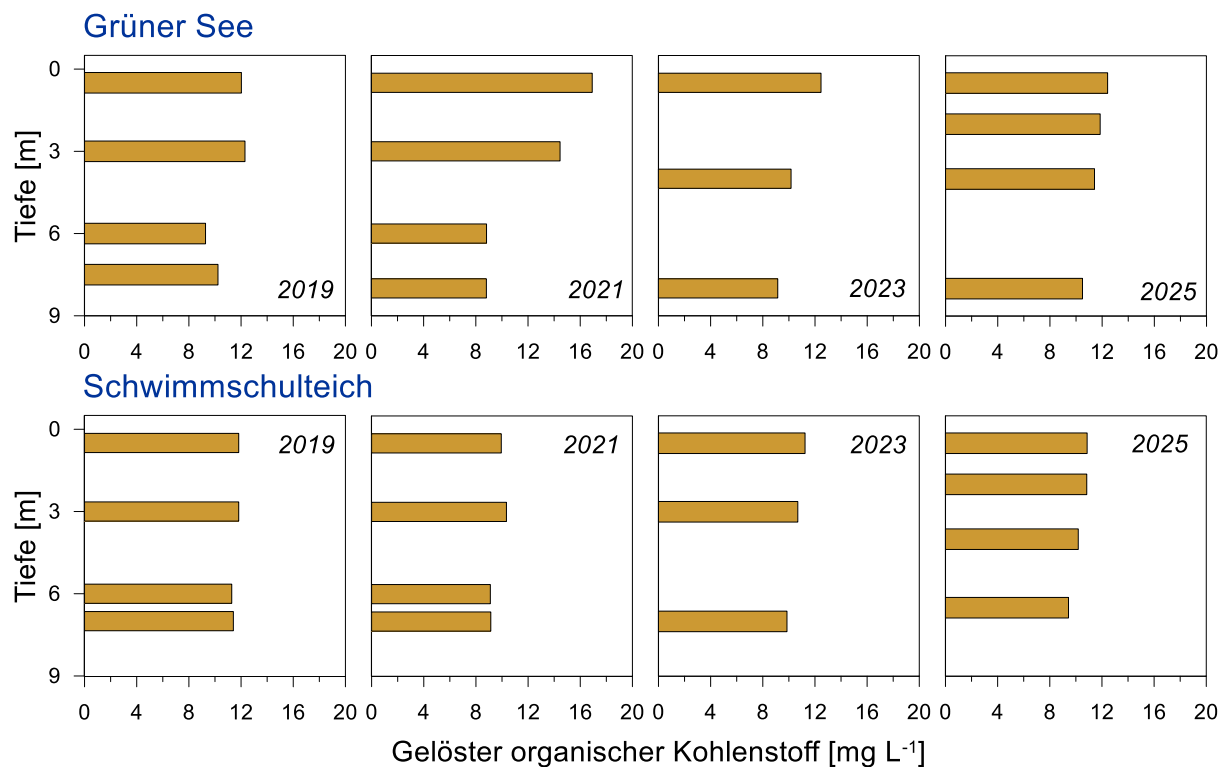


Abb. 2-17 Gelöster organischer Kohlenstoff im Vertikalprofil im **Grünen See** und im **Schwimmschulteich** im Juli **2025** sowie jeweils im August **2019** und **2021** und im Juli **2023**.

2.4 Schwebstoffe, Chlorophyll-a & Sichttiefe

Die **Schwebstoffgehalte** (particulate matter – PM), die **Chlorophyll-a-Konzentrationen** und die **Sichttiefen** stehen in einem Gewässer meist in enger Beziehung. Der Gesamtschwebstoffgehalt setzt sich aus der organischen Komponente POM (particulate organic matter bzw. Glühverlust) und dem anorganischen Anteil PIM (particulate inorganic matter bzw. Aschegewicht) zusammen, beide führen bei entsprechend hoher Konzentration zu einer Eintrübung des Gewässers und folglich zu einer Verringerung der Sichttiefe. In einem stehenden Gewässer, das ausschließlich durch Grundwasser gespeist wird, tritt allerdings eine anorganisch verursachte Trübe selten auf. Ausnahmen sind die temperaturabhängige Calzitfällung, oder ein Eintrag von anorganischen Partikeln im Zuge von Schlechtwetterereignissen (Aufwirbelung, Ein- und Abschwemmung). Eine bedeutendere Rolle für die Abnahme der Gewässertransparenz spielt häufig eine erhöhte Algenbiomasse (ausgedrückt als Chlorophyll-a-Konzentration). Durch die Ansammlung von Phytoplanktern, insbesondere in den durchlichteten, oberflächennahen Gewässerschichten, kann die Sichttiefe deutlich vermindert werden.

Im **Grünen See** umfassten die **Gesamtschwebstoffgehalte** in der Saison **2025** Werte zwischen 7.4 und 32.0 mg L⁻¹ (Abb. 2-18). Im Juli und November wurden überwiegend PM-Konzentrationen < 10 mg L⁻¹ festgestellt, die zu rund 90% aus der organischen **Fraktion** bestanden. Nur im April erreichten die anorganischen Schwebstoffe im Epilimnion ähnliche Anteile wie die organische Komponente und bedingten generell höhere Seston-Gehalte. Die Größenordnung der Schwebstoffmengen stimmt mit den bisherigen Untersuchungen überein. Im **Schwimmschulteich** lagen die Schwebstoffgehalte **2025** (10.68-33.9 mg L⁻¹) in einer ähnlichen Größenordnung wie im Grünen See (Abb. 2-19). Im kleineren der beiden Zwillingsteiche war die organische **Fraktion** (42-85%) allerdings weniger dominant. Gegenüber den Ergebnissen **2021-2023** haben sich die Schwebstoffe hinsichtlich Konzentration und Zusammensetzung wenig verändert, gegenüber **2019** ist aktuell ein niedrigerer Wertebereich und ein geringerer Anteil des Aschgewichts gegeben.

Im **Grünen See** lagen die **Chlorophyll-a-Konzentrationen** an den Untersuchungsterminen **2025** zwischen 20.5 und 55.1 µg L⁻¹ (Abb. 2-21). Höhere Werte wurden tendenziell im Hypolimnion gemessen und sind vermutlich auf die Ansammlung abgesunkener, inaktiver, möglicherweise auch heterotropher Algen zurückzuführen. Der Befund stimmt jedenfalls mit der Verteilung des partikulären Phosphors sowie den organischen Schwebstoffen überein (vgl. Abb. 2-11, Abb. 2-18). Im **Schwimmschulteich** traten überwiegend Chl-a-Gehalte zwischen 40 und 60 µg L⁻¹ auf, nur im Juli wurden über Grund nur 27 µg L⁻¹ gemessen (Abb. 2-22). Der auffälligste Unterschied zu den Untersuchungen 2021 und 2019 ist das Ausbleiben von erhöhten Chl-a-Gehalten sowohl oberflächennah als auch im Tiefenwasser. Dieser Befund kann zumindest für den Juli-Termin durch die zusätzlich zur Ch-a-Bestimmung durchgeführte Pigment-Analytik bzw. der Zusammensetzung des Netzplanktons erklärt werden (vgl. Kap. 2.5).

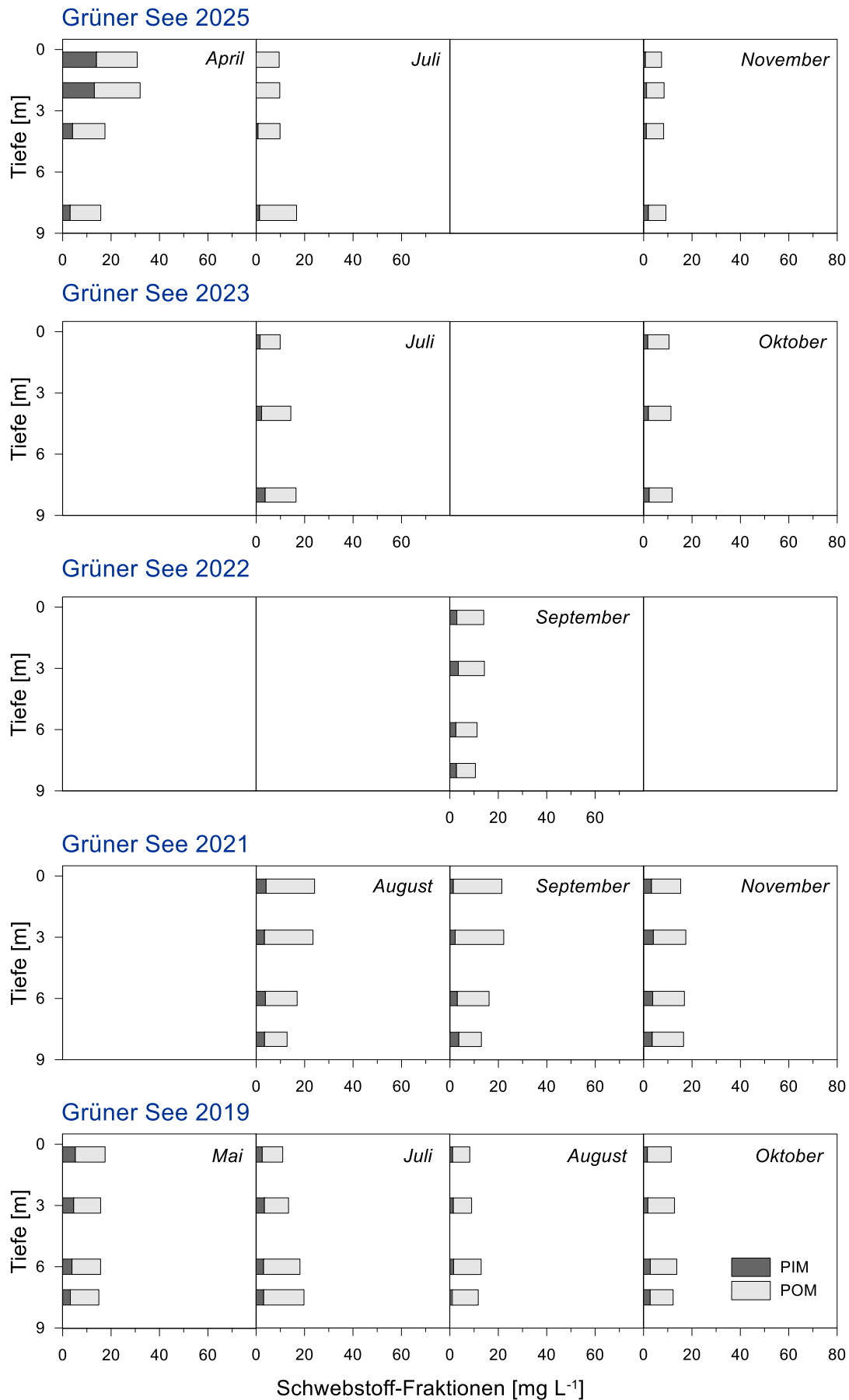


Abb. 2-18 Schwebstofffraktionen (PIM ... partikuläres anorganisches Material, POM ... partikuläres organisches Material) im Vertikalprofil im **Grünen See 2025, 2021-2023 und 2019**.

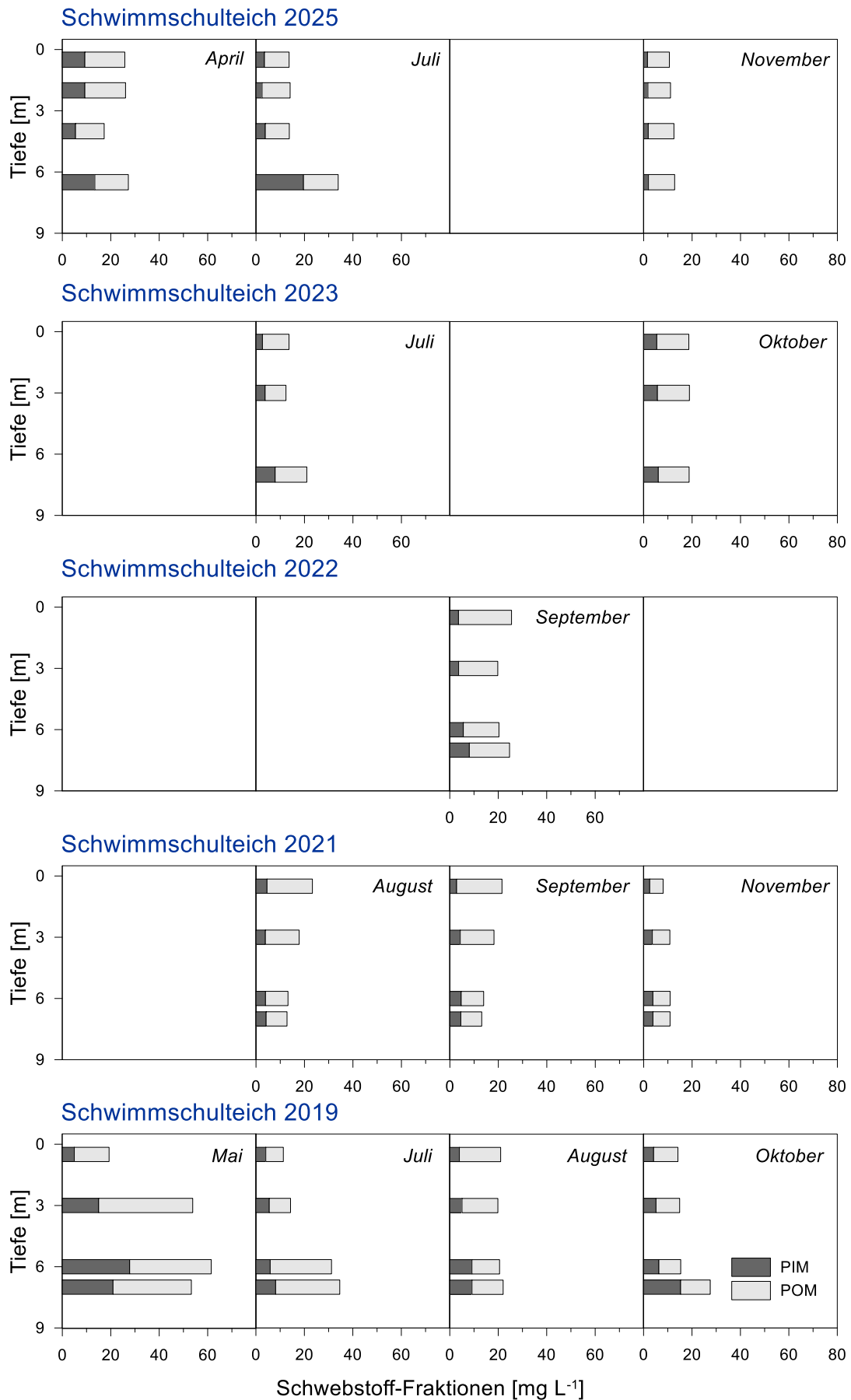


Abb. 2-19 Schwebstofffraktionen (PIM ... partikuläres anorganisches Material, POM ... partikuläres organisches Material) im Vertikalprofil im **Schwimmschulsteich 2025, 2021-2023 und 2019**.

Die **Sichttiefen** lagen in den Zwillingsteichen während der ersten Untersuchung im April unter 0,5 m und stimmen dabei mit den erhöhten Schwebstoffgehalten im Epilimnion überein (Abb. 2-20). Im Juli wurden hingegen in beiden Seen die bisher höchsten Sichttiefen mit 1,6 m im **Grünen See** und 1 m im **Schwimmschulsteich** gemessen. Auch nach der herbstlichen Durchmischung wurden immerhin noch Werte von rund 1 m dokumentiert. Der für Badegewässer festgesetzte Richtwert von 2 m wurde in der Saison 2025 in beiden Zwillingsteichen zwar erneut unterschritten, die grundsätzliche Entwicklung ist allerdings als positiv zu bewerten. (Einzelmessungen im September 2022 sowie im Juli 2024 lagen im Bereich der in Abb. 2-20 dargestellten Werte.)

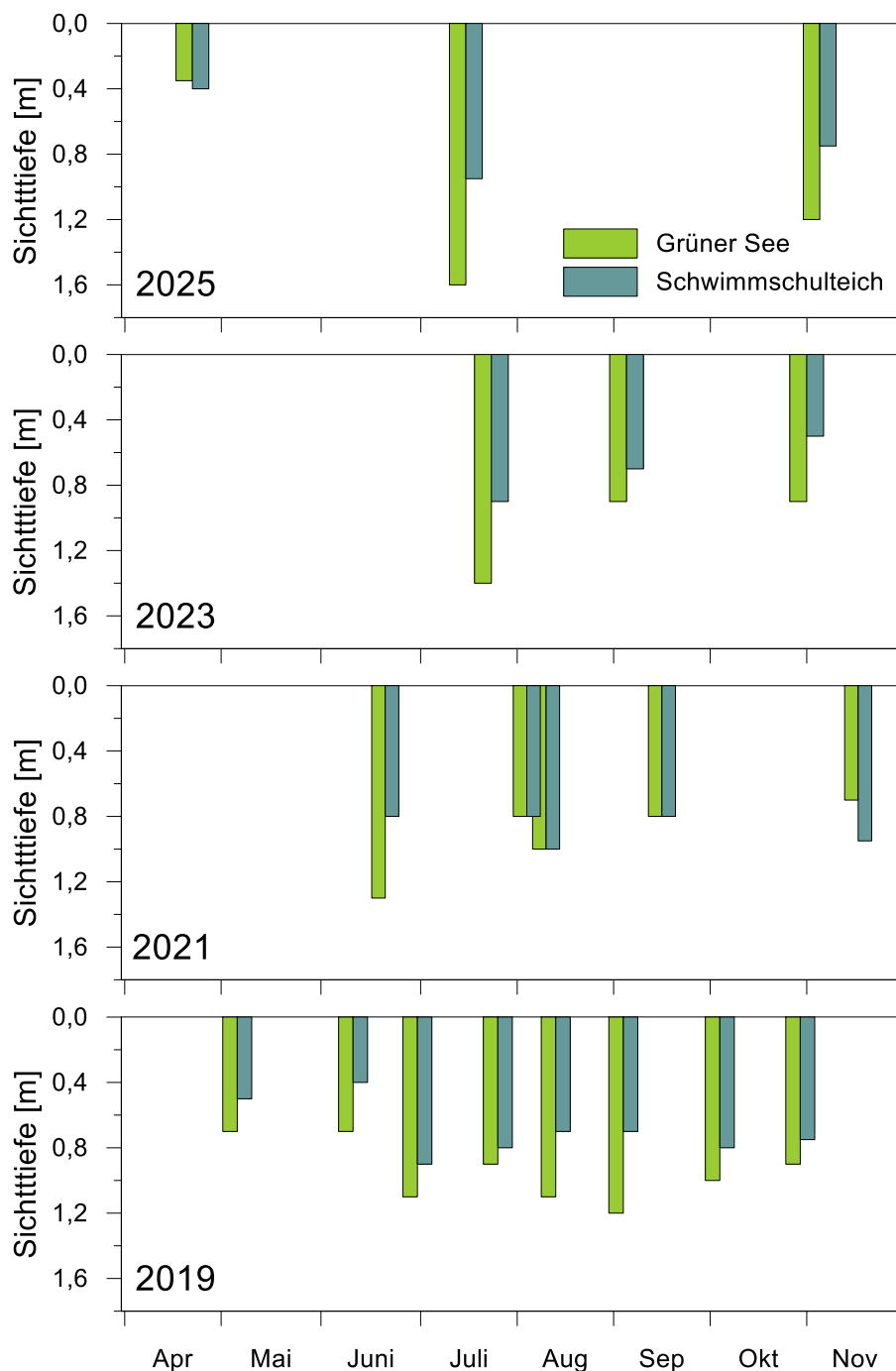


Abb. 2-20 Sichttiefen im **Grünen See** und im **Schwimmschulsteich** 2019, 2021, 2023 und 2025.

2.5 Plankton

Phytoplankton

Algenzellen beinhalten eine Reihe von Pigmenten, die im Zuge der Photosynthese die Lichtsammelfunktion erfüllen. Neben dem Chlorophyll-a, dass in allen Algen enthalten ist, gibt es weitere Chlorophylle (z.B. Chl-b) sowie die sogenannten akzessorischen Pigmente, die das Licht bei jenen Wellenlängen absorbieren, die vom Chlorophyll-a nicht genutzt werden können. Das Vorkommen dieser Pigmente ist teilweise algenklassenspezifisch und somit geeignet – aus der Relation zum Chlorophyll-a – die relativen Anteile der einzelnen Algenklassen abzuschätzen. Folgende Algenklassen können nach dieser Methode erfasst werden: Grünalgen (Chlorophyta s.l., Markerpigment: Chlorophyll-b), eine Gruppe von Flagellaten (die sogenannten Cryptophyta, Marker: Alloxanthin), Kiesel- und Goldalgen (Bacillariophyceae inkl. Chrysophyceae; Marker: Fucoxanthin), Blaualgen (Cyanobacteria; Marker: Echinenon) und Panzerflagellaten (Dinophyta; Marker: Peridinin). Die Betrachtung der Algenklassen auf Basis der **HPLC-Analytik** bietet zweifelsohne einen größeren Befund als direkte Zählungen nach der Utermöhl-Methode (1958). Als kostengünstigere Alternative ermöglichen sie jedoch in Kombination mit dem Gesamt-Chlorophyllgehalt einen guten Überblick über die Großgruppenverteilung.

Um nähere Aussagen über die Artenzusammensetzung der einzelnen Algenklassen treffen zu können, die wiederum wichtige Rückschlüsse auf die Trophie eines Gewässers zulassen, wurden **mikroskopische Analysen des Netzplanktons** durchgeführt. Mit dem Netzplankton werden vor allem größere Einzelzellen sowie fädige und koloniebildende Formen erfasst. Arten, die kleiner sind als die Maschenweite des Netzes (30 µm) sind in den qualitativen Proben unterrepräsentiert. Um die gesamte Phytoplanktonzönose beurteilen zu können, stellt die mikroskopische Untersuchung eine wichtige Ergänzung zur Pigmentanalytik dar. Die Häufigkeiten der determinierten Taxa werden anhand einer 5-stufigen Skala (1 „vereinzelt“, 2 „selten“, 3 „verbreitet“, 4 „häufig“, 5 „massenhaft“) geschätzt.

Sowohl Pigmentanalysen als auch mikroskopische Aufnahmen des Netzphytoplanktons wurden nur im **Juli** durchgeführt.

Im **Grünen See** dominierten in den tieferen Gewässerschichten basierend auf der Pigmentanalytik Grünalgen mit rund 60% Anteil am Chlorophyll-a (Abb. 2-23). Aufschluss über die taxonomische Zusammensetzung dieser Gruppe gibt die Analyse des Phytoplanktons, wonach neben kokkalen Grünalgen im engeren Sinn (z.B. *Botryococcus braunii*, *Tetraedron minimum* und Arten der Gattung *Scenedesmus*), auch Vertreter der Zieralgen (z.B. *Cosmarium* sp.) nachgewiesen wurden (Tab. 2-2). Da die genannten Taxa allerdings nur „selten“ bzw. „verbreitet“ vorkamen, ist zu vermuten, dass es sich primär um sehr kleinzellige Formen handelte, die aufgrund der Maschenweite des Planktonnetzes unterrepräsentiert waren. In den oberflächennahen Bereichen dominierten Panzerflagellaten (rund 55%), die in der mikroskopischen Analyse überwiegend dem Taxa *Peridiniopsis borgei* zugeordnet werden können. Das Vorkommen wurde als „massenhaft“ eingestuft. Bei *Peridiniopsis borgei* handelt es sich um einen Panzerflagellat, der typisch für Ziegelteiche ist und dort auch erstmals beschrieben wurde.

Im **Schwimmschulteich** erreichten oberflächennah ebenfalls Panzerflagellaten fast 50%, Grünalgen spielten hingegen eine untergeordnete Rolle (Abb. 2-23). Weiterer Unterschied zum Grünen See ist der höhere Anteil der Schlundalgen im Schwimmschulteich. Sie waren über die gesamte Wassersäule homogen verteilt und im Netzplankton aufgrund ihrer Kleinzelligkeit erwartungsgemäß unterrepräsentiert. Genau umgekehrt ist das „massenhafte“ Auftreten der Kieselalge *Chaetoceros muellerii* erklärbar, die aufgrund ihrer Kieselschalenfortsätze im Netzplankton „angereichert“ wird, in der Pigmentanalytik jedoch nur zu einem Anteil von insgesamt 7% der Gold- und Kieselalgen beiträgt. Als „massenhaft“ wurde auch das Vorkommen der fädigen Blaualgen *Planktothrix agardhii* und *Planktolyngbya limnetica* eingestuft. Sie verursachten typischerweise knapp unter der Sprungschicht einen Peak mit rund 41% Anteil am Chlorophyll-a im Sommer 2025 und verteilen sich erst mit der herbstlichen Durchmischung in der Wassersäule, wie beispielsweise im Oktober 2023 (Abb. 2-24).

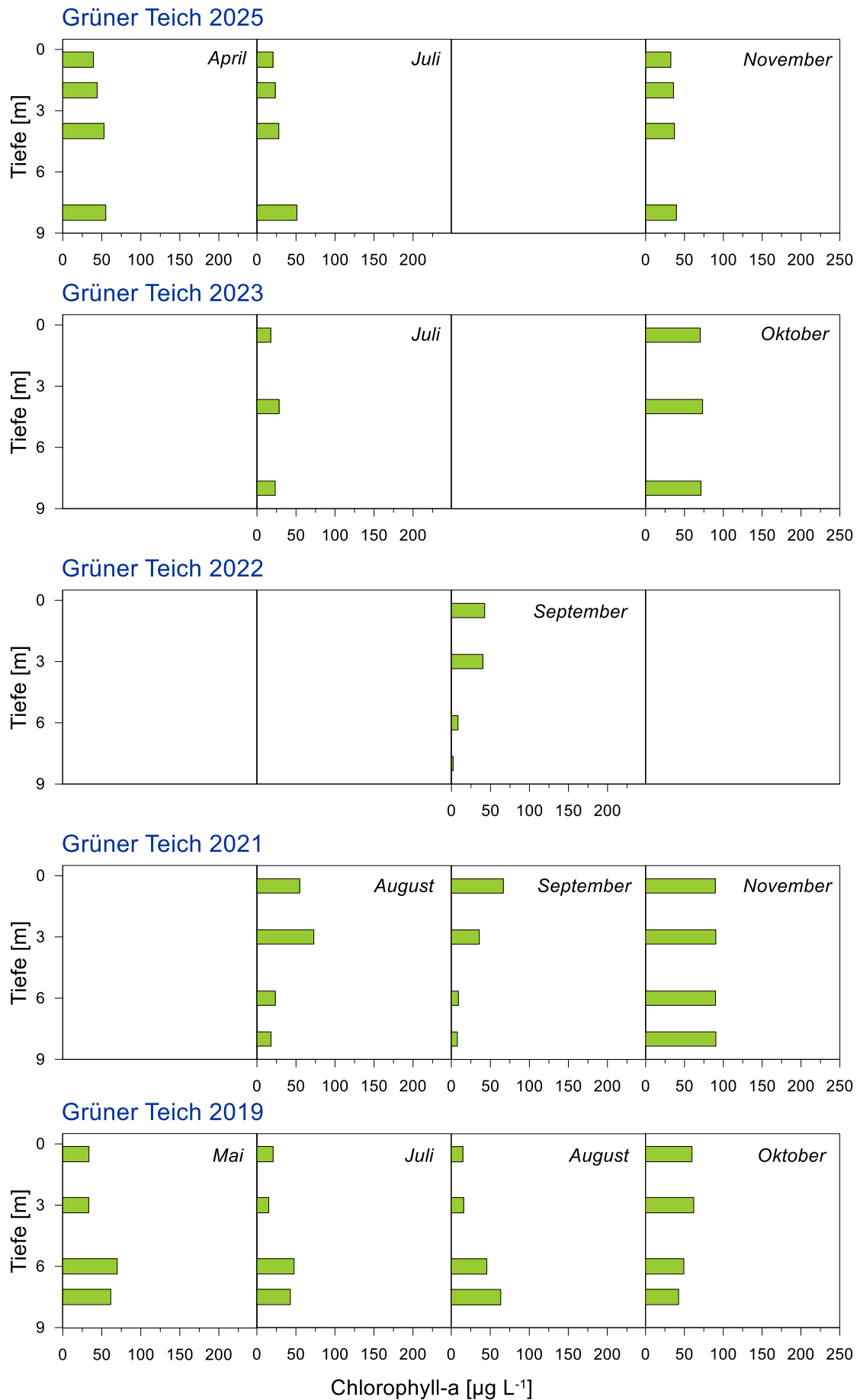


Abb. 2-21 Chlorophyll-a-Konzentrationen im Vertikalprofil im **Grünen See 2025, 2021-2023 und 2019.**

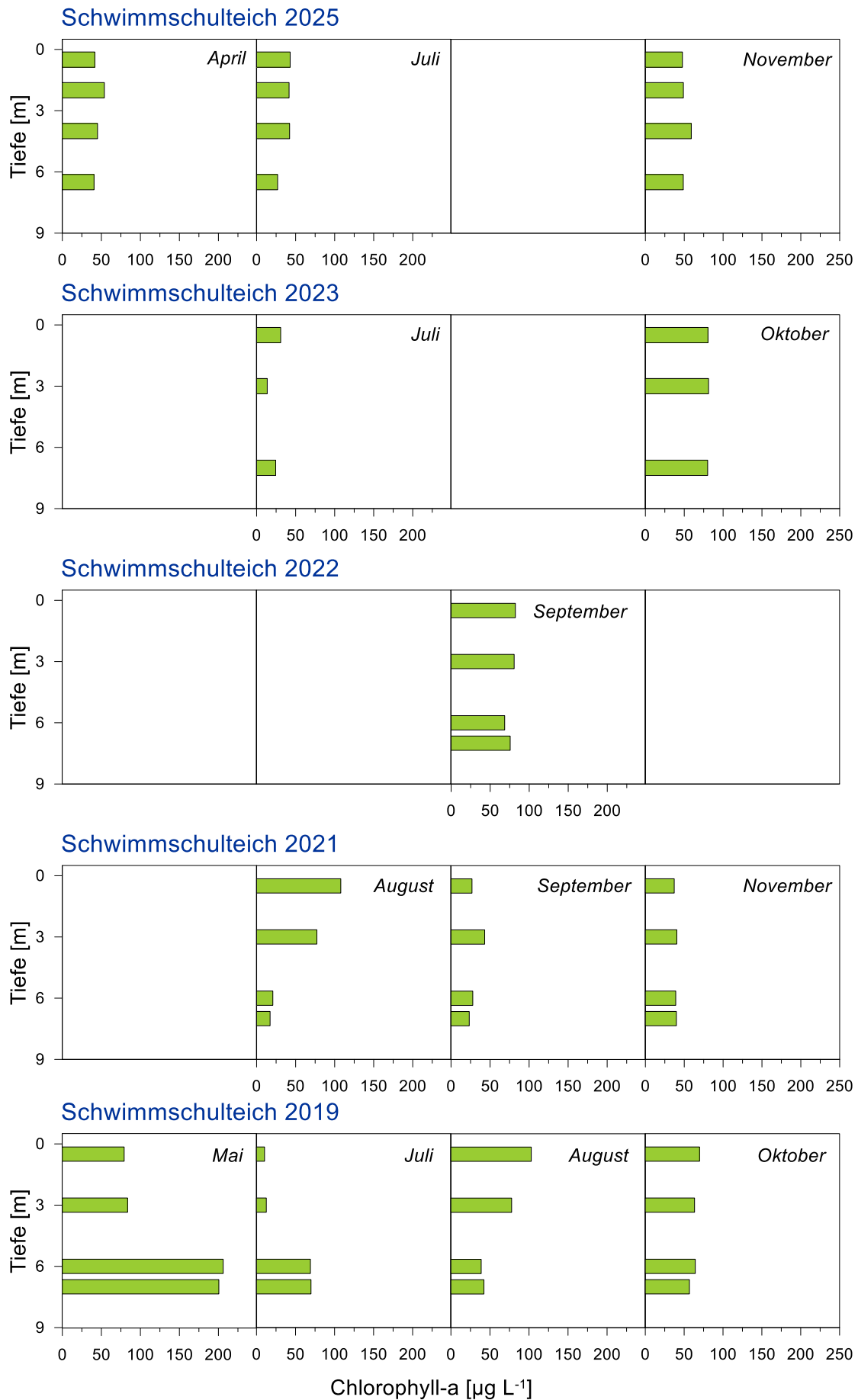


Abb. 2-22 Chlorophyll-a-Konzentrationen im Vertikalprofil im Schwimmschulsteich 2025, 2021-2023 und 2019.

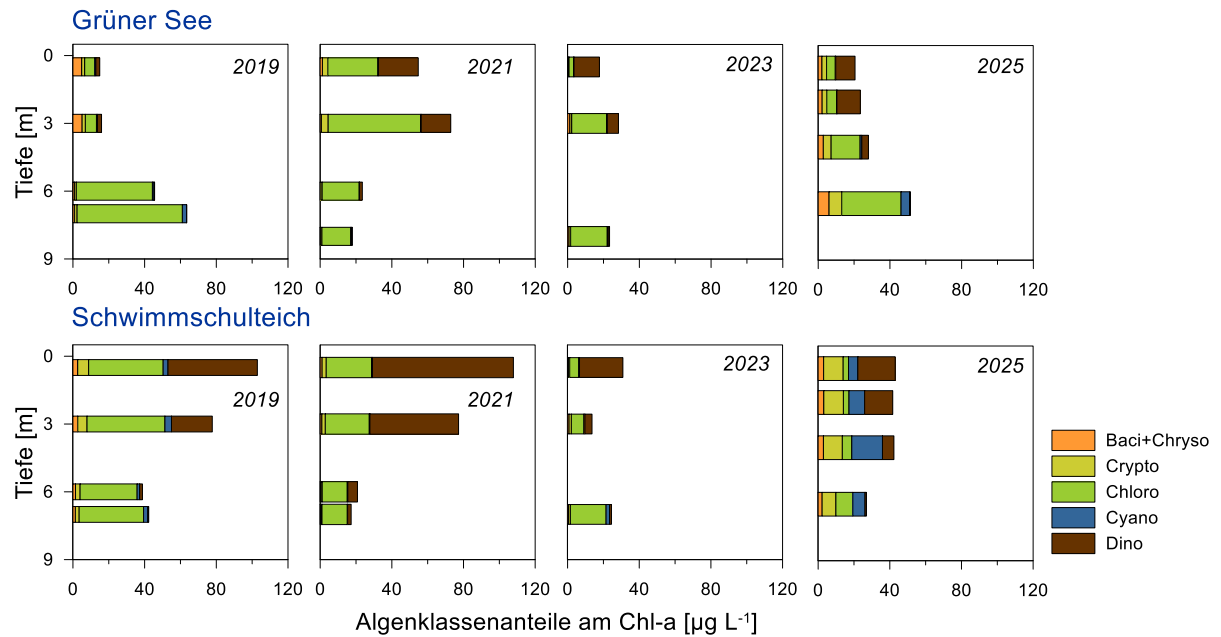


Abb. 2-23 Algenklassen (%-Anteil am Chlorophyll-a) im Vertikalprofil im **Grünen See** und im **Schwimmschultheich** im Juli 2025 sowie jeweils August 2019 und 2021 und im Juli 2023.

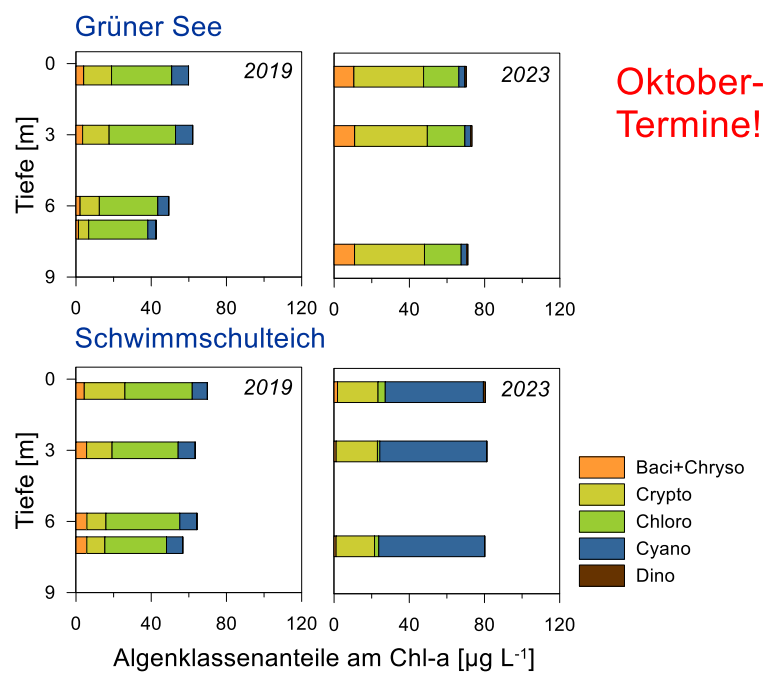


Abb. 2-24 Algenklassen (%-Anteil am Chlorophyll-a) im Vertikalprofil im **Grünen See** und im **Schwimmschultheich** jeweils im Oktober 2019 und 2023.

Tab. 2-2 Mittlere Artenzusammensetzung und Abundanz des Netzphytoplanktons im Grünen See an den Untersuchungsterminen 2019 bis 2025 (1 „vereinzelt“, 2 „selten“, 3 „verbreitet“, 4 „häufig“, 5 „massenhaft“)

	06.05.2019	01.07.2019	13.08.2019	28.10.2019	04.08.2021	14.09.2022	24.07.2023	30.10.2023	16.07.2025
Kl. Cyanophyceae									
<i>Aphanocapsa</i> sp.			2	1					
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>		2							
<i>Aphanothece</i> sp.	1								
<i>Calothrix</i> sp.								1	
<i>Chroococcales</i> indet.			3	4					
<i>Komvophoron</i> sp.	1								
<i>Merismopedia</i> sp.			2	4			2		
<i>Merismopedia minima</i>				1					
<i>Merismopedia tenuissima</i>			1						
<i>Microcystis</i> sp.			2						
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>				3		1	2	2	
<i>Oscillatoriales</i> indet.	1						3		
<i>Phormidium</i> sp.			1				1		
<i>Picocyanobacteria</i> indet.							3		
<i>Planktolyngbya contorta</i>				2				2	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>							2	2	3
<i>Planktothrix agardhii</i>						1		1	
<i>Pseudanabaena</i> sp.	4		4	4		4	2	5	2
<i>Pseudanabaena acicularis</i>	4			4					
<i>Synechocystis aquatilis</i>								4	
Kl. Chrysophyceae									
<i>Chrysococcus</i> sp.					1		1		
<i>Ochromonas</i> sp.					1				
Kl. Bacillariophyceae									
<i>Acanthoceras zachariasii</i>			2						
<i>Achnanthes minutissimum</i>							1		
<i>Centrales</i> indet.	2	2	3			1		2	3
<i>Chaetoceros muelleri</i>		4	4				5	2	4
<i>Cymbella</i> sp.		1			1	1		2	1
<i>Entomoneis paludosa</i>			2						
<i>Epithemia</i> sp.	1		1				1	1	1
<i>Epithemia sorex</i>					2				
<i>Fragilaria</i> sp.	3	4	3	1	1	2		2	2
<i>Ulnaria acus</i>	2	2	2		1				
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. ang.		1	4	1		4		4	
<i>Ulnaria ulna</i>	1	2	2		1		2		3
<i>Gomphonema</i> sp.					2				
<i>Navicula</i> sp.	1		2		1	1	1	1	1
<i>Nitzschia</i> sp.			4		1	1		3	1
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>					1				
<i>Rhopalodia gibba</i>			3	1					1
Kl. Cryptophyceae									
<i>Cryptomonas</i> sp.			1					2	
Kl. Dinophyceae									
<i>Dinophyceae</i> indet.	3				2			3	
<i>Gymnodinium</i> sp.		1			4	2	1		2
<i>Parvodinium umbonatum</i>		3	3		1	2		1	2
<i>Peridiniopsis borgei</i>		5	5	2	5	5	5	2	5
<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i>									3
Kl. Euglenophyceae									
<i>Colacium</i> sp.	3		1	3		3	1		1
<i>Euglena</i> sp.			1					1	2
<i>Euglena texta</i>		1							
<i>Monomorphina pyrum</i>			1					3	1
<i>Phacus</i> sp.					1	1		2	
<i>Phacus curvicauda</i>	3	4	3	1					
<i>Phacus platyaulax</i>								4	
Kl. Chlorophyceae									
<i>Botryococcus braunii</i>	3			1		1		1	3
<i>Characium</i> sp.				3					
<i>Chlamydocapsa</i> sp.						2			
<i>Chlamydomonas</i> sp.								4	
<i>Chlorococcales</i> indet.	1		4	4		2	3	3	3
<i>Coelastrum astroideum</i>			1					1	
<i>Coelastrum microporum</i>				1					
<i>Coenocystis</i> sp.									2
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>									1
<i>Didymocystis</i> sp.					1				
<i>Coenochloris fottii</i>			2					2	
<i>Franceia</i> sp.		1							
<i>Lagerheimia genevensis</i>			2	1			3	2	
<i>Monoraphidium</i> sp.								4	
<i>Monoraphidium contortum</i>				2				2	
<i>Monoraphidium minutum</i>			3	1	2				
<i>Nephroclytium</i> sp.			1						
<i>Oedogonium</i> sp.	1		1						
<i>Oocystis</i> sp.		3	4	2	3	3	3	3	2
<i>Scenedesmus</i> sp.	2		2	4	1	3		4	3
<i>Scenedesmus acuminatus</i>			1			2		3	2
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	4	4	3	4	1	4		4	2
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>								1	
<i>Scenedesmus opoliensis</i>								4	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>								4	
<i>Scenedesmus abundans</i>	3		1						1
<i>Tetradron minimum</i>	3	3	3	4	1	4	4	4	3
<i>Tetradron regulare</i>		3							
Kl. Klebsormidiophyceae									
<i>Koliella</i> sp.							2		4
<i>Koliella longiseta</i>	3		1	4					
Kl. Conjugatophyceae									
<i>Cosmarium</i> sp.		3	3	1	2	2	2	4	4
<i>Mougeotia</i> sp.			1		1		1		

Tab. 2-3 Mittlere Artenzusammensetzung und Abundanz des Netzphytoplanktons im Schwimmschulteich an den Untersuchungsterminen 2019 bis 2025 (1 „vereinzelt“, 2 „selten“, 3 „verbreitet“, 4 „häufig“, 5 „massenhaft“)

	06.05.2019	01.07.2019	13.08.2019	28.10.2019	04.08.2021	14.09.2022	24.07.2023	30.10.2023	16.07.2025
Kl. Cyanophyceae									
<i>Aphanocapsa</i> sp.								2	
<i>Aphanocapsa incerta</i>		1							
<i>Chroococcales</i> indet.		2	2	3		2			
<i>Chroococcus</i> sp.	1								
<i>Cyanodictyon</i> sp.							3		
<i>Merismopedia</i> sp.			2	4	1	3			
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>					1				
<i>Oscillatoriales</i> indet.						2			
<i>Picocyanobacteria</i> indet.							1		
<i>Planktolyngbya contorta</i>								1	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>						4	5	5	
<i>Planktothrix</i> sp.				2					
<i>Planktothrix agardhii</i>					4	5	3		5
<i>Pseudanabaena</i> sp.	3		4	3			2	5	3
<i>Pseudanabaena acicularis</i>	4	3		4					
<i>Synechocystis aquatilis</i>								3	
Kl. Chrysophyceae									
<i>Chrysophyceae</i> indet.			1						
Kl. Xanthophyceae									
<i>Tribonema</i> sp.			1						
Kl. Bacillariophyceae									
<i>Achnanthyrium minutissimum</i>	1						3	1	
<i>Centrales</i> indet.	1		1						
<i>Chaetoceros muelleri</i>		4	4		3	1	4	1	5
<i>Cymbella</i> sp.							2		
<i>Entomoneis paludosa</i>							2	1	2
<i>Epithemia</i> sp.								1	
<i>Fragilaria</i> sp.	2	3	2	2		3	1	3	4
<i>Fragilaria saxoplanctonica</i>									4
<i>Ulnaria acus</i>	1	2	2						
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. ang.			3			2		3	
<i>Ulnaria ulna</i>	1				1		3		1
<i>Navicula</i> sp.			2				1		
<i>Nitzschia</i> sp.			2				1	3	
<i>Rhopalodia gibba</i>	1		1		1	1			2
<i>Surirella</i> sp.							1		
Kl. Cryptophyceae									
<i>Cryptomonas</i> sp.								1	
Kl. Dinophyceae									
<i>Dinophyceae</i> indet.					1				
<i>Gymnodinium</i> sp.		1	2		2	3	1		1
<i>Parvodinium umbonatum</i>		3	2						
<i>Peridiniopsis borgei</i>		5	5	1	5	4	5	3	5
<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i>							1		
<i>Peridinium bipes</i>					2				
Kl. Euglenophyceae									
<i>Colacium</i> sp.		2		1					
<i>Euglena</i> sp.					3	1	1	1	
<i>Euglena hemichromata</i>			1		2				
<i>Euglena texta</i>		1			2				
<i>Lepocinclis</i> sp.					2				
<i>Lepocinclis fusiformis</i>				1					
<i>Phacus curvicauda</i>	2	2							
<i>Phacus pusillus</i>		1							
Kl. Chlorophyceae									
<i>Botryococcus braunii</i>	2						1		1
<i>Chlamydomonas</i> sp.					1				
<i>Chlorococcales</i> indet.		2	4	3		4	3	1	2
<i>Coelastrum astroideum</i>			1						2
<i>Coelastrum microporum</i>					1				1
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>				1					
<i>Didymocystis</i> sp.								2	
<i>Coenochloris fottii</i>			2					2	
<i>Lagerheimia genevensis</i>	1			1	2			1	
<i>Monoraphidium</i> sp.	1								
<i>Monoraphidium contortum</i>	2	1		4				1	
<i>Monoraphidium minutum</i>	1								
<i>Oedogonium</i> sp.		1		1				1	
<i>Oocystis</i> sp.		1	4	1	2	2	4	3	3
<i>Pediastrum boryanum</i>		2	1	2			1	1	
<i>Scenedesmus</i> sp.	2	2	4	4			2	1	2
<i>Scenedesmus acuminatus</i>							1	1	1
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	5	4	3	5				2	1
<i>Scenedesmus armatus</i>				1					
<i>Scenedesmus abundans</i>	2		2						
<i>Tetraedron minimum</i>	1	3	3	3	2	1	4	3	4
<i>Tetraedron regulare</i>		2							
Kl. Klebsormidiophyceae									
<i>Elakatothrix viridis</i>		1							
<i>Koliella</i> sp.				1				2	
<i>Koliella longiseta</i>	4			4					
Kl. Trebouxiophyceae									
<i>Chlorella</i> sp.								4	
Kl. Conjugatophyceae									
<i>Cosmarium</i> sp.		1	4		1	1	4	3	2
<i>Cosmarium depressum</i>		1							
<i>Mougeotia</i> sp.			1						

Zooplankton

Ähnlich den Algen besiedeln auch tierische Organismen die freie Wassersäule als Dauerschweber. Zu den wichtigsten Tiergruppen zählen die Rädertiere (Rotatoria) und Kleinkrebse, darunter im Besonderen die Ruderfuß- und Blattfußkrebse (Copepoda und Cladocera). Die Beurteilung des Zooplanktons in der biologischen Begutachtung von Gewässern ist dabei von großer Bedeutung. Es verdankt seine Rolle als wertvoller Indikator der Funktion als Bindeglied zwischen dem Phytoplankton und den planktivoren Fischen (Jeppesen et al 2011). Dabei beeinflussen die Zooplankter auf vielseitige Weise die trophischen Interaktionen in limnischen Ökosystemen. So hängt einerseits die Entwicklung des Zooplanktons vom Algenangebot ab, andererseits tritt es in bestimmten Phasen selbst als wichtiger Regulator der Dichte und Zusammensetzung des Phytoplanktons auf (Lampert & Sommer 1993). Zudem spielt das Zooplankton als grazer aber auch Förderer des mikrobiellen Nahrungsgewebes (vgl. Arndt 1994) eine wichtige Rolle und stellt seinerseits die Nahrungsgrundlage sowohl für vertebrale als auch invertebrale Planktivore dar.

Die Analyse des Zooplanktons erfolgte – wie das Phytoplankton – einmalig im August. Die Häufigkeiten der determinierten Taxa werden anhand einer 5-stufigen Skala (1 „vereinzelt“, 2 „selten“, 3 „verbreitet“, 4 „häufig“, 5 „massenhaft“) geschätzt.

Im Rahmen der qualitativen Auswertung konnten im **Grünen See** 13 Arten nachgewiesen werden (Tab. 2-4). Dominiert wurde die planktische Artengesellschaft von den Kleinkrebsen, wobei vor allem juvenile Entwicklungsstadien (Copepodide und Nauplien) der Ruderfußkrebse sowie *Ceriodaphnia quadrangula* und die wärmeliebende *Diaphanosoma mongolianum* innerhalb der Cladoceren am häufigsten auftraten. Bei den Rädertieren ist das Vorkommen von Trophiezeigern, sprich Zeigerarten für nährstoffreichere Gewässer (Einstufung laut Ejsmont-Karabin 2012), wie z.B. *Brachionus angularis* oder *Anureopsis fissa* zu erwähnen.

Eine vergleichbares Artenspektrum und auch ähnliches Häufigkeiten zeigten sich im **Schwimmschulteich**, wo ebenfalls die Kleinkrebse dominierten und die gleichen Arten bzw. Entwicklungsstadien wie im Grünen See sehr häufig waren.

Ähnlich wie die Daten aus früheren Untersuchungen (Tab. 2-4) weisen die zooplanktischen Artengesellschaften im Grünen See und im Schwimmschulteich hinsichtlich Häufigkeit und Zusammensetzung nach wie vor auf den Nährstoffreichtum in den beiden Gewässern hin und bestätigt damit die nährstoffchemischen Erhebungen. Dies zeigte sich auch in den quantitativen Erhebungen von 2023 (nicht dargestellt). Als erstes positives Zeichen kann der Rückgang bei den Häufigkeiten der Rädertiere bewertet werden, welcher im Grünen See bereits ab 2021 und im Schwimmschulteich zum ersten Mal im aktuellen Untersuchungsjahr 2025 zu beobachten war. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass es sich jeweils um Einzelaufnahmen handelt, die aufgrund der starken saisonalen Sukzession einzelner Arten mit Vorsicht zu interpretieren sind.

Tab. 2-4 Taxaliste und Häufigkeitsklassen (1...vereinzelt, 2...selten, 3...verbreitet, 4...häufig, 5...massenhaft) des Zooplanktons von 2019, 2021 und 2025.

	Grüner See						Schwimmschulsteich					
	2019				2021	2025	2019				2021	2025
	06.05.	01.07.	13.08.	28.10.	04.08.	16.07.	06.05.	01.07.	13.08.	28.10.	04.08.	16.07.
Copepoda												
<i>Acanthocyclops robustus</i>			3		2	2		3	2		3	2
<i>Cyclops vicinus</i>	3			3		2	2	2		3		
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		2	4			2			3		2	
Copepodide	5	4	5	4	3	4	5	4	4	5	4	3
Nauplien	5	4	3	3	3	4	5	5	4	5	5	4
Cladocera												
<i>Acroporus harpae</i>										2		
<i>Bosmina longirostris</i>		2						1				
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	3	4		2	1	4	2	3		3		3
<i>Chydorus sphaericus</i>	3	2	1	1	1	2	3	2	2		3	1
<i>Diaphanosoma mongolianum</i>		4	4		3	3	1	4	5		5	3
Rotatoria												
<i>Anureopsis fissa</i>			2			2						
<i>Asplanchna priodonta</i>	3	1			2	2					3	1
<i>Brachionus angularis</i>	3	3	3	3		3	4	4	1	1	2	
<i>Brachionus quadritentatus</i>		2	2									
<i>Brachionus variabilis</i>		2								1		
<i>Collotheca</i> sp.						2						
<i>Filinia longiseta</i>		3										
<i>Hexarthra mira-intermedia</i>		2	4		2	3		5	2		3	3
<i>Kellicottia longispina</i>		2										
<i>Keratella quadrata</i>	4	4	4	3		2	4	3	4	1	5	1
<i>Keratella testudo</i>					3							
<i>Lecane bulla bulla</i>				1								
<i>Lecane closterocerca</i>			1		2		1	1		1		
<i>Lecane lunaris</i>						1						1
<i>Lepadella patella</i>				1						1		
<i>Lophocharis oxystemon</i>			2		2							
<i>Polyarthra vulgaris</i>			5		2	3					3	2
<i>Testudinella patina</i>										1		
Diptera												
<i>Chaoborus flavicans</i>		1	1									

2.6 Trophie

Für die Bewertung des Trophieniveaus werden im Folgenden verschiedene Ansätze angewendet und vergleichend diskutiert:

- nach Forsberg & Ryding (1980)
- nach Vollenweider & Kerekes (1982)
- nach der ON M 6231

Die nach diesen drei Ansätzen vorgeschlagenen Klasseneinteilungen für die Trophiezeiger Gesamtstickstoff, Gesamtphosphor, Chlorophyll-a bzw. Sichttiefe sind in Tab. 2-5 bis Tab. 2-7 angeführt.

Tab. 2-5 Trophiestufen nach Forsberg & Ryding (1980). TN = Gesamtstickstoff, TP = Gesamtphosphor, Chl-a = Chlorophyll-a (sommerliche Mittelwerte).

	TN	TP	Chl-a
Trophiestufe	[mg L ⁻¹]	[µg L ⁻¹]	[µg L ⁻¹]
oligotroph	<0.4	<15	<3
mesotroph	0.4–0.6	15–25	3–7
eutroph	0.6–1.5	25–100	7–40
hypertroph	>1.5	>100	>40

Tab. 2-6 Trophiestufen gemäß Vollenweider & Kerekes (1982). TP = Gesamtphosphor, Chl-a = Chlorophyll-a, ST = Sichttiefe (jeweils Jahresmittelwert).

		TP	Chl-a	ST
Trophiestufe		[µg L ⁻¹]	[µg L ⁻¹]	[m]
oligotroph	Mittel	8	1.7	9.9
	Bereich	4.85–13.3	0.8–3.4	5.3–16.5
mesotroph	Mittel	26.7	4.7	4.2
	Bereich	14.5–49.0	3.0–7.4	2.4–7.4
eutroph	Mittel	84.4	14.3	2.45
	Bereich	38.0–189.0	6.7–31.0	1.5–4.0

Tab. 2-7 Trophiestufen gemäß ON M 6231. TP = Gesamtphosphor (Jahresmittelwert), Chl-a = Chlorophyll-a (sommerliche Mittelwerte).

	TP	Chl-a
Trophiestufe	[µg L ⁻¹]	[µg L ⁻¹]
oligotroph	<10	<4
mesotroph	10–20	4–12
schwach eutroph	20–40	12–35
stark eutroph	40–60	
hypertroph	>60	>35

Basierend auf den 2025 erhobenen Daten ist der **Grüne See** als **stark eutroph** und der **Schwimmschultheich** als **hypertroph**, nahe der Grenze eutroph einzustufen (Tab. 2-8, Abb. 2-25, Abb. 2-26). Es muss allerdings beachtet werden, dass das Trophiemodell nach Forsberg & Ryding (1980) als auch die ON M 6231 auf sommerliche Mittelwerte beruht und 2025 nur ein Termin im Juli stattfand und folglich berücksichtigt werden konnte. Das durch größere Bandbreiten charakterisierte Modell von Vollenweider & Kerekes basiert auf Jahresmittelwerten, hat als höchstens Trophiegrad jedoch „nur“ eutroph. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen sowie die Sichttiefen bestätigen jedenfalls den „Nährstoffreichtum“ beider Gewässer.

Die **positive Entwicklung** gegenüber 2019 lässt sich an den niedrigeren Phosphor- und Chlorophyll-a-Gehalten im Tiefenwasser festmachen. Dieser Befund gilt auch für den Grünen See, der aufgrund höherer Konzentrationen des partikulären Phosphors im Hypolimnion aktuell eine etwas schlechtere Einstufung erfährt. Berücksichtigt man außerdem die geringere Rücklösung von Orthophosphat sowie die verminderte Bildung von Ammonium über dem Sediment zeigen sich eindeutig in beiden Teichen Trends zum Trophierückgang.

Tab. 2-8 Jahresmittelwerte* bzw. Sommerwerte** und volumengewichteter Sommerwerte*** nachstehender hydrochemischer Parameter im Grünen See und im Schwimmschultheich (4 Tiefenstufen) im Zeitraum April bis November bzw. Juli 2025: TP = Gesamtphosphor, TN = Gesamtstickstoff (nur Juli), Chl-a = Chlorophyll-a, ST = Sichttiefe. Bewertung: F & R = Forsberg & Ryding (1980), Vollenweider & Kerekes (1982), ON = ON M 6231, o = oligotroph, m = mesotroph, eu = eutroph, hy = hypertroph.

Parameter	Grüner See*	Grüner See**	Grüner See***	Schwimmschultheich*	Schwimmschultheich**	Schwimmschultheich***
Termine	3	1	1	3	1	1
Zeitraum	IV-XI	VII	VII	IV-XI	VII	VII
Tiefen [m]	0,2, 3, 6 u. -8	0,2, 3, 6 u. -8	vol.gew.	0,2, 3, 6 u. ~7	0,2, 3, 6 u. ~7	vol.gew.
TP [$\mu\text{g L}^{-1}$]	69	57	43	99	101	79
TN [$\mu\text{g L}^{-1}$]	1.70	1.70	1.47	1.69	1.69	1.53
Chl-a [$\mu\text{g L}^{-1}$]	38.3	30.8	26.0	45.0	38.5	41.0
Secchi [m]	1.1	1.6	-	0.7	1.0	-
<i>Bewertung</i>						
F & R**	-	eu-hy	eu	-	eu-hy	eu-hy
V & K*	eu	-	-	eu	-	-
ON**	-	st eu	st eu	-	hy	hy

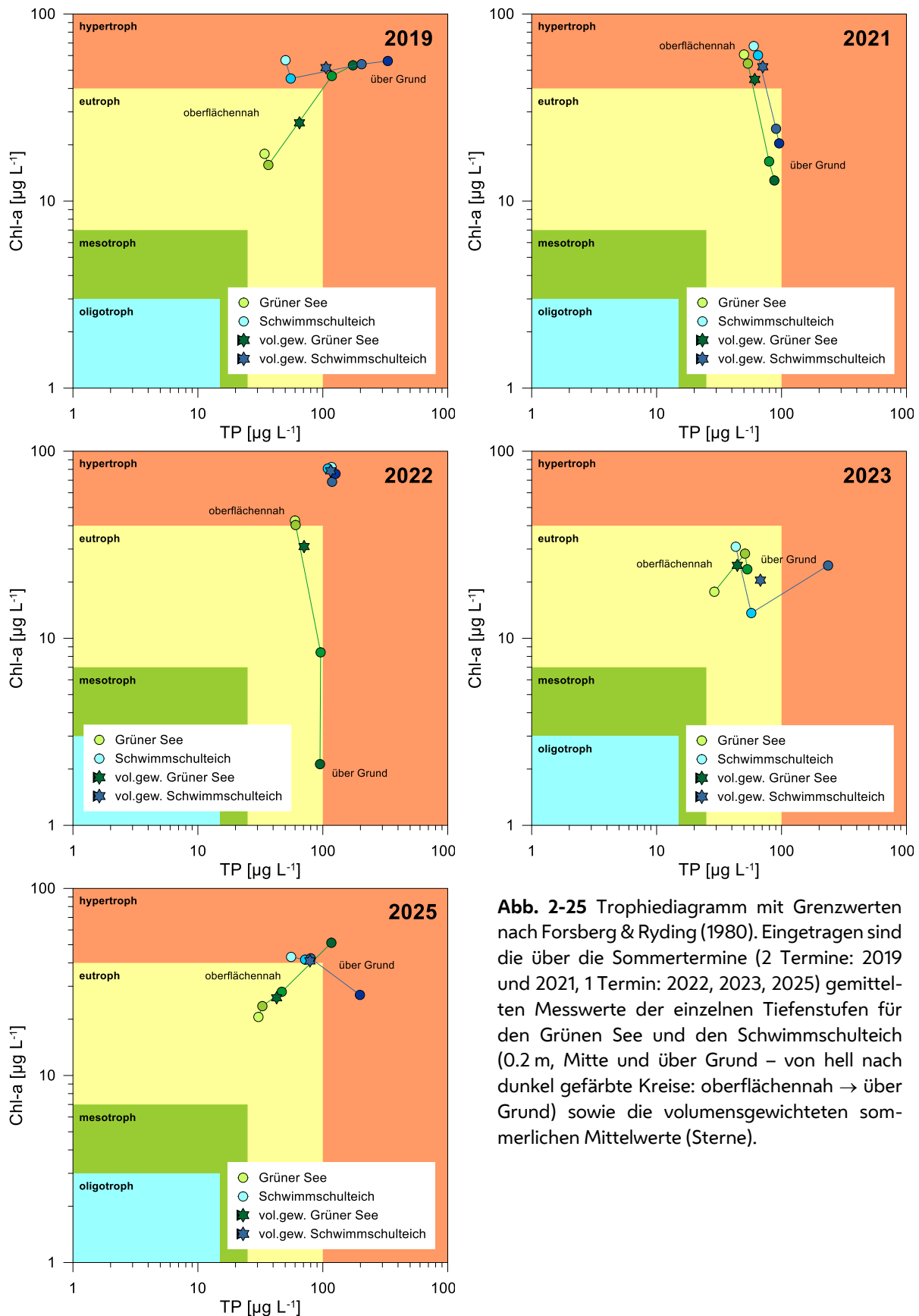


Abb. 2-25 Trophiediagramm mit Grenzwerten nach Forsberg & Ryding (1980). Eingetragen sind die über die Sommertermine (2 Termine: 2019 und 2021, 1 Termin: 2022, 2023, 2025) gemittelten Messwerte der einzelnen Tiefenstufen für den Grünen See und den Schwimmschultheich (0.2 m, Mitte und über Grund – von hell nach dunkel gefärbte Kreise: oberflächennah → über Grund) sowie die volumengewichteten sommerlichen Mittelwerte (Sterne).

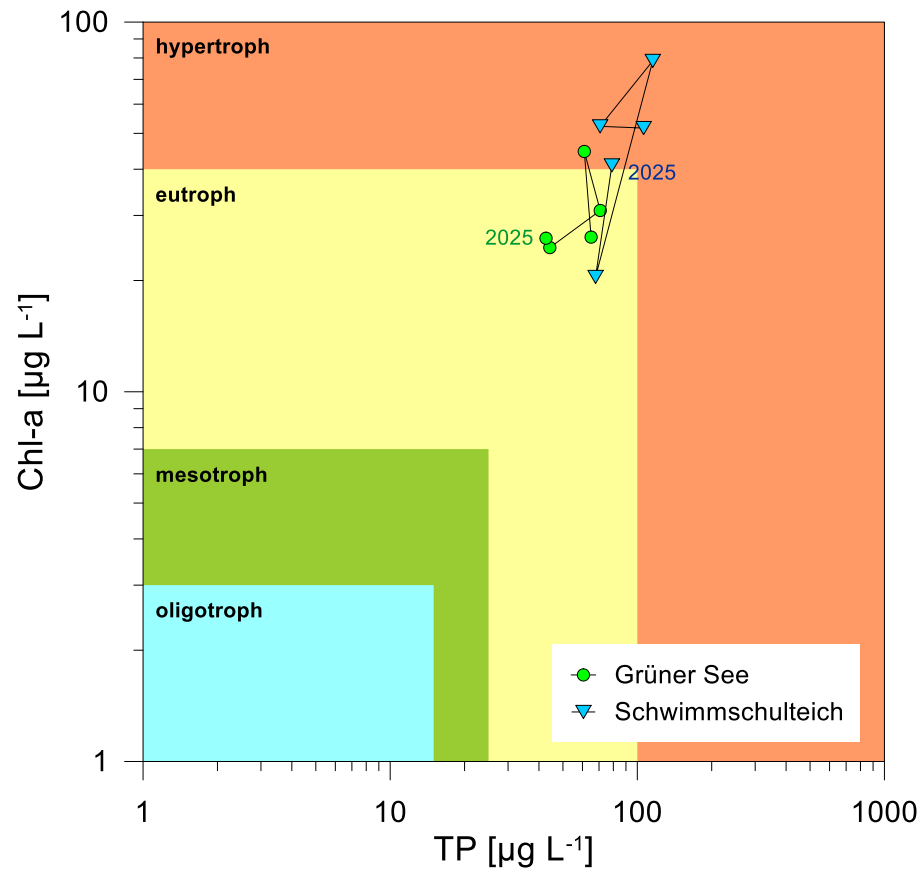


Abb. 2-26 Trophiediagramm mit Grenzwerten nach Forsberg & Ryding (1980). Eingezeichnet sind die volumengewichteten sommerlichen Mittelwerte für die Jahre 2019, 2021-2023 und 2025.

3 Zusammenfassung & Resümee

Bis ca. 1924 dienten die Zwillingsteiche zur Einleitung von Abwässern, die bei der Tonschlammung anfielen. Nach der Stilllegung der Ziegelgruben füllten sich diese mit Grund- und Niederschlagswasser und wurden schließlich von der Stadt Wien verpachtet. Die Gewässer wurden teilweise aufgeschüttet und als Baugrund zur Verfügung gestellt. In beiden Teichen wurde wiederholt eine starke Eutrophierung festgestellt (Zoufal *et al.*, 2002; Schagerl *et al.*, 2004). Da keine aktuellen Daten vorlagen, beauftragte die Stadt Wien, Wiener Gewässer die Firma DWS Hydro-Ökologie 2019 mit einem Untersuchungsprogramm, das Erhebungen zur Gewässerökologie sowie die Auswertung morphometrischer Kartengrundlagen umfasste (Riedler *et al.*, 2020). Basierend auf diesen Ergebnissen wurde ein Sanierungskonzept erstellt und im Mai 2021 erfolgte die Installation von Tiefenwasserbelüftungsanlagen in beiden Teichen. Zur Kontrolle und Beweissicherung der getroffenen Maßnahmen beauftragte die Stadt Wien, Wiener Gewässer die DWS Hydro-Ökologie 2021 erneut mit der Durchführung eines gewässerökologischen Monitorings, das 2025 wiederholt wurde.

Die Nährstoffkonzentrationen (Phosphor, Stickstoff) und Chlorophyll-a-Gehalte aus den Untersuchungen 2025 charakterisieren den **Grünen See** als stark **eutroph** und den **Schwimmschulteich** als **hypertroph**, nahe der Grenze eutroph.

Als **positive Entwicklungsschritte** sind v.a. die niedrigeren Phosphor- und Chlorophyll-a-Gehalten im Tiefenwasser festzuhalten. Berücksichtigt man außerdem die geringere Rücklösung von Orthophosphat sowie die verminderte Bildung von Ammonium über dem Sediment zeigen sich eindeutig in beiden Teichen Trends zum Trophierückgang. Das Tiefenwasser wies während der sommerlichen Schichtung zwar weiterhin häufig anoxische Bedingungen auf, die kontinuierliche Überwachung mittels Online-Sonden zeigt jedoch, dass der über die Tiefenwasserbelüftung eingetragene Sauerstoff nicht immer und sofort aufgezehrt wird. Der für Badegewässer festgesetzte Richtwert der Sichttiefe von 2 m wurde auch 2025 in beiden Teichen erneut unterschritten, im Sommer wurden jedoch mit 1.6 m (Grüner See) bzw. 1 m (Schwimmschulteich) die bisher höchsten Sichttiefen gemessen. Im Phytoplankton wurden die für Schotterteiche charakteristischen Panzerflagellaten massenhaft festgestellt, aber auch einzelne Kieselalgen- und Grünalgentaxa traten „sehr häufig“ auf. Während im Grünen See fädige Blaualgen weiterhin nur eine untergeordnete Rolle spielten, dominierten diese das Sommerplankton des Schwimmschulteichs. Es handelte sich dabei um Arten, die sich unterhalb der Sprungschicht einnischen und sich dadurch auf den Badebetrieb nicht negativ auswirken. Ähnlich wie die Daten aus früheren Untersuchungen weisen die zooplanktischen Artengesellschaften im Grünen See und im Schwimmschulteich hinsichtlich Häufigkeit und Zusammensetzung nach wie vor auf den Nährstoffreichtum in den beiden Gewässern hin. Als erstes positives Zeichen kann der Rückgang bei den Häufigkeiten der Rädertiere bewertet werden, welcher im Grünen See bereits ab 2021 und im Schwimmschulteich zum ersten Mal im aktuellen Untersuchungsjahr 2025 zu beobachten war.

Die Ergebnisse des Monitorings weisen eindeutig auf einen **Sanierungserfolg** hin, machen aber auch deutlich, dass es ein **längerfristiger Prozess** sein wird, das über viele Jahre sedimentierte organische Material abzubauen und das Tiefenwasser anhaltend mit ausreichend Sauerstoff zu versorgen. Es ist

zu erwarten, dass sich – sobald die **Sauerstoffanreicherung** im Hypolimnion auch anhaltend über die Sommermonate gelingt – die trophische Situation deutlich verbessert. Zur Zielerreichung ist geplant, den Schwimmschulreich 2026 mit einer leistungsfähigeren **Pumpe** auszustatten.

4 Literatur

- Forsberg, C. G. & S. O. Ryding, 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste water receiving lakes. Arch. Hydrobiol. 89: 189–207.
- Janauer, G. & R. Kroissböck 1988. Detrophierungsprojekt Zwillingsee. Wissenschaftliche Studie, Universität Wien, Hg. Magistratsabteilung 22 – Umweltschutz.
- Lampert, W. & U. Sommer 1993. Limnoökologie. G. Thieme Verlag, Stuttgart. 440 S.
- Riedler P., M. Großschartner & K. Donabaum 2018a. Gewässerökologische Untersuchungen und Online-Messungen, Bendateich & Buttinger Teich 2017. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 42 p.
- Riedler, P., G. Kum, M. Großschartner & D. Donabaum 2018b. Wienerbergteich, Gewässer-ökologisches Monitoring 2017. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 33 p.
- Riedler, P., G. Kum, M. Großschartner & D. Donabaum 2020. Zwillingsteiche, Gewässerökologisches Monitoring 2019. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 36 p.
- Riedler, P., G. Kum, M. Großschartner & D. Donabaum 2022. Zwillingsteiche, Gewässerökologisches Monitoring 2021. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, 30 p.
- Schagerl, M., I. Bloch & A. Vietauer 2007. Naturinseln im Siedlungsgebiet. Ziegelteiche in Wien und Niederösterreich. Eine ökologische Studie zur Erfassung hydrochemischer Eigenschaften und deren Einfluss auf Algengemeinschaften. Abh. Zool.-bot. Ges. Österreich, 36: 1-94.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1–38.
- Vollenweider, R.A. & J. Kerekes 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris. 154 p.
- Zoufal, W., D. W. Rossboth, G. Klemm, B. Tekiela, G. Dernbauer, G. Jaksch, F. Groß (alle MA 15) 2002. Bericht über den Gütezustand stehender Gewässer in Wien. Aufnahme 1993 bis 2001. Im Auftrag der MA 45, 200 p.

5 Anhang

5.1 Hydrochemie

Prüfverfahren

Die physikalisch-chemischen und hydrochemischen Analysenverfahren, mit Angabe der erweiterten Messunsicherheiten (MU%) nach EURACHEM/CITAC (2004), sind in den Prüfberichten Chemie enthalten (Kap. 5.3). Für Parameter, die einer Kalibrierung bedürfen, sind die unteren Arbeitsbereichsgrenzen (UA) und die Bestimmungsgrenzen (BG) angegeben.

Messwerte, die zwischen dem Unteren Arbeitsbereich und der Bestimmungsgrenze oder der Bestimmungsgrenze und der Nachweisgrenze der Methode liegen, wurden in den Abbildungen berücksichtigt bzw. wurde der Zahlenwert in die statistischen Auswertungen einbezogen (z.B. Werte für gelösten reaktiven Phosphor).

Externe Qualitätssicherung

Eine externe Qualitätssicherung erfolgt unter anderem durch die regelmäßige Teilnahme an Ringversuchen des IFA-Tulln (Interuniversitäres Forschungsinstitut für Agrarbiotechnologie), im Bereich „Anorganische Parameter / Nährstoffe“ (Link: www.ifatest.at)

Laborcodierung der 2025 durchgeführten Kontrollprobenserien:

Serie	Laborcodierung DWS Hydro-Ökologie GmbH
N175	LC0006 (Realprobe)
N176	AE
N177	AN
N178	X
N179	AR

5.2 Plankton

Mit Netzzügen wurde Phytoplankton (Maschenweite = 30 µm) und Zooplankton (Maschenweite = 60 µm) für die anschließenden qualitativen mikroskopischen Analysen gewonnen. Neben der systematischen Auswertung wurden die relativen Häufigkeiten anhand einer 5-stufigen Skala geschätzt (1 ... vereinzelt, 2 ... selten, 3 ... häufig, 4 ... sehr häufig, 5 ... massenhaft). Die Bestimmung erfolgte auf einem Mikroskop der Fa. Olympus (BX50).

5.3 Prüfberichte & Pläne

Probentermin	Prüfberichts-Nr
22.04.2025	PB25-033
16.07.2025	PB25-081
03.11.2025	PB25-158