



BNÖ
Erlenweg 13
79822 Titisee-Neustadt



Brandenburgische
Technische Universität
Cottbus - Senftenberg

Grundlagen und Leitlinien für eine ökologisch verträgliche thermische Nutzung von Gewässern

Literaturstudie und Auswertung von Monitoringdaten zur Ermittlung und Absicherung von Anforderungen an die thermische Gewässernutzung

LAWA – LFP 2023, Projekt O 5.23

in Zusammenarbeit mit dem LAWA-EK "Biologische Bewertung Seen und Interkalibrierung nach WRRL" und dem LAWA-EK "Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung"

Autoren:

Ursula Riedmüller (BNÖ) & Dieter Leßmann (BTU)

Titisee-Neustadt, Cottbus, 13. Januar 2025

BNÖ - Büro für Nutzung und Ökologie der Binnengewässer

Dipl. Biol. Ursula Riedmüller

Erlenweg 13, 79822 Titisee-Neustadt

Tel. 07651-936664, Fax: 07651-936665, bnoe@gewaesserfragen.de

www.gewaesserfragen.de

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg (BTU)

Dr. Dieter Leßmann

Fachgebiet Gewässerökologie

Postfach 101344

03013 Cottbus

Tel. 0355-694579, lessmann@b-tu.de

Zitiervorschlag:

Riedmüller, U. & Leßmann, D. (2025): Grundlagen und Leitlinien für eine ökologisch verträgliche thermische Nutzung von Gewässern - Literaturstudie und Auswertung von Monitoringdaten zur Ermittlung und Absicherung von Anforderungen an die thermische Gewässernutzung. Projekt O 5.23 im Rahmen des Länderfinanzierungsplans 2023. 108 S.

Inhalt

1	Einleitung.....	7
2	Literaturstudie zur Wirkung der Temperatur auf Gewässerorganismen und deren Lebensraum	8
2.1	Einfluss der Temperatur auf den Sauerstoffhaushalt.....	8
2.2	Einfluss der Temperatur auf das Durchmischungsverhalten und davon abhängige Prozesse	9
2.3	Grundsätze zur Temperaturwirkung auf Organismen und Biozönosen.....	11
2.4	Plankton	12
2.4.1	Einführung	12
2.4.2	Planktonrelevante physikalische Veränderungen im Freiwasserlebensraum.....	12
2.4.3	Einfluss der Temperatur auf die Physiologie von Planktonorganismen	13
2.4.4	Akklimatisierung und Anpassung	16
2.4.5	Veränderungen von Artengemeinschaften	16
2.4.6	Besonderheiten in Fließgewässern.....	19
2.4.7	Besonderheiten in Seen.....	20
2.5	Makrophyten.....	22
2.6	Makroinvertebraten.....	23
2.7	Fische	25
2.8	Studie "Temperatursensitivität von Fischen..." von Van Treeck & Wolter (2021) und Fazit.....	27
2.9	LAWA-Projekt "Klimafolgenmonitoring Seen" (Hupfer et al. 2022, 2023)	31
3	Auswertung von Monitoringdaten - Fließgewässer	33
3.1	Auswertung von Langzeitdaten.....	33
3.1.1	Einführung und Datengrundlage.....	33
3.1.2	Auswertung für fünf BW-Messstationen in Donau, Jagst, Neckar und Rhein	35
3.1.3	Auswertungsergebnisse für die BW-Flussabschnitte - Tabellenübersicht	45
3.1.4	Fazit zur Auswertung der Langzeitdaten von Flüssen	46
3.1.5	PhytoFluss-Bewertung und Temperatur	48
3.2	Phytoplanktodynamik im Neckar – Onlinemessungen Chlorophyll a	49
3.2.1	Steuerfaktoren oder limitierende Faktoren	50
3.2.2	Spätwinter und Frühjahr (Frühsommer).....	52
3.2.3	Hochsommer und Hitzeperioden	55
3.2.4	Herbst.....	57
3.2.5	Fazit Phytoplanktodynamik und Temperaturpräferenzen von Phytoplanktern	58
3.3	Sauerstoffbedingungen und Temperatur im Neckar auf Basis von Stundenmitteln	59
3.4	Bewertung der Maximaltemperaturen in BW-Wasserkörpern.....	61
3.5	Beispiele von Temperaturgängen bei gewässerthermischer Nutzung in Fließgewässern	62
4	Auswertung von Monitoringdaten – Seen	64
4.1	Datengrundlage.....	64
4.2	Temperatur und Phytoplanktongeschehen in Beispielseen sowie Fazit	64

4.3	Temperaturabhängigkeit der Biomasseausprägung des Phytoplanktons	79
4.4	Potenziell toxische Cyanobakterien im Frühjahr.....	81
4.5	Kritische Vorkommen von potenziell toxischen Cyanobakterien	82
5	"Natürliche" Kälteeinleitungen und Temperaturänderungen.....	83
5.1	Temperaturvergleich Neckar und Zuflüsse	83
5.2	Temperaturvergleich Oberrhein/Restrhein und Zufluss Kander	85
5.3	Temperaturvergleich Bodensee und verschiedene Zuflüsse	86
5.4	Tägliche Schwankungen sowie Änderungsraten der Temperatur in Fließgewässern.....	87
6	Gesamtfazit zu Abkühlungen und Anforderungen an eine thermische Nutzung	89
6.1	Zu verträglichen örtlichen Temperaturunterschieden und Absenkraten.....	90
6.2	Zu ökologisch tolerierbaren Temperaturabsenkungen im äußeren Mischungsbereich.....	93
6.3	Zu Minimaltemperaturen im Winter.....	95
6.4	Zu Maximaltemperaturen	97
6.5	Empfehlungen für verträgliche Temperatur-Verhältnisse bei thermischen Einleitungen	100
6.5.1	Fließgewässer	100
6.5.2	Seen.....	102
7	Literatur	103

Begriffe und Abkürzungen

ACP	allgemeine chemisch-physikalische Parameter = unterstützende" Qualitätskomponente der WRRL
Chla	Chlorophyll a, grüner Pflanzenfarbstoff für die Photosynthese, in Gewässern Kenngröße für Algenvorkommen und deren Biomasse
Cyanobakterien	Blualgen oder Blaugrünbakterien, sind i.e.S. Bakterien
Epilimnion	oberste wärmere Wasserschicht in thermisch geschichteten Seen
EZG	Einzugsgebiet
FFH	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, gilt seit 1992 in der EWG/EU und soll die biologische Vielfalt fördern und schützen mit dem Ziel eines zusammenhängenden Netzes von Schutzgebieten
guter Zustand	Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe anthropogen bedingte Abweichungen vom Referenzzustand, welcher die Verhältnisse bei Abwesenheit störender Einflüsse durch den Menschen beschreibt (EG-Wasser-rahmenrichtlinie 2000, Anhang V, Tab. 1.2), bei künstlichen und erheblich veränderten Gewässern wird der Begriff gutes Potenzial verwendet
Hypolimnion	unterste kühlere Wasserschicht in thermisch geschichteten Seen
KA	Kläranlagen
karbonatisch	karbonatische Gewässer mit kalk- bzw. karbonathaltigem geologischen Untergrund (Calcium-, Magnesiumkarbonate) mit elektrischen Leitfähigkeiten über 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im unbelasteten Zustand
Litoral	vom Licht durchflutete Flachwasserzone in Seen
Metalimnion	Sprungschicht in in thermisch geschichteten Seen, bildet den Übergangsbereich zwischen dem wärmeren Epi- und dem kühlen Hypolimnion
Mischtemperatur	Temperatur nach vollständiger Einmischung des rückgeleiteten thermisch genutzten Wassers
Mischungsbereich	"Äußerer Mischungsbereich": Bereich, in dem die Anforderungswerte an Temperaturveränderungen eingehalten werden müssen. „Innerer Mischungsbereich“: einleitungsnaher Bereich, in dem die Anforderungswerte überschritten werden können, die Temperaturveränderung aber durch die maximal zulässige Temperaturspreizung in der Anlage begrenzt wird. (s. Leßmann & Riedmüller 2025, Kap. 2.3 und Anhang 1).
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss
MQ	Mittelwasserabfluss
N	Pflanzennährstoff Stickstoff
Nanorg	gesamter gelöster anorganischer Stickstoff
O ₂	Sauerstoff (hier meist im Wasser gelöst)
OrthoP	Orthophosphat-Phosphor
P	Pflanzennährstoff Phosphor
poikilotherm	wechselwarm, Körpertemperatur von der Außentemperatur abhängig
PP	Primärproduktion
Pelagial	Freiwasserzone von Seen
pottoxCyan	potenziell toxinbildende Cyanobakterien
Q	Abfluss
r-Strategen	Tiere mit hoher Vermehrungsrate (r), oft Pionierarten

silikatisch	silikatische Fließgewässer besitzen kristallinen Untergrund (Granit, Gneis, Buntsandstein) mit elektrischen Leitfähigkeiten unter 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im unbelasteten Zustand.
Taxon	Bezeichnung für die Einheiten oder Organismengruppen im biologischen System der Pflanzen und Tiere, z. B. Familie, Art oder Gattung sind Taxa
TP oder GesP	Gesamtphosphor
TIP	Trophieindex Phytoplankton, Artenzusammensetzungsmetric im WRRL-Verfahren PhytoFluss
TPC	"thermal performance curve" = thermische Leistungskurve
WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie, die im Jahr 2000 (EG 2000) verabschiedet und im Jahr 2003 im deutschen Wasserhaushaltsgesetz national umgesetzt wurde
Zirkulation (See)	vertikale Durchmischung der Wasserschichten von Seen in Folge von Temperaturnausgleich

1 Einleitung

Der vorliegende Berichtsteil der Gewässerthermie-Studie dokumentiert die Ergebnisse der **Literaturarbeit und der Auswertung von Monitoringdaten**. Die Auswertungen bilden die Grundlage für den weiteren Teil der Studie "Empfehlungen zu ökologischen Anforderungen Für Fließgewässer und Seen für den behördlichen Vollzug" und zeigen mögliche Konfliktbereiche der thermischen Nutzung von Gewässern auf.

In der **Literaturstudie** wurden aus einer Vielzahl von wissenschaftlichen Artikeln und Ausarbeitungen sowie Handlungsanweisungen aus dem In- und Ausland Erkenntnisse zusammengetragen insbesondere zum Thema Temperatortoleranzen von Wasserorganismen und Wirkmechanismen.

Des Weiteren wurde versucht, auf Basis von ausgewählten **Monitoringdaten** aus den Untersuchungsprogrammen der Bundesländer **von Fließgewässern und Seen** Erkenntnisse zu den Auswirkungen von Temperaturänderungen zu gewinnen. Hier liegt der Schwerpunkt der Arbeiten auf trophischen Betrachtungen im Freiwasser und Plankton. Viele Autoren beschreiben die Temperatur als weniger starken Steuerfaktor für das Phytoplankton als die Licht- und Nährstoffverfügbarkeit oder den Fraßdruck durch Grazer wie das Zooplankton (u.a. Winder & Sommer 2012). Die Auswertungen versuchen entsprechend vor dem Hintergrund sich verändernder Randbedingungen wie trophische Belastung, Jahreszeiten und Lichtklimaten die Variabilität von Phytoplanktonzönosen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur zu ergründen. Die Ergebnisse sind im Anhang dokumentiert und diskutiert.

Ziel war die **Ermittlung einer möglichen "Verschlechterung"** im Freiwasserlebensraum und im Phytoplankton durch eine gewässerthermische Nutzung. Als Verschlechterung werden folgende Veränderungen angesehen:

- Algenblüten und (zeitweise) erhöhte Biomassen oder erhöhte Dynamik der Planktonentwicklung,
- Vorkommen von potenziell toxischen Algenarten v.a. Blaualgen,
- Bewertungsverschlechterungen in den Phytoplankton-WRRL-Verfahren (PhytoSee, PhytoFluss),
- häufigere oder längere Phasen angespannter Sauerstoffkonzentrationen.

2 Literaturstudie zur Wirkung der Temperatur auf Gewässerorganismen und deren Lebensraum

Im Fokus der Recherche stehen einerseits die Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Gewässerlebensräume – die Limnophysik – und andererseits die Auswirkungen auf bewertungsrelevante Gruppen der Gewässerorganismen sowie auf die Wechselwirkungen zwischen den Organismengruppen. Hier steht die Recherche von Toleranzbereichen hinsichtlich der absoluten Temperatur sowie von Temperatur-Änderungen im Vordergrund.

2.1 Einfluss der Temperatur auf den Sauerstoffhaushalt

Die Temperatur spielt durch ihren Einfluss auf die Wasserlöslichkeit von Gasen insbesondere im Hinblick auf die Verfügbarkeit von Sauerstoff für die Organismen eine wichtige Rolle.

Der **Sauerstoffhaushalt** von Seen wird durch Eintrags- und Zehrungsprozesse bestimmt. Der Eintrag erfolgt zum einen durch Diffusion aus der Atmosphäre über die Wasseroberfläche und zum anderen durch die Freisetzung von Sauerstoff im Zuge der Primärproduktion von Photosynthese betreibenden Organismen (Phytoplankton und Makrophyten). Für die Sauerstoffzehrung ist vor allem der mikrobielle Abbau organischer Stoffe in der Wassersäule und im Sediment verantwortlich. Hinzu kommt der Sauerstoffverbrauch durch die Atmung der im Wasser lebenden höheren Organismen und durch chemische Oxidationsprozesse (z. B. Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III)). Die Sauerstoffzehrung wird in der Regel stark durch die biologischen Prozesse dominiert, wobei der Verbrauch umso höher ist, je höher die Intensität der Primärproduktion und die Trophie des Gewässers ist.

Weitere Faktoren, die den Sauerstoffhaushalt eines Sees beeinflussen, sind die Sauerstoffkonzentrationen der ober- und unterirdischen Zuflüsse. Grundwasserzuströme sind oft sauerstoffarm, Oberflächenzuflüsse sowie Niederschläge sind dagegen in der Regel mit Sauerstoff gesättigt.

Große Bedeutung kommt der **Sauerstoff-Konzentration im Hypolimnion von geschichteten Seen** zu. Durch den während der Schichtungsperiode unterbundene Kontakt des Tiefenwasserkörpers mit der Atmosphäre und der vorwiegend in den oberen gut durchlichteten Wasserschichten stattfindenden photosynthetisch bedingten Sauerstoffproduktion bleibt der Sauerstoffeintrag gering oder fehlt. Durch die mikrobielle Aktivität wird jedoch permanent Sauerstoff gezehrt. Abhängig vom Sauerstoffvorrat des Hypolimnions zu Beginn der Sommerstagnation und der Sauerstoff-Verminderungsrate sinkt die Sauerstoff-Konzentration während der Schichtungsperiode kontinuierlich, wobei sich in den meisten tiefen Seen ein Gradient mit abnehmenden Konzentrationen von der oberen Grenze des Hypolimnions zum Boden hin einstellt.

Problematisch wird es, sobald sich die Sauerstoff-Konzentration anoxischen Bedingungen nähert und durch das Absinken des Redox-Potentials chemische Prozesse in Gang gesetzt werden. Es kommt zu einer Veränderung der partikulären Metallbindungsformen und damit zur Freisetzung potentiell toxischer Stoffe und von Redox-sensitiv an Eisen gebundenem Phosphor („interne Eutrophierung“) in die sedimentnahen Wasserschichten. In Seen, die anoxisches Tiefenwasser aufweisen, besteht nur für diesbezüglich tolerante Organismen eine Besiedlungsmöglichkeit (Hupfer et al. 1995).

In häufig durchmischten **Flachseen und Fließgewässern** kommt es hingegen nur unter den Bedingungen einer hohen Saprobie und/oder Trophie mit intensiver Sauerstoffzehrung durch organische Stoffe abbauende Mikroorganismen zu kritischen bis anoxischen Bedingungen.

Durch die thermische Gewässernutzung zur Wärmegewinnung und die damit verbundene Abkühlung wird die Sauerstofflöslichkeitskapazität des Wasserkörpers erhöht. Dies ist als ein für die Biozönosen positiver Effekt zu sehen und gilt besonders dann, wenn nicht sauerstoffgesättigtem Wasser durch die Nutzung zusätzlicher Sauerstoff zugeführt werden kann.

2.2 Einfluss der Temperatur auf das Durchmischungsverhalten und davon abhängige Prozesse

Eine wesentliche **Eigenschaft tiefer Seen** gemäßigter Breiten ist die Ausbildung einer sommerlichen zweigeteilten Schichtung des Wasserkörpers, bei der das Epilimnion mit seiner höheren Temperatur das kältere Hypolimnion überlagert und dieses damit vom Stoffaustausch mit der Atmosphäre isoliert. Dies hat in Abhängigkeit von der Trophie des Gewässers weitreichende Auswirkungen auf die Gewässerökologie mit seinen Stoffkreisläufen und seiner Besiedlung durch Organismen, was primär durch die mit der Tiefe abnehmende Lichtverfügbarkeit und die davon abhängende Primärproduktion sowie die daraus resultierenden Sauerstoffkonzentrationen bedingt wird.

Eine **Abkühlung des Epilimnions** während der Sommerstagnation durch den Entzug von Wärme ist in der Lage, die Stabilität der Schichtung zu vermindern, wenn es zu einer nachhaltigen Abkühlung des Wasserkörpers durch eine oberflächennahe Rückleitung thermisch genutzten Wassers kommt. Inwieweit hierdurch die Tiefenlage der Temperatursprungschicht und die Schichtungsdauer beeinflusst werden, hängt von der Temperaturdifferenz zwischen entnommenem und rückgeleitetem Wasser und dem Anteil ab, den das temperaturveränderte Wasser am Volumen des Epilimnions hat. Des Weiteren sind Wasseraufenthaltszeit im See und der Wärmeaustausch mit der Atmosphäre mitbestimmend. Entsprechendes gilt auch für die Einleitung von Wasser in das Hypolimnion, wenn aus dem Epilimnion entnommenes Wasser mit einer höheren Temperatur eingeleitet wird. Eine **Abkühlung des Hypolimnions** führt hingegen zu einer Stabilisierung der Schichtung, was insbesondere eine Verlängerung der Schichtungsdauer und niedrigere Temperaturen während der Durchmischungsphasen bewirkt.

U.a. Feldbauer et al. (2023) und Hupfer et al. (2022, 2023) zeigen für Talsperren und Seen auf, dass die Erwärmung zu einer Verkürzung der **Eisbedeckung** und Verminderung der winterlichen inversen Schichtung führt. Die **"sommerliche" Schichtung** von tieferen Seen beginnt früher im Jahr (u.a. Winder & Schindler 2004, Peeters et al. 2007), wird stabiler und reicht länger in den Herbst hinein, was insbesondere in eutrophen Seen eine Verlängerung von anoxischen Bedingungen in der Tiefe zur Folge hat. Dies wiederum führt zu erhöhter Phosphorrücklösung aus dem Sediment (u.a. Adrian et al. 1995, KLIWA 2021) und somit interner Eutrophierung.

Bei ausbleibender Eisbedeckung vollziehen tiefere Seen einen **Wechsel im Schichtungsverhalten** von dimiktisch zu warm-monomiktisch (Hupfer et al. 2022). Viele Seen in Europa kühlen nicht mehr bis 4°C ab (größte Dichte von Wasser) (O'Reilly et al. 2015). Hier würde ein wesentlicher Schlüsselmechanismus beeinflusst: Das Absinken von kaltem Wasser, weswegen sich tiefe Seen durchmischen. Rund 100 von 640 sehr großen Seen weltweit hätten das Risiko, nicht mehr jährlich vollständig durchmischt werden zu können aufgrund der Veränderungen im Mixisregime. Dass jedoch polymiktische Seen di- oder monomiktisch werden, ist nach Modellierungen von Shatwell et al. (2019) eher unwahrscheinlich.

Ahonen et al. (2022) berichten von einem finnischen dimiktischen See, dass eine **Hitzeperiode** zu einer **Verringerung der Epilimniontiefe** führte, in deren Folge die Phytoplanktonbiomasse abnahm. Umgekehrt führte eine Abkühlung der Lufttemperatur sowie Wind zu einer größeren Mächtigkeit des Epilimnions und zu einer Zunahme der Phytoplanktonbiomasse.

Auch Free et al. (2020) beobachteten in den großen oberitalienischen Seen im Zuge zunehmender Erwärmung einen Rückgang des Chlorophyll a, den sie auf die **größere Stabilität der Schichtung** und die fehlende Durchmischung mit Nachlieferung von Nährstoffen zurückführen. Intensivere Phytoplanktonluten treten dort eher nach sommerlichen Starkregenereignissen mit Nährstoffnachlieferungen auf. Als wichtige Steuergröße des Geschehens konnten im Gardasee die gestiegenen Wintertemperaturen ermittelt werden.

Während sich Fließgewässer je nach Struktur und Turbulenz in einem intensiveren Ausgleich mit den Lufttemperaturen befinden und ein Temperaturunterschied in Fließrichtung zunehmend wieder verloren geht, können Seen Temperaturen in ihrem Wasserkörper über längere Zeit speichern. Sie nehmen im Sommer Wärme von der Sonne und der Atmosphäre auf und geben sie im Winter wieder ab. Die Tiefe von Seen und deren thermisches Schichtungsverhalten steuern die absolute Höhe der **Speicherwirkung**. Polymiktische Flachseen und Flusseen stehen intensiver mit der Lufttemperatur im Austausch, können sich jedoch bei ruhigem, windarmen Wetter ebenfalls temporär schichten. Zudem ist zu erwarten, dass sie bei Frost schneller reagieren und eine Eisbeckung mit inverser thermischer Schichtung entwickeln (Balayla et al. 2010).

Die im Tiefenwasser von geschichteten Seen gespeicherte Wärme oder Kälte wird meist erst bei der nächsten Zirkulation eingemischt. So beschreiben Fink et al. (2014) auf Basis von Modellierungen des Bodensees, dass sich ein winterlicher Wärmeentzug bis in den Sommer hin abkühlend auswirkt.

Große Seen wie der Bodensee haben riesige **Wärmereserven**. Unter Verwendung eines mittleren Klimawandelszenarios bis 2049 wurde ermittelt, dass die prognostizierte Klimaerwärmung des Sees mit einer Wärmenutzung von 14 GW kompensiert werden könnte (ein Atomkraftwerk leistet 1-1,5 GW) (Fink et al. 2014). Die Nutzung von einem 1 GW Wärmeleistung, welche alle um den Bodensee lebenden Menschen versorgen könnte, würde den See im Ganzen um rund 0,2°C abkühlen.

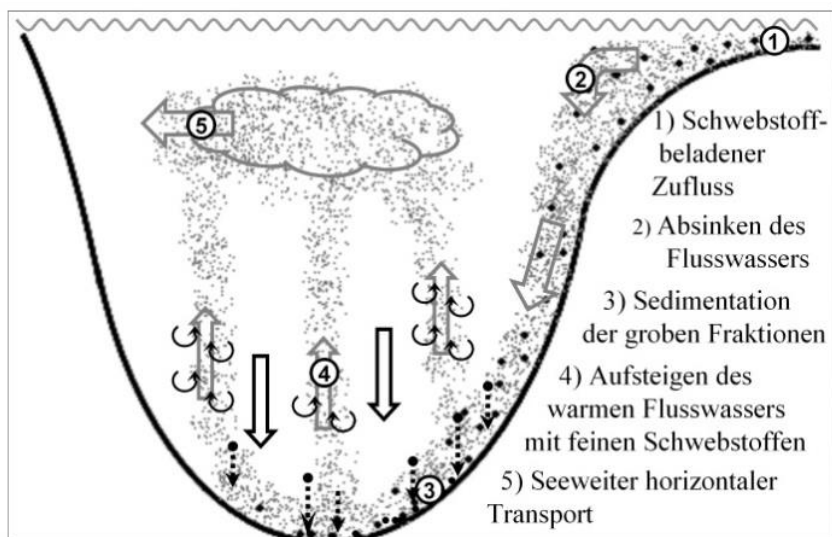


Abb. 1: Prinzipskizze des Einfließens des Trübe-führenden Alpenrheins nach einem Starkregenereignis August 2005 in den Bodensee (Forschungsverbund BodenseeOnline 2008).

Kalte Zuflüsse mit temperaturbedingt höherer Dichte oder Zuströme mit höherem Schwebstoffgehalt schichten sich **in thermisch geschichteten Seen** gemäß ihrer Dichte ein (s. Abb. 1 und Abb. 2). An den Grenzen des Wasserstroms finden Verwirbelungen statt, die zu einer Abkühlung am Rand der umgebenden Zonen führen (Eder et al. 2008) und somit einen Gradienten aufbauen. Im Schluchsee (Hochschwarzwald) wurden bei einem Schlechtwettereinbruch im Sommer mit ausgiebigen Regenfällen eine Einschichtung des kühlen Zuflusswassers in das Metalimnion beobachtet. In der länglichen Talsperre war jedoch eine weitreichende horizontale Ausbreitung des kühleren Wasserpaketes möglich, ohne dass das Epilimnion und dessen Temperatur und Chemismus davon beeinflusst waren (Riedmüller 2024).

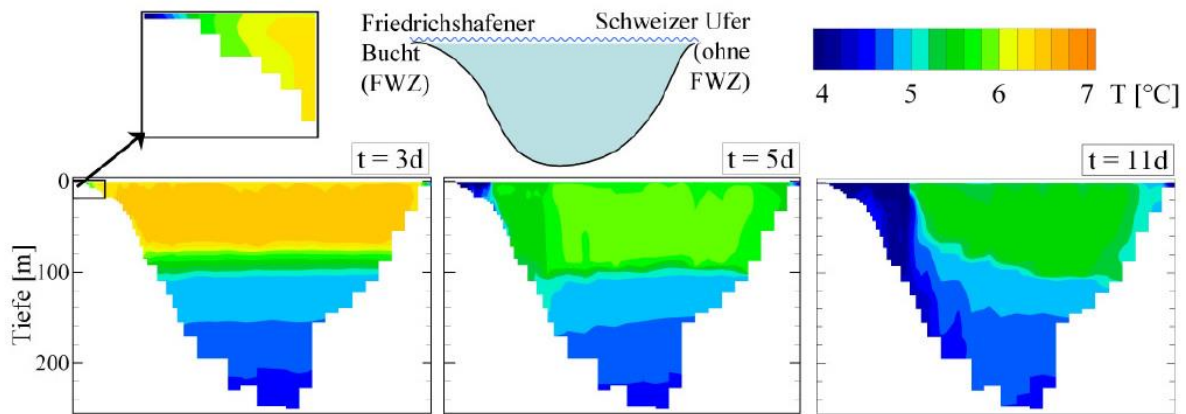


Abb. 2: Simulation der Tiefenwassererneuerung durch Abkühlung in der Flachwasserzone ("FWZ") am Beispiel des Bodensees in der Friedrichshafener Bucht (Forschungsverbund BodenseeOnline 2008).

Kühlere Zuflüsse oder bei kalter Witterung im Flachwasser abgekühlte Wasserpakete fließen in einem sich verbreiternden Fächer entlang der Sohle bis in diejenige Tiefenzone hinein, die eine gleiche Dichte aufweist (s. Abb. 2). In Seen, welche durch die Klimaerwärmung in geringerem Maß oder nicht mehr jedes Jahr bis in die Tiefe mischen (u.a. O'Reilly 2015, Free et al. 2020), ergibt sich durch ein Einfließen von kühlem, sauerstoffreichen Oberflächenwasser positive Effekte in den sedimentnahen Schichten. Als Beispiele sind eine verminderte Rücklösung von Nährstoffen oder die bessere Entwicklung von sich am Seeboden entwickelnden Felcheneiern zu nennen.

Wie für Fließgewässer wird auch für Seen berichtet, dass eine höhere Nährstoffbelastung die Sensitivität auf Erwärmung erhöht (Elliott et al. 2006, Berthon et al. 2014, Bouraï et al. 2020). Hinsichtlich der Reaktion auf sich erwärmende Lufttemperaturen sind **Flachseen** aufgrund ihrer im Verhältnis zum Wasservolumen großen Oberfläche besonders empfindlich (Feuchtmayr et al. 2009). Dazu kommt die regelmäßige Durchmischung, welche die Wärme in die Tiefe einmischt, während das Tiefenwasser in sommerlich geschichteten Seen währenddessen von der Lufttemperatur isoliert wird. Somit besitzen Flachseen erhöhte Risiken für die Auswirkungen der Klimaerwärmung. Umgekehrt sind bei Abkühlungen größere Reaktionen als in tieferen Seen zu erwarten.

2.3 Grundsätze zur Temperaturwirkung auf Organismen und Biozöosen

Auf *organismischer Ebene* steuert die Temperatur folgende Prozesse:

- Physiologische Prozesse: Änderungen der Stoffwechselaktivität mit Veränderungen der Raten von Atmung, Ausscheidungen und Wachstum sowie der Vermehrungsrate und des Schlupfzeitpunkts.
- Über- oder Unterschreitung von Temperaturschwellen: Auslöser bestimmter Phasen des Lebenszyklus, wie z. B. Schlupf der Eier, Embryonal- und Larvalentwicklung, Migration und Emergenz.
- Bei Annäherung an artspezifische thermische Grenzen Anzeichen von Stress mit Verhaltensänderungen wie Migrationsbewegungen und ggf. Abdrift in Fließgewässern.

Auf *Populationsebene* können steigende Temperaturen folgende Prozesse steuern:

- Zunahme des Fraßdrucks durch Räuber.
- Zunahme der Anfälligkeit für Krankheitserreger und Parasiten.
- Erhöhung der Konkurrenzstärke invasiver, aus wärmeren Regionen stammender Arten gegenüber einheimischen Arten.

Leitlinien oder -werte zur Gewässerverträglichkeit von Abkühlungen sollten die empfindlichste Organismengruppe und darin die empfindlichsten Arten des jeweiligen Seen- oder Fließgewässertyps berücksichtigen. Im Sinne einer effizienten Ergebnisfindung könnten sich die darauffolgenden Arbeitsschritte auf die jeweils empfindlichen Organismen (→ Schirmarten) konzentrieren.

2.4 Plankton

2.4.1 Einführung

Die Literatur zu Auswirkungen von Temperaturänderungen auf das Phytoplankton beschäftigt sich in der Regel mit den Folgen der **Klimaerwärmung** entlang der Temperatur- bzw. Zeitskala. Auswirkungen von Abkühlung werden weniger häufig beschrieben. Die **Folgen von Abkühlung** auf das Phytoplankton (Biomasse und Artenzusammensetzung) müssen deshalb größtenteils **im Umkehrschluss** abgeschätzt werden. Die Literaturarbeit versucht zunächst die Folgen der Erwärmung zu beschreiben. Im Anschluss werden die möglichen Gefahren der Abkühlung skizziert und daraus Schlussfolgerungen für eine Handlungsanweisung zur thermischen Gewässernutzung gezogen (s. Kap. 3).

Während sich die Betrachtungen zu Fischen und Makrozoobenthos meist der Frage des Schutzes und der Verminderung von "Störfaktoren" widmen, werden im Umgang mit dem **Phytoplankton** in der Regel Bedingungen gesucht, die dessen **Entfaltung verhindern** sollen. Dies kann auch mit einer Förderung der potenziellen Fraßfeinde wie z. B. dem Zooplankton in Zusammenhang stehen oder mit dem Fischbestand (→ Top-down-Effekte).

In zahlreichen Artikeln wird von **höherer Diversität in Folge von Eutrophierung oder Erwärmung** berichtet (u.a. Verspagen et al. 2022, Yvon-Durocher et al. 2015). In Bezug auf Planktonalgen kann deshalb auch in einer höheren Vielfalt in der Regel kein anzustrebendes Entwicklungsziel gesehen werden. Insbesondere potenziell toxinbildende Blaualgen sollen verhindert und nicht in ihrer Diversität oder Abundanz gefördert werden.

Da Entwicklungen im Phytoplankton meist nicht ohne Kenntnisse der planktischen Mitspieler wie Zooplankton, Fische und den Komponenten der Mikrobiellen Schleife (microbial loop) wie u.a. Cilien, Pilze und Viren erklärbar sind, wurden diese Organismengruppen teils in die Literaturschau mit einbezogen.

2.4.2 Planktonrelevante physikalische Veränderungen im Freiwasserlebensraum

Plankton und Fische bilden zentrale Akteure der Nahrungsnetze im frei fließenden Wasser von Fließgewässern und im Pelagial (Freiwasser) von Seen. Deren Entwicklung wird von der Nährstoff-, Nahrungs- und Lichtverfügbarkeit, der Temperatur sowie den physiologischen Fähigkeiten wie u.a. Photosynthese-, Wachstums- und Respirationsraten bestimmt. **Effekte der Temperatur auf die Planktongesellschaft** ergeben sich direkt auf Ebene des Individuums oder der Population sowie indirekt über das Nahrungsnetz oder durch die physikalische Habitatbeschaffenheit (Livingstone 2003, Huisman et al. 2004, Huisman et al. 2006). Durch den Einfluss der Temperatur auf die in den Organismen

ablaufenden physiologischen Prozesse besitzt sie multiplen Einfluss auf die verschiedenen biologischen Organisationsstufen von der Population bis zum Ökosystem. Dazu kommen regionale, Gewässertyp-abhängige und Gewässer-individuelle Unterschiede des Wirkens v.a. in Seen, in denen die Temperatur die vertikalen Schichtungsverhältnisse steuert (Shatwell et al. 2019, Free et al. 2020).

Temperaturveränderungen beeinflussen hinsichtlich der physikalischen Bedingungen im Lebensraum nicht nur das Durchmischungsverhalten von Gewässern (s. Kap. 2.2), höhere Temperaturen verändern auch den physikalischen Lebensraum hinsichtlich der Schwebefähigkeit von Organismen und die Filtrierate von Daphnien durch die verringerte **Viskosität** des Wassers (Moore et al. 1996, Dupuis & Hann 2009).

Sowohl in Seen als auch in Fließgewässern können sich die mit dem Klimawandel prognostizierten zunehmenden **Temperaturschwankungen** als **Selektionsfaktor** in den Lebensgemeinschaften auswirken. Neben größeren Unterschieden zwischen Jahren treten z. B. in der rhithralen Zone von Fließgewässern (Bergbachzone) ohnehin schon große Temperaturtagesgänge auf (Laszewski 2018).

2.4.3 Einfluss der Temperatur auf die Physiologie von Planktonorganismen

Die Art der physiologischen Auswirkungen und die **thermischen Leistungskurven** (TPC = thermal performance curves, s. Abb. 3) der Planktonorganismen sind in der Regel artspezifisch (u.a. Chen 2015, Bernhardt et al. 2018). Darüber hinaus beschreiben Baker et al. (2016) unterschiedliche Leistungskurven der einzelnen funktionellen Eigenschaften der Organismen, z. B. der Modellart *Thalassiosira pseudonana*, welche ihr Temperaturoptimum z. B. hinsichtlich Wachstums bei 18°C und hinsichtlich Primärproduktion bei 21°C besitzt. Der Einbau von Silizium nahm dagegen linear mit der Temperatur ab. Die Steigerung des Algenwachstums mit der Temperatur wird u.a. durch eine schnellere Nährstoffaufnahme ermöglicht (Lewandowska et al. 2014).

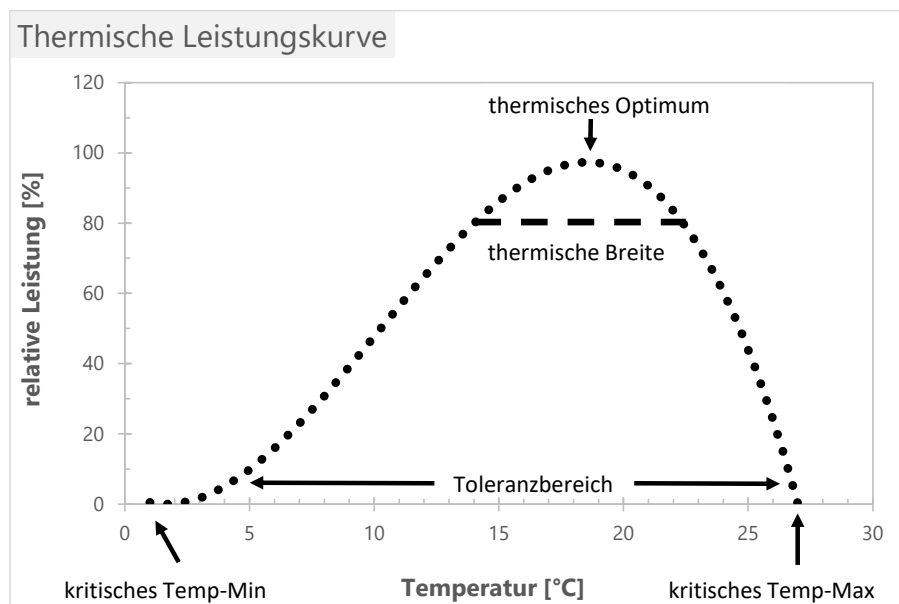


Abb. 3: Thermische Leistungskurve für wechselwarme Organismen (Abbildung angelehnt an die Temperaturanforderungen der Bachforelle aus Van Treeck & Wolter 2021, Bezeichnungen nach Bonacina et al. 2023).

Thermische Leistungskurven werden in der Regel im Labor unter nicht-limitierten Bedingungen hinsichtlich u.a. Licht oder Nährstoffen (Grimaud et al. 2017) bei verschiedenen aber dann meist konstant gehaltenen Temperaturen ermittelt. Für **schwankende Temperaturen**, wie sie in der Natur herrschen und zukünftig noch in zunehmendem Maße zu erwarten sind (Dee et al. 2020), sind weiterführende

Tests und Betrachtungen notwendig. Schwankungen "erzeugen" Extremwerte und bei den Organismen **Stress**, was oft zu erhöhtem Energieverbrauch und zu verminderter Fitness führt (Cabrerizo & Maranón 2021). Des Weiteren zeigen Bernhardt et al. (2018) für im Mittel steigende aber schwankende Temperaturen eine Verschiebung der TPC hin zu *geringeren* Wachstumsraten im Gegensatz zu steigenden aber konstanten Temperaturen. Auch Gerhard et al. (2019) beobachteten bei Experimenten mit natürlichen Phytoplanktongesellschaften eine Dämpfung des Wachstums bei schwankenden Temperaturen.

Die absolute Höhe der **Wachstumsraten der autotrophen Algen** hängen von der systematischen Gruppe ab (Kremer et al. 2017): Die Reihenfolge ist Chlorophyceae > Bacillariophyceae > Cyanobakterien > Dinophyceae. Innerhalb der Gruppen wachsen größere Zellen langsamer als kleine. Maranon (2008) beschreibt die schlechtere Nährstoffdiffusion bei größeren Zellen durch dickere Zellwände sowie eine schlechtere Lichtabsorption durch eine im Verhältnis steigende Selbstbeschattung. Kleinere Algenzellen seien demnach insbesondere bei Licht- (Trübe) und Nährstoffmangel im Vorteil. Beide Limitationssituationen sind als Folgen des Klimawandels zu erwarten.

Rasconi et al. (2015) beobachteten bei 3 K Erwärmung in Mesokosmos-Versuchen eine Steigerung der Primärproduktion durch insbesondere kleinzellige, sich schnell entwickelnde Algen (**r-Strategen**). Letztere sind nach Chen (2015) besonders im Vorteil, da diese größere Mengen an Wachstumsenzymen besitzen. Deren Konzentration kann in Stresssituation wie Hitzeperioden das Wachstum limitieren und im Falle einer Temperatur-bedingten Denaturierung sind bei den r-Strategen immer noch ausreichende Konzentrationen vorhanden, um ein positives Wachstum zu bewerkstelligen. Peter & Sommer (2013) berichten, dass für die **Körpergröße der Organismen** eine biogeografische Regel gilt: "Kleinere Körpergrößen in wärmeren Klimaten". Ihre Experimente zeigen, dass die bei höherer Temperatur abnehmenden Zellgrößen zumindest beim Phytoplankton der damit einhergehenden zunehmenden Nährstofflimitierung geschuldet sind.

In den Auswertungen der Langzeitdaten von süddeutschen Flüssen (u.a. Kap. 3.1.4) fällt in den jüngeren, wärmeren Jahren (oft ab 2018) eine Häufung von Phasen mit vollständiger Aufzehrung des Orthophosphat-Phosphors auf, was in Fließgewässern neben den höheren Temperaturen zusätzlich durch geringere Wasserführungen und höhere Verweilzeiten im Sommer getriggert ist. Es zeigt sich, dass auch in nährstoffreicheren Fließgewässern, in denen nach allgemeinen Maßstäben zunächst kein Nährstoffmangel zu vermuten ist, Phasen mit **Phosphor-Limitierung** auftreten. In diesen können dann kleinere Individuen die oben beschriebenen Wettbewerbsvorteile genießen. Durch die Bedingungen in Fließgewässern mit u.a. Lichtlimitation, Strömung und kurzen Entwicklungszeiten besitzen kleinere und sich schnell vermehrende Arten ohnehin zahlreiche Vorteile (u.a. Reynolds 1996, Descy 1993).

U.a. nach Lopez-Urrutia et al. (2006) wird **heterotrophes Wachstum** bei **Temperaturanstieg** stärker gefördert als autotrophes (s. auch O'Connor et al. 2009, Sommer & Lewandowska 2011). Grund für die höhere Temperatursensitivität des heterotrophen Metabolismus sei, dass die Aktivierungsenergie für die Respiration doppelt so hoch ist wie für die Photosynthese. Diese Aussage wird durch die Auswertungen von Literaturwerten von Rose & Canon (2007) gestützt. Diese fanden in etwa gleiche maximale Wachstumsraten von hetero- und photoautotrophen Protisten bei Temperaturen über 15°C, bei **Abkühlung** fielen die Wachstumsraten der heterotrophen jedoch deutlich steiler ab. Die abfallenden Kurven der drei heterotrophen Gruppen herbivore, bakterivore Protisten und Copepoden mit der Temperatur wiesen untereinander recht ähnliche Steigungen auf, welche etwa doppelt so hoch wie diejenigen der autotrophen Protisten lagen. Mit diesem Missverhältnis erklären die Autoren die in kühlen Klimaten beobachteten massiven jährlichen Algenblüten, welche zu den weltweit größten *marinen* Blüten gehörten.

Cabrerizo & Maranón (2021) beschreiben die **Zunahme von Bakterienbiomasse** und **Erhöhung der Entwicklung von Viren** bei steigenden Temperaturen. Wobei Frenken et al. (2020) die Dynamik bei Viren vielmehr in Zusammenhang mit der Dynamik ihrer Wirtsorganismen (v.a. Bakterien, jedoch auch Phytoplankter) sehen. Frenken et al. (2020) beschreiben auf Basis von Mesokosmos-Experimenten und einer Erwärmung von 4 K, dass Viren früher im Jahr ihr Maximum erreichten, jedoch nicht zwingend eine größere Kontrolle über die Planktongesellschaft gewinnen. Ihr Wirken (Zellauflösung) löst eine Nährstofffreisetzung aus, welche wiederum die Primärproduktion ankurbelt. Die Temperaturerhöhung steigere und beschleunige den microbial loop und würde sowohl den Energietransfer in höhere trophische Ebenen als auch das Ausmaß der Wirkung als Kohlenstoffsénke vermindern.

Wärmere Bedingungen führten nach Versuchen von Frenken et al. (2016) zu einem zeitigeren **Pilzbefall** (Chytridpilze) einer Diatomeen-Frühjahrsblüte und beschleunigte deren Absterben. Ähnliches wird von Gerphagnon et al. (2015) für Blaualgenblüten berichtet. Rotatorien (hier *Keratella*) profitierten ebenfalls von der Erwärmung, da sie sich alternativ von den nahrhaften Pilzsporen ernährten. Kagami et al. (2007) berichten auch von einer Förderung von *Daphnia*, welche während einer Diatomeenblüte der nicht fressbaren aber für Chytridpilze empfänglichen *Asterionella formosa* mit dem Fraß der freigesetzten Pilzsporen ein gutes Wachstum realisieren konnte. Parasiten können während Algenblüten mit schlecht fressbaren Arten eine wichtige Rolle beim Nährstoffrecycling spielen. Die Autoren betonen die Bedeutung von Parasiten in der Planktodynamik und deren Förderung mit der Klimaerwärmung. Die beschriebene Förderung der heterotrophen Organismen könnte demnach zu einer Reduktion der Phytoplanktonbiomassen führen, welche nicht auf einer geringeren Primärproduktion, sondern auf einer beschleunigten Konsumption beruht.

Pulsifer & Laws (2021) berichten dagegen von Untersuchungen in einem hocheutrophen See in Louisiana, dass die Chlorophyll a-Konzentrationen positiv mit der Temperatur korreliert waren und bei 30°C ungefähr viermal so hoch waren wie bei 15°C. Die **Erhöhung der Phytoplankton-Wachstumsraten** mit der Temperatur waren jedoch in etwa **gleich hoch wie die Erhöhung der Zooplankton-Grazingraten** (etwa 1,5fach bei 10 K Erhöhung). Dies widerspricht den oben beschriebenen Befunden, dass es bei Erwärmung zu einem im Verhältnis verstärkten Grazing kommen kann. Nach den Autoren seien die Raten zwar unterschiedlich, in der Natur würden die realisierten Raten durch die Veränderlichkeit der Biomassen (autotrophe Nachproduktion, Konsumption, Lebensdauer) jedoch ähnlich sein.

Nach Adamczuk (2016) sind **Fischgesellschaften in wärmerem Wasser** weniger piscivor und mehr omnivor und enthalten kleine, sich schneller reproduzierende Arten. Diese fressen bevorzugt große Zooplankter wie die Daphnien, so dass sich auf diese Weise bei Erwärmung Nachteile für die effizient filtrierende Gattung *Daphnia* ergeben. Dies könnte zu einem geringeren Grazingdruck auf das Phytoplankton führen (Balayla et al. 2010). Cheung et al. (2013) beschreiben ebenfalls einen Rückgang der mittleren Körpergröße von marinen Fischen in Zusammenhang mit der Klimaerwärmung. Die Ursache wird kontrovers diskutiert. Im Kern steht jedoch der Befund, dass sowohl große Arten als auch große Individuen einen höheren Sauerstoffbedarf besitzen als kleinere. Durch die oben beschriebenen Effekte auf die Intensität der thermischen Schichtung und die erhöhte Sauerstoffzehrung ergibt sich somit zunehmend ein Vorteil für kleinere Fische. Darüber hinaus ist im Zusammenhang mit der Erwärmung in Seen und Fließgewässern eine Zunahme von u.a. Cypriniden zu erwarten (Balayla et al. 2010), deren Jungfischstadien einen hohen Fraßdruck auf das Zooplankton ausüben.

Für die hier im Projekt vorliegende Fragestellung zu Auswirkungen von Abkühlung ist die von Rose & Caron (2007) dargestellte Minderung der heterotrophen Aktivität in kühlen Klimaten und die unter diesen Bedingungen resultierenden stark ausgeprägten Phytoplanktonblüten möglicherweise besonders relevant. In der Datenauswertung wird auf diesen Aspekt teils eingegangen (s. z. B. Kap. 4.2).

2.4.4 Akklimatisierung und Anpassung

Sowohl für Algen als auch für Zooplankter wurden individuelle bzw. von der Population erfolgende Anpassungen, sog. **Mikroevolution**, an wärmere Bedingungen dokumentiert (Moore et al. 1996, Kingsolver & Buckley 2017, Druga et al. 2022). Nicoară & Drugă (2019) beschreiben auf Basis eines 12 Monate dauernden Experiments mit einem Blaualgenstamm von *Microcystis aeruginosa*, dass nach 100 Generationen eine Anpassung des Temperatur-Toleranzbereichs erfolgt war u.a. mit der Möglichkeit des Wachstums bis 38°C.

Ein **Akklimatisierungsvermögen** und ein Einfluss der "Temperaturgeschichte" spielt für viele Organismengruppen eine Rolle beim Überleben oder im Wettbewerb (Gaudard et al. 2018a), z. B. bei Fischen (Van Treeck & Wolter 2021) oder bei Muscheln (Alexander & McMahan 2004). Carvalho & Crisp (1987) fanden, dass sich parthenogenetisch entwickelte Winterklone von *Daphnia magna* bei 25-30°C sterben, während Sommerklone bei diesen Temperaturen überleben und sich sogar vermehren können. Moore et al. (1996) beschreiben bei Daphnien auch eine Verschiebung zu kleineren Individuen innerhalb der Arten als Reaktion auf erhöhten **Fischfraßdruck**, wobei die diesbezügliche Determination in den ersten Tagen der Individualentwicklung oder innerhalb von Populationen erfolgt und in Experimenten durch erhöhte Temperaturen ausgelöst wird. Interessanterweise erfolgt dies auch ohne die Anwesenheit von Fischen (Enclosure-Versuche, fischlose Teiche), was u.a. nahelegt, dass eine gute Vermehrung von planktivoren Fischen bei erhöhten Temperaturen "vorhergesehen" wird.

Die Anpassungsfähigkeit ist für die Erstellung von Ökosystem- und Prognosemodellen für Klimawandelszenarien eine besondere Herausforderung.

2.4.5 Veränderungen von Artengemeinschaften

Auf Basis der oben beschriebenen veränderten physikalischen und physiologischen Randbedingungen wird deutlich, dass Temperaturveränderungen in komplexer Weise die Artenzusammensetzung, die Dominanzverhältnisse und die Größenstruktur sowie die saisonale Entwicklung aller Organismen des Freiwassers beeinflussen (u.a. Sommer 1994, Dee et al. 2020, Free et al. 2020). Dies erfolgt obwohl andere Steuerfaktoren wie z. B. Nährstoffe und Lichtverfügbarkeit stärkere Kräfte darstellen (Weisse et al 2016, Verspagen et al. 2022). Einige Organismengruppen können von der Erwärmung profitieren, andere Gruppen verlieren die für sie günstigen Bedingungen, werden auskonkurriert, vermehrt parasitiert oder gefressen.

Verspagen et al. (2022) werteten die **Phytoplanktongesellschaften** von mehr als 1.000 Seen in USA aus und stellten fest, dass **höhere Temperaturen** die Vorkommen von Cyanobakterien, Dinophyceae, Desmidiaceae, und Euglenophyceae fördern. Bei **kühleren Temperaturen** können sich Cryptophyceae, Chryso- und Bacillariophyceae besser durchsetzen. Die **Artendiversität** im Phytoplankton stieg mit der Temperatur bis zu einem Maximum an und fiel dann deutlich ab. Adrian et al. (1995, 1996) stellten entsprechend fest, dass während und nach milden Wintern bis zum Frühjahr Diatomeen und Cryptophyceae von Cyanobakterien verdrängt wurden. Chen (2015) ermittelte in Vergleichen von thermischen Leistungskurven, dass Diatomeen die geringsten Mindesttemperaturen des Wachstums besitzen, deutlich geringer als z. B. die Dinophyceen oder Cyanobakterien.

Die beschriebenen Befunde könnten durch die von Hebert et al. (2021) gefundene Förderung der Primarkonsumenten in Jahren mit **geringerer oder ausfallender Eisbedeckung** zustande kommen. In den milderen Wintern sind zwar auch höhere Algendichten möglich, diese verbessern jedoch überwinterten Zooplanktern die Nahrungsgrundlage und verschaffen ihnen eine gute Ausgangslage für das Frühjahr. Die Folge ist eine frühe und starke **Top-down-Kontrolle auf die Frühjahrsblüte** und entsprechend fressbare Algen und ggf. die Förderung der nicht fressbaren Taxa wie Blaualgen.

Viele Autoren ermitteln, auch gestützt durch Ökosystem-Modellierungen, dass **Cyanobakterien** sich in Folge der Klimaerwärmung besser durchsetzen können (u.a. Adrian & Deneke 1996, Elliott 2010 und 2012, Bergkemper & Weisse 2017). Dabei helfen ein hohes genetisches Anpassungspotenzial (Nicoară & Drugă 2019, Druga et al. 2022) und abnehmende Durchflussraten bzw. erhöhte Verweilzeiten, welche in Zusammenhang mit den prognostizierten, sich verlängernden Trocken- und Hitzeperioden stehen (Elliott 2010). Umgekehrt beschreiben Bridden et al. (2022) aus Laborexperimenten mit natürlichen Algengesellschaften, dass eine sukzessive Reduktion des Gesamtphosphors und kühle Temperaturen *Microcystis aeruginosa* verschwinden ließen. Zhang et al. (2019) fanden für *Microcystis aeruginosa*, dass diese nicht so empfindlich auf tägliche Temperatur-Schwankungen reagiert wie Grün- oder Kieselalgenarten, was ihr v.a. im Frühjahr eine bessere Startsituation verschaffen kann. Erhöhte Blaualgendominanzen führen in der Regel zu schlechteren WRRL-Trophiebewertungen (s. auch Bergkemper & Weisse 2017), obwohl nach Elliott (2012) damit ein Anstieg der Algenbiomasse im Jahresmittel nicht direkt verbunden sein muss. Zudem können Blaualgen durch die Tarrfähigkeit einem zunehmenden Nährstoffmangel im Epilimnion ausweichen (Reinl et al. 2021).

Die **Vorhersagbarkeit der Ökosystemantwort** im Freiwasser wird aufgrund von u.a. Kaskadenwirkungen und Rückkopplungen und den zahlreichen Mitspielern als schwierig eingeschätzt. Zahlreiche Untersuchungen zeigen eine Steigerung der Algenentwicklung mit der Klimaerwärmung, andere einen Rückgang teils mit regional oder durch den Gewässertyp begründeten Unterschieden (z. B. Flachseen versus tiefe Seen).

In Seen könnten nach Lewandowska et al. (2014) zwei Hauptfaktoren einen **Rückgang der Phytoplanktonbiomasse** verursachen:

- - Nährstofflimitation durch die erhöhte Schichtungsstabilität (limnisch und marin beobachtbar, betrifft v.a. zeitweise geschichtete Seen)
- - Erhöhte Top-down-Kontrolle durch das Zooplankton

Kraemer et al. (2017) beschäftigten sich ebenfalls mit den **widersprüchlichen Aussagen hinsichtlich der Förderung oder Verringerung der Phytoplanktonbiomasse bei Erwärmung**. Auf Basis einer Datensammlung (insbesondere Satellitendaten 2002-2016) zu den 188 weltweit größten Seen fanden sie eine positive Korrelation zwischen Chlorophyll a und der Oberflächentemperatur in der Mehrzahl der Seen. Diese gehörten zu den eutrophen Seen, während in den mehr oligotrophen Seen die Biomassen zurückgingen. Als Ursache kämen trophische Interaktionen in Frage wie z. B. die in eutrophen Systemen höheren Vorkommen von zooplanktivoren Fischen, deren Ausscheidungen wiederum das Phytoplankton befeuern könnten. In oligotrophen Seen käme der Effekt des durch die Erwärmung kleineren Epilimnions eher zum Tragen, in dem die Nährstoffe bald aufgebraucht sind. Dieser Effekt wurde auch von Ahonen et al. (2022) in finnischen Seen beschrieben.

Für große **Fließgewässer** beschreiben Hein et al. (2018), dass der **Anstieg der Wassertemperatur** auch einen **vermindernden Effekt auf das Phytoplankton** haben kann, wenn in kritischen Sommersituationen der optimale Wachstumsbereich überschritten wird. In Mesokosmos-Experimenten wurde diese Möglichkeit durch Sommer & Lengfellner (2008) bestätigt, in denen eine Temperaturerhöhung einen negativen Einfluss auf die Biomasse und die Zellgröße des Phytoplanktons hatte.

Yvon-Durocher et al. (2015) beschreiben eine durch die **Temperaturerhöhung geförderte erhöhte Aktivität des Zooplanktons**, welche auch zur Stabilisierung von Beständen nicht fressbarer Phytoplanktonarten führen kann (→ inverser Grazingeffekt, s. Deneke et al 2023). Die Folge seien das Aufkommen großer Algenarten und -kolonien insbesondere in der Phase nach der Frühjahrsblüte und nach Klarwasserstadien. Adrian & Deneke (1996) berichten aus Untersuchungen des eutrophen Heiligensees in Berlin von einem **Shift von größeren zu kleineren Daphnienarten** hier von *D. galeata* zu der kleineren *D. cucullata*. Dupuis & Hann (2009) begründen diese Artenverschiebungen im

Zooplankton mit einem Wechsel zu kleineren Daphnienarten oder Bosminen (*Bosmina longirostris*) u.a. mit erhöhten Cyanobakterien-Aufkommen. Sie fanden in kanadischen Seen eine signifikant negative Korrelation zwischen Cyanobakterien- und Daphnien-Biomassen. Die mehr passiv filternden Daphnien reagieren empfindlich auf fädige Algen, da diese den Filterapparat verstopfen. Zudem besteht im Gegensatz zu z. B. *Bosmina longirostris* eine höhere Sensitivität auf Blaualgentoxine z. B. von *Microcystis aeruginosa* und *Dolichospermum (Anabaena) flos aquae* (Adamczuk 2016).

Das **Ausmaß der Top-down-Kontrolle** hängt von weiteren Temperatur-beeinflussten Faktoren für die Gruppen Zooplankton und Fische ab (u.a. Dee et al. 2020, Pulsifer & Laws 2021). Die Intensität des Top-down-Effekts wird bei Zooplanktern bestimmt durch die "Grazingrate" und den Bestand an Grazern. Wie oben beschrieben, ist die Grazingrate in weiten Bereichen positiv mit der Temperatur korreliert, wobei der Vorteil jedoch zunehmend durch die ebenfalls ansteigende Respirationsrate gemindert wird (Moore et al. 1996). Die Lebenslänge von Daphnien geht in der Regel oberhalb von 20°C zurück. So war sie z. B. bei *Daphnia parvula* bei 15°C mit 50 Tagen maximal und reduzierte sich auf nur 15 Tage bei 25°C (zit. in Moore et al. 1996). Eine weitere Schlüsselgröße ist die Rekrutierung und deren spezielle thermische Leistungskurve, so wird z. B. bei *Mesocyclops leuckartii* eine erhöhte Eimortalität bei Erreichen von 27°C beschrieben. Obwohl also mit steigender Temperatur eine erhöhte Grazingrate auf das Phytoplankton zu erwarten ist, begrenzt die mit hohen Temperaturen verbundene Abnahme der "Vitalität" der Zooplankter ein übermäßiges Grazing. Pulsifer & Laws (2021) stellten in dem Zusammenhang im Freiland ein nahezu gleichförmiges Ansteigen von Phytoplanktonwachstumsrate und Zooplankton-Grazingrate fest.

Darüber hinaus empfehlen Dee et al. (2020) das **Wirken von Temperaturschwankungen** bei der Erstellung von thermischen Leistungskurven und in Ökosystemmodellen unbedingt mit zu berücksichtigen. Nur so käme man den Bedingungen in der Natur nahe und könnte die Gefahren z. B. für Räuberpopulationen besser einschätzen und **"Auslöschungsrisiken"** von Arten erfassen.

Die **cypriniden Fische**, unter denen viele planktivore Arten sind, werden bei Erwärmung gegenüber den meist kühleres Wasser bevorzugenden Salmoniden gefördert (Kraemer et al. 2017, Van Treek & Wolter 2021). In Fließgewässern ist im Zuge des Klimawandels eine Verschiebung der Fischzonen in Richtung flussaufwärts absehbar. In Seen ist ein erhöhter Fraßdruck auf größere Zooplankter zu erwarten, welche als die leistungsfähigsten Algenfiltrierer gelten (u.a. Wagner et al. 2013). (In Fließgewässern gehören Copepoden und Rotatorien zu den häufigen Zooplanktern.)

Ein Anstieg der Temperatur, der sich in Seen nach Modellierungsergebnissen von Shatwell et al. (2019) besonders deutlich im Winter (Flachseen) und Frühjahr (tiefere Seen) einstellt, beeinflusst Eintritt und Länge der winterlichen **Eisbedeckung**. Unter Eis entsteht sowohl in tiefen Seen als auch in Flachseen eine inverse Temperaturschichtung des Wasserkörpers mit kühleren Temperaturen an der Oberfläche und wärmeren in der Tiefe. Unter Eis können die Sauerstoffverhältnisse für Fische kritisch werden und zu **Fischsterben** führen. Balayla et al. (2010) fanden in einem Datenset von 37 dänischen Seen verschiedener Typen, dass sich strenge Winter v.a. mit mittleren Temperaturen (Jan-Mär) unter dem Gefrierpunkt in der darauffolgenden Vegetationsperiode in der Struktur der Planktongesellschaft auswirken. Die Folgen waren größeres Crustaceenplankton, höhere Sichttiefen und geringere Phytoplanktonbiomassen in Folge des Sterbens von planktivoren Fischen. Die Unterschiede in der mittleren Cladocerengröße waren im August/September am größten, da dann die aktuellen Jungfische mit dem Grazing auf das Zooplankton beginnen. Die Beobachtungen konnten v.a. in eutrophen Flachseen gemacht werden. In tiefen Seen war der Effekt gering und nicht signifikant. Ruuhijärvi et al. (2010) berichten von ähnlichen Erscheinungen, u.a. deutlich größeren Daphnien, dem Aufkommen von Makrophyten (aufgrund größerer Sichttiefen) und dem Verschwinden von Cyanobakterien in einem eutrophierten südfinnischen See. Nach fünf Jahren war der See wieder zum Ausgangszustand zurückgekehrt mit u.a. einem hohen Bestand an kleinen cypriniden Fischen und Blaualgenblüten.

Hilt et al. (2015) beobachteten nach einem winterlichen **Fischsterben in einem Flachsee** einen ähnlichen Effekt bis etwa Ende Mai. Danach führte eine enorme Vermehrung von v.a. Rotalgen zu einem erhöhten Grazing auf das Zooplankton und zu einer starken Erhöhung der Algenbiomasse im weiteren Jahresverlauf. Die Autoren begründen dies mit dem winterlichen Ausfall von räuberischen Fischarten, was die starke Vermehrung der planktivoren Fische ermöglichte.

Die **Effekte des "winterkill" von Fischen** können demnach denjenigen einer Biomanipulation mit quantitativen Entnahme von planktivoren Fischen sehr ähnlich sein. Die Klimaerwärmung kann somit über die Beeinflussung der Eisbedeckung stark in die Ökosysteme von v.a. flacheren Seen eingreifen (Balayla et al. 2010), mit einer Zunahme von cypriniden Fischen, weniger Zooplankton und höheren Phytoplanktonbiomassen und verringerten Sichttiefen. Allerdings zeigen die Ergebnisse von Hilt et al. (2015), dass der "nicht gesteuert" stattfindende "winterkill" nicht in allen Fällen oder teils nur kurzfristig Verbesserungen in der Wasserqualität von Seen erzeugt. Die Vorhersagbarkeit dieses Geschehens muss deshalb eingeschränkt werden.

Aus den Befunden wird des Weiteren abgeleitet, dass das **Zooplankton weder durch strenge Winterbedingungen noch durch** die damit einhergehenden **Sauerstoffzehrungen maßgeblich geschädigt** wurde.

2.4.6 Besonderheiten in Fließgewässern

Während die auf die Physiologie wirkenden Temperatureffekte auf die Planktonorganismen in Fließgewässern und Seen als gleich oder ähnlich zu erwarten sind, so wirkt sich die Temperatur in den physikalisch unterschiedlichen Habitaten als unterschiedlich starker Steuerfaktor aus. Die **Planktonentwicklung** in Fließgewässern wird in hohem Maße **von der Abflusssdynamik und der Lichtverfügbarkeit gesteuert** (Tageslängen, Wassertiefe, Trübe durch Erosion). Winder & Sommer (2012) leiten ab, dass die Photosynthese unter Licht-limitierten Bedingungen nicht temperaturabhängig ist und erst bei ausreichender Lichtverfügbarkeit ein Einfluss deutlicher wird (s. auch Dewar et al. 1999, Tilzer et al. 1986). Dies konnte in den im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführten Auswertungen der Spätwinter- und Frühjahrsphase ebenfalls beobachtet werden (s. Kap. 3.2.2).

Hardenbicker (2014) berichtet auf Basis einer Faktorenanalyse hinsichtlich des Eintreffens der Frühjahrsblüte im Rhein, dass der stärkste Faktor die **Lichtverfügbarkeit** und damit verbunden der Zeitpunkt des Endes von Frühjahrshochwassern war. Temperatur und Nährstoffe hatten in diesem Setting keinen Effekt auf die immer früher eintretende Frühjahrsblüte.

Ducharne (2008) berichtet dagegen von Güte-Modellierungen der Seine mit Klimawandel-Szenarien, dass mit zunehmender **Erwärmung** die Phytoplanktonbiomasse dynamischer ansteigt und während Verlustphasen auch stärker reduziert wird. In einigen Arbeiten wird deutlich, dass höhere Temperaturen eine ähnliche Wirkung entfalten können wie höhere Nährstoffgehalte. Hardenbicker et al. (2014) schlussfolgern u.a. aus Vergleichen von Rhein und der nährstoffreicheren Elbe, dass eutrophe Flüsse eine höhere Sensitivität auf Effekte des Klimawandels aufweisen als nährstoffärmere.

Zudem besteht in Flüssen zwischen den **Steuerfaktoren** ein **vielschichtiger Zusammenhang**, mit dem Ergebnis, dass geringere Abflüsse oft mit mehr Lichtverfügbarkeit, höheren Wasserverweilzeiten und Temperaturen verbunden sind, was alles zu besseren Bedingungen für das Plankton führt.

Benthische **Muscheln** können in Fließgewässern in erheblichem Umfang in die Biomasse des Planktons eingreifen (u.a. Caraco et al. 2006). Dabei bilden v.a. neozoische Arten Massenentwicklungen aus, wie z. B. in der Havel die Zebra- und Korbchenmuschel (*Dreissena polymorpha*) (Lindim 2015) und die Quagga- oder im Rhein Zebra- und Korbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) (Hardenbicker 2014). Bei Niedrigwasser nimmt in Flüssen mit hohem Muschelaufkommen das Grazing in seiner Auswirkung noch zu, da sich durch die geringeren Wassertiefen die Wechselwirkung zwischen Freiwasser

und Gewässersohle erhöht. Vom Grazing können auch kleinere Zooplankter betroffen sein (Lindim 2015), im Rhein z. B. Rotatorien, zeitweise Copepoden und Ciliaten. Das Wirken der benthischen Muscheln wirkt der oben genannten Förderung des Planktons bei Niedrigwasser in Flüssen entgegen.

Muscheln reagieren jedoch relativ empfindlich auf **Temperatureinflüsse** und die **Sauerstoffversorgung**. Z. B. ist die Entwicklung der Zebrauschel unterhalb von 10°C behindert und oberhalb von 32°C steigt die Mortalität stark an (zit. in Lindim 2015). Des Weiteren bevorzugt sie gut mit Sauerstoff versorgte, gut durchströmte Gewässerabschnitte (Alexander & McMahan 2004). Bei geringeren Sauerstoffgehalten, wie sie öfter bei höheren Temperaturen auftreten (s. Kap. 3.3), ist mit verminderten Filtrierleistungen zu rechnen. Ähnliches gilt für die Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (Viergutz & Weitere 2013, DFG & FWW 2006). Darüber hinaus sind Muscheln als festsitzende und filtrierende Organismen auf eine ausreichende Strömung angewiesen. Die meisten der in Fließgewässern häufig auftretenden Arten sind invasive Neozoen und können die heimischen Artenzusammensetzungen und Wasserpflanzenbestände negativ beeinflussen. Andererseits üben sie einen positiven Effekt auf die Algendichten und Sichttiefen aus und deren Schädigung kann diese positive Wirkung aufheben.

2.4.7 Besonderheiten in Seen

Jeppesen et al. (2020) beschäftigten sich mit einem Vergleich von wärmeren (Florida) und kühleren (Dänemark) Flachseen kleiner 3 m mittlerer Tiefe und sehr unterschiedlichen Nährstoffbelastungen von ultraoligotroph bis hypertroph. Insgesamt wurden über 1.600 Seen in die Auswertung mit aufgenommen und die beiden Phasen Sommer Juli/August und Winter Dezember-Februar besonders beleuchtet. Für die Fragestellung der **Abkühlung von Flachseen** sind folgende Ergebnisse relevant:

- Die Gefahr der Cyanobakteriendominanz war in kühleren Seen bei Phosphorgehalten (P) kleiner als 50 µg/L im Jahresmittel deutlich geringer und unterhalb von 15 µg/L traten sie nicht oder kaum mehr auf. Bei höheren P-Belastungen gleichen sich die Cyanobakterien-Anteile in warmen und kühleren Seen an.
- Ein bedeutender Unterschied ergab sich beim Gesamtstickstoff, bei dem die kühleren Seen im Winter vermutlich aufgrund einer verringerten Denitrifikation höhere Werte aufwiesen.
- Die kühleren Seen in Dänemark besitzen generell geringere Fischbiomassen (v.a. im Litoral), was zu höheren Zooplanktonbiomassen und größeren Individuen führt. Die Zooplankton- zu Phytoplankton-Verhältnisse (Z/P) sind erheblich höher.
- Letzteres impliziert einen höheren Fraßdruck auf das Phytoplankton, worauf die signifikante sommerliche Verringerung dessen Biomasse in kühleren Seen zurückgeführt werden kann. Die Zunahme der Biomasse in den beiden Gruppen Cladoceren und Copepoden ist in den kühleren Seen überdeutlich und zeigt, dass in Flachseen die Top-down-Kontrolle eine große Rolle spielt.
- Für eine kleinere Gruppe von Seen (rd. 100) lagen Makrozoobenthosdaten von Litoralproben vor. Die Individuendichten waren in den kühleren Seen um ein Vielfaches höher.
- Die Sauerstoffsättigungen lagen im Winter in allen Seen um 100% und die Gehalte folgten unabhängig vom Trophiestatus nahezu der physikalischen Löslichkeit. Im Sommer stellten sie sich in den kühleren Seen und insbesondere bei höherer Trophie deutlich günstiger ein. Je höher die Trophie, desto größer waren die Unterschiede zwischen warmen und kühlen Seen, was die Autoren auf eine geringere heterotrophe Aktivität in den kühlen Seen schließen.

Als **Fazit** kann gelten, dass in **Flachseen** und insbesondere in eutrophen Seen für die heterotrophen Organismengruppen bei kühleren Temperaturen bessere Bedingungen gegeben sind als bei höheren Temperaturen. Dies führt u.a. durch einen höheren Grazingdruck auf das Phytoplankton zu einer ökologischen Verbesserung.

In **geschichteten Seen** bewirken eine erhöhte Stabilität und Verlängerung der Schichtung durch Temperaturerhöhung folgende Effekte im Freiwasser: (Livingstone 2003, O'Reilly et al. 2003, Schmittner 2005, Dupuis & Hann 2009, Elliott 2012a/b, Winder & Sommer 2012, Lewandowska et al. 2014, Free et al. 2020)

- Die Erhöhung der Dichteunterschiede zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser fördert bewegliche sowie tarierfähige Algen wie Flagellaten u.a. Dino- und Cryptophyceae sowie Blaualgen, da sich diese auch die in tieferen Schichten vorkommenden Nährstoffressourcen erschließen können.
- Aufgrund der verringerten Viskosität werden besser schwebende Algen gefördert → fädige Grünalgen oder kleinere Arten, die geringere Sedimentationsverluste haben als größere Arten.
- Die fehlende Nährstoffnachlieferung im Epilimnion tieferer Seen führt zu einem Rückgang der Chlorophyll a-Gehalte und der Primärproduktion (Free et al. 2020). Noges et al. (2010) beschreiben diese Effekte auch für kleinere polymiktische Seen, in denen schon wenige Tage stabiler Schichtung ausreichen, dass sich durch Nährstofflimitierung Klarwasserstadien (Zusammenbruch der Algenpopulation) entwickeln, die nicht auf Grazing zurückzuführen waren.
- Die tieferen Schichten werden zunehmend isoliert mit den Folgen von Sauerstoffverarmung, was u.a. für Fischarten des Freiwassers problematisch ist (z. B. Rückgang des Seesaiblings im Genfer See, zit. in KLIWA 2015) und Nährstoffanreicherung auch in Folge von erhöhter Rücklösung aus dem Sediment.

Adrian et al. (2009) ermittelten, dass u.a. Seepiegel, Länge der Eisbedeckung und die Oberflächen- oder epilimnische Temperatur in Seen gute **Klimaindikatoren** darstellen. In Österreich (Ministerium für ein lebenswertes Österreich 2015) wird die Abweichung der **hypolimnischen Wassertemperatur** vom Referenzzustand als Qualitätsmerkmal verwendet. Für alpine Seen wird die Bandbreite der hypolimnischen Referenztemperatur von 4-6°C genannt. Hupfer et al. (2022) konnten anhand von Langzeitdaten von Seen in Deutschland seit 1990 eine Erwärmung der **Oberflächentemperaturen** von im Mittel +0,5°K pro Dekade zeigen. Die Hypolimniontemperaturen zeigten dagegen noch keinen steigenden Trend.

Zur Bedeutung der **Filtrationsaktivität von Muscheln** untersuchten Rücker et al. (2016) in vier norddeutschen Seen die Muschelabundanzen von Großmuscheln und Dreikantmuschel. Mit in Laborversuchen und durch Literaturrecherche ermittelten Filtrationsraten wurde das potenzielle Grazing hochgerechnet. Das größte Potenzial zur Eliminierung von Phytoplankton wurde in den flacheren Beispielgewässern Unterhavel und Müggelsee mit rund 60% des Chlorophyll a-Gehaltes im Jahresmittel gefunden. Im tieferen Scharmützel- und Langer See war das Grazingpotenzial deutlich geringer und lag bei rund 20 und 30% Reduktion. Es wurde geschlossen, dass insbesondere in flacheren Seen Muscheln einen bedeutenden Einfluss auf die Planktondichte ausüben können. Muscheln sind jedoch empfindlich auf Temperatureinflüsse und die Sauerstoffversorgung, weshalb deren Ansprüche auch in Seen im Sinne der Wasserqualität (Algendichte, Sichttiefe) berücksichtigt werden sollten (s. Ausführungen zu Fließgewässern oben).

In Seen sind bereits bei einer **Veränderung von 1 K** im Mittel des gesamten Wasserkörpers bedeutende Veränderungen im Schichtungsverhalten und in der Planktongesellschaft und -dynamik zu erwarten (s. Free et al. 2020). Im Atlantik wurde eine Erwärmung von 1 K im Mittel in den vergangenen Dekaden von einer Pol-gerichteten Wanderung von temperaten Warmwasserpöpopulationen des Zooplanktons begleitet (zit. in Richardson 2008). Insgesamt wurden von der Artengemeinschaft in 50 Jahren 1.100 km zurückgelegt.

2.5 Makrophyten

Makrophyten sind **artabhängig** in ihrer Verbreitung und ihrem Metabolismus **an spezifische Temperaturbereiche angepasst**. Eine thermische Nutzung führt in ihrem Lebensraum zu zahlreichen Veränderungen insbesondere des Artenspektrums, der Phänologie, Abundanz, Produktivität und Verteilung der Wasserpflanzen (Battarbee et al. 2002, Karst-Riddoch et al. 2005). An die geänderten Temperaturverhältnisse besser angepasste Arten können sich gegenüber den dann konkurrenzschwächeren ursprünglich vorkommenden Arten durchsetzen.

Das **Wachstum** von Makrophyten wird sowohl durch die Verfügbarkeit an Nährstoffen als auch durch die Temperatur wesentlich mitbestimmt. Erhöhungen der Temperatur innerhalb des artspezifischen optimalen Temperaturbereichs führen zu einer Erhöhung der Enzymaktivitäten und damit der Photosynthese (Olesen & Madsen 2000, Riis et al. 2012). Entsprechend kann es bei Temperaturverminderungen zu einer Abnahme der Photosyntheseraten und der Biomasse der Makrophyten in Gewässern kommen. Dies hätte auch einen geringeren photosynthetischen Eintrag von Sauerstoff in das Gewässer zur Folge.

Temperaturveränderungen führen auch zu Veränderungen im **Nahrungsnetz**, die vor allem bei ansteigenden Temperaturen Auswirkungen auf Makrophyten haben. Mit temperaturbedingten Veränderungen der Biomassen von Phytoplankton, Periphyton, Zooplankton und Fischen ergeben sich in der Regel auch Veränderungen der Wachstumsbedingungen insbesondere für submerse Makrophyten. Konkurrenz auf derselben trophischen Ebene und der Prädationsdruck höherer trophischer Ebenen schränken das Makrophytenwachstum zusätzlich ein (Jones et al. 2002, Ventura et al. 2008, Hao et al. 2018, Matsuzaki et al. 2018, Yuan und Pollard 2018).

Einen wichtigen Aspekt stellen für Makrophyten auch die **saisonalen Temperaturveränderungen** dar, die durch thermische Nutzungen Veränderungen erfahren können. Dabei kommt den Sommertemperaturen bei den meisten Arten eine größere Bedeutung zu als den Wintertemperaturen, da der optimale Temperaturbereich für die Photosynthese von submersen Makrophyten zwischen 25 und 35°C liegt (Santamaría & van Vierssen 1997). Makrophyten sind dabei aber begrenzt in der Lage, sich durch physiologische und morphologische Veränderungen an Temperaturveränderungen anzupassen (Barko et al. 1982, Madsen und Brix 1997, Olesen und Madsen 2000, Pilon & Santamaría 2002, Zhang et al. 2015). So stellten Pilon und Santamaría (2002) und Zhang et al. (2015) fest, dass die Konkurrenzfähigkeit des Kamm-Laichkrauts *Potamogeton pectinatus* und der Kanadischen Wasserpest *Elodea canadensis* durch die Zunahme der Blattfläche, der Stängellänge und das Verhältnis von Wurzel zu Spross mit steigender Temperatur zunahm.

Höhere Temperaturen können zu einer Verlängerung der Vegetationsperiode führen und damit ebenfalls zu einer Erhöhung der Gesamtproduktivität beitragen (Zhang et al. 2015, Hao et al. 2020). Das Gegenteil ist bei einer Abkühlung des Wasserkörpers durch Wärmeentzug zu erwarten. Es gibt allerdings auch Arten, die aus einer **Temperaturverminderung** Konkurrenzvorteile ziehen können. So sind Winterkeimer wie das Krause Laichkraut *Potamogeton crispus* toleranter gegenüber kälteren Temperaturen und gedeihen dann besser (Bolduan et al. 1994, Pilon et al. 2003, Wang et al. 2013, Zhang et al. 2015).

Die von der Wassertemperatur abhängige Dauer der **Eisbedeckung** von Gewässern ist mitbestimmend für die Dauer der Vegetationsperiode. Eine durch Wärmeentzug verlängerte Dauer der Eisbedeckung kann zu einer Verkürzung der Vegetationsperiode führen. Während der Vegetationsperiode stehen Makrophyten mit dem Phytoplankton in Konkurrenz um die Ressourcen. Phytoplankter sind in der Lage, sich schneller zu entwickeln als Makrophyten und vermindern durch ihr Wachstum im Pelagial die Lichtverfügbarkeit für im Benthos siedelnde submerse Makrophyten (Battarbee et al. 2002, Karst-Riddoch et al. 2005). Ein verstärktes Algenwachstum führt infolgedessen zu weniger Makrophyten-Biomasse (Kosten et al. 2009).

2.6 Makroinvertebraten

Temperaturänderungen wirken sich auf Makroinvertebraten vielfältig und auf verschiedenen Ebenen aus, die von physiologischen und metabolischen bis zu Evolutionsprozessen reichen (s. Tabelle 1).

Tabelle 1: Zu berücksichtigende Bereiche, in denen der Temperatur für Makroinvertebraten eine ökologisch wichtige Bedeutung zukommt.

Bereich	Komponente
Physiologie und Stoffwechsel	Genetische Aktivität
	Osmoregulation
	Atmung
	Wachstum
	Assimilation und Ausscheidungen
Phänologie	Entwicklungszeitraum
	Zeitpunkt und Dauer der Schlüpfens
	Zeitpunkt und Dauer der Emergenz
	Voltinismus
Fitness	Fruchtbarkeit und Schlupferfolg
	Fortpflanzungsrate
Verhalten	Migration
	Drift
	Prädation
	Ernährung
Ökologie	Biodiversität
	Artenvielfalt
	Verbreitung
	Nahrungsnetzstruktur
	Funktionelle Ernährungstypen
	Sekundärproduktion
Evolution	Genetische Vielfalt

In Abhängigkeit von der Temperatur lässt sich die **Aktivität** von Organismen in einer asymmetrischen Glockenkurve darstellen (s. Abb. 3). Der Bereich der Körpertemperatur, in dem die Leistung gleich oder größer als ein bestimmter Wert ist, wird als thermische Leistungsbreite bezeichnet und zeigt die individuelle thermische Nische an (Angilletta et al. 2002). **Stenotherme Arten** tolerieren nur einen engen Temperaturbereich, **eurytherme Arten** kommen dagegen in einem weiten Temperaturbereich vor (Jones, Muhlfield & Haner 2017). Die Über- oder Unterschreitung von Temperaturschwellen im Jahresverlauf lösen bei vielen Arten bestimmte Phasen des Lebenszyklus aus wie z. B. den Schlupf der Eier, die Embryonal- und Larvalentwicklung, Migration sowie die Emergenz (Angilletta 2009 a, b).

Wenn sich Organismen ihren thermischen Grenzen nähern, zeigen sie Anzeichen von **Stress**, was sich in Verhaltensänderungen wie allgemeinen Migrationsbewegungen und im Speziellen der Abdrift in Fließgewässern äußert (Sherberger et al. 1977, Bruno et al. 2012). Es kommt zu Änderungen der Stoffwechselaktivität mit Veränderungen u.a. der Atmungsrate, der Ausscheidungen und des Wachstums (Sweeney 1978, Zimmerman & Wissing 1978). Betroffen ist zudem die Fortpflanzung hinsichtlich von Vermehrungsrate und Schlupfzeitpunkt (Brittain & Mutch 1984, Everall et al. 2015). Auch kann der Druck durch Räuber auf die Population (Smolinsky & Gvozdík 2014, Sniegula, Golab & Johansson 2019) ebenso wie die Anfälligkeit für Krankheitserreger und Parasiten (Pritchard & Zloty 1994) zunehmen. Die Auswirkungen von Temperaturveränderungen sind oft kumulativ und können auch je nach Entwicklungsstadium variieren (Dallas & Ross-Gillespie 2015).

Ein weiterer Aspekt ist insbesondere bei einem Temperaturanstieg in mitteleuropäischen Gewässern eine Erhöhung der Konkurrenzstärke invasiver, aus wärmeren Regionen stammender Arten gegenüber einheimischen Arten (Dallas & Rivers-Moore, 2014). Unter diesen Gesichtspunkten bietet die

thermische Nutzung von Gewässern Ansatzpunkte für eine Stabilisierung einheimischer Gewässerbi-
ozönosen vor dem Hintergrund ansteigender Temperaturen durch den Klimawandel.

Eine ausführliche Darstellung der Bedeutung der Gewässertemperatur für Makroinvertebraten findet
sich in dem Review-Artikel von Bonacia et al. (2023) (s. Tabelle 2).

Tabelle 2: Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf Makroinvertebraten (in Anlehnung an: Bonacia et al.
2023)

Bereich	Komponente	Effekte
Physiologie und Stoff- wechsel	Genetische Aktivität	Beeinflussung der Expression von Genen, die an der Wärmeregulation be- teiligt sind, und ihrer Replikationsgeschwindigkeit.
	Osmoregulation	Höhere osmotisch wirksamen Konzentration der Hämolymphe bei aquati- schen Arthropoden bei höheren Temperaturen.
	Atmung	Positive Korrelation zwischen Respiration und Temperatur.
	Wachstum	Anstieg der Wachstumsrate mit der Temperatur bis zu einer optimalen Tem- peratur, jenseits derer sie wieder abnimmt. Schnelleres Wachstum und ge- ringere Größe aufgrund eines beschleunigten Stoffwechsels bei höheren Temperaturen.
	Assimilation und Ausscheidungen	Positive Korrelation zwischen Stoffwechselaktivität und Temperatur mit ent- sprechender Erhöhung der Raten von Nahrungsaufnahme und Ausschei- dungen.
Phänologie	Entwicklungszeit- raum	Verkürzung des Entwicklungszeitraums mit ansteigenden Temperaturen mit früherer Emergenz.
	Zeitpunkt und Dauer des Schlüpfens	Verkürzung der Schlupfzeit bei höheren Temperaturen. Verlängerung der Schlupfzeit bei niedrigen Temperaturen, ggf. mit Diapause.
	Zeitpunkt und Dauer der Emergenz	Früherer Emergenzzeitpunkt bei höheren Temperaturen.
	Voltinismus	Flexiblere Lebenszyklen bei höheren Temperaturen und Zunahme von Volti- nismus. Längere Entwicklungsdauern bei niedrigen Temperaturen und Ten- denz zu univoltinem Zyklus.
Fitness	Fruchtbarkeit und Schlupferfolg	Maximum der Fitness bei optimaler Temperatur. Geringere Fruchtbarkeit und schnelleres Schlüpfen mit geringerem Schlupferfolg bei höheren Tem- peraturen. Größere Bruten und höhere Fruchtbarkeit der Weibchen bei nied- rigeren Temperaturen.
	Fortpflanzungsrate	Anstieg der Anzahl der Jungtiere mit steigender Temperatur. Hemmung des Schlupfs bei niedrigen Temperaturen.
Verhalten	Migration	Aufsuchen bevorzugter Temperaturbereiche.
	Drift	Driftratenanstieg bei abrupten Änderungen und Anstieg der Temperaturen.
	Prädation	Räuber ggf. sensibler gegenüber Temperaturanstieg als ihre Beutetiere. Be- einträchtigung der Nahrungssuche bei Räubern, aber auch des Ausweich- vermögens bei Beutetiere.
	Ernährung	Größerer Nahrungsbedarf und bessere Nahrungsqualität bei höheren Tem- peraturen.
Ökologie	Biodiversität	Zunahme der Artenzahl bei höheren Jahresdurchschnittstemperaturen, ab oberer Grenztemperatur Artenverarmung mit Überleben von eurythermen und generalistischen Arten.
	Artenvielfalt	Artenreichere Makroinvertebratenzönose bei größeren täglichen und saiso- nalen Temperaturschwankungen.
	Verbreitung	Beeinflussung der Verbreitung einer Art durch artspezifisches thermisches Optimum. Wirkung von Temperaturänderungen auf Verfügbarkeit an ökolo- gischen Nischen mit Veränderung des Vorkommens, z. B. flussaufwärts ge- richtete Ausbreitung eurythermer Arten und Eingrenzung des verfügbaren Lebensraums für stenotherme Arten bei steigenden Temperaturen.
	Nahrungsnetzstruktur	Ausfall von Gliedern im Nahrungsnetz bei erhöhten Temperaturen.
	Funktionelle Ernäh- rungstypen	Veränderungen der Zusammensetzung der funktionellen Ernährungstypen. Weidegänger empfindlichste Gruppe.
	Sekundärproduktion	Trotz Temperaturabhängigkeit der Ressourcenverfügbarkeit keine direkte Abhängigkeit der Sekundärproduktion von der Temperatur.
Evolution	Genetische Vielfalt	Temperaturveränderungen Auslöser thermischer Divergenz in Populationen. Förderung genetischer Divergenz und Fragmentierung. Verlust genetischer Vielfalt.

2.7 Fische

Als poikilotherme Organismen sind Fische artspezifisch an einen optimalen Temperaturbereich einschließlich der in ihrem Lebensraum auftretenden saisonalen und täglichen Temperaturschwankungen angepasst. Die Abb. 4 verdeutlicht dies beispielhaft für Arten des Salmoniden- und Cypriniden-Rhithrals. Temperaturabweichungen führen zu chronischem Stress mit physiologischen Veränderungen, die die Fische anfälliger für Erkrankungen machen und die Fortpflanzung und Entwicklung stören. Im Extremfall hat dies den Tod der Tiere zur Folge.

Untersuchungen hierzu beziehen sich fast ausschließlich auf die Wirkung von Temperaturerhöhungen (Barton 2002, Bly und Clem 1992, Le Morvan et al. 1998, Wendelaar-Bonga 1997). Bei abrupten Verringerungen der Wassertemperaturen ist unterhalb bestimmter Grenzwerte das Fallen in einen **Kälteschock** möglich, der ein aktives Aufsuchen von Bereichen mit höherer Temperatur nicht mehr möglich macht. Es ist zudem bekannt, dass Fische sich schlechter an niedrigere Temperaturen akklimatisieren als an höhere (Beitinger et al. 2000).

Die Zeitpunkte der Produktion von Eiern und Spermien sowie der Beginn des Ablaichvorgangs werden abhängig von der Art in unterschiedlichem Umfang von der Temperatur und der Photoperiode bestimmt (Peter & Crim 1979). Die Dauer der **Eientwicklung** ist unmittelbar von der Temperatur abhängig. Im Entwicklungsgang vom Larvenstadium über die Jungfische zum adulten Fisch nimmt der Einfluss der Temperatur ab. Als Leitfischart des Rhithrals und ihrer bekannten hohen Temperatursensitivität kommt der **Bachforelle** (*Salmo trutta fario*) hinsichtlich der Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf die Fischzönosen besondere Bedeutung zu. So sind für Bachforellen Temperaturpräferenzbereiche für das Laichgeschäft zwischen 1°C und 10°C, des Laiches zwischen 5°C und 10°C, der Jungfische zwischen 6°C und 16°C und der Adulten zwischen 9°C und 19°C bekannt. Die Temperaturabhängigkeit der Reproduktion konnte eindeutig nachgewiesen werden (Prinz et al. 2009). Allgemein sind für viele Arten und Lebensstadien Temperaturen unter 3°C kritisch, im Hinblick auf die maximalen Temperaturen werden bis zu 30°C von vielen Arten im Juvenil- und Adultstadium toleriert (Beitinger et al. 2000, Shuter et al. 2012).

Bei Wassertemperaturen außerhalb des Temperaturtoleranzbereichs nehmen Fehlentwicklungen, Missbildungen und Eimortalität stark zu. Durch eine Abkühlung wird die Eientwicklung verzögert (Donaldson et al. 2008), wodurch die Nährstoffversorgung im Ei nicht ausreichend sein kann und die schlüpfenden Larven deshalb schlecht konditioniert sind. Neben der verzögerten Entwicklung von Eiern und Larven können auch veränderte Geschlechterverhältnisse und Polyploidisierung auftreten (Donaldson et al. 2008).

Da **Herbst- und Winterlaicher** im Gegensatz zu Frühjahrs- oder Sommerlaichern aufgrund niedriger Wassertemperaturen sehr lange Eientwicklungszeiten aufweisen, können Veränderungen des natürlichen Temperaturregimes bei ihnen zu stärkeren Verschiebungen des Schlupftermins der Fischlarven führen, was Folgen für die weitere Entwicklung haben kann, wenn es hierdurch zu einer Entkopplung von den verfügbaren Ressourcen kommt.

Temperaturveränderungen haben auf Fische bereits Auswirkungen, wenn diese noch nicht unmittelbar mess- und sichtbar sind. Prinz et al. (2009) haben untersucht, inwieweit **Temperaturveränderungen** bereits frühzeitig zu physiologischen und metabolischen Veränderungen bei Fischen führen. Es zeigte sich eine starke Temperaturabhängigkeit des Stoffwechsels, wobei es zu keinen einheitlichen Veränderungen von Enzymaktivitäten bei Temperaturveränderungen kommt, was zu Störungen des Stoffwechsels und physiologischen Stress führt. Kaltadaptierte Arten reagieren dabei empfindlicher als warmadaptierte Arten. Messbar wird der durch Temperaturveränderungen ausgelöste Stress z. B. durch die Bestimmung des Konditionsfaktors.

Die Folge von Temperaturveränderungen kann eine Veränderung der Artenzusammensetzung im Gewässer sein, so dass es zu einer Verschiebung der Fischregionen kommen kann. Voraussetzung

für das Überleben von Fischarten nach Veränderungen des Temperaturregimes in den von ihnen ursprünglich besiedelten Gewässerabschnitten ist das Vorhandensein geeigneter Habitatstrukturen in den Ausweichbereichen, die der Temperaturpräferenz der Arten entsprechen.

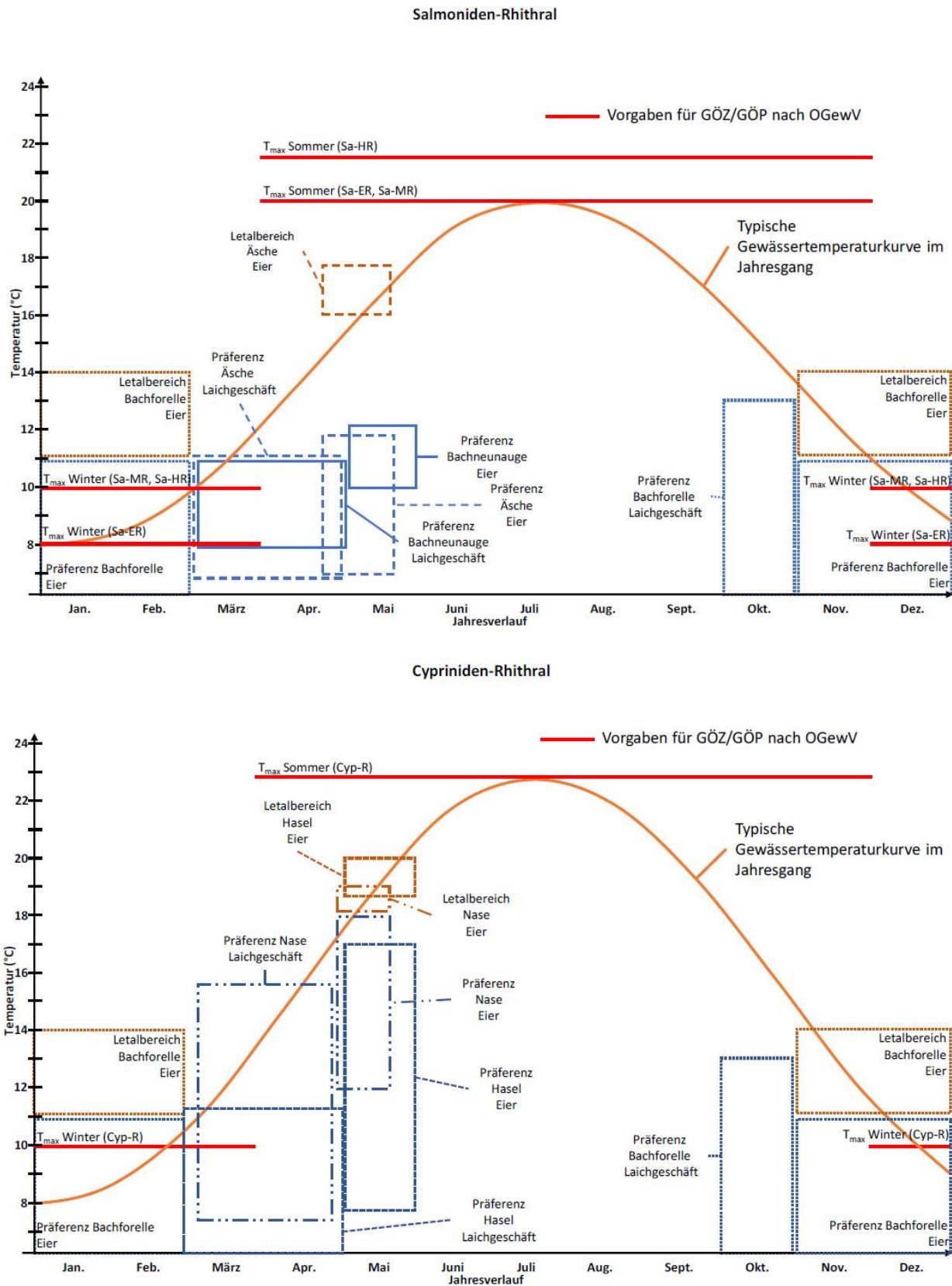


Abb. 4: Temperaturabhängigkeit relevanter Entwicklungsphasen ausgewählter Fischarten des Salmoniden- und Cypriniden-Rhithrals im Jahresverlauf (Rote Horizontallinien zeigen die Temperaturmaxima gemäß OGewV (2016) im Sommer (Apr-Nov) und Winter (Dez-Mär) an) (aus: van Treeck & Wolter 2021)

2.8 Studie "Temperatursensitivität von Fischen..." von Van Treeck & Wolter (2021) und Fazit

In einem LAWA-Projekt erarbeiteten Van Treeck & Wolter (2021) für die verschiedenen Fließgewässer-Fischgemeinschaften der OGewV (2021) Temperaturschwellenwerte und tolerierbare Temperaturänderungen. Dabei sollte die Anforderungsmatrix der OGewV (2016) überprüft und ggf. ein Anpassungsbedarf formuliert werden. Das Projekt beschäftigte sich am Rande auch mit der Wärmenutzung und mit Kälteeinleitungen in Fließgewässer.

Als **Projektziel** galt (s. Kap. Aufgabenstellung im Projektbericht), Temperaturschwellenwerte abzuleiten, bei deren Überschreiten das Erreichen des guten ökologischen Zustands auf Basis der Qualitätskomponente Fische unwahrscheinlich ist (→ Orientierungswerte). Zitat: "Wird der Schwellenwert bezüglich der Wassertemperatur eingehalten, steht diese der Erreichung eines guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials des Fließgewässers – gemessen an der jeweiligen Fischgemeinschaft – nicht entgegen." Bei Einhaltung der *Orientierungswerte* stünde auch der Erreichung des *sehr guten* Zustands/höchsten Potenzials nichts entgegen, d.h. die Orientierungswerte werden von den Autoren in ihrer Funktion auch als Hintergrundwerte angesehen. Wird der sehr gute oder gute Zustand nicht erreicht, seien andere Beeinträchtigungen wie u.a. Sauerstoff, Schadstoffe oder hydromorphologische Beeinträchtigungen für die Zielverfehlung ursächlich.

Mit Verschneiden der aus den Bundesländern gemeldeten Fisch-Referenzbiozönosen (für das Bewertungsverfahren fIBS) und den aus einer Literaturstudie zusammengestellten Vorzugs- oder Toleranzbereichen der Fische und ihrer Entwicklungsstadien wurden empfindliche sog. "**Schirmarten**" benannt. In allen rhithralen Zonen gelten u.a. Bachforelle, Bachneunauge und Äsche als temperatursensitive Taxa, im Epipotamal Nase, Hasel und Schmerle und im Meta- und Hypopotamal Kaulbarsch, Hecht und im Hypopotamal auch die Flunder. Die jüngeren Entwicklungsstadien wie Eier und Brütlinge sind in der Regel am sensitivsten, Jungfische und Adulte dagegen toleranter. Deren Ansprüche bestimmen die Anforderungen der jeweiligen Fischgemeinschaft an das Temperaturregime.

Das obere Ende des guten Zustands entspricht nach der Beschreibung der Autoren vermutlich am ehesten der Obergrenze des Vorzugsbereichs oder ggf. dem Beginn von subletalen Schädigungen (s. Van Treeck & Wolter 2021 Anhang 2).

Der resultierende Vorschlag hinsichtlich der zulässigen **Maximaltemperaturen** im *guten* Zustand unterscheidet sich von den Werten in der OGewV (2016) nicht wesentlich (vgl. Tabelle 3 mit Tabelle 22), was bedeutet, dass das Verschneiden der Temperaturansprüche der Schirmarten mit den entsprechenden Fischzönosen keine strengeren Anforderungen ergab. Lediglich die Anforderungen an den sehr guten Zustand wollten die Autoren aus den oben beschriebenen Gründen nicht weiterverfolgen.

Des Weiteren wurden Frühjahr und Herbst aus dem Gültigkeitsbereich der "sommerlichen" Maximalwerte ausgegliedert, mit der Begründung, dass die Werte für diese Jahreszeiten zu hoch seien, um wirksam sensible Entwicklungsphasen wie die der Frühjahrslaicher zu schützen. Allerdings besitzt diese Änderung in der Praxis wahrscheinlich keine Bedeutung, da während dieser Jahreszeiten auch mit einer Wärmeeinleitung von +2 K keine derart hohen Temperaturen erreicht werden, dass die Maximal-Grenzwerte zur Anwendung kommen müssen.

Die Maximalwerte der OGewV für den guten Zustand wurden somit bestätigt, die gesonderte Vorsorglichkeit und der Schutz für Gewässerabschnitte im sehr guten Zustand werden aufgegeben.

Tabelle 3: Zulässige Maximaltemperaturen (T_{max}) für die Fischzonen aus der OGewV (2016) sowie der Vorschlag von Van Treeck & Wolter (2021).

Fischgemeinschaft	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	Cyp-R	EP	MP	HP
Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016)							
Anforderung: sehr guter Zustand/höchstes ökologisches Potenzial [°C]							
T _{max} Sommer (Apr-Nov)	< 18	< 18	< 18	< 20	< 20	< 25	< 25
T _{max} Winter (Dez-Mär)	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	< 10≤	≤ 10
Anforderung: guter Zustand/gutes ökologisches Potenzial [°C]							
T _{max} Sommer (Apr-Nov)	≤ 20	≤ 20	≤ 21,5	≤ 23	≤ 25	≤ 28	≤ 28
T _{max} Winter (Dez-Mär)	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	< 10≤	≤ 10
Van Treeck & Wolter (2021): Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern - Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur.							
Anforderung: sehr guter und guter Zustand/höchstes und gutes ökologisches Potenzial [°C]							
T _{max} Sommer (Jun-Sep)	≤ 20	≤ 20	≤ 21,5	≤ 23	≤ 25	≤ 28	≤ 28
T _{max} Winter (Dez-Mär)	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Sa = salmonidengeprägt, ER/MR/HR = Epi/Meta/Hypo-Rhithral, Cyp = cyprinidengeprägt, EP/MP/HP = Epi/Meta/Hypo-Potamal.							

Hinsichtlich des Studienansatzes und des Grenzwertvorschlags ergeben sich folgende **Diskussionspunkte** für verträgliche Maximaltemperaturen:

- Die von Treeck & Wolter (2021) recherchierten Temperatortoleranzen entstammen überwiegend **Laborversuchen**, in denen die Grenzen bei guter Sauerstoffsättigung und ohne weitere Störgrößen oder Stoffbelastungen ermittelt wurden. Die daraus abgeleiteten "Orientierungswerte" gelten demnach für Idealbedingungen hinsichtlich Wasserbeschaffenheit. In der Realität herrschen in Fließgewässern Phasen von Sauerstoffmangel oder erhöhten Gehalten an Trüb- und Schadstoffen, welche die Temperaturresistenz von Fischen erheblich vermindern. Pörtner et al. (2017) gehen davon aus, dass die Temperatortoleranz von Fischen sauerstofflimitiert ist, da der Energieaufwand für die Atmung bei Erwärmung ansteigt und die mit der Nahrung aufnehmbare Energie irgendwann übersteigt. Dann setzt Hungern ein, was die Tiere zunehmend schwächt und für Krankheiten empfänglich macht. In Kap. 3.3 wird resümiert, dass oberhalb von 18-20°C die Wahrscheinlichkeit für die Unterschreitung der O₂-Orientierungswerte insbesondere in eutrophen Gewässern deutlich zunimmt. Bei Überschreitung von 25°C im Tagesmittel wird im eutrophen Neckar bei Besigheim (Epipotamal) bereits an zwei Drittel der Tage der O₂-Orientierungswert von 7 mg/L unterschritten.
- In der Ermittlung der Temperaturschwellenwerte konnte ebenfalls nicht berücksichtigt werden, dass bei höheren Temperaturen die Empfänglichkeit für **Krankheiten und Parasitierung** (v.a. Verpilzung) deutlich ansteigt. So nimmt z. B. die Wahrscheinlichkeit des Parasitenbefalls und der Mortalität von Salmoniden und Hechten in Schweizer Gewässern durch die Nierenerkrankung PKD bereits oberhalb von 15°C stark zu (zit. Hunziker et al. 2011).
- Die **obere Letaltemperatur** für den Kaulbarsch, der als typische Art für das Meta- und Hypopotamal gilt, wird von Van Treeck & Wolter (2021) (s. Tabelle 3 im Abschlussbericht) mit 28°C, die der Flunder des Hypopotamals mit 27°C angegeben. Dennoch gilt für die beiden Fischregionen 28°C als noch verträgliche Maximaltemperatur für den guten und den sehr guten Zustand.

- Für die Festlegung der winterlichen Maximalwerte steht der **Schutz der herbst- und winterlaichenden** Fische im Vordergrund. Hierzu beschreiben Van Treeck & Wolter (2021), dass z. B. das Ausreizen der Höchsttemperatur im Winter von 8 oder 10°C bei Bachforelle und Quappe zu enorm verkürzten Eientwicklungszeiten und zu einem "nicht tolerierbaren" Fitnessverlust führt. Bachforellen schlüpften dann bereits Anfang Januar und Naturnahrung stehe kaum zur Verfügung. Die Überlebensrate sei in Folge gering und dies obwohl die obere Vorzugstemperatur für die Entwicklung von Bachforelleneiern gemäß Recherche bei 10°C liegt (s. Tabelle 21). Deshalb ließen sich im Winter auch strengere Maximaltemperaturen begründen: in Gewässern des Salmoniden-Rhithrals bei 5°C und im Cypriniden-Rhithral bzw. in Gewässern mit Quappen- und Schnäpelvorkommen bei 8°C. Die sich ungünstig auswirkende Verkürzung der Eientwicklung geschieht sogar, ohne dass weitere Stressoren wirksam sein müssen, um "mäßig und schlechtere" Bedingungen zu erzeugen (s. oben Definition "Orientierungswert").
- MKULNV (2012) leiteten für die Fischzonen ebenfalls Schwellenwerte der guten Zustandsklasse für die Kenngröße "Jahresmaximaltemperatur" ab, welche deutlich niedriger waren und je nach Fischzone zwischen 20,2 und 24,4 °C lagen.

Als **Fazit** wird geschlossen, dass ein dauerhaftes Ausreizen der zulässigen Maximalwerte, wie dies im Management von Kühlwassereinleitungen teils betrieben wird (s. Hofmann 2017), Engpässe verursacht und sich selektierend auf die Fischzönose auswirken kann. Darüber hinaus verstehen Van Treeck & Wolter (2021) die Werte als oberste Grenze des guten Zustands, der nur dann erreicht werden kann, wenn alle übrigen Belastungsfaktoren in einem unbedeutend niedrigen Bereich sind. Da dies in den größeren deutschen Fließgewässern nie der Fall ist und zusätzliche Stressoren die Toleranz herabsetzen, entsteht der Verdacht, dass die so abgeleiteten **oberen Schwellenwerte als "Bewirtschaftungskenngrößen" in der Praxis nicht vorsorglich genug** sind.

Des Weiteren schlagen Van Treeck & Wolter (2021) auf die Fischzonen bezogene **maximale Temperaturänderungen (ΔT)** vor (s. Tabelle 4).

Tabelle 4: Nach OGewV (2016) **maximal zulässige Temperaturveränderungen (ΔT)** für die Fischgemeinschaften in Fließgewässern sowie Vorschläge von Treeck & Wolter (2021) zu einer Erweiterung des Anforderungsschemas. Sa = salmonidengeprägt, Cyp = cyprinidengeprägt, ER/MR/HR = Epi-/Meta-/Hypo-Rhithral, R = Rhithral, EP/MP/HP = Epi-/Meta-/Hypo-Potamal. **gelb** unterlegt = Änderung zur OGewV (2016).

Fischgemeinschaft	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	Cyp-R	EP	MP	HP
Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016)							
Anforderungen an zulässige Temperaturänderung als Erhöhung in [ΔT K]							
Sehr guter Zustand/höchstes ökologisches Potenzial							
Sommer (April-November)	0	0	0	0	0	0	0
Winter (Dezember-März)	≤ 1	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3
Guter Zustand/gutes ökologisches Potenzial							
Sommer (April-November)	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3
Winter (Dezember-März)	≤ 1	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3
Van Treeck & Wolter (2021)							
Vorschläge für Anforderungen an zulässige Temperaturänderung als Erhöhung oder Absenkung in [ΔT K]							
Sehr guter und guter Zustands/höchstes und gutes ökologisches Potenzial							
Sommer (Juni-September)	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	≤ 2	≤ 3	≤ 3	≤ 3
Herbst (Okt/Nov), Winter (Dez-Mär) und Frühjahr (Apr/Mai)	≤ 1	$\leq 1,5$	$\leq 1,5$	≤ 2	≤ 2	≤ 2	≤ 2

In den Vorschlägen (s. Tabelle 4) ergeben sich folgende **Unterschiede zur bisherigen Regelung** in der OGewV (2016):

- Erweiterung der Matrix um **Grenzwerte für verträgliche Abkühlspannen**.
- **Verkürzung des "Sommerzeitraums"** auf die "echten" Sommermonate Juni bis September, die übrigen Monate außerhalb des Winters werden als Frühjahr und Herbst benannt, besitzen jedoch dieselben ΔT -Grenzwerte wie der Winter, da die Übergangszeiten zu den für viele Fischarten sensiblen Zeiträumen gehören (Laichzeit-/wanderung). Hieraus folgen etwas strengere Werte im Salmoniden-Epirhithral in den Übergangsmonaten April/Mai und Oktober/November $\rightarrow \Delta T$ von 1,5 K auf 1 K.
- **Beschränkung der zulässigen ΔT -Spanne im Potamal** von 3 K nur auf den Sommer, von Herbst bis Frühjahr soll die Änderung höchstens 2 K betragen, um die Entwicklungszeiten von Ei- und Juvenilstadien nicht zu stark zu verkürzen oder zu verlängern.
- Die OGewV (2016) regelt Aufwärmspannen nicht nur für den guten, sondern auch für den sehr guten ökologischen Zustand: Die ΔT -Anforderungen im Winter sind für beide Zustandsklassen identisch, im Sommer soll im sehr guten Zustand jedoch keine zusätzliche Erwärmung stattfinden. Van Treeck & Wolter (2021) räumen dagegen für den **sehr guten Zustand keinen Schutz** vor Wärme-oder Kälteeinleitungen ein.

Gesamtfazit: Der Wegfall der Regelungen für den sehr guten Zustand in den Vorschlägen von Van Treeck & Wolter (2021) stellt eine **Verschlechterung für den Gewässerschutz** dar, welche unter Berücksichtigung der Effekte des Klimawandels insbesondere im Fall der Kühlwassereinleitung nicht zugelassen werden sollte. Die im Projekt bestätigten zulässigen **Maximaltemperaturen** der OGewV (2016) können gemäß Definition der Autoren und hier zusätzlich diskutierter Studienbefunde nur als absolute Obergrenzen des guten Zustands verstanden werden. Für ein dauerhaftes Ausreizen sind die Werte für viele Fischarten und unter Berücksichtigung von weiteren Störfaktoren wie z. B. Schadstoffbelastung oder Parasitierung nicht vorsorglich genug. Sie sollten deshalb v.a. im Potamal nicht als Kenngrößen für eine verträgliche Bewirtschaftung herangezogen werden. Zudem räumen Van Treeck & Wolter (2021) u.a. auf Basis der Arbeiten von Halle & Müller (2014) ein, dass die Fische hinsichtlich Maximaltemperaturen v.a. im Sommer nicht die empfindlichste Biokomponente seien.

Als Ergebnis der Diskussion der Studie von Van Treeck & Wolter (2021) wird deshalb **empfohlen**,

- die Definition des *sehr guten* Zustands in der OGewV zu erhalten,
- die maximale Temperaturerhöhung im Potamal im Sommer ebenfalls auf ± 2 K zu begrenzen (s. Kap. 0),
- bei der Genehmigung von zusätzlichen Kühlwassereinleitungen, welche im Hinblick auf die Klimawandelfolgen und die emissionsarme Nutzbarkeit von Abwärme ohnehin fragwürdig ist, die derzeit gültigen Maximaltemperaturen nicht "auszureizen", sondern auf geringere Maximaltemperaturen mit Sicherheitsmarge zu bewirtschaften,
- die im Sommer ökologisch verträglichen Maximalwerte für eine zukünftige Version der OGewV nicht allein an der Biokomponente Fische abzuleiten und die Maximalwerte einem Praxistest zu unterziehen.

2.9 LAWA-Projekt "Klimafolgenmonitoring Seen" (Hupfer et al. 2022, 2023)

Im Rahmen von mehreren LAWA-Projekten und im aktuell laufenden Anschlussprojekt fand die Sammlung oder Messung von Temperatur-, Sauerstoff- und Trophiedaten in Seen statt. Ausführende sind MitarbeiterInnen des Forschungsverbunds Berlin e. V. (Hupfer et al. 2022, 2023). Schwerpunkt der Arbeiten ist einerseits die Zusammenstellung von meist jahrzehntelangen Langzeit-Datensätzen und andererseits die Installation und Betreuung von kontinuierlich messenden Sondenketten in ausgewählten deutschen Seen sowie die statistische Auswertung der gewonnenen Daten hinsichtlich der Folgen des Klimawandels. Des Weiteren werden mit den Daten verschiedene See-Modelle mit Klimawandelszenarien angewendet, um Prognosen und Wirk-Zusammenhänge zu ermitteln.

Die "**Langzeitdaten**", welche "Terminaten"/Stichproben teils bis 1960 zurück enthalten, sind geeignet, den Erwärmungstrend im *Oberflächenwasser* von Seen abzubilden. Je nach Jahreszeit wurde in einem Datensatz von 45 Seen eine Erwärmung um 0,2-0,7°C/Dekade (seit 1990) festgestellt mit Maximalwerten im Frühjahr bis Frühsommer und Minimalwerten im Winter. Im Mittel lag die Erhöhung bei +0,5 K/Dekade. Für die Temperatur des *Tiefenwassers* konnte im gleichen Zeitraum kein Trend ermittelt werden. Auf Basis dieser Befunde wurde auf eine stabilere Sommerschichtung und geringere Sauerstoffkonzentrationen im Herbst geschlossen.

Weitere Klimaindikatoren wie Beginn und Ende der sommerlichen Schichtung oder Dauer der winterlichen Stagnation mit inverser Schichtung (oft mit Eisbedeckung) könnten gemäß Hupfer et al. (2022, 2023) nur mit den kontinuierlich erhobenen Messreihen (Messketten mit Sonden) verlässlich dargestellt werden. Folgende **Befunde** wurden in den Berichten besonders hervorgehoben:

- Im Vergleich des im Alpenvorland liegenden tiefen Ammersees (80 m) mit dem hochgelegenen weniger tiefen Engeratsgundsee – 1.876 m ü. NN, maximale Tiefe 16 m - wurde deutlich, dass der **Beginn der Sommerschichtung** hauptsächlich durch den Verlauf der Lufttemperaturen gesteuert ist und zwischen den beiden Seen keine großen Unterschiede aufweist. Das **Schichtungsende** ist dagegen zusätzlich stark von der Morphologie des Sees abhängig (s. Abb. 5). Die **Thermokline** verschiebt sich im Laufe des Spätsommers/Herbstes abhängig von den v.a. Temperatur-gesteuerten Dichteunterschieden im Oberflächen- und Tiefenwasser graduell nach unten bis die tiefste Stelle des Sees erreicht ist und Vollzirkulation herrscht. Mit der Konsequenz, dass flachere Seen schon im September oder Anfang Oktober mischen, während tiefe Seen erst im Winter zur vollständigen Durchmischung kommen, am Beispiel des Ammersees Mitte bis Ende Dezember.

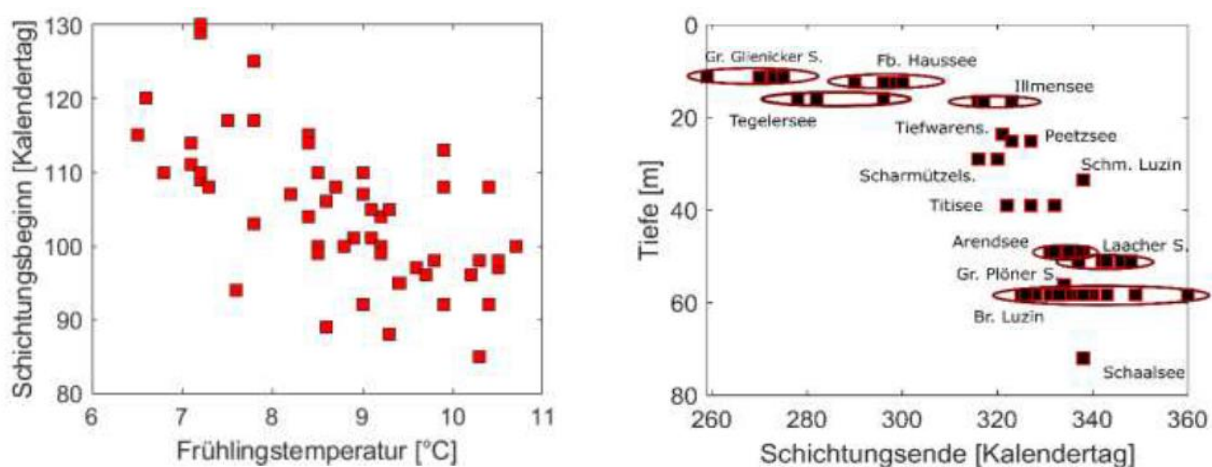


Abb. 5: Links: Schichtungsbeginn der untersuchten Seen und Frühlings-Lufttemperatur (März-Mai). Rechts: Schichtungsende und maximale Tiefe der Seen. Abbildungen aus Hupfer et al. (2022).

- Im Müggelsee nahmen die Tage mit winterlicher inverser Schichtung zwischen den Wintern 1992/93 und 2021/22 - mit großen Schwankungen zwischen den Jahren – im Trend deutlich ab. Während bis zum Jahr 2010 wiederholt 60 und mehr "Eistage" auftraten, blieben diese ab 2011 meist unter 40 und erreichten 2018 und 2019 sogar den Wert Null. Die Autoren schließen, "dass sowohl der spätere Zeitpunkt des sommerlichen Schichtungsendes bei tieferen Seen als auch ihre tendenziell kürzere inverse Schichtung darauf hindeuten, dass sich ihr **Mischungsregime** bei weiter steigenden Temperaturen vom di- zum monomiktischen Typ verschieben könnte".
- Stabilere und in Folge längere Sommerschichtungen führen zu geringeren **Sauerstoffkonzentrationen** im Herbst, wobei sich dieser Effekt in Seen mit geringer Nährstoffbelastung weniger kritisch auswirkt als in eutrophenen. Der Reduzierung der Nährstoffeinträge als "Anpassungsstrategie" zum Klimawandel wird deshalb eine besondere Bedeutung zugesprochen.
- Mit einem früheren Einsetzen der thermischen Schichtung in tieferen Seen traten auch die **Chlorophyll a-Peaks** früher im Jahr auf. Höhere Biomassen waren mit höheren Temperaturen nicht zwangsläufig verbunden, wurden jedoch am ehesten im Sommer gefunden. Änderungen der Nährstoffverhältnisse und des Grazings überlagern die Effekte der Klimaerwärmung und machen Prognosen schwierig. So traten im tieferen Arendsee während des Hitzejahres 2018 im Vergleich zu den "benachbarten" Jahren eher geringere Chla-Konzentrationen auf. Im flacheren Müggelsee wurden 2018 dagegen deutlich erhöhte Algenbiomassen gefunden. Generell wird der Bedarf einer Modellierung der Freiwasserzone von Seen gesehen, um die Auswirkungen des Klimawandels besser einzuschätzen. Mit dem Modell GOTM-Ergom (s. Abb. 6), welches neben den physikalischen Begebenheiten in Seen auch das Planktongeschehen simulieren kann, konnte die erreichten Temperaturen gut berechnet werden, das hochdynamische Planktongeschehen in den warmen und heißen Sommermonaten dagegen nicht.

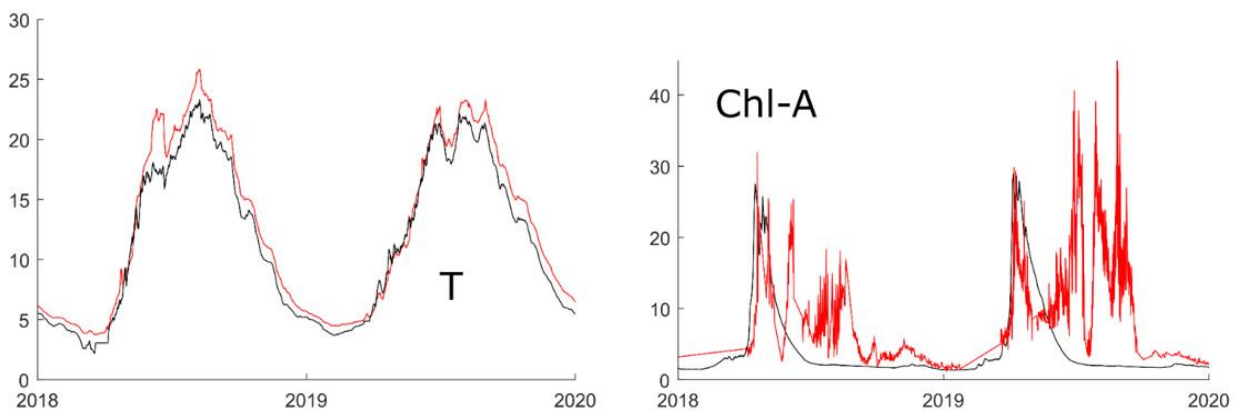


Abb. 6: Kontinuierliche Temperatur- und Chla-Sondenmessungen an der Wasseroberfläche des Arendsees (rote Linie) sowie Ergebnisse des Modells GOTM-Ergom (schwarze Linie). Abbildungen aus Hupfer et al. (2023).

In den Berichten Hupfer et al. (2022, 2023) werden des Weiteren folgende Aspekte deutlich:

- Jahresmittelwerte oder Jahreskenngrößen sind oft nicht geeignet, signifikante Zusammenhänge zu finden. Vielmehr führt die Saisonalität des Geschehens sowie die Variabilität der Witterung innerhalb eines Jahres zu einem "Grundrauschen", das die Folgen der Klimaerwärmung undeutlicher macht. Dagegen besitzen Jahreszeiten- oder Phasen-bezogene Kenngrößen wie z. B. die "Sauerstoff-Gehalte vor Ausbildung der thermischen Schichtung" eine höhere Aussagekraft.
- Die meisten Betrachtungen betreffen tiefere geschichtete Seen.
- Die Chla-Messdaten in Abb. 6 zeigen in den Hitzeperioden der beiden Jahre 2018 und 2019 ein ähnlich mehrgipfeliges Geschehen wie dies während Hitzephasen im Neckar bei Besigheim gefunden und diskutiert wird (s. Kap. 3.2.3.).

3 Auswertung von Monitoringdaten - Fließgewässer

3.1 Auswertung von Langzeitdaten

3.1.1 Einführung und Datengrundlage

Für die Ermittlung von Phytoplankton-relevanten Temperaturänderungen in Fließgewässern wurde ein umfangreicher Datensatz von Baden-Württembergischen (BW) Flüssen bzw. deren Plankton-führenden Abschnitten verwendet (s. Tabelle 5). Als relevante Parameter wurden Abflusswerte und Temperatur sowie die Trophiekenngößen Chlorophyll a und Gesamtposphor ausgewählt. Des Weiteren standen Phytoplanktondaten zur Verfügung, um Auswirkungen auf die WRRL-Bewertung PhytoFluss zu testen.

Der BW-Flüssedatensatz erfüllt weitgehend die in Kap. 2.4.1 gestellten Anforderungen hinsichtlich Konsistenz der taxonomischen Bearbeitung und Erhebungsmethoden über einen längeren Zeitraum. Ein Großteil der Daten wurde im Rahmen von jährlichen Werkverträgen im Auftrag der LUBW bereits aufbereitet und plausibilisiert. Das **Phytoplankton** ist seit 2005 taxonomisch differenziert und ausschließlich von einem Büro bearbeitet worden. Für alle Proben wurde zusätzlich eine Diatomeende-termination anhand von Schalenpräparaten durchgeführt und in die Taxalisten eingearbeitet. Für den Messpunkt Neckar bei Besigheim stehen zudem plausible kontinuierlich gemessene **Chlorophyll a**-Fluoreszenzdaten zur Verfügung, welche im Auftrag der LUBW von Riedmüller (2023) geprüft wurden. Die **Abflussdaten**, welche für die verwendeten Pegel teils viel weiter in die Vergangenheit zurückreichen, wurden u.a. in Zusammenschau mit den anderen verfügbaren Parametern lediglich seit dem Jahr 1981 verwendet.

Tabelle 5: Probestellen in dem verwendeten Baden-Württembergischen Flüsse-Datensatz sowie zur Verfügung stehende Kenngrößen des Phytoplanktonaufkommens. LUBW 2006 bis 2023.

Verfügbare bzw. verwendete Messreihen (jeweils bis heute)					
Parameter/Gewässer	Donau, Ulm Wiblingen	Neckar, Besigheim	Neckar, Mannheim	Jagst, Jagstfeld/ Stein	Rhein, Karlsruhe
Abflussdaten (kontinuierliche Pegelmessungen)	1981	1981	1981	1981	1981
Temperatur (kontinuierliche Sonden- messungen, Stundenmittel)	1995	1981	1981	1981	1988
Chlorophyll a (Stichproben)	2007	1992	1991	2005	1991
Chlorophyll a (kontinuierliche Fluores- zenz-Sondenmessg., Stundenmittel)	keine Messung	2013	nicht plausibel verfügbar	nicht plausibel verfügbar	keine Messung
Phytoplankton (i.d.R. monatl. in Vegetationsperiode)	2007	2005	2005	2005	2005
Gesamtposphor (meist 14d-Mischproben)	1995	1981	1981	2005	1981
Orthophosphat-Phosphor (14d Stichproben)	2007	2005	2005	2005	2005

Die folgenden Kapitel enthalten Abbildungen und Tabellen, welche ein vertieftes Verständnis für die Vorgänge an den Probestellen zulassen sollen. Da sich im betrachteten Zeitraum nicht nur eine Veränderung der Temperatur, sondern auch Rückgänge im Abfluss, ausgeprägtere Niedrigwasserphasen und eine Nährstoffsanierung ergaben, soll eine **Zusammenschau die Prozesse** verdeutlichen.

Als Bezugsgröße für den Faktor Temperatur kamen Mittelwerte aus 5, 10 oder 14 Tagen vor dem jeweiligen Probenahmezeitpunkt zur Anwendung. Als Saisonmittel wird angelehnt an die PhytoFluss-Kenngrößen ein Mittelwert von März bis Oktober verwendet.

Mit der sehr intensiven Analyse des BW-Datensatzes soll darüber hinaus ermittelt werden, welche Art von Auswertung der Fragestellung am besten und effizientesten dient, um diese dann auf die Seen oder weitere Gewässertypen anzuwenden. Letztlich sollen **tolerierbare Temperaturänderungen** gefunden werden, unterhalb derer keine bedeutenden Veränderungen oder Verschlechterungen in der Planktongesellschaft zu erwarten sind.

Die ausgewählten Messpunkte gehören gemäß Tabelle 6 verschiedenen Phytoplankton-Fließgewässertypen an (Typologie s. Mischke et al. 2022).

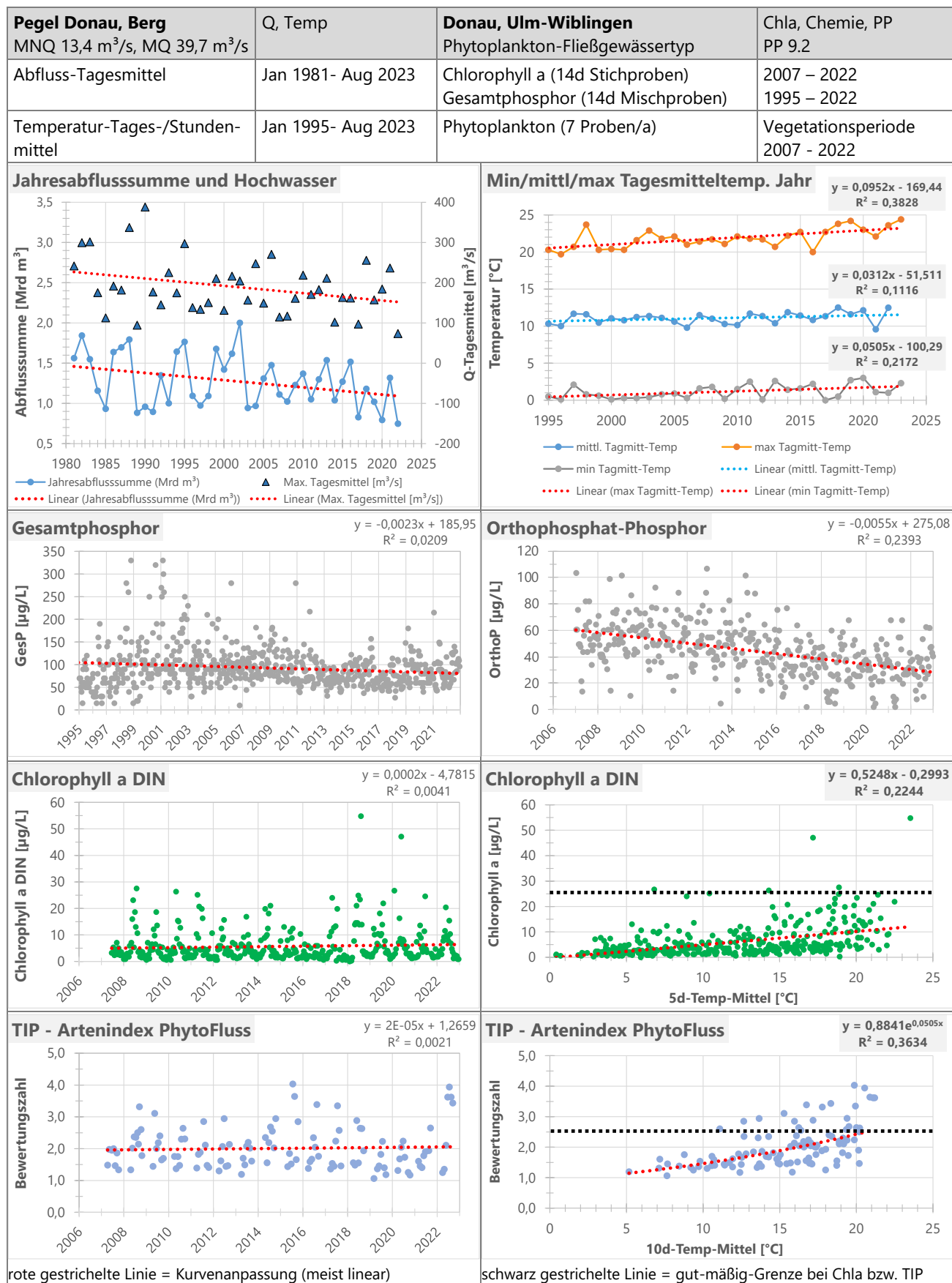
Tabelle 6: Gewässertyp und Typisierungskriterien der Flussabschnitte im verwendeten Baden-Württembergischen Datensatz. MQ = Mittelwasser, PP = Phytoplankton.

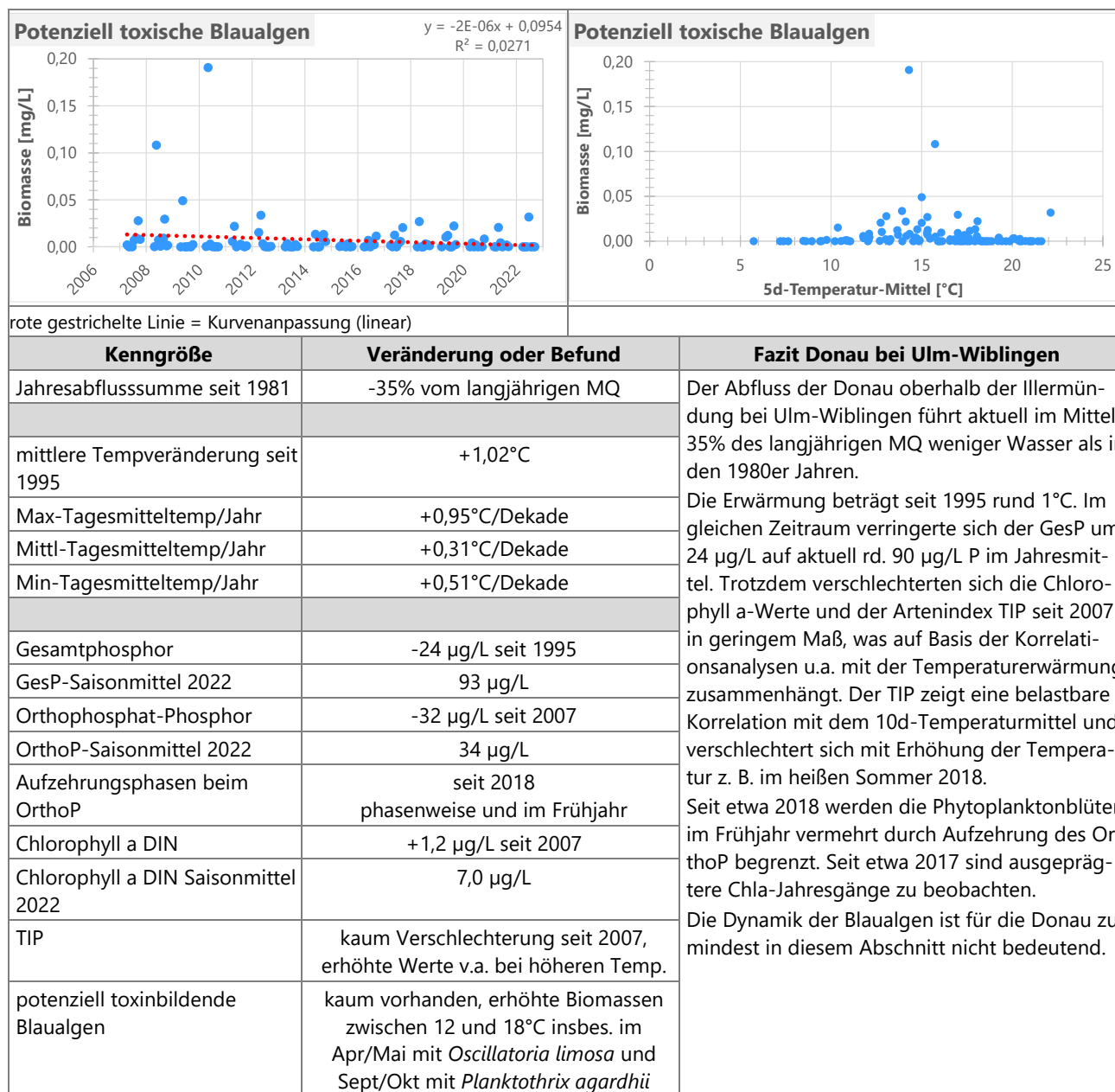
Parameter/Gewässer	Donau, Ulm Wiblingen	Jagst, Jagstfeld	Neckar, Besigheim	Neckar, Mannheim	Rhein, Karlsruhe
Fließgewässertyp LAWA (Pottgiesser 2018)	9.2	9.2	10	10	10
Phytoplanktontyp ("Subtyp")	9.2	9.2	10.1	10.1	10.1
Kriterium Abflussspende MQ	--	--	> 10 l/s/km ²	> 10 l/s/km ²	> 10 l/s/km ²
Abflussspende MQ in [l / (s*km ²)] Bezugspegel	14,3 Berg	19,1 Untergries- heim	10,6 Wendlingen-KA	10,4 Rockenau	25,3 Maxau
Biomasseausbildung gemäß Kriterium Abfluss- spende angelehnt an Mischke et al. (2022) (Chla pro Gesamtphos- phoreinheit)	hoch	hoch	mittel	mittel	niedrig
Besondere Merkmale des Flussabschnitts	im Kraftwerkska- nal im Oberwas- ser des Kraft- werks Ulm-Wib- lingen	vorwiegend freifließender Abschnitt	im Einstau bereich des Wehrs Besig- heim	ein Teilstrom des Neckars (Alt- neckar) ist bis zur Probestelle ca. 11 km frei flie- ßend, ein anderer Teilstrom erreicht die Probestelle über den Schiff- fahrtskanal und Schleusen	frei fließender Rheinabschnitt, da Probestelle 25 km flussabwärts von der letzten Ober- rhein-Staustufe Iffezheim

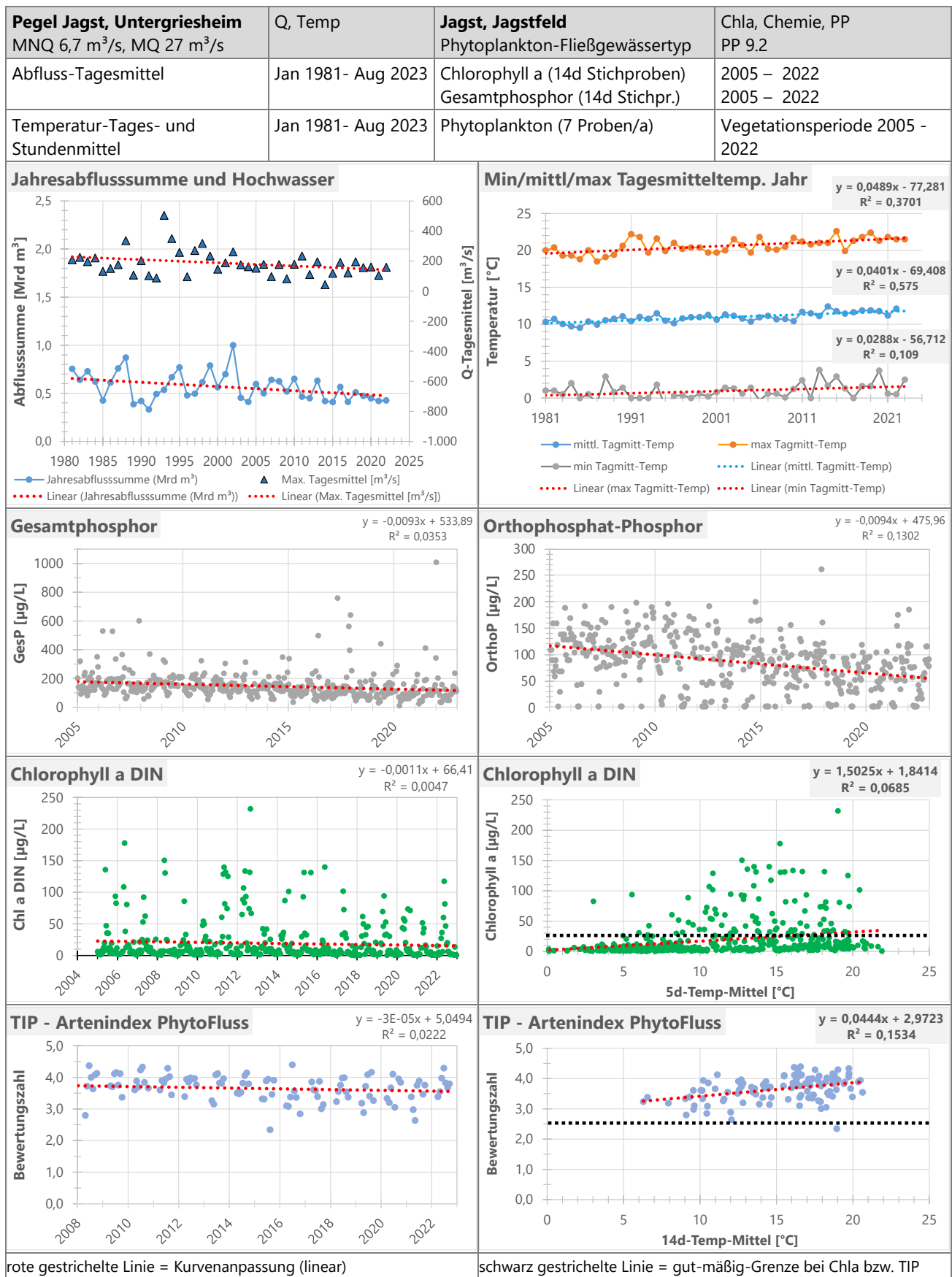
Das Typisierungskriterium **Abflussspende** wurde von Mischke & Behrendt (2007) als Kenngröße für die Abflussdynamik eingeführt. Die diesbezüglich typologische Einstufung soll Fließgewässer mit verschieden starken Biomasseausprägungen unterscheiden. In hoch dynamischen Flusssystemen wie dem Rhein mit Einzugsgebieten in den Alpen und in verschiedenen Mittelgebirgen sind die Verweilzeiten kurz und die Phytoplanktongesellschaften werden oft verdünnt und schnell abtransportiert. In langsamer fließenden Systemen wie der Donau oder dem Neckar (Stauregulierung, geringes Gefälle) stehen der Planktonentwicklung in der Regel längere Entwicklungsphasen zur Verfügung.

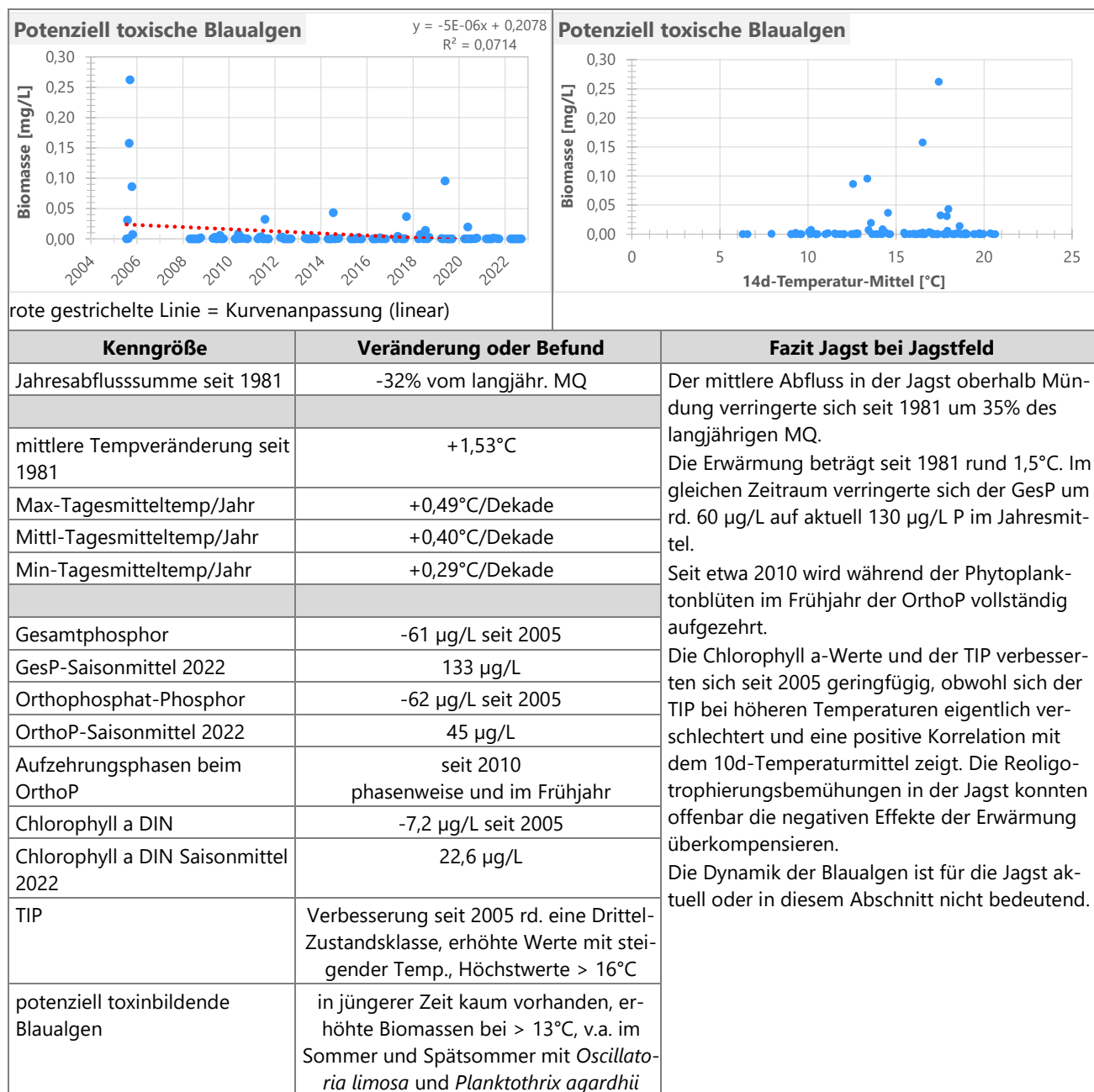
Der Neckar nähert sich hinsichtlich Abflussspende der Typgrenze zum PP-Typ 10.2 mit einem höheren Biomasseausbildungspotenzial, deshalb wird die Biomasseausbildung "mittel" vermerkt.

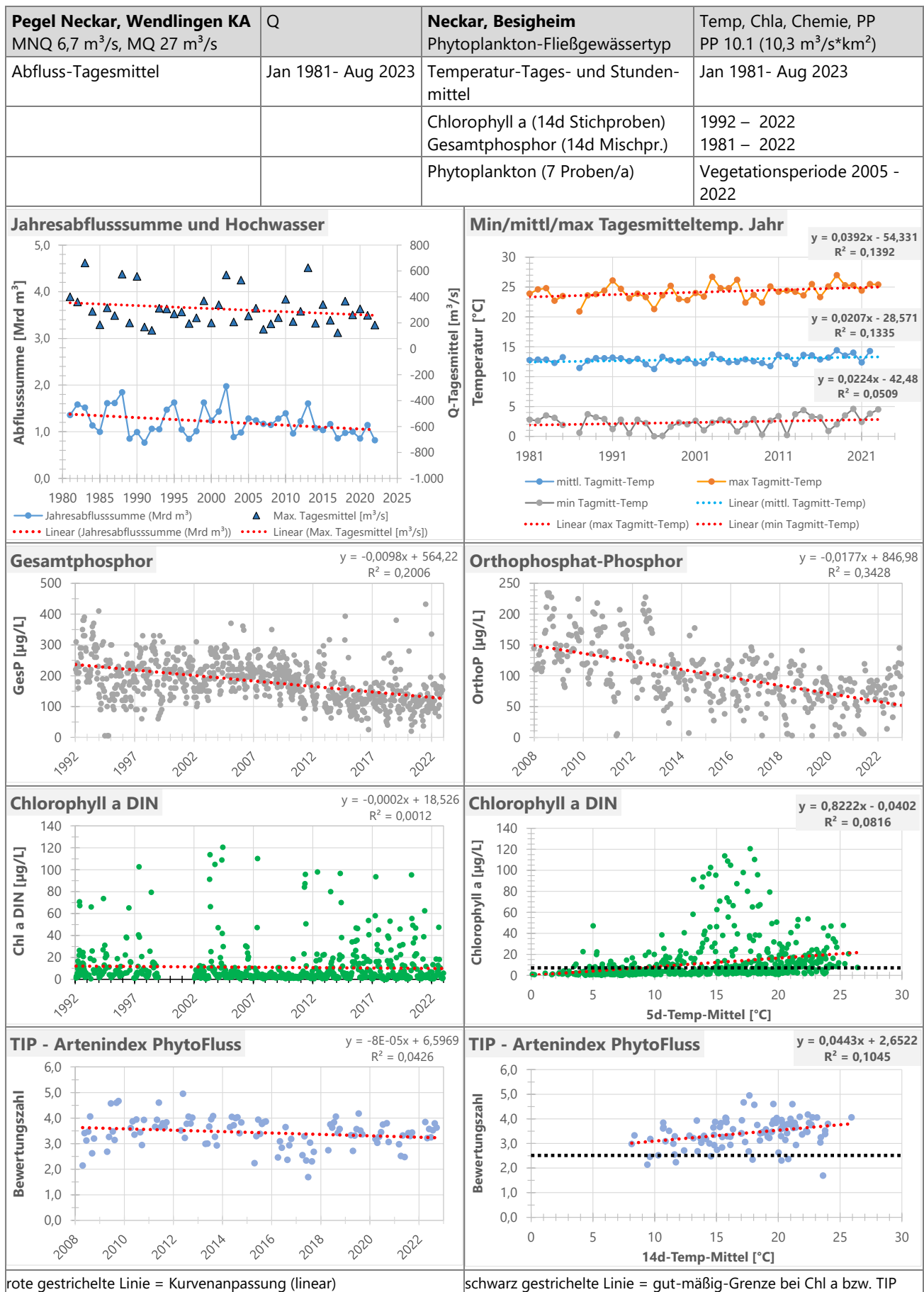
3.1.2 Auswertung für fünf BW-Messstationen in Donau, Jagst, Neckar und Rhein

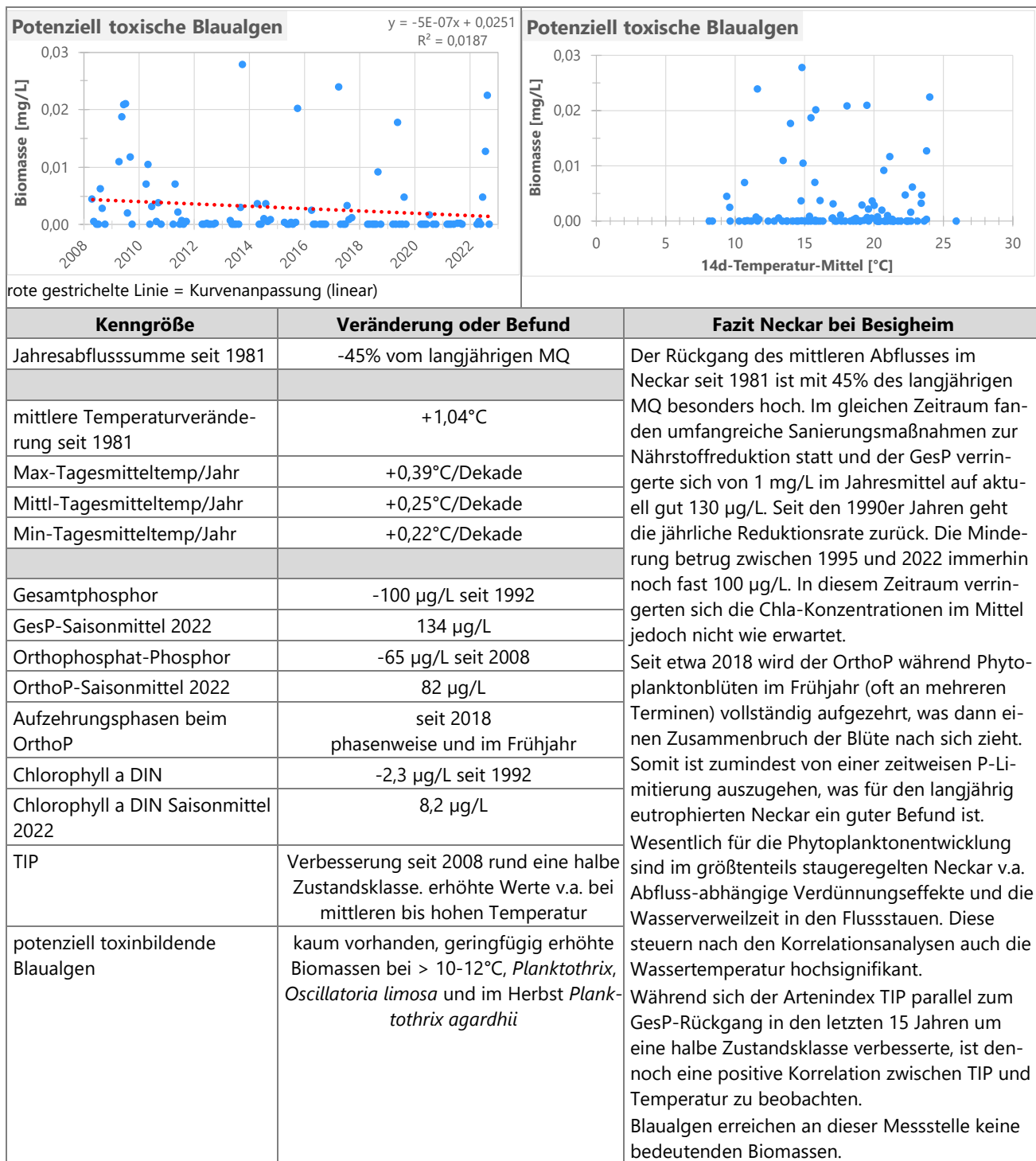


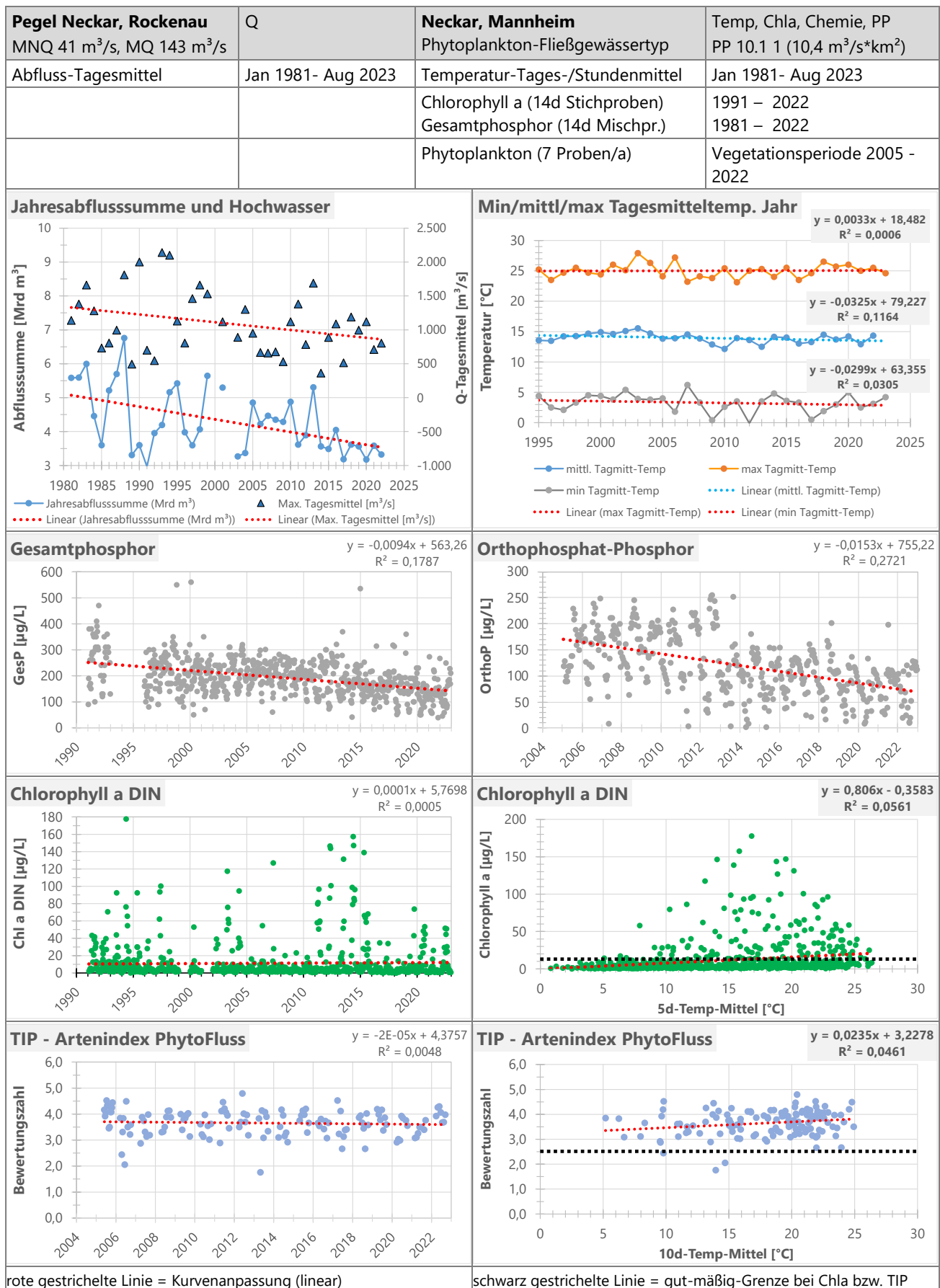


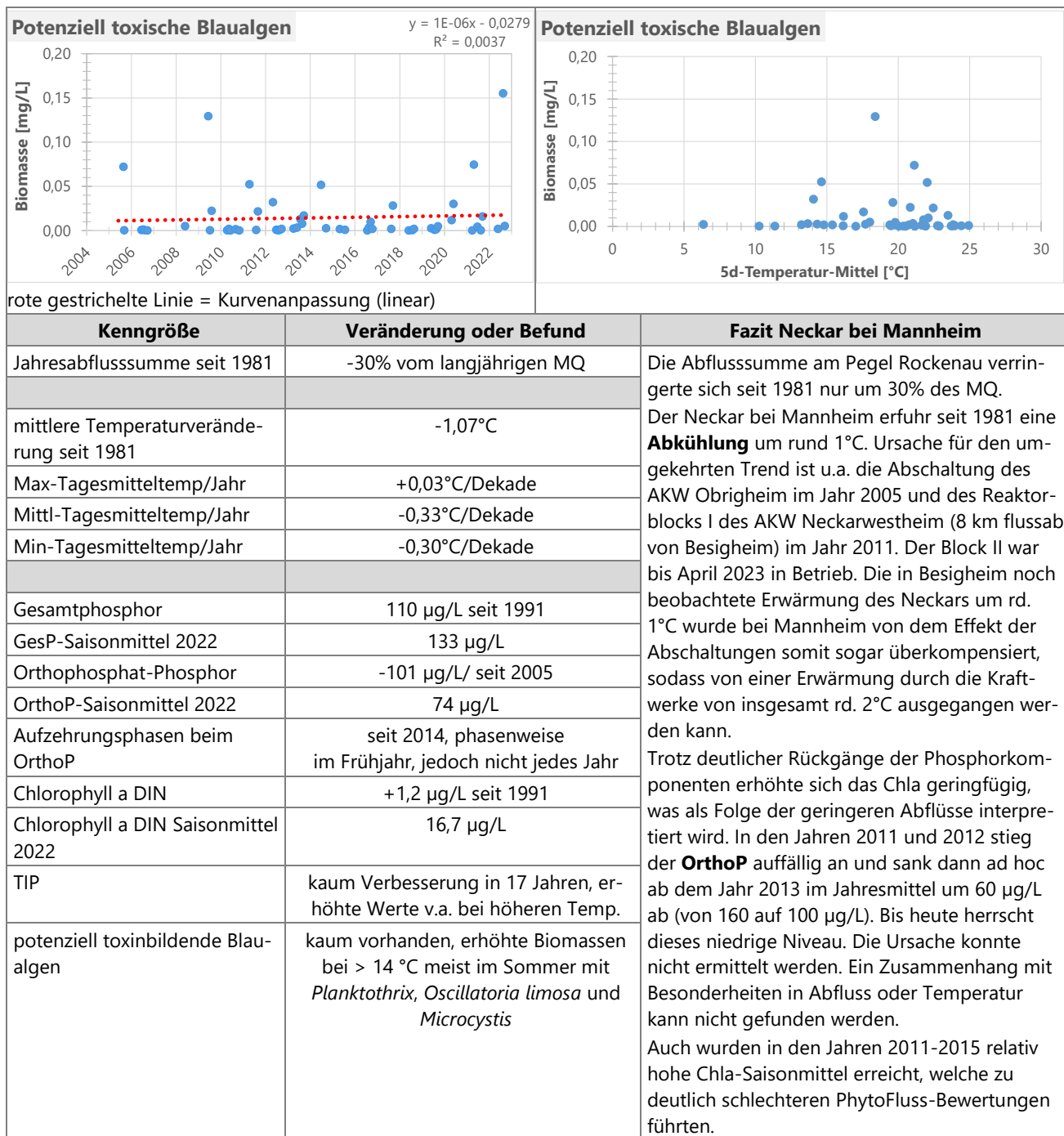


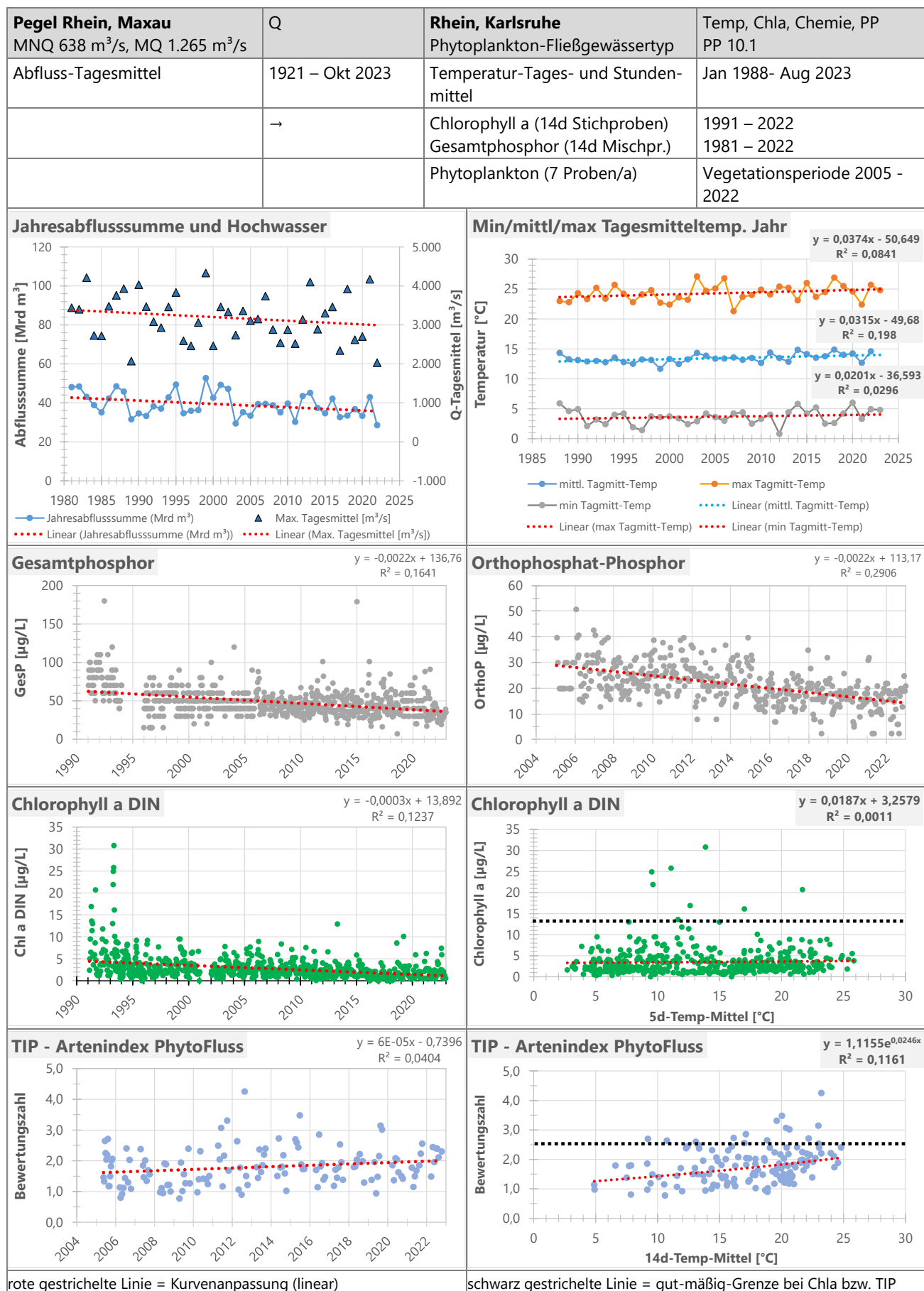


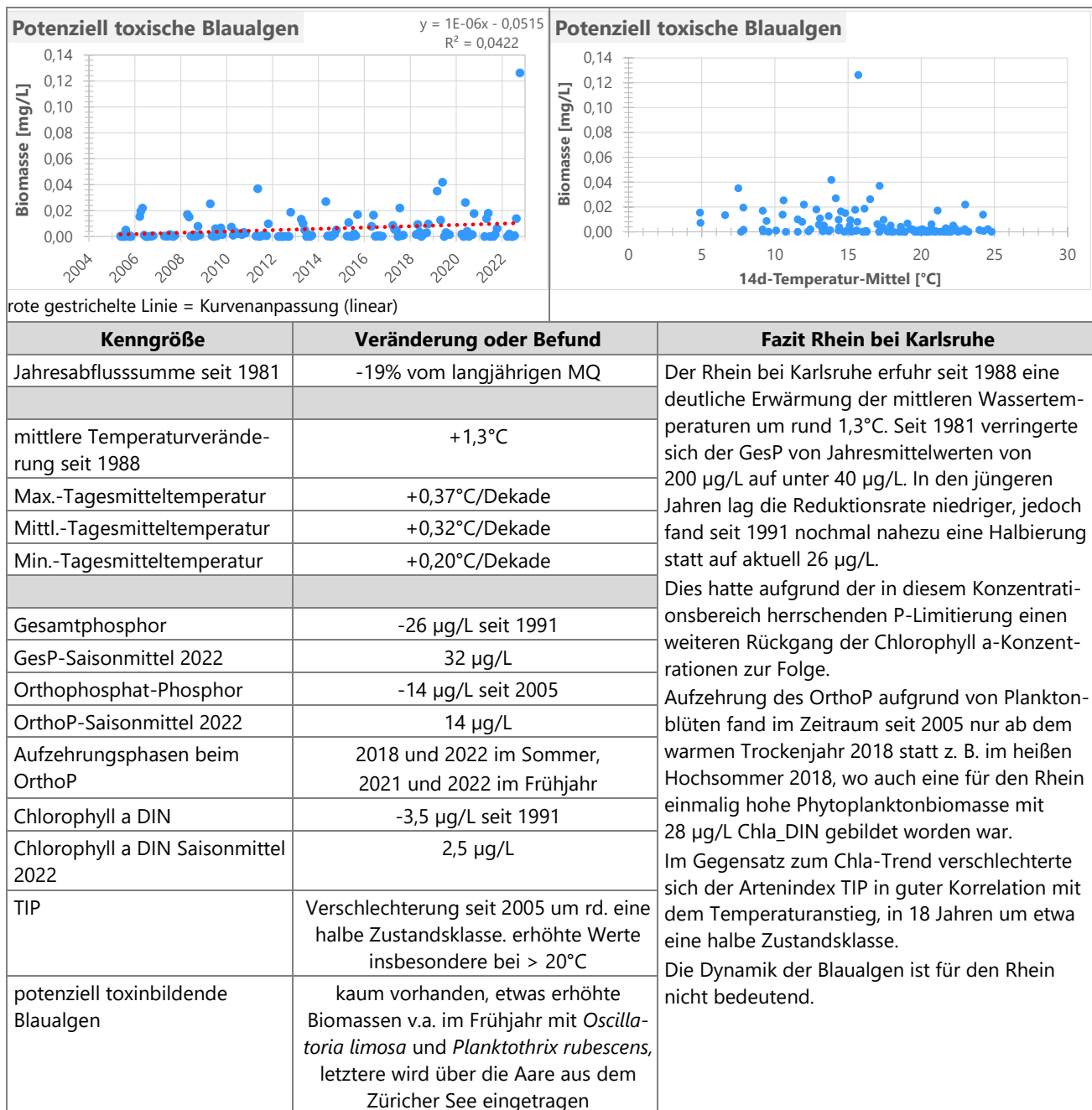












3.1.3 Auswertungsergebnisse für die BW-Flussabschnitte - Tabellenübersicht

Tabelle 7: Zusammenschau der Veränderungen in den betrachteten Flussabschnitten in Baden-Württemberg in den letzten Jahrzehnten und Besonderheiten hinsichtlich temperaturabhängiger Prozesse.

Parameter/Gewässer	Donau, Wiblingen	Jagst, Jagstfeld/Stein	Neckar, Besigheim	Neckar, Mannheim	Rhein, Karlsruhe/Maxau
Jahresabflusssumme seit 1981	-35% vom langjähr. MQ Pegel Berg	-32% vom langjähr. MQ Pegel Stein	-45% vom langjähr. MQ Pegel Wendlingen	-30% vom langjähr. MQ Pegel Rockenau	-19% vom langjähr. MQ Pegel Maxau
mittlere Temperatur- veränderung	+1,0°C (seit 1995)	+1,5°C (seit 1981)	+1,0°C (seit 1981)	-1,1°C (seit 1981)	+1,3°C (seit 1988)
Veränderung pro Dekade					
Minimale Tagesmit- teltemperatur im Jahr	+0,51°C	+0,29°C	+0,22°C	-0,30°C	+0,20°C
Mittlere Tagesmittel- temperatur im Jahr	+0,31°C	+0,40°C	+0,29°C	-0,33°C	+0,32°C
Maximale Tagesmit- teltemperatur im Jahr	+0,95°C	+0,49°C	+0,39°C	+0,03°C	+0,37°C
Weitere Aspekte					
Gesamtposphor	-24 µg/L seit 1995	-61 µg/L seit 2005	-100 µg/L seit 1992	-110 µg/L seit 1991	-26 µg/L seit 1991
GesP-Saisonmittel 2022	93 µg/L	133 µg/L	134 µg/L	133 µg/L	32 µg/L
Orthophosphat- Phosphor	-32 µg/L seit 2007	-62 µg/L seit 2005	-65 µg/L seit 2008	-101 µg/L seit 2005	-14 µg/L seit 2005
OrthoP-Saisonmittel 2022	34 µg/L	45 µg/L	82 µg/L	74 µg/L	14 µg/L
Aufzehrungsphasen beim OrthoP	seit 2018 phasenweise und im Frühjahr	seit 2010 phasenweise und im Frühjahr	seit 2018 phasenweise und im Frühjahr	seit 2014, phasen- weise und im Frühjahr, jedoch nicht jedes Jahr	2018 und 2022 im Sommer, 2021 und 2022 im Frühjahr
Chlorophyll a DIN	+1,2 µg/L seit 2007	-7,2 µg/L seit 2005	-2,3 µg/L seit 1992	+1,2 µg/L seit 1991	-3,5 µg/L seit 1991
Chlorophyll a DIN Saisonmittel 2022	7,0 µg/L	22,6 µg/L	8,2 µg/L	16,7 µg/L	2,5 µg/L
Artenindex TIP	kaum Verschlech- terung seit 2007, erhöhte Werte v.a. bei höheren Temp.	Verbesserung seit 2005 rd. eine Drit- tel-Zustands- klasse, erhöhte Werte mit steigen- der Temp, Höchst- werte bei > 16°C	Verbesserung seit 2008 rund eine halbe Zustands- klasse, erhöhte Werte v.a. bei mittleren bis ho- hen Temp	kaum Verbesse- rung in 17 Jahren, erhöhte Werte v.a. bei höheren Temp	Verschlechterung seit 2005 um rd. eine halbe Zu- standsklasse, er- höhte Werte ins- besondere bei > 20°C
potenziell toxinbildende Blualgen	kaum vorhanden, erhöhte Biomassen zwischen 12 und 18°C insbes. im Apr/Mai mit <i>Oscillatoria limosa</i> und Sept/Okt mit <i>Planktothrix agar- dhii</i>	in jüngerer Zeit kaum vorhanden, erhöhte Biomassen bei > 13°C, v.a. im Sommer und Spätsommer mit <i>Oscillatoria li- mosa</i> und <i>Plank- tothrix agardhii</i>	kaum vorhanden, geringfügig er- höhte Biomassen bei > 10-12°C, <i>Planktothrix</i> , <i>Oscil- latoria limosa</i> und im Herbst <i>Plank- tothrix agardhii</i>	kaum vorhanden, erhöhte Biomassen bei > 14 °C meist im Sommer mit <i>Planktothrix</i> , <i>Oscillatoria limosa</i> und <i>Microcystis</i>	kaum vorhanden, etwas erhöhte Biomassen v.a. im Frühjahr mit <i>Oscil- latoria limosa</i> und <i>Planktothrix rube- scens</i> , letztere wird über die Aare aus dem Züricher See eingetragen

3.1.4 Fazit zur Auswertung der Langzeitdaten von Flüssen

Im Kap. 3.1 wurde mittels Jahrgangsbetrachtungen von Trophie- und Phytoplankton-Kenngrößen versucht, die Entwicklung der letzten Dekaden sowie die Folgen der Klimaerwärmung darzustellen. Für die Ableitung der **Auswirkungen von Abkühlung** sollte der **zeitliche "Blick zurück"** dienen. Dieser ist durch parallele Entwicklungen wie Abwassersanierung, einen generellen Rückgang der Abflüsse mit Erhöhung der Verweilzeiten sowie des hohen Einflusses der Abflussdynamik mit Verdünnung und Abtransport von Phytoplankton-Populationen begleitet.

Darüber hinaus sind die betrachteten Abschnitte insbesondere der Flüsse Donau und Neckar **stau-geregelt**, was eine zusätzliche eigene Phytoplanktodynamik zur Folge hat. Die sich abwechselnden Bedingungen zwischen Fließstrecke und Einstausituation (und ggf. Turbinenpassage und Schleusenbetrieb) ergeben, dass sich weder Fließgewässer- noch Standgewässerarten "ungestört" entwickeln können. Zudem treten vermehrt Sedimentationsprozesse auf. Wahrscheinlich deshalb wurden im Neckar in einigen eher abflussreicheren Jahren nur geringe Algenmengen gefunden wie z. B. 2008 bis 2010 (s. Kap. 3.1.2).

Für die größtenteils frei fließenden unteren Stromabschnitte von Rhein und Elbe wurden von Hardenbicker et al. (2014) in Blütephasen eine stetige Zunahme des Chlorophyll a in Fließrichtung modelliert. Die dortigen Bedingungen unterscheiden sich von denjenigen in den staugeregelten Fließgewässern deutlich.

Folgende Besonderheiten konnten in den Flussabschnitten gefunden werden:

- Die **mittlere Jahrestemperatur** auf Basis von Tagesmittelwerten nahm in allen Flussabschnitten mit Ausnahme des Neckars bei Mannheim um 0,3 bis 0,4°C pro Dekade zu. Die Jahresmaxima stiegen sogar noch stärker an: am stärksten in der Donau um 0,95°C/Dekade, in Jagst, Neckar und Rhein um 0,4-0,5°C/Dekade. Jahresmaxima wurden meist im Zeitraum Mitte Juni bis Mitte August gemessen, wenn die dann potenziell hohe Einstrahlungsintensität auf ausgeprägtere Niedrigwasserphasen trifft. Die Erwärmungsraten im Mittel und Maximum liegen in einer ähnlichen Höhe wie sie weltweit für Seen ermittelt wurden (O'Reilly et al. 2015).
- Seit Beginn der 1980er Jahre sind die **Jahresabflusssummen** in allen vier Flüssen um rund 20-45% des langjährigen Mittelwassers zurückgegangen. Der geringste Rückgang war im Rhein mit 19%, der höchste mit 45% am Pegel Wendlingen im Neckar. Da Anfang der 1980er in Süddeutschland eine Phase etwas höherer Abflüsse herrschte (s. KLIWA 2021) und die vorliegende Trendermittlung ab 1981 durchgeführt wurde, fallen die Rückgänge pro Dekade etwas höher aus als die von KLIWA (2021) berichteten auf Basis von weiter zurückreichenden Zeitreihen.
- Seit den 1980er Jahren fanden enorme **Absenkungen der Gesamtposphorkonzentration** statt insbesondere durch das Verbot von phosphathaltigen Waschmitteln. Seit den 1990er Jahren tragen v.a. Maßnahmen in der Abwasserbehandlung (Kläranlagen, Misch- und Regenwasserbehandlung) zu weiteren Reduktionen bei. Die Kurven flachen in den jüngeren Jahren zunehmend ab, z. B. in der Donau bei Ulm-Wiblingen kann seit 2010 und im Neckar bei Besigheim ab 2015 eine Stagnation festgestellt werden.
- In der **Donau** fällt bei stagnierenden GesP-Werten und ungeachtet verschiedener hydrologischer Jahre seit etwa 2017 eine **Zunahme der jahreszeitlichen Biomassedynamik** auf. Auch ist die Dauer von winterlichen Chla-Tiefstwerten deutlich kürzer als in den Vorjahren. Der Zusammenhang zwischen Temperatur und Chla ist hier im Vergleich zu den anderen Flussprobestellen relativ zuverlässig ausgebildet. Ab etwa 14°C treten deutlicher erhöhte Biomassen auf. Ab etwa 18°C gibt es keine Termine mehr mit geringen Biomassen. Höchstwerte wurden in den zeitweise sehr trockenen und warmen Jahren 2018 und 2020 erreicht. Ebenso sind die OrthoP-Konzentrationen seit ca. 2015 auf ein

im Vergleich zu den Vorjahren rund 50% niedrigeres Niveau abgefallen, wo sie seither in etwa verbleiben. Seit 2018 finden in der Vegetationsperiode regelmäßig auch längere Aufzehrungsphasen des OrthoP statt.

- Auch an den anderen Messpunkten - sogar im Rhein - wurden in den jüngeren Jahren nahezu unabhängig von ihrem Trophiestatus meist ab 2018 **Aufzehrungsphasen des OrthoP** beobachtet. In den älteren Jahren traten Aufzehrungen nur vereinzelt, meist während der Frühjahrsblüte statt. Als Ursache kommen von höheren Temperaturen geförderte intensivere Blütenphasen in Frage (vgl. u.a. Friedberg et al. 2018).

- Der Messpunkt bei **Mannheim** unterscheidet sich im **Temperaturregime** deutlich: Seit 1981 wurde eine Abnahme der mittleren Temperatur um 1,1°C festgestellt, was u.a. mit der Abschaltung des AKW Obrigheim im Jahr 2005 und des Reaktorblocks I des AKW Neckarwestheim (8 km flussab von Besigheim) im Jahr 2011 in Zusammenhang steht. Die in Besigheim oberhalb der AKWs noch beobachtete Erwärmung des Neckars um rd. 1°C wurde bei Mannheim von dem Effekt der Abschaltungen und ggf. weiterer Effekte überkompensiert, sodass vor der Abschaltung von einer Erwärmung des Neckars von insgesamt rd. 2°C ausgegangen werden muss. Grundsätzlich stünde der Fragestellung der Abkühlungsfolgen ein idealer Datensatz zur Verfügung. Das trophische Geschehen bei Mannheim ist jedoch recht widersprüchlich und schlüssige Aussagen sind trotz umfangreicher Recherche nicht möglich. Darüber hinaus sind zwar die offiziellen Termine, an denen die Kraftwerke vom Netz gingen, bekannt, über das Kühlwassermanagement in der Phase nach Abschaltung gibt es jedoch keine Informationen. Die Verwendung dieses Datensatzes für die Fragestellung ist deshalb nicht möglich.

- In Korrelationsanalysen, die für die Messwerte aller Messpunkte durchgeführt wurden (im Bericht nicht dargestellt), zeigte der **Artenindex TIP** die höchsten Korrelationen zum Faktor Temperatur. Im Kap. 3.1.2 sind Streudiagramme mit linearer Kurvenanpassungen dargestellt. Bei weiteren Analysen mit **Algengruppen** zeigte sich, dass mit steigenden Temperaturen die für Flüsse typischen Frühjahrsblüten-Bildner - die Centrales - zurückgehen und dafür die Gruppe der Chlorococcales signifikant ansteigt (s. Abb. 16, vgl. Gaudard et al. 2018). Des Weiteren nehmen die Crypto- und Peridinales zu. Insbesondere der Anstieg der Chlorococcales und der entsprechenden Indikatortaxa bedingt die Verschlechterung des TIP. **Es wird deutlich, dass der TIP, der auf Trophie und Nährstoffe kalibriert ist, bei Temperaturerhöhung ähnlich wie bei Trophie-Erhöhung reagiert.**

- Hohe Vorkommen von **Cyanobakterien** wurden im Betrachtungszeitraum seit 2005/2007 in keinem der Flussabschnitte festgestellt. Geringfügige Biomasseerhöhungen traten insbesondere über 12°C vornehmlich im Sommer und Herbst auf. Die häufigsten Arten waren *Oscillatoria limosa* und *Planktothrix agardhii/rubescens*.

Die **Auswertung von langen Datenreihen** für die Temperatur-Fragestellung hat den **Nachteil**, dass weitere teils "stärkere" Steuergrößen des Phytoplanktons ebenfalls Trends aufweisen, wie hier u.a. gefunden, des Abflusses und der Gesamtposphor-Konzentrationen. Die Auswertung der Probestelle Mannheim am Neckar zeigt, dass in urbanen Räumen vielerlei Nutzungen die Ermittlungen stören können. Die Abschaltung von Großkraftwerken mit Kühlwassernutzung, die Sanierung oder Störungen von großen Kläranlagen, Brände an Industrieanlagen (s. Jagst im Jahr 2015) können die Auswertung empfindlich stören und im vorliegenden Rahmen bei der Ursachenermittlung nicht vollständig recherchiert werden. Somit kann der "Blick zurück" in der Temperaturhistorie weniger Fragen beantworten als im Vorfeld gedacht. Die Stoffkreisläufe in Fließgewässern sind zudem u.a. durch die Steuerwirkung des Abflusses sehr komplexe und dynamische Systeme, die oft mithilfe von Gütemodellen und Validierungen nachvollzogen werden (s. Elliott 2012, Hardenbicker et al. 2014). Aus den genannten Gründen ist die Betrachtung von zeitlich begrenzten Phasen (vgl. Wagner et al 2013), welche hinsichtlich der Störgrößen weitgehend vergleichbar sind (s. Kap. 3.2), möglicherweise besser geeignet.

3.1.5 PhytoFluss-Bewertung und Temperatur

Korrelationsanalysen im Datensatz Neckar Besigheim zwischen PhytoFluss-Bewertung und Jahresabflusssumme, der Jahresmittelwerte der Phosphorkomponenten und verschiedenen Jahreskenngrößen der Temperatur (s. Tabelle 8) ergaben die besten Zusammenhänge zu den Temperaturkenngrößen "mittlere Jahrestemperatur" und "Frühjahrsmittelwert" (März/April) (s. Abb. 7). Die negative Korrelation zur Jahresabflusssumme war deutlich schlechter und nicht mehr signifikant. Die relativ gute Korrelation zwischen dem Artenindex TIP und Temperaturkenngrößen wurde in den Abbildungen in den Kap. 3.1.2 und 3.1.3 bereits dargestellt.

Tabelle 8: Korrelationsanalyse (Spearman, WinStat) zwischen PhytoFluss-Bewertung und Jahreswerten potenzieller Steuerfaktoren im Neckar bei Besigheim. Daten LUBW 2023, Zeitraum 2008-2022, 15 Jahrgänge.

Spearman-Rangkorrelationskoeffizient, Korrelation zwischen..						
Jahreswerte/ PhytoFluss- Kenngröße	Gesamt phosphor	Chlorophyll a- Saisonmittel	Jahresab- flusssumme	mittlere Temperatur	mittlere Frühjahrs- temperatur (Mär/Apr)	mittlere Sommer- temperatur (Jul/Aug)
PhytoFluss-Index	-0,07	0,58	-0,36	0,71	0,66	0,25
Signatur des Signifikanzniveaus			<0,01		0,01-0,05	

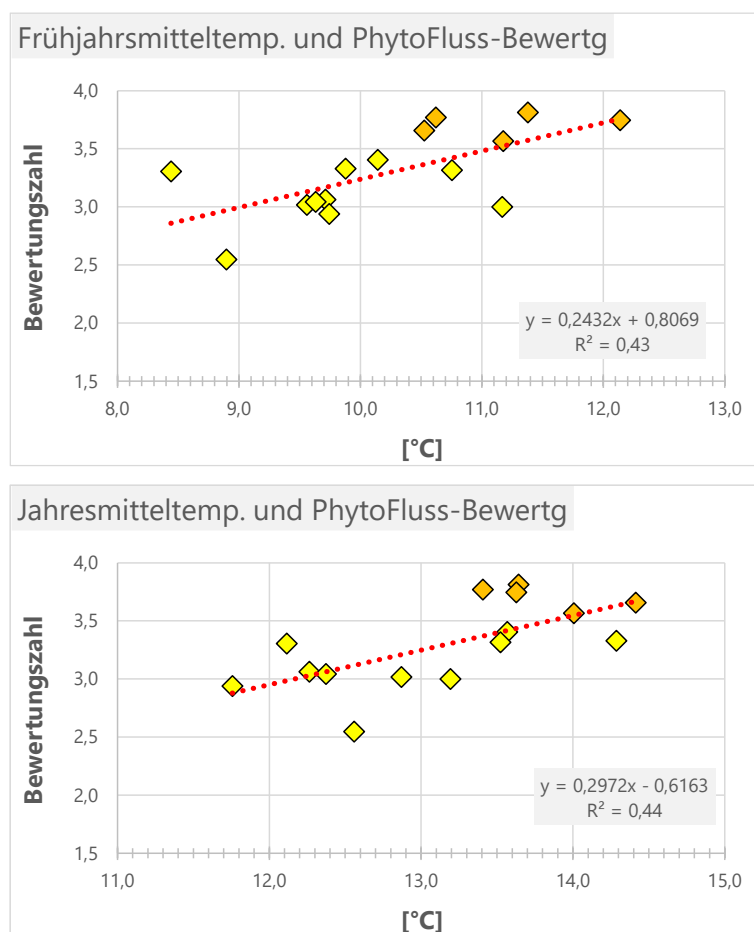


Abb. 7: Jahrgangsbewertung PhytoFluss (Vers. 5.1) und Jahreskenngrößen der Temperatur. Datensatz **Neckar Besigheim** seit 2008. Datenbasis Landesmonitoring LUBW 2008-2022. Farbsignatur der Rauten: Bewertungsfarben der WRRL.

3.2 Phytoplanktodynamik im Neckar – Onlinemessungen Chlorophyll a

Seit dem Jahr 2013 werden an der Gütemessstation Besigheim am Neckar kontinuierliche Chlorophyll a-Fluoreszenzmessungen durchgeführt. Die Zusammenschau mit täglichen Abfluss- und Temperaturwerten, 14-Tage-Mischproben des Gesamtphosphors, 14-täglichen Probenahmen des Orthophosphat-Phosphors sowie monatlich ermittelten Phytoplanktonbefunden gibt einen detaillierten Aufschluss über die **Phytoplanktodynamik** und ihre möglichen Auslöser.

In den folgenden Kapiteln werden **Steuerfaktoren** und die Vorgänge in bestimmten Phasen der Vegetationsperiode beleuchtet. Des Weiteren wurden **Temperaturpräferenzen** der Taxa in den Plankton-führenden Flüssen ermittelt. Hierzu wurde der gesamte BW-Datensatz mit Untersuchungsjahren in den Flüssen Aare, Rhein, Neckar, Jagst, Kocher, Jagst und Donau bis in das Jahr 2005 zurück verwendet. Alle Proben sind in vergangenen Jahren vom Labor LBH Freiburg mit der Utermöhl-Methode und mit Schalenpräparaten der Kieselalgen ausgewertet worden, was zu einer zuverlässig hohen taxonomischen Qualität der Befunde beiträgt.

Datengrundlage und verwendete Kenngrößen

- Stundenmittel von Chlorophyll a-Fluoreszenz- und Temperaturmessungen bei Neckar Besigheim in den Jahren 2013-2021

(Fluoreszenz-Sonde bei Besigheim unterschätzt den Chlorophyll a-Gehalt nach DIN und liegt im Mittel bei etwa 50% der nasschemischen Werte, s. Riedmüller 2023)

- Abflusstagesmittel vom *Pegel Neckar Wendlingen-Kläranlage* (Messwerte normalisiert als Vielfaches vom MNQ oder MQ dargestellt → $Q_{\text{norm_Faktor}} \cdot \text{MNQ}$ oder MQ , MNQ $6,7 \text{ m}^3/\text{s}$, MQ $27 \text{ m}^3/\text{s}$)

- 14-Tage-Mischproben des Gesamtphosphors (GesP), 14-tägliche Stichproben des Orthophosphat-Phosphors (OrthoP)

- jeweils 7 Phytoplanktonproben pro Jahr während der Vegetationsperiode März-Oktober

- Auswertung von rund 85.000 Phytoplanktonbefunden aus Flüssen Baden-Württembergs (LUBW 2023) hinsichtlich ihres Vorkommens in 9 Temperaturklassen (0-3°C, 3-6°C, 6-9°C usw.). Dargestellte Kenngröße: mittleres Biovolumen in der jeweiligen Temperaturklasse. Methodik angelehnt an Halle et al. (2016) zur Entwicklung des KLIWA_{MZB}-Index.

3.2.1 Steuerfaktoren oder limitierende Faktoren

In größeren Flüssen treten **Phytoplanktonblüten** auf, wenn bestimmte Randbedingungen insbesondere hinsichtlich Abfluss, Licht, Nährstoffe und Temperatur erfüllt sind. Die Verfügbarkeit von Silizium für den Schalenbau der in Flüssen oft Aspekt-bestimmenden Kieselalgen konnte mit dem vorliegenden Datensatz nicht überprüft werden, da dieser Parameter im LUBW-Routine-Messprogramm nicht analysiert wird. Dolman et al. (2016) fanden in einem bundesweiten Flusssedatensatz jedoch nur in langsamer fließenden Gewässertypen wie z.B. der Elbe im norddeutschen Tiefland, welche potenziell höhere Biomassen ausbilden können, durch Siliziumaufzehrung limitierte Blütephasen.

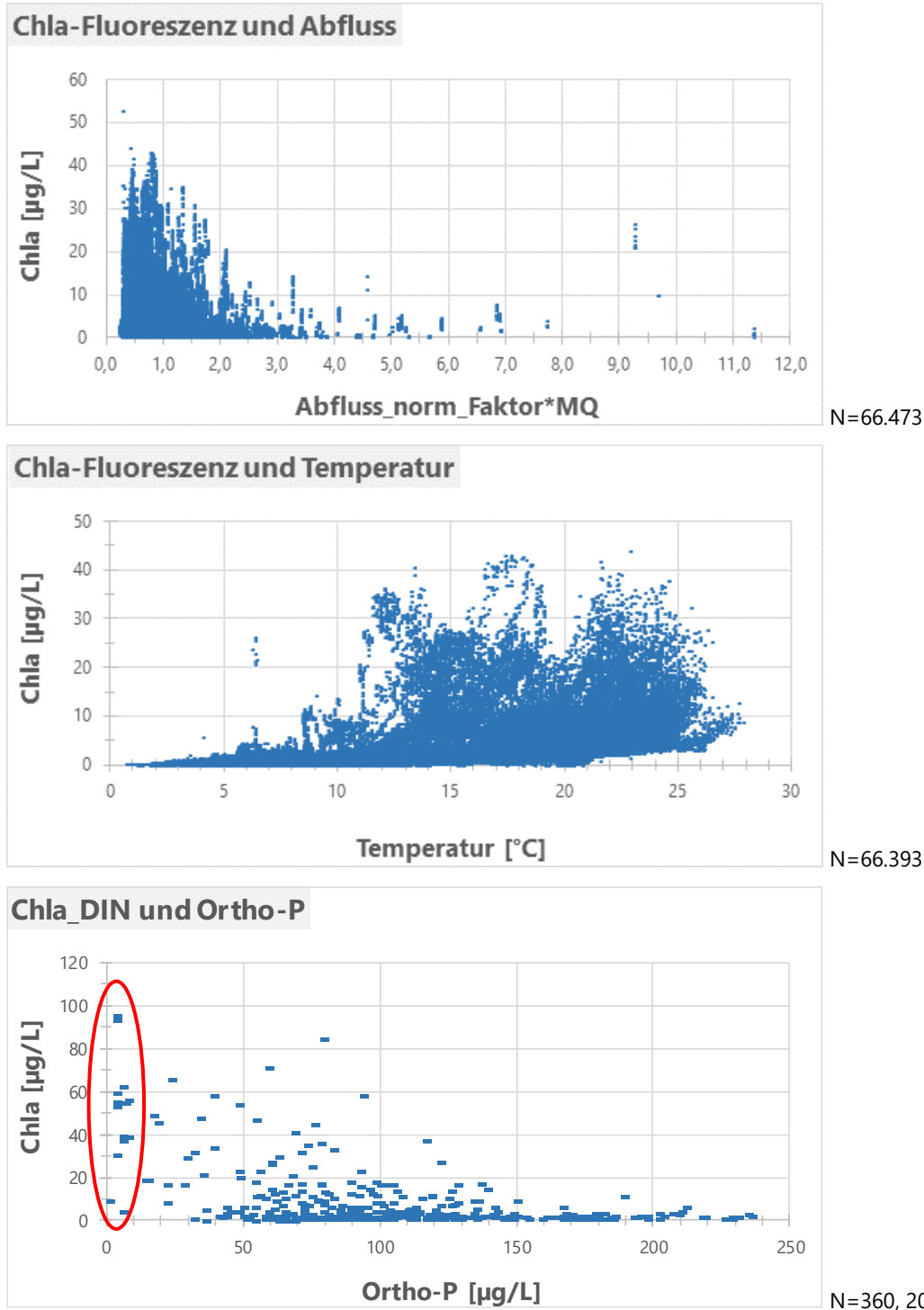


Abb. 8: Steuerfaktoren der Planktonentwicklung am Beispiel der BW-Flüsse. Daten siehe Datengrundlage. Abfluss_norm_Faktor*MQ = Messwerte Pegel Neckar Wendlingen/MQ, Chla = Chlorophyll a, OrthoP = Orthophosphat-Phosphor.

Besonderheiten hinsichtlich der Steuerfaktoren des Flussplanktons: (s. Abb. 8)

- In dem **Chla-Abfluss**-Streudiagramm (s. Abb. 8, oben) wird deutlich, dass der Bereich hoher Phytoplanktonbiomassen relativ eng ist und dass bereits mit dem MQ keine ganz hohen Biomassen mehr verbunden sind. Ab dem zweifachen MQ traten in der Regel keine erhöhten Biomassen mehr auf. Einzige Ausnahme sind Algenentwicklungen in Phasen *nach* Abflussspitzen sozusagen in der ablaufenden Welle (säulenartige Punktwolken).

- Kleinere **Phytoplanktonblüten** treten ab etwa 8°C auf (s. Abb. 8 Mitte), größere Blüten wie die typische **Frühjahrsblüte** bei Überschreiten von 12°C. So z. B. Anfang April 2017 (s. Abb. 9 oben), wo das Wachstum erst nach Überschreiten von etwa 12°C einsetzt, obwohl die Bedingungen hinsichtlich Abfluss und Witterung (inkl. Einstrahlung) vermutlich auch zuvor schon günstig waren. Ab dem 29.03. begann dann ein exponentielles Wachstum. Dominantes Taxon war die centrische Kieselalgenart *Stephanodiscus hantzschii*. In der Abb. 8 (Mitte) wird darüber hinaus deutlich, dass ab etwa 12°C höhere Biomassen wahrscheinlicher sind.

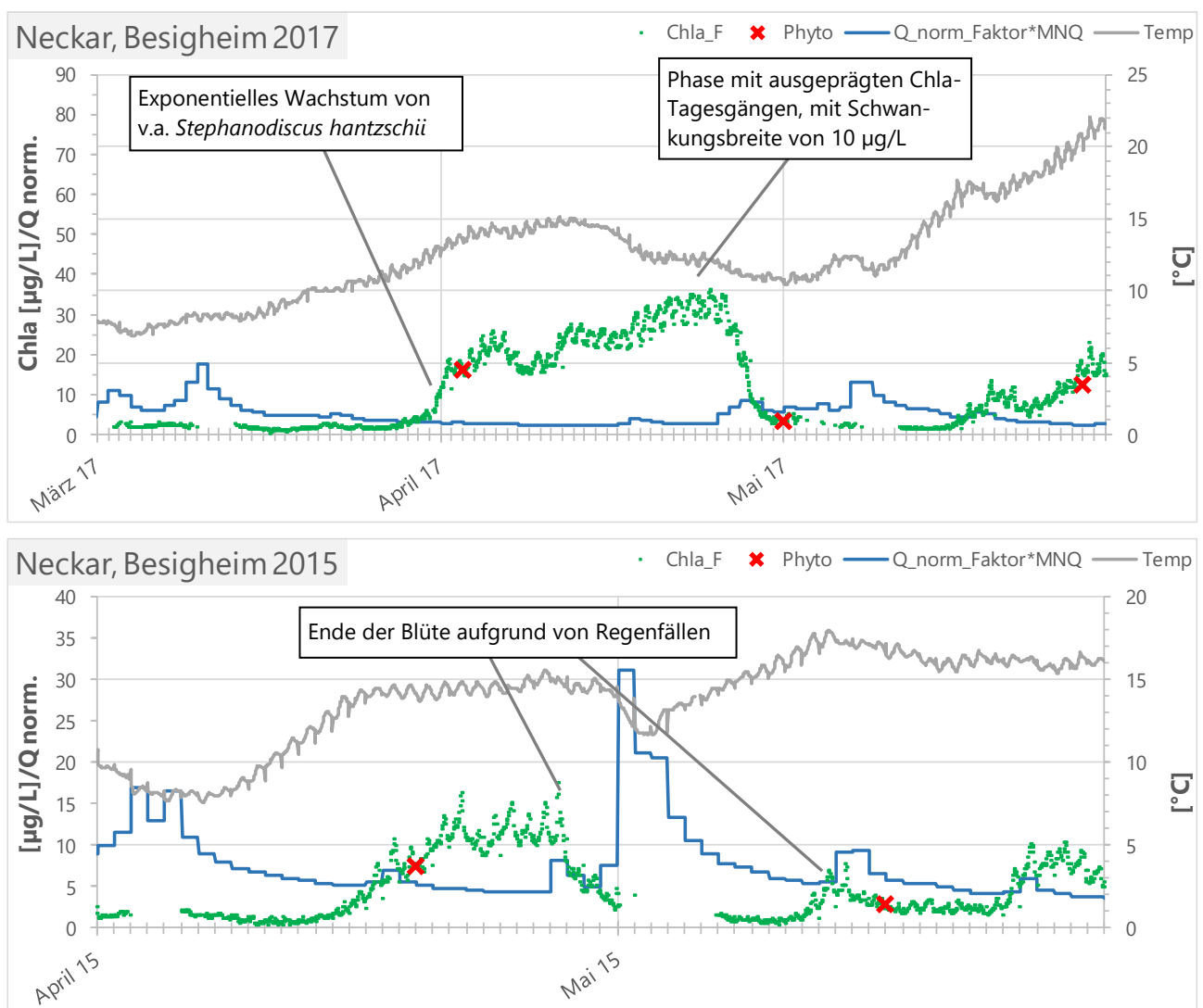


Abb. 9: Chlorophyll a-Fluoreszenz-Messwerte, Abfluss (Pegel Wendlingen) und Temperatur im Neckar bei Besigheim. Oben: Mär-Mai 2017, unten: Apr-Mai 2015.

- **Regenereignisse** können **Phytoplanktonblüten** abrupt beenden. Im Neckar vermutlich verstärkt durch Verdünnung mit planktonarmen Zuflüssen aus den Mittelgebirgsregionen (z. B. die größeren

Zuflüsse Enz, Rems, Fils) sowie mit Regenablauf aus den Siedlungsgebieten z. B. im Großraum Stuttgart. Dabei können sich auch kleinere Regenereignisse bedeutend auswirken (s. Abb. 9 unten).

- Während Algenblüten kann der pflanzenverfügbare **Orthophosphat-Phosphor** (OrthoP) aufgebraucht werden, wie z. B. Anfang Juni 2021 in Abb. 10 unten, wo die Phytoplanktonbiomasse dann in Folge sehr schnell zurückgeht. Allerdings zeigt sich, dass die Aufzehrung von OrthoP v.a. in den jüngeren Jahren häufiger auftritt, etwa seit 2017/2018. Da bei Besigheim der Rückgang der Phosphorbelastung seit 2015 stagniert, wird auf eine Erhöhung der Biomasseausbildung (pro Einheit Gesamtphosphor, s. Tabelle 6) geschlossen.

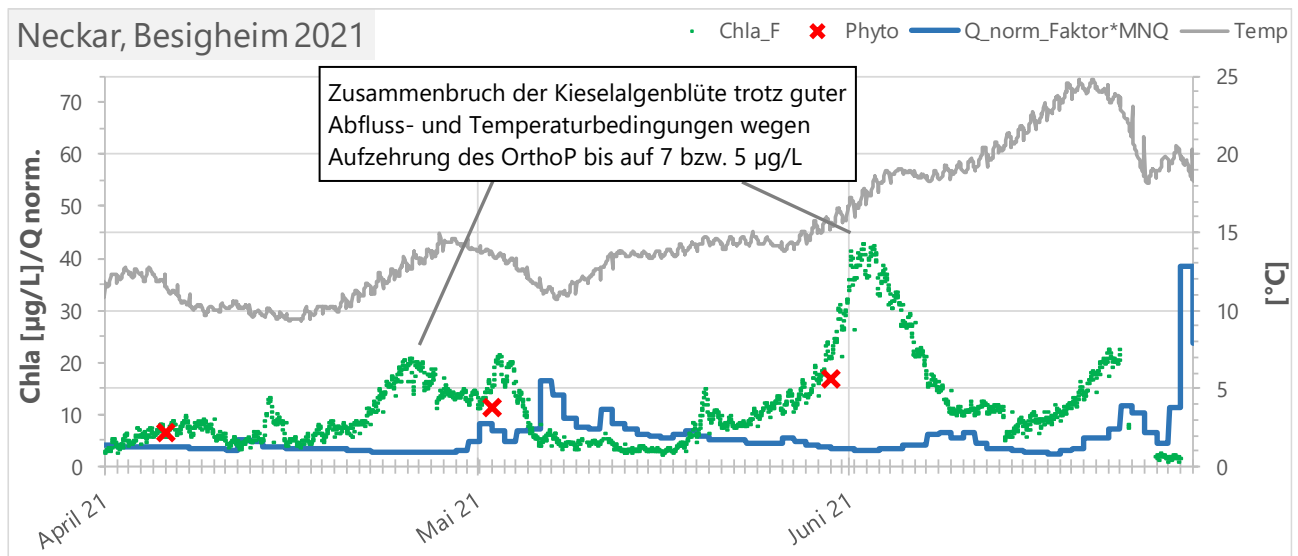


Abb. 10: Chlorophyll a-Fluoreszenz-Messwerte, Abfluss (Pegel Wendlingen) und Temperatur im Neckar bei Besigheim. Oben: Apr-Mai 2015, unten: Apr-Jun 2021.

3.2.2 Spätwinter und Frühjahr (Frühsummer)

Am Ende einer Kältephase im Beispiel Mitte Februar 2021 fand ein Wärmeeinbruch statt (s. Abb. 11), der den Fluss in etwa 10 Tagen von 2 auf 8°C erwärmen konnte. Dieser Temperaturanstieg wurde von den Algen zunächst nicht für eine Entwicklung genutzt. Erst Mitte März konnten sie sich bei vergleichbaren Temperaturen etwas besser entwickeln, dominiert von *Stephanodiscus hantzschii* und *S. minutulus*. Das weitere Heranwachsen wurde jedoch von Regenfällen unterbrochen. Es wird vermutet, dass die **Tageslängen** und die Lichtverfügbarkeit im Februar noch nicht für eine größere Planktonentwicklung der typischen "Frühjahrsblüher" ausreichen.

Erst ab etwa Anfang April können Blüten bei niedrigem bzw. bei fallendem oder sich stabilisierendem **Wasserstand**, d.h. ohne bedeutende zusätzliche Regenereignisse, und günstiger Witterung entstehen. Bei sonnigem Wetter steigt die Lichtverfügbarkeit ad hoc an. Die Wassertemperaturen steigen dagegen erst langsam oft über ein bis zwei Wochen stetig an (s. Bsp. in Abb. 11). Unter diesen Bedingungen können nach Überschreitung von etwa 10-12°C die typischen Blütenbildner exponentiell wachsen und ausgeprägte Frühjahrsmaxima erzeugen. Bei noch kühleren Temperaturen bilden oft die centrischen Kieselalgen *Stephanodiscus hantzschii* und *S. minutulus* die Blüten aus. Bei etwas wärmerer Witterung kann sich zusätzlich *Cyclotella meneghiniana* gut vermehren. Alle genannten Taxa sind typisch für eutrophierte Flussabschnitte.

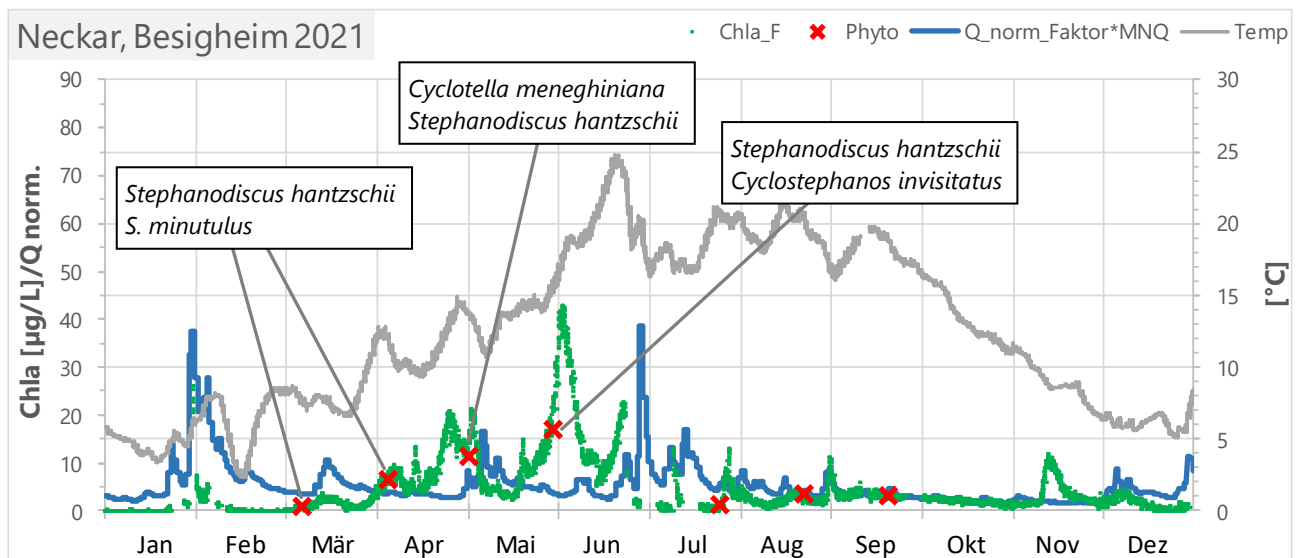


Abb. 11: Chlorophyll a-Fluoreszenz-Messwerte, Abfluss (Pegel Wendlingen) und Temperatur im Neckar bei Besigheim. In Kästen: Dominante Arten.

In den **eutrophen Flüssen** wie Neckar, Jagst und Kocher sind meist die zentrischen Kieselalgenarten *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella meneghiniana* und *Cyclostephanos invisitatus* an die typische Blüten-bildenden Flussplankter (s. Abb. 13). *Stephanodiscus hantzschii* und *Cyclotella meneghiniana* können über das Jahr hinweg immer mal wieder dominanter werden und höhere Biomassen bilden, werden aber speziell im Hochsommer durch andere Arten abgelöst.

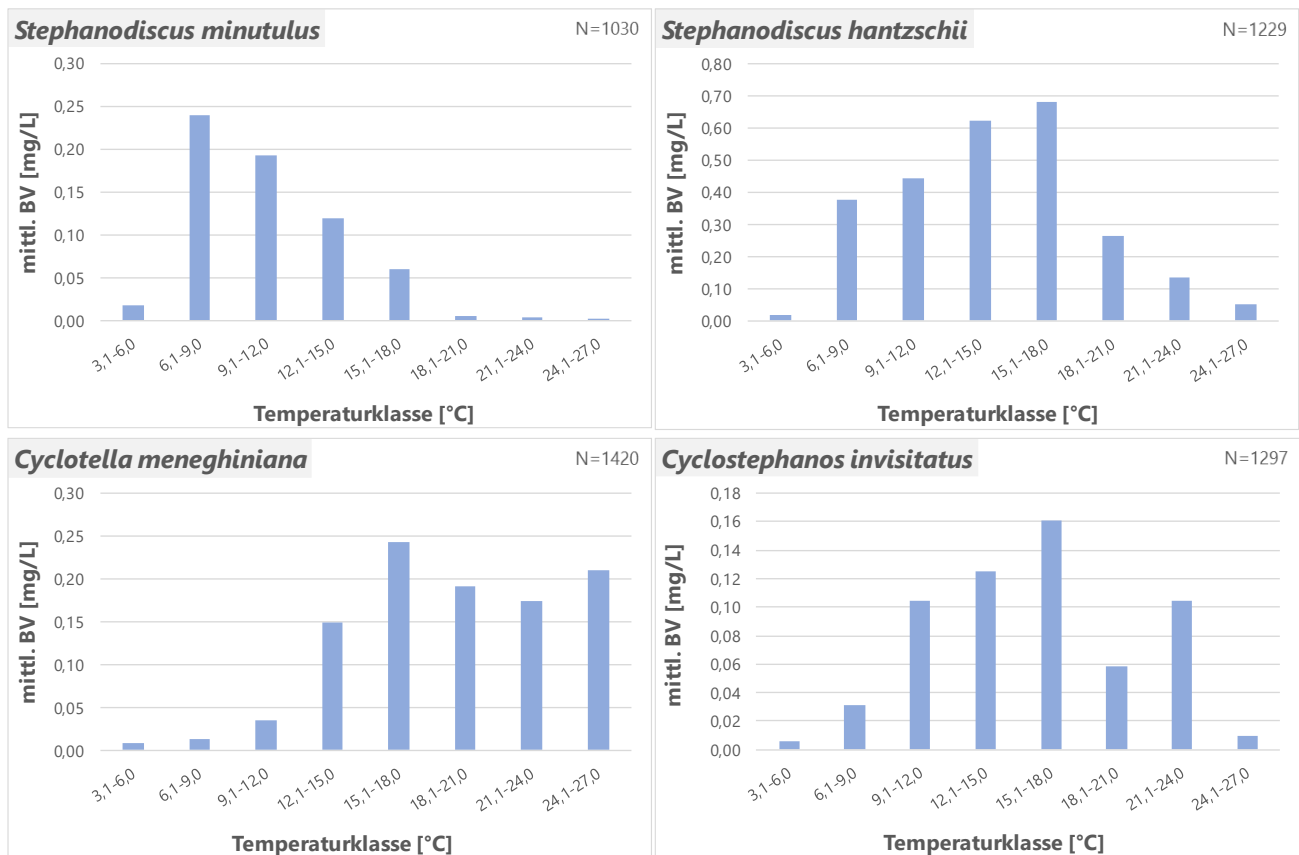


Abb. 12: Temperaturpräferenzen von Blüten-bildenden Fluss-Phytoplanktern im Frühjahr und Frühsommer in **eutrophen** BW-Flüssen. Datensatz LUBW 2023.

Im nur **wenig belasteten Rhein** kommen insbesondere die Arten *Diatoma vulgaris* und *D. ehrenbergii* dominant vor. In der **mäßig belasteten Donau** treten im Frühjahr die pennaten Kieselalgentaxa *Diatoma vulgaris*, *Navicula lanceolata* und *Fragilaria ulna* var. *ulna* blütenbildend auf.

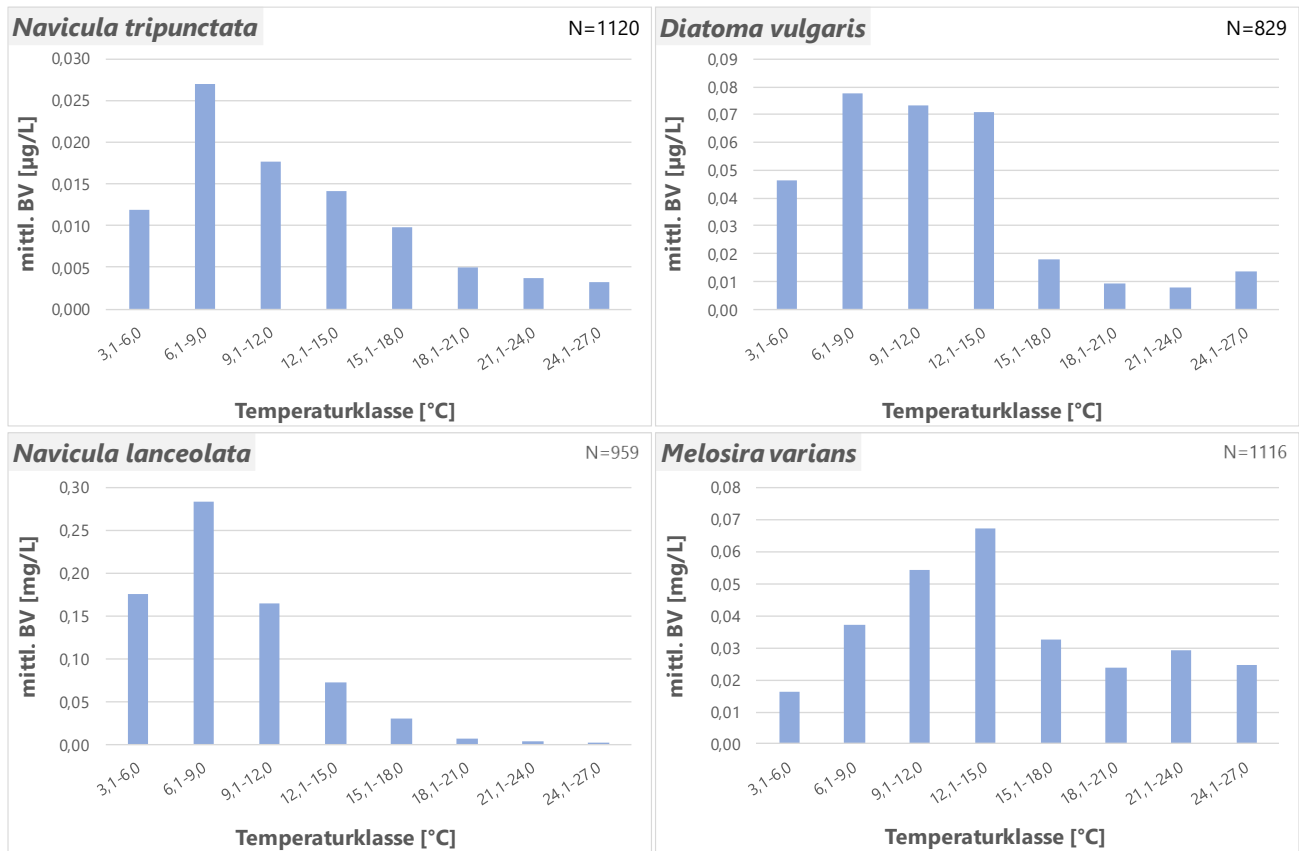


Abb. 13: Temperaturpräferenzen von Blüten-bildenden Fluss-Phytoplanktern im **Frühjahr** und **Frühsommer** in **weniger eutrophen** BW-Flüssen. Datensatz LUBW 2023.

3.2.3 Hochsommer und Hitzeperioden

Phasen mit höheren Temperaturen zwischen 22 bis über 25°C sind durch ein enges Aufeinanderfolgen von kleineren Biomassepeaks gekennzeichnet (s. Abb. 14). Im Juni und Juli 2017 waren u.a. Cryptophyceae, Chlorococcales und die centrische Kieselalge *Skeletonema potamos* an dem insgesamt fünfipfeligen Blütengeschehen beteiligt. Im Juli und August 2020 hatten wiederum viele kleinere Blüten stattgefunden mit Beteiligung v.a. von den centrischen Kieselalgen *Skeletonema subsalsum*, *Thalassiosira weissflogii*, *Stephanodiscus neoastraea* und *Cyclotella meneghiniana*.

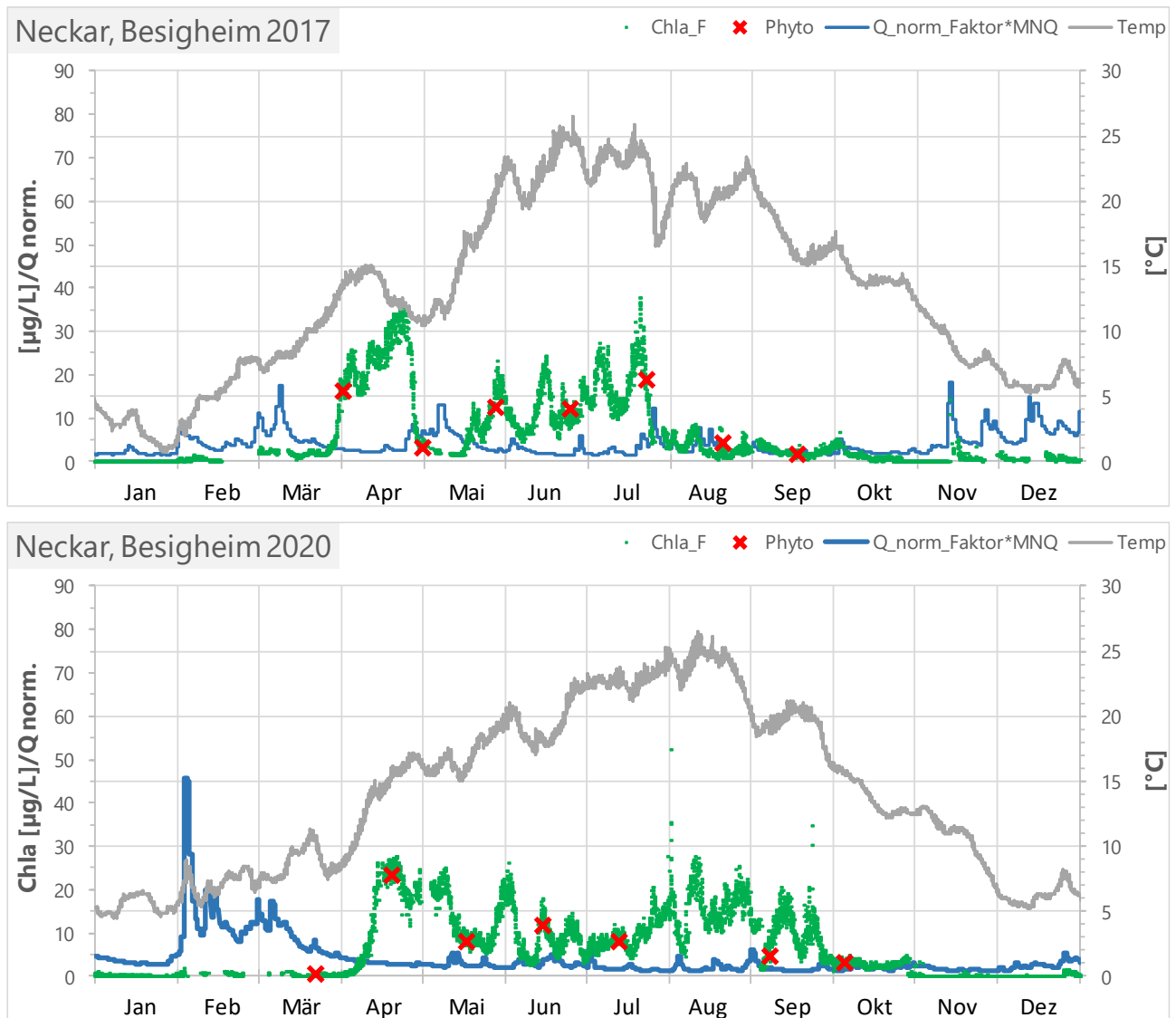


Abb. 14: Chlorophyll a-Fluoreszenz-Messwerte, Abfluss (Pegel Wendlingen) und Temperatur im Neckar bei Besigheim in den Jahren 2017 und 2020.

Beide *Skeletonema*-Arten sind Sommerspezialisten (s. Abb. 15). *S. potamos* dominierte im Jahr 2016 fast 6 Wochen lang das Phytoplankton im Neckar.

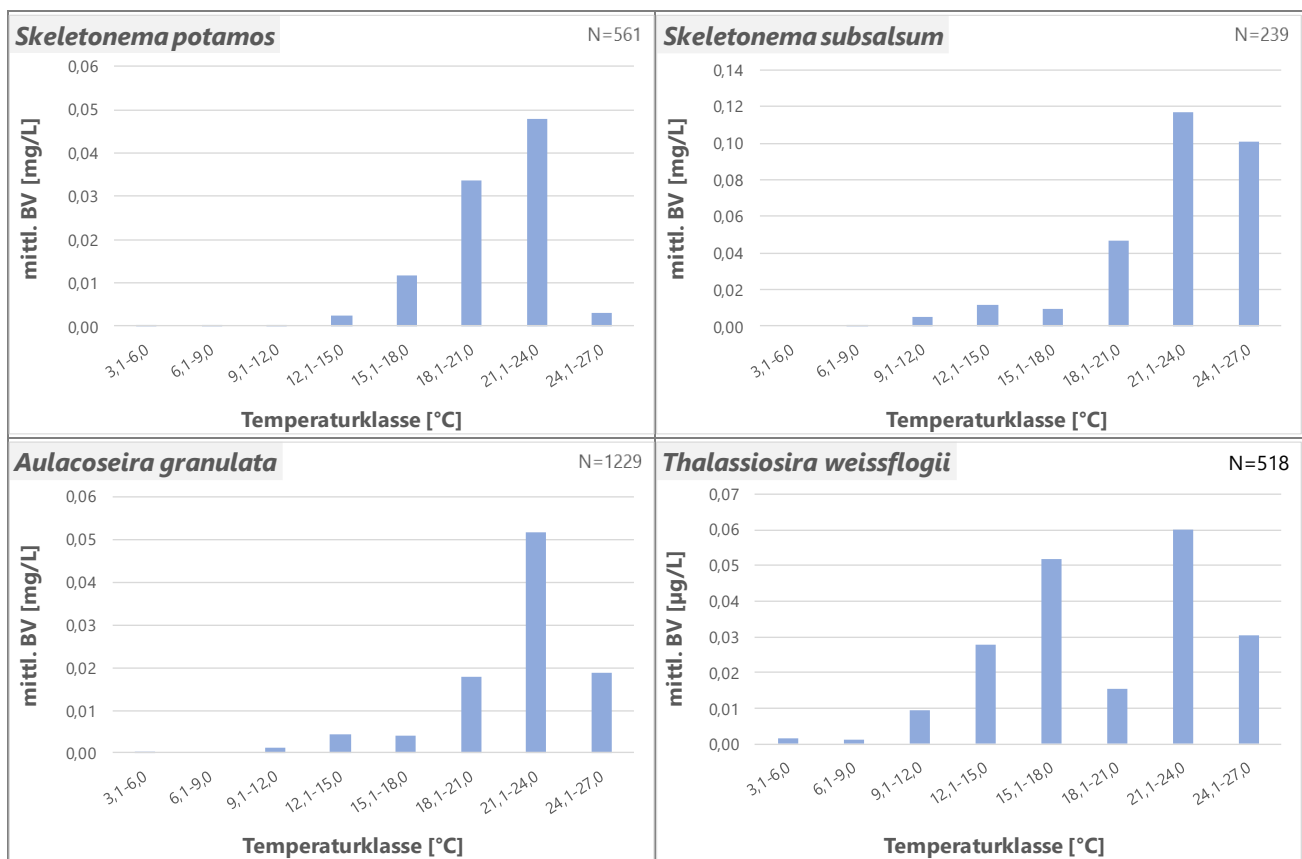


Abb. 15: Temperaturpräferenzen von typischen Fluss-Phytoplanktern im **Hochsommer**. Datensatz LUBW 2023.

Zwischen den Blütezeiten oder in mäßig hohen Biomassepeaks fallen immer wieder Vorkommen von Cryptophyceae mit der Artengruppe *Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus* sowie *Plagioselmis nannoplantica* und *lacustris* (früher *Rhodomonas*) auf, außerdem die ebenfalls als **mixotroph** geltende Gattung *Chlamydomonas*. Mixotrophe Arten können einerseits Photosynthese betreiben (autotroph) und sich bei Bedarf von gelösten organischen Substanzen ernähren (fakultativ heterotroph). Die genannten Arten kommen bei Temperaturen über 20°C mit deutlich höheren Biomassen vor (s. Abb. 16) und profitieren von den Verhältnissen in Hitzeperioden.

Betrachtet man die Hitzeperioden der Jahre 2017 bis 2020 im Detail, so fällt eine hohe Dynamik in der Phytoplanktonbiomasse auf. Die relativ kurzen Blütenphasen wurden im **Hochsommer 2018** durch regelmäßige kleine Regenereignisse vermutlich größtenteils Wärmegewitter unterbrochen. Eine Aufzehrung des OrthoP wurde derweil nicht festgestellt, u.a. weil die Regenfälle den Phosphor regelmäßig nachlieferten. Von Anfang Juni bis Ende September herrschten Tagesmittel von 20 bis max. 27°C. Während dieser Zeit unterschritten die Sauerstoffkonzentrationen dauerhaft die gut-mäßige-Grenze von 7 mg/L. In anderen Jahren konnten **Aufzehrungen des OrthoP in Blütepeaks** gemessen werden (z. B. am 10.8.2020, s. Abb. 14), was in Folge einen "Zusammenbruch" der Blüte verursachte. Wenn Phytoplanktonbiomassen zurückgehen oder zusammenbrechen, profitieren heterotrophe oder mixotrophe Organismen. Deren Entwicklung wird bei höheren Temperaturen nach Lopez-Urrutia et al. (2006) in höherem Maße gefördert als die von autotrophen Organismen. Die heterotrophe Aktivität fördert gemeinsam mit der Temperatur-bedingten geringeren Löslichkeit die Sauerstoffzehrung. Zu den ebenfalls geförderten heterotrophen Konsumenten gehören z. B. auch herbivore Protisten, die ein intensives Grazing auf das kleinere Phytoplankton ausüben können.

In **Zusammenschau** wird deutlich, dass in Hitzeperioden der Stoffkreislauf - Bildung und Abbau/Fraß von Biomasse, Turnover von Nährstoffen - enorm beschleunigt wird, was im Phytoplanktongeschehen bei ausreichender Auflösung mit Chla-Fluoreszenzsonden in einer hohen Dynamik sichtbar wird.

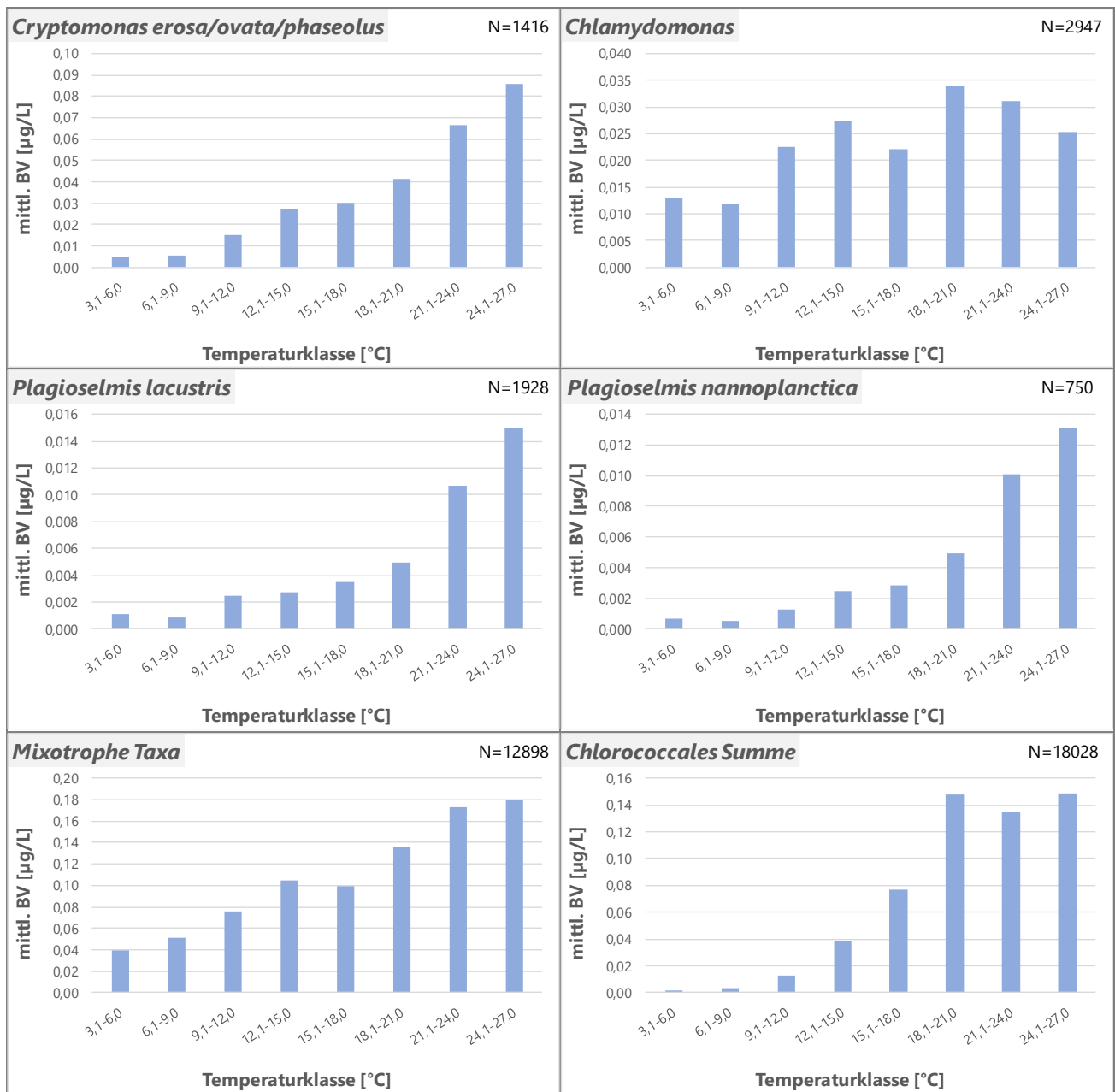


Abb. 16: Temperaturpräferenzen von Blüten-bildenden Fluss-Phytoplanktern im **Hoch- und Spätsommer** und während Hitzeperioden in den BW-Flüssen. Datensatz LUBW 2023.

3.2.4 Herbst

In der Regel fallen die Temperaturen spätestens im September sukzessive ab, unterschreiten bald 20°C und erreichen oft schon 15°C und weniger (s. z. B. Jahr 2017 in Abb. 14). Verglichen mit dem eher unstenen Temperaturanstieg im Frühjahr bis zum Hochsommer hin, ist der Herbstabfall meist steiler und kontinuierlich verlaufend. Unter diesen Bedingungen können bis in den Oktober hinein v.a. *Skeletonema subsalsum* und *Stephanodiscus hantzschii* noch Blüten bilden. Die letztere tritt häufig als Blütenbildner bei fallenden Temperaturen auf, z. B. im Frühjahr 2017 nach Einbruch von kühlerer Witterung ohne größere Niederschläge.

Im November und Dezember finden in der Regel keine Phytoplankton-Entwicklungen mehr statt, auch wenn die Abfluss-Bedingungen günstig und die Temperaturen noch nicht oder nur geringfügig unter 10°C gefallen sind. Nur einmal fand in einer späten Schönwetterphase im November 2021 ein kleines Maximum statt. Phytoplanktonproben wurden so spät im Jahr jedoch nicht mehr genommen.

3.2.5 Fazit Phytoplanktodynamik und Temperaturpräferenzen von Phytoplanktern

Hohe Phytoplanktonbiomassen werden von relativ wenigen auf Flüsse spezialisierten Arten gebildet. Hierbei gibt es Spezialisten für kühlere Temperaturen und die **Frühjahrsblüte** wie z. B. *Stephanodiscus hantzschii* und *S. minutulus* in nährstoffreichen und *Navicula lanceolata* oder *Diatoma vulgare* in nährstoffärmeren Flüssen. Im **Sommer** und während **Hitzeperioden** sind die Biomasse-Maxima diverser aufgebaut. Häufig sind mixotrophe Taxa wie die Cryptophyceae mit verschiedenen Arten, die Chlorococcales mit vielen Arten, *Chlamydomonas* oder *Cyclotella meneghiniana* beteiligt. Spezialisten für heiße Hochsommer und noch warme Spätsommer in eutrophen Flüssen sind *Skeletonema potamos* und *S. subsalsum*.

Auffällig ist die **Zunahme von mixotrophen Arten** mit der Temperatur, was für eine Intensivierung des stofflichen Turnovers in der Flussplanktongesellschaft spricht. Die hohe Dynamik mit vielgipfeligem Blütegeschehen, zeitweise eintretender Aufzehrung von OrthoP und empfindliche Rückgänge der Sauerstoffsättigung zeigen eine Beschleunigung von Bildungs- und Abbauprozessen von Algenbiomasse und des "microbial loop" (vgl. Cabrerizo & Marañón 2021). Das Algenwachstum wird u.a. durch schnellere Nährstoffaufnahme in die Zellen gefördert (Lewandowska et al. 2014).

Im stündlich aufgelösten Chlorophyll a-Fluoreszenz-Verlauf im Neckar bei Besigheim wurde in Zusammenschau mit den weiteren Steuergrößen Abfluss und Jahreszeit resp. Tageslängen deutlich, dass **Planktonblüten** nur bei Abflüssen kleiner Mittelwasser und zwischen Ende März und Mitte Oktober realisiert werden. Zudem ist die Nährstoffverfügbarkeit im Neckar in der meisten Zeit des Jahres nicht limitierend. Herrschen die genannten Rahmenbedingungen, können höhere Phytoplanktonbiomassen gebildet werden.

Zeiträume, in denen die Temperatur für das Phytoplankton eine wichtige Rolle spielt:

1. Zeitpunkt des Einsetzens der Frühjahrsblüte.

Die Phytoplanktonentwicklung der "Frühjahrsspezialisten" setzt im Neckar etwa nach Überschreiten von 10-12°C ein. Eine Abkühlung während der Übergangszeit könnte eine Verzögerung der Frühjahrsblüte und somit eine Verkürzung der Vegetationsperiode verursachen. Ein ähnlicher Mechanismus ist für den Herbst anzunehmen.

2. Phasen höherer Temperaturen im Hochsommer oder Hitzeperioden, welche meist im Zeitraum Mitte Juni bis Ende August stattfinden. Die maximalen Sommertemperaturen können im Neckar zwischen 22 und 25°C und kurzzeitig auch darüber liegen. Es wurden mehrgipfelige Blütegeschehen bis zu 6 pro Monat beobachtet. Für diese Phasen ist anzunehmen, dass nicht nur die autotrophe Algenaktivität sondern auch die heterotrophe Aktivität (mixo-/heterotrophe Algen, Bakterien, Viren, Wimperntiere und Zooplankton) beschleunigt und hoch ist (s. auch Rasconi et al. 2015). Jahre mit ausgeprägten Hitzeperioden wie z. B. in den Jahren 2017 und 2020 werden aufgrund der höheren Biomassen auch mit PhytoFluss schlechter bewertet (s. Kap. 3.1.4).

In Bezug auf die **gewässerthermische Wärmenutzung**, welche voraussichtlich im Schwerpunkt im Winterhalbjahr stattfindet, könnte das Verzögern und Verkürzen von Frühjahrsblüten eine positive Folge sein. Im Falle einer Nutzung auch über die Sommermonate hinweg (u.a. Schwimmbäder, Industrie) könnten die autotrophe Produktivität und die Abbauprozesse mit Sauerstoffzehrung vermutlich gemindert werden.

3.3 Sauerstoffbedingungen und Temperatur im Neckar auf Basis von Stundenmitteln

An den Online-Messstationen Besigheim und Mannheim am Neckar stehen für die Jahre ab 2011/2013 bis 2021 **Stundenmittel** der Temperatur und des Sauerstoffgehaltes zur Verfügung. Der Neckar ist als nährstoffreiches Fließgewässer einzustufen mit GesP-Jahresmittelwerten in Besigheim von 120-130 µg/L und in Mannheim 190 µg/L in 2011 bis rd. 130 µg/L im Jahr 2021.

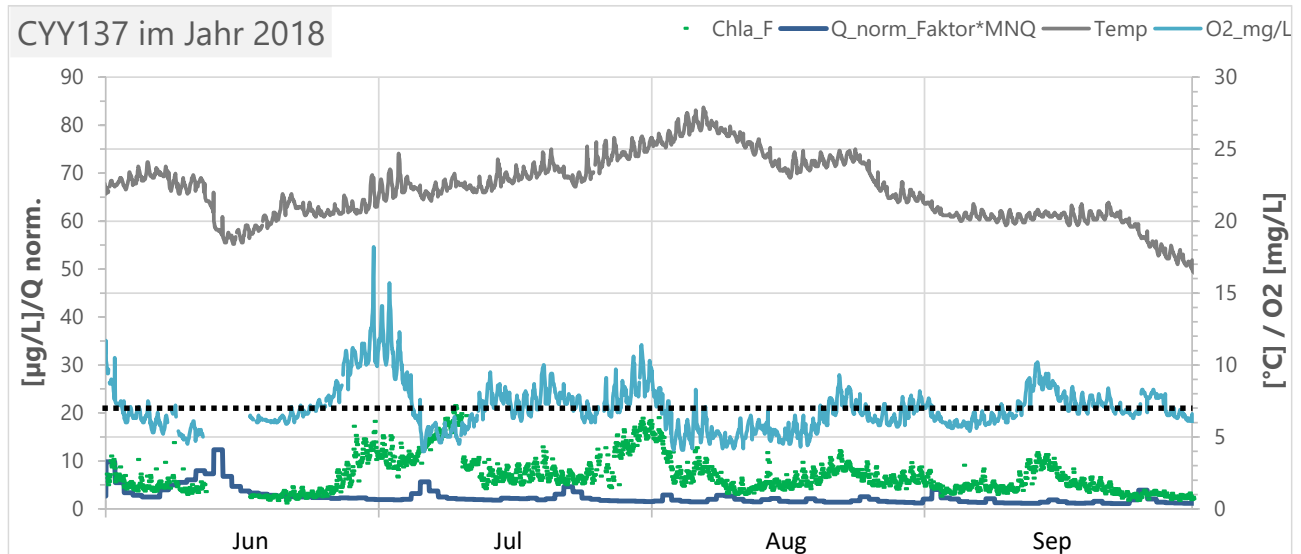


Abb. 17: Temperatur, Sauerstoffgehalt, Chlorophyll a-Fluoreszenz und Abfluss (als Vielfaches des MNQ) im Neckar bei Besigheim (CY137) in den Sommermonaten des Jahres 2018. Schwarz gestrichelt = Orientierungswert des Sauerstoffgehalts von 7 mg/L (u.a. von Typ 10).

Im nährstoffreichen Neckar treten größere Differenzen zwischen **Tages- und Nacht-Sauerstoffgehalt** meist zu Zeiten von Planktonblüten auf und erreichen bei Besigheim maximal 8 mg/L und bei Mannheim maximal 7 mg/L Differenz.

Kritische **Sauerstoffminima** von kleiner als 7 mg/L (→ Orientierungswert für das Sauerstoffminimum in vielen Fließgewässertypen u.a. Typ 10 aus OGewV 2016) treten jedoch nicht an diesen Tagen auf, sondern z. B. bei Mannheim insbesondere an warmen Tagen ab etwa 18°C und vermehrt ab 22°C ohne nennenswerte Phytoplanktonentwicklung (s. Abb. 17). Während dieser Phasen bleiben auch die Tageshöchstwerte gering und überschreiten oft die 7 mg/L wenn überhaupt nur geringfügig. Bei Besigheim traten niedrige Werte vornehmlich zu Zeiten von Schlechtwetterphasen oder nach dem Zusammenbruch von Planktonblüten auf.

Ähnliche Befunde werden von BfG & FWW (2006) auch für das Niedrigwasserjahr 2003 beschrieben, wo die hohen Temperaturen zunächst starkes Algenwachstum mit hohen Sauerstoffübersättigungen hervorriefen. Erst bei und nach Absterben der Algen z. B. in Schlechtwetterphasen traten kritische Sauerstoffzehrungen statt mit < 4 mg/L im Neckar und < 2 mg/L in der Saar (vgl. auch Hein et al. 2018). In der letztgenannten wurden im Sommer 2003 Temperaturen bis knapp über 30°C gemessen.

Meist zeichnet die Sauerstoffkurve die Chla-Dynamik nach (s. Abb. 17), was auf die hohe Bedeutung der biogenen Belüftung in diesen Gewässern hinweist. Wilhelms et al. (2022) fanden in Modellierungsergebnissen der Elbe ebenfalls eine sehr enge Bindung zwischen Planktonentwicklung und Sauerstoffsättigung.

Fazit zur Datenauswertung Sauerstoff und Temperatur: Unterschreitungen von 7 mg/L O₂ treten insbesondere in den Monaten Juni bis September auf, wobei die meisten Unterschreitungstage im August lagen. Oberhalb von 15-18°C werden sie wahrscheinlicher. Kritische Sauerstoffdefizite treten im Neckar nicht während Planktonblüten und intensiven Sauerstoff-Tagesgängen auf. Dauerhafte

Unterschreitungen traten insbesondere während und nach dem Zusammenbruch von Phytoplanktonblüten auf, die bei Besigheim durch eine Aufzehrung von OrthoP oder durch einen Schlechtwettereinbruch ausgelöst wird. Die dann herrschenden Abbauprozesse bedingen den Sauerstoffverbrauch. Im Phytoplankton treten in Folge v.a. mixotrophe Taxa in geringeren Biomassen auf, die von der ebenfalls stattfindenden Zellersetzung und Nährstofffreisetzung profitieren.

Abkühlungen durch eine gewässerthermische Nutzung würden die Sauerstoffsituation am ehesten durch den **Sommerbetrieb** entspannen können. Allerdings sind dann wegen Niedrigwasser auch die abzukühlenden Wassermengen geringer und die Wärmenutzung kann deutlich geringer sein, um spürbare Abkühlungseffekte zu erzielen.

Eine **gewässerthermische Nutzung ohne Sommerbetrieb** könnte vermutlich am ehesten in der Übergangszeit insbesondere im Herbst anhaltende Sauerstoffdefizitphasen, wie sie z. B. im Jahr 2018 bis Anfang Oktober herrschte, etwas früher beenden.

Als **Empfehlung** kann abgeleitet werden, dass gewässerthermische Nutzungen mit Sommerbetrieb z. B. für Warmwasserbereitung bevorzugt genehmigt werden könnten. Voraussetzung wäre jedoch, dass durch die Wasserentnahme keine Ausleitungstrecke entsteht, um keine Verschärfung der Niedrigwassersituation hervorzurufen.

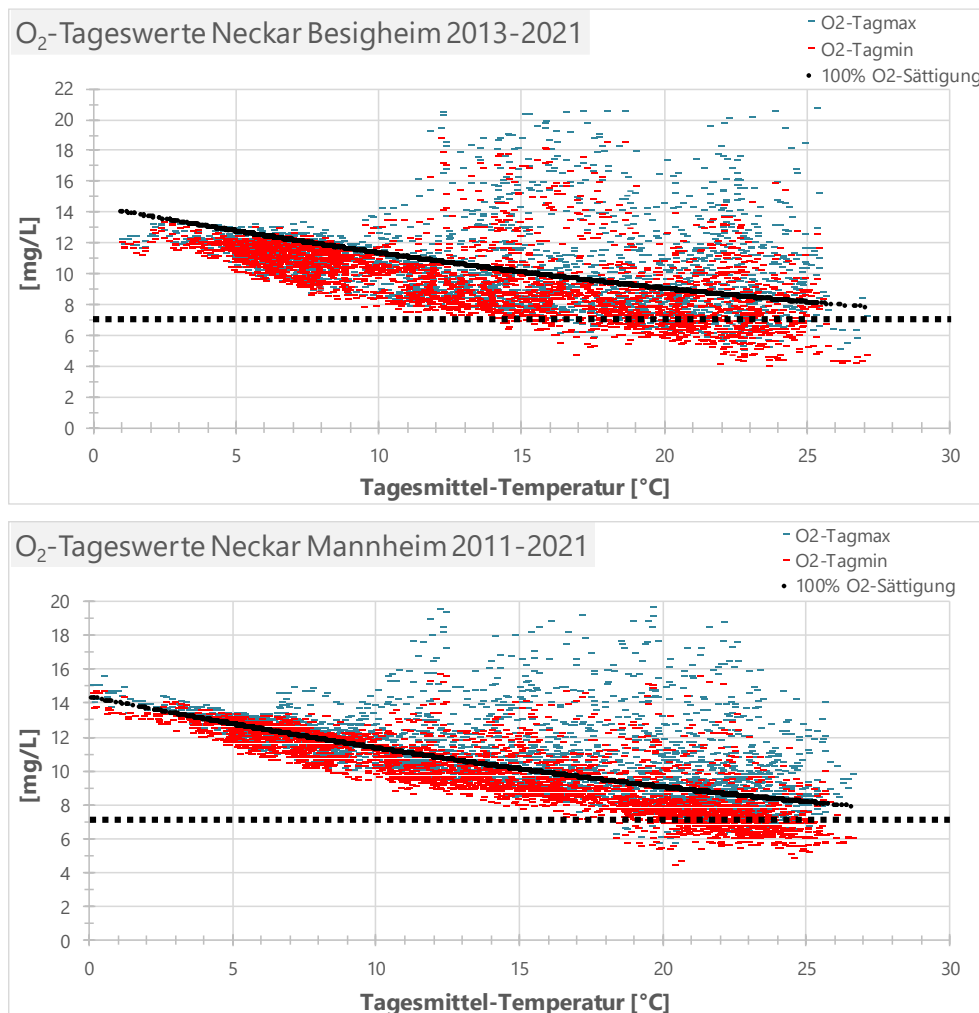


Abb. 18: Tagesminimum und –maximum des Sauerstoffgehalts bei den Tagesmitteltemperaturen im Neckar bei Mannheim und Besigheim. Schwarze Kurve: 100% Sauerstoffsättigung bei jeweiliger Tagesmitteltemperatur und Normaldruck von 1013 mbar und wassergesättigter Atmosphäre (WTW 1987). Schwarze gestrichelte Linie: gut-mäßig-Grenze des Sauerstoff-Jahresminimums aus OGewV (2016) von 7 mg/L für den hier vorliegenden Fließgewässertyp 10.

3.4 Bewertung der Maximaltemperaturen in BW-Wasserkörpern

Zur Auswertung wurde der aktuell veröffentlichte Datensatz der unterstützenden Bewertung der Wasserkörper (WK) mit allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern (ACP) im Zeitraum 2016-2018 für Baden-Württembergische Fließgewässer herangezogen (<https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de>, Stand April 2021). Die WK werden anhand von *einer* Chemie-Messstelle oder Messstation am "unteren" Ende des Einzugsgebiets bewertet, weshalb Bewertungen für quellnähere Fischzonen wie für das Salmoniden-Epi- und Metarhithral weniger vertreten sind (s. Abb. 19).

Im Falle der Kenngröße Wassertemperatur werden die in der OGewV (2016) für die Fischzonen und den Sommer- und Winterzeitraum formulierten Maximaltemperaturen verwendet. Für den "Sommer" (April bis November) existieren Grenzwerte für den "sehr guten" und "guten" Zustand, weshalb hier drei Zustandsklassen unterschieden werden (s. Abb. 19). Für den Winter sind die Grenzwerte für die beiden Zustandsklassengrenzen identisch, was im Ergebnis nur zu zwei Bewertungsklassen führt.

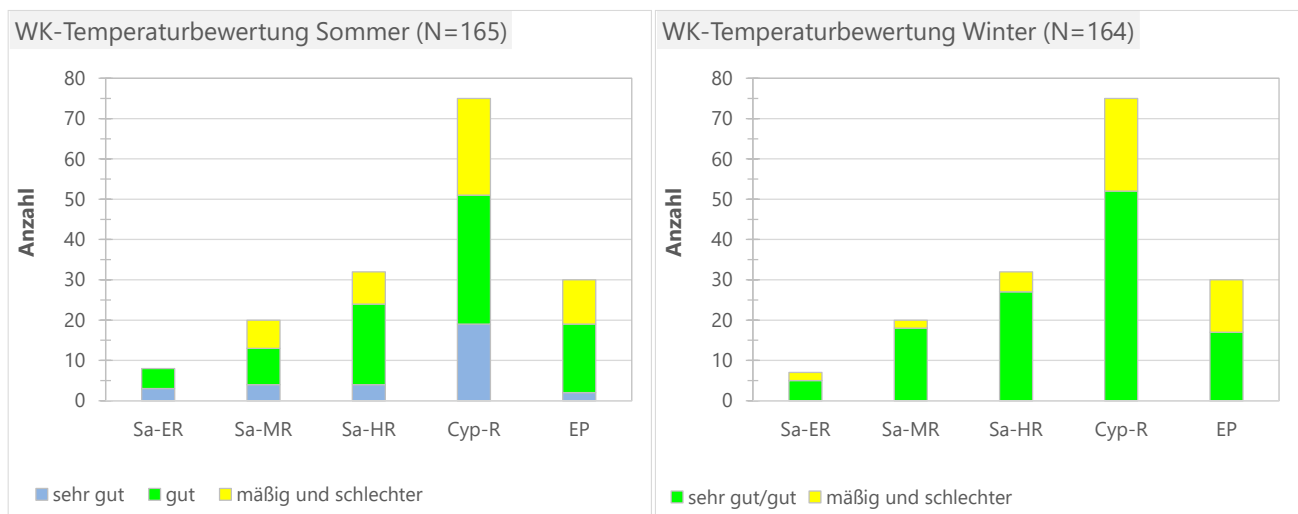


Abb. 19: Unterstützende Bewertung der BW-Wasserkörper mit dem Parameter Maximaltemperatur im Sommer und Winter gemäß OGewV (2016). Daten von LUBW (2021). Sa = salmonidengeprägt, Cyp = cyprinidengeprägt, ER/MR/HR = Epi-/Meta-/Hypo-Rhithral, R = Rhithral, EP/MP/HP = Epi-/Meta-/Hypo-Potamal.

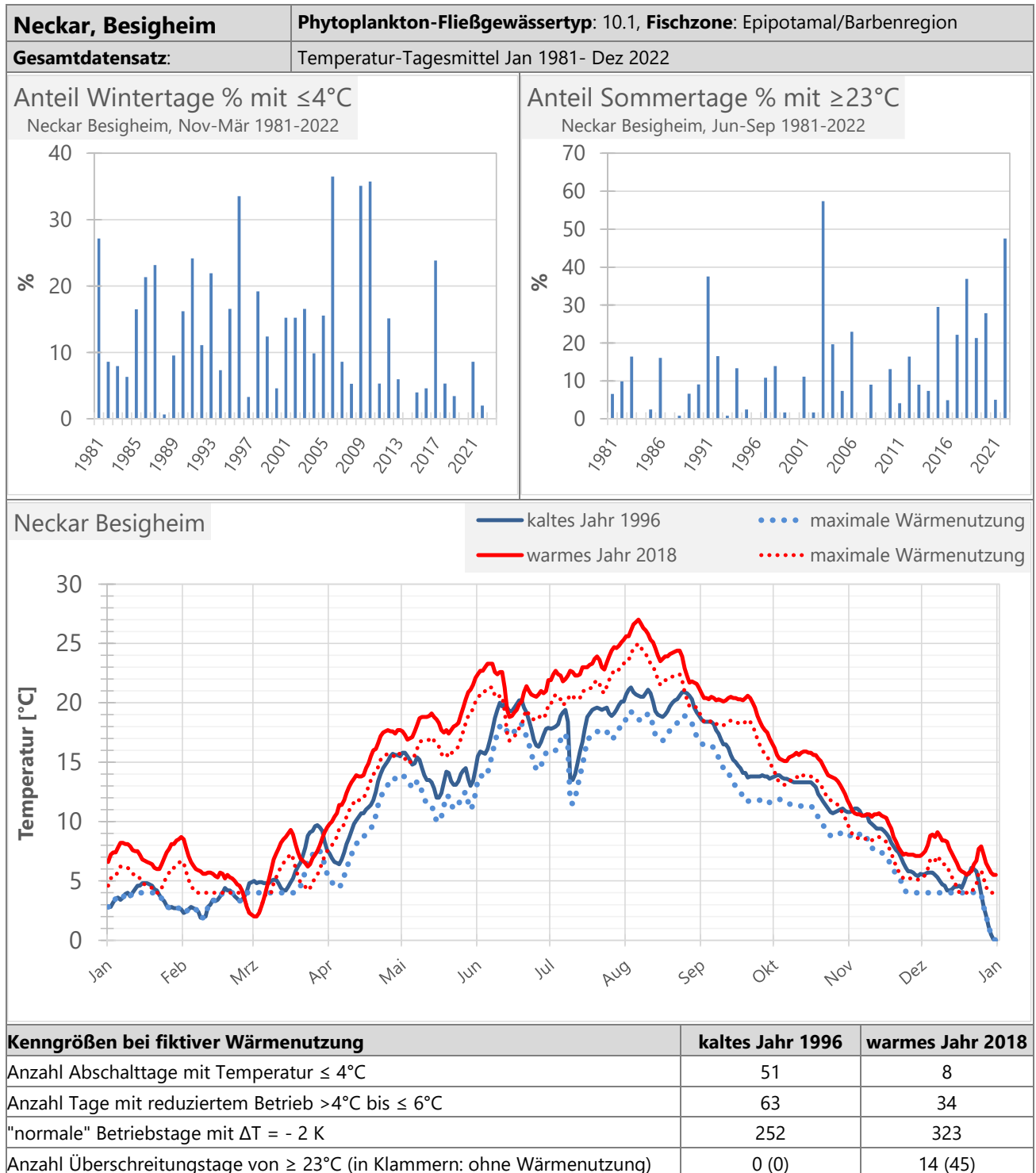
An den Baden-Württembergischen WK-Chemie-Messstellen werden sowohl die sommerlichen als auch die winterlichen Maximaltemperaturen gemäß OGewV (2016) in 30% bzw. 27% der Wasserkörper überschritten, im Winter um rund 1 K und im Sommer um 1,7 K im Mittel. Da der Winterzeitraum gemäß OGewV (2016) bis in den März hineinreicht, finden entsprechend die meisten Überschreitungen im März statt. Für das Kriterium "Sommermaximum" spielt der vielleicht etwas verwirrend gewählte Zeitraum von April bis November keine Rolle, da die Höchsttemperaturen ohnehin in der Regel im Hochsommer zwischen Mitte Juni und Mitte August erreicht werden.

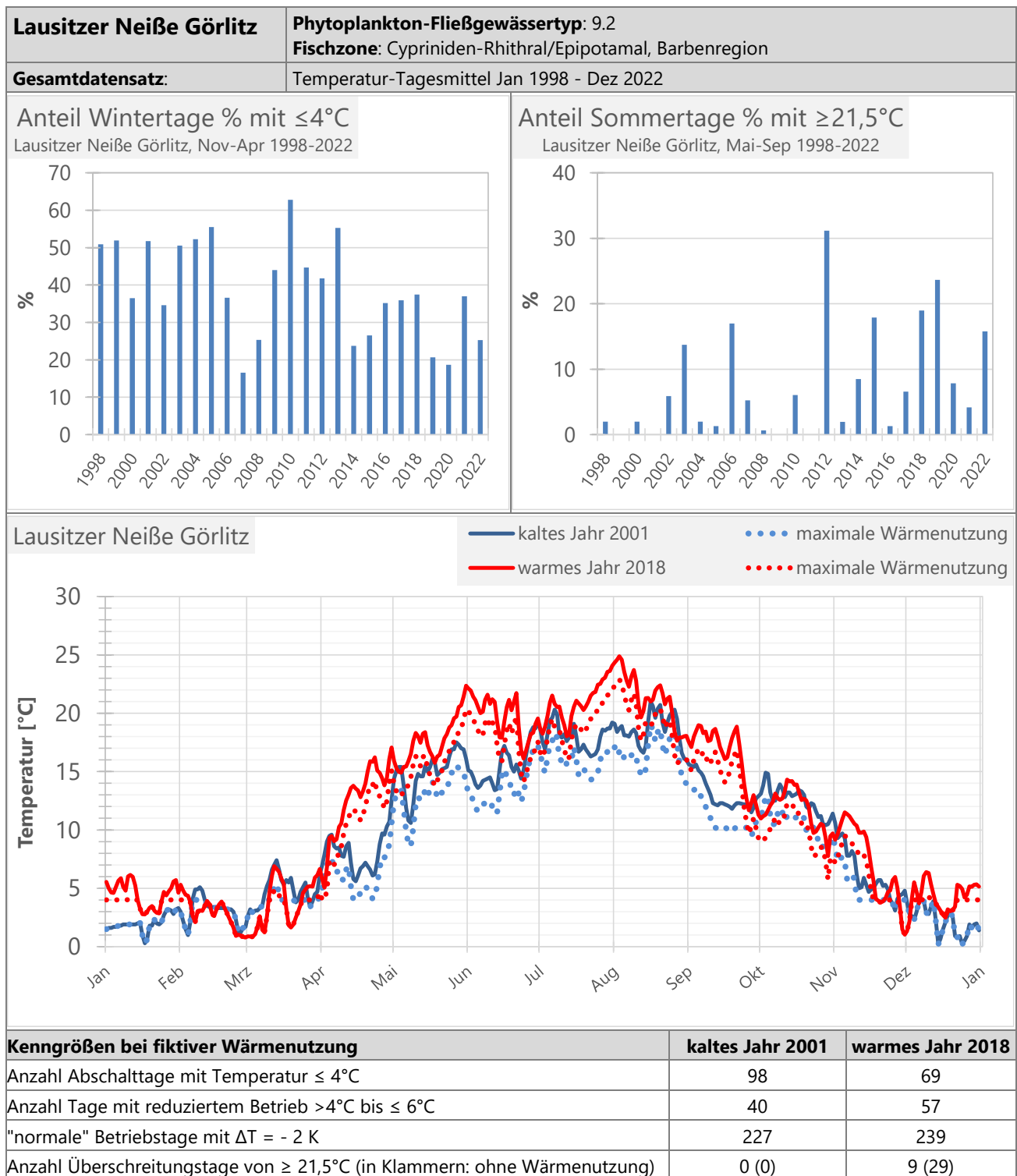
Auffällig sind die prozentual häufigeren Überschreitungen im Cypriniden-geprägten Rhithral und Epipotamal. Diese Abschnitte liegen in der Regel in den wärmeren Niederungen von u.a. Oberrhein, Neckar oder Donau und weisen aufgrund ihrer Größe oder dem Verbauungsgrad (oft zum Hochwasserschutz) kaum oder keine Beschattung auf. Kälteeinleitungen könnten in diesen Abschnitten günstigere Bedingungen für die dort eigentlich typischen Tier- und Pflanzenarten schaffen.

3.5 Beispiele von Temperaturgängen bei gewässerthermischer Nutzung in Fließgewässern

Zur Verdeutlichung eines Temperaturverlaufs ohne und mit maximaler thermischer Nutzung bei Berücksichtigung der gewässerökologischen Anforderungen aus Kap. 6.5.1 wurden aus den Gesamtdatensätzen zweier deutscher Fließgewässer ein besonders kühles und ein besonders warmes Jahr ausgewählt. Voraussetzung war, dass sowohl der Winter (Dez-Feb) als auch der Sommer (Jun-Aug) besonders kalt bzw. warm ausgeprägt war.

Tabelle 9: Statistik zu potenziellen Abschalttagen der Wärmenutzung bei einer Mindesttemperatur von 4°C und sommerliche Überschreitungstage von 23°C bzw. 21,5°C in den Jahren 1998-2022 sowie fiktive thermische Gewässernutzung mit maximaler Ausnutzung unter Verwendung der empfohlenen Temperaturkenngrößen im kalten Jahr 1996 und im warmen Jahr 2018 im Neckar bei Besigheim.





Fazit: Eine nach den Anforderungen maximale ausgerichtete Wärmenutzung könnte in warmen Jahren die für den Gewässertyp kritisch heißen Tage im Neckar und in der Lausitzer Neiße um rund 70% senken. Die Anzahl der Abschalttage lag im warmen Beispieljahr im Neckar bei nur acht, in der Neiße jedoch noch bei 69. Die Anwendung der 4°C -Grenze hätte hier zur Folge, dass in den Hochwintermonaten keine Wärme gewonnen werden könnte. Bei Absenkung der Mindesttemperatur auf 3°C wären es nur noch 39 Abschalttage.

4 Auswertung von Monitoringdaten – Seen

4.1 Datengrundlage

Die Datenauswertung soll Temperaturabhängigkeiten in der Planktonentwicklung oder -zusammensetzung finden. Als Grundlage wurde die **deutsche Phytoplankton-Seendatenbank** verwendet, in welcher in vergangenen LAWA-Projekten seit rund 20 Jahren im Wesentlichen Phytoplanktonbefunde, Chlorophyll a und Nährstoffkenngößen bislang gesammelt wurden. Die Tabelle der Probenaten musste für die hier vorliegende Fragestellung in vielen Fällen mit Temperaturwerten ergänzt werden. Als relevant für die Phytoplanktonentwicklung wurden die Temperaturen in der oberen durchlichteten Zone der Seen (euphotische Tiefe) angesehen sowie in sommerlich vorwiegend thermisch geschichteten Seen in der oberen durchmischten Zone, dem Epilimnion. Für jeden Probenahmetermin wurde somit ein Wert aus den oft in Tiefenprofilen gemessenen Sondenmessungen extrahiert, der die Temperaturbedingungen für einen Großteil des Planktons beschreibt. Bei der Datenaufbereitung wurden in der Regel die ebenfalls in Tiefenprofilen erfassten Parameter elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Sauerstoff mitgesammelt.

Die Seendatenbank, welche auch für ein weiteres LAWA-Projekt O 4.24 mit jüngeren Monitoringdaten (ab etwa 2016 bis heute) erweitert wurde, erfuhr somit eine bedeutende Ergänzung. Gerade die jüngeren Jahre waren von den Folgen der Klimaerwärmung mit ausgeprägter Trockenheit und Wärme sowie ggf. mit Starkniederschlägen betroffen und könnten somit markante Beispieljahre sein.

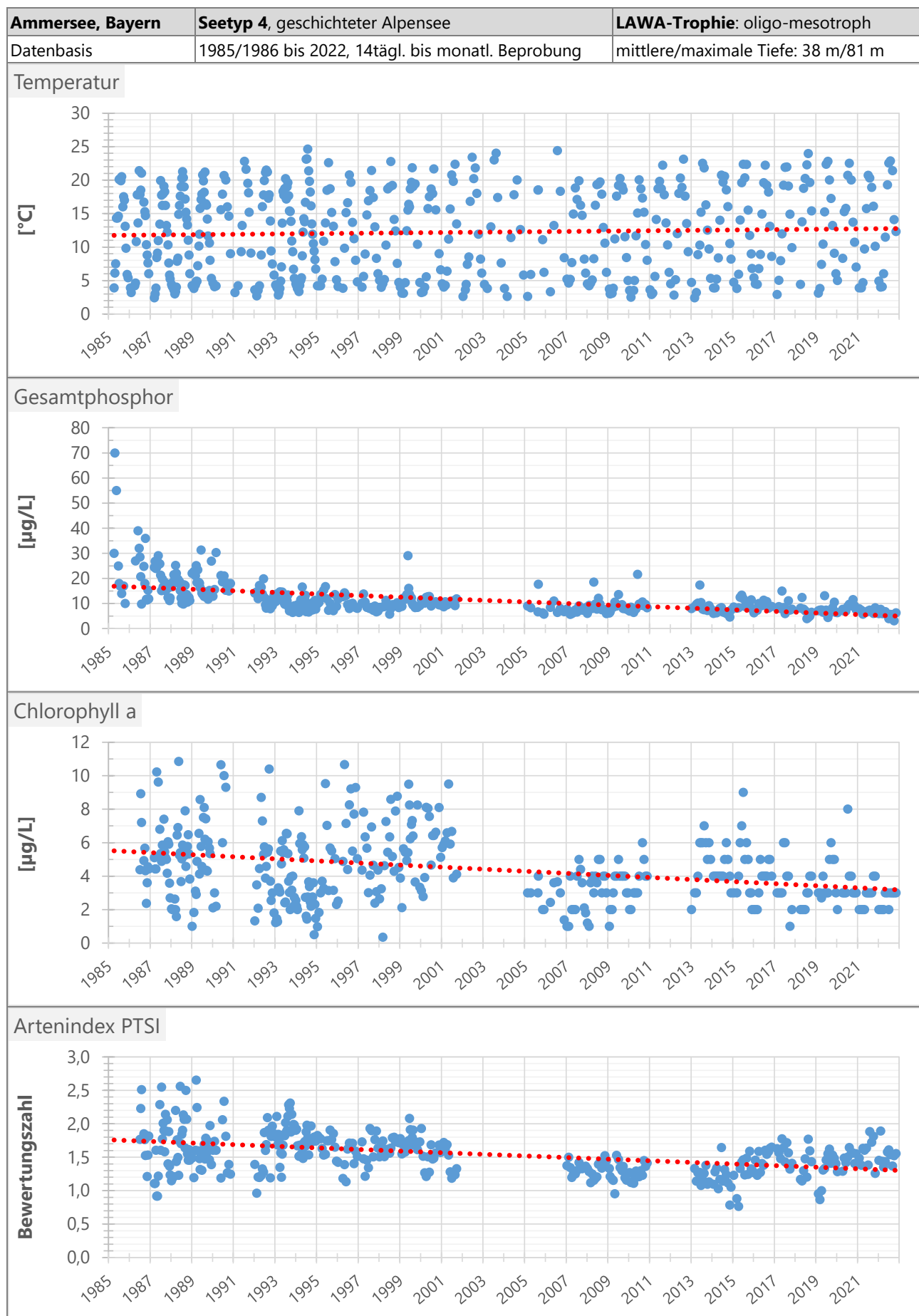
Für die insgesamt in der aktuellen Datenbank enthaltenen fast 50.0000 Probenahmetermine in deutschen Seen konnten rund 55% mit Temperaturwerten belegt werden, wobei insbesondere für die jüngeren Monitoringjahre eine höhere Dichte erzielt wurde. Zu den 50.000 Probenahmeterminen existieren in der Datenbank über eine Million Phytoplanktonbefunde. Eine Bewertungsberechnung der Daten mit dem aktuellen PhytoSee-Tool 8.0.3 ergibt rund 5.000 gültig bewertete Seejahrgänge.

Die **Auswertungen** behandeln mögliche Auswirkungen von Abkühlung auf

- die PhytoSee-Bewertung und deren Teilmetrics
- die Cyanobakteriendominanz und -biomasse
- die Biomasseausbildung pro Gesamtphosphoreinheit (Chla/GesP)

4.2 Temperatur und Phytoplanktongeschehen in Beispielseen sowie Fazit

Die Folgeseiten zeigen Langzeitdaten von Beispielseen verschiedener Seetypen, welche ein Bild auf die Auswirkungen von Erwärmung und Reoligotrophierung zulassen.



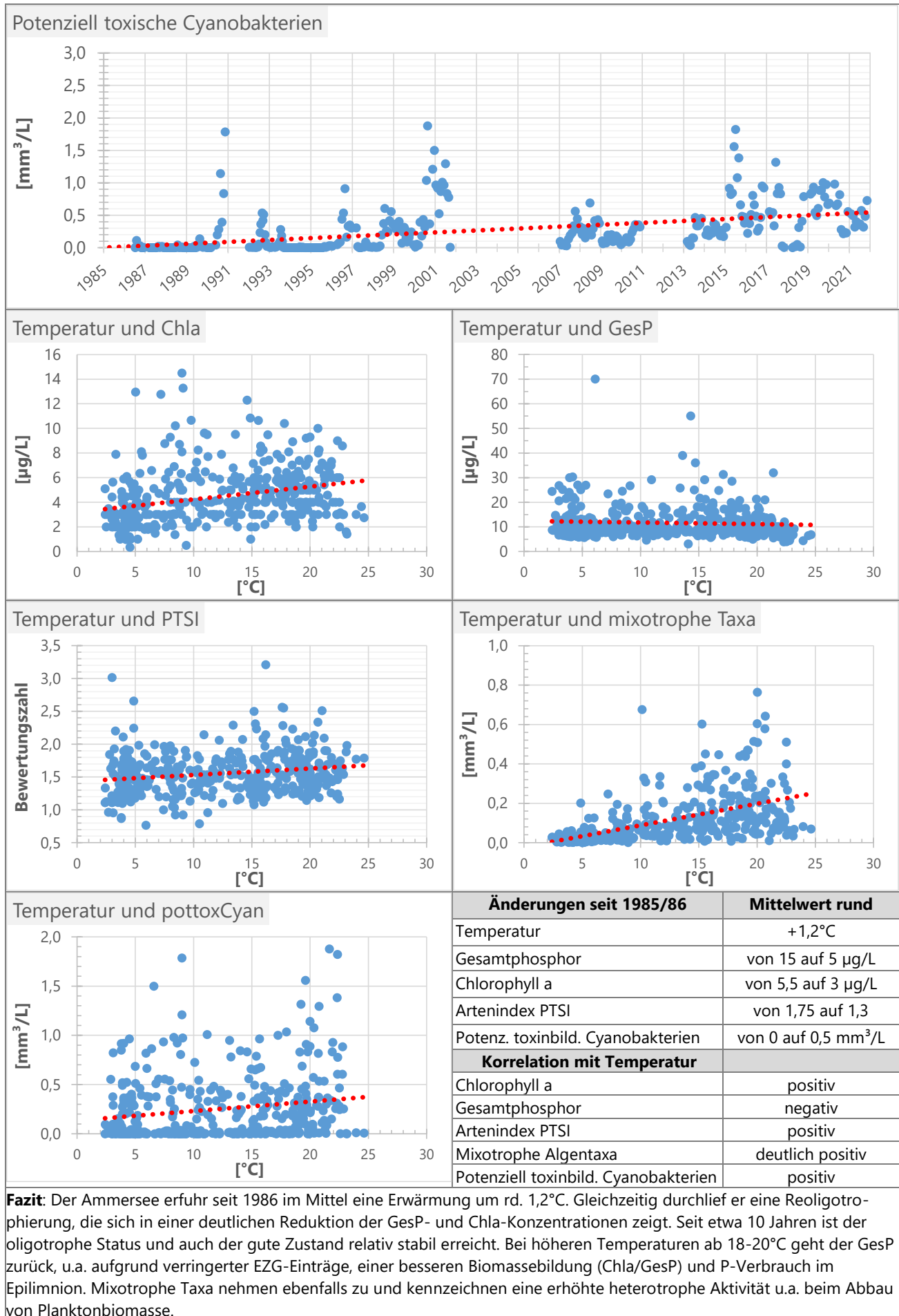


Tabelle 10: Entwicklung der mittleren monatlichen Oberflächentemperaturen im **Ammersee** in den Untersuchungsjahren seit 1987 (lückige Jahresreihe) sowie Temperatur-Kenngrößen.

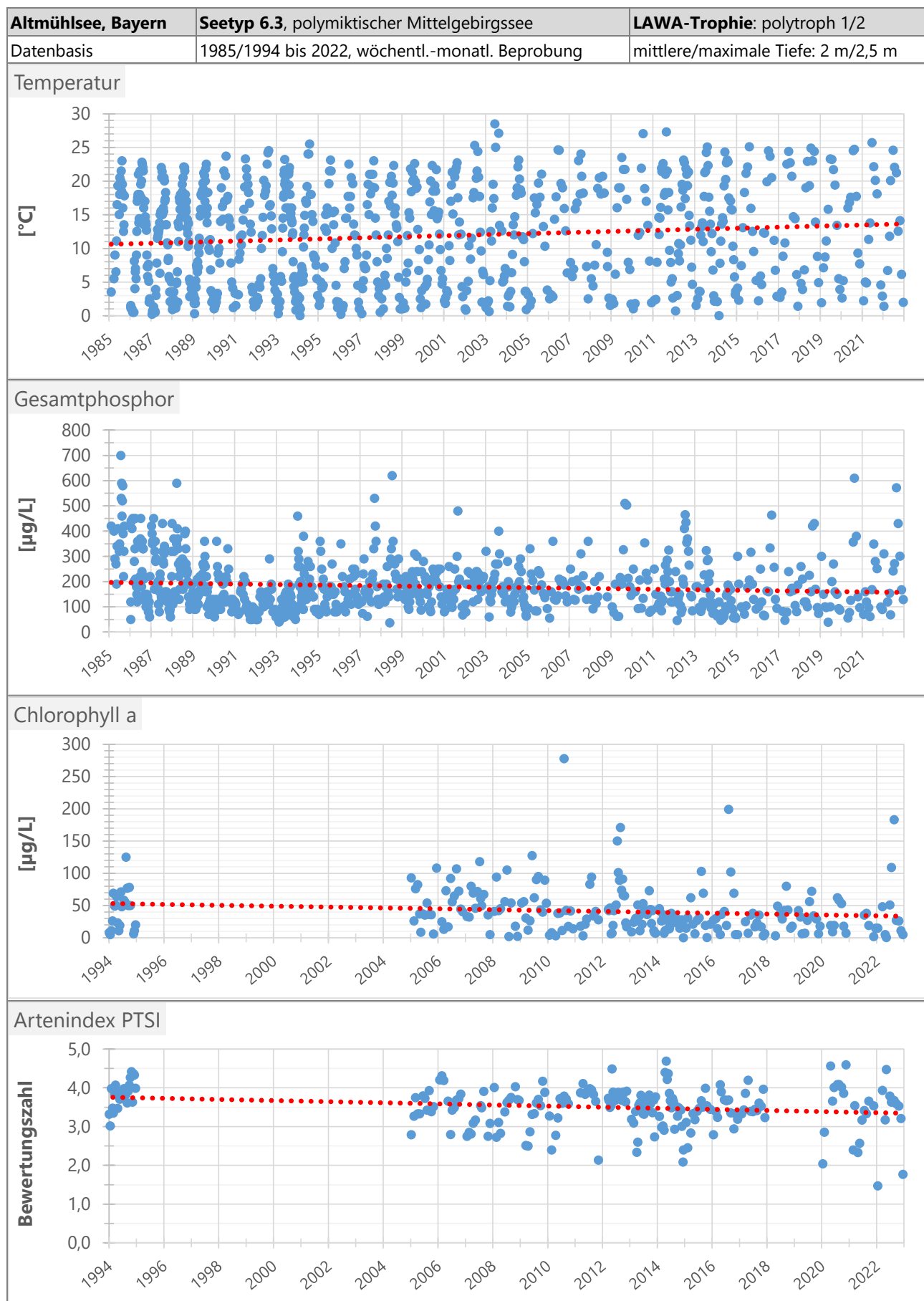
Monat/Jahr	1987	1988	1989	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2007	2008	2009	2010	2013	2014
1		4	4	5	4	4	4	4	4		5	4	3	5	5	5	4	4	5	4
2		4	4	4	3	4	3	4			4	3	3	4	5	4	3	3		4
3	2	3	5	4	4	3	5	4		4	5	3	4	4	5	5	3	4	2	5
4	5	6	6		4	6	7	5	4	6	5	5	6	6	8	8	4	5	6	8
5	10	13	13	16	12	16	13	11	10	9	10	14	16	11	15	16	11	12	9	14
6	13	18	18	18	19	18	15	14	15	16	19	16	18	16	19	19	18	15	13	21
7	19	21	20	21	21	19	23	21	19	18	21	19	18	20	17	19	19	20	23	20
8	17	20	20	20	21	19	22	19	20	21	19	20	22	22	20	20	20	18	22	21
9	18	16	16	16	18	15	17	15	14	17	14	19	16	13	16	18	19	15	16	19
10	13	14	13	15	12	12	13	13	11	13	12	15	13	10	15	13	12	10	13	16
11	9	10	9	9	7	8	10	8	8	8	8	10	9		8	11	8	8	10	11
12	6	6	5		6	5	7	5	5	6	5	5	7		6	6	5		5	8
Jahres-Mittel	11	11	11		11	11	12	10			11	11	11		12	12	10			12
Jahres-Monatsmax	19	21	20	21	21	19	23	21	20	21	21	20	22	22	20	20	20	20	23	21
Jahres-Max Stichpr	20	21	21	21	22	20	25	23	21	21	23	22	22	22	20	20	20	20	23	21
Frühjahrsmittel 3/4	4	5	5		4	5	6	5		5	5	4	5	5	6	7	3	4	4	7
Frühjahrsmittel 4/5	8	10	9	16	8	11	10	8	7	7	8	9	11	9	11	12	8	8	8	11
Saismittel 4-9	14	16	15	18	16	15	16	14	13	15	15	16	16	15	16	17	15	14	15	17
Saismittel 5-9	15	18	17	18	18	17	18	16	15	16	17	18	18	17	17	19	17	16	16	19
Monatswerte $\geq 20^{\circ}\text{C}$	0	2	2	2	2	0	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	3

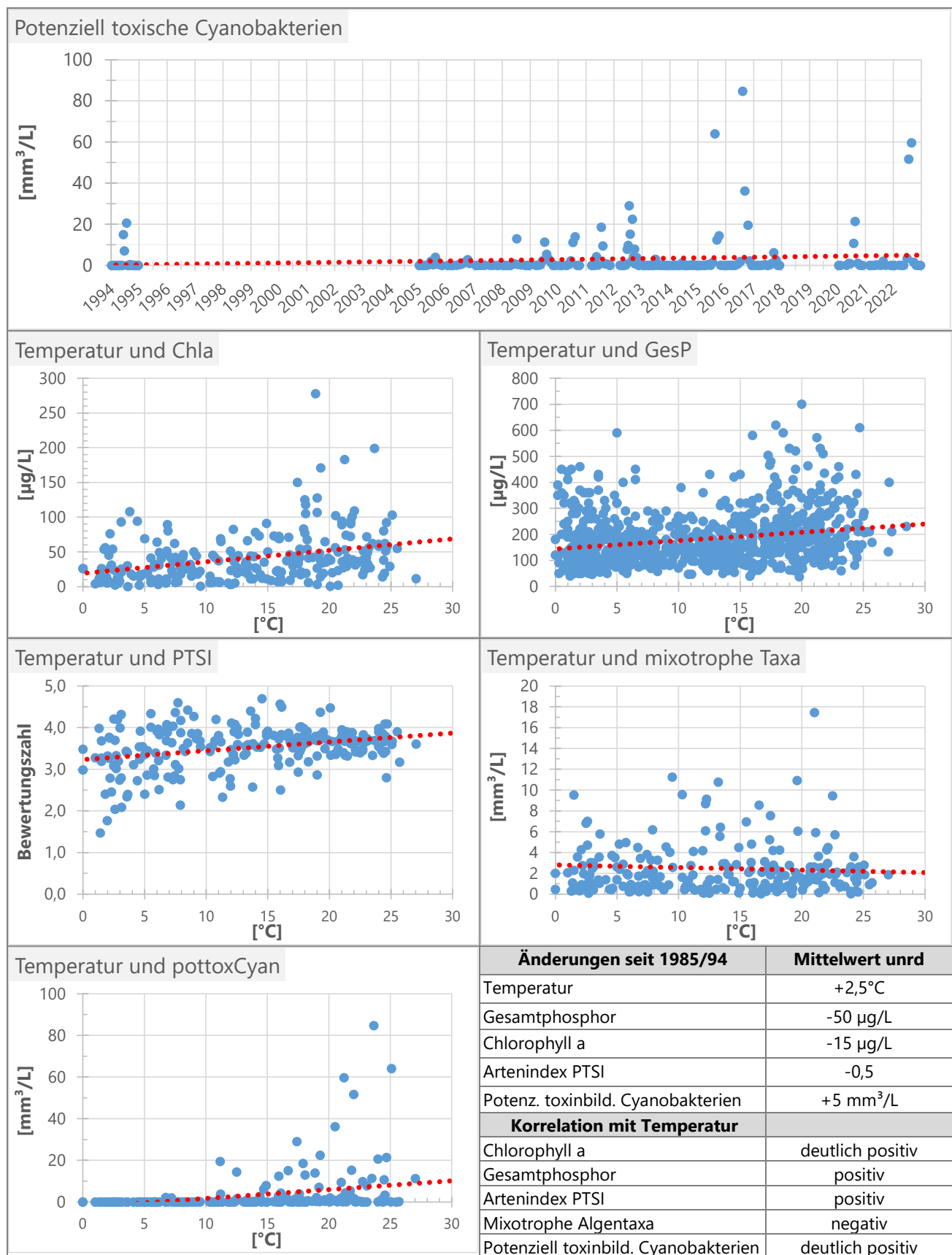
Monat/Jahr	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
1	5	5				5		5
2		5	3		3		4	4
3	4	4	5		4		4	4
4	6	7	8	4	7	8	5	6
5	14	12	12	16	10	15	10	11
6	20	20	19	20	15	16	16	19
7	22	22	22	22	23	21	21	23
8	21	19	22	24	20	23	20	23
9	16	18	19	20	17	20	19	21
10	12	13	15	15	13	14	16	14
11	9	9	10		9	11	10	12
12	7				6	7		
Jahres-Mittel					12			
Jahres-Monatsmax	22	22	22	24	23	23	21	23
Jahres-Max Stichpr	22	22	22	24	23	23	21	23
Frühjahrsmittel 3/4	5	6	6		6		4	5
Frühjahrsmittel 4/5	10	9	10	10	9	12	7	9
Saismittel 4-9	16	16	17	18	15	17	15	17
Saismittel 5-9	19	18	19	20	17	19	17	20
Monatswerte $\geq 20^{\circ}\text{C}$	3	2	2	4	2	3	2	3

Tabelle 11: Vergleich der PhytoSee-Bewertung des **Ammersees** von kühlen mit warmen Jahren. Auswahl von jüngeren Jahrgängen für bessere Vergleichbarkeit hinsichtlich Trophiestatus. Som=Sommer.

Jahr	Bio-masse-Metric	Algen-klassen-Metric	PTSI-Metric	Phyto-See-Index	GesP-Saismittel [$\mu\text{g/L}$]	Temperatur Saismittel [$^{\circ}\text{C}$]	potttox. Cyano Som-Mittel [mm^3/L]	mixotrophe Taxa Som-Mittel [mm^3/L]	Temperatur verbal
2018	1,4	1,7	2,0	1,62	6,9	17,8	0,24	0,07	warm, trocken
2020	2,7	1,8	2,1	2,27	8,8	17,1	0,44	0,37	warm
2021	1,8	2,2	2,4	2,09	6,8	15,0	0,42	0,36	kühl, regenreich

Fazit Bewertung: Die Bewertung des kühlen, regenreichen Jahrs 2021 fällt entgegen der Erwartung in der Mehrzahl der Teilmetrics sogar noch schlechter aus als in den trocken-warmen Jahren. Ursache könnten die in warmen Sommern beobachtete Nährstoffverarmung bei gleichzeitig stabilerer Schichtung sein. Im Sommer 2018 lag die GesP-Konzentration in den oberen Wasserschichten bei 4 $\mu\text{g/L}$ und im kühlen Jahr 2021 bei 7 $\mu\text{g/L}$. Dieses Verhalten würde den in der Literatur beschriebenen Klimafolgen entsprechen (s. u.a. Kap. 3.7.7 und 2.9).





Fazit: Der Altmühlsee erfährt seit 1985 im Mittel eine Erwärmung um rd. 2,5°C. Gleichzeitig durchlief er durch eine Vielzahl an Maßnahmen eine Reoligotrophierung, die sich in einer mittleren Reduktion der GesP-Gehalte von 200 auf 150 µg/L, der Chla-Konz. von 50 auf 35 µg/L und des PTSI an die Obergrenze des mäßigen Zustands zeigt. Allerdings streuen die Werte in den jüngeren Jahren in hohem Maß mit Höchstwerten oft im Spätsommer. Bei höheren Temperaturen treten bei allen Trophieparametern Verschlechterungen ein. Potenziell toxische Blaualgen nehmen mit höheren Temperaturen zu, ab 15°C können kritische Konzentrationen (s. UBA 2015), ab 20°C können enorm hohe Konzentrationen erreicht werden.

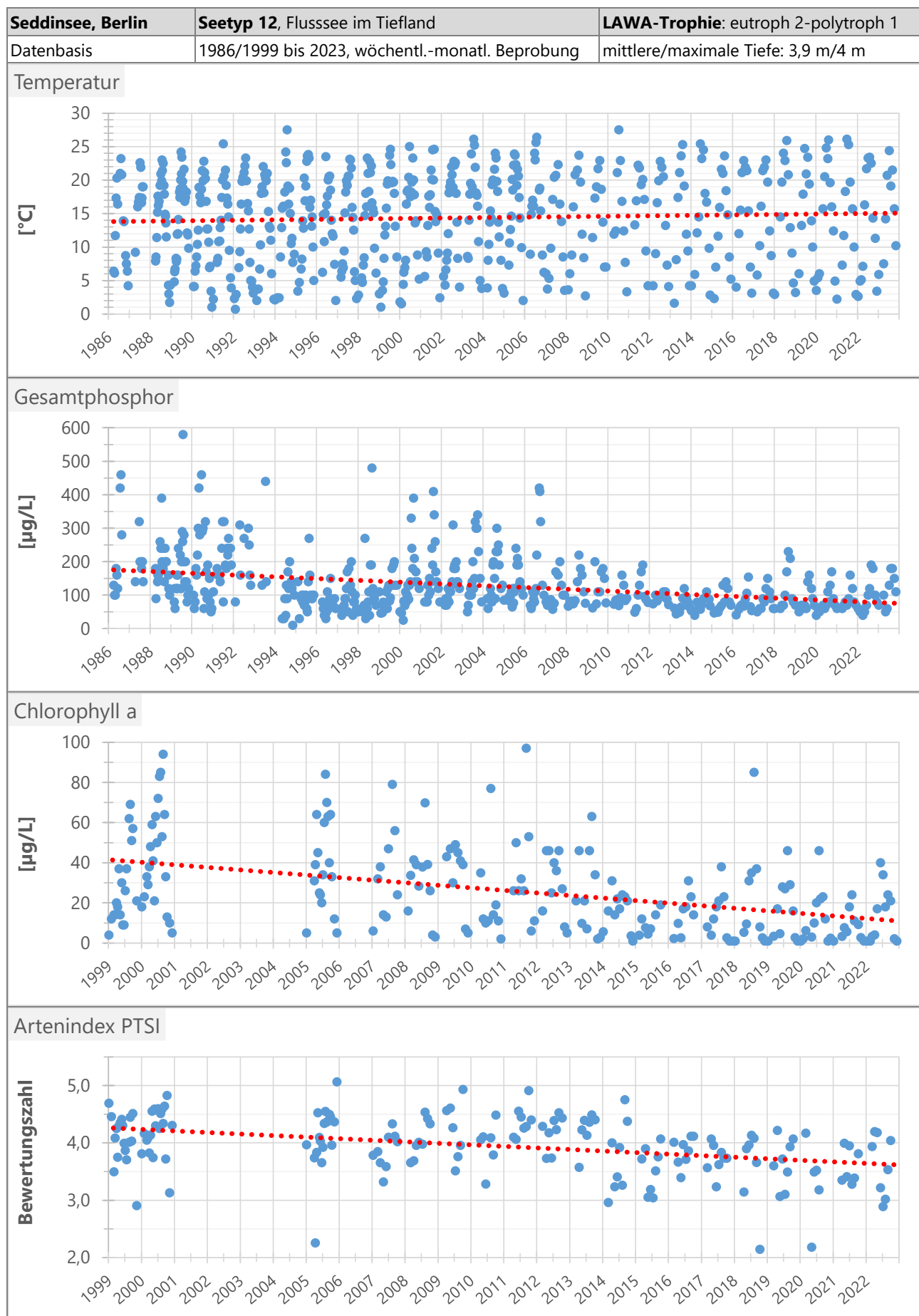
Tabelle 12: Entwicklung der mittleren monatlichen Oberflächentemperaturen im **Altmühlsee** in den Untersuchungsjahren seit 1994 (Beginn der vorliegenden Planktonbefunde) sowie Temperatur-Kenngrößen.

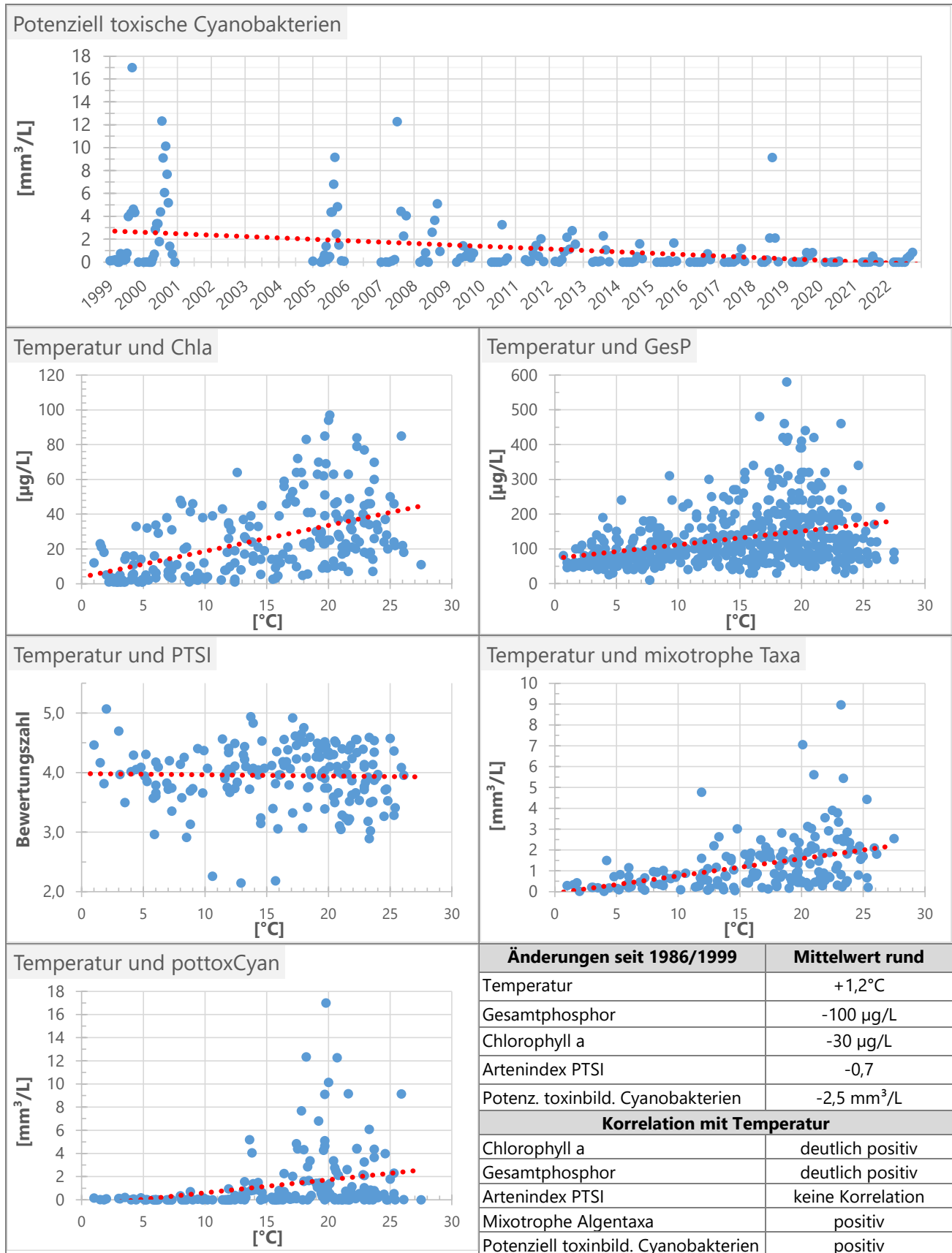
Monat/Jahr	1994	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2020	2021	2022
1	2	3	3	8	6	2	1			2	2	4	2	3	3	2	1
2	2	2	3	6	4	2	2			3	0	2	6	4	5	5	
3	7	2	3	7	8	6		8	10	4	8	7	5	9	11	5	7
4	9	12	14	16	11	16	12	12	9	10	13	13	12	11	16	11	12
5	16	16	18	17	17	19	12	16	18	12	17	18	12	23	17	14	20
6	18	17	25	23	20	19	22	21	21	19	22	21	20	24	18	26	25
7	24	20	25	21	18	24	27	18	21	23	23	22	24	23	25	22	22
8	21	18	20	21	21	22	19	21	20	24	20	25	24	21	25	20	21
9	15	21	19	18	18	17	17	22	18	17	16	16	21	15	18	18	13
10	9	13	14	7	7	8	13	18	12	12	13	11	11	14	9		14
11	8	10	6	3	3	7	8	8	6	5	7		7	6	8	5	6
12	4	4			2	2	2			2	3	5	3	1		3	2
Jahres-Mittel	11	11			11	12	12			11	12	13	12	13		12	
Max-Monatsmittel	24	21	25	23	21	24	27	22	21	24	23	25	24	24	25	26	25
Jahres-Max Stichpr	26	21	25	24	21	24	27	22	23	25	24	25	24	24	25	26	25
Frühjahrsmittel 3/4	8	7	9	11	9	11		10	10	7	10	10	8	10	13	8	9
Frühjahrsmittel 4/5	13	14	16	16	14	18	12	14	14	11	15	16	12	17	16	13	16
Saismittel 4-9	17	17	20	19	17	19	18	18	18	17	19	19	19	19	20	19	19
Saismittel 5-9	19	18	21	20	19	20	19	20	20	19	20	21	20	21	20	20	20
Monatswerte $\geq 20^{\circ}\text{C}$	2	2	3	3	2	2	2	3	3	2	3	3	4	4	2	3	4

Tabelle 13: Vergleich der PhytoSee-Bewertung des Altmühlsees von kühlen mit warmen Jahren. Auswahl von jüngeren Jahrgängen für bessere Vergleichbarkeit hinsichtlich Trophiestatus.

Jahr	Bio-masse-Metric	Algen-klassen-Metric	PTSI-Metric	Phyto-See-Index	GesP-Saismittel [$\mu\text{g/l}$]	Temperatur Saismittel [$^{\circ}\text{C}$]	potttox. Cyano Som-Mittel [mm^3/L]	mixotrophe Taxa Som-Mittel [mm^3/L]	Temperatur verbal
2020	3,3	3,8	3,55	3,46	250	19,6	11,0	17,1	warm, trocken
2021	2,2	2,8	2,3	2,3	190	18,5	0,7	4,1	kühl, regenreich

Fazit Bewertung: Die Bewertung des kühlen, regenreichen Jahrs 2021 fällt rund eine Zustandsklasse besser aus als im trocken-warmen Jahr 2020. Der mittlere Temperaturunterschied der beiden Jahre liegt bei rund 1°C . Der Verlauf der GesP-Werte weist auf eine intensive Phosphorrücklösung aus dem Sediment hin, welche das Ausmaß der durch Abschwemmung aus dem Einzugsgebiet eingetragenen Nährstoffe zumindest im Vergleich dieser beiden Jahre übertrifft. Die Sommermittel der potenziell toxinbildenden Cyanobakterien und der mixotrophen Algentaxa zeigen für die Jahre ebenfalls große Unterschiede auf. Während im Jahr 2020 im Juli und August mutmaßlich Badeverbote ausgesprochen werden mussten, war dies im Jahr 2021 evtl. nur kurz im August der Fall. Dominante Art ist hier *Aphanizomenon flos-aquae*. Die hohen mixotrophen Algenbiomassen weisen auf eine stark erhöhte Produktivität und entsprechende Abbauprozesse hin.





Fazit: Im Seddinsee konnten seit 1986 die GesP-Konzentrationen halbiert werden, was sich erheblich auf die weiteren Trophiekenngößen verringernd auswirkte. Nach wie vor findet im Sommer eine Phosphorrücklösung aus dem Sediment statt, was sich in positiven Korrelationen zwischen Temperatur und GesP ausdrückt. Allerdings gehen die GesP-Peaks im Spätsommer zunehmend zurück. Die gleichzeitig zur Klimaerwärmung stattgefunden Sanierung hat die negativen Effekte der Erwärmung sogar überkompensiert, was sich z. B. in einer fehlenden Temperaturabhängigkeit des PTSI zeigt. Die Vorkommen von potenziell toxischen Blaualgen gingen mit den Jahren sehr deutlich zurück und seit 2015 werden in der Regel kaum noch kritisch erhöhte Biomassen gefunden, Ausnahme war im warmen Jahr 2018 (s. oben).

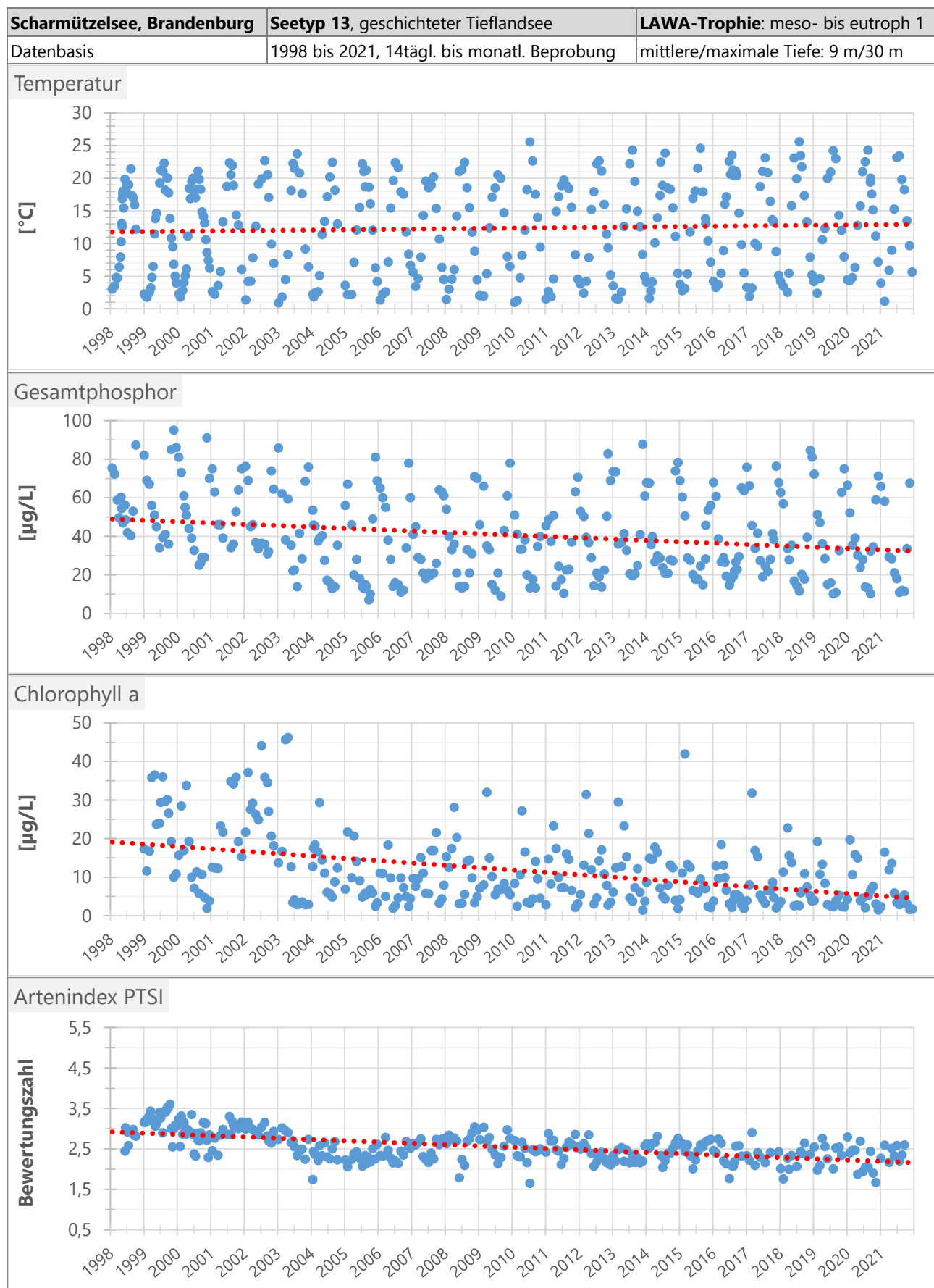
Tabelle 14: Entwicklung der mittleren monatlichen Oberflächentemperaturen im **Seddinsee** in den Untersuchungsjahren seit 1999 (Beginn der vorliegenden Planktonbefunde) sowie Temperatur-Jahreskenngrößen.

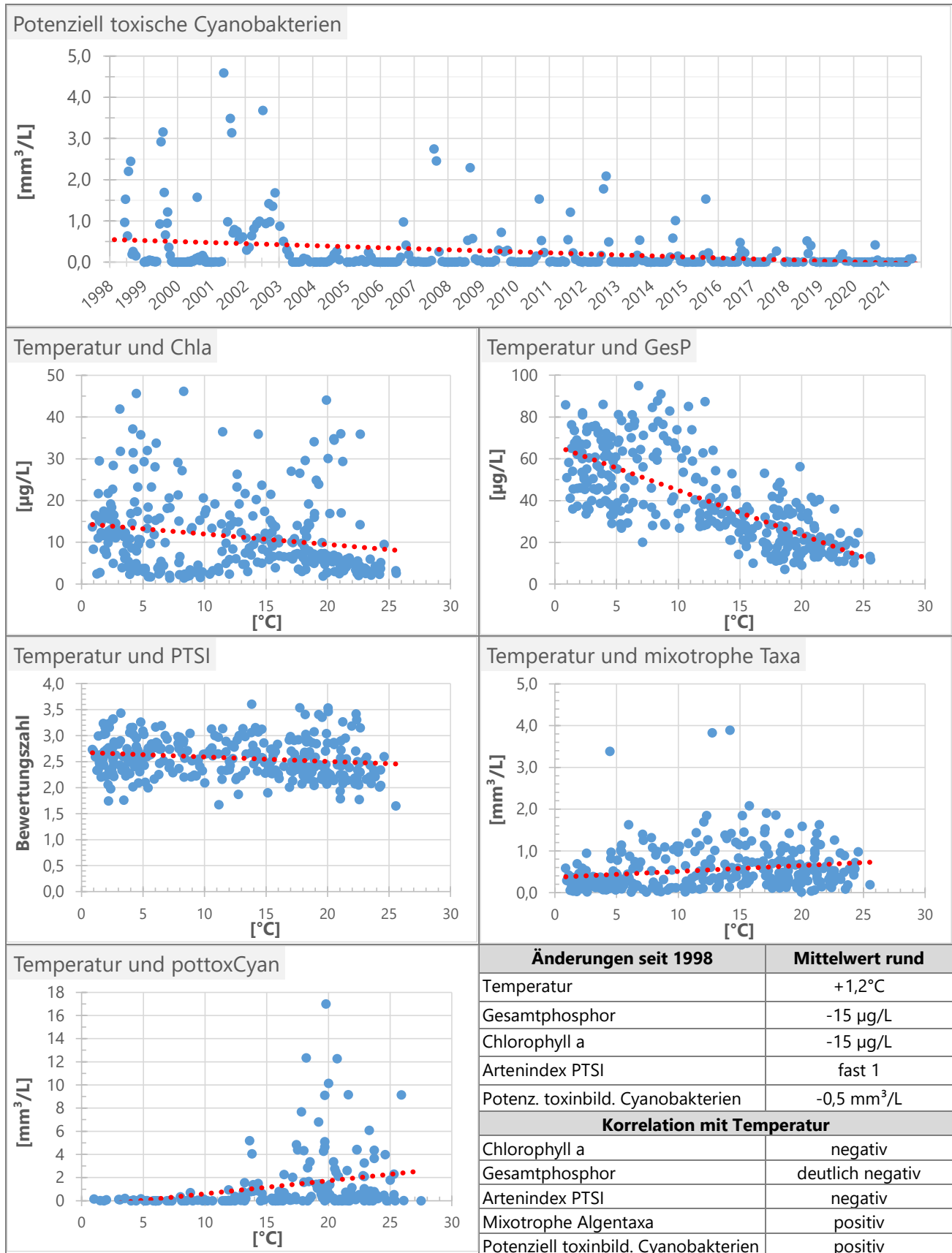
Monat/Jahr	1999	2000	2005	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
1	3	2	3	6							4				3	3	4	2	3
2	1	3			4							2					5		5
3	6	7	7	5	6				4	2	6	7	4	6		6	6		5
4	12	12	12	10	9	11	12	13	9	8	12	12	12	10	15	13	11	7	7
5	18	18	17	17	16	17	12	17	17	17	15	16	16	16	20	18	16	12	16
6	20	23	20	20	21	19	21	22	20	21	25	22	21	21	24	25	23	22	22
7	24	18	24	21	22	22	28	22	23	24	23	21	23	22	23	21	23	25	23
8	20	22	21	22	24	23	23	19	22	25	25	24	22	23	26	23	26	20	23
9	20	16	19	16	20	19	17	20	21	19	18	18	21	20	21	19	20	18	23
10	18	14	14	14	12	14	12	17	13	12	17	15	15	12	13	14	16	16	14
11	9	9	10		8	7	8	9	7	9	10		7	9	9	10	12	10	11
12		5	2		3	7	3	4	4	4	3		3	3	5	5	5	3	3
Jahres-Mittel		12			13												14		13
Max-Monatsmittel	24	23	24	22	24	23	28	22	23	25	25	24	23	23	26	25	26	25	23
Jahres-Max Stichpr	25	25	24	22	24	23	28	22	23	25	25	24	23	23	26	25	26	26	23
Frühjahrsmittel 3/4	9	9	9	8	7				7	5	9	9	8	8		10	8		6
Frühjahrsmittel 4/5	15	15	14	13	12	14	12	15	13	13	13	14	14	13	17	16	13	10	12
Saismittel 4-9	19	18	19	18	18	18	19	19	18	19	20	19	19	19	21	20	20	17	19
Saismittel 5-9	20	19	20	19	20	20	20	20	20	21	21	20	21	20	23	21	21	19	21
Monatswerte $\geq 20^{\circ}\text{C}$	4	2	2	3	4	2	3	3	4	3	3	3	4	4	5	3	4	2	4

Tabelle 15: Vergleich der PhytoSee-Bewertung des **Seddinsees** von kühlen mit warmen Jahren. Auswahl von jüngeren Jahrgängen für bessere Vergleichbarkeit hinsichtlich Trophiestatus.

Jahr	Bio-masse-Metric	Algen-klassen-Metric	PTSI-Metric	Phyto-See-Index	GesP-Saismittel [$\mu\text{g/l}$]	Temperatur Saismittel [$^{\circ}\text{C}$]	potttox. Cyano Som-Mittel [mm^3/L]	mixotrophe Taxa Som-Mittel [mm^3/L]	Temperatur verbal
2018	2,4	2,2	2,6	2,4	130	19,7	4,5	8,2	warm, trocken
2021	0,7	1,8	2,7	1,52	93	17,3	0,3	3,9	kühl, regenreich

Fazit Bewertung: Die Bewertung des kühlen, regenreichen Jahrs 2021 fällt fast eine Zustandsklasse besser aus als im trocken-warmen Jahr 2018. Der mittlere Temperaturunterschied der beiden Jahre liegt bei $2,4^{\circ}\text{C}$. Obwohl im Seddinsee kaum noch potenziell toxische Blaualgen vorkommen, traten im heißen Hochsommer 2018 wieder kritische Konzentrationen auf. Das ebenfalls erhöhte Vorkommen von mixotrophen Algenarten weist auf von der Temperatur geförderte, erhöhte heterotrophe Stoffwechsellmöglichkeiten hin. Der Verlauf der GesP-Werte kennzeichnet eine Phosphorrücklösung aus dem Sediment, die sich in den jüngeren Jahren jedoch sukzessive verringert.





Fazit: Im Scharmützelsee konnten seit 1998 die GesP-Konzentrationen von im Mittel 50 auf 35 µg/L reduziert und die Chla-Werte von 20 auf 5 µg/L mehr als halbiert werden, was sich erheblich auf die Trophiebewertung auswirkte. Diese erreichte ausgehend von "unbefriedigend" 2019 erstmals den guten Zustand. Eine anhaltend hohe Rücklösung aus dem Sediment zeigt sich in deutlich erhöhten GesP-Werte zu Zeiten der Vollzirkulation. Während der Sommerstagnation fallen die GesP-Werte sukzessive ab. Ebenso sinken während des Sommers die Chla-Werte, was auf die schwindenden Nährstoffe im Epilimnion und wahrscheinlich auf erhöhtes Grazing v.a. durch benthische Muscheln zurückgeht (Rücker 2016). Die Sanierungsgeschichte im Scharmützelsee überzeichnet die negativen Auswirkungen der Klimaerwärmung.

Tabelle 16: Entwicklung der mittleren monatlichen Oberflächentemperaturen im **Scharmützelsee** in den Untersuchungsjahren seit 1998 (Beginn der Planktonbefunde) sowie Temperatur-Kenngrößen.

Monat/Jahr	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
1	3	2	2	3	1	1	2	4	1	6	1	2	1	1	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4
2	4	2	2	2	4	2	2	2	2	3	3	2	1	3	2	2	2	3	3	2	3	2	4	1
3	5	4	5	4	4	4	4	2	3	5	5	5	5	3	4	1	4	4	5	3	3	5	6	4
4	8	9	9	6	8	8	11	7	7	8	6	12	8	15	8	3	10	12	9	10	5	11	13	6
5	16	14	18	13	13	18	13	12	15	14	14	17	12	17	15	13	14	17	17	14	16	12	16	12
6	19	19	20	19	19	22	17	16	20	20	21	19	18	19	18	15	20	18	23	21	23	20	21	23
7	18	21	18	22	20	23	20	22	22	19	22	21	26	20	22	22	21	22	22	23	23	21	23	23
8	19	20	20	21	23	21	22	20	22	20	19	21	23	19	23	24	19	25	21	21	23	24	24	20
9	16	19	17	19	19	18	18	19	18	15	16	20	18	18	21	17	18	18	21	16	17	23	19	18
10	12	12	14	14	10	9	13	14	18	11	12	15	14	16	14	13	15	13	15	13	13	14	15	14
11		8	10	13	7	8		9	10	6	9	8	9	8	9	8	11	10	10	9	8	12	11	10
12		4	7	6		6		5	7	4	4	6		5	5	5	5	7	5	5	5	8	7	6
Jahres-Mittel				12		12		11	12	11	11	12		12	12	11	12	13	13	12	12	13	14	12
Jahres-Max	19	21	20	22	23	23	22	22	22	20	22	21	26	20	23	24	21	25	23	23	23	24	24	23
Jahres-Max Stichpr	21	22	21	22	23	24	22	22	22	20	22	21	26	20	23	24	24	25	24	23	26	24	24	23
Frühjahrsmittel 3/4	6	6	7	5	6	6	8	5	5	6	5	9	6	9	6	2	7	8	7	7	4	8	9	5
Frühjahrsmittel 4/5	12	12	13	9	10	13	12	10	11	11	10	15	10	16	12	8	12	14	13	12	11	11	14	9
Saismittel 4-9	16	17	17	17	17	18	17	16	17	16	16	18	17	18	18	16	17	18	19	18	18	19	19	17
Saismittel 5-9	18	19	18	19	19	20	18	18	19	17	18	19	19	19	20	18	18	20	21	19	20	20	21	19
Monatswerte $\geq 20^{\circ}\text{C}$	0	2	1	2	2	3	2	2	3	2	2	3	2	1	3	2	2	2	4	3	3	4	3	3

Tabelle 17: Vergleich der PhytoSee-Bewertung von kühlen mit warmen Jahrgängen des **Scharmützelsees**. Auswahl von jüngeren Jahrgängen für bessere Vergleichbarkeit hinsichtlich Trophiestatus. Som=Sommer.

Jahr	Bio-masse-Metric	Algen-klassen-Metric	PTSI-Metric	Phyto-See-Index	GesP-Saismittel [$\mu\text{g/l}$]	Temperatur Saismittel [$^{\circ}\text{C}$]	potttox. Cyano Som-Mittel [mm^3/L]	mixotrophe Taxa Som-Mittel [mm^3/L]	Temperatur verbal
2020	2,3	2,1	2,45	2,30	22	11,7	0,16	0,9	warm, trocken
2021	2,0	1,9	2,8	2,24	19	13,6	0,05	0,6	kühl, regenreich

Fazit Bewertung: Die Bewertung des kühlen, regenreichen Jahres 2021 fällt nur geringfügig besser aus als im trockenwarmen Jahr 2020. Der mittlere Temperaturunterschied der beiden Saisonmittel liegt bei rund $2,0^{\circ}\text{C}$. Potenziell toxische Blaualgen kommen seit 2014 kaum noch vor und zeigen auch in den Sommern der Beispieljahre keinen relevanten Effekt. Auch die mixotrophen Arten sind im warmen Jahr 2020 nur unwesentlich erhöht.

Fazit zur Auswertung der Langzeitdaten von Beispielseen

Tabelle 18: Zusammenschau der Veränderungen in den Beispielseen in den letzten Jahrzehnten und Besonderheiten hinsichtlich zeitlichem Verlauf und temperaturabhängiger Prozesse.

See	Ammersee	Altmühlsee	Seddinsee	Scharmützelsee
mittlere/maximale Tiefe	38 m/81 m	2 m/2,5 m	3,9 m/4 m	9 m/30 m
Parameter	Mittelwertänderung seit ...(rund), Anfangswert / aktueller Wert			
	1985/86	1985/94	1986/1999	1998
Temperatur	+1,2°C	+2,5°C	+1,2°C	+1,2°C
Gesamtphosphor	15 / 5 µg/L	200 / 150 µg/L	180 / 80 µg/L	50 / 35 µg/L
Chlorophyll a	5,5 / 3 µg/L	50 / 35 µg/L	40 / 10 µg/L	20 / 5 µg/L
Artenindex PTSl (Bewertungszahl)	1,7 / 1,3 Wiederanstieg ab 2015	3,8 / 3,3	4,3 / 3,6	3,0 / 2,0
Potenz. toxinbild. Cyanobakt.	0,0 / 0,5 mm ³ /L	0 / 5 mm ³ /L	2,5 / 0,0 mm ³ /L	0,5 / 0,0 mm ³ /L
Kenngröße	Korrelation mit Temperatur			
Chlorophyll a	positiv	deutlich positiv	deutlich positiv	negativ
Gesamtphosphor	negativ	positiv	deutlich positiv	deutlich negativ
Artenindex PTSl	positiv	positiv	keine Korrelation	negativ
Mixotrophe Algentaxa (BV)	deutlich positiv	schwach negativ	positiv	positiv
Potenz. toxinbild. Cyanobakt. (BV)	positiv	deutlich positiv	positiv	positiv

Folgende Besonderheiten ergaben sich hinsichtlich Trophie und Temperaturregulation:

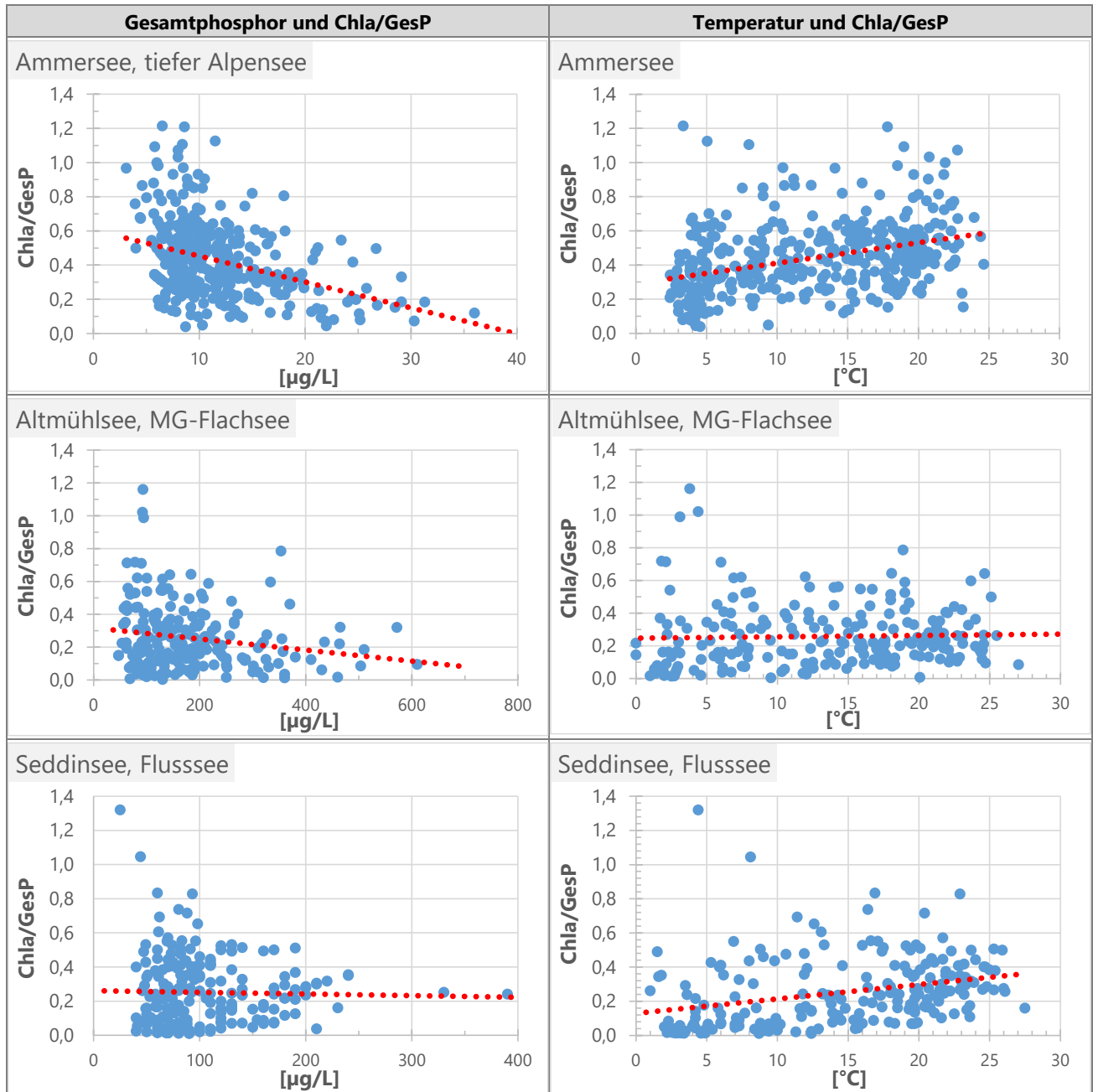
- Am stärksten erwärmte sich in den letzten 3 bis 4 Jahrzehnten der Altmühlsee, gefolgt von Scharmützelsee und dann Seddin- und Ammersee.
- In allen Seen führten **Sanierungen im Einzugsgebiet** und teils auch Maßnahmen im See (z. B. Altmühlsee) zu bedeutenden **Nährstoffreduktionen**, welche sich auf die Phytoplanktonbiomassen mindernd auswirkten. Sowohl im Seddin- als auch Scharmützelsee führte wahrscheinlich zusätzlich ein erhöhtes **Grazing** insbesondere benthischer Muscheln zu den bedeutenden Rückgängen.
- In Seddin- und Scharmützelsee haben in den jüngeren Jahren potenziell toxinbildende **Blualgen** ihre Bedeutung verloren. Kritische Konzentrationen kommen seit etwa 2014 nur noch in Ausnahmefällen vor, z. B. im Seddinsee im besonders warmen Jahr 2018 mit u.a. *Anabaena planctonica*.
- In allen Seen zeigt sich eine **positive Korrelation zwischen Temperatur und Biomasse von potenziell toxinbildende Blualgen**, wobei diese bei Höchsttemperaturen v.a. im Altmühlsee in kritischen Konzentrationen auftreten, hier biomassereich mit *Aphanizomenon flos-aquae*.
- In den beiden **geschichteten Seen** sind bei hohen Temperaturen die Gesamtphosphorkonzentrationen im Epilimnion besonders gering, was in der **Nährstoffaufzehrung während der Stagnationsphase** und der Intensivierung der Produktivität bei Temperaturanstieg begründet ist.
- In den beiden **ungeschichteten Beispielseen steigen** die **Gesamtphosphorgehalte** dagegen bei hohen Temperaturen weiter an, was mit Phosphorrücklösungsprozessen an der Sedimentoberfläche begründet werden kann. Bei Höchsttemperaturen können jedoch auch in den flachen Seen die Phosphorreserven etwas zurückgehen (vgl. Nöges et al. 2010 und Kap. 2.4.7).
- Auf der Suche nach vergleichbaren kühlen und warmen Jahren in den Langzeitdaten ergab sich, dass ein Vergleich zwischen länger zurückliegenden kühleren und aktuellen warmen Jahrgängen nicht zielführend ist, da die **Reoligotrophierung die Vergleichbarkeit stört**. Nur ein Vergleich von zeitlich eng beieinanderliegenden Jahren kann eine gewisse Vergleichbarkeit herstellen.

- Der **Vergleich von kühleren mit wärmeren Jahren** ergab beim Ammersee mit Differenzen im Temperatursaisonmittel von 2,0-2,8°C widersprüchliche Ergebnisse. Es ist jedoch möglich, dass die Planktonbiomassen im Epilimnion in warmen Jahren kleiner bleiben aufgrund der zunehmenden Nährstoffaufzehrung (s. Kap. 2.4.7). Unter diesen Bedingungen ist eine Zunahme der zur Vertikalwanderung befähigten *Planktothrix rubescens* wie z. B. im warmen Jahr 2015 möglich.
- Die Jahrgangsvergleiche in Altmühl- und Seddinsee zeigten in den **warmen Jahren** eine **Bewertungsverschlechterung um eine ganze Zustandsklasse**. Die Temperaturunterschiede betrugen im Saisonmittel im Altmühlsee 1°C und im Seddinsee sogar 2,4°C.
- Im tieferen Scharmützelsee (Seetyp 13) erhielt ein im Saisonmittel um rund 2°C wärmeres Jahr nur eine geringfügig schlechtere Bewertung.
- In den beiden **ungeschichteten Beispielseen** sind - wie in der Literatur beschrieben - die Auswirkungen der **Erwärmung** deutlich feststellbar und wirken sich ohne Verzögerung **negativ auf die Bewertung** aus. Die erhöhte planktische Produktivität sowie zeitweilige Schichtungsphasen mit Sauerstoffzehrung am Seegrund führen zu Nährstoffrücklösung aus dem Sediment, was die planktische Aktivität zusätzlich befeuert.
- In den tieferen geschichteten Seen verlaufen die Reaktionen langsamer und sind überlagert durch die erhöhte Nährstoffzehrung im Epilimnion. Langfristig werden **abnehmende Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser** erwartet (KLIWA 2015), was sich auf zahlreiche Organismen negativ auswirkt, allen voran den in der Tiefe laichenden Fischarten wie Seesaibling oder Felchen (Jeppesen et al. 2012).
- Allen Beispielseen gemeinsam ist ein **erhöhtes Vorkommen von mixotrophen Algenspezies** bei höheren Temperaturen, welche in der Regel bei einem Zusammenbruch einer Algenblüte u.a. bei Nährstoffaufzehrung oder einem Schlechtwettereinbruch auftreten oder wie in den Flüssen bei hohen Algenblütenfrequenzen und mutmaßlich hohen Turnoverraten während Hitzeperioden.
- Die **Reoligotrophierung durch Sanierung** über die Jahre führt im Scharmützelsee sogar zu dem Eindruck, dass sich die Klimaerwärmung positiv auf die Bewertung und die Chlorophyll a-Konzentrationen auswirkt, d.h. eine Überkompensation der Klimafolgen stattgefunden hat. Zahlreiche Autoren (u.a. KLIWA 2015, Hupfer et al. 2022) schließen deshalb, dass die weitere Reduzierung der Nährstoffeinträge eine bedeutende Anpassungsstrategie an den Klimawandel darstellt. Umgekehrt ist jedoch zu erwarten, dass die Erfolge der Seesanierungen durch den Klimawandel irgendwann aufgehoben werden. Dies ist vermutlich im aktuellen Jahr 2024 im Altmühlsee zu beobachten, wo die durch Starkniederschläge eingetragenen Nährstoffe und die hohen Sommertemperaturen eine enorme Blaualgenblüte verursacht haben, die von Mai bis Anfang September ein Badeverbot implizierte.

Als **Fazit für eine gewässerthermische Nutzung** kann gelten, dass Kälteeinleitungen sich in allen Seetypen positiv auswirken können, insbesondere wenn sich zusätzlich eine Sauerstoffanreicherung für die tieferen Wasserschichten ergibt. In geschichteten Seen wäre ein Eintrag über das gesamte Jahr auch im Winter von Vorteil. In polymiktischen Seen würden sich insbesondere im Sommer Vorteile hinsichtlich Nährstoffrücklösung aus dem Sediment und planktischer Produktivität ergeben. Zur Vermeidung von **Kälteschock**-Erscheinungen sind die maximal zulässigen örtlichen Temperaturunterschiede einzuhalten (s. Kap. 6.1). Im äußeren Mischungsbereich sind Abkühlungen im Rahmen der bislang festgestellten Erwärmungen durch den Klimawandel höchstwahrscheinlich als verträglich einzustufen.

4.3 Temperaturabhängigkeit der Biomasseausprägung des Phytoplanktons

Hinsichtlich Biomassebildung pro Nährstoffeinheit (hier als Chlorophyll a pro Gesamtphosphoreinheit → **Chla/GesP**) könnte in Seen die Temperatur einen entscheidenden Faktor darstellen (s. Literaturauswertung Kap. 3.7.7, Jeppesen et al. 2020). Zur diesbezüglichen Sondierung wurden grafische Darstellungen des Chla/GesP-Verhältnisses und der Temperatur auf Basis der Probensterminwerte erstellt.



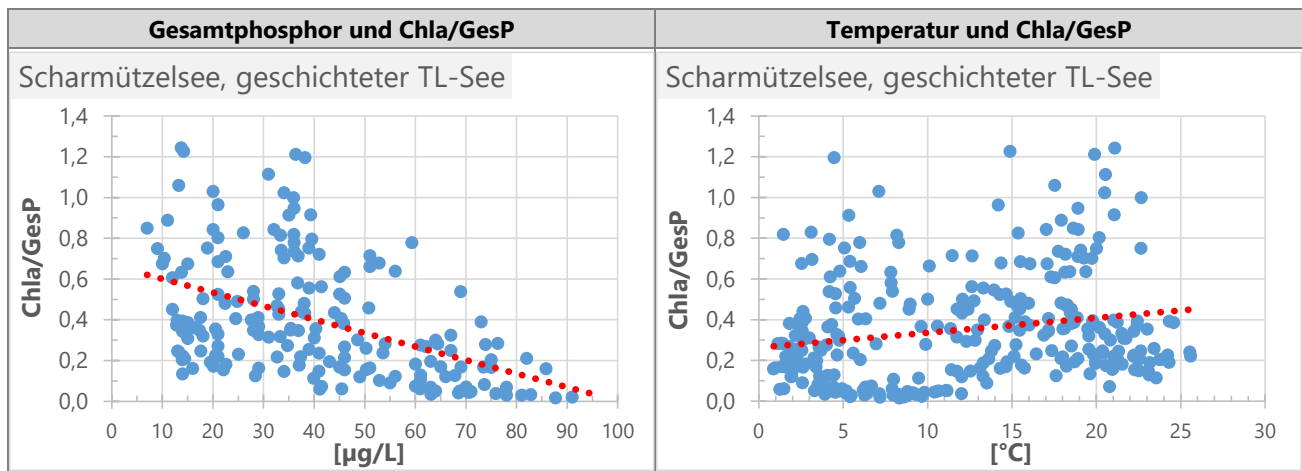


Abb. 20: Chlorophyll a-Bildung [mm^3/L] pro Gesamtphosphoreinheit [$\mu\text{g}/\text{L}$] in Zusammenschau mit Gesamtphosphor und Temperatur in Beispielseen (Terminwerte aus Seejahrgängen s. Kap. 4.2).

Folgende Besonderheiten ergaben sich hinsichtlich Temperatur und Chla zu GesP-Verhältnis:

- Im Vergleich von Seen oder Proben unterschiedlicher Trophie zeigt sich, dass insbesondere in Seen bzw. an Probenterminen mit geringen Nährstoffgehalten eine höhere Biomasse-Ausbeute realisiert werden kann. D.h. bei steigenden GesP-Werten nimmt das Chlorophyll a nicht mehr proportional zu, sondern bleibt deutlich zurück u.a. aufgrund von anderen Limitationen (s. Abb. 20).
- Innerhalb der Datensätze der Beispielseen zeigen sich in der Regel Steigerungen in der Biomassebildung pro GesP-Einheit bei höheren Temperaturen. Wobei sich die Temperatur nicht unbedingt auf die Höhe der Spitzenwerte auswirkt, sondern vielmehr ein insgesamt höheres mittleres Niveau der Biomassen erreicht wird.
- In den Betrachtungen kann die mutmaßliche Erhöhung der Phytoplanktodynamik und Blütefrequenz (s. Abb. 6 und Diskussion Kap. 3.2.2) und die in der Summe erhöhte Produktivität pro Zeiteinheit in den sommerlich warmen Gewässern nicht abgebildet werden. Diese hat durch die ebenfalls beschleunigte heterotrophe Aktivität große Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt und den stofflichen Turnover.
- Wie bei den Fließgewässern so fällt auch bei den Seen auf, dass ab etwa 18-20°C keine oder kaum noch geringe Chla/GesP-Verhältnisse auftreten.

4.4 Potenziell toxische Cyanobakterien im Frühjahr

Einige Autoren berichten von Klimaerwärmung-bedingten Veränderungen hinsichtlich der Frühjahrsblüte in Seen. Nach Adrian et al. (1995) sind die Winter- und Frühjahrsmonate am meisten von Erwärmung betroffen u.a. mit höheren Algenbiomassen und speziell in milden Wintern von einem Dominanz-Shift von Diatomeen und Cryptophyceae zu Cyanobakterien. Die Veränderungen würden vorrangig durch 1-3 Wochen früheres Einsetzen der thermischen Schichtung und eine kürzere Eisbedeckung ausgelöst. Dupuis & Hann (2009) ermittelten ein früheres Einsetzen der Blaualgendominanz im Jahresgang und ein Verbleiben während der gesamten Vegetationsperiode, was u.a. auf wärmere Frühjahrstemperaturen, eine frühere Schichtung, die vergleichsweise erhöhte Viskosität des wärmeren Wassers und Konkurrenzvorteile für Schwachlichtarten zurückgehen kann.

Durch die voraussichtlich erhöhte thermische Nutzung im Winterhalbjahr besitzt die Frage der Abkühlung im Frühjahr und zu Beginn der Vegetationsperiode eine besondere Relevanz.

Mit der folgenden Auswertung soll überprüft werden, ob es in jüngerer Zeit eine Häufung von Blaualgenvorkommen (Dominanz potenziell toxischer Cyanobakterientaxa > 30%) im Frühjahr (Januar bis einschl. Mai) in den deutschen Seen gegeben hat. Hierzu wurden die mit Temperaturdaten belegten Befunde in der deutschen Phytoplankton-Seendatenbank auf die genannten Kriterien gefiltert.

Insgesamt fielen 3,4% (482 Proben) der rund 14.100 Frühjahrsproben mit erhöhten Blaualgendominanzen auf. Bei den polymiktischen Jahrgängen betrug der Anteil 4%, bei den geschichteten nur 3%. Was zeigt, dass polymiktische Seen etwas häufiger erhöhte Cyanobakterienvorkommen im Frühjahr aufweisen.

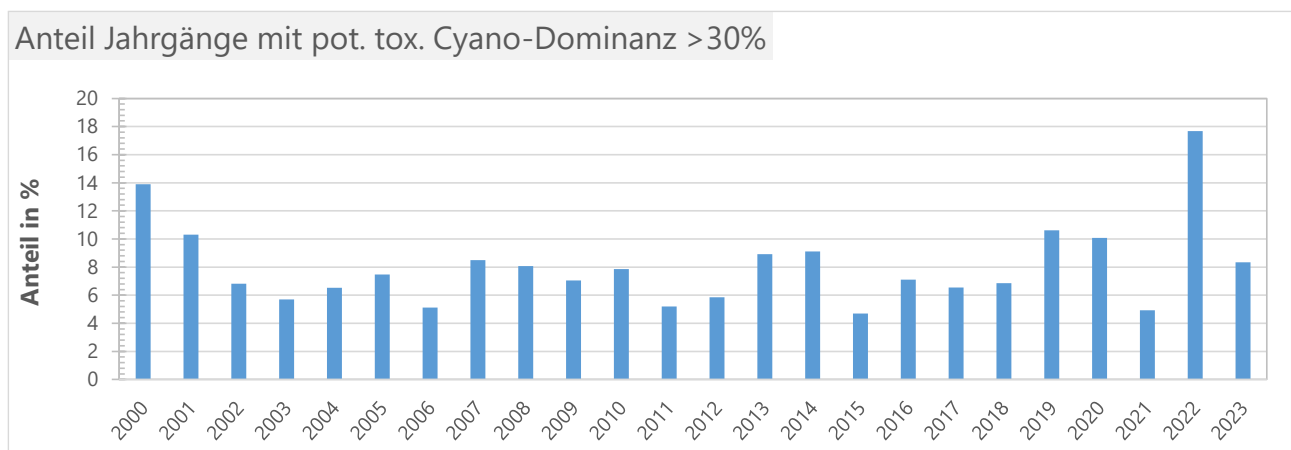


Abb. 21: Anteil der Jahrgänge mit erhöhten Dominanzen (> 30%) von potenziell toxischen Cyanobakterien in den Frühjahrsmonaten Januar bis einschließlich Mai. Auszug der Jahre 2000-2023. LAWA-PP-Seendatenbank.

Als häufigste Taxa waren mit großem Abstand die beiden *Plankthothrix*-Arten *P. rubescens* in 40% und *agardhii* in 24% der Proben vertreten. Danach folgen mit je 7% und 6% die Arten *Aphanizomenon gracile* und *A. flos-aquae* sowie die Oscillatorales mit 6%.

Fazit: In der Abb. 21 wird deutlich, dass es in früheren Jahren bereits höhere Anteile potenziell toxischer Cyanobakterien gab, sich in den jüngeren Jahren jedoch trotz der in vielen Seen stattgefundenen Reoligotrophierung wieder eine Zunahme der hinsichtlich Cyanobakterien auffälligen Proben zeigt. Insbesondere im mildwarmen Jahr 2022 konnten sich die Blaualgen im Frühjahr deutlich häufiger entwickeln. Im kühleren Jahr 2021 blieb der Anteil deutlich unter dem Durchschnitt.

4.5 Kritische Vorkommen von potenziell toxischen Cyanobakterien

Aus der Phytoplankton-Seendatenbank konnten Probenentriebe (mit Temperaturwert) gefiltert werden, welche nach den UBA-Stufen (UBA 2015) kritisch erhöhte Blaualgen-Vorkommen potenziell toxischer Taxa aufwiesen. Die Überschreitung von $1 \text{ mm}^3/\text{L}$, was der unteren *Aufmerksamkeitsstufe* des UBA entspricht, war in 16% aller Termine der Fall.

Die Gesamtzahl der mit Temperaturwerten belegten Probenentriebe in der Datenbank beträgt 27.400, welche zu rund 60% aus geschichteten und zu 40% aus polymiktischen Seen stammen. In den 4505 Terminen mit Überschreitung waren die polymiktischen Seen zu 70% vertreten. Dies zeigt, dass diese überproportional häufiger erhöhte Blaualgenbiomassen toxischer Arten aufweisen. Fast 30% der polymiktischen See-Termine hatten erhöhte Vorkommen, während es bei den geschichteten nur 8% waren. Für den Temperaturbezug wurden Temperaturklassen im 3°C -Abstand gebildet (s. Abb. 22)

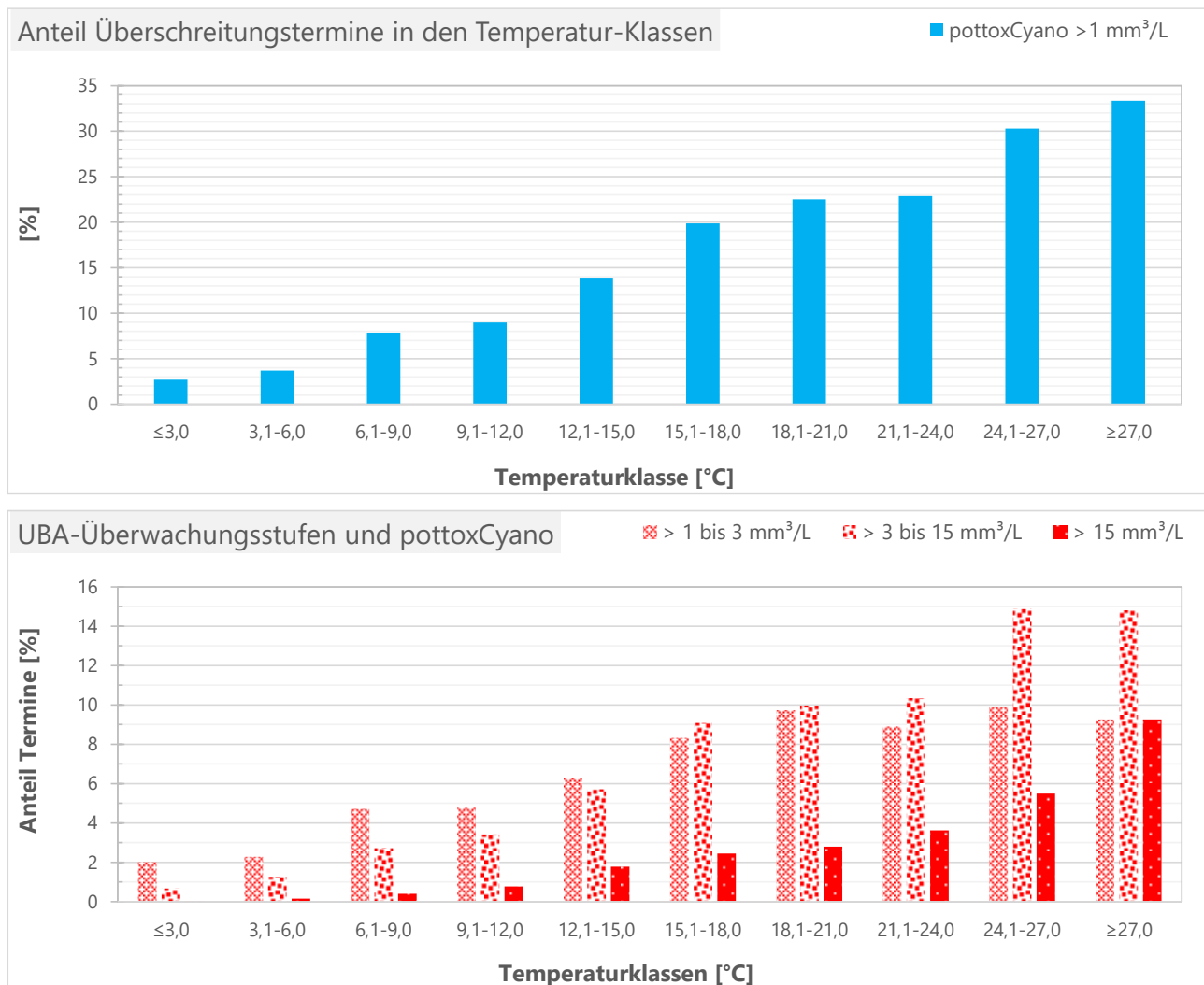


Abb. 22: Verteilung der Probenentriebe mit Überschreitung der 1. UBA-Stufe ($1 \text{ mm}^3/\text{L}$ = *erhöhte Aufmerksamkeit*, oben) der potenziell toxischen Cyanobakterien in den Temperaturklassen sowie mit Unterscheidung UBA-Stufen mit der 2. UBA-Warnstufe ($> 3 \text{ mm}^3/\text{L}$) und der 3. Alarmstufe ($> 15 \text{ mm}^3/\text{L}$). Datengrundlage LAWA-Phytoplankton-Seendatenbank.

Die Wahrscheinlichkeit von kritischen Cyanobakterien-Vorkommen nimmt mit der Temperatur deutlich zu: Ab 24°C Wassertemperatur in den oberen Seeschichten waren 30% und mehr Proben im "Warnbereich" der UBA-Einstufung (UBA 2015). Betrachtet man nur die Entwicklung der Alarmstufe (3.) so ergibt sich ein nahezu exponentieller Anstieg mit der Temperatur.

5 "Natürliche" Kälteeinleitungen und Temperaturänderungen

In einem Analogieschluss könnte die gewässerthermische Nutzung an natürlich vorkommende Bedingungen anlehnen mit der Erwartung, dass die Organismen an die in der Natur regelmäßig herrschenden oder häufig wiederkehrenden Verhältnisse angepasst sind und diese deshalb als verträglich anzusehen sind (s. Donaldson et al. 2008). Im Gegensatz zu häufig herrschenden Bedingungen besitzen Sonderereignisse wie Hochwasser, Kälteeinbrüche, extremere Frost- oder Hitzeperioden das Potenzial, die Artengemeinschaften zu schädigen (u.a. Reid et al. 2022), weshalb hier v.a. "Normalverhältnisse" oder langjährige Mittelwerte betrachtet werden.

Folgende Aspekte wurden bearbeitet: 1. Tagesgang der Temperatur in Fließgewässern, 2. Kälteeinleitung in Fließgewässern durch Zuflüsse und 3. Kälteeinleitung in Seen durch kühlere Zuflüsse.

5.1 Temperaturvergleich Neckar und Zuflüsse

Auf Basis von Temperatursondendaten im Neckar und an größeren Zuflüssen (Datenportal LUBW 2024) wurden Vergleiche der Tagesmitteltemperatur angestellt, um "natürlich vorkommende" Differenzen von kühleren Zuflüssen zu ermitteln. Datengrundlage sind kontinuierliche Sondendaten von den drei Neckar-Messstationen Wendlingen (**NeWendl**), Poppenweiler (**NePopp**) und Besigheim (**NeBesig**) sowie von mündungsnahen Stationen an den vier größeren Zuflüssen Fils, Rems, Murr und Enz. Deren Mündungen liegen jeweils relativ nah unterhalb einer der betrachteten Neckarstationen.

Tabelle 19: Mittelwasser (MQ) in den betrachteten Flussabschnitten und Anteil des Zufluss-MQ am Hauptstrom. Werte aus der Regionalisierung (LUBW 2016).

Messstationen in Neckar und Zuflüssen	MQ	Anteil des Zufluss-MQ am Neckar-MQ unterhalb Einmündung
Neckar, Wendlingen	39,5	
Fils, Plochingen	9,9	20%
Rems, Neustadt	7,0	11%
Neckar, Poppenweiler	62,4	
Murr, Murr	6,0	9%
Neckar, Besigheim	68,7	
Enz, Besigheim	23,8	26%

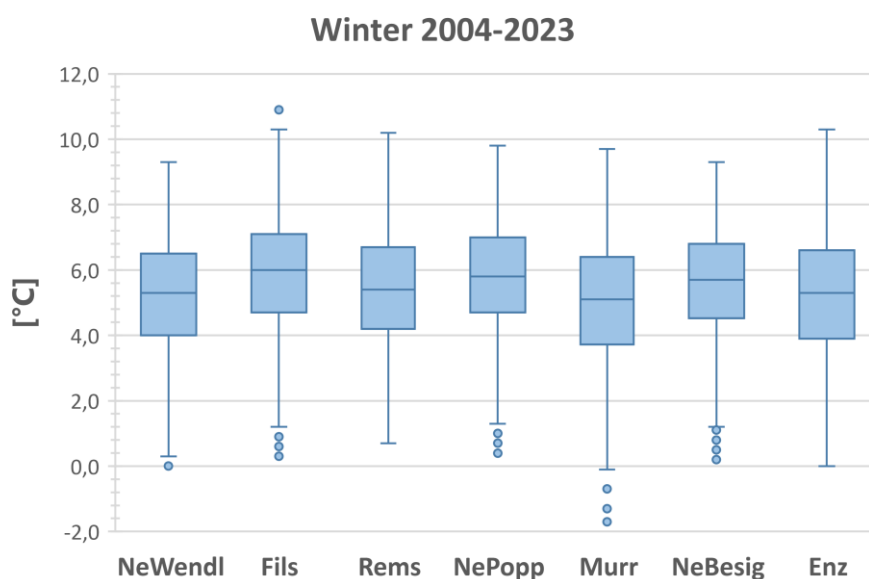


Abb. 23: Boxplots der Tagesmitteltemperaturen im Winter (Monate Dez-Feb) an den sieben Messstationen am Neckar und dessen Nebengewässern. Datensatz 2004-2023.

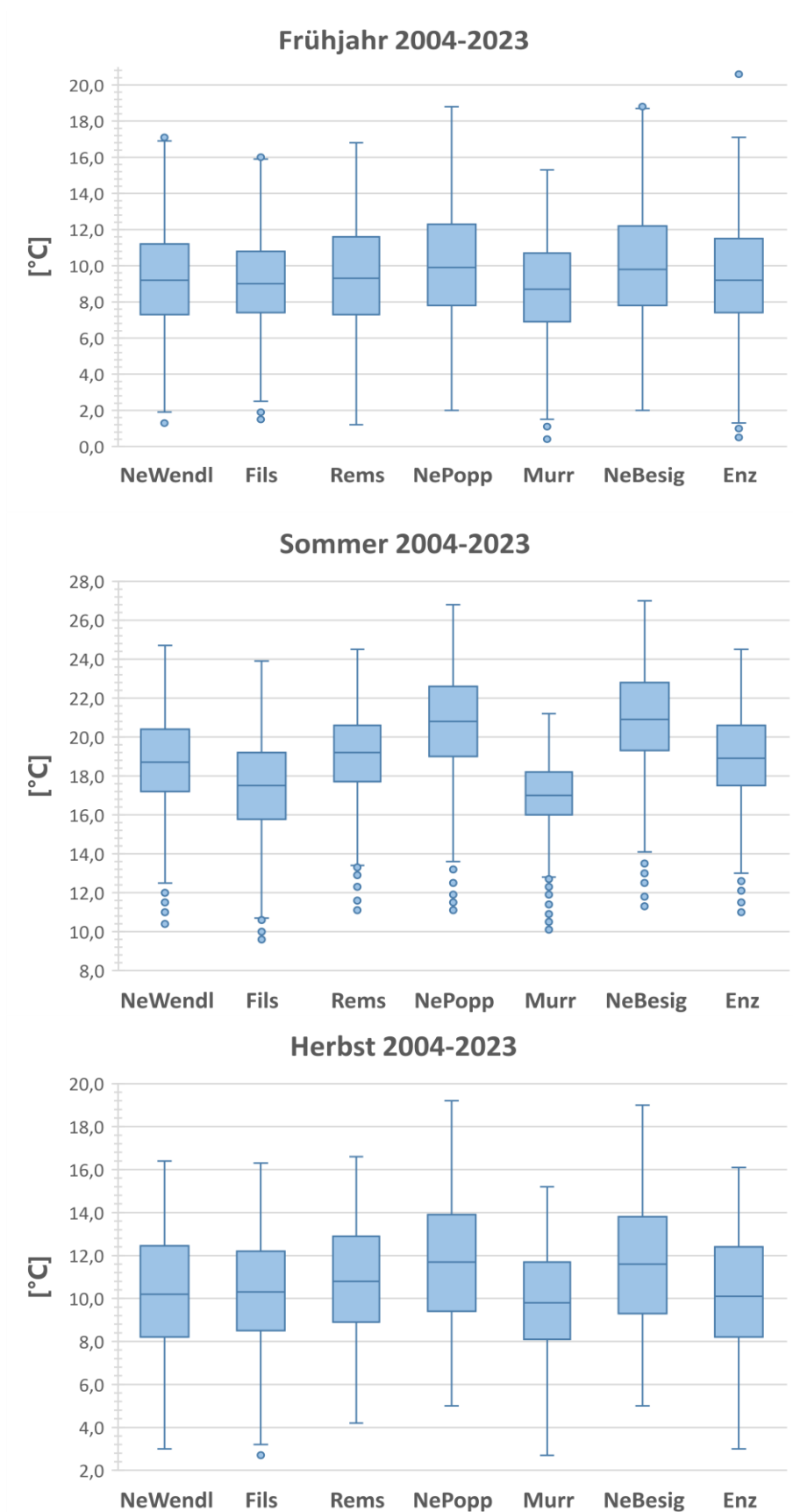


Abb. 24: Boxplots der Tagesmitteltemperaturen im Frühjahr (Mär/Apr), Sommer (Jun-Aug) und Herbst (Okt/Nov) an den sieben Messstationen am Neckar und dessen Nebengewässern. Datensatz 2004-2023 (LUBW 2024).

Besonderheiten bei den Temperatur-Differenzen zwischen Neckar und seinen größeren Zuflüssen (s. Abb. 23 und Abb. 24, Tabelle 19):

- Fils und Rems besitzen im Herbst, Winter und Frühjahr in etwa ähnliche Temperatur wie der Hauptstrom. Im Sommer ist die Rems im Median sogar etwas wärmer, die Fils dagegen über 1°C kühler.
- Der kleinste hier betrachtete Nebenfluss Murr (9% MQ-Anteil) ist über das ganze Jahr hinweg im Median kühler als der Neckar. Im Winter sind die Unterschiede am geringsten und der Median liegt bei 0,7 C, im Sommer bei fast 4°C und im Herbst bei noch etwa 2°C. Die Murr erreicht im Sommer nur 21°C, während sich der Neckar bis zu maximal 27°C erwärmen kann.
- Die Enz, deren Zuflussvolumen bei MQ rund ein Viertel des gesamten Neckarabflusses ausmacht, ist ebenfalls immer etwas kühler: Im Winter und Frühjahr bis max. 0,5°C, im Sommer rund 2°C.

Fazit: Die Betrachtung zeigt, dass im betrachteten Abschnitt des Neckars die größten Temperatur-Differenzen zwischen Zufluss und Hauptstrom im Sommer auftreten. Die Zuflüsse können im Mittel bis zu 4°C und im Maximum 6°C kühler sein. Die größten Unterschiede im Winter und Frühjahr wurden in der Enz mit max. 0,5°C und in der Murr mit im Mittel rund 1°C kühleren Temperaturen festgestellt. Deren Zuflussvolumina sind nicht unerheblich und tragen bei der Murr im Mittel 10% und bei der Enz 26% zum Abfluss des Neckars bei.

5.2 Temperaturvergleich Oberrhein/Restrhein und Zufluss Kander

Vergleich von monatlich oder 14tägig gemessenen Temperaturen im Rhein bei Weil und in dem Zufluss Kander aus dem Südschwarzwald, welcher rund 2% des Abflusses des dortigen Restrheins ausmacht.

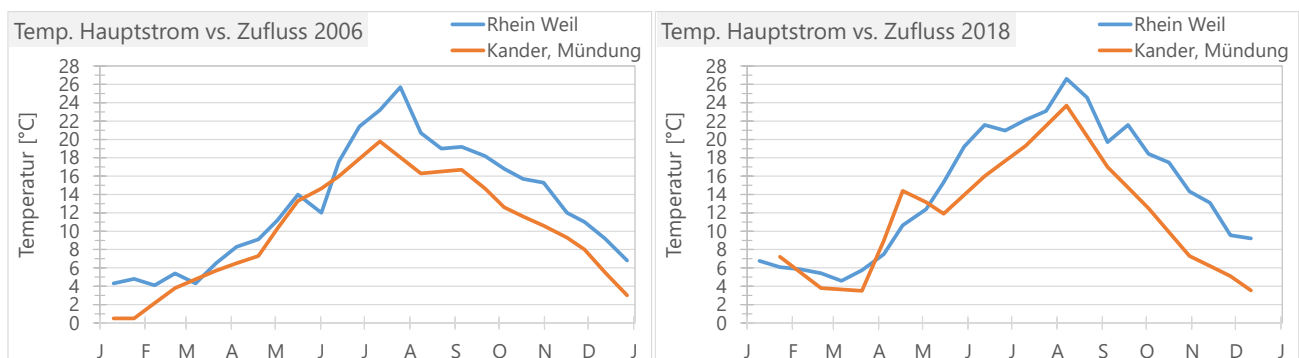


Abb. 25: Jahrestemperaturverlauf von Einzelmessungen im Rhein bei Weil und in der Kander, einem rechten Zufluss des unterhalb von Weil beginnenden Restrheins (Großteil des Abflusses wird in den Grand Canal d'Alsace abgeleitet) in den Jahren 2006 und 2018. Daten: BAFU 2024, LUBW 2024.

Fazit Vergleich Restrhein und Kander unterhalb von Basel: Von März bis Mai sind die Temperaturunterschiede zwischen Restrhein und Kander noch nicht so ausgeprägt. Ab Juni und bis in den Winter hinein ergeben sich mittlere Unterschiede von -4 bis -5 K mit Maximalwerten bis über -7 K zum Hauptstrom.

5.3 Temperaturvergleich Bodensee und verschiedene Zuflüsse

In den Bodensee Obersee münden auf deutscher Seite die größeren Zuflüsse Schussen und Argen sowie im Grenzgebiet zwischen Österreich und der Schweiz der Alpenrhein in den Bodensee. Für den Vergleich wurden monatlich oder 14tägig gemessene Temperaturen verwendet. (Datenherkunft: Datenportal LUBW <https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de>, BAFU Schweiz <https://www.hydrodaten.admin.ch>, Institut für Seenforschung (ISF) in Langenargen).

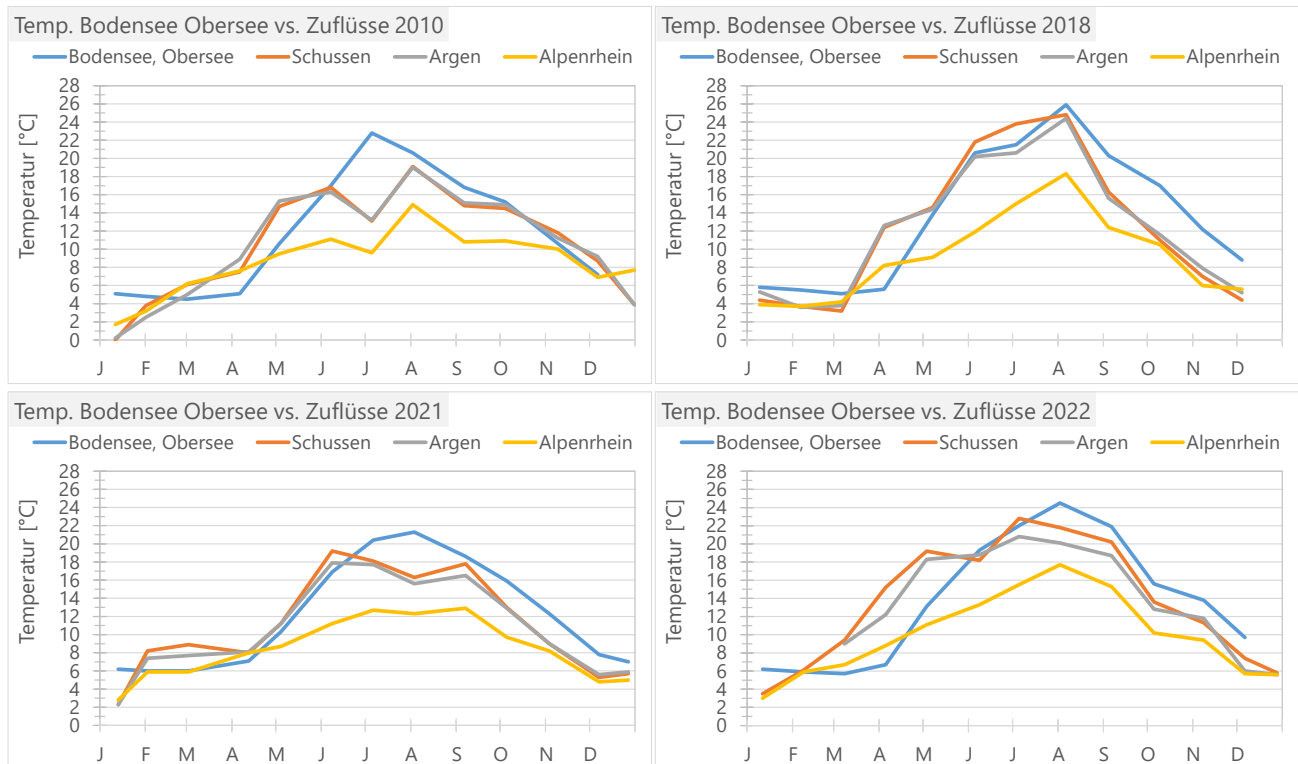


Abb. 26: Oberflächentemperatur des Bodensee Obersees (Probestelle Fischbach-Uttwil, ISF 2023) und von mündungsnahen Chemie-Messstellen in den Zuflüssen Schussen Argen und Alpenrhein (Daten LUBW 2024 und BAFU 2024).

Fazit Vergleich Bodensee und Zuflüsse: Die Temperatur des Oberflächenwassers des Bodensees liegt ab dem Sommer höher als die der Zuflüsse. Die Wärmereserve des Sees wirkt sich im Herbst und Winter bis Februar/März aus und die Zuflusstemperaturen sind während dieser Zeit im Mittel um 2 K in der Schussen, 2,4 K in der Argen und fast 3 K im Alpenrhein kühler. Maximal erreichen Schussen und Argen -10 K und der Alpenrhein -13 K. Der Wert $\Delta T = -2$ K wird in Schussen und Argen in 40% und im Alpenrhein in 65% der Messungen im Zeitraum 2010-2022 unterschritten. Die Kältereserve wirkt sich im Frühjahr bis maximal Juni aus, der Alpenrhein unterschreitet jedoch bereits ab Mai wieder die Seetemperaturen.

5.4 Tägliche Schwankungen sowie Änderungsraten der Temperatur in Fließgewässern

Für die Auswertung standen kontinuierliche Temperaturmessungen mit Stundenmittelwerten zur Verfügung (LUBW 2022). Die nach den Monaten aufgelösten mittleren Temperaturspannen (Differenz zwischen Tagesminimum und -maximum) lagen im **Sommer** am höchsten und zwischen rd. 1 K im Neckar bei Mannheim und 1,5 K in der Jagst. Maximal wurden im Neckar bei Besigheim mit fast 5 K die höchsten täglichen Temperaturschwankungen gemessen. D.h., die Gewässerorganismen erleben an solchen Tagen nach kühlen Nachttemperaturen eine Erwärmung um 5 K bis zum Nachmittag und ab dem späten Nachmittag wieder einer Abkühlung um 5 K. Im **Winter** sind die täglichen Temperaturunterschiede bedeutend geringer und liegen in den Gewässern im Mittel bei 0,3-0,7 K und im Maximum bei rund 1-1,5 K.

Tabelle 20: Tägliche Temperaturschwankungen im Monatsmittel und im Monatsmaximum an drei Messstationen in Fließgewässern unterschiedlicher Größe in Baden Württemberg. Daten von LUBW (2022): Stundenmittel 2017-2021. N/Gewässer rd. 43.000. Cyp-R = Cyprinidenrithral, EP = Epipotamal.

Mess-station	Fließge-wässertyp LUBW	Typ Fisch-zönose LUBW	Einzugs-gebiet (EZG)	"Typ"-Ansprache nach EZG-Größe (EG 2000)	Kenn-größe	tägliche Temperaturspanne [K]											
						Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Jagst, Untergriesheim	9.1K: Keuperfluss	Cyp-R	1.800 km ²	kleiner Fluss	Mittel	0,5	0,6	0,7	1,2	1,3	1,5	1,5	1,4	1,2	0,8	0,5	0,5
					Max	1,7	1,8	2,4	3,1	3,0	3,1	3,1	2,6	2,6	1,6	1,3	1,7
Neckar, Besigheim	10: Strom kiesgeprägt (9.2)	EP	6.000 km ²	großer Fluss (staugeregelt)	Mittel	0,5	0,7	0,7	0,9	1,1	1,3	1,2	1,0	0,8	0,5	0,5	0,6
					Max	1,5	2,4	2,0	2,0	3,5	4,5	4,7	2,5	1,8	1,4	1,5	1,9
Neckar, Mannheim	10: Strom kiesgeprägt	EP	14.000 km ²	Strom (vorwiegend staugeregelt)	Mittel	0,3	0,4	0,5	0,9	0,9	0,9	0,9	0,8	0,7	0,4	0,3	0,3
					Max	0,7	0,9	1,1	1,7	2,3	1,7	1,7	1,6	1,2	0,9	0,7	1,8

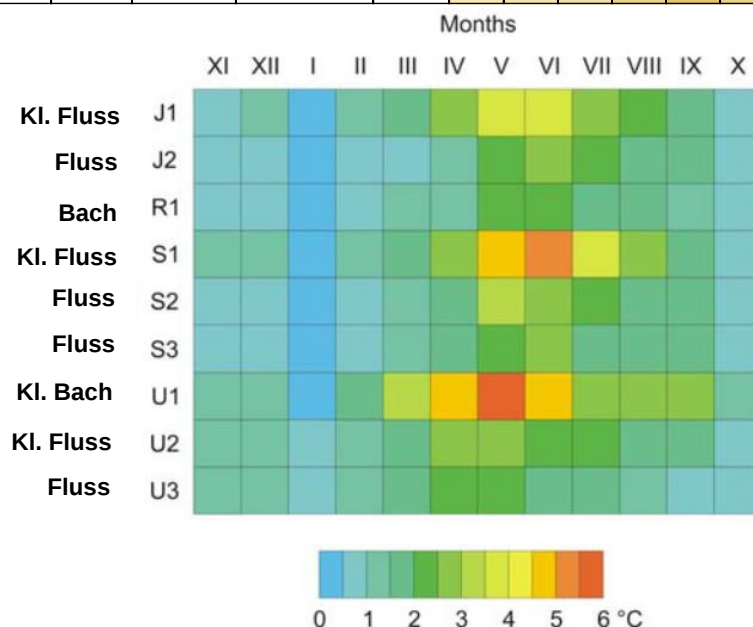


Fig. 2. Distribution of mean monthly water temperature ranges across all investigated sites in the hydrological year 2016; J1, J2, R1, S1, S2, S3, U1, U2, U3 = profiles as in Tab. 1; source: own study

Abb. 27: Verteilung der mittleren monatlichen Temperatur-Spannweiten in verschiedenen Fließgewässertypen des polnischen Tieflands (Abbildung aus Łaszewski 2018, ergänzt mit "Typbeschreibung" der Untersuchungs-gewässer).



Abb. 28: Änderungsraten $\Delta T/\text{Stunde}$ im Hyporhithral (Jagst) und Epipotamal (Neckar). Datenauswertung von kontinuierlich gemessenen Temperaturwerten (Stundenmittel) in Jagst und Neckar.

Befunde zu täglichen Temperaturspannen und Änderungsraten (s. Tabelle 20, Abb. 27 und Abb. 28)

- In allen Fließgewässertypen sind die täglichen Temperaturschwankungen im Winter (Okt-Feb) deutlich geringer als im Sommerhalbjahr und bleiben meist unter 1,5 K.
- Ab etwa März werden höhere Spannweiten gemessen, wobei diese in kleineren und/oder höher gelegenen Gewässern teils deutlich höher ausfallen als in größeren Tieflandflüssen. In den größeren Beispielgewässern in Baden-Württemberg (Hyporhithral und Epipotamal) wurden im Sommerhalbjahr Monatsmittel von 1-1,5 K und Maximalwerte bis rund 5 K gemessen. Die geringsten Schwankungen traten im Unterlauf des Neckars bei Mannheim auf.
- Łaszewski (2018) ermittelte in kleinen bis mittelgroßen polnischen Tieflandgewässern Monatsmittelwerte bis 6 K und im Maximum bis 9 K Spannweite. Letztere würde einer mittleren Änderungsrate von 0,75 K/Std. entsprechen. Wobei die Temperaturänderung über den Tag hinweg sicherlich nicht konstant ist, sondern Spitzenwerte aufweist, ebenso wie Stunden, in denen kaum Änderungen stattfinden u.a. während der Nacht. Als maximale Änderungsraten sind Werte vom Zwei- bis Dreifachen denkbar, was bei 9 K Spannweiten über 2 K/Std. entsprechen würde.
- Die Änderungsraten in den Jahrgängen der Baden-Württembergischen Flüsse zeigen einerseits deutlich geringere winterliche Werte. Im Sommerhalbjahr fällt auf, dass die Erwärmung steiler verläuft als die Abkühlung zur Nacht hin. Zusammenfassend können für Jagst und Neckar bei Besigheim **Abkühlungsraten von 0,5 K/Std. und Erwärmungsraten bis 0,7 K/Std. als häufiger auftretend** angesehen werden. Vereinzelt werden höhere Raten erreicht.

Fazit hinsichtlich gewässerthermischer Nutzung:

Die Auswertung zeigt, dass die Wasserorganismen in Fließgewässern mit natürlichem Temperaturregime insbesondere im Sommer höheren täglichen Temperaturschwankungen ausgesetzt sind. In den betrachteten Tieflandfließgewässern bis maximal 9 K, in größeren Flüssen bis 5 K. Im Winterhalbjahr sind die Schwankungen deutlich geringer und liegen meist unter 1,5 K. Zusammen mit einem erhöhten Wärmepumpenbetrieb in der Nacht kann der bestehende Tagesgang verstärkt werden. Hinsichtlich Erwärmungs- und Abkühlungsrate ist auf Basis der Datenauswertung zu "natürlich" auftretenden Änderungsraten anzunehmen, dass die Einhaltung von 0,5-1 K/Std. gewässerökologisch verträglich ist.

6 Gesamtfazit zu Abkühlungen und Anforderungen an eine thermische Nutzung

Die maximal möglichen Abkühlungen, absolut und relativ betrachtet, orientieren sich einerseits an der Maßgabe, keine Verschlechterungen in den Artengemeinschaften und in der Gewässergüte zu verursachen und andererseits an der Überlegung, den negativen Effekten der Klimaerwärmung auf die Organismen mit der Wärmenutzung lokal entgegenwirken zu können. In tiefen Seen können sich Kälteeinleitungen - je nach Rückleitpunkt - aufgrund von deren Speicherwirkung länger auswirken als in häufig durchmischten Flachseen oder Fließgewässern, die in einem engeren Kontakt mit der Lufttemperatur stehen. In letzteren verliert sich die Abkühlungswirkung in Fließrichtung zunehmend, abhängig u.a. davon, ob es im Gewässerkontinuum aufeinanderfolgende Anlagen gibt, vom Oberflächen-Volumen-Verhältnis des Wasserkörpers, von der Art des Fließens (turbulent versus laminar) oder vom Beschattungsgrad. Es bilden sich lediglich kühlere Abschnitte und somit Lebensräume, die von bestimmten Arten auch als Temperatur-Refugium genutzt werden könnten.

Allerdings können Anlagen zur Wärmenutzung störungs- oder revisionsbedingt außer Betrieb gehen, weshalb eine kontinuierliche Kälteeinleitung nicht unter allen Umständen gewährleistet werden kann. Hier könnte jedoch mit den Anforderungen an Betrieb und Wartung eine hohe Sicherheit des störungsfreien Betriebs gerade in kritischen Zeiten weitgehend hergestellt werden.

6.1 Zu verträglichen örtlichen Temperaturunterschieden und Absenkraten

Zu den maximal von verschiedenen Organismengruppen tolerierten Temperaturänderungen wurden von Hunziker und Wuest (2011) eine Literaturstudie durchgeführt, in deren Ergebnisdarstellung zwischen permanent herrschenden kühleren Temperaturen und sich ad hoc einstellenden Kälteeinleitungen unterschieden wird. Bei abruptem Einsetzen von -2 K seien keine negativen Einflüsse erwartbar, bei -3 K und mehr ginge das Makrozoobenthos in Fließgewässern vermehrt in die Drift oder Fische und ihre Entwicklungsstadien können in ihrer Entwicklung gestört werden.

Bei Fischen kann ein sog. **Kälteschock** auftreten, der nach Reid et al. (2022) durch einen abrupten und starken Temperaturrückgang ausgelöst wird und mit verschiedenen physiologischen auch sublethalen Reaktionen verbunden ist, jedoch auch bis zum Tod führen kann. In der Natur können ganze Populationen betroffen sein, wenn plötzliche Kälteeinbrüche, polare Kaltwasserströmungen, aufwallendes Tiefenwasser oder in großen tiefen Seen durch interne Seiches (große "Schaukelwellen") eine Verlagerung der Thermokline eintreten. Sowohl der Kälteschock als auch der weniger belastende **Kältestress**, der sich bei längerfristigen Änderungen in Fischen physiologisch nachweisen lässt, können auch zu einer **Kälte-Akklimatisierung** führen, wenn die erreichte Temperatur noch innerhalb des artspezifischen Toleranzbereichs liegt. Temperaturstürze *innerhalb* der Toleranzgrenzen einer Fischart werden besser verkraftet auch von warm-angepassten Individuen als Absenkungen bis unterhalb der Toleranzgrenze, auch wenn die Individuen bereits kalt-angepasst sind. Dementsprechend wirken sich Temperaturstürze im Winter kritischer aus als im Sommer, da die unteren Toleranzgrenzen schneller erreicht sind.

Reid et al. (2022) berichten aus der Literaturschau zu Fischen des Weiteren, dass es **keine quantifizierenden Definitionen** der drei og. Begriffe Schock/Stress/Akklimatisierung und deren Auslösebedingungen mit z. B. Temperaturspannen gibt, u.a. aufgrund von größeren Artunterschieden. In den berichteten Versuchen im Labor oder in Aquakulturen zu *Kälteschock* und dessen Folgen werden die Temperaturänderungen jedoch in wenigen Stunden durchgeführt und betragen in der Regel über 10°C z. B. von 20 auf 8°C (Versuch mit Forellenbarsch) oder von 16 auf 4 bis 0°C (Versuch mit Atlantischem Lachs). Die Autoren beschreiben die Auslösung eines *Kälteschocks* mit vielen Grad pro Stunde. *Kältestress* tritt im Wesentlichen bei Änderungen von wenigen Grad pro Tag oder bei längerem Aufenthalt im suboptimalen Temperaturbereich auf. Trotz fehlender Definition wird deutlich, dass ein *Kälteschock* mit weit unterhalb von 10 K liegenden Temperaturänderungen und –gradienten, welche zudem meist nicht ad hoc entstehen, mit hoher Wahrscheinlichkeit vermieden werden kann. Aus den Ausführungen wird jedoch der Bedarf eines Grenzwerts zu einer **maximal einzuhaltenden Änderungsrate** offensichtlich.

Das Phänomen *Kälteschock* wird in der Literatur zu aquatischen Organismen größtenteils für Fische beschrieben. Für Planktonorganismen oder Makrophyten konnten keine Hinweise z. B. für eine erhöhte Mortalität auf schnelle Temperaturänderungen gefunden werden. Hester & Doyle (2011) ermitteln aus Daten und einer Studienrecherche ebenfalls, dass Fische auf *Temperaturänderungen* empfindlicher reagieren als Wirbellose. **Fische** sind demnach möglicherweise die empfindlichste Gruppe hinsichtlich Temperaturstürze, und sie können deshalb als "**Schirmgruppe**" betrachtet werden (s. hierzu Van Treeck & Wolter 2021).

Donaldson et al. (2008) beschreiben eine Toleranz von Tieren gegenüber den im Freiland häufigen Schwankungen, wie z. B. dem Tagesgang oder Änderungen mit der Tide. Kälteeinleitungen kommen in Fließgewässern und Seen "**natürlicherweise**" in Form von **kühleren Zuflüssen** vor, welche den hier zu untersuchenden Fall simulieren. Es kann demnach erwartet werden, dass die Organismen an die in der Natur oft wiederkehrenden Verhältnisse angepasst sind, diese tolerieren oder geeignete Verhaltensweisen im Umgang damit (Flucht, Einnischung) entwickelt haben. Um die diesbezüglichen

Auslenkungen zu ermitteln, wurden Monitoringdaten ausgewertet (s. Kap. 5) mit folgendem Ergebnis: Ein Vergleich des **Neckars mit seinen größeren Zuflüssen** im Raum Stuttgart zeigt, dass die größten Temperatur-Differenzen zwischen Zufluss und Hauptstrom im Sommer auftreten und die Zuflüsse bis zu 4°C im Median und bis zu 6°C im Maximum kühler sind. Im Winter und Frühjahr waren die Unterschiede zum Hauptstrom geringer und erreichten je nach Gewässer im Mittel 0,5°-1°C kühlere Temperaturen. Der Vergleich zwischen **Kander und Restrhein**, eines Teilstroms des Oberrheins unterhalb von Basel, ergab von März bis Mai keine ausgeprägten Temperaturunterschiede. Jedoch ab Juni und bis in den Winter hinein ergeben sich mittlere Unterschiede von -4 bis -5°C mit Maximalwerten bis über -7°C zum Hauptstrom. Im Vergleich des **Bodensees mit den Zuflüssen Schussen, Argen und Alpenrhein** wurde deutlich, dass das Oberflächenwasser des Sees ab dem Sommer teils deutlich über den Temperaturen der Zuflüsse liegt. Die Wärmereserve des Sees wirkt sich bis in den Herbst und Winter und letztlich bis Februar/März noch aus. Die Zuflüsse sind während dieser Zeit im Mittel um rund 2°C in der Schussen, um 2,5°C in der Argen und im Alpenrhein um fast 3°C kühler. Maximal werden in Schussen und Argen Unterschiede von -10°C und im Alpenrhein von -13°C erreicht. Die im Winter gebildete Kältereserve im See wirkt sich im Frühjahr und bis etwa Juni aus. Der Alpenrhein unterschreitet jedoch bereits ab etwa Mai wieder die Seetemperaturen.

Die Beispiele zeigen, dass **"in der Natur"** insbesondere in großen, tiefen Seen, welche als Temperaturspeicher fungieren, bis in den Winter hinein deutliche Unterschiede zu den Zuflusstemperaturen auftreten können. Die einfließenden kühleren Wassermassen schichten sich gemäß ihrer Dichte in den Seewasserkörper ein. In Flüssen, welche im Verhältnis stärker mit den Lufttemperaturen im Austausch stehen und wo Zuflüsse und Hauptstrom auf dem Weg zum Zusammenfluss hin ähnlichen Lufttemperaturen ausgesetzt sind, bleiben die Unterschiede in der Regel kleiner. Treten jedoch abflussstarke und/oder schnellfließende Zuflüsse aus höher gelegenen, kälteren Naturräumen hinzu, können auch in Fließgewässern insbesondere im Sommer und in den Herbst hinein höhere Temperaturunterschiede auftreten, im Beispiel Kander/Oberrhein im Mittel bis zu -5°C, in manchen Neckarzuflüssen im Median -2 bis -4°C.

Diese in der Regel **relativ kontinuierlich herrschenden kühleren Zuströme** werden von den beweglichen Organismen von der Einmündung weg als in Fließrichtung und in Fahnen vorkommende Gradienten wahrgenommen, die sie aufsuchen oder denen sie sich entziehen können. Festsitzende Organismen werden ihren Standort gemäß ihrer diesbezüglichen Präferenz auswählen. Im **Analogieschluss** kann man demnach erwarten, dass kontinuierlich erfolgende Kälteeinleitungen den natürlichen Verhältnissen sehr ähneln können, sofern keine abrupten Änderungen der Verhältnisse eintreten, in denen "standorttreue" Tiere "überrascht" werden. "Schädliche" Temperaturstürze treten in der Natur ebenfalls auf (Reid et al. 2021), stellen aber relativ seltene Ereignisse dar.

In thermisch geschichteten Seen kann die Kenntnis der Schichtung oder der Temperaturverhältnisse über das Jahr hinweg dazu verwendet werden, die **optimale Rückgabehöhe** zu ermitteln, in der schädliche Kältegradienten mit hoher Wahrscheinlichkeit vermieden werden können. Bei der bodennahen Rückleitung müsste die Rückleitung ggf. nicht bis in die Zieltiefe erfolgen, da sich das einfließende Wasser im thermischen und Dichte-Gradienten passend einschichtet (s. Abb. 1 und Abb. 2). Das bedeutet, dass die für die Wärmenutzung nutzbare Temperaturspanne mit Anpassung an die thermischen Begebenheiten des Sees ggf. höher angesetzt werden kann als dies für Flüsse möglich ist. Z. B. könnte die von Boos (2011) vorgeschlagene Wärmenutzung von tiefen Seen mit Rückleitung von 4°C kaltem Wasser in das Hypolimnion tolerierbar sein und sogar limnologische Vorteile wie einen Sauerstoffeintrag in sedimentnahe Schichten oder das Aufbauen einer Kältereserve für den Sommer erbringen. Die limnophysikalischen Prozesse und deren Potenzial für eine verträgliche Wärmenutzung sind jedoch in hohem Maß "See-individuell" und sollten für jeden Fall einzeln ermittelt werden.

In Flüssen und gut durchmischten Flachseen müssen am Ort der Rückgabe und im sich anschließenden "äußeren" Mischungsbereichs die ökologischen Anforderungen eingehalten werden, was die Variabilität der Temperaturspreizung der Wärmenutzung einschränkt. Eine längerfristige Speicherung von Kälte im Wasserkörper ist durch den intensiveren Austausch mit der Lufttemperatur nicht möglich. Lediglich in tieferen Zonen temporär geschichteter flacher Seen oder größerer Flusstäue ist eine Kältespeicherung witterungsbedingt ggf. für einige Wochen möglich. Da sich in diesen Gewässern temporäre Schichtungen nur bei stabiler Wetterlage - im Sommer oft während trocken-heißer Hochdrucklagen - einstellen, könnten sich bei Sommerbetrieb der Wärmepumpen positive Effekte für u.a. Fische ergeben.

Da nicht erwartbar ist, dass die Wärmepumpen und Wärmetauscheranlagen störungs- und wartungsfrei laufen, muss mit einem **"plötzlichen" Abschalten der Anlage** auch unter Einsatz von Wärmespeichern mit einer relativ abrupt eintretenden Erwärmung in den flussab liegenden Lebensräumen gerechnet werden. Insofern sollten die zulässigen Abkühlungen in etwa den tolerierbaren Erwärmungsspannen entsprechen.

Die Auswertungen von Literatur und Monitoringdaten ergaben (s. Kap. 5.4), dass die Wasserorganismen in Fließgewässern mit natürlichem Temperaturregime insbesondere im Sommer höheren **täglichen Temperaturschwankungen** ausgesetzt sind. In den u.a. betrachteten polnischen Tieflandfließgewässern bis maximal 9 K (Łaszewski 2018), in größeren Flüssen Deutschlands bis 5 K. Im Winterhalbjahr sind die Schwankungen deutlich geringer und liegen meist unter 1,5 K Spannweite. Zusammen mit einem erhöhten Wärmepumpenbetrieb in der Nacht kann der bestehende Tagesgang verstärkt werden. Hinsichtlich Erwärmungs- und Abkühlungsrate ist auf Basis einer Auswertung zu "natürlich" auftretenden Änderungsraten anzunehmen, dass die **Einhaltung von $\pm 0,5$ K/Std. gewässerökologisch verträglich** ist. Beitinger et al. (2000) empfehlen, zur Vermeidung eines Kälteschocks bei Fischen **± 1 K/h nicht zu überschreiten**. Die tageszeitlichen Schwankungen müssen demnach hinsichtlich Einhaltung der verträglichen örtlichen Temperaturdifferenzen zwischen den Wasserströmen mitberücksichtigt werden.

Aus der Zusammenschau werden folgende Empfehlungen zu örtlichen Temperaturunterschieden für den einleitungsnahen *inneren Mischungsbereich* abgeleitet:

- maximaler Temperaturunterschied zwischen rückgeleitetem und im Gewässer fließenden Wasser von 4 bis 5 K
- maximale Änderungsrate $\pm 0,5$ K bis 1 K/Stunde (Herleitung s. Kap. 5.4)

6.2 Zu ökologisch tolerierbaren Temperaturabsenkungen im äußeren Mischungsbereich

In diesem Kapitel soll erörtert werden, in welchem Maß ein ganzer Wasserkörper dauerhaft abgekühlt werden darf, ohne dass sich grundlegende und negative Änderungen in den aquatischen Artengemeinschaften ergeben → ökologisch verträgliches ΔT im *äußeren Mischungsbereich*.

Fließgewässer

Hunziker und Wuest (2011) berichten aus eine Literaturstudie, die sich auch mit Kälteeinleitungen befasste, dass sich bei einer *Wärmeeinleitung* in größere Fließgewässer bei Einhaltung einer Aufwärmspanne von 2°C negative Auswirkungen auf die "meisten aquatischen Organismen" vermeiden ließen. Die Autoren schließen des Weiteren, dass sich Abkühlungen im Allgemeinen weniger kritisch auswirkten als Erwärmungen. Hieraus könnte man die Tendenz ableiten, dass für Kälteeinleitungen eine größere maximale Temperaturspanne möglich wäre als für Wärmeeinleitungen.

Van Treeck & Wolter (2021) berichten aus einer Recherche wissenschaftlicher Arbeiten zu (u.a. Beitinger et al. 2000), dass die zulässige Temperaturdifferenz bei Kaltwassereinleitung eigentlich <1 K liegen müsste, keinesfalls jedoch oberhalb der aktuellen Regelungen zu einer zulässigen Aufwärmspanne, d.h. maximal 2 K. Van Treeck & Wolter (2021) schlagen vor, die von ihnen vorgeschlagenen ΔT -Grenzwerte für Wärmeeinleitungen in Fließgewässern auch für Kälteeinleitungen zuzulassen (s. Tabelle 4).

In den Auswertungen von Monitoringdaten mehrerer WRRL-Biokomponenten von Halle & Müller (2014) hinsichtlich Temperaturbindung und Toleranzen gegenüber sommerlichen Maximaltemperaturen wurde deutlich, dass das **Makrozoobenthos** und die **Kieselalgen** sensitiv auf Temperaturveränderungen reagieren und deshalb ebenfalls geeignete Indikatoren für die Ableitung von Temperaturregelungen sind. Bislang sind in der OGewV (2016) jedoch nur die Ansprüche der längszonal differenzierten Fischgesellschaften berücksichtigt. Regressionsanalysen zwischen dem KLIWA_{MZB}-Index und den Perlodes-WRRL-Bewertungen (Halle et al. 2018) zeigen, dass der KLIWA-Index in vielen Fließgewässertypen insbesondere in Alpen- und Mittelgebirgsgewässern gute lineare Zusammenhänge mit hohen Bestimmtheitsmaßen aufweist. Anhand der Beziehungen (lineare Regressionen) können **pro Grad Erwärmung Verschlechterungen von einer ¼- bis ½-Zustandsklasse** erwartet werden. Umgekehrt kann geschlossen werden, dass sich Abkühlungen positiv auf die Perlodes-Bewertung auswirken und eine Abkühlung um 2 K v.a. in Gebirgsgewässern Verbesserungen bis zu einer Zustandsklasse bewirken kann.

Die Auswertungen zum **Flussplankton** zeigen (s. Kap. 3), dass gewässerthermische Wärmenutzungen, welche voraussichtlich im Schwerpunkt im Winterhalbjahr stattfinden, den Beginn der Frühjahrsblüten hinauszögern oder diese verkürzen können. Im Fall einer Nutzung auch über die Sommermonate hinweg (u.a. Warmwasser für Schwimmbäder oder Industrie) könnten die auto- und heterotrophe Produktivität im Plankton sowie die Abbauprozesse mit Sauerstoffzehrung gemindert werden. Die damit verbundene Verbesserung der Sauerstoffversorgung der Flussabschnitte kann den Tieren helfen, Hitzeperioden besser zu überstehen. In Korrelationsanalysen zeigte sowohl der Artenindex TIP als auch der Gesamtindex im **WRRL-Verfahren PhytoFluss** einen vergleichsweise zuverlässigen Zusammenhang zum Faktor Temperatur, wobei in diesem in der Regel weitere wichtige Steuergrößen integriert sind wie Abflussmenge oder Lichtverfügbarkeit. Dennoch sind bei Abkühlungen positive Effekte für die PhytoFluss-Bewertung zu erwarten.

Gemäß der unterstützenden WRRL-Bewertung mit den allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern (**ACP**-Bewertung), welche im Fall des Parameters Temperatur mit den "Fischzonen-Maximalwerten" der OGewV (2016) erfolgt, ergibt sich sowohl im Sommer als auch im Winter ein Bedarf für Abkühlung. Dies wird z. B. anhand der 166 Wasserkörperbewertungen der LUBW (2021) im Untersuchungszeitraum 2016-2018 deutlich (s. Kap. 3.4), in denen die winterlichen Maximaltemperaturen

nach OGewV (2016) in 27% und die sommerlichen in 30% der Wasserkörper überschritten werden. Die meisten Messstellen mit Überschreitungen liegen im Cypriniden-Rhithral und Epipotamal in den wärmeren Niederungen von u.a. Oberrhein, Neckar oder Donau. Sie weisen oft aufgrund ihrer Größe oder dem Verbauungsgrad (oft zum Hochwasserschutz) kaum oder keine Beschattung auf und so könnten Kälteeinleitungen in diesen Abschnitten günstigere Bedingungen für die dort eigentlich angestammten Organismen ermöglichen (vgl. auch KLIWA 2023).

Seen

Für Seen existieren in der OGewV (2016) bislang keine Grenzwerte zur Begrenzung einer thermischen Nutzung auch nicht für Wärmeeinleitungen.

In Seen sind bereits bei einer Erwärmung um 1 K im Mittel des gesamten Wasserkörpers bedeutende Veränderungen im Schichtungsverhalten und in der Planktongesellschaft und -dynamik zu erwarten (s. Free et al. 2020).

In der Auswertung von **Langzeitdaten** von Beispielseen ergaben sich in den letzten 3 bis 4 Jahrzehnten im *Oberflächenwasser* Erwärmungen von 1,2-2,5 K. In polymiktischen Seen, in denen mehrmals im Jahr Isothermie bis zum Grund herrscht, ist zu erwarten, dass sich die Temperaturen des gesamten Wasserkörpers je nach See angenähert an die Oberflächentemperaturen verhalten. In tiefen mono- und dimiktischen Seen ist die Temperaturentwicklung des gesamten Sees mit Schichtvolumen-gewichteten Mittelwerten zu ermitteln. Dies konnte im vorliegenden Projekt nicht geleistet werden.

Generell sind in vielen polymiktischen Seetypen mit höheren Temperaturen eine erhöhte Planktonproduktivität, eine erhöhte heterotrophe Aktivität und in nährstoffreicheren Seen erhöhte Blaualgenbiomassen zu beobachten und wahrscheinlich. Kühlere Frühjahrstemperaturen machen früh im Jahr eintretende Blaualgenblüten unwahrscheinlicher. Die Wahrscheinlichkeit von kritischen Cyanobakterien-Vorkommen (nach UBA 2015) nimmt mit der Temperatur deutlich zu. Ab 24 °C Wassertemperatur in den oberen Seeschichten lag der Anteil der Proben im "Warnbereich" der UBA-Einstufung bei 30% und mehr.

In tieferen, geschichteten Seen können im Epilimnion aufgrund von steilen Temperaturgradienten und Nährstoffaufzehrung geringere Algenbiomassen gebildet werden. Dennoch werden in KLIWA (2015) für alle auch für tiefe Seen sinkende Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser prognostiziert, die sich langfristig u.a. auf die Fischbestände und die Nährstoffrücklösung negativ auswirken.

Aus der Datenauswertung wird für eine gewässerthermische Nutzung geschlossen, dass sich **Kälterückleitungen in allen Seetypen positiv auswirken können**, insbesondere wenn sie zusätzlich eine Sauerstoffanreicherung für die tieferen Wasserschichten mitbringen. In geschichteten Seen wäre ein Eintrag über das gesamte Jahr auch im Winter von Vorteil. In polymiktischen Seen würden sich insbesondere im Sommer Vorteile hinsichtlich Nährstoffrücklösung aus dem Sediment und planktischer Produktivität ergeben.

Zur **Vermeidung von Kälteschock-Erscheinungen** sind die maximal zulässigen örtlichen Temperaturunterschiede einzuhalten (s. Kap. 6.1), wobei man sich in geschichteten Seen die thermische Schichtung zunutze machen könnte. Im gesamten See sind Abkühlungen im Rahmen der bislang festgestellten Erwärmungen durch den Klimawandel höchstwahrscheinlich als verträglich einzustufen.

Wärmenutzung als Mittel zur Klimawandel-Kompensation

Nimmt man die **Temperaturerwärmung der letzten Jahrzehnte** als Maß für ein mögliches Zurückdrehen der Zeit bzw. der Temperaturverhältnisse (u.a. Fink et al. 2014), so wären die Folgen einer dauerhaften Abkühlung im Bereich von derzeit 1 bis 2,5 K sowohl für Seen als auch für Fließgewässer in einem absehbaren, durch Erfahrungen aus der Vergangenheit gestützten Rahmen (s. z. B. Tabelle 7 oder Hupfer et al. 2022, 2023).

Die von Van Treeck & Wolter (2021) für Fließgewässer avisierten geringeren Änderungsspannen für die rhithralen Gewässerabschnitte (1 und 1,5 K) sind gegenläufig zu den Befunden zur Klimaerwärmung gereiht. So berichten Bender et al. (2010) und Reinboth et al. (2019) von einer beschleunigten Erwärmung in Hoch- und Mittelgebirgsregionen, die beim Zwei- bis Dreifachen derjenigen im Tiefland liegt. So würde man für die Temperaturanforderungen im Sinne der "Klimawandel-Kompensation" schließen, dass eine potenzielle Erwärmung im Rhithral sicherlich mit Rücksicht u.a. auf die angestammten kaltstenothermen Arten tatsächlich klein sein oder abgelehnt werden sollte, eine verträgliche Abkühlung aber möglicherweise höher ausfallen könnte, sofern die Anforderungen an die örtlichen Temperaturgradienten (Kap. 6.1) und die Mindesttemperatur (Kap. 6.3) eingehalten werden.

In dieser Diskussion stellt sich auch die Frage der möglichen Verwendung einer ("**historischen**") **Referenztemperatur** für den betroffenen Fließgewässerabschnitt oder den See. Da es hierzu einen regelmäßig und qualifiziert erhobenen Langzeitdatensatz braucht, der sicherlich in zahlreichen Fällen nicht vorhanden ist, wird empfohlen, diesen Aspekt in Genehmigungsfragen nur bei guter Datenlage zu berücksichtigen.

6.3 Zu Minimaltemperaturen im Winter

Im Wesentlichen kann auf Basis der Literatur davon ausgegangen werden, dass Kälteeinleitungen im bislang avisierten Bereich bis im Minimum 2 bis 5°C keine Schädigungen des **Planktons** auslösen. Die wichtigen Zooplankton taxa können harte Winter mit Minusgraden und Sauerstoffzehrungen unter Eis überleben und sich in der nächsten Saison in normalem Maß entwickeln (Balayla et al. 2010).

Aus der Literatur zu **Kälteschock bei Fischen** (Reid et al. 2021) kann abgeleitet werden, dass es für die gewässerthermische Nutzung eine **Temperaturuntergrenze** des eingeleiteten Wassers braucht, die sich an der unteren Grenze der Toleranzbereiche der vorkommenden Fischarten und deren Entwicklungsstadien orientieren sollte (s. Kap. 6.1).

Die Vorzugstemperatur für die meisten Fischarten liegt nach Shuter et al. (2012) im Bereich über 4°C. Bei Temperaturen unter 4°C müssten viele Arten analog zu den Problemen bei erhöhten Temperaturen übermäßig viel Energie für die Atmung aufbringen, was die Energiebilanz verschlechtert und zu "Hungern" führt. Nach den Ausführungen von Van Treeck & Wolter (2021) liegt bei Bachforellen der Präferenzbereich für das Laichgeschäft bei 1-10°C und des Laiches bei 5-10°C. Längerfristige Unterkühlungen des Laichs unter 5°C führten bei der Eientwicklung zu einer Verzögerung des Schlupfzeitpunkts, was sich aufgrund der begrenzten Nahrungsreserve im Ei wiederum ungünstig auf die Fitness und Überlebensfähigkeit der Brütlinge auswirken kann. So würde eine dauerhafte Abkühlung um 1,5 K - z. B. von 4,5°C auf 3°C - die Eientwicklung bei Bachforelle und Lachs um 50% verlängern von rund 100 auf 150 Tage (s. Tabelle 5 in Van Treeck & Wolter 2021).

Mögliche **Minimaltemperaturen** im Winter werden von Van Treeck & Wolter (2021) noch nicht diskutiert und man kann schließen, dass die Autoren eine winterliche Abkühlung gemäß Tabelle 4 als verträglich ansehen, wenn die Fischzonen-spezifischen Abkühlspannen von 1 bis 2 K eingehalten werden. Die zusätzliche Förderung von Eisbildung und Grundeis aufgrund von thermischer Nutzung, welche gerade im Hochwinter einen hohen Bedarf hat, sollte jedoch unbedingt vermieden werden.

Auf der anderen Seite können Abkühlungen helfen, kühlere **Temperaturrefugien** zu erhalten und die angestammten Biozönosen im Zuge des Klimawandels zu stabilisieren und vor der Einwanderung wärmeliebender, euryöker Arten – zu denen auch invasive Neozoen gehören – etwas zu schützen.

Um den Aspekt genauer zu beleuchten, wurde die Literaturrecherche von Van Treeck & Wolter (2021, Anhang 2) zur Temperaturempfindlichkeit und Vorzugsbereichen von Fischarten nochmals für diese Fragestellung verwendet. Deren Verschneidung mit den von ihnen ermittelten "generischen Fischbiozönosen" für die in Deutschland definierten Referenzbiozönosen und "Schirmarten" (Erläuterung s. Van Treeck & Wolter 2021) ergibt die Tabelle 21. Darin sind auch die Laichzeiten enthalten, da für die winterlichen Mindesttemperaturen die Ansprüche der Winterlaicher und deren Eier relevant sind. Speziell für die Winterlaicher wurden deshalb auch die Vorzugstemperaturen des Laichs zusammengestellt.

Tabelle 21: Von Van Treeck & Wolter (2021) ermittelte Leitarten in den "generischen Fischzönosen" in den Fischregionen und die dort vorkommenden "Schirmarten" (Temperatur-sensitivsten Arten) sowie deren Temperaturansprüche bezüglich der Problematik verträgliche "winterliche Mindesttemperaturen" aus der Literaturrecherche Van Treeck & Wolter (2021, Anhang 2). juv = juvenil, ad = adult.

Fischartname	Leit- und/oder Schirmart	Obergrenze sublethaler Bereich (juv+ad) [°C]	Vorzugsbereich (juv+ad) [°C]	Vorzugsbereich Eier bei Winterlaichern [°C]	Laichzeit	Laichperiode	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	Cyp-R	EP	MP	HP
Schmerle	Schirm-/Leitart	3	4-26		Apr-Jun	Frühjahr/-sommer	X	X	X	X	X		
Bachforelle	Leitart	4	5-19	3-10	Sep-Jan	Winter	X	X	X	X			
Groppe	Leitart	3	4-24		Feb-Jun	Frühjahr	X	X	X				
Dreistachliger Stichling	Leitart		4-20		Apr-Jun	Frühjahr/-sommer	X						
Meerforelle	Leitart	5	7-19	1-12	Sep-Jan	Winter	X	X	X				
Zwergstichling	Leitart		10-24			Frühjahr	X						
Bachneunauge	Schirmart		10-14		Mär-Jun	Frühjahr/-sommer	X	X	X				
Elritze	Leitart		7-25		Mai-Jul	Frühsommer		X	X				
Quappe	Schirm-/Leitart	1	5-20	0,5-4	Dez-Feb	Winter		X	X	X	X	X	X
Gründling	Leitart	5	7-27		Mai-Jun	Frühjahr/-sommer			X	X	X	X	
Döbel	Leitart		8-25		Apr-Jul	Frühjahr/-sommer			X	X	X		
Hasel	Schirm-/Leitart		10-28		Mär-Mai	Frühjahr			X	X	X		
Äsche	Schirm-/Leitart		4-19		Mär-Mai	Frühjahr			X	X			
Rotaugen	Leitart	7	8-25		Apr-Jun	Frühjahr/-sommer				X	X	X	X
Barbe	Leitart	13	10-24		Mai-Jul	Frühsommer				X	X		
Nase	Schirm-/Leitart		8-25		Mär-Mai	Frühjahr				X			
Schneider	Leitart		10-24		Mai-Aug	Frühsommer				X			
Flussbarsch	Leitart		8-27		Feb-Mai	Frühjahr					X	X	X
Ukelei	Leitart		14-24		Apr-Jun	Frühjahr/-sommer					X	X	
Kaulbarsch	Schirmart	8	10-24		Mär-Jul	Frühjahr/-sommer					X	X	X
Aal	Leitart	8	8-29									X	X
Brachse	Leitart		8-28		Mai-Jul	Frühsommer						X	X
Mairénke	Leitart	6			Apr-Jun	Frühjahr/-sommer						X	
Güster	Leitart		10-24		Mai-Jun	Frühsommer							X
Stint	Leitart		4-20		Feb-Apr	Frühjahr							X

In Orientierung an die **unteren Vorzugstemperaturen** der *typischen* Fischarten (s. Tabelle Tabelle 21) würden im Salmonidenrhithral die Grenztemperaturen im Bereich 4-10°C, im Cyprinidenrhithral und Potamal im Schwerpunkt bei 5-10°C zu liegen kommen. Da die winterlichen Gewässertemperaturen naturgemäß oftmals unter die Vorzugsbereiche der typischen Fischarten fallen, wird deutlich, dass die Tiere im Normalfall auch für sie ungünstige Phasen überstehen müssen, welche dann im subletalen oder gar letalen Bereich liegen. Diese Phasen werden mit Strategien – bei Fischen oft mit Winterruhe – bewältigt, in welcher der Energiebedarf stark reduziert wird und Wintereinstände – evtl. wärmere oder strömungsarme Zonen – aufgesucht werden. Entscheidend sind dabei

oft die Fettreserven, die die Tiere mitbringen (Höfer 1994). Die typischen Biozönosen und Referenzbiozönosen gemäß WRRL sind demnach auch das Ergebnis einer selektiven Wintermortalität (oder Abwanderung) für die nicht standorttypischen Taxa.

Einen wichtigen Mitspieler auch für die Planktonbiozönose v.a. in größeren Fließgewässern stellen die benthisch lebenden, Plankton-filtrierenden **Muscheln** dar, welche als temperatursensitiv beschrieben werden. Für die Körbchenmuschel kann mehreren Studien zufolge eine Untergrenze des Toleranzbereichs von 2°C angesetzt werden (Viergutz & Weitere 2013). Längerfristige Unterschreitungen führen zu erhöhter Mortalität oder Ausfall. So ist z. B. die Verbreitung von *Corbicula fluminea* durch niedrige Wintertemperaturen limitiert.

Mit Absenkung der Temperatur verlangsamen sich zahlreiche **Prozesse im Stoffwechsel und Wachstum**, wobei heterotrophe Organismen in ihrer Physiologie stärker reagieren als autotrophe (s. Kap. 2.4.5). Die Ausführungen von Rose & Caron (2007) lassen schließen, dass ein Temperaturrückgang die Grazingpopulation stärker beeinflussen könnte als die Primärproduktion und deshalb bei kühleren Verhältnissen ausgeprägte Algenblüten möglich sind. Auch Winder & Sommer (2012) schließen, dass tiefe Temperaturen ein exponentielles Algenwachstum nicht verhindern können. Einige Autoren beschreiben Algenblüten unter Klareis also bei Gefriertemperaturen in den oberen Wasserschichten. Pulsifer et al. (2021) gehen jedoch aufgrund ihrer Studien eher von einer ähnlichen Veränderung der "Aktivitätsraten" der Organismengruppen Phyto- und Zooplankton aus und sehen durch Temperaturveränderungen unter Freilandbedingungen kein Ungleichgewicht entstehen.

Gaudard et al. (2017) geben an, dass das in den **Wärmepumpen** verwendete Wasser mindestens eine Temperatur von 5°C besitzen sollte, um einen hinsichtlich Stromverbrauch effizienten Betrieb zu gewährleisten. Andere Betreiber wie z. B. die MVV Umwelt GmbH, welche im Jahr 2023 eine Großwärmepumpe in Mannheim in Betrieb genommen hat und als Wärmequelle Rheinwasser verwendet, stellen ihre Anlage bei Unterschreitung von 3°C ab. Somit gehen auch die technischen Anforderungen hinsichtlich Minimaltemperaturen in etwa in die gleiche Richtung wie die ökologischen, wobei jedoch die genannten 3 oder 5°C die Grenztemperatur des Wassers vor Wärmeentzug darstellt.

Fazit: Als Minimaltemperatur des rückgeleiteten Wassers im Hochwinter (Dez-Feb) werden je nach Fischzone 3-4°C empfohlen.

6.4 Zu Maximaltemperaturen

Die ökologisch verträglichen Maximaltemperaturen sollen hier ebenfalls diskutiert werden, da eine thermische Nutzung mit sommerlichem Wärmebedarf (Prozesswärme, Schwimmbadheizung, private Warmwasserbereitung) in Hitzeperioden eine Entlastung für die Organismen bringen und den Spitzenbelastungen der Klimaerwärmung entgegenwirken kann. Eine thermische Nutzung mit "**Entlastungseffekt**" könnte z. B. bevorzugt genehmigt oder als Ausgleich gewertet werden, u.a. wenn die zulässigen Temperaturmaximalwerte zur Einhaltung des "guten" Zustands (Orientierungswerte der OGewV 2016) erreicht werden könnten (vgl. Hofmann 2017). Zwar ist der Wärmebedarf im Winter ungleich höher, allerdings bemerkte ein Manager der MVV Umwelt GmbH, welche am Rhein eine Großwärmepumpe betreibt, zum Thema Sommerbetrieb: "Selbst bei höheren Außentemperaturen haben wir durch unser weitverzweigtes Fernwärmenetz immer irgendwo Wärmebedarf und die Notwendigkeit, eine Grundlast zu liefern." (s. <https://www.bdew.de/online-magazin-zweitausend50-/stoffwechsel/gro%C3%9Fwaermepumpe-alles-im-fluss/>). Dazu kommt, dass in heißen Sommerphasen zumindest in Fließgewässern oft Niedrigwasser herrscht und somit auch eine geringere Wassermenge abzukühlen wäre.

Für Fließgewässer enthält die OGewV (2016) an den Fischzonen orientierte maximal zulässige Temperaturen für den sehr guten und guten ökologischen Zustand differenziert nach "Sommer" (Apr-

Nov) und Winter (Dez-Mär) (s. Tabelle 22). Die Werte stammen noch größtenteils aus der "Fischgewässerverordnung" (EU 1978). Ziel des Reglements ist eine ökologisch begründete Begrenzung der Einleitung von Kühlwasser, welches im Falle von Kraftwerken und Industrie das ganze Jahr anfällt. Im Winter weist Kühlwasser oft sogar noch höhere Diskrepanzen zum Vorfluter auf, weshalb auch winterliche Maximalwerte formuliert wurden. Im Zuge der Klimaerwärmung werden die Grenzen oft schon ohne Kühlwassereinleitung überschritten und die ACP-WRRL-Bewertung kennzeichnet dann bezüglich Temperatur ggf. einen *Maßnahmenbedarf*.

Tabelle 22: Zulässige Maximaltemperaturen (T_{max}) für die Fischzonen gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016).

Fischgemeinschaft	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	Cyp-R	EP	MP	HP
Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016)							
Anforderung: sehr guter Zustand/höchstes ökologisches Potenzial [°C]							
T _{max} Sommer (Apr-Nov)	< 18	< 18	< 18	< 20	< 20	< 25	< 25
T _{max} Winter (Dez-Mär)	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	< 10 ≤	≤ 10
Anforderung: guter Zustand/gutes ökologisches Potenzial [°C]							
T _{max} Sommer (Apr-Nov)	≤ 20	≤ 20	≤ 21,5	≤ 23	≤ 25	≤ 28	≤ 28
T _{max} Winter (Dez-Mär)	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Sa = salmonidengeprägt, ER/MR/HR = Epi/Meta/Hypo-Rhithral, Cyp = cyprinidengeprägt, EP/MP/HP = Epi/Meta/Hypo-Potamal.							

Im Baden-Württembergischen Datensatz aller rd. 180 Chemiemessstellen (→ Grundlage der ACP-Bewertung der BW-Wasserkörper) überschritten in den Messjahren 2016-2018 rund 15% der Messstellen die Fischzonen-spezifischen Maximaltemperaturen der OGewV (2016) (s. Tabelle 22), wobei der Anteil der Überschreitungen im Sommer in etwa gleich hoch war wie derjenige im Winter. Die im Verhältnis meisten **Überschreitungen** traten im Cypriniden-Rhithral und Potamal auf (s. Kap. 3.4). Im Zuge der Klimaerwärmung wird der Anteil der Überschreitungen voraussichtlich noch weiter ansteigen und eine thermische Nutzung kann positive Effekte bringen auch in größeren Gewässern, in denen andere Maßnahmen wie Beschattung nicht mehr zum Tragen kommen (s. KLIWA 2023).

Die Temperaturgrenzen der OGewV (2016) wurden in einem LAWA-Projekt von Van Treeck & Wolter (2021) überprüft und in ihrem daraus resultierenden Vorschlag zu den zulässigen Maximaltemperaturen im Wesentlichen übernommen (Erläuterungen und Diskussion s. Kap. 2.8 und 0). Einziger größerer Unterschied ist das Weglassen der Temperaturanforderungen an den sehr guten Zustand.

Im Kap. 2.8 werden die Anwendbarkeit und Vorsorglichkeit der von Van Treeck & Wolter (2021) vorgeschlagenen Maximaltemperaturen diskutiert und Empfehlungen für die Anwendung sowie ein Plädoyer für die Erhaltung der "Hintergrundwerte" in der Temperatur-Regelungsmatrix der OGewV gemacht. Wesentliches Ergebnis der Erörterungen ist, dass die zulässigen Maximaltemperaturen nicht dauerhaft erreicht werden dürfen, sondern nur als selten auftretende Spitzenwerte ausreichende Vorsorglichkeit haben können.

Weitere Studien beschäftigten sich ebenfalls mit ökologisch verträglichen v.a. sommerlichen Maximaltemperaturen. Halle & Müller (2014, Tabelle A1-2) ermittelten mit einem großen deutschen Datensatz über alle WRRL-Biokomponenten bei Korrelationsanalysen u.a. mit sommerlichen Höchsttemperaturen, dass nicht die Fische sondern eher die **Wirbellosen oder pflanzliche Komponenten** allen voran die **benthischen Kieselalgen sensitiv** auf höhere Temperaturen reagieren. Die Fische besaßen hinsichtlich Temperaturmaxima im Sommer im Datensatz die geringste Bindung. Die dort abgeleiteten Orientierungswerte, welche die Autoren ebenfalls als Schwellenwerte für die *Obergrenze*

des guten Zustands definieren (s. Kap. 2.8), liegen je nach Gewässertyp zwischen 19 und 24°C. Van Treeck & Wolter (2021) bestätigen die "Nichteignung" der Fische als Schirmgruppe in der Sommerphase und merken an, dass Fische ihre sensibelste Phase nicht im Hochsommer hätten und die Werte von Halle & Müller (2014) deshalb für Fische keine Relevanz besäßen.

Für die in größeren Fließgewässern teils dominante **Körbchenmuschel** *Corbicula fluminea*, nach Uni Duisburg-Essen (2020) vom Hyporhithral bis Hypopotamal vorkommend, wird ein Temperaturoptimum für die Filtrationsleistung von 20 bis 25°C angegeben (Viergutz & Weitere 2013). Bei Überschreitung dieses Bereichs nähme die Leistung schnell ab, obwohl die experimentell ermittelte obere Temperaturgrenze bei 34-36°C liegt. Durch die Steigerung des Nahrungsbedarfs bei hohen Temperaturen vermindert sich die Nettobilanz der Filtration und im Sommer müssten nach Foe & Knight (1987, zit. in Viergutz & Weitere 2013) mind. rd. 50 µg/L Chlorophyll a vorhanden sein, um den Bedarf mit positiver Bilanz zu decken. Steigt das Missverhältnis mit hohen Temperaturen an, kann es zu Massensterben von Muscheln kommen (Mouthon 2001) wie es auch im trockenen und heißen Jahr 2003 z. B. im Rhein bei Worms beobachtet wurde (BfG 2006), wo als Höchsttemperatur Mitte August 28°C erreicht wurden (Messstation Karlsruhe, LUBW 2024).

Fazit zur Betrachtung "thermische Nutzung von Gewässern als Verbesserungsmaßnahme"

Es wird deutlich, dass je nach Jahreszeit andere Biokomponenten sensibler reagieren als Fische, z. B. bei den sommerlichen Maximaltemperaturen. Für eine zukünftige Temperaturregelung und ACP-Bewertung in der OGewV sollten weitere Organismengruppen miteinbezogen werden, um eine auf das gesamte Ökosystem abgestimmte Vorsorglichkeit zu erreichen.

Die Idee, gewässerthermische Nutzungen als "Maßnahme" anzusehen insbesondere in der Sommersituation, wo speziell Fließgewässer mit noch kleineren Wassermengen mit längeren Aufenthaltszeiten schnell eine Überhitzung erleiden können, wird untermauert. Jedoch auch in der Wintersituation können Abkühlungen gewässerökologische Verbesserungen bringen. Wobei Entlastungen nicht erst bei Erreichen der in der OGewV (2016) derzeit enthaltenen Maximaltemperaturen, sondern bereits deutlich darunter wirksam wären. Als Grenztemperaturen zur Definition "Maßnahme" wären z. B. die OGewV-Werte für den sehr guten Zustand oder die von Halle & Müller (2014) oder von MKULNV (2012) avisierten Orientierungswerte zielführend.

6.5 Empfehlungen für verträgliche Temperatur-Verhältnisse bei thermischen Einleitungen

Aus den Erläuterungen und abgeleiteten Anforderungen in den vorausgehenden Kapiteln werden die unten folgenden Anforderungen empfohlen (s. Folgeseiten Kap. 6.5.1 und 6.5.2). Die Empfehlungen beziehen sich nur auf ökologisch begründete Temperaturkenngrößen und nicht auf z. B. standortbedingte Ausschlusskriterien oder rechtliche Voraussetzungen.

6.5.1 Fließgewässer

- Maximaler Temperaturunterschied zwischen rückgeleitetem und im Gewässer befindlichem Wasser (innerer Mischungsbereich): 4 bis 5 K
- Maximale Änderungsrate im eingeleiteten Wasser: 0,5 K bis 1 K/Stunde

Tabelle 23: Anforderungswerte für Temperaturerhöhungen aus der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) sowie Vorschläge aus der vorliegenden Studie zur Änderung oder Ergänzung (→ orange unterlegt) insbesondere hinsichtlich Temperaturabsenkungen/Kälteeinleitungen. Bei Änderungsvorschlägen sind die OGewV-Werte in Klammern vermerkt. ΔT -Werte gelten für den *äußeren Mischungsbereich*.

Fischgemeinschaft	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	Cyp-R	EP	MP	HP
Minimalwerte [°C]							
sehr guter und guter Zustand/höchstes und gutes ökologisches Potenzial – Anwendung nur zur Regelung von Kälteeinleitungen → keine Eignung für ACP-Bewertung!							
Tmin Winter	> 3	> 3	> 3	> 3	> 3	> 3	> 3
Maximalwerte [°C]*							
sehr guter Zustand/höchstes ökologisches Potenzial [°C]							
Tmax Sommer (Apr-Nov)	< 18	< 18	< 18	< 20	< 20	< 25	< 25
Tmax Winter (Dez-Mär)	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
guter Zustand/gutes ökologisches Potenzial [°C]							
Tmax Sommer (Apr-Nov)	≤ 20	≤ 20	≤ 21,5	≤ 23	≤ 25	≤ 28	≤ 28
Tmax Winter (Dez-Mär)	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Maximale Temperaturerhöhung [ΔT in K] **							
sehr guter Zustand/höchstes ökologischen Potenzial							
Sommer (Apr-Nov)	0	0	0	0	0	0	0
Winter (Dez-Mär)	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 2 (3)	≤ 2 (3)	≤ 2 (3)
guter Zustand/gutes ökologisches Potenzial							
Sommer (Apr-Nov)	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 2 (3)	≤ 2 (3)	≤ 2 (3)
Winter (Dez-Mär)	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 2 (3)	≤ 2 (3)	≤ 2 (3)
Maximale Temperaturabsenkung [ΔT in K] **							
sehr guter Zustand/höchstes ökologischen Potenzial [°C]							
ganzjährig	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 2	≤ 2	≤ 2
guter Zustand/gutes ökologisches Potenzial [°C]							
Sommer (Apr-Nov)	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 2	≤ 2	≤ 2
Winter (Dez-Mär)	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2	≤ 2	≤ 2	≤ 2
Sa = salmonidengeprägt, ER/MR/HR = Epi/Meta/Hypo-Rhithral, Cyp = cyprinidengeprägt, EP/MP/HP = Epi/Meta/Hypo-Potamal.							

* Die Maximaltemperaturen sollten nicht dauerhaft erreicht werden, sondern nur als seltene Ereignisse auftreten. Die Genehmigung von zusätzlichen Kühlwassereinleitungen ist im Hinblick auf die Klimawandelfolgen und die emissionsarme Nutzbarkeit von Abwärme ohnehin fragwürdig. Für eine zukünftige Version der OGewV sollten die ökologisch verträglichen Maximalwerte einem Praxistest unterzogen werden und (insbesondere für den Sommer) nicht allein an der Biokomponente Fische abgeleitet werden, da diese nicht zu allen Zeiten des Jahres die empfindlichste Biokomponente darstellen.

** Die Werte für die Temperaturänderung bezeichnen die maximal zulässige Differenz zwischen ober- und unterhalb der Einleitungsstelle. Die Minimal- und Maximalwerte geben die Unter- und Obergrenzen der Nutzung an. Sind die Grenzen erreicht, darf keine weitere Temperatureinleitung mehr erfolgen, auch wenn die ΔT -Anforderungen noch nicht ausgeschöpft sind.

Anmerkungen zum "Temperatur-Grenzwert-Entwurf" von Van Treeck & Wolter (2021)

Der Wegfall der Regelungen für den sehr guten Zustand stellt eine Verschlechterung für den Gewässerschutz dar, welche unter Berücksichtigung der Effekte des Klimawandels insbesondere im Fall der Kühlwassereinleitung nicht zugelassen werden sollte.

Die im Projekt bestätigten zulässigen Maximaltemperaturen der OGewV (2016) können gemäß Definition der Autoren und hier zusätzlich diskutierter Studienbefunde nur als absolute Obergrenzen des guten Zustands verstanden werden. Für ein dauerhaftes Ausreizen sind die Werte unter Berücksichtigung von Toleranz- und Letalbereichen für zahlreiche Fischarten sowie für weitere sensitive Biokomponenten nicht vorsorglich genug. Sie sollten deshalb v.a. im Potamal nicht als Kenngrößen für eine verträgliche Bewirtschaftung herangezogen werden.

Auf Basis der Diskussion (Kap. 2.8) wird deshalb empfohlen,

1. die Definition des sehr guten Zustands in der OGewV zu erhalten,
2. die maximale Temperaturerhöhung im Potamal im Sommer ebenfalls auf 2 K zu begrenzen (s. Kap. 0),
3. bei der Genehmigung von zusätzlichen Kühlwassereinleitungen, welche im Hinblick auf die Klimawandelfolgen und die emissionsarme Nutzbarkeit von Abwärme ohnehin fragwürdig ist, die derzeit gültigen Maximaltemperaturen nicht "auszureizen", sondern auf geringere Maximaltemperaturen mit Sicherheitsmarge zu bewirtschaften (z. B. auf die OGewV-Maximalwerte des sehr guten Zustands),
4. die Maximalwerte für eine zukünftige Version der OGewV zwar entlang der Fischzonen jedoch nicht allein an der Biokomponente Fische abzuleiten und die Maximalwerte einem Praxistest zu unterziehen.

6.5.2 Seen

- Maximaler Temperaturunterschied zwischen rückgeleitetem und im Gewässer befindlichen Wasser (innerer Mischungsbereich): 4 bis 5 K
- Maximale Änderungsrate im eingeleiteten Wasser: $\pm 0,5$ K bis 1 K/Stunde
- Grenztemperatur des Seewassers für thermische Nutzung zur Wärmegewinnung: 3-4°C
- Maximale Abkühlung des gesamten Seewasserkörpers: $\Delta T = 0,5$ bis 1 K
(Bemessung ggf. in Einzelfällen in Anlehnung an die bislang durch den Klimawandel verursachten Aufwärmspanne. Nur bei gut dokumentierter Temperatur-Historie des betreffenden Sees möglich.)

Weitere zu berücksichtigende Randbedingungen:

- Keine negativen bzw. im bevorzugten Fall positiven Effekte hinsichtlich Sauerstoffgehalte (insbesondere über Grund und in geschichteten Seen im Hypo- und Metalimnion)
- Aufbau einer ökologisch verträglichen "Kältereserve" des Sees zur Milderung von Klimawandeleffekten
- Die Schichtungsstabilität von thermisch geschichteten Seen sollte während der Vegetationsperiode nicht maßgeblich verändert werden, um ein Aufwallen von nährstoffreicherem Wasser in der hinsichtlich Plankton produktiven Phase zu vermeiden.
- In eutrophen und/oder polymiktischen Seen kann eine Anreicherung von sauerstoffreichem Wasser den Trophiezustand verbessern.

7 Literatur

- Adamczuk, M. (2016): Past, present, and future roles of small cladoceran *Bosmina longirostris* (O. F. Müller, 1785) in aquatic ecosystems. DOI 10.1007/s10750-015-2495-7. Hydrobiologia (2016) 767: 1–11.
- Adrian, R., O'Reilly, C.M., Zagarese, H., Baines, S.B., Hessen, D.O., Keller, W., Livingstone, D.M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G.A., Winder, M. (2009): Lakes as sentinels of climate change. Limnology and Oceanography 54: 2283–2297.
- Adrian, R., Deneke, R. (1996): Possible impact of mild winters on zooplankton succession in eutrophic lakes of the Atlantic European area. Freshwater Ecology Vol. 36, Issue 3: 757–770. doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.00126.x
- Ahonen, S.A., Seppälä, J., Karjalainen, J.S., Kuha, J., Vähätalo, A.V. (2022): Increasing air temperature relative to water temperature makes the mixed layer shallower, reducing phytoplankton biomass in a stratified lake. Freshwater Biology, 68: 577–587.
- Alexander, J.E., McMahan, R.F. (2004): Respiratory response to temperature and hypoxia in the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology Volume 137, Issue 2, February 2004, 425–434.
- Adrian, R., Deneke, R., Mischke, U., Stellmacher, R., Lederer, P. (1995): A long term study of the Heiligensee (1975–1992). Evidence for effects of climatic change on the dynamics of eutrophied lake ecosystems. Archiv f. Hydrobiol. 133 3: 315–337.
- Baker, K.G., Robinson, C.M., Radford, D.T., McInnes, A.S., Evenhuis, C., Doblin, M.A. (2016): Thermal Performance Curves of Functional Traits Aid Understanding of Thermally Induced Changes in Diatom-Mediated Biogeochemical Fluxes. Front. Mar. Sci. 3:44. doi: 10.3389/fmars.2016.00044, https://doi.org/10.1111/fwb.14048
- Balayla, D., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M. et al. (2010): Larger zooplankton in Danish lakes after cold winters: are winter fish kills of importance? Hydrobiologia 646: 159–172. https://doi.org/10.1007/s10750-010-0164-4
- Beitinger, T.L., W.A. Bennet & R.W. McCauley (2000): Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. Environmental Biology of Fishes 58: 237–275.
- Bender, O., Borsdorf, A., Fischer, A., Stotter, J. (2011): Mountains under Climate and Global Change Conditions – Research Results in the Alps. Kapitel 20 aus: Blanco, J.A., Kheradmand, H. (Hrsg.) (2011): Climate Change. Geophysical Foundations and Ecological Effects. IntechOpen, London.
- Bergkemper, V., Weisse, T. (2017): Phytoplankton response to the summer 2015 heat wave – a case study from prealpine Lake Mondsee, Austria. Inland Waters Vol.7 (1): 88–99. DOI: 10.1080/20442041.2017.1294352
- Bernard, C., Ballot, A., Thomazeau, S., Maloufi, S., Furey, A., Mankiewicz-Boczek, J., Pawlik-Skowrońska, B., Capelli, C., Salmaso, N. (2017): Appendix 2: Cyanobacteria Associated with the Production of Cyanotoxins. In: Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis. First Edition. Edited by Jussi Meriluoto, Lisa Spoof and Geoffrey A. Codd. John Wiley & Sons. 2017.
- Bernhardt, J.R., Sunday, J.M., Thompson, P.L. (2018): Nonlinear averaging of thermal experience predicts population growth rates in a thermally variable environment. Proc Biol Sci. 2018; 285(1886): 20181076.
- Bonacina, L., Fasano, F., Mezzanotte, V., Fornaroli, R. (2023): Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. Biol. Rev. 9: 191–221.
- Bourai, L., Logez, M., Laplace-Treytore, C., Argillier, C. (2020): How Do Eutrophication and Temperature Interact to Shape the Community Structures of Phytoplankton and Fish in Lakes? Water 2020, 12(3), 779; https://doi.org/10.3390/w12030779
- Bridgen, C., Szekeres, E., Hegedüs, A., Nicoară, M., Chiriac, C., Stockenreiter, M. (2022): The combined impact of low temperatures and shifting phosphorus availability on the competitive ability of cyanobacteria. Scientific Reports (2022) 12:16409. https://doi.org/10.1038/s41598-022-20580-2
- Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und Universität Kaiserslautern (FWW) (Hrsg.) (2006): Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland. Ursachen - Wirkung – Folgen. Mitteilungen Nr. 27.
- Cabrerizo, M.J., Marañón, E. (2021): Temperature fluctuations in a warmer environment: impacts on microbial plankton. Faculty Opinion. Faculty Reviews 2021 10: (9).
- Carvalho, G.R., Crisp, D.J. (1987): The Clonal Ecology of *Daphnia magna* (Crustacea: Cladocera): I. Temporal Changes in the Clonal Structure of a Natural Population. Journal of Animal Ecology Vol. 56, No. 2 (Jun., 1987), 453–468.

- Carvalho, L., McDonald, C., De Hoyos, C., Mischke, U., Borics, G., Skjelbred, B., Solheim, A.-L., Poikane, S., Cardoso, A.C. (2012): Cyanobacteria and health: setting phosphorus targets for sustainable recreation. Poster WISER Project. www.wiser.eu
- Chen, B. (2015): Patterns of thermal limits of phytoplankton. *J. Plankton Res.* (2015) 37(2): 285–292.
- Dee, L.E., Okamtoto, D., Gårdmark, A., Montoya, J.M., Miller, S.J. (2020): Temperature variability alters the stability and thresholds for collapse of interacting species. *Phil. Trans. R. Soc. B* 375: 20190457. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2019.0457>
- Deneke, R., Maier, G., Mischke, U. (2023): Das PHYTOLOSS-Verfahren. Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Methodische Grundlagen. Stand: Mai 2023. Im Auftrag der LAWA (Expertenkreis Seen), Projekt O 3.22. Berlin, 56 S.
- Descy, J.P. (1993): Ecology of the Phytoplankton of the River Moselle. *Hydrobiologia* 249: 111–116.
- Donaldson, M.R., Cooke, S.J., Patterson, D.A., Macdonald, J.S. (2008): Cold shock and fish. *J. of Fish Biology*, 73, 1491–1530.
- Drugă, B., Ramm, E., Szekeres, E., Chiriac, C., Hegedüs, A. (2022): Long-term acclimation might enhance the growth and competitive ability of *Microcystis aeruginosa* in warm environments. *Freshwater Biology*, 67, 4: 589–602.
- Ducharne, A. (2008): Importance of stream temperature to climate change impact on water quality, *Hydrology and Earth System Sciences*, 797–810.
- Dupuis, A.P., Hann, B.J. (2009): Warm spring and summer water temperatures in small eutrophic lakes of the Canadian prairies: potential implications for phytoplankton and zooplankton. *J. of Plankton Research*, Vol. 31, No. 5: 489–502.
- Elliott, J.A. (2010): The seasonal sensitivity of Cyanobacteria and other phytoplankton to changes in flushing rate and water temperature. *Global Change Biology* (2010) 16, 864–876. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.01998.x
- Elliott, J.A. (2012a): Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Res.* 46: 1364–1371.
- Elliott, J.A. (2012b): Predicting the impact of changing nutrient load and temperature on the phytoplankton of England's largest lake. Windermere. *Freshwater Biol.* 57: 400–413.
- Ellis, T.A., Buckel, J.A., & Hightower, J.E. (2017): Winter severity influences spotted seatrout mortality in a southeast US estuarine system. *Marine Ecology Progress Series*, 564, 145–161.
- EU (1978): Richtlinie des Rates 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.
- Europäische Gemeinschaft (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. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1.
- Feldbauer, J., Hegewald, T., Berendonk, T., Petzoldt, T. (2023): Nicht nur Temperatur – wie der Klimawandel Trinkwassertalsperren beeinflusst. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2023(16) Nr. 4: 244–248.
- Free, G., Bresciani, M., Pinardi, M., Ghirardi, N., Luciani, G., Caroni, R., Giardino, C. (2020): A regional evaluation of the influence of climate change on long term trends in chlorophyll-a in large Italian lakes from satellite data. *Earth Systems Dynamics*. <https://doi.org/10.5194/esd-2020-56>
- Frenken, T., Brussaard, C.P.D., Velthuis, M. et al. (2020): Warming advances virus population dynamics in a temperate freshwater plankton community. *Limnol. Oceanogr.* 2020; 5(4): 295–304.
- Frenken, T., Velthuis, M., de Senerpont Domis, L.N., Stephan, S., Aben, R., Kosten, S., van Donk, E., Van de Waal, D.B (2016): Warming accelerates termination of a phytoplankton spring bloom by fungal parasites. *Glob Chang Biol.* 22(1): 299–309. doi: 10.1111/gcb.13095. Epub 2015 Oct 21. PMID: 26488235.
- Gaudard, A., Weber, C., Alexander, T.J., Hunziker, S. Schmid, M. (2018a): Impacts of using lakes and rivers for extraction and disposal of heat. *WIREs Water*. 5. <https://doi.org/10.1002/wat2.1295>
- Gerphagnon, M., Macarthur, D.J., Latour, D., Gachon, C.M.M., Van Ogtrop, F., Gleason, F.H., et al. (2015). Microbial players involved in the decline of filamentous and colonial cyanobacterial blooms with a focus on fungal parasitism. *Environ. Microbiol* 17: 2573–2587. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12860>
- Gerhard, M., Koussoroplis, A.M., Hillebrand, H., Striebel, M. (2019). Phytoplankton community responses to temperature fluctuations under different nutrient concentrations and stoichiometry. *Ecology* 100(11):e02834. [10.1002/ecy.2834](https://doi.org/10.1002/ecy.2834)

- Grimaud, G.M., Mairet, F., Sciandra, A., Bernard, O. (2017): Modeling the temperature effect on the specific growth rate of phytoplankton: a review. *Reviews in Environ. Science and Bio/technology*, 2017, 10.1007/s11157-017-9443-0
- Halle, M., Müller, A. (2017): Ergänzende Arbeiten zur Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Abschlussbericht des LAWA-ACP-Projekts O 3.15 im Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall". 227 S. zzgl. Anhänge.
- Halle, M., Müller, A. (2014). Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern. Endbericht. LAWA-Projekt O 3.12. Erarbeitet im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“, Download unter: <http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de>.
- Halle, M., Müller, A., Sundermann, A. (2016): Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern. KLIWA-Berichte, Heft 20. 145 S.
- Halle, M., Sengart, M., Müller, A., Sundermann, A. (2018): Praxistest und Verifizierungen des KLIWA-IndexMZB. Abschlussbericht. Im Rahmen des Kooperationsvorhaben KLIWA "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft". 112 S.
- Hardenbicker, P. (2014): Phytoplankton dynamics in two large rivers: long-term trends, longitudinal dynamics and potential impacts of climate change. Dissertation vorgelegt an der TU Dresden. 119 S.
- Hardenbicker, P., Becker, A., Fischer, H. (2014): Klimabedingte Änderung des Stoffhaushalts und der Algenentwicklung in Bundeswasserstraßen. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 5.02. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde (KLIWAS Schriftenreihe, 49/2014). https://doi.org/10.5675/Kliwas_49/2014_5.02
- Hein, B., Viergutz, C., Wyrwa, J., Kirchesch, V., Schöl, A. (2018): Impacts of climate change on the water quality of the Elbe Estuary (Germany), *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 6:1, 28-39, DOI: 10.1080/23249676.2016.1209438
- Hester, E.T., Doyle, M.W. (2011): Human Impacts to River Temperature and Their Effects on Biological Processes: A Quantitative Synthesis. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 47(3): 571-587. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2011.00525.x
- Hilt, S., Wanke, T., Scharnweber, K. et al. (2015): Contrasting response of two shallow eutrophic cold temperate lakes to a partial winterkill of fish. *Hydrobiologia* 749: 31–42. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2143-7>
- Höfer, R. (1994): Die Bedeutung der Eigenschaften des Gewässers und des Fisches für dessen Verweilen und Überleben in Bergbächen des Mittleren Schwarzwaldes während des Winters, untersucht an Bachforellen (*Salmo trutta fario* L.) verschiedener Herkunft. Diplomarbeit Fakultät für Biologie der Universität Freiburg i. Br. 109 S.
- Hunziker, S., Wüest, A. (2011): Anthropogene Temperaturveränderungen in Flüssen und Seen – eine Literaturanalyse. Klimbo Teilprojekt 2.a. Literaturstudie zu Auswirkungen, Risikopotenzial und Toleranzbereichen von Wärmenutzungen. Eawag, Kastanienbaum. 48 S.
- Hupfer, M., Schwefel, R., Jordan, S. (2022): Auswirkungen des Klimawandels auf Seen in Deutschland. Abschlussbericht Projekt-Nr. K-4.20. Forschungsverbund Berlin e. V. im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/Sonstige/K_4.21_Abschlussbericht_LAWA.pdf
- Hupfer, M., Schwefel, R., Jordan, S. (2023): Seen im Klimawandel. Zwischenbericht. Anschlussprojekt LFP 2023. Forschungsverbund Berlin e. V. im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Stand 30.09.2023.
- Jeppesen, E., Canfield, D.E., Bachmann, R.W., Søndergaard, M., Havens, K.E., Johansson, L.S., Lauridsen, T.L., Sh, T., Robert, P., Rutter, R.P., Warren, T.S.R.P.G., Ji, G., Hoyer, M.V. (2020): Toward predicting climate change effects on lakes: a comparison of 1656 shallow lakes from Florida and Denmark reveals substantial differences in nutrient dynamics, metabolism, trophic structure, and top-down control, *Inland Waters*, DOI:10.1080/20442041.2020.1711681
- Jeppesen, E., T. Mehner, Winfield, I.J. et al. (2012): Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia* 694: 1-39.
- Kagami, M., von Elert, E., Ibelings, B.W., de Bruin, A., van Donk, E. (2007): The parasitic chytrid, *Zygorhizidium*, facilitates the growth of the cladoceran zooplankter, *Daphnia*, in cultures of the inedible alga, *Asterionella*. *Proc Biol Sci.* Jun 22, 274 (1617): 1561-6. doi: 10.1098/rspb.2007.0425. PMID: 17439852; PMCID: PMC2176168. PMID: 17439852.
- Kingsolver, J.G., Buckley, L.B. (2017): Quantifying thermal extremes and biological variation to predict evolutionary responses to changing climate. *Phil. Trans. R. Soc. B* 372, 20160147. doi:10.1098/rstb.2016.0147

- KLIWA (2015): Einfluss des Klimawandels auf Seen. Literatursystemstudie im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA. Klimaveränderung und Wasserwirtschaft. 125 S.
- KLIWA (2021): Klimawandel in Süddeutschland. Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen Kenngrößen. Klimamonitoring im Rahmen der Kooperation KLIWA. Monitoringbericht 2021. Kooperation KLIWA. www.kliwa.de.
- KLIWA (2023): 2-Grad-Ziel für unsere Bäche Wassertemperatur und Beschattung. im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft, Dezember 2023. 44 S.
- Kremer, C.T., Thomas, M.K., Litchman, E. (2017): Temperature- and size-scaling of phytoplankton population growth rates: Reconciling the Eppley curve and the metabolic theory of ecology. *Limnol. Oceanogr.*, 62: 1658-1670.
- 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.
- Leßmann, D., Riedmüller, U. (2025): Grundlagen und Leitlinien für eine ökologisch verträgliche Nutzung von Gewässern zur Wärmegewinnung – Empfehlungen zu ökologischen Anforderungen für Fließgewässer und Seen für den behördlichen Vollzug. LAWA-Projekt O 5.23 im Rahmen des Länderfinanzierungsplans 2023. 59 S. inkl. Anhang.
- Lewandowska, A.M., Hillebrand, H., Lengfellner, K., Sommer, U. (2014): Temperature effects on phytoplankton diversity — The zooplankton link. *Journal of Sea Research* 85 (2014) 359–364.
- López-Urrutia, A., San Martín, E., Harris, R.P. et al. (2006): Scaling the metabolic balance of the oceans. *Proc Natl Acad Sci U S A* 103 (23): 8739–44.
- LUBW (2016): Informationssystem für Abfluss-Kennwerte in Baden-Württemberg. Aktualisierung 2016. <https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/projekte/index.xhtml>
- Mauch, E., Hamm, A., Heuss, K., Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schmidt, W.D. (1998): Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. – Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung, Stand 22.05.1998; München: 7 S.
- Mischke, U. & H. Behrendt (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. Weißensee Verlag. 88. ISBN 978-3-89998-105-6.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. (2022): Verfahrensanleitung für die Bewertung von planktondominierten Flüssen und Strömen mit Phytoplankton gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. PhytoFluss Online Version 5.1.x. Stand 15. Oktober 2022. 31 S. inkl. Anhang.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. (2022): Versionsdokumentation PhytoFluss - Historie des Bewertungsverfahrens mit Phytoplankton für planktondominierte Flüsse und Ströme. Stand 15. Oktober 2022. 11 S.
- MKULNV - Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Auftraggeber) (2012): Ableitung von gewässertemperaturspezifischen Temperaturanforderungen, Prüfung von wärmerrelevanten Einleitungen und möglicher Verbesserungspotenziale nach Stand der Technik, sowie Erarbeitung einer Vorgehensweise für die einzugsgebietsweite Bewirtschaftung der Gewässer bezogen auf den Temperaturhaushalt. Bearbeitung durch: Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei, Planungsbüro Koenzen, Universität Duisburg-Essen Abteilung Wasserbau und Wasserwirtschaft, VertUm GmbH, Kraftwerktechnik und Ludwig-Maximilians-Universität München Institut für Statistik. 140 S. zzgl. Anhang.
- Moore, M.V., Folt, C.F., Stemberger, R. (1996): Consequences of elevated temperatures for zooplankton assemblages in temperate lakes. *Archiv für Hydrobiologie* Volume 135 Number 3: 289 – 319.
- Nicoară, M., Drugă, B. (2019): Global warming promotes adaptive changes in the freshwater cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Studia Universitatis Babeş-Bolyai, Biologia*. Jun2021, Vol. 66 Issue 1, 30-31.
- Noges, P., Adrian, R., Anneville, O., Arvola, L., Blenckner, T., George, G., Jankowski, T., Jarvinen, M., Maberly, S., Padisak, J., Straile, D., Teubner, K., Weyhenmeyer, G. (2010): The Impact of Variations in the Climate on Seasonal Dynamics of Phytoplankton. Seiten 253-274 in G. George, editor. *Impact of Climate Change on European Lakes*.
- O'Reilly, C.M., Sharma, S., Gray, D.K. et al. (2015): Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophys. Res. Lett.* 2015; 42: 10,773–10,781. doi:10.1002/2015GL066235
- OGewV (Oberflächengewässerverordnung) (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- Peter, K.H., Sommer, U. (2013): Phytoplankton Cell Size Reduction in Response to Warming Mediated by Nutrient Limitation. *PLoS ONE* 8(9): e71528. doi:10.1371/journal.pone.0071528

- Pomati, F., Shurin, J.B., Andersen, K.H., Tellenbach, C., Barton, A.D. (2020): Interacting Temperature, Nutrients and Zooplankton Grazing Control Phytoplankton Size-Abundance Relationships in Eight Swiss Lakes. *Front. Microbiol.* 10:3155. doi: 10.3389/fmicb.2019.03155
- Pottgiesser, T. (2018): Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Umweltbüro Essen im Auftrag des Umweltbundesamtes. Steckbriefe und Begleittext.
- Pulsifer, J., Laws, E. (2021): Temperature Dependence of Freshwater Phytoplankton Growth Rates and Zooplankton Grazing Rates. *Water* 13, 1591. <https://doi.org/10.3390/w13111591>
- Rasconi, S., Gall, A., Winter, K., Kainz, M.J. (2015): Increasing Water Temperature Triggers Dominance of Small Freshwater Plankton. *PLoS ONE* 10(10): e0140449. doi:10.1371/journal.pone.0140449
- Reid, C.H., Patrick, P.H., Rytwinski, T., Taylor, J.J., Willmore, W.G., Reesor, B., Cooke, S.J. (2022): An updated review of cold shock and cold stress in fish. *J. Fish Biol.* 100 (5):1102-1137. doi: 10.1111/jfb.15037. Epub 2022 Mar 29. PMID: 35285021.
- Reinboth, C. (2019): Die Zukunft der künstlichen Beschneidung in Mitteleuropa: Konzeptionierung eines Decision Support Systems. Masterarbeit an der FernUniversität Hagen. Juni 2019. 130 S.
- Reinl, K. L., Brookes, J. D., Carey, C. C., Harris, T. D., Ibelings, B. W., Morales-Williams, A. M., De Senerpont Domis, L.N., Atkins, K. S., Isles, P. D. F., Mesman, J. P., North, R. L., Rudstam, L. G., Stelzer, J. A. A., Venkiteswaran, J. J., Yokota, K., & Zhan, Q. (2021). Cyanobacterial blooms in oligotrophic lakes: Shifting the high-nutrient paradigm. *Freshwater Biology*, 66, 1846–1859. <https://doi.org/10.1111/fwb.13791>
- Reynolds, C.S., Descy, J.-P. (1996): Production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 113: 161-187.
- Riedmüller, U. (2023): Plausibilisierung von Chlorophyll a-Fluoreszenz-Messungen in Flüssen Baden-Württembergs. Im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. 96 S.
- Riedmüller, U. (2024): Ermittlungen zur stofflichen Belastung des Schluchsees. Unveröff. Bericht im Auftrag der Gemeinde Schluchsee. 46 S.
- Rose, J.M., Caron, D.A. (2007): Does low temperature constrain the growth rates of heterotrophic protists? Evidence and implications for algal blooms in cold waters. *Limnol Oceanogr.* 2007; 52(2): 886–95.
- Ruuhijärvi, J., Rask, M., Vesala, S. et al. (2010): Recovery of the fish community and changes in the lower trophic levels in a eutrophic lake after a winter kill of fish. *Hydrobiologia* 646, 145–158. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0186-y>
- Schwefel, R., Jordan, S., Hupfer, M. (2023): Langzeitentwicklung von Seen infolge des Klimawandels. LFP 2023. Vortrag Sitzung des LAWA-Expertenkreises Biologische Bewertung von Seen und Interkalibrierung nach WRRL.
- Shatwell, T., Thiery, W., Kirillin, G. (2019): Future projections of temperature and mixing regime of European temperate lakes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 23, 1533–1551.
- Shuter, B.J., A.G. Finstad, I.P. Helland, I. Zweimüller & F. Hölker (2012): The role of winter phenology in shaping the ecology of freshwater fish and their sensitivities to climate change. *Aquatic Sciences* 74(4), 637-657.
- Sommer, U., Lengfellner, K. (2008): Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom, *Global Change Biology*, 1199-1208.
- UBA (2015): Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsblatt 2015· 58: 908–920 DOI 10.1007/s00103-015-2192-8. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Van Treeck, R., Wolter, C. (2021): Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur. Projekt O 10.20 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2020. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei. 19.11.2021. 77 S.
- Verspagen, J.M.H., Ji, X., Liu, Q.-X., Huisman, J. (2022): Large-scale variation in phytoplankton community composition of >1000 lakes across the USA. *Environ. Res.: Ecol.* 1 (2022) 015001. <https://doi.org/10.1088/2752-664X/ac788c>
- Viergutz, C., Weitere, M. (2013): Ökologie von *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis* als Grundlage für die Gewässergütemodellierung. Literaturstudie und Datenauswertung Kooperationsprojekt zwischen der Bundesanstalt für Gewässerkunde und der Universität zu Köln im Rahmen des KLIWAS-Projekts 5.02. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde (KLIWAS Schriftenreihe, 10/2013). https://doi.org/10.5675/kliwas_10.2013_corbicula.
- Wagner, A., Huelsmann, S., Horn, W., Schiller, T., Schulze, T., Volkmann, S., Benndorf, J. (2013): Food-web-mediated effects of climate warming: consequences for the seasonal *Daphnia* dynamics. *Freshwater Biology* 58: 573-587.

- Weisse, T., Gröschl, B., Bergkemper, V. (2016): Phytoplankton response to short-term temperature and nutrient changes. *Limnologia* 59: 78-89.
- Wilhelms, A., Börsig, N., Yang, J., Holbach, A., Norra, S. (2022): Insights into Phytoplankton Dynamics and Water Quality Monitoring with the BIOFISH at the Elbe River, Germany. *Water* 2022, 14, 2078. <https://doi.org/10.3390/w14132078>
- Winder, M., Reuter, J.E., Schladow, S.G. (2009) Lake warming favours small-sized planktonic diatom species *Proc. R. Soc. B* 276 427–435.
- Winder, M., Sommer, U. (2012): Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5–16.
- WTW (1987): Oxi-Fibel. Einführung in die Gelöstsauerstoff-Meßtechnik. Weilheim. 88 S.
- Yvon-Durocher G, Allen AP, Cellamare M, et al. (2015): Five Years of Experimental Warming Increases the Biodiversity and Productivity of Phytoplankton. *PLoS Biol.* 2015; 13(12): e1002324.
- Zhang, M., Guan, Y., Qin, B. et al. (2019): Responses of phytoplankton species to diel temperature fluctuation patterns. *Phycological Res.* 2019; 67(3): 184–191.