

Langzeitbeobachtungen zum Einfluss von Klimawandel und Eutrophierung auf Seen und Talsperren in Deutschland

Tom Shatwell, Sylvia Jordan (Berlin), Gerald Ackermann (Pirna), Martin Dokulil (Wien/Österreich), Jacqueline Rücker (Bad Saarow), Wilfried Scharf (Wuppertal), Annekatrin Wagner (Dresden) und Peter Kasprzak (Stechlin)

Zusammenfassung

Die Arbeit gibt einen Überblick zu Langzeitbeobachtungen und -forschungen an 17 Seen und Talsperren in Deutschland. Im Ergebnis verminderter Nährstoffeinträge nach 1990 hat sich die Wasserqualität in fast allen Gewässern verbessert. Trotzdem werden einige Gewässer den für 2015 durch die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU-WRRL) geforderten guten ökologischen Zustand nicht erreichen. Durch die Klimaerwärmung ist die Temperatur des Oberflächenwassers angestiegen, die thermische Schichtung wurde vor allem durch deren früheren Beginn verlängert, und die Schichtungsstabilität in den Sommermonaten hat zugenommen. Modellstudien zeigen, dass sich bisher dimiktische in monomiktische Seen wandeln werden, weil eine Eisbedeckung im Winter immer häufiger ausbleibt. Außerdem hat die Klimaerwärmung einen signifikant negativen Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt im Hypolimnion und verändert die Verfügbarkeit von Phosphor im Wasserkörper. In Talsperren sind Stauhöhe und Wetter besonders wichtige Einflussgrößen der Wasserqualität. Langzeitbeobachtungen weisen darauf hin, dass die Klimaerwärmung Bemühungen gegen die Gewässereutrophierung erschwert. In der Wasserwirtschaft wird die Kombination von Langzeitbeobachtungen und ökologischen Modellen immer mehr zu einem unverzichtbaren Mittel für die Entscheidungsfindung bei der Gewässergütebewirtschaftung.

Schlagwörter: Talsperre, Nährstoff, Nährstoffelimination, Gewässergüte, Wasserrahmenrichtlinie, Klimaänderung, Oberflächenwasser, Phosphor

DOI: 10.3243/kwe2013.12.005

Abstract

Long-Term Monitoring of the Impact of Climate Change and Eutrophication on Lakes and Reservoirs in Germany

This article summarises the results of long-term research and monitoring on 17 lakes and reservoirs in Germany. Following nutrient reduction, water quality improved in most water bodies since the early 1990s, but most are unlikely to meet the requirements of the Water Framework Directive of the European Union (EU-WFD) by 2015 and cyanobacteria still persist in many. Due to recent climate warming, surface water temperatures have increased, summer stratification has become longer due to an earlier start in spring, and stratification has become more stable. Model projections show that lakes will tend towards monomixis and ice cover will become less frequent. Climate change strongly influences the oxygen budget and influences the availability of phosphorus in the water body. Water level and weather were most important factors for water quality in reservoirs. Scientists and managers need to focus on understanding ecosystem responses using long-term research and developing coupled ecological models.

Key words: reservoir, nutrient, nutrient removal, water quality, Water Framework Directive, climate change, surface waters, phosphorus

1 Einleitung

In den Jahren von 1850-2008 hat sich die mittlere Lufttemperatur in Europa um ca. 1,3 °C erhöht [1]. Dabei wurden insgesamt neun der wärmsten Jahre in den vergangenen zwölf Jahren beobachtet. Obwohl sich der Trend zu ansteigenden Lufttemperaturen in letzter Zeit verlangsamt hat, so gehen Klimaforscher davon aus, dass lediglich eine Unterbrechung des

generellen Erwärmungstrends vorliegt [2]. In Seen und Talsperren hat der klimatische Wandel zu ansteigenden Temperaturen im Oberflächenwasser, zu stark variierenden Zuflüssen und zu ansteigender Verdunstung geführt [3]. Die Häufigkeit von extremen Wetterereignissen wird vermutlich zunehmen, deren Konsequenzen für Gewässerökosysteme sind jedoch



Abb. 1: Messfloß am Arendsee. An diesem Gewässer werden seit 1976 physikalische, chemische und biologische Parameter erfasst (Foto S. Jordan).

größtenteils unerforscht. Sehr wahrscheinlich ähneln die Folgen des Klimawandels denjenigen der Eutrophierung, weil er den trophischen Status, die trophische Struktur und den Sauerstoffhaushalt stehender Binnengewässer verändert [4]. Deshalb wird der Klimawandel, trotz erfolgreicher Bemühungen, die Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet zu reduzieren, den Eutrophierungsprozess verstärken [5]. Obwohl bei der Sanierung von Einzugsgebieten in den vergangenen Jahrzehnten deutliche Fortschritte erzielt wurden, bleibt also zu untersuchen, ob und wie sich steigende Temperaturen und häufigere Extremereignisse auf die Wirksamkeit von Gewässerschutzmaßnahmen auswirken werden.

Aufgrund der hohen Komplexität von Gewässerökosystemen sind Einflüsse von Klimawandel und Eutrophierung oft schwer zu trennen [4]. Trendanalysen auf Grundlage von Langzeitbeobachtungen, Vergleiche zwischen kalten und warmen Jahren [6] anhand von klimatischer Gradienten (Breitengrade und Höhenlage) und Ökosystemmodelle [6-13] erlauben jedoch, die differenzierte Reaktion von Seen und Talsperren auf beide Faktoren zu beurteilen. So können Wege gefunden werden, negative Effekte des Klimawandels zu mildern. In vorliegender Arbeit werden Ergebnisse von Langzeitbeobachtungen (20-50 Jahre) aus 17 Seen und Talsperren Deutschlands zusammengestellt (Tabelle 1, Abbildungen 1 und 2). Schwerpunkte der Darstellung liegen auf den Auswirkungen von Klimaerwärmung, Eutrophierung und der Bewirtschaftung von

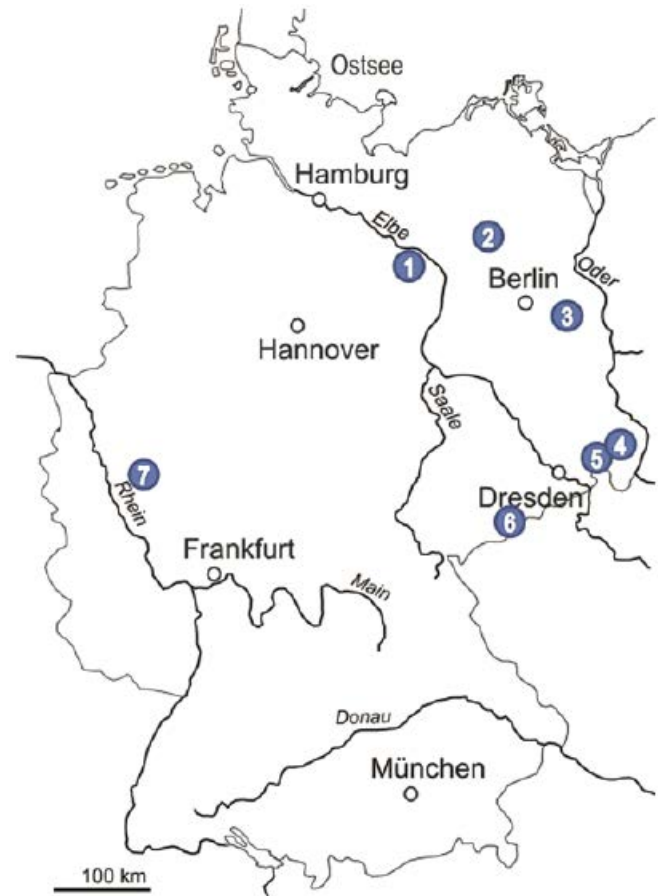


Abb. 2: Karte mit den Standorten der untersuchten Seen und Talsperren. Die Namen der Gewässer sind in der Tabelle 1 genannt.

Einzugsgebieten in den vergangenen Jahrzehnten. Wir versuchen, Muster und Parallelen zwischen den einzelnen Gewässern zu identifizieren und relevante Schlussfolgerungen für das Gewässermanagement und die Forschung abzuleiten.

2 Langfristige Änderungen der Wasserqualität

2.1 Auswirkungen von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet

In den meisten der untersuchten Seen und Talsperren ist die Phosphor (P)-Konzentration seit den frühen 1990er Jahren deutlich zurückgegangen. Hauptursache sind das Verbot P-haltiger Waschmittel, ein steigender Anschlussgrad an Abwasser-

No.	Name	Z _{max} (m)	Z _{mean} (m)	A ₀ (km ²)	t _r (Jahre)	A _{EZG} (km ²)	trophischer Status	Mischungstyp
1	Arendsee	49	29	5,1	40	16	eutroph	di/monomiktisch
2	Stechlinsee	69	24	4,25	40-60	12	oligo-mesotroph	di/monomiktisch
3	Scharmützelseegebiet (11 Seen)	3,3–29,5	1,6–11,2	0,12–12,1	0,06–12,3	3,3–392	polytroph – mesotroph	polymiktisch – di/monomiktisch
4	TS Quitzdorf	6,8	2,8	6,81	0,61	176	polytroph	polymiktisch
5	TS Bautzen	13,5	7,4	5,33	0,45	311	eutroph	poly/dimiktisch
6	TS Saldenbach	47	15,3	1,46	0,4 – 1	60,7	mesotroph	dimiktisch
7	Wupper TS	31	11,9	2,2	0,2	112	meso-/eutroph	di/monomiktisch

Tabelle 1: Topographische, morphometrische, hydrographische und trophische Merkmale der untersuchten Seen (Z_{max} – maximale Tiefe, Z_{mean} – mittlere Tiefe, A₀ – Seefläche, t_r – Retentionszeit, A_{EZG} – Fläche des Einzugsgebietes).

behandlungsanlagen und deren technische Weiterentwicklung, aber auch Verbesserungen bei der Bewirtschaftung der Einzugsgebiete; wie etwa ein optimierter Düngemiteleintrag oder Extensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft [7]. Dementsprechend sind seit 1990 die Einträge in die Wupper Talsperre (TS) um 40%, in die TS Bautzen um fast 80%, in die TS Quitzdorf um 65%, in die TS Saidenbach um ca. 60% und in den Scharmützelsee um etwa 50% geringer geworden. Der Stechlinsee und der Arendsee, die über keine nennenswerten Zuflüsse verfügen, sind Ausnahmen. Hier ist die P-Konzentration sogar angestiegen. Die konsequenten Sanierungen im Einzugsgebiet zeigen positive Wirkungen in den Gewässern. Der trophische Status der Gewässer hat sich häufig um eine Stufe verbessert. Die Zeiträume zwischen der Eintragsreduktion bis zum Eintritt messbarer Verbesserungen waren jedoch verschieden (Tabelle 1), die Reaktionen der Gewässer sind oft komplex und sprunghaft. Von den elf Seen in der Scharmützelseeregion, die in den frühen 1990er Jahren geringe bis starke Belastungen zeigten, hatten 2011 bis auf drei alle anderen Seen den potenziell natürlichen Zustand erreicht [8]. Obwohl sich Makrophyten in den Seen wieder ausbreiten, ist die Erholung der Bestände bisher hinter den Erwartungen zurückgeblieben. Die Reaktion des Phytoplanktons auf verminderte Einträge war von Gewässer zu Gewässer verschieden. Dabei spielen der Seetyp, die Eutrophierungsgeschichte, die interne Nährstoffrückführung und der Fortbestand von Cyanobakterien-dominierten Phytoplanktongemeinschaften eine entscheidende Rolle.

2.2 Cyanobakterien – ein fortdauerndes Problem

Trotz deutlich verminderter externer Nährstoffeinträge bleibt die Dominanz von Cyanobakterien im Phytoplankton oft ein Problem. In Talsperren scheinen die interne Nährstoffrückführung und betriebsbedingte Wasserstandsschwankungen eine kritische Rolle für das Auftreten von Cyanobakterien zu besitzen. So zeigt die Gesamtposphor (TP)-Konzentration in der Wupper TS im Sommer einen deutlichen Zusammenhang mit dem gespeicherten Wasservolumen. Dementsprechend waren die TP-Werte und die Chl-a-Konzentration bei starken Stauspiegelabsenkungen besonders hoch. Negative Effekte auf die Wasserqualität ließen sich deutlich nachweisen. Warmes Wetter bei gleichzeitig hoher Wasserabgabe förderte die Entwicklung von



Abb. 3: Cyanobakterienblüten, wie hier in der Wupper Talsperre, bleiben trotz Einzugsgebietssanierung hartnäckig und werden durch den Klimawandel begünstigt (Foto W. Scharf)

Cyanobakterien trotz des verminderten P-Angebots (Abbildung 3). In der TS Bautzen bewirkten zeitige Stauspiegelabsenkungen im Mai und frühe Durchmischung im Sommer starke P-Freisetzungen aus dem Sediment. Der freigesetzte Phosphor wurde in die euphotische Zone eingemischt und förderte massive *Microcystis*-Blüten. Hohe Wasserstände konnten diese Blüten unterbinden. In der TS Quitzdorf bewirkte die P-Ausschüttung aus dem Sediment ebenfalls Cyanobakterien-Blüten, aber die auslösenden Faktoren waren weder Durchmischung noch niedrige Wasserstände. Hier bestand eine enge Beziehung zwischen P-Freisetzung und Nitratkonzentration im Tiefenwasser. Bei Nitratkonzentrationen von <1 mg L⁻¹ in der Nähe der Sedimentoberfläche kam es zu intensiven P-Freisetzungen. In der TS Saidenbach führten epilimnische Wassertemperaturen von >20°C in Kombination mit einer sehr stabilen thermischen Schichtung zu Massenentfaltungen von Cyanobakterien während des Sommers [9]. Trotz klarer Verbesserungen der Wasserqualität scheint es daher fraglich, ob alle erwähnten Gewässer den von der EU-WRRL geforderten guten ökologischen Zustand schon 2015 erreichen werden.

3 Langfristige Veränderungen im thermischen Regime

3.1 Wassertemperatur

Eine der offensichtlichsten Auswirkungen der Klimaerwärmung ist der Anstieg der epilimnischen Temperaturen in Seen und Talsperren in vielen Teilen der Welt, wobei jedoch keineswegs alle Gewässer gleichermaßen betroffen sind [10]. Vergleichende Untersuchungen an 18 europäischen Seen zeigten, dass Luft- und Oberflächenwassertemperaturen ungefähr mit der gleichen Rate steigen [11]. Ähnliches wurde am Stechlinsee nördlich von Berlin beobachtet. Hier erhöhten sich seit 1958 sowohl Luft- als auch oberflächennahe Wassertemperaturen mit einer Rate von 0,33-0,37°C pro Dekade. Am Arendsee betrug die Rate für Luft und Wasser seit 1976 etwa 0,56°C pro Dekade. Die durchschnittliche jährliche Zahl von Tagen mit Oberflächentemperaturen von mehr als 22 °C erhöhte sich am Arendsee seit 1980 von vier auf neun. Modelluntersuchungen zeigen, dass diese Häufigkeit bis zum Ende des Jahrhunderts auf 55 ansteigen könnte. Die damit verbundene Verlängerung der Badesaison könnte eine zusätzliche Belastung für diesen und andere Seen darstellen. Die Auswirkungen der Klimaerwärmung auf die Temperatur des Tiefenwassers von Seen in der gemäßigten Zone sind dagegen schwerer zu erfassen. Sowohl Erwärmung als auch leichte Abkühlung sind möglich [10], wobei Tiefe und Durchmischungsregime eine dominante Rolle spielen. Modellstudien deuten darauf hin, dass bei relativ flachen Seen, deren Tiefe jedoch im Übergangsbereich von polymiktisch zu dimiktisch liegt, die hypolimnischen Temperaturen vermutlich zurückgehen werden. Das wird vor allem dann der Fall sein, wenn es im zeitigen Frühjahr bei niedrigen Wassertemperaturen zu schnell einsetzender thermischer Schichtung kommt. Dagegen sollten die Wassertemperaturen im Hypolimnion von tieferen Seen mit Zirkulationsmustern zwischen dimiktisch und monomiktisch infolge der Klimaerwärmung ansteigen [12]. Hier sind vor allem höhere Wassertemperaturen im Winter von Bedeutung. Die Veränderungen werden im Einzelnen jedoch stark von den örtlichen Verhältnissen beeinflusst, so dass weitergehende Verallgemeinerungen nur schwer möglich sind. Der Stechlinsee

liefert ein interessantes Beispiel, wie das Tiefenwasser auf thermische Belastung reagieren kann. Die hypolimnischen Temperaturen stiegen durch den Kühlwasserzufluss des benachbarten Kernkraftwerkes an, während sie nach dem Ende des Betriebes als Folge der Klimaerwärmung geringfügig zurückgingen [13]. Insgesamt jedoch ist in einer Reihe tiefer europäischer Seen in den letzten 20 bis 50 Jahren ein ansteigender Trend der hypolimnischen Wassertemperaturen von ca. 0.1 – 0.2°C pro Dekade zu beobachten [14].

3.2 Vertikale Temperaturgradienten

Jenseits der unterschiedlichen Reaktion des Tiefenwassers scheint klar zu sein, dass die Temperaturen im Zuge der Klimaerwärmung in der durchmischten Schicht von Talsperren und Seen schneller ansteigen werden als im Hypolimnion. Modellstudien über den Arendsee zeigen eine Erwärmung des Oberflächenwassers um bis zu 4 °C am Ende des Jahrhunderts, wogegen sich die hypolimnischen Werte um lediglich 1,5 °C erhöhen dürften. Die Stabilität der thermischen Schichtung wird sich wegen dieser divergenten Entwicklung erhöhen. Sowohl Messungen als auch Modellstudien weisen darauf hin, dass die Schichtdicke des Metalimnions im Stechlinsee in den vergangenen 50 Jahren abgenommen hat, wodurch ein steilerer Temperaturgradient entstanden ist [13]. Dadurch könnte sich der vertikale Partikeltransport verändern, weil die Sprungschicht als Sedimentationsbarriere wirkt. Aber auch Auswirkungen auf das Phytoplankton sind möglich. So wurde im Esthwaite Water (England) eine direkte Korrelation des Biovolumens von *Aphanizomenon* mit dem vertikalen Temperaturgradienten beobachtet [15]. Veränderungen der Ausdehnung des Epilimnions können eine Reihe von Konsequenzen haben. Besonders betroffen sind die Lichtverhältnisse und damit verbunden die Konkurrenzbeziehungen in der Phytoplanktongemeinschaft [16].

3.3 Thermische Schichtung im Sommer

In vielen Seen und Talsperren ist ein klarer Trend zu verlängerter thermischer Schichtung während des Sommers erkennbar. Er wird vor allem durch den früheren Beginn infolge stärkerer Erwärmung im Winter und im Frühjahr hervorgerufen. Die 1958 begonnene Messreihe am Stechlinsee zeigt eine Zunahme der sommerlichen Stratifikation um etwa 17 Tage während der vergangenen 50 Jahre. Im Arendsee sind die Veränderungen noch klarer. Im Vergleich zu 1976 beginnt die Stagnationsperiode heute 17 Tage früher und endet zwölf Tage später. Modelluntersuchungen deuten sogar auf eine Verlängerung der sommerlichen Stratifikation um zwei Monate gegen Ende des Jahrhunderts. In der Talsperre Saldenbach hat sich die Dauer der Sommerstagnation seit 1975 ebenfalls um etwa einen Monat verlängert. In Talsperren wird die Dauer der thermischen Schichtung zusätzlich durch den Wasserstand und die Wasserentnahme aus tieferen Schichten stark beeinflusst. In der TS Bautzen, deren Schichtungsverhalten an der Grenze zwischen poly- und dimiktisch liegt, war der Wasserstand die kritische Steuergröße für Durchmischungsereignisse im Sommer. Die Zirkulation begann bereits im Juni, wenn der Stauspiegel schon im Mai abgesenkt wurde. Wenn der Wasserstand hoch blieb, dann setzte die Durchmischung erst deutlich später im September ein. Dem entsprechend verzögert begann auch die Einmischung des aus dem Sediment rückgelösten Phosphors.

In Talsperren ist die mit Blick auf Eutrophierungsprozesse betriebene Bewirtschaftung des Stauraums also eine effektive Maßnahme zur Steuerung der Wasserqualität, welche allerdings nutzungsorientierten Einschränkungen unterliegt.

3.4 Winterschichtung und Eisbedeckung

Die Dauer der winterlichen Schichtung dimiktischer Seen ist oft schwer zu erfassen. Besonders problematisch sind wechselnde Eisbedeckungen und die häufige Unterbrechung der Schichtung. Modelluntersuchungen am Stechlinsee haben jedoch gezeigt, dass sich die Dauer der inversen Winterschichtung seit 1959 um etwa einen Monat vermindert hat [17]. Inzwischen zeigt der See in vielen Jahren ein monomiktisches Stratifikationsmuster. Eine ähnliche Entwicklung wurde auch am Arendsee beobachtet. Jüngere Aufzeichnungen belegen ebenfalls eine sich verkürzende Dauer der Eisbedeckung am Arendsee und an der Talsperre Saldenbach [18]. Magnusson et al. [19] zeigten für Seen der nördlichen Hemisphäre einen generellen Trend zu kürzerer Eisbedeckung; sowohl durch einen späteren Beginn als auch infolge eines früheren Endes. Am Arendsee, so verdeutlichen Modelluntersuchungen, wird es gegen Ende dieses Jahrhunderts kaum noch Eisbedeckung geben, und der See wird sich in ein monomiktisches Gewässer verwandelt haben. Andererseits lassen Modellstudien vermuten, dass viele Seen, die gegenwärtig polymiktisch sind, am Ende dieses Jahrhunderts ein monomiktisches Stratifikationsverhalten zeigen, woraus sich weitreichende Konsequenzen für ihre Ökologie ergeben könnten [12].

4 Ökologische Konsequenzen von Klimawandel und Eutrophierung

4.1 Reaktion auf Temperaturveränderungen

Die bisher beschriebenen Ergebnisse zeigen den deutlichen Einfluss des Klimawandels auf das thermische Regime von Seen und Talsperren. Worin jedoch könnten die ökologischen Auswirkungen bestehen? Die Beantwortung dieser Frage ist kompliziert, weil vielfältige Wechselwirkungen zwischen Klima und Eutrophierung betroffen sind. Ein Beispiel zur Illustration liefert die mesotrophe Talsperre Saldenbach. Als Folge verringerter P-Einträge ab 1990 haben sich die Sichttiefen zunächst erhöht, sind aber im letzten Jahrzehnt wieder zurückgegangen. Die Daten zeigen jedoch keine Änderung der P-Konzentration oder anderer Nährstoffe [20]. Eine mögliche Erklärung für den beobachteten, erneuten Anstieg der Trübung könnten wärmeres Oberflächenwasser, höhere Stabilität der thermischen Schichtung und ein schmaleres Epilimnion sein. Infolge dessen war das Lichtangebot im Metalimnion höher, wo sich durch verstärktes Algenwachstum ein Chlorophyllmaximum entwickeln konnte. Das metalimnische Chlorophyllmaximum bildete eine "optische Sperrschicht", die dazu führte, dass die Sichttiefen in warmen Jahren geringer waren. Allerdings kommt auch ein Wechsel der Dominanzstruktur des Phytoplanktons von Diatomeen (*Fragilaria*) zu einer variablen und persistenten Cyanobakterien-Gemeinschaft als Ursache infrage [9].

Vergleichende Untersuchungen an Europäischen Seen verschiedener Breiten ergaben eine um bis zu 80% ansteigende Wahrscheinlichkeit des Auftretens warmer Perioden in der nahen Zukunft [6]. Infolge der Erwärmung des Wassers erhöhen

sich die Verdunstungsraten. Dadurch können sich erhebliche Auswirkungen auf Seen und Talsperren mit langer Verweildauer des Wassers ergeben; vor allem dann, wenn der Zufluss hauptsächlich aus dem Grundwasser stammt. Ansteigende Evaporationsraten können durch reduzierten Abfluss oder verstärkten Zufluss aus dem Grundwasser kompensiert werden [21]. Änderungen von Zu- und Abflüssen beeinflussen jedoch auch die Nährstoffbilanz. So ist z.B. die P-Konzentration im Arendsee seit den späten 1970er Jahren um 40% angestiegen. Unter der Annahme, dass die gestiegene Verdunstung durch verminderten Abfluss und verstärkten Grundwasserzufluss gleichermaßen ausgeglichen wurde, könnte etwa die Hälfte des P-Anstiegs durch die Klimaerwärmung hervorgerufen worden sein.

4.2 Sauerstoff

Einer der sensitivsten Indikatoren für den Einfluss von Klimawandel und Eutrophierung auf die Gewässergüte stehender Binnengewässer ist deren Sauerstoffhaushalt. In thermisch geschichteten Wasserkörpern ist das Hypolimnion in den Sommermonaten von der atmosphärischen Wiederbelüftung für längere Zeit getrennt, und Defizite können erst mit Beginn der Herbstzirkulation aufgefüllt werden. Die gegen Ende der Stagnationsperiode verbliebene Restmenge an Sauerstoff wird vom angelegten Vorrat zum Schichtungsbeginn, von der Verbrauchsrate, der Dauer der thermischen Schichtung, und in Talsperren auch von der Wasserentnahme bestimmt. Im Tiefenwasser des Stechlinsees fielen die diesbezüglichen Minima in den 1970er Jahren niemals unter 6 mg L⁻¹. Inzwischen jedoch werden in 60 m Tiefe am Ende der Sommerstagnation kaum noch 2 mg L⁻¹ nachgewiesen. Im Arendsee hat sich der Sauerstoffvorrat des Hypolimnions am Ende der Stratifikation seit 1977 halbiert und die Obergrenze des Horizonts völligen Sauerstoffschwunds verlagerte sich seit 1975 um 8 m nach oben. Die Ausdehnung der anoxischen Zone ist eine ernsthafte Gefahr für das Ökosystem und eine Herausforderung für das Gewässergütermanagement, nicht nur bei diesem sondern auch bei anderen Seen und Talsperren [18]. So hat der Rückgang der meta- und hypolimnischen Sauerstoffkonzentration unter 3 mg L⁻¹ in der TS Saldenbach beispielsweise einen deutlich negativen Einfluss auf die Verpuppungsraten von Chironomiden-Larven [22]. Hauptursachen für den Rückgang der Sauerstoffgehalte im Arendsee waren der Anstieg der Verbrauchsrate und geringere Wiederbelüftungswerte im Frühjahr. Die verlängerte Schichtungsperiode hatte dagegen kaum Einfluss. Offensichtlich konnten die zunehmenden Defizite durch die kürzeren Durchmischungsperioden nicht vollständig kompensiert werden, wodurch der O₂-Mangel größer geworden ist (Abbildung 4). Ursachen für zurückgehende Sauerstoffvorräte im Stechlinsee waren vor allem die geringere Wiederbelüftung im Winter und längere Schichtungsperioden. Die Sauerstoffverbrauchsrate zeigte hingegen keine Veränderungen. Darüber hinaus war ein deutlicher Einfluss des Windes auf die Wiederbelüftung erkennbar. Die mittlere Windgeschwindigkeit während der Zeit außerhalb der Sommerstagnation (ca. Januar bis April) korreliert signifikant mit den am Ende der thermischen Schichtung verbliebenen Restmengen an Sauerstoff im Hypolimnion. Auch in anderen Seen wurde unvollständige Durchmischung während des Winters als Ursache für ansteigende Sauerstoffdefizite festgestellt [23].

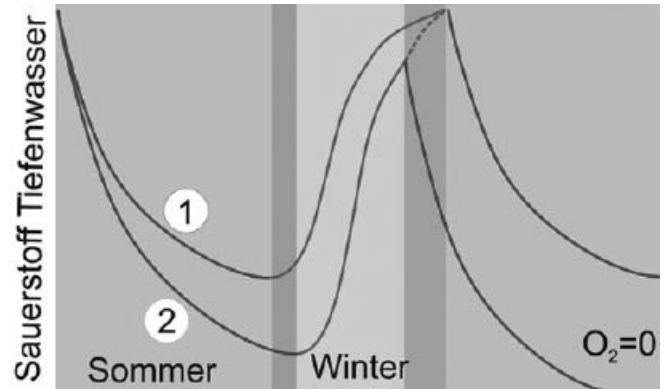


Abb. 4: Im Vergleich zu kälteren Jahren (1), verursacht die Klimaerwärmung eine Sauerstoffverarmung im Arendsee (2). Diese wird ausgelöst durch erhöhte Verbrauchsraten und durch den früheren Beginn der Sommerstratifizierung, der die vollständige Wiederbelüftung des Wasserkörpers im Winter verhindert.

Die Auswirkungen erhöhter Wassertemperaturen im Winter sind schwer zu beurteilen. Die vermutlich fortschreitend kürzere Eisbedeckung könnte die Auffüllung von Sauerstoffdefiziten aus der vorherigen Stagnationsperiode begünstigen, weil sich die Zeit der Vollzirkulation verlängert. Aber auch gegenteilige Effekte sind vorstellbar. So löst sich mit steigenden Temperaturen weniger Sauerstoff im Wasser, und die längere Dauer der thermischen Schichtung durch früheren Beginn könnte zu verstärktem Verbrauch der hypolimnischen Vorräte führen. Diese entgegen gesetzten Auswirkungen wurden im Stechlinsee bereits beobachtet. Der natürlich dimiktische See war durch den Eintrag von Abwärme aus dem AKW Rheinsberg in den Jahren 1966–1990 vorwiegend monomiktisch. Inzwischen ist an die Stelle der Abwärme die Klimaerwärmung getreten. Auch sie führt zu monomiktischen Schichtungsmustern, deren ökologische Konsequenzen vermutlich anders, im Detail jedoch schwer einzuschätzen sind. Gekoppelte ökologische Modelle mit ihrem Potenzial, zukünftige Entwicklungen abzuschätzen, sind in diesem Zusammenhang ein unverzichtbares Hilfsmittel.

Angesichts des Klimawandels haben die physikalischen Bedingungen und insbesondere das Metalimnion sowie andere Grenzzonen mit starken Gradienten offensichtlich eine größere Bedeutung für die Ausprägung der Wasserqualität als bisher angenommen. Das Metalimnion in Seen und Talsperren ist oft eine Zone hoher Respirationsraten und deswegen häufig auch durch Sauerstoffminima gekennzeichnet. Im Arendsee wird dieser Zusammenhang besonders klar. Hier fallen etwa 50% des gesamten respiratorischen Sauerstoffbedarfs des Gewässers an.

4.3 Plötzliche Veränderungen (regime shifts)

Der Begriff „regime shift“ bezeichnet eine schnelle und nachhaltige Veränderung des ökologischen Status von Gewässern. Sie werden durch positive Rückkopplungsmechanismen stabilisiert, und zumeist sind mehrere trophische Niveaus betroffen [24]. Beispielsweise reagieren viele Seen oder Talsperren nach graduellen Veränderungen der Nährstoffeinträge nicht proportional, sondern nach einer Verzögerungsphase nichtlinear (Abbildung 5). Solche Änderungen wurden in vielen der hier erfassten Wasserkörper beobachtet. So wurde in der TS Wupper im Jahr 2000 eine sprunghafte und deutliche Verän-

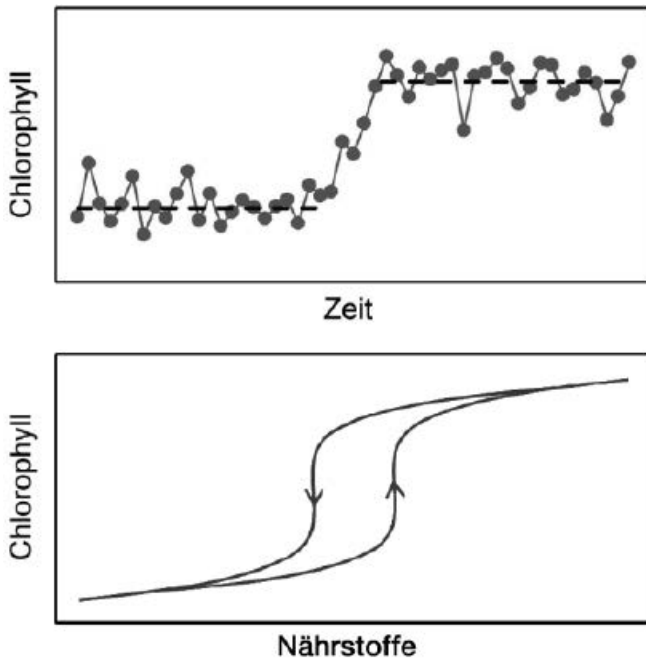


Abb. 5: Regime-Shift am Beispiel der Chlorophyllkonzentration, mit Wechsel von einem klaren zu einem trüben Zustand (oben). Oft sind diese Zustände stabil und werden durch positive Rückkopplungen verstärkt (unten). Hier müssen beispielsweise nach einem Wechsel in einen trüben Zustand mit hoher Chlorophyllkonzentration die Nährstoffkonzentrationen stark vermindert werden, bevor der See den klaren Zustand wieder erreichen kann.

derung der trophischen Struktur registriert; sieben Jahre nach der Sanierung des Einzugsgebietes verbunden mit einer 40%igen Reduktion der P-Einträge. Eine Veränderung in der Größenhäufigkeitsverteilung der Fischgemeinschaft erlaubte die Dominanz großer Daphnien. Durch intensives Grazing nahm die Transparenz des Wassers deutlich zu und der trophische Zustand verbesserte sich von eutroph nach mesotroph. Als Konsequenz einer erhöhten Raubfischbiomasse am Gesamtbestand von 10% auf 25–40% dominierten auch in der TS Bautzen Daphnien die Zooplanktongemeinschaft und die Klarwasserstadien wurden länger [25]. Ebenso konnte durch hohe Wasserstände und den dadurch verzögerten Beginn der Durchmischung die Dominanzstruktur der Phytoplanktongemeinschaft von Cyanobakterien hin zu Cryptophyceen und Chlorophyceen verschoben werden, womit ein deutlicher Anstieg der Sichttiefen verbunden war. In einigen der Seen des Scharmützelseegebietes (Großer Glubigsee, Scharmützelsee Südbecken, Wolziger See) wurden sprunghafte Veränderungen der Chl a-Konzentration beobachtet, die über mehrere Jahre anhielten. Im Scharmützelsee selbst verschwanden im Jahr 2003 die bis dahin dominanten, filamentösen Cyanobakterien, wodurch sich die Klarheit des Wassers verbesserte. Makrophyten, insbesondere ausgedehnte *Nitellopsis obtusa*-Bestände [26], konnten sich wieder etablieren. Im Stechlinsee wurde eine plötzliche Veränderung der Diatomeengemeinschaft in den Frühjahrsmonaten beobachtet. Gleichzeitig bewirkte deren ausgeprägtes Frühjahrsmaximum die Verlagerung großer P-Mengen ins Tiefenwasser. Dadurch verschärfte sich der Nährstoffmangel für das Phytoplankton im Sommer und die Nährstofffreisetzung aus dem Sediment gegen Ende der thermischen Schichtung wurde gefördert. Diese Nährstoff-

fe standen im darauffolgenden Frühling erneut für das Diatomeenwachstum zur Verfügung. Dadurch entsteht ein selbst-stabilisierender Mechanismus, der über mehrere Jahre wirksam bleiben kann. In einem anderen Fall hat der Durchzug eines Sturmtiefs im Juli 2011 zu intensiver Durchmischung der oberen Schichten des Gewässers geführt. Anschließend wurde eine an Intensität vorher kaum beobachtete Kalzitfällung im Stechlinsee nachgewiesen, die fortdauernde und tiefgreifende Konsequenzen für den Zustand des Sees haben kann. Diese Beispiele sollen zeigen, dass die Ursachen und Folgen von „regime shifts“ komplex und vielfältig sind. Langsame Veränderungen wichtiger Einflussfaktoren, wie etwa des Klimas oder der Nährstoffzuflüsse, können die Wasserqualität von Seen und Talsperren mehr und mehr destabilisieren. Dadurch werden sie anfälliger für „regime shifts“; ganz besonders dann, wenn die Häufigkeit extremer Wettersituationen infolge der Klimaerwärmung zunehmen sollte. Der heiße Sommer 2003, welcher sofortige aber auch lang andauernde Auswirkungen auf zahlreiche Seen und Talsperren hatte (z. B. TS Wupper, Scharmützelsee) zeigte, mit welchen Problemen Binnengewässer und das Gewässermanagement in Zukunft konfrontiert sein könnten.

4.4 Wechselwirkung zwischen Klimawandel und Eutrophierung

Carpenter [27] hat eine positive Rückkopplung in thermisch geschichteten Seen beschrieben, bei dem die Eutrophierung zunächst durch externe P-Belastung anwächst, wodurch der trübe, von Phytoplankton dominierte Zustand stabilisiert wird (Abbildung 6). Der damit verbundene Sauerstoffschwund an der Sedimentoberfläche führt dann zu beschleunigter P-Freisetzung. Der Klimawandel kann diese Prozesse durch Änderung hydrophysikalischer Bedingungen wie Temperatur, Eis und Stratifikation fördern. Dies geschieht hauptsächlich durch einen verstärkten Sauerstoffschwund, weniger durch erhöhtes Phytoplanktonwachstum. Im Stechlinsee ist die Vermehrung der Phytoplanktonbestände kaum durch steigende Wassertemperaturen bedingt. Vielmehr spielen sekundäre Effekte eine Rolle wie etwa zeitigeres Wachstum im Frühling, noch ehe sich größere Verluste durch herbivores Zooplankton ergeben können. Ähnliche Beobachtungen werden auch aus dem Müggelsee [28, 29] und aus Seen in England beschrieben [30]. Im Stechlinsee hat die gestiegene Temperatur im Hypolimnion keinen nachweisbaren Einfluss

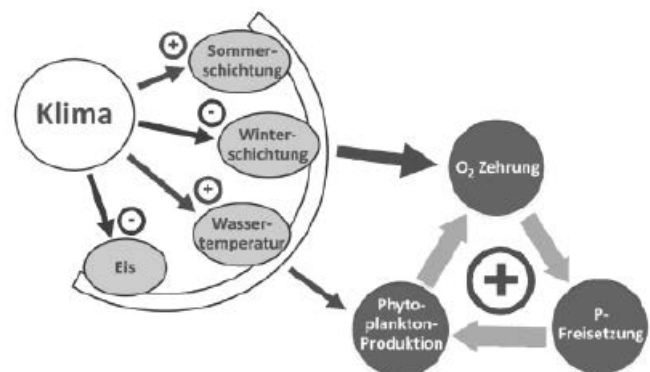


Abb. 6: Schematische Darstellung positiver Rückkopplungseffekte bei der Eutrophierung nach Carpenter [27] und der verstärkten Wirkung des Klimawandels.

auf die P-Freisetzungsrates. Neben dem Stechlinsee gilt der in Abbildung 6 dargestellte Mechanismus auch für den Arendsee und die TS Bautzen.

5 Schlussfolgerungen

Die Bekämpfung der Eutrophierung von Binnengewässern in Deutschland war in vielen Fällen erfolgreich und führte zu signifikanten Verbesserungen der Wasserqualität. Manche Beispiele zeigen jedoch, dass noch einiges zu tun bleibt, um die Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu erfüllen. Die größten Herausforderungen bestehen beim Schutz vor diffusen Einträgen (z.B. atmosphärische Deposition, Grundwasser), beim Umgang mit Nutzungskonflikten (Wassergüte und Wassermenge) sowie bei der Kontrolle von Cyanobakterien-Blüten. Dabei sind die Wassermengenbewirtschaftung, die Errichtung von Vorsperren an Speichern, sowie das Management von Nahrungsnetzen effektive Mittel. Langzeitbeobachtungen weisen darauf hin, dass der Klimawandel die Bemühungen um eine verbesserte Wasserqualität erschweren kann, weil er Eutrophierungstendenzen verstärkt. Eutrophierung im 21. Jh. wird deswegen auch durch die Klimaerwärmung bedingt sein, wobei Ereignisse im Einzugsgebiet besondere Bedeutung haben werden (veränderter Wasserkreislauf, Extremereignisse). Die Auswirkungen des Klimawandels auf Eutrophierungsprozesse sind komplex. Dabei spielen sowohl kumulative als auch kaskadenartige Effekte eine Rolle. Auf deren Verständnis sollte sich die Ökosystemforschung konzentrieren. Das Wetter während der kalten Jahreszeit, beeinflusst z. B. durch Veränderungen der nordatlantischen Oszillation, hat offensichtlich eine größere Bedeutung für die Gewässergüteentwicklung als weithin angenommen. Gleiches trifft auf die Transfer- und Transformationsprozesse im Metalimnion tiefer Seen und Talsperren zu. Die Winterperiode und das Metalimnion sollten deswegen bei Monitoringprogrammen nicht vernachlässigt werden. Die Bewältigung von Gewässereutrophierung und den Folgen des klimatischen Wandels erfordern oft komplexe, überregionale politische Entscheidungen, welche durch den Einsatz ökologischer Modelle und die Fortführung von langfristigen Monitoringprogrammen unterstützt werden müssen. Auf diesem Wege können vorbeugende Maßnahmen zur Minderung bzw. Vermeidung zukünftiger Probleme in Binnengewässern konzipiert werden.

Dank

Wir danken Christof Engelhardt, Friedemann Gohr, Björn Grüneberg, Andreas Hall, Stephan Hülsmann, Michael Hupfer, Georgiy Kirillin, Ute Kruspe, Jörg Lewandowski, Vincenz Neumann, Brigitte Nixdorf, Judit Padisák, René Sachse, und Heidrun Wege für Hilfe bei der Datenbeschaffung, -sammlung und -analyse. Für hilfreiche Kommentare zum Manuskript danken wir Michael Hupfer, Jörg Lewandowski sowie einem anonymen Gutachter. Wir danken ebenfalls den Organisatoren und den Teilnehmern des Seentherapie-Workshops in Arendsee 2013.

Literatur

[1] ZAMG (2013) Klimaportal des Zentralanstalts für Meteorologie und Geodynamik. <http://www.zamg.ac.at>

[2] DWD (2013) Deutsches Klimaportal. Eine Leistung des Deutschen Wetterdienstes. www.deutschesklimaportal.de

[3] Nixdorf, B., Rucker, J., Deneke, R., and Grüneberg, B. (2009) *Gewässer im Klimastress? Eutrophierungsgefahr in Seen am Beispiel der Scharmützelseeregion*. Forum der Forschung 22, 99–106

[4] Jeppesen, E., Moss, B., Bennion, H., Carvalho, L., DeMeester, L., Feuchtmayr, H., Friberg, N., Gessner, M.O., Hefting, M., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Malmquist, H.J., May, L., Meerhoff, M., Olafsson, J.S., Soons, M.B., and Verhoeven, J.T.A. (2010) *Interaction of climate change and eutrophication*. In *Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems* (Kernan, M., et al., eds), pp. 119–151, Wiley-Blackwell

[5] Schindler, D.W. (2006) *Recent advances in the understanding and management of eutrophication*. Limnol. Oceanogr. 51, 356–363

[6] Wagner, A., Hülsmann, S., Paul, L., Paul, R.J., Petzoldt, T., Sachse, R., Schiller, T., Zeis, B., Benndorf, J., and Berendonk, T.U. (2012) *A phenomenological approach shows a high coherence of warming patterns in dimictic aquatic systems across latitude*. Mar. Biol. 159, 2543–2559

[7] Trautmann, A., Gelbrecht, J., Behrend, H., Güde, H., and Lengsfeld, H. (2002) *Möglichkeiten der Senkung von Phosphoreinträgen aus Einzugsgebieten von Seen*. Wasser Boden 54, 32–33

[8] Ackermann, G., Arzet, K., Christmann, K.-H., Güde, H., Keitz, S.v., Kümmerlin, R., Loth, P., Mathes, J., Plamneck, G., Poltz, J., Rodhe, E., Weber, B., and Wesseler, E. (1998) *Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien*. pp. 67, LAWA-Arbeitskreis Gewässerbewertung – stehende Gewässer

[9] Horn, H., Paul, L., and Horn, W. (im Druck) *Steigende Phytoplanktonkonzentrationen nach Senkung der Phosphor-Belastung – ein Paradoxon? Ergebnisse zum Einfluss von Nährstoff- und Klimaänderungen aus 4 Jahrzehnten Forschung an der Trinkwassertalsperre Saldenbach*. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse

[10] 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., and Winder, M. (2009) *Lakes as sentinels of climate change*. Limnol. Oceanogr. 54, 2283–2297

Unser Expertentipp





<p>Seminar Kleine Stauanlagen 20.03.2014 in Erfurt € 310,00/€ 260,00</p>	<p>DWA-Themen Klimawandel – Herausforderungen und Lösungsansätze für die deutsche Wasser- wirtschaft Mai 2010, 32 Seiten, 4 Bilder, DIN A4, ISBN 978-3-941897-19-9 € 32,00/€ 25,60^{*)}</p>	<p>Merkblatt DWA-M 514 Bauwerksüberwachung an Talsperren Juli 2011, 74 Seiten, DIN A4, ISBN 978-3-941897-81-6 € 66,00/€ 52,80^{*)}</p>
---	--	---

für DWA-Mitglieder
*) für fördernde DWA-Mitglieder

- [11] Dokulil, M.T. (2013) Old Wine in New Skins: *Eutrophication Reloaded: Global Perspectives of Potential Amplification by Climate Warming, Altered Hydrological Cycle and Human Interference*. In Eutrophication: Causes, Economic Implications and Future Challenges, Nova Science Publishers, Inc.
- [12] Kirillin, G. (2010) *Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes*. Boreal Environ. Res. 15, 279–293
- [13] Kirillin, G., Shatwell, T., and Kasprzak, P. (2013) *Consequences of thermal pollution from a nuclear plant on lake temperature and mixing regime*. Journal of Hydrology 496, 47–56
- [14] Dokulil, M.T., Jagsch, A., George, G.D., Anneville, O., Jankowski, T., Wahl, B., Lenhart, B., Blenckner, T., and Teubner, K. (2006) *Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation*. Limnol. Oceanogr. 51, 2787–2793
- [15] George, D.G. (2005) *Impact of climate change on lakes in Europe*. In Climate Change and the European Water Dimension (Eisenreich, S.J., ed), pp. 52–80, European Commission
- [16] Shatwell, T., Nicklisch, A., and Köhler, J. (2012) *Temperature and photoperiod effects on phytoplankton growing under simulated mixed layer light fluctuations*. Limnol. Oceanogr. 57, 541–553
- [17] Bernhardt, J., Engelhardt, C., Kirillin, G., Matschullat, J. (2012) *Lake ice phenology in Berlin-Brandenburg from 1947–2007: observations and model hindcasts*. Clim. Change 112, 791–817
- [18] Jäschke, K., Sachse, R., Petzoldt, T., Wagner, A., Hegewald, T., Berendonk, T.U., and Paul, L. (2013) *Wie zeigt sich der Klimawandel in den deutschen Talsperren?* WasserWirtschaft 5, 32–35
- [19] Magnuson, J.J., Robertson, D.M., Benson, B.J., Wynne, R.H., Livingstone, D.M., Arai, T., Assel, R.A., Barry, R.G., Card, V., Kuusisto, E., Granin, N.G., Prowse, T.D., Stewart, K.M., and Vuglinski, V.S. (2000) *Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere*. Science 289, 1743–1746
- [20] Wagner, A., Hülsmann, S., Horn, W., Schiller, T., Schulze, T., Volkmann, S., and Benndorf, J. (2013) *Food-web-mediated effects of climate warming: consequences for the seasonal Daphnia dynamics*. Freshwater Biol. 58, 573–587
- [21] Kirillin, G., Phillip, W., Engelhardt, C., and Nutzmann, G. (2013) *Net groundwater inflow in an enclosed lake: from synoptic variations to climatic projections*. Hydrol Process 27, 347–359
- [22] Wagner, A., Volkmann, S., and Dettinger-Klemm, P.M.A. (2012) *Benthic-pelagic coupling in lake ecosystems: the key role of chironomid pupae as prey of pelagic fish*. Ecosphere 3, 1–17
- [23] Straile, D., Jöhnk, K., and Rossknecht, H. (2003) *Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake*. Limnol. Oceanogr. 48, 1432–1438
- [24] Scheffer, M. and Carpenter, S.R. (2003) *Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation*. Trends Ecol. Evol. 18, 648–656
- [25] Benndorf, J. and Schultz, H. (2000) *Talsperre Bautzen: Langzeitbiomanipulation bei sehr hoher Nährstoffbelastung*. In Fischerei und fischereiliches Management an Trinkwassertalsperren (Willmitzer, H., ed), pp. 73–79, Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V.
- [26] Hilt, S., Henschke, I., Rucker, J., and Nixdorf, B. (2010) *Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study*. J Environ Qual 39, 725–733
- [27] Carpenter, S. (2003) *Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and Variation*. International Ecology Institute
- [28] Shatwell, T., Köhler, J., and Nicklisch, A. (2008) *Warming promotes cold-adapted phytoplankton in temperate lakes and opens a loophole for Oscillatoriales in spring*. Global Change Biology 14, 2194–2200
- [29] Huber, V., Adrian, R., and Gerten, D. (2008) *Phytoplankton response to climate warming modified by trophic state*. Limnol. Oceanogr. 53, 1–13
- [30] Feuchtmayr, H., Thackeray, S.J., Jones, I.D., De Ville, M., Fletcher, J., James, B.E.N., and Kelly, J. (2012) *Spring phytoplankton phenology – are patterns and drivers of change consistent among lakes in the same climatological region?* Freshwater Biol. 57, 331–344

Autoren

Tom Shatwell
 Sylvia Jordan
 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
 Chemische Analytik und Biogeochemie
 Müggelseedamm 301
 12587 Berlin

Dr. Gerald Ackermann
 Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
 Referat Wassergüte
 Bahnhofstraße 14
 01796 Pirna

Prof. Dr. Martin Dokulil
 Forschungsinstitut für Limnologie Mondsee
 Herzog Odilostraße 101
 5310 Mondsee/Österreich
 und
 Department für Limnologie und Oceanographie
 Universität Wien
 Althanstraße 14
 1090 Wien/Österreich

Dr. Jacqueline Rücker
 Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg
 Lehrstuhl Gewässerschutz
 Seestraße 45
 15526 Bad Saarow

Dr. Wilfried Scharf
 Wupperverband Hauptverwaltung
 Untere Lichtenplatzer Straße 100
 42289 Wuppertal

Dr. Annekatrin Wagner
 Technische Universität Dresden
 Institut für Hydrobiologie
 01062 Dresden

Dr. Peter Kasprzak
 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
 Experimentelle Limnologie
 Alte Fischerhütte 2
 16775 Stechlin

E-Mail: shatwell@igb-berlin.de

