

Einfluss des Klimawandels auf Seen

Literaturlauswertungsstudie im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA



Impressum

Titel: KLIWA – Einfluss des Klimawandels auf Seen - Literaturlauswertungstudie

Herausgeber: KLIWA – Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Wasserwirtschaft

Auftraggeber und Projektbegleitung:

Jochen Schaumburg, Bayerisches Landesamt für Umwelt

Bernd Wahl, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

Wolfgang Frey, Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz

Projektbearbeitung:

Dr. Stefan Werner, Dr. John Hesselschwerdt, HYDRA Institut für angewandte Hydrobiologie

Titelbild: Uferzone des Bodensees bei Rekordniedrigwasser Sommer 2003 (Foto: HYDRA)

Konstanz, im November 2015

Inhalt

Anlass und Auftrag	5
Teil 1 Basisinformation	6
Klimawandel	6
Emissionsszenarien für klimarelevante Gase	7
Physikalische Grundlagen	9
Zirkulationstypen von Stillgewässern.....	10
Sauerstoff-Gehalt	10
Phosphor.....	11
Rolle des Einzugsgebietes	11
Klassifizierung von Seen	12
Seenkompartimente.....	14
Direkte und indirekte anthropogene Einflüsse auf Stillgewässer	14
Teil 2 Klimawandel und seine abiotischen Effekte	16
Vorbemerkungen	16
Klimawandel und Gewässer	16
Klimaprognose für den KLIWA-Raum.....	17
Aussagen zur Übertragbarkeit von Modellierungen.....	18
Physikalische Prozesse	19
Temperaturen und Schichtung.....	19
Epilimnion	19
Hypolimnion	20
Durchmischung.....	22
Schichtungsdauer und -stabilität	23
Schichtungstyp und Durchmischungshäufigkeit	23
Eisbedeckung.....	24
Chemische Prozesse	25
Sauerstoff.....	25
Nährstoffe.....	26
Phosphor	26
Silizium.....	27
Stickstoff.....	27
Kohlenstoff	28

Die Rolle des Einzugsgebiets	28
Abfluss	28
Niedrigwasser und Trockenheit.....	30
Hochwasser.....	30
Erosion und Sedimentation.....	30
Kohlenstoffeinträge aus dem EZG.....	31
Nutzungsänderungen im EZG	32
Teil 3 Klimawandel und seine Wirkung auf die Seenökologie	33
Lebensraum Freiwasser	33
Phytoplankton.....	33
Startbedingungen (Winter)	34
Frühjahrsblüte	34
Kieselalgen (Diatomeen)	35
Planktonsuccession im Sommer	36
Cyanobakterien.....	37
Phytoplankton unterhalb des Epilimnions (Bsp. Planktothrix rubescens).....	38
Klimaeinflüsse auf Phytoplankton.....	39
Zooplankton	39
Einfluss von Crustaceen	40
Mikro- und Mesozooplankton	42
Fische des Freiwassers	42
Match- und Mismatch-Szenarien.....	44
Flachwasserzone.....	46
Aufwuchs (Periphyton)	47
Wasserpflanzen (Makrophyten)	47
Änderung der Vegetationsperiode	48
Änderung der Artenzusammensetzung.....	48
Kaltstenotherme Makrophytenarten.....	49
Wechselspiel zwischen Makrophyten und Phytoplankton	49
Makrozoobenthos	50
Litoral	50
Profundal.....	52
Fische der Flachwasserzone.....	53
Direkte Temperatureffekte.....	53
Mismatch-Effekte.....	56
Austrocknung	56
Gase	56
Wechsel von Wasserpflanzen- zu Phytoplankton-dominiertem Zustand.....	57

Wasservögel	57
Uferzone.....	58
Erosion, Verlandung	59
Lebensgemeinschaften der Wasserwechselzone	60
Ufervegetation.....	60
Uferfauna.....	61
Neobiota	62
Bereits in Mitteleuropa und im KLIWA-Gebiet etablierte Neobiota.....	63
Invasive aquatische Neozoen.....	64
Invasive aquatische Neophyten	64
Vektoren	65
Zusammenhang zwischen Neobiota und Klimawandel	65
Neobiota, die von einer Erwärmung des Klimas profitieren	69
Sensibilität verschiedener Gewässertypen	70
Parasiten und Krankheiten	71
Krebspest <i>Aphanomyces astaci</i>	71
Fischkrankheiten	72
Chytridpilze.....	72
Badedermatitis	73
Bilharziose	73
Tropische Mücken und Tropenkrankheiten.....	73
Mikrobiologische Prozesse	75
Teil 4 Bisherige Auswirkungen des Klimawandels und Prognosen an süddeutschen Seen .	76
Einzelereignisse	76
Bisherige Langzeitveränderungen.....	76
Auswirkungen auf die Physikochemie.....	77
Einzugsgebiet und den Zuflüssen.....	78
Biologie	78
Prognosen für süddeutsche Seen	80
Klimatischer Einfluss auf die Physikochemie.....	80
Prognosen für Veränderungen im Einzugsgebiet.....	83
Klimatischer Einfluss auf die Biologie.....	83

Teil 5 Umsetzung der Erkenntnisse und Ausblick	85
Klimamonitoring und Wasserrahmenrichtlinie	85
Seentypspezifisches Monitoring.....	85
Empfehlung von zu untersuchenden Stillgewässern.....	86
Indikatoren und zeitliche Vorgaben für ein Monitoring.....	86
Empfehlung.....	88
Sondererfassungen.....	88
Beeinflussung der WRRL-Bewertung.....	89
Zusammenfassung	90
Literatur	92
Anhang.....	113
Steckbriefe wärmeliebender, invasiver Neozoa.....	113
Roter Sumpfkrebs <i>Procambarus clarkii</i> (Girard).....	113
Katzenwels <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque), Zwergwels <i>Ameirus melas</i> (Rafinesque) und Verwandte	114
Sonnenbarsch <i>Leppomis gibosus</i> (Linné).....	115
Graskarpfen <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes).....	116
Krallenfrosch <i>Xenopus laevis</i> (Daudin).....	117
Nordamerikanischer Ochsenfrosch <i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw).....	118
Rotwangen-Schmuckschildkröte <i>Trachemys scripta</i> (Wied-Neuwied) und Verwandte.....	119
Steckbriefe wärmeliebender, invasiver Neophyta.....	120
Dickstielige Wasserhyazinthe <i>Eichhornia crassipes</i> ((Martius) Solms).....	120
Wassersalat <i>Pistia stratiotes</i> (Linné).....	121
Heusenkräuter <i>Ludwigia</i> spp.....	122
Wassernabel <i>Hydrocotyle</i> spp.....	123
Teilnehmerliste KLIWA-Expertenworkshop „Einfluss des Klimawandels auf Seen“	124
Geladene Fachexperten.....	124
Vertreter der beteiligten Fachstellen	124
Veranstalter.....	124
Veröffentlichung im Rahmen des Internetauftritts www.KLIWA.de	125

Anlass und Auftrag

Die Arbeitsgruppe KLIWA „Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft“ untersucht seit einigen Jahren den Klimawandel und dessen Auswirkungen auf die Gewässer im süddeutschen Raum. Mitglieder der Arbeitsgruppe sind Vertreter der Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und des Deutschen Wetterdienstes.

Nach der Untersuchung des Einflusses auf Hochwassersituation, Grundwasser und Fließgewässer stehen die spezifischen physikalischen und ökologischen Auswirkungen des Klimawandels auf Seen im Fokus. Als Basis für weitere Arbeiten führte das Büro HYDRA eine Literaturstudie durch, die den Stand der Kenntnis zum Thema zusammenfasst. Darüber hinaus werden mögliche Wirkungswege erläutert, die den Einfluss des Klimawandels auf die Ökologie und Bewirtschaftung von Seen darstellen.

Bei der vorliegenden Literaturrecherche handelt es sich um das erste von weiteren geplanten Projekten, Untersuchungen und Studien zum Einfluss des Klimawandels auf Seen. Der Fokus der recherchierten Literatur liegt auf den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz (KLIWA-Regionen). Eine Literaturrecherche zum Einfluss des Klimawandels auf Fließgewässern liegt bereits vor (KLIWA 2010).

Am 16. und 17.03.2015 fand - nach Beendigung der ersten Projektphase (Literaturrecherche) - ein Expertenworkshop im Wasserwirtschaftsamt Nürnberg statt, dessen Ziel es war, mit Fachexperten diverser Themengebiete (siehe Teilnehmerliste im Anhang) über die bisher gewonnenen Ergebnisse zu diskutieren. Im Mittelpunkt stand der Austausch über besonders relevante Wirkungswege, wichtige Gewässertypen, betroffene Lebensgemeinschaften, die Problematik der Neobiota und die wichtigsten noch vorhandenen Wissens- und Datenlücken.

Im Vorfeld der Studie wurden vom Auftraggeber die Bereiche Nutzungsaspekte, Themen der Gewässerhygiene und Keimbelastungen, Grundwasserfragen sowie Trinkwassernutzung aus der Recherche ausgeklammert. Dies geschah teilweise auch, weil andere KLIWA-Projekte sich diesen Themen bereits gewidmet hatten oder sich zukünftig damit beschäftigen sollen.

Die geplante Veröffentlichung der Ergebnisse auf der KLIWA-Homepage war 2015 aufgrund der vorgesehenen Neukonzeption der gesamten KLIWA-Homepage im Folgejahr und wegen Abstimmungsschwierigkeiten mit dem technischen Support nicht umsetzbar.

Teil 1 Basisinformation

Klimawandel

Das Klima durchlebte in der Erdgeschichte einen steten Wandel. Es wird u.a. beeinflusst durch die Verteilung der Landmassen, aber auch durch Einflüsse wie z.B. Vulkanismus, Meteoriteneinschläge und Sonnenzyklen. Schon immer gab es zyklische Wärme- und Kältephasen. Seit Beginn der Industrialisierung (um 1750) hat sich die Klimaentwicklung jedoch auch durch den Menschen stark verändert. Durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe (Kohle, Erdöl u.a.) wurde der CO₂-Gehalt merklich erhöht. Als eine Folge des erhöhten CO₂-Ausstoßes und der Abgabe anderer sogenannter Treibhausgase setzten ein Treibhauseffekt und eine weltweit kontinuierliche Temperaturerhöhung ein, die nur kurzfristig durch Effekte wie die Luftverschmutzung (Global Dimming) abgebremst wurde. Aktuell findet ein seit Beginn der Wetteraufzeichnungen nicht dagewesener globaler Temperaturanstieg statt. Die Jahre seit 2011 waren wärmer als die Dekade von 2001-2010, die schon die wärmste seit Beginn der Wetteraufzeichnungen war (WMO 2015). Aktuelle Klimaprognosen gehen von einer globalen Erwärmung der Luft von ca. 4°C allein bis zum Ende dieses Jahrhunderts aus (IPCC 2014). Weiterhin wird als Folge des aktuellen Klimawandels eine Zunahme der extremen Wetterereignisse diskutiert (Zunahme der Stürme, Extremniederschläge mit Überflutungen und Erdbeben). Doch diese Auswirkungen sind regional unterschiedlich stark ausgeprägt und kaum vorhersagbar.

Die Auswirkungen des Klimawandels auf Gewässer werden noch nicht so lange untersucht oder sind teilweise noch wenig bekannt. Zu diesem Ergebnis kam bereits die KLIWA-Fließgewässerstudie (KLIWA 2010). Umfassende Übersichtsarbeiten zum Thema „Auswirkungen des Klimawandels auf Seen“ waren bislang nicht verfügbar. Lufttemperaturen und extreme Wetterereignisse haben aber deutliche Auswirkung auf Gewässer, sei es über das Abschmelzen der Pole und Gletscher, durch veränderte Durchmischungsverhältnisse oder direkt über die Erhöhung der Wassertemperaturen.

Im Meer hat der pH-Wert aufgrund des steigenden CO₂-Gehaltes in den letzten 10 Jahren (vor 2014) zwischen 0,011 und 0,024 Einheiten abgenommen (WMO 2014). Im Süßwasser spielen diese Änderungen des pH-Wertes gegenüber anderen Einflüssen wie saurem Regen oder Calciumeinträgen jedoch keine Rolle. Dagegen lagern in Binnengewässern große Mengen von gebundenem CO₂, seine Freisetzung entspräche etwa der Größenordnung des von Ozeanen aufgenommen CO₂ und könnte zu Rückkopplungs-Effekten führen (Tranvik et al. 2009).

In mittleren Breiten führt der Klimawandel voraussichtlich zu einer Verringerung der UV-B-Strahlung (McKenzie et al. 2011), allerdings sind hier noch viele Prozesse unverständlich und das Ergebnis damit vorläufig. Am ehesten dürften sich Änderungen in der Eisbedeckung auf die UV-Einstrahlung auswirken (Williamson et al. 2014). Aufgrund unklarer Prognosen wird dieses Thema nicht vertieft.

Emissionsszenarien für klimarelevante Gase

Die hauptsächlich für den Klimawandel verantwortliche globale Erwärmung durch den Treibhauseffekt hängt vor allem von der Konzentration an Treibhausgasen in der Atmosphäre ab. Als gemeinsame Grundlage der Forschung und der Sachstandsberichte des *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) wurden zwischen 1996 und 2000 eine Reihe von Emissionsszenarien für die Zukunft zusammengestellt und als Sonderbericht veröffentlicht: SRES – Special Report on Emission Scenarios (IPCC 2000). Es gibt vier Szenarien, wie sich die Gesellschaft und Wirtschaft auf der Erde in Zukunft entwickeln könnte (A1-B2; Tab. 1, Abb. 1). Sie enthalten neben dem CO₂-Ausstoß auch die Freisetzung weiterer Treibhausgase, der Bevölkerungsdichte, Landnutzung etc. Für alle Parameter gibt es umfangreiche Datensätze zur weiteren Modellierung. Diese Szenarien werden auch in großen Teilen der Literatur angewendet. Hier überwiegt die Nutzung des Szenarios A1B für ein erreichbares Szenario mit allmählicher Emissionsreduktion und des Szenarios A2 für eine ungehemmte weitere Nutzung fossiler Energie.

Um der aktuellen Forschung auf diesem Gebiet Rechnung zu tragen, wurden für den fünften Sachstandsbericht des IPCC neue Szenarien entwickelt (IPCC 2007, 2014). Sie basieren auf der Betrachtung der von der Erde aufgenommenen Strahlungsenergie und werden RCP – Representative Concentration Pathway – genannt. Diese finden aktuell in der Literatur noch weniger Anwendung als die älteren SRES-Szenarien. Es gibt vier unterschiedliche Szenarien, die eine mögliche Entwicklung der Erde widerspiegeln sollen (RCPx, Tab. 1, Abb. 1). Ein Szenario – RCP2.6 (auch RCP3-PD genannt) – ist aus heutiger Sicht nahezu unmöglich zu erreichen. Es beschreibt die nötigen Reduktionen an Treibhausgasen, um das 2° C-Ziel der UN-Klimarahmenkonvention aus dem Jahr 2010 in Cancún noch erreichen zu können. Dabei soll die Temperaturerhöhung der Atmosphäre 2° C gegenüber vorindustrieller Zeit nicht überschreiten.

Tabelle 1: Treibhausgas-Emissionsszenarien des IPCC. A1–B2: SRES – Special Report on Emission Scenarios. RCP2.6–RCP8.5: RCP – Representative Concentration Pathway.

Emissionsszenario	Beschreibung
A1FI / A1T / A1B	<p>Alle A1-Szenarien beschreiben ein weiteres Wachstum der globalen Wirtschaft und einer Bevölkerung, die nach einer ersten Zunahme ab der Mitte des Jahrhunderts wieder leicht abnimmt. Die Lebensbedingungen der Staaten konvergieren und sie arbeiten zusammen um globale Probleme zu lösen.</p> <p>Die drei Szenarien unterscheiden sich in den genutzten Energiequellen:</p> <p>A1FI – Vor allem fossile Energieträger (hohe CO₂-Emission)</p> <p>A1T – Schnelle Umstellung auf fast ausschließlich regenerative, nichtfossile Energieträger</p> <p>A1B – Mischung zwischen allen Energiequellen mit immer stärkerer Nutzung regenerativer Energieträger</p>
A2	<p>Das Szenario beschreibt eine stark heterogene Welt, in der die Staaten vor allem ihre Autarkie und eigenen Vorteil bewahren. Sowohl Wirtschaft als auch Bevölkerung wachsen stetig weiter. Die CO₂-Emissionen wachsen stetig an.</p>
B1	<p>Die Welt gleicht sich immer stärker an, die Bevölkerung nimmt wie in den A1-Szenarien nach der Mitte des Jahrhunderts allmählich ab. Die Wirtschaft wird allmählich auf eine ressourcenschonende Dienstleistungs- und Informationsgesellschaft umgestellt und die globalen Probleme gemeinsam und mit Nachdruck angegangen.</p>
B2	<p>Das Szenario beschreibt wie A2 eine stark heterogene Welt, in der allerdings die Bevölkerung und Wirtschaft langsamer wachsen und neben lokalen Interessen auch Umweltschutz und soziale Gleichheit eine Rolle spielen.</p>
RCP8.5	<p>Ähnlich wie das bisherige A2-Szenario. Die Freisetzung steigt kontinuierlich an. Im Jahr 2100 wird in der Atmosphäre ein CO₂-Equivalent von über 1370 ppm erreicht. Der Strahlungsantrieb bleibt bis 2300 auf hohem Niveau.</p>
RCP6.0	<p>Ähnlich wie das bisherige A1B-Szenario. Ein stabiles CO₂-Equivalent von ca. 850 ppm wird nach 2100 erreicht. Nach 2100 abnehmender Strahlungsantrieb.</p>
RCP4.5	<p>Ähnlich wie das bisherige B1-Szenario. Ein stabiles CO₂-Equivalent von ca. 650 ppm wird nach 2100 erreicht. Die Freisetzung muss deutlich reduziert werden.</p>
RCP2.6 (RCP3-PD)	<p>Szenario mit konstantem starkem Emissionsrückgang ab 2020, mit dem das 2-Grad-Ziel erreicht werden könnte. Noch vor 2010 wird ein CO₂-Equivalent von 490 ppm erreicht, danach muss dieses absinken. Die Emissionen müssten langfristig deutlich unter null sinken – also aktiv Treibhausgase aus der Atmosphäre entnommen werden.</p>

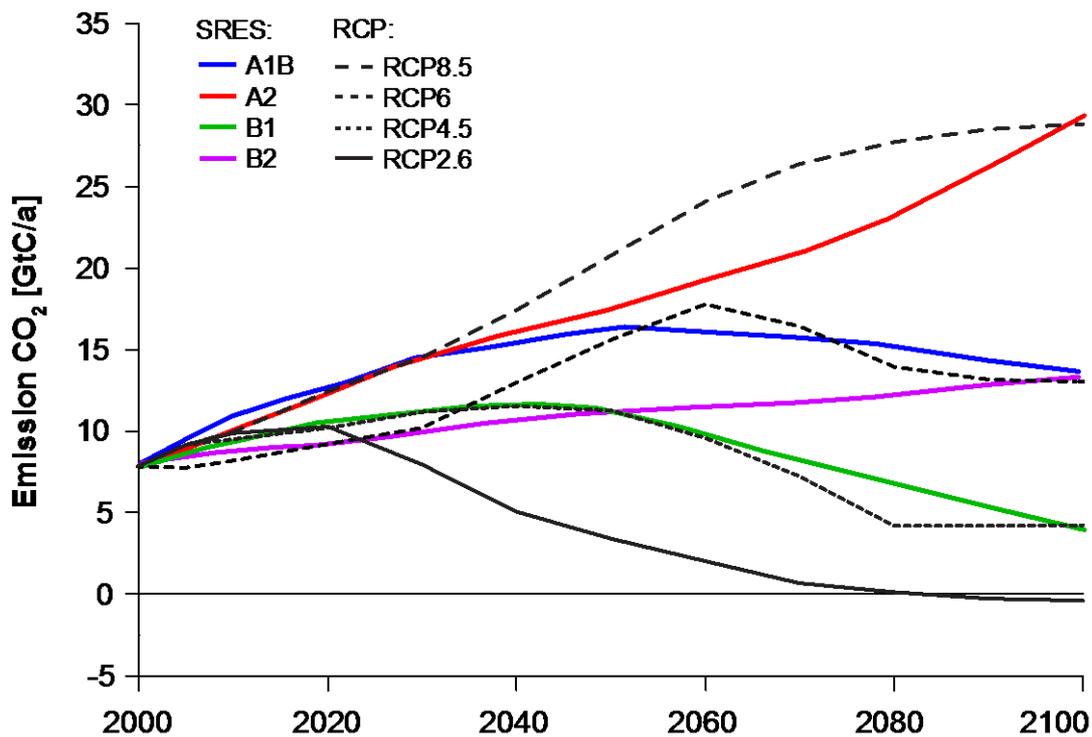


Abbildung 1: Zeitlicher Verlauf der Emission des bedeutendsten Treibhausgases CO₂ nach den Emissionsszenarien des IPCC (Nach IPCC 2000, Moss et al. 2010, van Vuuren et al. 2011).

Physikalische Grundlagen

Wasser erreicht seine größte Dichte bei knapp 4°C und seine geringste Dichte in gefrorenem Zustand. Daher kann – je nach Umgebungstemperatur – sowohl kälteres als auch wärmeres Wasser in einer Wassersäule aufsteigen. Diese sogenannte Dichteanomalie des Wassers ermöglicht das Überleben für Organismen in Gewässern, die im Winter zufrieren. Ohne die Dichteanomalie würde das kälteste Wasser zum Grund absinken und der Gewässerboden von dort aus vereisen. So aber schwimmt Eis an der Oberfläche und isoliert den See sogar noch gegen weitere Abkühlung.

Je wärmer das Wasser, umso stärker ist sein relativer Dichteunterschied. Da Wärmeaustausch in der Regel nur zwischen Luft und Wasseroberfläche stattfindet, sinkt z.B. im Herbst abgekühltes Wasser aufgrund seiner höheren Dichte in die Tiefe ab und verbleibt dort, bis es von noch kühlerem bzw. dichterem Wasser (minimal 4°C) verdrängt wird. In unseren Breiten erreicht das Wasser an der Oberfläche im Jahresverlauf irgendwann diese 4°C, weswegen es in tieferen Gewässern auf den Seegrund sinkt, der dann das ganze Jahr über diese Temperatur hat.

Dichteunterschiede führen im Laufe des Jahres ein- bis mehrfach zu einer Schichtung des Wasserkörpers, wobei im See eine scharfe Temperaturgrenze mit einem typischen Temperaturprofil entsteht. Die getrennten Wasserkörper werden Epilimnion (warm, oberflächennah) und Hypolimnion (kühl, am Seegrund) genannt. Dazwischen befindet sich die Sprungschicht (Thermokline), in der die größten Temperaturänderungen auftreten. Im Sommer sind solche Schichtungen besonders ausgeprägt und stabil; auch starker Wind besitzt nicht genügend Energie, das Oberflächenwasser bis in eine größere Tiefe zu mischen. Im Winter kann es zu einer inversen Schichtung unter Eis kommen. Eine vollständige Durchmischung, die Zirkulation, kann in Zeiten gleicher Wassertemperaturen stattfinden.

Zirkulationstypen von Stillgewässern

Je nach Gewässerform und -tiefe sowie geografischer Lage gibt es verschiedene Zirkulationstypen, für die Ausmaß und Rhythmus der Durchmischung maßgebend sind. Neben amiktischen Seen, die sich niemals durchmischen, da sie immer gefroren sind, gibt es Seen, die sich vollständig durchmischen (holomiktisch) und solche, die z.B. aus chemischen Gründen nur teilweise zirkulieren (z.B. wenn Salze die Dichte des Tiefenwassers weiter erhöhen).

Am häufigsten sind holomiktische Seen, unter denen es folgende Muster der Durchmischung gibt:

Oligomiktisch: Die Durchmischung findet nicht jedes Jahr statt. Betroffen sind besonders sehr große, tiefe Seen, die aufgrund ihrer Wärmespeicherkapazität und bei warmen Klimabedingungen sehr lange benötigen, um an der Oberfläche auf 4°C abzukühlen.

Monomiktisch: Eine Vollzirkulation findet einmal pro Jahr statt. In unseren Breiten findet man warm-monomiktische Seen, die im Winter zirkulieren, aber aufgrund ihrer Größe nicht zufrieren (z.B. aktuell der Bodensee).

Dimiktisch: Diese Seen zirkulieren zwei Mal im Jahr (im Frühjahr und Herbst). Sie frieren im Winter zu. Häufigster Seen-Typ in unseren Breiten.

Polymiktisch: Diese Seen zirkulieren häufig. Sie sind in der Regel sehr flach, so dass gar kein ausgeprägter Temperatur- bzw. Dichtegradient entstehen kann.

Sauerstoff-Gehalt

Der Durchmischungstyp hat direkte Auswirkungen auf den Sauerstoff-Gehalt und somit die Biologie des Sees, speziell in tiefen Wasserschichten. Alle höheren Gewässerlebewesen sind auf Sauerstoff angewiesen. In das Gewässer kommt Sauerstoff durch

Austausch mit der Atmosphäre sowie durch Photosynthese. Beide Prozesse finden nur in oberflächennahen Seebereichen statt. Der Bereich, in dem Photosynthese möglich ist, heißt euphotische Zone und stimmt meist mit dem Epilimnion überein. Während der Schichtung sind tiefere Wasserschichten vollständig vom Sauerstoff-Austausch abgeschlossen und der verbleibende Sauerstoff wird vom Abbau organischer Substanzen, die aus dem Epilimnion absinken, aufgezehrt. Je produktiver (nährstoffreicher) ein Gewässer ist, umso höher ist dessen Sauerstoffbedarf für Abbauprozesse. Eine erneute Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers ist nur zur Zeit der Vollzirkulation möglich und deren Qualität ist von der Häufigkeit und Intensität der Durchmischung sowie dem Volumen des Hypolimnions abhängig.

Phosphor

Das biologische Wachstum in Seen ist fast ausnahmslos vom Phosphat-Gehalt abhängig und dadurch limitiert. Ausnahme bilden die Kieselalgen (Diatomeen), deren Minimumfaktor Silizium ist. Die zum Pflanzenwachstum benötigten Nährstoffe werden in der Regel im Laufe eines Sommers im Epilimnion verbraucht. Neue Nährstoffe werden – anders als beim Sauerstoff – bei der nächsten Durchmischung aus dem Tiefenwasser nachgeliefert, in dem sie sich angereichert haben. Als wichtige Phosphorquelle dient in großen Seen vor allem die Freisetzung aus abgestorbenem Material am Seegrund (Remineralisation). Bei sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen über Grund wird der im Boden gebundene Phosphor sogar vermehrt in den Wasserkörper freigesetzt. In diesem Fall sind Zirkulationsprozesse besonders wichtig für die Lebensbedingungen im Hypolimnion. Bei kleinen Seen überwiegt oft der Phosphoreintrag aus dem Einzugsgebiet.

Rolle des Einzugsgebietes

Das Einzugsgebiet (EZG) eines Stillgewässers prägt dessen Charakter. Folgende Aspekte spielen hier eine besondere Rolle:

- Geologie des EZGs (vor allem der Calcit-Gehalt): Seen in kalkarmen EZGs sind schlecht gegen Versauerung gepuffert; kalkabhängige Arten fehlen hier, aber auch in Zu- und Abflüssen weitgehend.
- Höhe des EZGs: In von Gletschern oder alpinen Schneefeldern geprägten Gebieten (nivale, durch Schneeschmelze bestimmte EZGs) führen die Zuflüsse im Sommer das meiste, zudem trübe Wasser. Auf der anderen Seite können Zuflüsse aus tieferen (pluvialen, von Regenfällen bestimmten) EZGs in der heißen Jahreszeit ausgesprochen wasserarm sein. Dementsprechend wird auch der

Wasserstand von Seen – sofern er nicht reguliert ist – durch den Zufluss bestimmt.

- Nutzungen: Der Einfluss der Nutzungen im EZG kann weitreichende Folgen für Stillgewässer haben.

Stillgewässer sind somit äußerst komplexe Systeme; sie können als Spiegel ihrer Einzugsgebiete angesehen werden (Adrian et al. 2009). Die Rolle der Einzugsgebiete wird in dieser Studie – wo nötig – daher zwar berücksichtigt, die Fließgewässer wurden jedoch in einer eigenen KLIWA-Studie bereits detailliert abgehandelt (KLIWA 2010).

Klassifizierung von Seen

Seen können entsprechend ihrer geografischen Lage, ihrer Morphometrie (Größe und Tiefe), ihres Durchmischungscharakters und ihrer Einzugsgebiete klassifiziert werden. Vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden von der LAWA (Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) in Deutschland die 16 nachfolgenden Seentypen unterschieden, von denen viele im KLIWA-Gebiet vorkommen (Riedmüller et al. 2013). Die geografische Lage in den Hauptregionen Alpen und Alpenvorland, Mittelgebirge und Tiefland gilt dabei als übergeordnetes Kriterium.

Eine Zuordnung von Literaturangaben zu einem dieser Seentypen ist bestenfalls in Einzelfällen möglich. Daher wurde diese in Abstimmung mit dem Auftraggeber und dem Expertenworkshop in ein zum jeweiligen Literaturzitat passendes Muster von Seentypen eingeordnet, das in der Regel deutlich grober ist.

LAWA-Klassifizierung von deutschen Seen

Seentypen der Alpen und des Alpenvorlandes

*Nicht weiter beschriebene Seentypen zählen in der Regel zum dimiktischen Typ

LAWA-Seentyp	Charakterisierung	Beispielgewässer im KLIWA-Gebiet
1	Polymiktischer Alpenvorlandsee	Rohrsee (BW); Hofstätter See (BY)
2	Geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ großem EZG*	Mindelsee (BW); Langbürgner See und Großer Ostersee (BY)
3	Geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ kleinem EZG*	Weißensee und Wörthsee (BY); Bodensee-Obersee (BW)
4	Geschichteter Alpensee*	Eibsee, Königssee und Ammersee (BY)

Seentypen des Mittelgebirges

LAWA-Seentyp	Charakterisierung	Beispielgewässer im KLIWA-Gebiet
5	Geschichteter, calciumreicher Mittelgebirgssee mit rel. großem EZG*	Vorderer Roxheimer Altrhein und Kiefweiher (Baggerseen, RP),
6	Polymiktischer, calciumreicher Mittelgebirgssee	Hinterer Roxheimer Altrhein und Neuhofener Altrhein (Baggerseen, RP)
7	Geschichteter, calciumreicher Mittelgebirgssee mit rel. kleinem EZG*	Laacher See (RP)
8	Geschichteter, calciumarmer Mittelgebirgssee mit rel. großem EZG*	Eixendorfer See und Waldnaabspeicher (Talsperren, BY)
9	Geschichteter, calciumarmer Mittelgebirgssee mit rel. kleinem EZG*	Titisee und Feldsee (BW)

Seentypen des Tieflandes

LAWA-Seentyp	Charakterisierung	Beispielgewässer im KLIWA-Gebiet
10	Geschichteter Tieflandsee mit rel. großem EZG*	-
11	Polymiktischer Tieflandsee mit rel. großem EZG	-
12	Flusssee im Tiefland	-
13	Geschichteter Tieflandsee mit rel. kleinem EZG*	-
14	Polymiktischer Tieflandsee mit rel. kleinem EZG	-

Seensondertypen

LAWA-Seentyp 88: Sondertyp natürlicher See (z.B. Moorsee, Altarm oder Altwasser)

LAWA-Seentyp 99: Sondertyp künstlicher See (z.B. Abgrabungssee, Torfabbausee)

Abkürzungen: BW - Baden-Württemberg; BY - Bayern; RP - Rheinland-Pfalz

Seenkompartimente

Unter „Seenkompartimenten“ werden räumliche oder funktionelle Untereinheiten eines Sees bezeichnet. Diese Unterteilung dient der Möglichkeit, die vielfältigen im See ablaufenden Prozesse zusammenzufassen und zu gliedern. Kompartimente werden auf Basis der Lebensraumfunktionen abgegrenzt, obwohl sie mehr oder weniger stark verbunden sein können. Folgende Seenkompartimente lassen sich unterscheiden: Uferbereich, Flachwasserbereiche (Litoral), Seeboden (Profundal) und Freiwasser (Pelagial)(Abb. 2). Viele Tiere wie z.B. Fische durchlaufen in ihrem Lebenszyklus Lebensphasen, in denen sie auf diese verschiedenen Kompartimente angewiesen sind.

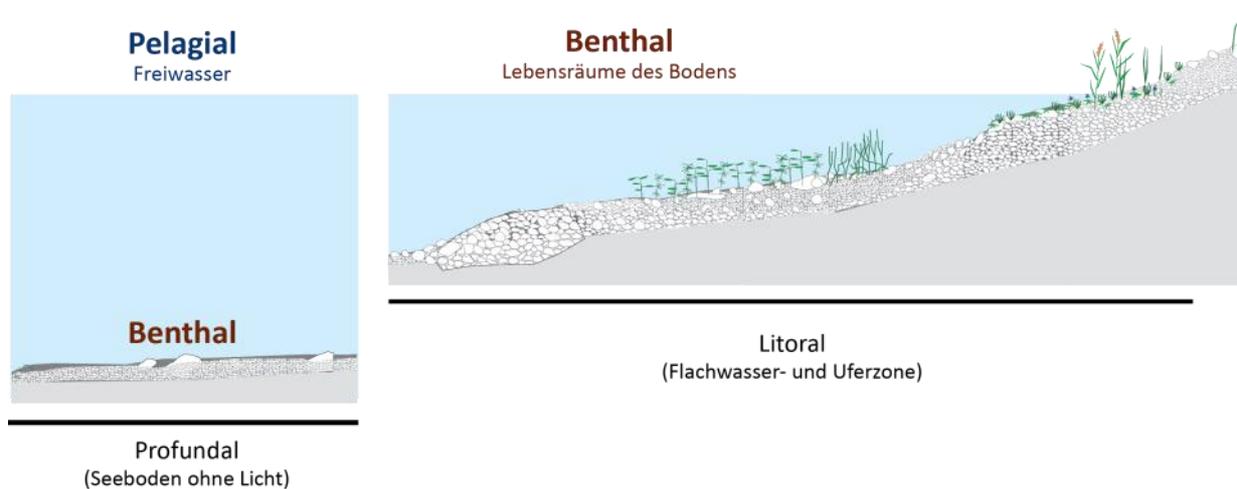


Abbildung 2: Lebensräume in Seen.

Direkte und indirekte anthropogene Einflüsse auf Stillgewässer

Aktuelle Studien gehen davon aus, dass die globale Diversität in Süßwasserlebensräumen weitaus schneller sinkt als diejenige in den am stärksten gefährdeten terrestrischen Lebensräumen (Ricciardi & Rasmussen 1999). Dass aber der Klimawandel bei weitem nicht die einzige Gefahr für unsere Stillgewässer ist, verdeutlicht die Studie von Sala et al. (2000). In einer globalen Betrachtung wurden die Ausbreitung von Neobiota (durch anthropogene Vektoren) und die Landnutzung als Hauptgefahr für die Biodiversität der Seen genannt. Unter Neobiota versteht man Tiere und Pflanzen, die in der Neuzeit (ab 1492) vom Menschen absichtlich oder versehentlich über bestehende Ausbreitungsgrenzen hinaus verschleppt wurden.

Aquatische Neobiota, besonders sogenannte Habitatmodulatoren („ecosystem engineers“), können unabhängig vom Klimawandel sehr oft rasche und gravierende

ökologische Effekte hervorrufen. Klimaerwärmung kann deren Etablierung allerdings begünstigen. Biologische Invasionen sind weitaus schwerer vorhersehbar als die Folgen des Klimawandels und sie können sehr schnell dazu führen, dass der ökologische Ausgangszustand von Klimawandelprognosen gravierend verändert wird (z.B. über die Verdrängung von potenziell vom Klimawandel betroffenen Arten o.Ä.).

Klimaeffekte auf Gewässer werden weiterhin oft durch anthropogene Einflüsse beeinflusst oder sogar überlagert (Adrian et al. 2009). So wirkt sich ein erhöhter Nährstoff-Eintrag auf die Produktivität (Trophie) eines Gewässers aus. Die Gewässer-eutrophierung hat langfristig oftmals gravierende Folgen. Eutrophierungseffekte verstärken auch die Wirkung einer erhöhten Temperatur (z.B. über den erhöhten Sauerstoff-Bedarf zum Abbau organischen Materials).

Der Verbauungsgrad der Ufer in den Zuflüssen und der Wasserrückhalt in Speicherseen des Einzugsgebiets haben oftmals einen nachhaltigen Einfluss auf das Wasserstandsregime von Stillgewässern. Ebenso können Wasserentnahme, Kiesentnahme und Freizeitnutzungen (z.B. Wellenschlag durch Motorboote, Bau von Hafenanlagen) starken Einfluss auf physiko-chemische und biologische Prozesse haben. Für Teiche, Weiher und andere Kleingewässer sind nach wie vor Verbauung und Überdüngung sowie Veränderungen im Einzugsgebiet bedeutende Gefährdungsursachen.

Um die Folgen des Klimawandels ohne solche anthropogenen Einflüsse ableiten zu können, wird deren Anteil an den Veränderungen mit statistischen Methoden berechnet und bleibt dann bei der Prognose unberücksichtigt (Adrian et al. 2009).

Infobox: Allgemeiner Einfluss des Klimawandels auf die Trinkwassergewinnung

Der Klimawandel kann über vielfältige Wege zu einer Verschlechterung der allgemeinen Wasserqualität führen. Dadurch kann auch die Trinkwassergewinnung aus Seen beeinträchtigt werden. Aufgrund längerer Trockenperioden ist weniger Wasser verfügbar (Blenckner 2011). Weiter kann die Wasseraufbereitung aufgrund vermehrter toxischer Blaualgen oder einer allgemein vermehrten mikrobiellen Belastung aufwendiger werden. In einer Nutzungsanalyse wird dies allerdings zumindest für den oligotrophen Bodensee ausgeschlossen (IGKB 2015).

Teil 2 Klimawandel und seine abiotischen Effekte

Vorbemerkungen

Bei der Literaturrecherche wurde schnell klar, dass aus dem KLIWA-Gebiet primär Daten zu Bodensee und Ammersee existieren. Aufgrund der Datenlage zu anderen, oftmals typischeren Seentypen musste die Literatursuche deutlich über den süddeutschen Raum hinaus ausgedehnt werden.

Nach Durchsicht und Auswertung von 359 relevanten Literaturstellen ist erkennbar, dass sich die Datenlage und der Kenntnisstand zu den Auswirkungen des Klimawandels je nach Themenbereich stark in Qualität und Aussagesicherheit unterscheiden.

Zahlreiche Einflüsse der Klimaerwärmung auf die Physik und Chemie von Seen sind gut in der Literatur beschrieben und abgesichert. Bezüglich der Biologie sind auch einige Vorhersagen zum Phytoplankton sehr gut belegt. Bei den höheren trophischen Ebenen des Freiwassers, des Litorals und der Wasserwechselzonen jedoch lässt sich wenig Literatur mit direktem Bezug zum Klimawandel finden. Für die Aufstellung von Wirkungspfaden mussten die möglichen Effekte meist aus einzelnen Zusammenhängen zusammengeführt werden. Auch ihre Aussagesicherheit ist somit bislang noch deutlich reduziert. Nachfolgend werden die belegten und vermuteten Auswirkungen des Klimawandels auf die Physik, Chemie und Biologie von Stillgewässern dargestellt.

Klimawandel und Gewässer

Seit dem Jahr 1750 ist die Kohlendioxid-Konzentration (CO_2) in der Atmosphäre global auf 142% des Ausgangswertes angestiegen (WMO 2014). Bei einer Verdoppelung des heutigen CO_2 -Gehaltes der Atmosphäre würde sich als indirekte Folge (Treibhauseffekt) z.B. der Genfer See um 2,6 bis 4,2°C im Epilimnion und 2,2°C im Hypolimnion erwärmen (Perroud & Goyette 2012).

Als direkte Folge des gestiegenen CO_2 -Gehaltes ist der pH-Wert in den Ozeanen von 2004 bis 2014 um 0,011 bis 0,024 Einheiten gesunken (IPCC 2014). Die Versauerung durch CO_2 spielt im Süßwasser jedoch kaum eine Rolle. Ausnahmsweise können sogenannte Weichwasser mit besonders geringem Calciumgehalt versauern (Barrow et al. 2014).

Auch weitere Treibhausgase haben in der Atmosphäre stark zugenommen, so lag beispielsweise der Methan-Gehalt im Jahre 2013 sogar bei 253% des Wertes von 1750 (WMO 2014).

Der Treibhauseffekt wird vor allem von anthropogenen Verbrennungsprozessen und dem Ausstoß von Treibhausgasen angetrieben. Als Folge steigt die Lufttemperatur stetig an. Sie ist von 1880 bis 2012 global um 0,85°C gestiegen (IPCC 2014), dabei sind geographische Regionen unterschiedlich stark vom Lufttemperaturanstieg betroffen. In der Bodenseeregion ist sie beispielsweise seit 1962 bereits um mindestens 1,1°C gestiegen (IGKB 2015). Doch nicht nur die Durchschnittstemperatur steigt, sondern auch die Temperaturmaxima und insbesondere die Tagesminimaltemperaturen (Livingstone 2003). Für die Schweiz wird ein starker Anstieg der Variabilität der Sommertemperaturen prognostiziert (BAFU 2012). Der für aktuelle Verhältnisse außergewöhnlich heiße und trockene Sommer 2003 wird bis Ende des Jahrhunderts vermutlich zum Normalfall werden. Nach Simulationen könnte jeder zweite Sommer entsprechend heiß sein (Schär et al. 2004). Da die Sommermitteltemperaturen bis zum Ende des 21. Jahrhunderts in etwa denen des Rekordsommers 2003 entsprechen könnten, der 5°C über dem langjährigen Mittel lag, so ist künftig mit noch stärkeren Hitze-Extremen zu rechnen (+8 bis +10°C über den derzeitigen Mitteltemperaturen).

Global wird eine Verstärkung von extremen Wind- und Regenereignissen sowie eine Verlängerung von Extremwetterlagen, wie Trockenperioden, vorhergesagt (IPCC 2014). Eine Verstärkung der Extremwind- und Regenereignisse wird von den Klima-Projektionen für den süddeutschen Raum jedoch nicht bestätigt, weswegen die Auswirkungen dieser Faktoren weniger intensiv recherchiert wurden (siehe Kap. Klimaprognose für den KLIWA-Raum).

Ökologisch wirksam sind vor allem konkrete Ereignisse, sogenannte „tipping points“ (z.B. besonders hohe Wassertemperaturen, weitgehend frostfreie Winter oder Phasen von Trockenheit), die oft Jahrzehnte lange Auswirkungen auf das System haben („tipping points“, Lenton et al. 2008). Mittelwert-Szenarien sind daher wenig aussagekräftig; vielmehr muss für Prognosen eine Bandbreite mit Variabilität und Extremen modelliert werden, was jedoch sehr aufwändig ist.

Klimaprognose für den KLIWA-Raum

Von der Arbeitsgruppe KLIWA wurden aus den bestehenden Klimaprojektionen Prognosen zum Ende des aktuellen Jahrhunderts erstellt (KLIWA 2006b). Für Süddeutschland werden dabei die in Tabelle 2 dargestellten Klimaszenarien angenommen.

Tabelle 2: Klimaprognosen für Süddeutschland.

Umweltfaktor	Relative Änderungen
Lufttemperatur	+1 bis +4 °C (eher wärmere Winter und kühlere Frühjahre)
Niederschlag	Sommer ±0 bis -30 %; Winter ±0 bis +30 %
Niedrigwasserabfluss MNQ	Sommer -10 bis -20%; Winter +10 %
Hochwasserabfluss MHQ	Sommer -10 %, +10 %; Winter +10 bis +30 %
Anzahl Tage Abfluss < MNQ	+25 bis +100 %
Maximale Dauer Niedrigwasserperioden	+25 bis +100 %
Globalstrahlung	Sommer +10 %; übriges Jahr -10 %; unsichere Prognose
Wind	Projektionen widersprüchlich

Aussagen zur Übertragbarkeit von Modellierungen

Die Analyse von Messwerten und Modellierungen von 2368 Seen in Wisconsin haben ergeben, dass benachbarte Seen ähnlicher Tiefe auch ähnliche Wassertemperaturen aufweisen (Read et al. 2014), daher können Temperaturprognosen übertragen werden. Ähnlich beschaffene benachbarte Seen können sich aber stark in Schichtung und Eisbedeckung unterscheiden; diese Parameter sind nicht übertragbar (Read et al. 2014). Nach Jones et al. (2010) hängt die Reaktion von Seen auf den Klimawandel vor allem von den Faktoren Standort, Beckenmorphologie und Höhenlage ab. Für gute Modellierungen werden regionale Wettermodelle benötigt. Die globalen Projektionen haben ein meist zu grobes Raster um wichtige lokale Unterschiede - z.B. im Windfeld - abzubilden.

Am Ammersee wurde zudem gezeigt, dass die Prognosen auch von weiteren oft unberücksichtigten Faktoren beeinflusst werden können. So sorgen hier Grundwasserzuflüsse über den Sommer hinweg für eine Abkühlung des Seewassers von ca. 0,5° C in 8 bis 16 m Tiefe. Erst nach Einbeziehung dieser Wasserzuflüsse ergab deren Modell deutlich realitätsnähere Ergebnisse als bei der herkömmlichen Modellierung (Bueche & Vetter 2013).

Physikalische Prozesse

Temperaturen und Schichtung

Seen sind gute Indikatoren für Effekte des Klimawandels, da sie sowohl die Einflüsse aus ihrem Einzugsgebiet als auch die aus dem darüber liegenden Luftraum integrieren (Adrian et al. 2009, Schindler 2009). Zahlreiche Literaturstudien sprechen von einer bereits erfolgten globalen Erwärmung der Seewassertemperaturen (z.B. Arvola et al. 2010, Schneider & Hook 2010) – dabei ist jedoch eine differenzierte Betrachtung der Auswirkungen nötig, da sich die steigenden Lufttemperaturen auf die verschiedenen Temperaturschichten eines jeweiligen Sees unterschiedlich auswirken können. Während die Lufttemperatur direkt mit der Oberflächen-Wassertemperatur korreliert (Arvola et al. 2010, SILMAS 2012, IGKB 2015), sind Auswirkungen des Klimawandels auf das Hypolimnion eines Sees bzw. dessen Schichtungsmuster deutlich komplexer. Sie sind u.a. vom Seentyp abhängig und auch zeitlich und saisonal differenziert zu betrachten (Gerten & Adrian 2001). Das Hypolimnion eines Sees erwärmt sich auch deutlich langsamer als die oberen Wasserschichten (Arvola et al. 2010, IGKB 2015).

Epilimnion

Die Erhöhung der Epilimnion-Temperatur lässt sich gut vorhersagen. Bereits heute ist eine klimabedingte Erhöhung der Oberflächentemperatur von Seen (Epilimnion) fast weltweit festzustellen (Arvola et al. 2010, Schneider & Hook 2010). Schneider & Hook (2010) belegten dies anhand von 167 Seen weltweit. Ausnahmen liegen vor allem in tropischen Gebieten und die größte Varianz in der Reaktion auf den Klimawandel zeigt sich im alpinen und skandinavischen Bereich (Arvola et al. 2010). Auch im Alpenraum erwärmen sich die Seen klimawandel-bedingt (Brunetti et al. 2009). Im Zürichsee kam es bislang zu einer Erwärmung der obersten Wasserschicht (bis 20 m Tiefe) von 0,24° C pro Dekade (Livingstone 2003). Bis Ende des 21. Jahrhunderts (+4°C Lufttemperatur) wird dort eine Erwärmung von 2,2°C prognostiziert (Peeters et al. 2002). Im Ammersee hat sich die Oberfläche in den Sommermonaten seit 1984 um 1,5-2°C erwärmt (Vetter 2013). Für den Genfer See wird für die nächsten 100 Jahre ein Anstieg der Epilimnion-Temperatur von +2,3 bis +3,8° C prognostiziert (pessimistisches Szenario A2; Perroud & Goyette 2010). Für den Bodensee liegen die Prognosen für ein realistischeres CO₂-Szenario für die nächsten 75 Jahre bei einer Erwärmung des Epilimnions von 1,6 bis 2,4°C (IGKB 2015). Im süddeutschen Raum sind, abgesehen von den großen Voralpenseen, offenbar keine Auswertungen von Langzeitdaten für andere zum Teil

wesentlich häufigere Seentypen verfügbar. Prognosen für die Erwärmung des Epilimnions eines dimiktischen Sees gibt es z.B. für den Erkensee (max. 21 m tief) in Schweden. Seiner Oberflächenwassertemperatur wird bis Ende dieses Jahrhunderts ein Anstieg um +1,4 bis +2,8°C im Sommer prognostiziert (Szenario A2-B2; Jones et al. 2010). Langzeitdaten für Tieflandseen (polymiktisch: Müggelsee; dimiktisch: Stechlinsee) zeigen, dass die Wassertemperatur dieses Seentyps aktuell um 0,3°C pro Dekade steigt (Kirillin 2010). Insofern scheinen die Oberflächen-Wassertemperaturen bei realistischen CO₂-Szenarien weitgehend unabhängig vom Seentyp bis zum Ende dieses Jahrhunderts um einen ähnlichen Betrag (ca. 2 bis 3°C) zu steigen. Ausnahme bilden alpine Seen und tropische, meromiktische Seen (Livingstone 2003, Vollmer et al. 2005). In den alpinen Seen ist nur mit einer Erwärmung von 0,1 bis 0,15°C pro Dekade (entsprechend 0,8° bis 1,3°C bis 2100) zu rechnen (Livingstone 2003).

Der Effekt der klimabedingten Lufttemperaturerhöhung auf die Wassertemperatur des Epilimnions kann durch diverse Prozesse beeinflusst werden: Z.B. Wind (über Tiefenwasseraufstoß; Appt et al. 2004, Tanentzap et al. 2008), Eisbedeckung (über Albedo; Austin & Colman 2007), Lichtdurchlässigkeit des Wassers (Tanentzap et al. 2008) oder Sonnenscheindauer (Bewölkung, Nebel, u.a.). Erschwerend werden diese Faktoren ihrerseits vom Klimawandel verändert (Lepparanta 2010, IPCC 2014).

Direkte anthropogene Einflüsse können ebenfalls eine Wirkung auf die Wassertemperaturen haben (z.B. Kühlwassereinleitungen, Wärmenutzung, Pump-Speicher-Kraftwerke u.v.m. (u.a. Finger et al. 2006, BAFU 2012, IGKB 2015)). Aber auch biologische Effekte wie Algenblüten können eine Rolle spielen; so können dichte Cyanobakterien-Blüten durch eine erhöhte Lichtabsorption die Temperatur des Epilimnions erhöhen (Kahru et al. 1993).

Hypolimnion

Nach aktuellen Prognosen wird die Tiefenwasser-Temperatur vieler Seen durch die Klimaerwärmung langfristig ansteigen, allerdings in geringerem Maße als die Temperatur des Epilimnions (u.a. Peeters et al. 2002, Arvola et al. 2010, Perroud & Goyette 2010, IGKB 2015). Generell muss zwischen kurzfristigen Effekten und Langzeiteffekten unterschieden werden. So können einzelne Hitzesommer zu einem kühleren Hypolimnion führen als durchschnittliche Sommer. Die Ursache ist ein reduzierter Wärmetransport zwischen Epi- und Hypolimnion aufgrund einer stabileren Schichtung (Arvola et al. 2010, Jones et al. 2010). Dieser Effekt führt auch dazu, dass sich eine Temperaturerhöhung im Sommer deutlich weniger auf die Temperatur des Hypolimnions auswirken kann als eine Lufterwärmung im Winter (Jones et al. 2010,

Kirillin 2010). Langfristig hat die Schichtungsstabilität von Seen und Talsperren in Deutschland im Sommer zugenommen (Shatwell et al. 2013).

Die Reaktion der Hypolimnion-Temperatur auf erhöhte Lufttemperaturen ist auch vom Seentyp abhängig. Die Auswertungen bestehender Langzeitdaten bestätigen den oben beschriebenen Prozess und zeigen, dass das Hypolimnion einzelner dimiktischer, tiefer Seen in Europa teilweise sogar kühler wurde (Arvola et al. 2010). Modellierungen für den Ammersee gehen auch von einer leichten Reduzierung der mittleren Hypolimnion-Temperatur aus (Weinberger 2014, Weinberger & Vetter 2014). Im ebenfalls dimiktischen schwedischen Erkensee dagegen wird sich das Wasser am Seegrund bis Ende des 21. Jahrhunderts um 0,8 bis 1,1°C (B2 und A2) im Sommer und 0,3 bis 0,7°C im Winter erwärmen (Jones et al. 2010).

Bei flacheren polymiktischen Seen findet mehrmals im Jahr ein Wärmeaustausch mit dem Epilimnion statt, wodurch sich die mittlere Jahrestemperatur stärker erhöhen kann als in tiefen Seen; die Erwärmung bleibt allerdings immer geringer als die des Epilimnions (Arvola et al. 2010). Bei Prognosen für Flachseen kommt erschwerend hinzu, dass sich der Durchmischungstyp aufgrund des Klimawandels ändern könnte. Die Hypolimnion-Temperatur würde bei den erwarteten Wechseln des Schichtungsregimes sprunghafte Änderungen durchlaufen (Kirillin 2010). Alles in allem ist hier bis Ende des Jahrhunderts eine Erwärmung des Tiefenwassers um 2 bis 3°C möglich (Kirillin 2010).

Die meisten Untersuchungen und Prognosen im KLIWA-Gebiet finden sich für große monomiktische Seen. Langzeitdaten von entsprechenden mitteleuropäischen Seen (darunter aus KLIWA-Gebiet: Bodensee) zeigen bislang eine Erwärmung des Tiefenwassers von 0,1-0,2°C pro Dekade. Die Werte variieren je nach Lage und Windexposition (Dokulil et al. 2006). Die Autoren gehen für diese Seen von einer mittleren Erwärmung des Tiefenwassers von ca. 1°C bis zum Jahr 2100 aus. Das Hypolimnion des Bodensees dürfte sich bereits bis 2085 um bis zu 1,0° C erwärmen (IGKB 2015). Im Zürichsee führt der Klimawandel schon jetzt zu einer Erwärmung des Wassers unter 20 m Tiefe von 0,13° C pro Dekade (Livingstone 2003). In Zukunft soll es dort bei einer Erhöhung der Lufttemperatur um 4°C zu einer Zunahme der Hypolimnion-Temperatur von etwa +1,3°C kommen (Peeters et al. 2002). Für den noch tieferen Genfer See wurde für die nächsten 100 Jahre ein Anstieg der Hypolimnion-Temperatur von +2,2 bis +2,3° C errechnet (Szenario A2; Perroud & Goyette 2010).

Zusammenfassend wird sich die Tiefenwassertemperatur der meisten tiefen Seen in unserer Region bis Ende des 21. Jahrhunderts zwar deutlich erwärmen, aber in geringerem Maße als das Oberflächenwasser. Bei realistischen CO₂-Szenarien ist bis

dahin eine Wassertemperatur-Erhöhung des Hypolimnions von ca. 1 bis 1,5°C prognostiziert; in flachen Seen sind jedoch auch stärker steigende Tiefenwassertemperaturen zu erwarten (2 bis 3°C).

Durchmischung

In vielen Seen ist der Wind die treibende Kraft der Durchmischung. Bei steigenden Temperaturdifferenzen zwischen den Wasserschichten aufgrund der Klimaerwärmung wird eine vollständige Zirkulation erschwert, da die zur Durchmischung nötige Energiemenge ansteigt. Bei vielen tiefen Seen ist jedoch der Einfluss der Konvektion auf die Durchmischung stärker als die des Windes (Livingstone 1997b). Bei Konvektion sinkt das durch die Luft abgekühlte Oberflächenwasser in die Tiefe. Dies resultiert aus der Dichteanomalie des Wasser und der höchsten Dichte bei 4°C. Je stärker das Hypolimnion über 4°C erwärmt ist, umso größer wird der Dichtegradient zwischen dem frisch abgekühlten Oberflächenwasser und dem wärmeren Tiefenwasser. Ein erwärmtes Hypolimnion erleichtert somit die Durchmischung über Konvektion. Nach mehreren Jahren mit schlechter Durchmischung und erwärmtem Hypolimnion reicht damit selbst ein weniger kalter Winter zur vollständigen Durchmischung aus. Dieser Effekt kann den Folgen der verstärkten Schichtung im Sommer entgegen wirken und wird in Schweizer Seen bereits beobachtet (Livingstone 1997b).

Weitere Ereignisse können die Schichtung eines Sees maßgeblich beeinflussen. So kann Hochwasser aus den Zuflüssen Dichteströme im See verursachen, die absinken und dabei Sauerstoff ins Tiefenwasser eintragen (Alavian 1986, IGKB 2015). Auf diese Weise kann auch relativ warmes Wasser in die Tiefe gelangen. Das Auftreten solcher Dichteströme unterliegt auch dem Einfluss der Wasserkraftnutzung im Einzugsgebiet. Stauhaltungen führen zu einer Verringerung der Sedimentfracht sowie zu kurzfristigen Abflussspitzen und sorgen dafür, dass Dichteströme im See seltener auftreten (Finger et al. 2006). Weiter spielt „Differential Cooling“ zumindest lokal eine Rolle (Fer et al. 2002, IGKB 2015). Dabei finden im Winter regelmäßig temperaturgetriebene Dichteströme aus dem Flachwasserbereich in die Tiefe statt. Das Wasser in seichten Buchten kühlt schneller ab als das Freiwasser. Das dadurch schwerere Wasser sinkt in die wärmere Tiefe. Dieser Effekt fördert vor allem den Wasseraustausch aus den Flachwasserbereichen (Fer et al. 2002). Er wird durch den Klimawandel potenziell verstärkt (IGKB 2015).

Schichtungsdauer und -stabilität

Allgemein wird die Schichtung der Seen künftig aufgrund eines höheren Temperaturgradienten in den warmen Monaten stabiler und sie wird länger andauern, da sich das Epilimnion stärker erwärmt als das Tiefenwasser (Perroud & Goyette 2010, Foley et al. 2012, Shatwell et al. 2013). Im See Blelham Tarn in Großbritannien hat sich die Dauer der jährlichen Schichtung in den letzten 41 Jahren bereits um 38 Tage verlängert (Foley et al. 2012). Langzeitdaten von 17 europäischen Seen und Talsperren zeigen, dass die thermische Schichtung immer früher im Jahr beginnt und die Schichtungsstabilität im Sommer zugenommen hat (Shatwell et al. 2013). Im Zeitraum von 1947 bis 1998 wurde die Schichtung im Zürichsee ebenfalls stabiler und hielt immer länger an. Eine weitere Entwicklung in diese Richtung wird vorhergesagt (Livingstone 2003). Im Ammersee z.B. wird sich die Zeit der jährlichen Schichtung bis 2050 um ca. 35 Tage verlängern. Entsprechendes wird auch für den Bodensee und den Genfer See prognostiziert (Perroud & Goyette 2010, IGKB 2015). Die erwarteten Änderungen werden vom Mischungstyp und der Seemorphologie beeinflusst (Gerten & Adrian 2001), wobei sich auch der Mischungstyp durch die Klimaerwärmung verändern kann (Kirillin 2010).

Schichtungstyp und Durchmischungshäufigkeit

Langzeitdaten von 17 Seen und Talsperren verdeutlichen, dass dimiktische Seen künftig zu monomiktischen Seen werden könnten, weil eine Eisbedeckung im Winter immer häufiger ausbleiben wird (Shatwell et al. 2013). Der flache Müggelsee soll sich bis zum Ende des Jahrhunderts sogar von polymiktisch zu warm-monomiktisch wandeln. Der Übergang wird vermutlich mit heftigen Wechselln einhergehen (Kirillin 2010). Auch Livingstone et al. 2010 prognostizieren, dass dimiktische Seen zukünftig warm-monomiktisch werden. In tiefen monomiktischen Seen wird sich die Durchmischungshäufigkeit mit der Klimaerwärmung reduzieren, diese Seen mischen auch schon heute nicht mehr unbedingt jährlich (Arvola et al. 2010, IGKB 2015). Der Bodensee wird nach Prognosen im bis 2084 um ca. 20-30% seltener mischen als heute (IGKB 2015).

Durch die oben erwähnte Reduktion der Durchmischungshäufigkeit ist auch eine chemische Stabilisierung der Schichtung bis hin zur Meromixis denkbar, vor allem im Zusammenhang mit Eutrophierungseffekten. Der Luganer See mischte 2005 und 2006 aufgrund einer Verbesserung der Wasserqualität zum ersten Mal seit etwa 40 Jahren wieder; zuvor war das Hypolimnion sauerstofffrei und die Schichtung chemisch stabilisiert (Holzner et al. 2009, Kipfer 2010). Die andauernde Schichtung wurde vor

allem durch die Eutrophierung verursacht. Das dann sauerstofffreie Tiefenwasser führte zu einer stärkeren Freisetzung von Stoffen aus dem Sediment, die wiederum die Dichte des Tiefenwassers erhöhten (Holzner et al. 2009, Kipfer 2010).

Eisbedeckung

Klimaerwärmung führt zu reduzierter Eisbildung und zu kürzeren Eisbedeckungszeiten (Psenner 2003). Diese Effekte lassen sich bereits jetzt weltweit beobachten (Magnuson et al. 2000, Shatwell et al. 2013). Eine genaue Prognose der weiteren Entwicklung ist jedoch schwierig, da Daten zur Eisbedeckung oft nicht in Langzeitreihen vorliegen und die Eisbildung auch von zahlreichen anderen Faktoren abhängig ist, z.B. von der Seemorphologie, der Schneebedeckung des Eises (Livingstone et al. 2010) sowie in Europa von der Nordatlantischen Oszillation NAO (George 2007). Selbst die weltweite Vulkanaktivität hat einen Einfluss auf die Dauer der Eisbedeckung, wenn auch erst mit einer Verzögerung von zwei Jahren bemerkbar. In vulkanisch ruhigen Zeiten bricht das Eis früher auf als in Zeiten mit hoher Aktivität (Livingstone 1997a).

Die Abhängigkeit der Eisbedeckungsdauer von der Lufttemperatur steigt, je kürzer sie pro Jahr dauert. Damit hat der Klimawandel einen größeren Einfluss auf Seen, die bereits jetzt nur kurz mit Eis bedeckt sind (Livingstone et al. 2010). Das Datum des Auftauens hängt zudem stark von der Höhenlage ab: Das Auftauen verzögert sich jeweils um 9,1 Tage pro 100 m Höhe (Sporka et al. 2006). Das Datum des Zufrierens hingegen hängt im Gebirge kaum von der Höhenlage ab, sondern vor allem von see-internen Prozessen (Sporka et al. 2006).

Durch die Änderungen in der Dauer der Eisbedeckung können aus dimiktischen Seen überwiegend monomiktische werden (Kirillin 2010, Livingstone et al. 2010). Flachseen im Tiefland besitzen meist eine sehr große Variabilität bezüglich der Eisbedeckungsdauer. Am Müggelsee (Berlin) wird sich die Anzahl der eisfreien Winter bis zum Ende des 21. Jahrhunderts um 60% erhöhen (Szenario B2; Livingstone & Adrian 2009). Diese Änderung wäre so stark, dass die Verhältnisse einem See in Norditalien entsprechen würden.

Die großen, tiefen Voralpenseen im KLIWA-Gebiet sind meist nur in flachen Uferbereichen vereist und lediglich ausnahmsweise komplett eisbedeckt. Auch ihre Eisbedeckung wird durch die Klimaerwärmung noch seltener werden (Perroud & Goyette 2010).

Gebirgsseen sind meist über lange Zeiträume eisbedeckt (Sporka et al. 2006), diese Dauer wird sich künftig verkürzen (BAFU 2012) und ist u.a. auch abhängig von der

Schneebedeckung. Eine beschneite Eisfläche verstärkt die Rückstrahlung (Albedo) eines Gewässers. Eine Reduktion dieser Rückstrahlung führt zu einer verstärkten Erwärmung des Wassers, die sich bis in den Sommer hinein auswirkt (Austin & Colman 2007). Temperaturbedingt dünner werdende Eisschichten können künftig durch Sturmereignisse häufiger aufgebrochen werden, was einen starken Einfluss auf das Temperaturregime und die Schichtung haben kann (Lepparanta 2010).

Chemische Prozesse

Sauerstoff

Alle bislang vorgestellten Prozesse beeinflussen auch den Sauerstoffgehalt eines Stillgewässers maßgeblich. Während sich das Epilimnion sowohl durch die biologische Primärproduktion (siehe Kap. Phytoplankton) als auch über den Luftkontakt mit Sauerstoff anreichert, wird das Hypolimnion fast nur bei der Vollzirkulation mit Sauerstoff versorgt. Ansonsten kommt es im Tiefenwasser zu einer andauernden Sauerstoffzehrung durch Abbauprozesse im Sediment und den Abbau von abgesunkenem Detritus. Eine seltenere Durchmischung des Hypolimnions (siehe Kap. Hypolimnion) kann dort zu reduzierten Sauerstoffgehalten führen. Langzeitdaten aus 17 Seen und Talsperren bestätigen, dass der Klimawandel den Sauerstoffgehalt im Hypolimnion bedroht (Shatwell et al. 2013). Entsprechende Modellierungen der Sauerstoffzehrung im Hypolimnion konnten mit Messdaten aus 32 Seen erfolgreich verifiziert werden (Rippey & McSorley 2009). Der Bodensee zirkuliert bereits heute seltener oder schwächer als früher (IGKB 2015). Seine Zirkulationshäufigkeit wird sich zukünftig weiter verringern (IGKB 2015). Folgen mehrere Jahre ohne vollständige Durchmischung aufeinander, nimmt der Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers stark ab. Je nach Klimaszenario führt das bis 2090 häufigere Ausbleiben der Vollzirkulation am Seeboden zu Sauerstoff-Werten von 2 bis 4 mg/l – im Vergleich zu aktuell etwa 11 mg/l (IGKB 2015).

Da der Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers zukünftig absinken wird, ist es wichtig, den Phosphor-Eintrag auch künftig gering zu halten (IGKB 2013). Bereits eine sehr moderate Erhöhung des Phosphat-Wertes auf 6 bis 10 µg/l würde den Sauerstoffgehalt bis 2090 um weitere 1,5 mg/l senken, was bereits zu sauerstofffreien Verhältnissen im Tiefenwasser führen könnte (IGKB 2015). Grund dafür ist, dass Sauerstoffmangel am Seegrund durch Reduktionsprozesse zur weiteren Freisetzung von dort chemisch

gebundenen Nährstoffen (Lampert & Sommer 1999) und möglicherweise auch von Schadstoffen führt (Pieper & Kleiner 2001).

Nährstoffe

Die Durchmischung des Wasserkörpers führt zu einer Wiederauffrischung der Nährstoffe im Epilimnion aus dem Hypolimnion. Auch aus dem Einzugsgebiet werden Nährstoffe in den See eingebracht. Phosphor (P) ist dabei in den meisten Fällen der wichtigste, weil limitierende Nährstoff in Seen. Andere Stoffe wie Stickstoff (N) oder Silizium (Si) sind meist unbedeutend, können aber in einzelnen Systemen (z.B. N in Seen mit extrem hohem P-Gehalt) oder für einzelne Organismengruppen (z.B. Si für Kieselalgen, N für Cyanobakterien) relevant sein.

Phosphor

Ist das Epilimnion im Frühjahr frisch geschichtet und mit Phosphor (P) angereichert, beginnt das biologische Wachstum und somit auch die Zehrung des Nährstoffs. Die Nährstoffe werden von Phytoplankton aufgenommen und in der Nahrungskette weitergereicht. In Form von abgestorbenen Organismen und Nahrungsrückständen sinkt viel Phosphor aus dem Epilimnion in die Tiefe ab. Obwohl diese gebundenen Phosphate schon teilweise im Epilimnion wieder rückgelöst werden können, dominieren dort Nährstoff-Zehrungsprozesse. Es kann somit für Phytoplankton zu Mangelsituationen kommen mit nachfolgend sehr klarem Wasserstadium – auch ohne Fraß durch Zooplankton.

Die Klimaerwärmung kann Trophie steigernd wirken: Die thermische Schichtung in Seen wird verstärkt und Zeiten mit ausschließlicher Phosphat-Zehrung im Hypolimnion verlängern sich (Nixdorf et al. 2009, Shatwell et al. 2013). Zudem wird sich die Qualität der Winterzirkulation und somit der Sauerstoffeintrag künftig verringern (z.B. Danis et al. 2004, IGKB 2015). Dies führt zu einer stärkeren Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment, das nach der nächsten Zirkulation wieder im Epilimnion nutzbar wird. Auch an Seen, deren Schichtungsregime wechselt, kann sich die Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment verändern (Kirillin 2010). Dies könnte vor allem für Seen problematisch werden - die wie manche Maarseen - bereits heute nur in einem mäßigen ökologischen Zustand sind (Westermann et al. 2011).

Neben der Rücklösung aus den Sedimenten wird Phosphor im Hypolimnion auch durch Remineralisation von herabgesunkenem Material freigesetzt und von den Zuflüssen eingetragen (Pettersson et al. 2010). Je geringer der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser wird, desto höher ist die Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment. So kann es zu

einer Kettenreaktion mit immer stärkeren Nährstoff-Freisetzungen kommen (Pettersson et al. 2010). Dies führt zu einer Erhöhung der Trophie und der biologischen Produktion und letztendlich zu einem sauerstofffreien Hypolimnion. Für den Bodensee könnte dies bis 2090 eintreten, falls die aktuelle Phosphorfracht minimal erhöht werden sollte (IGKB 2015). Über die Folgen eines sauerstofffreien Hypolimnions für die Ökologie von Stillgewässern wird in den nachfolgenden Kapiteln berichtet.

Der diffuse P-Eintrag aus Böden über das Einzugsgebiet ist vor allem für Seen mit kurzer Wasserverweildauer wichtig (Pettersson et al. 2010). Nach Simulationen für Mittel- und Nordeuropa werden sich diese Einträge durch den Klimawandel (Veränderung der Niederschlags- und Temperaturverhältnisse) vermutlich etwas erhöhen (Pierson et al. 2010). Bei den punktuellen Phosphateinträgen befinden wir uns aber aufgrund verbesserter Abwasserreinigung jedoch in einer anhaltenden Phase der Reoligotrophierung, so dass der Einfluss des Klimawandels auf den P-Eintrag aus Böden in Mitteleuropa eine untergeordnete Rolle spielen dürfte.

Silizium

Studien zum Zusammenhang zwischen dem Klimawandel und dem Eintrag oder der Freisetzung von Silizium in Stillgewässern wurden bei der Recherche nicht gefunden. Allerdings können die Folgen des Klimawandels Kieselalgen fördern, da in Zeiten mit Phosphor-Mangel im Epilimnion Plankton-Arten (Diatomeen) dominant auftreten, die von Silizium und weniger von Phosphaten abhängig sind (Lampert & Sommer 1999, Adrian et al. 2009, Berthon et al. 2014)(siehe Kap. Kieselalgen (Diatomeen)).

Stickstoff

Der Klimawandel wird den Stickstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet kaum erhöhen (George et al. 2010, Moore et al. 2010). Unterschiede werden sich in der saisonalen Verteilung der Einträge ergeben. In West- und Nordeuropa werden sie im Herbst und Winter etwas ansteigen. In nördlichen Seen entfällt der sonst übliche starke Peak im Frühjahr zur Schneeschmelze, da die Einträge schon im Winter eingespült werden (Moore et al. 2010). Die witterungsbedingten Änderungen des mittleren Stickstoff-Eintrags über das Einzugsgebiet sind deutlich geringer als der langfristige Anstieg aufgrund von Düngung und anderen anthropogenen Quellen (George et al. 2010). Stickstoff spielt vor allem für das Wachstum von Cyanobakterien eine entscheidende Rolle.

Kohlenstoff

Gelöster organischer Kohlenstoff kann als Energiequelle für Mikroorganismen dienen. Weltweit hat sein Gehalt in den Flüssen deutlich zugenommen (Jennings et al. 2010, Naden et al. 2010). Seine Rolle wird im Kapitel Kohlenstoffeinträge aus dem EZG ausführlicher behandelt.

Die Rolle des Einzugsgebiets

Abfluss

Allgemein werden Seen stark von ihrem Einzugsgebiet (EZG) geprägt (Blenckner 2005). Einer der wichtigsten Einflüsse ist die Abflusscharakteristik der Zuflüsse. Sie wird von mehreren Faktoren bestimmt:

- Niederschläge (Art und Menge)
- Höhenlage
- Verdunstung/Vegetation
- Menschliche Einflüsse und Nutzung (z.B. Pufferung bzw. Retention der Abflüsse durch Stauseen im EZG)

Die aktuellen Klimaprognosen sagen für das KLIWA-Gebiet keine große Änderung der Jahresmittelwerte der Niederschlagsmengen voraus. Allerdings wird es Veränderungen im Jahresverlauf geben. Dies hat geänderte Jahresgänge der Abflüsse zur Folge (KLIWA 2009). Diese sind an der Donau bereits nachweisbar (Godina 2010). Für Mittelgebirge sind im Winter um 10% erhöhte, für den Sommer allerdings stark reduzierte Abflüsse vorhergesagt (Einzugsgebiet der Dill in Hessen; Eckhardt & Ulbrich 2003). Im KLIWA-Gebiet werden die Niedrigwasserabflüsse flächendeckend sinken. Nur die monatlichen Niedrigwasserabflüsse im Nahe-Einzugsgebiet werden leicht ansteigen (KLIWA 2009). In Zukunft wird es im Spätsommer vermehrt zu deutlich längeren Trockenperioden (+20 bis über +50%) kommen (KLIWA 2009). Für die alpin geprägten Seen verstärken sich diese Effekte noch. Die Einzugsgebiete der Voralpen- und Alpenseen sind von der Schneeschmelze geprägt. Daher spielt dort bislang Schnee als Wasserreservoir eine zentrale Rolle bei der jahreszeitlichen Verteilung der Abflüsse aus den Einzugsgebieten. Künftig werden in alpinen Gebieten die Niederschläge vermehrt als Regen niedergehen und direkt abfließen. Im Spätherbst und Winter wird es aufgrund von späten Wärmephasen vermehrt Schmelzereignisse von Neuschnee geben. Im Frühjahr und Sommer fehlt diese Schneemenge im Abfluss. Das Steigen der Wintertemperaturen führt daher künftig zu erhöhten Winter- und reduzierten Frühjahrsabflüssen (Nachtnebel &

Stanzel 2010, BAFU 2012, IGKB 2015). Für die Aare sind für die Zukunft um ca. 20-30% erhöhte Winterabflüsse und im Spätsommer möglicherweise fast halbierte Abflüsse vorhergesagt (BAFU 2012). In Österreich wird jedoch der gesamte Abfluss in alpinen Bereichen generell eher zu- und in Vorlandgebieten eher abnehmen, die Niedrigwasserperiode verschiebt sich tendenziell vom Herbst/Winter zu Spätsommer/Herbst (Nachtnebel & Stanzel 2010). Schneiderman et al. (2012) zeigten entsprechende Veränderungen der Jahresgänge auch für Nordeuropa.

Erhöhte Temperaturen führen zu einer verstärkten, direkten Verdunstung (Müller-Wohlfeil et al. 2000). Falls es im KLIWA-Gebiet zu einer erhöhten Sonnenscheindauer kommt, werden die Verdunstungseffekte nicht unbedingt durch eine erhöhte Beschattung durch Wolken ausgeglichen, und somit wäre mit einem geringeren Abfluss zu rechnen. Allgemein beeinflusst auch die Vegetation des Einzugsgebiets den Abfluss wesentlich. Wälder und Feucht- und Mooregebiete halten große Mengen Wasser zurück (Lampert & Sommer 1999). Betts et al. (2007) zeigen, dass aufgrund des erhöhten CO₂-Gehalts der Atmosphäre Pflanzen ihre Spaltöffnungen weniger weit öffnen müssen, um CO₂ zu fixieren. Die Folge ist, dass die Verdunstung durch die Vegetation verringert wird und somit mehr Wasser im Boden bleibt, das in Gewässer abfließt. Nach ihren Modellierungen führt eine Verdoppelung des CO₂-Gehaltes der Atmosphäre zu einem globalen Anstieg des Abflusses der Einzugsgebiete um 6%. Beide oben erwähnten Verdunstungseffekte (erhöhte direkte Verdunstung und reduzierte Verdunstung über Vegetation) könnten sich kompensieren (Eckhardt & Ulbrich 2003).

Anthropogene Einflüsse im Einzugsgebiet können eine wesentliche Rolle spielen. Die Retention des Wassers wird durch z.B. Abholzung, Torfabbau und Trockenlegung von Sumpfgebieten oft beeinträchtigt. Weiterhin hat die Wasserkraftnutzung oft wesentliche Effekte auf die Hydrologie der Zuflüsse, die vor allem in Wassermangelzeiten weitreichende Konsequenzen für flussab liegende Ökosysteme haben kann. Im Bodensee-EZG hat beispielsweise der Ausbau der Kraftwerk-Speicher das Zuflussverhalten wesentlich beeinflusst: Seit 1990 werden im alpinen Bodensee-Einzugsgebiet knapp 800 Mio. m³ Speicherraum bewirtschaftet, was 7,3 % des jährlichen Wasservolumens entspricht, das den Bodensee über sämtliche Zuflüsse erreicht (ca. 48 km³). Im Bodensee, dessen Wasserstand nicht geregelt wird, wirkt sich dieser veränderte Verlauf der Wasserzufuhr vor allem in trockenen Jahren auf den Wasserstand und die Lebensgemeinschaften der Wasserwechselzone (z.B. Strandrasen) aus. Klimaprognosen für die kommenden Dekaden lassen diesbezüglich sehr deutliche Effekte erwarten (Rey 2015).

Niedrigwasser und Trockenheit

Zeiten mit geringerem Abfluss bzw. geringen Niederschlagsmengen und hohen Lufttemperaturen werden global und im KLIWA-Gebiet künftig öfter auftreten (KLIWA 2009, BAFU 2012, KLIWA 2012b). Die Wahrscheinlichkeit eines trockenen, heißen Sommers hat sich seit den 1970er Jahren bereits mehr als verdoppelt. In Zukunft ist mit einer deutlichen weiteren Zunahme an Trocken- und Niedrigwasserperioden in Süddeutschland zu rechnen. Dabei ist Bayern stärker betroffen als Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz (KLIWA 2012b).

Seen können in Hitzephasen teilweise oder komplett austrocknen – vor allem Flachseen. Durch temporäre Austrocknung werden Verlandungsprozesse gefördert (Dienst et al. 2008a). Aber auch nur teilweise Austrocknungsprozesse könnten weitreichende Folgen z.B. für Schichtung, Wassertemperatur, Sauerstoff-Gehalt und alle damit zusammenhängenden Prozesse und Lebensräume haben.

Hochwasser

Im Herbst- und Winterhalbjahr ist für die KLIWA-Region eine Zunahme der Niederschläge und somit auch der Abflüsse und der Hochwasserwahrscheinlichkeit prognostiziert (KLIWA 2005, 2006a, 2012a). Dies kann an nicht-regulierten Seen zu einer Veränderung der bisherigen Wasserstandsdynamik führen. Eine Zunahme von Starkregenereignissen im Sommer wird zu vermehrten Hochwässern in Zuflüssen führen, das dann oft stark mit Sedimenten und anderen Trübstoffen angereichert ist. Das erhöht die Dichte des zufließenden Wassers so sehr, dass es trotz wärmerer Temperaturen so schwer sein kann, dass es in das kalte Tiefenwasser eines Sees absinkt (Alavian 1986, IGKB 2015). Nach der Mündung ins Stillgewässer können Dichteströme bis an den Seegrund entstehen. Im Zuge dieser Ereignisse werden Sauerstoff und weitere feine Feststoffe ins Tiefenwasser eingetragen. Dies dürfte vor allem in geschichteten Seen einen positiven Einfluss auf den Sauerstoffgehalt des Hypolimnions haben (Alavian 1986). An sehr großen Voralpenseen mit großer Wassertiefe ist dieser Effekt aktuell nicht sehr relevant. Für den Bodensee wurde dies von der KLIMBO-Studie (IGKB 2015) nachgewiesen. Generell kann dieser Effekt durch Speicherseen von Kraftwerken stark beeinflusst werden, da diese die Schwebstoffe zurückhalten (Finger et al. 2006) (siehe Kap. Nutzungsänderungen im EZG).

Erosion und Sedimentation

Der Einfluss von Erosionen im Einzugsgebiet spielt künftig für Seen eine wichtigere Rolle. In Zuflüssen ist mit erhöhter Sohlerosion aufgrund zunehmender Hochwasser-

gefahr zu rechnen. Das transportierte Substrat erhöht die Sedimentationsrate in den Seen und Verlandungsprozesse werden gefördert.

Neben den Sohlerosionen in den Gewässern kann in Trockenperioden auch Winderosion durch Landverödung auftreten, die primär in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten eine Rolle spielt. Der windbedingte Transport von Feinstoffen aus Ackerflächen kann umgebende Gewässer über Nähr- und Schadstoffeintrag negativ beeinflussen (Nagel et al. 2014).

Kohlenstoffeinträge aus dem EZG

Die Änderung der Stoffeinträge wurde bereits zuvor für die wichtigsten Nährstoffe beschreiben. Gelöster Organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon; DOC) kann eine wichtige Energiequelle für Mikroorganismen sein. Der nutzbare Anteil ist jedoch sehr gering; die Hauptmenge des DOC ist nur schwer und bestenfalls allmählich abbaubar (Lampert & Sommer 1999). DOC spielt besonders bei humosen, torfigen Böden eine wichtige Rolle, kaum jedoch in klaren, humusarmen Binnengewässern. Der DOC-Gehalt steigt mit der Trophie an.

Die Menge gelösten Kohlenstoffs (DOC) hat weltweit in den Flüssen zugenommen. Gründe sind neben verschiedenen Nutzungsfaktoren verstärkte Niederschläge (Jennings et al. 2010, Naden et al. 2010), Temperaturerhöhung sowie eine bessere Sauerstoffversorgung im Boden wegen geringerer Durchnässung (Freeman et al. 2001, Evans et al. 2006). Aber auch die steigende CO₂-Konzentration in der Atmosphäre führt aufgrund verstärkter Primärproduktion zu erhöhten Konzentrationen von gelöstem Kohlenstoff in den Einzugsgebieten von Seen (Freeman et al. 2004).

Auch wenn die Klimaerwärmung ein Teil der beobachteten Effekte erklären kann, dürfte der beobachtete Anstieg des DOCs im Wesentlichen auf die Reduzierung der Schwefelemissionen (saurer Regen) und Nutzungsänderungen im EZG zurückzuführen sein (Evans et al. 2006, Monteith et al. 2007, Jennings et al. 2010). Die frühere Versauerung führte zu einer stärkeren Retention von DOC in den Böden und damit geringeren DOC-Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet. Die derzeitige Verringerung der anthropogen bedingten Versauerung führt daher zu einem Ansteigen auf frühere Niveaus (Evans et al. 2006, Naden et al. 2010). Die prognostizierten, geringfügigen Änderungen dürften zumindest in der KLIWA-Region kaum ökologische Relevanz besitzen.

Nutzungsänderungen im EZG

Auch wenn eine Recherche zum Einfluss menschlicher Nutzungen auf Stillgewässer und deren Einzugsgebiet nicht Teil des Auftrags war, so können deren Effekte nicht ganz aus der Betrachtung ausgeschlossen werden. Gerade die Intensivierung der Landwirtschaft und der immer weiter voranschreitende Flächenverbrauch, aber auch die Wasserkraftnutzung können die Hydrologie des Einzugsgebiets nachhaltig verändern und möglicherweise den Einfluss des Klimas bei bestimmten Parametern (z.B. Trophie) übersteigen. Die Auswirkungen nutzungsbedingter Änderungen im EZG sollten bei künftigen Projekten stärker berücksichtigt werden, zumal hier vielfältige Handlungsoptionen bestehen.

Teil 3 Klimawandel und seine Wirkung auf die Seenökologie

Lebensraum Freiwasser

Der Freiwasserbereich (Pelagial) umfasst vereinfacht den boden- und uferfernen Teil eines Sees. Diese Definition ist nur für größere Seen klar, in Flachseen kann dagegen kaum noch zwischen den verschiedenen Kompartimenten differenziert werden. Auch ist hier ein Übergang vom Freiwasser zur Flachwasser- und Uferzone nicht mehr eindeutig. Freiwasser besitzt keine morphologische Strukturierung, es ist nur durch vertikal unterschiedliche physikalische und chemische Eigenschaften geprägt (IGKB 2004).

Zentrales Kriterium für seine Besiedlung ist die Verfügbarkeit von Licht: man unterscheidet zwischen der tropholytischen (Zehrschicht, Abbauzone) und der trophogenen Zone (Nährschicht, Aufbauschiht). Die Grenze zwischen beiden Zonen bildet die Tiefe, in welcher der photosynthetisch nutzbare Anteil des Lichtes noch eine Restintensität von 1 % des Oberflächenwertes besitzt. Nur oberhalb dieser Grenze ist eine positive Netto-Primärproduktion möglich; sie ist demzufolge dynamisch und von den Sichtbedingungen im Gewässer abhängig, die mannigfaltig beeinflusst werden.

Im Pelagial leben aktiv schwimmende (Nekton; wie Fische) und passiv mit dem Wasserkörper driftende (Plankton) Organismen. Der Schichtungstyp der Seen und alle zugrundeliegenden physikalischen Prozesse, der Sauerstoff- sowie der Nährstoff-Gehalt haben maßgebliche Auswirkungen auf die biologischen Prozesse im Freiwasser. Generell sind in der Biologie der Stillgewässer sehr viele Prozesse temperaturabhängig (Wachstumsphase, Beginn und Dauer der Reproduktionszeiten, Stoffwechselrate u.a.) und somit auch direkt über Klimawandel beeinflussbar.

Phytoplankton

Die Zusammensetzung der Phytoplankton-Organismen variiert natürlicherweise von Jahr zu Jahr und ist stark von den Ausgangsbedingungen zu Beginn der Schichtung abhängig (Lampert & Sommer 1999). Das Phytoplankton setzt sich aus verschiedensten Organismengruppen zusammen: primär diverse Gruppen von Kieselalgen, Grünalgen, Goldalgen, Dinoflagellaten und Cyanobakterien, die jeweils andere Lebensraumoptima besitzen. Ihnen gemeinsam ist, dass sie photo-autotroph sind. Sie gewinnen Energie aus Licht und CO₂. Neben Licht spielen die Schichtungsdauer, die Nährstoffverfügbarkeit und der Fraßdruck durch Zooplankton (Grazing) eine zentrale Rolle für den Verlauf einer Phytoplanktonsaigon.

Startbedingungen (Winter)

Für Phytoplankton in Seen mit im Winter geschlossener Eisdecke spielt die Schneebedeckung des Eises, die Dauer der Vereisung und der Zeitpunkt des Aufbrechens eine wichtige Rolle (Noges et al. 2010). Diese Faktoren bestimmen bei dimiktischen Seen das Überleben der Algen im Winter (Adrian et al. 1995, Noges et al. 2010). Durch eine Abschattung des Wasserkörpers unter schneebedecktem Eis kommt es zu einer Lichtlimitierung der überwinternden Algen. Ohne Schneebedeckung kann es bereits unter der Eisdecke zu einer Phytoplankton-Blüte kommen (Jones 1991). Diese muss allerdings aus mobilen Planktongruppen bestehen. Die winterliche, thermische Schichtung verhindert, dass Wasser aus der Tiefe nach oben befördert wird. Algenarten ohne eigenen Auftrieb würden in diesen Zeiten auf den Seegrund absinken und verenden (Weyhenmeyer et al. 1999, Noges et al. 2010). Zu Algenblüten unter der Eisbedeckung gibt es nur sehr wenige Daten, da Untersuchungen unter Eis sehr selten durchgeführt werden.

Frühjahrsblüte

Zur Frühjahrsblüte kommt es in unseren Breiten in der Regel nach der Vollzirkulation eines Stillgewässers. Sie kann durch verstärkte Bewölkung und damit geringere Lichtverfügbarkeit verzögert werden (Townsend et al. 1994). Daher spielen Nebellagen im Hinblick auf Lichtlimitation überwinternder Algen sicher auch eine Rolle. Mit dem Klimawandel scheinen lange andauernde Nebellagen jedoch weniger zu werden; prognostizierbar ist dies aufgrund der Komplexität jedoch nicht. Es gibt sogar Probleme mit der Validierung, da kaum Wetteraufzeichnungen zu Nebellagen vorliegen – ähnlich wie auch bei der Eisbedeckung.

Bei kleinen Seen mit durchflussbedingt kurzer Wasseraufenthaltszeit wird im Winter regelmäßig Plankton ausgespült (George & Hurley 2004). Das Ausmaß des Seedurchflusses bestimmt hierbei die Startbedingungen der Frühjahrsblüte, zudem führen bei diesem Seentyp verstärkte Winterniederschläge zu einem erhöhten Phosphat-Eintrag aus dem Einzugsgebiet und somit mehr Phytoplankton-Biomasse (George & Hurley 2004).

Bei meist eisfreien, monomiktischen Seen beginnt die Frühjahrsblüte frühestens mit der erneuten Verfügbarkeit von Nährstoffen im Epilimnion; bei großen Seen verursacht durch die Vollzirkulation, bei kleinen Seen durch winterliche Niederschläge (George & Hurley 2004, Noges et al. 2010), da sie Nährstoffe einspülen und Plankton 'auswaschen' können. Der Beginn der Frühjahrsblüte wird meist von den Silizium-limitierten Diatomeen dominiert, welche nach der Zehrung des Silikats aber rasch von P-limitierten

Arten abgelöst werden (Noges et al. 2010). Mit den klimatischen Veränderungen werden sich Zeitpunkt und Ausgangslage des Wachstumsbeginns für das Phytoplankton verändern und einen starken Einfluss auf die Entwicklungszyklen und die zeitliche Abfolge der Phytoplankton-Sukzession haben. Sicher ist, dass es zukünftig wegen der früher auftretenden stabilen thermischen Schichtung zu einer früheren Frühjahrsblüte als bisher kommen wird (Berger et al. 2007, Peeters et al. 2007) und somit zu einer längeren Vegetationsperiode. Auf die Ausbildung der Planktonblüte haben Zeitpunkt und Stärke der Vollzirkulation einen wesentlichen Einfluss (Salmaso 2002, Noges et al. 2010); klimabedingt wird künftig eine spätere und schwächere Vollzirkulation durch mildere Winter erwartet. Für den Bodensee wird bei um 4°C erhöhten Temperaturen von einer um etwa drei Wochen früheren Phytoplanktonblüte ausgegangen. Dadurch kann es sogar zu einer dritten Blüte im Herbst kommen (Schlabing et al. 2014).

Kieselalgen (Diatomeen)

Kieselalgen (Diatomeen) dominieren im Winter und zu Beginn der Frühjahrsblüte oftmals die Phytoplankton-Zusammensetzung – aber auch in anderen Zeiten mit Nährstofflimitation (P). Wenn Phosphor weitgehend von anderen Phytoplanktern gezehrt wurde, ist Silizium als Minimumfaktor für Kieselalgen nach wie vor verfügbar (Lampert & Sommer 1999). Mit den erwarteten Klimaänderungen ist im Frühjahr mit einem früheren Rückgang der Diatomeen aufgrund der sich früher einstellenden Schichtung zu rechnen. Dies wird bei kleineren oder flachen Seen noch durch die künftig verkürzte Eisbedeckung verstärkt. Durch eine geringere Abschattung kommt es bereits im Winter zu einem Diatomeenwachstum, welches Teile der Siliziumvorräte aufbraucht (Adrian et al. 2009). Wenn die früher einsetzende und stabilere Schichtung noch während einer Diatomeenblüte vorkommt, kommt es zu einem stärkeren Absinken von nicht mobilen Diatomeenarten ins Hypolimnion (Adrian et al. 1995). Die Zeit, in der Diatomeen dominant auftreten, könnte sich damit verkürzen.

Eine Erwärmung von Seen führt vermutlich vermehrt zum Auftreten kleinerer Diatomeenarten (Winder et al. 2009). In kanadischen Weichwasserseen führte sie zu einer Verschiebung von stark siliziumhaltigen und benthischen Diatomeen zu mehr planktischen Arten (Barrow et al. 2014). Die Reaktion von Diatomeen auf den Klimawandel ist jedoch auch stark vom anthropogen eingetragenen Phosphor abhängig (Berthon et al. 2014).

Planktonsukszeion im Sommer

Die Dauer der Wachstumsphase des Phytoplanktons wird in den meisten Seen von der Dauer der thermischen Schichtung bestimmt (Noges et al. 2010). Es gibt jedoch keinen festen Zusammenhang zwischen der Abfolge des Auftretens, der Artenzusammensetzung und der Schichtung oder dem Phosphatgehalt (Teubner et al. 2003), was die Prognosen extrem erschwert. Im Verlauf des Sommers kommt es zu einer Sukszeion der Phytoplankton-Gesellschaft, deren Ablauf im Wesentlichen auf Prädationseffekten des Zooplanktons beruht (Teubner et al. 2003). So werden fraßresistentere Phytoplankter im Laufe des Sommers dominant (Lampert & Sommer 1999). Auch Wind kann einen großen Einfluss auf die Phytoplankton-Sukszeion haben. Bei ausreichender Durchmischung innerhalb des Epilimnions durch Wind folgen in britischen Seen auf Diatomeen diverse Flagellaten. Fehlt diese Durchmischung, kommt es dort zu Blüten von Cyanobakterien (Noges et al. 2010).

Die Stabilität der Wetterlagen im Sommer spielt für das Phytoplankton eine zentrale Rolle. Ohne Störungen der Schichtung werden die gezehrten Nährstoffe nicht aus tieferen Wasserschichten nachgeliefert. In kleineren Seen können dabei schon wenige Tage stabiler Schichtung ausreichen, bis es durch Nährstofflimitierung zu Klarwasserstadien kommt, die nicht durch Grazing bedingt sind (Noges et al. 2010). In Seen mit anhaltenden Reoligotrophierungsprozessen werden die geringen P-Werte künftig Phytoplanktonblüten im Sommer weiter limitieren.

In polymiktischen Seen kann im Sommer auch eine Durchmischung des Wasserkörpers in Zeiten eines nährstoffreichen Epilimnions zu einer Verminderung des Phytoplankton-Wachstums führen, da mit einer Vollzirkulation ein großer Teil des Planktons aus der euphotischen Zone in die aphotische Tiefe verfrachtet wird (Huisman & Weissing 1994).

Infobox: Calcitfällung

Ein schwer vorhersehbarer Prozess, der die Lichtverfügbarkeit im Epilimnion beeinflusst ist, die Calcitfällung. Bei lang andauernden starken Algenblüten kann es durch CO₂-Zehrung und dadurch verschobenem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zum Ausfallen von Calcit im Wasser kommen. Dies führt zu einer Trübung des Wassers mit stark verringerter Lichtverfügbarkeit im Epilimnion (BodenseeOnline 2008, Kempke et al. 2008). Da dieser Prozess vor allem durch länger andauernde sommerliche Schönwetterlagen gefördert wird, könnte er in Zukunft häufiger auftreten.

Cyanobakterien

Besonders vom Klimawandel profitieren dürften Cyanobakterien (Blaualgen), von denen einige Taxa aufgrund ihrer Toxizität (durch Microcystine) zu ökologischen Problemen in Seen führen (Ernst et al. 2009), aber auch zu Nutzungseinschränkungen (Trinkwassergewinnung; Gesundheitsgefahren in Badegewässern). Cyanobakterien werden weltweit durch stabile, windarme Wetterlagen mit längeren Zeiträumen stabiler Schichtung gefördert – besonders im Spätsommer (Jöhnk et al. 2008, Paerl & Huisman 2008, Paerl & Huisman 2009, O'Neil et al. 2012). Sie profitieren meist auch von erhöhten Wassertemperaturen und erhöhten Nährstoffgehalten (Heisler et al. 2008, Paerl & Huisman 2008, O'Neil et al. 2012). Bei kleinen Gewässern kann sich der Salzgehalt im Wasser durch verlängerte sommerliche Hitzeperioden erhöhen. Bestimmte salztolerante Arten von Cyanobakterien könnten somit dadurch vom Klimawandel profitieren (Tonk et al. 2007, Paerl & Huisman 2008). Allgemein wird das Auftreten von Cyanobakterien meist mit hoher Trophie in Verbindung gebracht (Wagner & Adrian 2009, O'Neil et al. 2012). Als Restaurationsmaßnahme wird daher oft eine Phosphatreduktion diskutiert (Heisler et al. 2008, Paerl et al. 2011). Dies kann allerdings bei bestimmten Arten, wie *Planktothrix rubescens* (siehe unten) auch zu gegenteiligen Effekten führen. Cyanobakterien können zudem sehr niedrige oder extrem hohe Stickstoffgehalte tolerieren (z.B. Paerl et al. 2011). Da zahlreiche Cyanobakterien-Arten Stickstoff aus der Luft fixieren können und diese bei geringen Stickstoffwerten somit einen Selektionsvorteil haben, sollte gemäß den Ergebnissen des Expertenworkshops eine Stickstoffreduktion bei Belastungen mit bestimmten Cyanobakterien überdacht werden.

Cyanobakterien-Biomassen lassen sich teilweise durch die Angabe von Wassertemperatur und Stickstoffgehalt modellieren. Dies funktioniert besonders gut bei tiefen, naturnahen Seen und schlechter bei flachen Speicherseen (Beaulieu et al. 2013). Im flachen polymiktischen Müggelsee dagegen spielt die Wassertemperatur für das Auftreten der Blaualgen nur eine untergeordnete Rolle (Wagner & Adrian 2009). Dichte Cyanobakterien-Blüten können wiederum die Wassertemperatur beeinflussen. Durch eine hohe Lichtabsorption können sie die Wassertemperatur des Epilimnions geringfügig erhöhen (Kahru et al. 1993).

Auch wenn die Zusammenhänge komplex sind, ist anhand der Literatur davon auszugehen, dass aufgrund des Klimawandels künftig häufiger mit gefährlichen Cyanobakterien-Blüten in Stillgewässern zu rechnen ist.

Phytoplankton unterhalb des Epilimnions (Bsp. *Planktothrix rubescens*)

Bei stabiler Schichtung kann sich unterhalb der euphotischen Zone eine stabile Phytoplankton-Gemeinschaft einstellen, die vor allem von Schichtung und Phosphatgehalt bestimmt wird (Teubner et al. 2003). Das Wachstum über den Sommer hängt vor allem von der Schichtungstiefe ab (Licht- und Nährstoffverfügbarkeit; Walsby & Schanz 2002). In einigen meist oligo- bis mesotrophen Voralpenseen spielt hier die fädige Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* eine wichtige Rolle (z.B. Teubner et al. 2003). Sie entwickelt sich üblicherweise im Metalimnion (Salcher et al. 2011) und kann sich dort aktiv mit Gasvesikeln einschichten (Walsby et al. 2006, Posch et al. 2012). Dabei trifft sie kaum auf Konkurrenz um Nährstoffe, belastet aber auch den Sauerstoffhaushalt des Sees. *Planktothrix* enthält das Nervengift Microcystin und kann zu Schädigung von Fischen führen, was z.B. im Ammersee beobachtet wurde (Ernst et al. 2009).

Ihre Biomassenentwicklung ist bislang schwer vorhersagbar. *P. rubescens* ist ein Trophieanzeiger für eher geringere Phosphat-Konzentrationen (10–15 µg/l P), der meist zu Beginn einer Eutrophierung oder im Zuge einer fortgeschrittenen Reoligotrophierung auftritt.

Die winterliche Durchmischung (Tiefe und Dauer) kann für die überlebende Menge an *P. rubescens* in tiefen Seen entscheidend sein, da ihre Gasvesikel in größeren Tiefen unter 70–90 m kollabieren (Walsby et al. 1998, Posch et al. 2012). Allerdings führte am maximal 87 m tiefen Sempachersee eine tiefere Durchmischung im Winter meist zu einer Förderung von *Planktothrix rubescens* (Bürgi & Stadelmann 2002).

Wenn sie im Winter bei wenig Sonneneinstrahlung in die Tiefe gemischt wird, versucht sie aktiv aufzusteigen. Wird das Wasser dann ruhiger, steigt *P. rubescens* oft in Massen an die Oberfläche (Walsby et al. 2006).

*Eine eindeutige Prognose von Blüten der Alge *Planktothrix rubescens* im Hinblick auf Klimaeffekte ist kaum möglich, da sich die Effekte der Durchmischung u.a. je nach Tiefe der Seen unterscheiden und in verschiedenen Studien teilweise widersprechen.*

Klimaeinflüsse auf Phytoplankton

Die winterlichen Bedingungen haben einen großen Einfluss auf die Phytoplankton-Entwicklung im Frühjahr und Sommer (Noges et al. 2010): Der Zeitpunkt der Frühjahrsblüte ist je nach Seentyp u.a. abhängig von den Zeiten der Eisbedeckung, den Frühjahrstemperaturen, der aktuellen Verfügbarkeit von Phosphat und der Intensität der Regenfälle (Noges et al. 2010). Die Verfügbarkeit von Phosphat ist wiederum von der Qualität der Winterdurchmischung abhängig. Der wichtigste wetterbedingte Faktor für die Phytoplankton-Sukzession im Sommer ist die Dauer der thermischen Schichtung, welche die Länge der sommerlichen Wachstumsphase limitiert. Aber auch die Stabilität der Schichtung hat einen zentralen Einfluss, da in Zeiten stabiler Wetterbedingungen oder Zeiten des Nährstoffmangels Cyanobakterien-Blüten auftreten können. In Langzeitmessreihen von 13 nährstoffarmen Seen zeigte sich ein nur geringer Einfluss des bisherigen Klimawandels auf Menge, Zusammensetzung und Sukzession des Phytoplanktons (Bloch & Weyhenmeyer 2012). Oft hat die Nährstoffentwicklung eines Sees klimatische Effekte auf das Phytoplankton überlagert.

Auch wenn die Zusammenhänge sehr komplex sind, ist anhand der Literatur davon auszugehen, dass sich die Vegetationsperiode für Phytoplankton verlängern wird und dass der Klimawandel gefährliche Cyanobakterien-Blüten in Stillgewässern fördert.

Zooplankton

Unter Zooplankton werden verschiedene tierische Organismen-Gruppen zusammengefasst, die im Freiwasser leben und primär passiv mit dem Wasserkörper verdriftet werden. In unseren Süßwassersystemen wird das Zooplankton von Krebstieren, Rotatorien und Einzellern gebildet. Der Großteil des Zooplanktons besteht aus phytoplanktonfressenden Krebschen wie Wasserflöhen (Cladoceren; insbesondere *Daphnia*) und Hüpferlingen (Copepoden). Zu den räuberischen und größeren Zooplanktonarten zählen z.B. kleine Krebse der Gattungen *Leptodora* und *Bythotrephes*. Rädertierchen (Rotatoria) werden zum Mesozooplankton und Einzeller wie Wimpertierchen (Ciliaten) und Geiseltierchen (Flagellaten) zum Mikrozooplankton gezählt. Aber auch andere Tiergruppen besitzen planktische Larven oder Lebensstadien (z.B. Zebrauscheln, Büschelmücken, Milben und Fische), denen jedoch eine meist untergeordnete Rolle als Bestandteil des Zooplanktons zukommt.

Abgesehen von den räuberischen Arten nutzt das Zooplankton primär Phytoplankton als Nahrung; besonders kleine Zooplankter fressen auch Bakterien-Plankton. Den Vorgang des Fressens nennt man „Grazing“; weil dabei nicht nur Teile, sondern ganze Phytoplanktonorganismen verzehrt werden, führt es fast immer zur Veränderung der gesamten Phytoplanktongesellschaft. Zooplankton selbst ist die Nahrungsbasis für planktivore Fischarten (Kap. Fische des Freiwassers), die einen erheblichen Einfluss auf die Zooplankton-Biomasse und deren Verhalten (Vertikalwanderungen) haben können.

Einfluss von Crustaceen

Zooplankton kann einen erheblichen Fraßdruck auf Phytoplankton ausüben. Wenige Wochen nach dem Beginn der Frühjahrsblüte wächst so viel Zooplankton heran, dass es aufgrund des Grazings zu sogenannten Klarwasserstadien kommt, in denen nahezu das gesamte Phytoplankton konsumiert wurde und daher das Wasser wieder transparent wird (Lampert & Sommer 1999).

Aufgrund höherer Wassertemperaturen führt der Klimawandel zu einem schnelleren Wachstum des Zooplanktons während der Entwicklungsphase (Straile 2000, Noges et al. 2010). Dies beeinflusst den Zeitpunkt und das Ausmaß der Klarwasserphasen im See, hierbei spielt die Phytoplankton-Dichte jedoch kaum eine Rolle (Straile 2000). Bei einer durch den Klimawandel verstärkten und beschleunigten Erwärmung des Seewassers treten die Klarwasserstadien aufgrund des rascheren Wachstums des Zooplanktons früher auf und sind ausgeprägter (Noges et al. 2010). Straile & Geller (1998) zeigten anhand von Langzeitdaten am Bodensee, dass die Biomassen des Zooplanktons daneben auch stark von der Trophie abhängen. Der Einfluss des Wettergeschehens war dabei gleich bedeutend wie der trophische Zustand des Gewässers. In den letzten 30 Jahren hat sich der Beginn der Klarwasserphase aufgrund höherer Temperaturen bereits um ca. 2 Wochen verfrüht (Straile 2002). Durch geografisch weitreichende Wettereffekte (NAO) wird der Zeitpunkt des Klarwasserstadiums somit großräumig verschoben (Straile 2002).

Dieselben Effekte wurden für Copepoden am Bodensee bestätigt (Seebens et al. (2007). Die Saisonalität der Dichten des Copepoden *Eudiatomus gracilis* wurde zwar vor allem von der Reoligotrophierung beeinflusst, jedoch führten höhere Frühjahrstemperaturen zu einem früheren und schnelleren Wachstum der Art. Dieser Effekt setzte sich über den Sommer über mehrere Kohorten bis zum Herbst fort (Seebens et al. 2007). Durch Veränderungen der Phytoplankton-Zusammensetzung sind Änderungen in der Futterqualität für das Zooplankton möglich. So sind z.B. Cyanobakterien, die wahrscheinlich vom Klimawandel profitieren werden, als Nahrung für Zooplankton

weniger geeignet, da sie teilweise toxisch wirken, aber auch eine ungünstige Größe und Zusammensetzung haben (Lampert 1987, Martin-Creuzburg et al. 2008). Dies wiederum dürfte sich auf die Fitness des Zooplanktons auswirken (Martin-Creuzburg et al. 2008). Als weitere Gefahr der Klimaerwärmung wird die saisonale Verschiebung der Verfügbarkeit von Ressourcen angesehen. Ist eine solche Ressource nicht zum passenden Zeitpunkt verfügbar, kann dies einen negativen Einfluss auf das Wachstum und die Reproduktion von Prädatoren haben (Durant et al. 2007). Dieser Effekt wird „Trophic Mismatch“ genannt. Eine Verschiebung der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons könnte dann theoretisch zu einer Entkopplung vom Zooplankton-Aufkommen führen. Im Lake Washington kam es zu solch einer teilweisen Entkopplung von Teilen des Zooplanktons von einer klimabedingt früheren Diatomeenblüte. Allerdings kam es auch zeitgleich zu einer Reoligotrophierung mit reduzierten Cyanobakterienblüten (Winder & Schindler 2004). Bei entsprechenden Versuchen in Mesokosmen, bei denen u.a. die Temperatur und die Schichtungstiefe variiert wurden, konnte allerdings kein „Trophic Mismatch“ beobachtet werden (Berger et al. 2014). Eine frühere Phytoplanktonblüte hatte hier immer auch eine entsprechend angepasste Zooplankton-Entwicklung zur Folge. Das System scheint deshalb eine hohe Selbstadaptivität gegenüber Störungen von außen zu besitzen. De Meester et al. (2011) fanden heraus, dass Wasserflöhe der Gattung *Daphnia* rasch auf Temperaturänderungen reagieren können. In Wasserfloh-Populationen kann sich die Genetik innerhalb von Monaten oder Jahren völlig umstellen. Der Vorgang wird beschleunigt, wenn bereits angepasste Klone vorhanden sind bzw. eine hohe genetische Vielfalt vorhanden ist (De Meester et al. 2011).

Obwohl *in situ* bislang kaum ein klimabedingter „Trophic Mismatch“ nachgewiesen wurde und eher Hinweise darauf existieren, dass sich das System rasch einspielt, sollte die Gefahr nicht vernachlässigt werden. In Sondersituationen – zum Beispiel bei Phytoplanktonblüten unter Eis – kommt es zum „Mismatch“ mit Zooplankton, da letzteres erst bei wärmeren Temperaturen aufkommt. Dies betrifft vor allem Daphnien, bei kühleren Temperaturen sind kleine Zooplankter wie Copepoden und Rotatorien konkurrenzfähiger (Tirok & Gaedke 2006, Pietrzak et al. 2013, Berger et al. 2014). Die durch eine Erwärmung wahrscheinlich benachteiligten kleineren Taxa sind aber wieder eine wichtige Nahrung für Fischlarven. Eine Erwärmung dürfte also zu Verschiebungen der Artenzusammensetzung hin zu größeren planktischen Wasserfloh-Krebsen führen. Generell könnten seltene Kaltzeit- oder Reliktarten durch die Erwärmung gefährdet sein. Darüber hinaus können Daphnien-Populationen durch Parasiten um bis zu 50%

dezimiert werden. Ein Zusammenhang des Befalls mit dem Klima scheint hierbei jedoch nicht zu bestehen (Duffy et al. 2010).

Mikro- und Mesozooplankton

Zu Mikro- und Mesozooplankton existieren nur wenige Studien mit konkretem Bezug zum Klimawandel, ebenso wenig zum Bakterioplankton. Tirok & Gaedke (2006) zeigten, dass eine geringere Durchmischung des Bodensees im Winter, die künftig häufiger erwartet wird, zu einem verspäteten Klarwasserstadium, geringeren Daphnien-Dichten und mehr Grazing durch Rotatorien und vor allem Ciliaten führte. Dies wiederum führte zu einer Verschiebung in der Phytoplanktongemeinschaft hin zu Arten, die von Ciliaten schlechter gefressen werden können.

Der Klimawandel kann potenziell zu einer zeitlichen Entkopplung von dem Auftreten des Zooplanktons und der Verfügbarkeit des Phytoplanktons führen. Dies hätte einen negativen Einfluss auf das Wachstum und die Reproduktion der Grazer sowie höherer trophischer Ebenen. Konkrete Hinweise auf klimatisch bedingte Entkopplungseffekte liegen nicht vor. Da unterschiedliche Arten sehr verschieden reagieren können, kann der Klimawandel zu schwer vorhersehbaren Änderungen der Lebensgemeinschaften führen (Durant et al. 2007). Sicher scheint jedoch, dass fraßbedingte Klarwasserstadien künftig früher und länger auftreten werden. Kälteliebende Reliktarten werden durch unpassende Lebensbedingungen und Konkurrenz ubiquitärer Arten möglicherweise verschwinden.

Fische des Freiwassers

Nur wenige Fischarten leben permanent im Freiwasser, wie die verschiedenen, planktivoren Coregonen-Arten – oft als Felchen, Ränken oder Maränen bezeichnet – oder Seesaiblinge. Tiefenseefischarten der Voralpenseen, die im Pelagial in großen Wassertiefen vorkamen, wie z.B. Kilch und Tiefenseesaiblinge im Bodensee, sind heute verschollen oder ausgestorben – primär eutrophierungsbedingt (Dußling & Berg 2001). Aber auch zahlreiche weitere Fischarten haben zumindest eine Lebensphase, in der sie im Freiwasser leben (z.B. Trüschchen als Larven, Seeforellen abseits der Laichzeit). Die typischen Fischarten der Ufer- und Flachwasserzonen werden weiter unten besprochen (Kap. Fische der Flachwasserzone).

Hohe Nährstoffkonzentrationen, hohe Trophie und die daraus folgenden geringen Sauerstoffgehalte am Seegrund wirken sich besonders negativ auf die Fischarten des Pelagials aus. Sie lassen ihre befruchteten Eier an den Seegrund sinken und benötigen

dort zur Entwicklung sauerstoffreiche Verhältnisse. Die Felchen des Bodensees haben die Eutrophierungsphase nur durch Zucht- und Besatzmaßnahmen überstanden (Dußling & Berg 2001). Die größte durch den Klimawandel veranlasste Gefahr für die Fischarten des Pelagials sind somit geringe Sauerstoffgehalte des Tiefenwassers. Im Genfer See sind die Seesaiblings-Bestände bereits heute als eine Folge des Klimawandels zurückgegangen (Jeppesen et al. 2012). Für den Ammersee wird eine Änderung des Schichtungsregimes bis ca. 2025 mit folgender Sauerstoffarmut des Hypolimnions vorhergesagt (Danis et al. 2004). Das würde auch hier die natürliche Reproduktion des Tiefenlaichers Seesaibling verhindern. Für diese Art könnte auch eine zukünftige Temperaturerhöhung des Hypolimnions direkt gefährlich werden, da sie über die gesamte Reproduktionsphase hinweg sehr kaltes Wasser benötigt (Gonadenreifung max. 10°C, Eientwicklung max. 8°, vor der Eiablage sollte es nicht über 5°C haben; Gillet 1991, Elliott & Elliott 2010).

Wenn die natürliche Reproduktion der Fische des Pelagials durch den Klimawandel gefährdet wird, dürften die Fischbrutanstalten für den Arterhalt und den Ertrag künftig eine noch größere Rolle spielen als heute schon. In Seen, denen ein anoxisches Hypolimnion vorhergesagt wird und deshalb Naturverlaichung gänzlich ausfällt, wie möglicherweise dem Ammersee (Danis et al. 2004) oder dem Laacher See, könnte der Fischbestand nur künstlich durch Zucht und Besatz aufrechterhalten werden.

Die Klimaerwärmung wird generell kälteliebende (kaltstenotherme) Fischarten gefährden (Britton et al. 2010). Bei Salmoniden (Lachsartigen) ist eine Temperaturerhöhung – einhergehend mit relativem Sauerstoffmangel – besonders problematisch. Die Temperatur der Oberflächenschicht von Mittellandseen wird bei uns bis 2050 um ca. 2°C ansteigen, wodurch es weniger Vorzugs-Habitats für Kaltwasserfische geben wird (Schädler 2010) und die Gewässer zusehends geeigneter für Karpfen und exotische wärmeliebende Fischarten werden (Schädler 2010). Auch Fischkrankheiten könnten sich stärker ausbreiten (Kramer 2006, Schädler 2010).

Bei leicht erhöhten Temperaturen können Jungfische schneller wachsen. In warmen Jahren verkürzen sie dadurch die Jungfischphase einiger Arten, die von Zooplankton abhängig sind (z.B. Barsche; Hochleithner 2005, Eckmann & Schleuter-Hofmann 2013).

Bei zu hohen Wassertemperaturen, die oberhalb der Lebensraum-Toleranz liegen, kann es dagegen zu Stresssymptomen, Einstellung der Nahrungsaufnahme oder gar zur Mortalität kommen. Ein Grund dafür ist, dass erhöhte Wassertemperaturen eine geringere Sauerstoffbindungsfähigkeit des Wassers bedingen, zugleich aber die Fische bei höheren Temperaturen mehr Sauerstoff benötigen (Kramer 2006, Baur et al. 2010).

Wassertemperaturspitzen stellen für das Überleben kaltstenothermer Fischarten in Fließgewässern eine besonders große Gefahren dar (Küttel et al. 2002, KLIWA 2010). Diese Gefahr ist im Pelagial von geschichteten Seen allerdings weniger akut, da die Fische ins kühlere Tiefenwasser ausweichen können, sofern das Hypolimnion sauerstoffhaltig bleibt. Auf Dauer müssen sie das kühlere Wasser möglicherweise aber regelmäßig verlassen, um im Epilimnion Nahrung zu finden. Bei diesen durch den Klimawandel verursachten Vertikalwanderungen sind sie jeweils starken Temperaturänderungen ausgesetzt, die zu einem erhöhten Stress führen (Baur et al. 2010).

Match- und Mismatch-Szenarien

Kritischer als die direkten Auswirkungen der Wassertemperatur in Seen könnten aber die beim Plankton bereits beschriebenen zeitlichen Entkopplungseffekte werden. Mismatch-Effekte könnten dabei die Fische eher betreffen als das Zooplankton (Berger et al. 2014). Im Ammersee passt beispielsweise die dort anwesende Felchenart ihre Schwimmtiefe nicht immer der Tiefe des Zooplanktons an, dadurch verschlechtert sich der Ernährungsstatus der Fische (Morscheid & Mayr 2002). Die Larven der meisten Fische fressen im Laufe ihrer Entwicklung (meist nach dem Schlupf) diverse Größenklassen von Zooplanktern, daher wird u.a. eine mögliche Entkopplung des Jungfischaufkommens und dem Auftreten des geeigneten Zooplanktons diskutiert (Durant et al. 2007, Jeppesen et al. 2012). Wenn die Temperaturen im zeitigen Frühjahr bereits sehr hoch sind, könnte die Phyto- und Zooplankton-Entwicklung aufgrund früh verbrauchter Nährstoffe schon rückläufig sein, bevor Jungfische erscheinen, die auf Zooplankton angewiesen sind. Im Genfer See kommt es bereits klimawandelbedingt zu einem verfrühten Zooplanktonmaximum. In diesem Fall konnten aber die Felchen ihren Schlupfzeitpunkt erfolgreich dem zeitlichen Vorkommen des Zooplanktons anpassen (Jeppesen et al. 2012). Diese Anpassung hat sich durch die Verschiebung verschiedener Prozesse eingestellt: aufgrund der wärmeren Wassertemperaturen im Spätherbst hat sich der Laichzeitpunkt der Felchen nach hinten verschoben. Da die Eier im jetzt wärmeren Tiefenwassers aber auch schneller reifen, ist deren Schlupfzeitpunkt weiterhin passend zum ebenfalls etwas früheren Auftreten des Zooplanktons geblieben (Jeppesen et al. 2012).

Die Anpassung der Reproduktionszeiten an eine Erwärmung hat allerdings Grenzen. So wird bei Saiblingen die Gonadenreifung oberhalb von 8°C verzögert und ab 11°C eingestellt (Gillet 1991). Für den Bodensee wird vorhergesagt, dass eine solche Mismatch-Situation nur möglich ist, wenn der Klimawandel den Jahresverlauf der Lufttemperatur sehr stark ändert (Straile et al. Vorabdruck).

Auch wenn es also kaum Hinweise auf konkrete Mismatch-Situationen gibt, sollte dennoch diese Gefahr nicht ignoriert werden. Die Thematik Match/Mismatch ist insgesamt so komplex, dass bislang keine sicheren Analysen möglich sind (Wagner et al. 2013).

Die Klimaerwärmung kann auch die Menge und Qualität der Fischnahrung beeinflussen. So sind kleine Zooplankter (Copepoden und Rotatorien) bei kalten Wassertemperaturen konkurrenzfähiger als Wasserflöhe (Cladoceren) (Tirok & Gaedke 2006, Pietrzak et al. 2013, Berger et al. 2014). Eventuell sind die durch Erwärmung benachteiligten kleinen Taxa aber eine wichtige Nahrung für Fischlarven. Eine Verschiebung der Zooplankton-Gemeinschaft hin zu weniger gut fressbaren Arten könnte daher negative Folgen für Fische haben.

Auch die möglichen Veränderungen der Phytoplanktonzusammensetzung könnten Fische betreffen. So können mehr toxische Blaualgen die Fische künftig schädigen. *Plankthotrix rubescens*, die das Nervengift Microcystin enthält, kann zur Schädigung von Fischen führen, was z.B. im Ammersee beobachtet wurde (Ernst et al. 2009). Vor allem die Larven von Coregonen können davon betroffen sein (Ernst et al. 2006a, 2007). Ein weiterer kritischer Faktor ist die Erwärmung der Zuflüsse für Fischarten, die Teile ihres Lebens dort verbringen. So müssen z.B. Seeforellen aus dem Pelagial zum Abbläuen in Seenzuflüsse aufsteigen. Eine erfolgreiche Reproduktion ist hier allerdings nur bei entsprechend kühlen Temperaturen und geeigneter Hydrologie möglich (Werner et al. 2014).

Infobox: Diskussion anthropogener Eingriffe in die Fischbiozönose

Der Fischbestand in Seen ist oft anthropogen überformt, da z.B. die Felchen-Population in einigen Voralpenseen durch die Bewirtschaftung selektioniert wird. Fischsterben könnten künftig durch Besatz kompensiert werden. So wären am Bodensee ohne Unterstützung der Fischzuchtanlagen während der Eutrophierungsphase wahrscheinlich mehr Arten als „nur“ der Kilch (eine Felchenart) ausgestorben. Künftig könnten Fischbrutanstalten für den Erhalt von Tiefenlaichern wieder an Bedeutung gewinnen, wenn sich diese Fische im Hypolimnion aufgrund von Sauerstoffmangel nicht mehr eigenständig reproduzieren können.

Flachwasserzone

Neben den Lebensgemeinschaften des Freiwassers existieren noch diejenigen des Gewässerbodens (*Benthal*). Trotz der hier erfolgten Trennung der Lebensräume sind *Pelagial* und *Litoral* (Freiwasser- und Flachwasserbereiche) je nach Seentyp mehr oder weniger intensiv miteinander verzahnt (Abb. 3). Die Lebensräume des Flachwassers sind durch den Untergrund und das Seeufer strukturiert. Die dort lebenden Organismen können aber auch selbst Habitate bilden (z.B. Wasserpflanzen, Röhricht, Molluskenschalen). Flachwasserbereiche sind in der Regel lichtdurchflutet. Unterhalb der euphotischen Zone befindet sich das *Profundal*: der Seeboden, auf dem keine photoautotrophen Organismen mehr vorkommen können (Lampert & Sommer 1999). Im ufernahen Bereich von Seen sind die Vernetzungen und Prozesse besonders komplex, da hier Land und Wasser über diverse Austauschprozesse miteinander verbunden sind. In diesem Bereich herrscht oftmals auch die größte Diversität an Lebensräumen und Biozönosen. Primärproduzenten des Litorals sind höhere Wasserpflanzen (*Makrophyten*) sowie benthische Aufwuchsalgen und Cyanobakterien (*Periphyton*). Durch Schiffsverkehr induzierter Wellenschlag kann zu permanenter Feinstoffmobilisierung im Flachwasserbereich führen und damit zu veränderten Licht- und Konkurrenzbedingungen für Primärproduzenten (IGKB 2004, Hofmann et al. 2011).

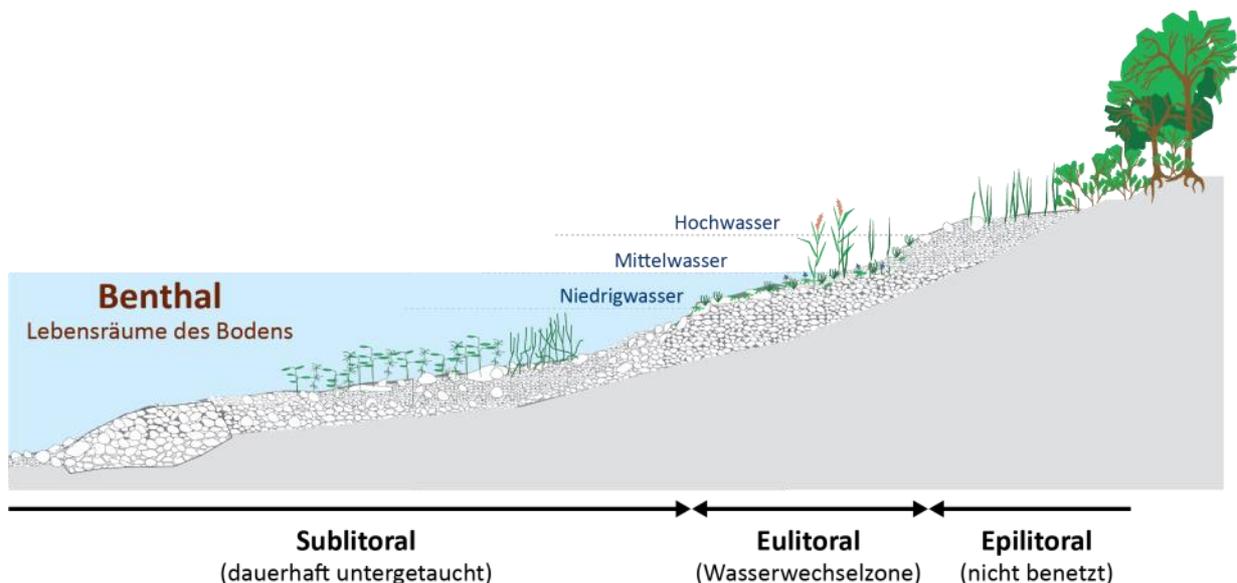


Abbildung 3: Lebensräume der Flachwasserzone in Seen.

Aufwuchs (Periphyton)

Die kleinen in allen Seen vorkommenden photoautotrophen Organismen spielen besonders in lichtdurchfluteten Bereichen eine wichtige Rolle, in denen keine Wasserpflanzen und nur wenig Phytoplankton vorkommen. Periphyton ist die Nahrungsbasis für zahlreiche Einzeller, aber auch größere Tiere wie z.B. Wasserschnecken und diverse Weidegänger unter den Insektenlarven (Köcherfliegen, Eintagsfliegen u.a.). Die größte Bedeutung hat es meist im unmittelbaren Uferbereich.

Das Periphyton ist stark von der Trophie des Gewässers, dem Wellenschlag und der einfallenden Lichtmenge abhängig und wird oft von Kieselalgen (Diatomeen) dominiert (Cantonati & Lowe 2014). Die Wassertemperatur scheint das Periphyton vor allem in Form von starker Variabilität der Artenzusammensetzung im Flachwasserbereich zu beeinflussen, der Einfluss einer generell leicht erhöhten Temperatur ist nicht beschrieben (Vadeboncoeur 2009, Cantonati & Lowe 2014). Im Hitzesommer 2003 wurde im KLIWA-Gebiet mehrfach beobachtet, dass das Periphyton in sonnendurchfluteten Flachwasserzonen scheinbar unabhängig vom Nährstoffgehalt besonders ausgeprägt war. Dies könnte sich durch den hohen Lichteinfall und geringen Wellenschlag in den ruhigen Trockenperioden erklären lassen.

Prognosen bezüglich der Klimawandel-bedingten Veränderungen des Periphytons konnten bei der Literaturrecherche nicht gefunden werden. Hier dürfte es vor allem indirekte Effekte geben, wenn der Klimawandel die Faktoren Lichteinfall/-durchlässigkeit oder Trophie beeinflussen sollte.

Wasserpflanzen (Makrophyten)

Die meisten Wasserpflanzenarten (Gefäßpflanzen und Armleuchteralgen) wachsen nur saisonal, sie überdauern den Winter als Knollen, Wurzeln oder in speziellen Dauerstadien. Mit ansteigenden Wassertemperaturen und zunehmender Lichtdurchflutung im Frühjahr beginnt die Wachstumsperiode, die meist im Spätsommer endet. Am Ende der Vegetationsperiode sterben die Teile über dem Gewässergrund ab und zerfallen zu Detritus. Neben der trophischen Rolle sind Wasserpflanzen auch Habitat für Aufwuchs (Periphyton) und diverse Tierarten (Makroinvertebraten und Fische), Nahrungsressource sowie Lichtkonkurrenten für Phytoplankton und Periphyton des Seebodens. Dementsprechend vielfältig sind makrophyten-assoziierte Wechselwirkungen. Ökosystemare Prognosen sind schwierig

und fehlen daher weitgehend. Hier im Folgenden dargestellte Wirkungsketten wurden primär aus Beobachtungen und Erfahrungen im Workshop zusammengestellt.

Änderung der Vegetationsperiode

Wasserpflanzen beginnen im zeitigen Frühjahr je nach Art bei unterschiedlichen Wassertemperaturen zu wachsen. In warmen Jahren beginnt das Wachstum früher und es reicht weiter in den Spätherbst hinein (Brock & van Vierssen 1992). Die verlängerte Vegetationsperiode bringt eine höhere Makrophytenproduktion mit sich.

Aktuelle Beobachtungen zeigen, dass Armleuchteralgen (Characeen) im Bodensee vermehrt wintergrün bleiben und die Wasserpest *Elodea* spp. noch im November großflächig vital ist. Der Effekt, dass gewisse Characeen wintergrün sind, muss allerdings nicht klimabedingt sein. Die in weiten Teilen Mitteleuropas feststellbaren Effekte der Reoligotrophierung überlagern sich dabei oft mit den Temperatureffekten. So könnten einige zuvor nährstoffbedingt sehr seltene, winterharte Arten mit der verbesserten Nährstoffsituation wieder verstärkt auftreten.

Änderung der Artenzusammensetzung

Aus den unterschiedlichen Licht-, Temperatur-, Druck-, Substrat- und Nährstoffpräferenzen der verschiedenen Wasserpflanzenarten ergibt sich meist eine typische Makrophyten-Zonierung innerhalb eines Gewässers (Lampert & Sommer 1999). Durch sich verändernde Temperaturen kann sich die Makrophyten-Zusammensetzung ändern. So tritt beispielsweise das wärmeliebende Nixenkraut *Najas intermedia* in vielen Seen Mitteleuropas seit einigen Jahren verstärkt auf; als wahrscheinliche Ursache wird hier bereits der Klimawandel angeführt (Harlacher & Schaumburg 2005, IGKB 2014). Die Ausbreitung geht jedoch recht langsam voran. Nixenkräuter kommen als eine der letzten Pflanzen im Jahresverlauf auf und benötigen dann noch immer warme Wassertemperaturen (Dienst et al. 2012). Abgesehen von *Najas*-Arten sind in Mitteleuropa kaum Veränderungen der Wasserpflanzen-Zusammensetzung aufgrund der Erwärmung bekannt (KLIWA-Workshop 2015).

Bei künftig häufiger zu erwartender, temporärer Austrocknung und Wiederbenetzung von Wasserwechselzonen werden Pionierarten wie Characeen oder Arten mit geeigneten Überdauerungsstadien gefördert.

Da karpfenartige Fischarten vom Klimawandel profitieren (Britton et al. 2010) und sich möglicherweise stark vermehren, würde dies auch einen erhöhten Fraßdruck auf Makrophyten bedeuten. Im Stechlinsee und Scharmützelsee wurden in großem Ausmaß durch Karpfen verursachte Wühltrichter (Bioturbationen) festgestellt (pers. Mitteilung Berger & Rucker).

Kaltstenotherme Makrophytenarten

Unter den kaltstenothermen Arten sind im KLIWA-Gebiet die beiden sehr seltenen Brachsenkräuter *Isoetes lacustris* und *I. echinospora* relevant. Es handelt sich um Weichwasser-Arten, die niedrige Temperaturen und sehr nährstoffarmes Wasser benötigen. *I. echinospora* kommt in Deutschland nur noch in Feld- und Titisee vor; *I. lacustris* ist etwas weiter verbreitet (Bennert 1999, Moser 1999). Die Klimaerwärmung kann in Süddeutschland zum Aussterben dieser Arten führen (Moser 1999), da die zeitliche Synchronisation des komplexen Vermehrungszykluses beider Geschlechter mit der Erwärmung erschwert wird. Bei Temperaturen über 17°C ist die Reproduktion von *Isoetes echinospora* gefährdet (Ctvrlikova et al. 2012). *Isoetes* spp. fixiert zudem ausschließlich gelöstes CO₂. Dies wird für Weichwasser-Arten künftig schwieriger, da der Huminsäuregehalt aufgrund der Waldnutzung und im Sommer möglicherweise zunehmender Starkniederschläge vor allem im Einzugsgebiet des Titisees ansteigen könnte (Schmieder, mündl. Mitteilung). Allerdings wirkt der steigende atmosphärische CO₂-Gehalt dem zweiten Problem vielleicht entgegen.

Wechselspiel zwischen Makrophyten und Phytoplankton

Vor allem flache Seen können zwischen zwei stabilen Zuständen wechseln: einem Makrophyten-dominierten mit klarem Wasser und einem Phytoplankton-dominierten Zustand mit entsprechend trübem Wasser (Hilt et al. 2006, Sachse et al. 2014). Hinsichtlich des Klimawandels ist mit einer generellen Neigung der Gewässer zu höherer Trophie zu rechnen (Temperaturerhöhung, Nährstoff-Rücklösung, Schichtungsereignisse), die Phytoplanktonblüten und insbesondere Cyanobakterien fördert (Paerl & Huisman 2008). Vom Cyanobakterium *Microcystis aeruginosa* ist bekannt, dass es Makrophyten durch Allelopathie schädigen kann (Zheng et al. 2013). Der Klimawandel erhöht somit die Gefahr, dass Seen vom Makrophyten-dominierten Zustand zum Phytoplankton-dominierten Zustand wechseln beziehungsweise sie verzögert den aufgrund des Nährstoffrückgangs vielerorts erwarteten Wechsel hin zum klaren Makrophyten-dominierten Zustand. Da das Phytoplankton künftig vermehrt bereits früh im Jahr hohe Dichten aufweisen könnte (Anneville et al. 2002, Noges et al. 2010), sind Makrophyten auch einer Ressourcen-Konkurrenz um Licht ausgesetzt. In der frühen Wachstumsphase dürften die sprießenden Makrophyten somit Nachteile haben (Rip et al. 2006).

In Hitzeperioden mit stabiler Schichtung werden Makrophyten hingegen gefördert, da das Phytoplankton die Ressourcen im Freiwasser soweit verbraucht hat, dass es

reduzierte Dichten aufweist und somit mehr Licht auf den Gewässerboden gelangt (Noges et al. 2010). Bei solchen Klarwasserstadien und damit besserer Lichtdurchflutung besiedeln Makrophyten auch tiefere Gewässerbereiche. Einmal in entsprechender Dichte angesiedelt, stabilisieren Makrophyten auch solche Klarwasserstadien in Seen. In einem flachen See (11 m Tiefe) trat aufgrund von Makrophyten etwa 50% weniger Phytoplankton auf und in oligotrophen 100 m tiefen Seen, konnte noch 15% weniger Phytoplankton festgestellt werden als in Seen ohne Makrophyten (Sachse et al. 2014).

Ein solcher Wechsel („tipping point“) zwischen den beiden alternativen Zuständen hat weitreichende und massive Auswirkungen auf die Biozönosen, da Makrophyten zugleich Habitatbildner sind (Lampert & Sommer 1999, Hilt et al. 2006). So verändern sich die Habitatstrukturen für z.B. Makroinvertebraten und Fische, aber auch verschiedene Nahrungsressourcen (Werner 2004, herbivore Vögel: Schmieder et al. 2006, Fische: Mandal et al. 2010, Matuszak et al. 2012). Makrophyten bilden dabei auch wichtige Schutzstrukturen, so dass Räuber-Beute-Beziehungen ohne Makrophyten maßgeblich zu Ungunsten der Beute beeinflusst werden (Stansfield et al. 1997, Figueiredo et al. 2015).

Während die allgemeine Trophieneigung der Gewässer aufgrund des Klimawandels – speziell im Frühjahr – eher Phytoplankton fördert, werden in Hitzeperioden mit stabiler Schichtung durch Nährstoffzehrung und erhöhte Lichtverfügbarkeit eher Makrophyten gefördert. Der Ausgang dieser komplexen Wechselbeziehungen ist weder verallgemeinerbar noch prognostizierbar.

Makrozoobenthos

Litoral

Unter dem Fachbegriff „Makrozoobenthos“ fasst man am Gewässergrund lebende wirbellose Tierarten zusammen. Unter den heimischen Wirbellosen (Invertebraten) existieren im Uferbereich der Stillgewässer arten- und individuenreiche Bestände diverser Insektenlarven, Milben, Kleinkrebse, Muscheln und Schnecken, Würmer, Egel u.v.m. Ihre Verbreitung zeigt große lokale Unterschiede, sowohl was die Tiefenzonierung angeht, als auch die räumliche Verteilung in derselben Wassertiefe (Baumgärtner 2004, Scheifhacken et al. 2007). Die Besiedlung wird im Wesentlichen von den Substraten, Wasserpflanzen und dem Schutz vor Wellenexposition (Wind) geprägt. Die artenreiche Makrozoobenthos-Besiedlung durchlebte in den letzten Jahrzehnten vor allem in den größeren Voralpenseen einen massiven Wandel durch die

Zuwanderung fremder Tierarten (Rey et al. 2005a, Hanselmann 2011). In diesem Abschnitt werden jedoch primär heimische (autochtone) Arten behandelt. Auf die Problematik gebietsfremder Arten wird im Kapitel Neobiota eingegangen. Bezüglich der Auswirkungen des Klimawandels auf das Makrozoobenthos liegen nur wenige Erfahrungen vor, insbesondere aufgrund der meist fehlenden Langzeitdaten. Wirkungsketten sind bislang nicht publiziert.

Bei vielen ständig im Wasser lebenden Invertebraten ist der Fortpflanzungszyklus über die Wassertemperatur gesteuert. So vermehrt sich der Flohkrebs *Gammarus pulex* in Seen im Gebiet des Stechlinsees nur im Frühjahr ab einer ansteigenden Wassertemperatur von 2 auf 9°C (Rudolph 2013); ähnliches wird auch für den seltenen Seenflohkrebs *G. lacustris* angenommen (Rudolph 2013). Insofern werden mit dem Klimawandel die Reproduktionsaktivitäten zahlreicher Taxa früher im Jahr beginnen und sich die Wachstumsphasen der Invertebraten verlängern. Abgesehen vom veränderten Timing des Lebenszyklusses kann es zu Verschiebungen der Dominanzen aufgrund unterschiedlicher Temperaturanforderungen einzelner Arten kommen. Daten hierzu gibt es trotz umfassender ökologischer Typisierungen zahlreicher Arten kaum. Eine Vielzahl an Faktoren ist z.B. in Colling & Schmedtje (1996) zusammengestellt, allerdings sind hier nur vereinzelt Angaben zu Wassertemperatur-Präferenzen zu finden. Am ehesten ist dies bei erythermen Wasserkäfern der Fall (Colling & Schmedtje 1996). So gibt es bereits heute eine Zunahme thermophiler Wasserkäfer in kleineren Stillgewässern im fränkischen Raum (Schmidl et al. 2012). Bei mehreren Taxa ist aufgrund der Temperaturerhöhungen mit Artenverschiebungen der Besiedlung zu rechnen, z.B. Libellen (Hassall & Thompson 2008, Ott 2008, Hassall et al. 2010, Ott 2010).

Suhling & Suhling (2013) fanden heraus, dass bei Interaktionen zwischen Larven einer temperaturbedingt expandierenden Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* und Larven der heimischen Kleinen Moosjungfer *Leucorrhinia dubia* die heimische Art einer höheren Mortalitätsrate unterliegt. Wenn die Temperaturen um mehr als 2°C ansteigen, könnte eine Arealausweitung der sich ausbreitenden Feuerlibelle eine Bestandsreduktion der im gleichen Habitat vorkommenden heimischen Art verursachen.

Daraus lässt sich ableiten, dass auch andere wärmeliebende Arten künftig einen Nutzen bzw. Konkurrenzvorteil haben dürften, während heimische oder stenotherme Arten mehr Konkurrenz erleiden und es somit allgemein zu Artenverschiebungen innerhalb der Lebensgemeinschaften kommt. Aus Fließgewässern ist dies für Steinfliegen bekannt (Lubini-Ferlin 2013).

Wie bei anderen Taxa auch dürften kaltstenotherme Stillwasserarten - z.B. alpine Köcherfliegen- oder Molluskenarten - durch Erwärmung bedroht werden (Lubini et al. 2012, Rüetschi et al. 2012). Ihnen geht mit dem Anstieg der Temperaturen der besiedelbare Lebensraum „nach oben hin“ aus und Konkurrenz „von unten“ kommt hinzu (Lubini et al. 2012). Entsprechendes gilt für Arten, die im KLIWA-Gebiet an ihrer südlichen Verbreitungsgrenze vorkommen. So könnte beispielsweise die in Bayern sehr seltene Köcherfliege *Molanna albicans* durch eine Temperaturerhöhung lokal bedroht sein (BfN 2005, Wolf & Gregor 2005). Kurz- und mittelfristig ist zwar mit einer Erhöhung der Artenzahlen in alpinen Gewässern zu rechnen, langfristig könnten etliche kälteliebende Arten und Eiszeitrelikte aussterben (Rüetschi et al. 2012). Allgemein erscheinen Temperaturänderungen abseits alpiner bzw. montaner Gewässer aber weniger relevant für Makroinvertebraten zu sein.

Folgende Effekte, die durch den Klimawandel verstärkt werden, spielen hierbei eine mit Sicherheit größere Rolle (siehe auch Neobiota): Zum einen kann der Wechsel eines Sees vom Makrophyten-dominierten Zustand zum Phytoplankton-dominierten die Invertebraten-Lebensgemeinschaft massiv verändern, da die Funktion der Makrophyten als Habitatbildner entfällt (Verlust von Habitaten, Refugien und Nahrung). Zum anderen können Austrocknungsprozesse von Kleingewässern oder Flachwasserzonen obligat hololimnische (ständig im Wasser lebende) Arten wie Krebstiere, Mollusken, Egel o.ä. gefährden und dementsprechend Pionierarten oder hemilimnische Arten fördern (Libellen, Wasserkäfer, Wanzen und andere Insektenarten).

Die Gefährdung von wirbellosen Kiemenatmern durch Gas-Übersättigungen, die in Hitzeperioden verstärkt auftreten können, scheint unklar, kann aber zumindest lokal nicht ausgeschlossen werden.

Profundal

Zu den Invertebraten des Profundals existieren generell nur wenige Informationen; Erhebungen mit konkretem Bezug zum Klimawandel oder zu Klima fehlen wahrscheinlich gänzlich. Allerdings dürften alle Gefährdungen, die bereits durch die Eutrophierungserscheinungen auftraten, auch durch den Klimawandel auftreten. Mit einem absinkenden Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser und am Seegrund dürften hochspezialisierte, sauerstoffbedürftige Invertebraten-Arten des Profundals besonders gefährdet sein. Zu diesen Taxa zählen einige Erbsenmuschelarten (Rüetschi et al. 2012), z.B. die Seen-Erbsenmuschel *Pisidium conventus*, eine kalt-stenotherme Muschelart, die in Mitteleuropa ausschließlich in den Tiefenzonen nährstoffarmer Seen lebt (Glöer &

Meier-Brook 2003). Auch unter den Chironomiden und Wurmartarten, über die noch wenig bekannt ist, ist mit solchen Spezialisten zu rechnen.

Fische der Flachwasserzone

Fast jede Fischart hält sich im Laufe ihrer Entwicklung zumindest zeitweise im Litoral, der Flachwasserzone auf. Entscheidender Unterschied zu den Fischen des Pelagials ist, dass sich bei den Litoralarten auch die Reproduktion in der Flachwasserzone abspielt. Viele der bereits im Kapitel Fische des Freiwassers genannten Auswirkungen des Klimawandels wirken auch auf die Fischzönosen der Flachwasserzone, wie z.B. fischtöxische Cyanobakterien, die vor allem frühe Lebensstadien betreffen (Ernst et al. 2006a, 2009), oder bewirken die Zunahme von Fischkrankheiten (Kramer 2006, Schädler 2010). Möglicher Sauerstoffmangel im Hypolimnion und am Seegrund spielt dagegen kaum eine Rolle für den Reproduktionserfolg dieser Arten, andere Klimaeffekte dagegen schon.

Direkte Temperatureffekte

Die Laichzeiten der Litoral-Fische verändern sich temperaturabhängig. Die im Frühjahr laichenden Rotaugen haben im Genfer See auf erhöhte Frühjahrstemperaturen (1°C in 20 Jahren) mit einer früheren Reifung der Ovarien und Eiablage reagiert (Gillet & Quetin 2006). In warmen Jahren verkürzt sich durch schnelleres Wachstum der Jungfische die Lebensphase einiger Arten, in der sie von Zooplankton abhängig sind (z.B. Barsche; Hochleithner 2005, Eckmann & Schleuter-Hofmann 2013).

Bei Erwärmungen über ihr Lebensraumoptimum hinweg reagieren Fische mit Stress oder sogar erhöhter Mortalität (Dehus 2005, Baur et al. 2010, Baer et al. 2014). In geschichteten Seen können viele Fischarten ins kühlere Hypolimnion ausweichen. Problematisch ist dies für Fische, die wegen der Lebensweise und/oder fehlendem geeignetem Habitat nicht ausweichen können:

- Grundfische im Litoral (strukturell bedingt)
- Fische in Flachseen (ohne kältere Tiefenschichten)
- Fische in Seen mit anoxischem Hypolimnion.

Zu hohe Wassertemperaturen könnten zur Zeit der Gonadenentwicklung sogar zu einer reduzierten Fekundität oder weniger vitalen Nachkommen führen (Baer et al. 2014). Die Klimaerwärmung wird generell alle kaltstenothermen Fischarten gefährden (Britton et al. 2010)(Tab. 3). Unsere Gewässer werden zusehends geeigneter für Karpfen und

exotische, wärmeliebende Fischarten (Schädler 2010). Karpfen und Wels, bei denen bisher in Mitteleuropa nur unregelmäßige Reproduktion stattfand, können sich künftig häufiger und erfolgreicher vermehren (Britton et al. 2010).

Tabelle 3: Temperaturanforderungen der im KLIWA-Gebiet natürlich vorkommenden und einzelner neozoischer Fischarten. Neozoen sind rot markiert. X-X: Temperaturbereich, der über einen langen Zeitraum genutzt werden kann. (X): Temperatur, die von den meisten Individuen über einen gewissen Zeitraum toleriert wird (meist IULT; anfängliche obere Temperatur, die auf Dauer zum Tod führt).

Fischart	Fortpflanzung	Laich	Jungfisch	Adult
Bitterling <i>Rhodeus amarus</i>		15–21 (12–24) ¹		≤24 ¹
Brachse <i>Abramis brama</i>	12–20 (8–23) ^{2,3}	8–28 (≤31) ³	14–34 ⁴	≤28 (≤33) ^{3,5}
Döbel <i>Leuciscus cephalus</i>	ca. 18 ^{2,3}	≤24 (16–30) ^{2,3}	(7–24) ⁶	7–25 (≤34) ^{2,3,6}
Dreistachliger Stichling <i>Gasterosteus aculeatus</i>	12–20 ³	(≤27) ³		4–22 (≤37) ³
Elritze <i>Phoxinus phoxinus</i>	17–20 (≥7) ^{3,7}	6–16 ⁷	≤23 ⁸	≤25 (0–31) ³
Felchen <i>Coregonus</i> spp.	<7 ⁹		≥2,5 ¹⁰	8–16 (4) ¹¹
Flussbarsch <i>Perca fluviatilis</i>	12–18 (5–19) ^{2,3,12,13}	12–18 (6–26) ³	≤30 (≤34) ¹³	≤27 (≤33) ^{14,15}
Flussgrundel <i>Neogobius fluviatilis</i>				4–20 ¹⁶
Giebel <i>Carassius gibelio</i>	15–24 ^{2,3}	(≤28) ³		≤30 (≤36) ^{3,17}
Groppe <i>Cottus gobio</i>	7–14 ¹⁸		3–28 ¹⁸	≤18 (≤27) ¹⁸
Hecht <i>Esox lucius</i>	7–17 (0–23) ^{2,3,12}	8–15 (2–23) ^{2,3}	9–28 (3–33) ^{12,19}	≤26 (≤30) ^{2,3,14}
Karassche <i>Carassius carassius</i>	17–20 ²⁰			(≥-1) ²⁰
Karpfen <i>Cyprinus carpio</i>	17–20 (12–30) ^{2,3,12}	16–22 (13–30) ^{2,7}	≤32 (≤41 letal) ¹³	≤35 (≤41 letal) ^{5,14}
Kesslergrundel <i>Neogobius kessleri</i>	≥15–25 ²¹			(-31) ²¹

Fischart	Fortpflanzung	Laich	Jungfisch	Adult
Laube, Ukelei <i>Alburnus alburnus</i>	14–28 ^{2,3}	21–27 (14–31) ²		≤20 (≤38) ^{2,3}
Moderlieschen <i>Leucaspis delineatus</i>	≥18 (≥16) ²²	(≤23) ²²	(≤35 letal) ²²	(≤34 letal) ²²
Nase <i>Chondrostoma nasus</i>	10–16 (7–17) ^{2,7}	12–17 (10–19) ^{7,14}	(7–27) ⁶	(7–24) ⁶
Rotauge <i>Rutilus rutilus</i>	8–19 (5–22) ^{2,3,5}	12–24 (5–27) ^{3,7}		≤25 (≤36) ^{3,5}
Rotfeder <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	18–24 (14–28) ^{2,3,5}	16–28 (14–31) ^{2,3}	7–21 ⁶	≤28 (≤33) ^{3,15}
Schleie <i>Tinca tinca</i>	19–25 (18–27) ^{3,5}	19–25 (14–31) ^{2,3,23}	16–26 (≤34) ^{23,24}	≤26 (≤35) ^{3,15}
Schwarzmundgrundel <i>Neogobius melanostomus</i>	9–26 ²⁵			-1–30 ²⁶
Schmerle <i>Barbatula barbatula</i>	18–20 ²		6–25 (3–29) ²⁷	≤28 (0–34) ²⁷
Seesaibling <i>Salvelinus alpinus</i>	0–8 (<11) ²⁸	0–8 (≤12) ²⁹	0–21 (≤27) ²⁹	1–22 (-1–27) ²⁹
Seeforelle <i>Salmo trutta</i>	1–9 ⁵	1–9 ⁵		≤23 (25–30) ⁵
Sonnenbarsch <i>Lepomis gibbosus</i>	≤25 ³⁰		13–28 ³⁰	(≤35 letal) ¹⁷
Trüsche <i>Lota lota</i>	≤4 ³¹	0–3 (≤12) ²	≥7 ³²	≤18 (≤21) ^{14,32}
Wels <i>Silurus glanis</i>	22–25 (≥18) ^{33–35}		>13–14 ^{34,36}	
Zander <i>Sander lucioperca</i>	12–18 (4–26) ^{3,5,13}	12–18 (7–25) ²	≤32 (≤37) ^{2,3}	≤32 (≤37) ^{2,3}

1: (Holcik 1999); 2: (Alabaster & LLoyd 1980); 3: (Elliot 1981); 4: (Kucharczyk et al. 1998); 5: (EIFAC 1969); 6: (Ginot 1996);
 7: (Herzig & Winkler 1985); 8: (Bless 1992); 9: (Kopfmüller & Scheffelt 1925); 10: (Eckmann et al. 1988); 11: (Thomas et al.
 2010); 12: (Arrignon 1998); 13: (Hokanson 1977); 14: (Müller 1997); 15: (Varley 1967); 16: (Riehl & Baensch 1995);
 17: (Beitinger et al. 2000); 18: (Elliott & Elliott 1995); 19: (Hokanson et al. 1973); 20: (Holopainen et al. 1997); 21: (Bernerth
 2009); 22: (Arnold & Längert 1995); 23: (Penaz et al. 1989); 24: (Schmeing-Engberding 1953); 25: (Lee & Johnson 2005);
 26: (Kornis et al. 2012); 27: (Elliott et al. 1994); 28: (Gillet 1991); 29: (Elliott & Elliott 2010); 30: (Neophitou & Giapis 1994);
 31: (Mann 1996); 32: (Shodjaj 1980); 33: (Maitland & Linsell 2007); 34: (Copp et al. 2009); 35: (Horvath & Lukowicz 1982);
 36: (Mihalik 1982)

Mismatch-Effekte

Entkopplungseffekte zwischen dem Auftreten des Phyto- und Zooplanktons und demjenigen von planktivoren Jungfischen könnten auch im Litoral wirken. Bislang gibt es wenig konkrete Hinweise auf Mismatch-Situationen, doch wenn die Temperaturen im zeitigen Frühjahr bereits sehr hoch sind, könnte die Phyto- und Zooplankton-Entwicklung aufgrund früh verbrauchter Nährstoffe schon rückläufig sein, bevor auf Zooplankton angewiesene Jungfische auftreten (Erg. Workshop).

In bisherigen Untersuchungen wurde noch kein entsprechender Mismatch gefunden. Die Rotaugen-Larven im Genfer See schlüpfen aufgrund früherer Eiablage weiterhin passend zu den klimabedingt immer früher auftretenden Zooplankton-Blüten (Gillet & Quetin 2006). Auch eine Analyse der Langzeitdaten aus der Saldenbachtalsperre ergab, dass eine Temperaturerhöhung zwar nicht zu Mismatch-Problemen bei den dort untersuchten Barschen führte, aber zu komplexen Effekten auf zwei Ebenen des Zooplanktons (*Leptodora kindtii* und *Daphnia sp.*) (Wagner et al. 2013). Dabei spielten genauer Jahresverlauf der Wassertemperatur, zeitliche Synchronisierung des Fraßdrucks von juvenilen und adulten Barschen und das Timing von Top-Down-Effekten (Prädation) in allen Ebenen eine Rolle. Die Thematik Match/Mismatch ist insgesamt so komplex, dass bislang keine klaren Analysen geschweige denn Prognosen im Zusammenhang mit dem Klimawandel möglich sind (Wagner et al. 2013).

Austrocknung

Die Austrocknung von Flachseen und Kleingewässern könnte seltene Fischarten direkt im Bestand gefährden (z.B. Karausche, Bitterling). Zudem könnten sich häufigere Niedrigwasserstände negativ auf die Verfügbarkeit von Flachwasserregionen als Reproduktions- und Nahrungshabitat auswirken (Kramer 2006).

Gase

Ein Mangel an Sauerstoff ist besonders kritisch für viele Fischarten. Während der Sauerstoffgehalt des Hypolimnions in einem geschichteten See für die Fische des Litorals meist irrelevant ist, kann es zu Beginn der Herbstzirkulation dimiktischer Seen mit anoxischem Hypolimnion jedoch wieder zu einer Gefährdung dieser Fische kommen. Bei der Mixis sinkt der Sauerstoffgehalt zumindest für mehrere Tage überall stark ab. Diese O₂-Untersättigungsphasen werden bei z.B. monatlichen Messungen oft übersehen. Daher sollten in solchen Gewässern zeitlich feiner aufgelöste O₂-Messungen stattfinden. An Hitzetagen mit starker Sonneneinstrahlung kann es Photosynthese bedingt zu einer Sauerstoffübersättigung kommen (Lampert & Sommer 1999). Diese ist für Fische allerdings meist unproblematisch, da erst ab 30 mg O₂/l aufgrund reduzierter Atmung

kritische CO₂-Gehalte im Blut der Fische auftreten können (Baur et al. 2010). Ein Bezug von fischtoxischeren Stickstoff-Übersättigungen zum Klimawandel ist nicht feststellbar (Baur et al. 2010).

Wechsel von Wasserpflanzen- zu Phytoplankton-dominiertem Zustand

Durch den Klimawandel besteht die Tendenz, von einem vom Makrophyten-dominierten Zustand mit klarem Wasser in einen Phytoplankton-dominierten Zustand mit entsprechend trübem Wasser zu wechseln. Der Wechsel zwischen den beiden Zuständen hat auch für Fische weitreichende und massive Auswirkungen, da Makrophyten durch ihre dreidimensionale Struktur als bedeutende Fischhabitats wirken (Lampert & Sommer 1999). Durch einen Wechsel zum Phytoplankton-dominierten Zustand fällt ohne Wasserpflanzen die Habitatstruktur, die Laichplatzverfügbarkeit für Haftlaicher, aber auch die Nahrungsressource (Wasserpflanzen und assoziierte Invertebraten) aus. Makrophyten bilden zudem wichtige Schutzstrukturen vor allem für Jungfische, aber auch für adulte Fische. Prädatoren können ihre Beute ohne Refugium effizienter jagen (Stansfield et al. 1997, Figueiredo et al. 2015).

Wasservögel

Weltweit wird die Anzahl der Zugvögel auf ca. 50 Milliarden Individuen geschätzt (Berthold 2008). Sie ziehen über Kontinente hinweg und verbinden diese somit ökologisch (Bauer & Hoyer 2014). Die Zugstrecken vieler Vogelarten verkürzen und verlagern sich aufgrund klimatischer Änderungen bereits jetzt (Fiedler 2008). Am Bodensee steigen die Aufenthaltszeiten vieler überwinternder Wasservogelarten an, die früher weiter Richtung Westalpen oder Südfrankreich zogen (Werner et al., in Vorbereitung). In Seen können überwinternde Wasservögel enorme Biomassen von Wasserorganismen verzehren. So werden Makrophyten, Muscheln aber auch andere Invertebraten in Flachwasserzonen im Laufe der kalten Jahreszeit um bis zu 95% reduziert (Werner 2004). Diese Biomasse-Entnahme – vor allem von Muscheln und Makrophyten, die selbst als Habitatbildner wirken – hat weitreichende Auswirkungen, auch für assoziierte Makroinvertebraten (Werner et al. 2005b). Wasservögel sind sogenannte Key-stone-species, die die Habitatstruktur des Seegrunds durch die Fraßaktivität ändern können und die Nährstoffe damit umverteilen. An Land Nahrung suchende Arten wie Gänse rasten nachts auf Gewässern; sie tragen über ihren Kot oftmals große Mengen an Nährstoffen ins Gewässer ein; dabei kann es sogar zur lokalen

Eutrophierung kommen. Eine Änderung im Zugverhalten der Wasservögel könnte demnach weitreichende Konsequenzen für limnische Systeme haben. Dabei sind die Vögel von klimatischen Bedingungen und vor allem von der Nahrungsverfügbarkeit abhängig, diese wiederum ist mannigfaltig beeinflusst von:

- Eisbedeckung (großräumig hat auch die Eisbedeckung der Ostsee Einfluss auf die winterlichen Wasservogelbestände im Voralpenraum; (Werner et al. in Vorbereitung))
- Vegetationsperiode und Biomasse der Wasserpflanzen u.a. (Matuszak et al. 2012))
- Wasserstand (z.B. Erreichbarkeit der Nahrung für gründelnde Arten (Stark et al. 1999))
- Verfügbarkeit von Ruhezonen (Nutzungsintensivierung durch Wassersport im Winter)

Langfristig werden die Wasservogelbestände wahrscheinlich weiter im Norden rasten und sich die großräumigen Winterbestände im KLIWA-Gebiet wegen ausbleibendem Zuzug reduzieren. Umgekehrt kann es auch in bislang dimiktischen Seen durch eine künftig fehlende Eisbedeckung zu einem lokalen Anstieg der Bestände der gefiederten Wintergäste führen. Derzeit steigen die Überwinterungsbestände in Finnland aufgrund der lange eisfreien Ostsee exponentiell an (Lehikoinen et al. 2013). Diese Vögel ziehen nicht mehr zu uns weiter in den Süden (Pavon-Jordan et al. 2015). Ein reduzierter Winterbestand von Tauchenten kann weitreichend Auswirkungen auf die Bestände von z.B. der Dreikantmuschel haben, die derzeit jedes Jahr intensiv genutzt und somit reguliert werden (Werner et al. 2005b). Bei Fischfressern wie dem Kormoran könnten hingegen Managementmaßnahmen einen größeren Einfluss auf den Bestand haben als klimatisch bedingte Veränderungen.

Uferzone

In unserer Betrachtung wird das Ufer der Stillgewässer bis zur Hochwasserlinie berücksichtigt. Demzufolge werden auch zahlreiche amphibische und viele größtenteils terrestrische Lebensräume innerhalb der Wasserwechselzone der Stillgewässer in die Betrachtung einbezogen. Auch in Seen, die kein natürliches Wasserstandsregime mehr aufweisen (regulierte Seen) oder nur ein kleines Einzugsgebiet besitzen, treten Wasserstandsschwankungen auf (Überflutungen, Austrocknung). An Flachufem bilden sich in unmittelbarer Ufernähe meist dichte Röhrichtbestände (Schilf, Rohrkolben, Seggen) aus, die von zahlreichen Tierarten als Reproduktions- und Nahrungshabitat

genutzt werden (z.B. hochspezialisierte Vogelarten wie Rohrsänger, Rallen und Zwergdommeln). An einigen Voralpenseen bildete sich an kiesigen, nährstoffarmen Uferbereichen eine spezielle und hochgradig gefährdete Strandrasengesellschaft aus, die im KLIWA-Gebiet endemisch ist (Strang et al. 2012). Landseitig des Röhrichtgürtels bzw. Strandrasens folgten natürlicherweise – je nach Morphologie – zumeist Ried- oder Sumpfbereiche sowie Auwaldbereiche.

Oftmals hat der Mensch durch direkte Nutzung der Ufer- und Flachwasserzone morphologische Defizite im Litoral und Hinterland verursacht. So sind beispielsweise am Bodensee etwa 50% des 270 km langen Ufers mit Ufersicherungen, Hafenanlagen, aber auch Verkehrs- und Siedlungsinfrastruktur verbaut (IGKB 2004). Harte Uferverbauungen beeinträchtigen oder verhindern die funktionelle Vernetzung zwischen Land und Wasser. Aber auch die reine Anwesenheit des Menschen führt zu permanenten Störungen der Uferbiozöosen.

Erosion, Verlandung

Bei sinkenden Wasserständen, die als Folge des Klimawandels erwartet werden, ist an großen Seen durch dynamische Erosionsprozesse am Seeufer (u.a. auch durch Windereignisse) mit der Bildung einer neuen Haldenkante und Uferlinie zu rechnen (pers. Mitteilung Hofmann) und somit zu einer Verschiebung von etablierten Lebensgemeinschaften in Richtung Wasser.

Erosions- und Austrocknungsprozesse können zu einer Verschiebung der Flachwasserzone führen, würden einen (kurzfristigen?) Rückgang bzw. eine Dislokation mehrjähriger Wasserpflanzenarten (z.B. Laichkräuter *Potamogeton*) bewirken und Pionier-Arten fördern (z.B. Characeen; KLIWA-Workshop 2015). Die Ufervegetation wird die trockenfallenden Flächen ebenfalls neu und zunächst mit Pioniervegetation besiedeln; diese Prozesse gehen jedoch sehr schnell (Dienst et al. 2008a). An Flachseen und kleineren Stillgewässern bestehen bei sinkenden Wasserständen Verlandungsprobleme mit verhältnismäßig noch größerem Verlust aquatischer Lebensräume und Förderung der Ufervegetation. Die Änderung der Uferlinie hat auch weitreichende Auswirkungen auf die Ufernutzung (Häfen, Uferbefestigungen, Stege, Ausbaggerungen, Aufkiesung von Schlammflächen an Badestränden usw.). Nötig werdende „Nachbesserungen“ betreffen wiederum auch die Ökologie maßgeblich.

Die Erosionsprozesse in der Flachwasserzone können auch für archäologische Fundstätten wie z.B. Pfahlbauten am Bodensee zur Bedrohung werden (Schlichterle et

al. 2010). Daher ist Erosion in der Unterwasserarchäologie derzeit ein zentrales Thema und wird umfangreich untersucht. Nach anfänglicher Bearbeitung in einem Interreg IV Projekt (Schlichterle et al. 2010) wurde 2015 ein BMBF-ReWaM Verbundprojekt (HyMoBio) zum Sedimentationstransport am Bodensee begonnen.

Lebensgemeinschaften der Wasserwechselzone

Die großen Voralpenseen waren ursprünglich maßgeblich durch ihre alpinen Einzugsgebiete geprägt. Dabei trat ein Hochwassergipfel im Juni/Juli auf und eine Niedrigwasserphase im Hochwinter. Diese annuelle Amplitude der Wasserstandsschwankungen kann bis zu 2 m ausmachen. Heute gibt es unter den Voralpenseen im KLIWA-Gebiet im Wesentlichen nur noch zwei Seen (Bodensee und Starnberger See) mit weitgehend natürlichem Wasserstandsregime. Die meisten anderen Voralpenseen sind heute abflussreguliert. Wasserstandsschwankungen haben jedoch einen starken Einfluss auf die Ausbildung der Ufervegetation mit ihren zum Teil hochspezialisierten Lebensgemeinschaften. In Mittelgebirgen und im Tiefland sind annuelle Wasserstandsschwankungen weniger ausgeprägt. Obwohl Wasserstandsänderungen schwer modellierbar sind (pers. Mitteilung Hofmann), wird die Tendenz der großen Voralpenseen zu reduzierten Sommerhochwässern und erhöhten Winterwasserständen angesichts der vorhandenen Klima-Projektionen jedoch als Konsens betrachtet (KLIWA-Workshop 2015).

Ufervegetation

Die Strandrasen (Strandschmielen-Gesellschaft *Deschampsietum rhenanae*) sind im KLIWA-Gebiet endemisch, ebenso wie die beiden Strandrasen-Charakterarten:

- Strandschmiele *Deschampsia littoralis* (Bodensee)
- Bodenseevergissmeinnicht *Myosotis rehsteineri* (Bodensee, Starnberger See)

Zwei weitere Strandrasenarten sind eutrophierungsbedingt ausgestoben: der Bodensee-Steinbrech *Saxifraga oppositifolia* ssp. *ambhibia* und die Riednelke *Armeria purpurea*; von letzterer wurde vor wenigen Jahren allerdings ein Restbestand in einem botanischen Garten entdeckt; derzeit laufen am Bodensee bislang noch erfolglose Wiederansiedlungsversuche (Schmitz et al. 2006, Verband-botanischer-Gärten 2015). Auch das Bodensee-Vergissmeinnicht und die Strandschmiele zeigen bereits heute einen deutlichen Bestandsrückgang (Dienst et al. 2008b, Strang et al. 2012). Die prognostizierte Veränderung der Wasserstände durch den Klimawandel gefährdet insbesondere die Strandrasen bereits aktuell und künftig verstärkt u.a. durch eine

Verlängerung der Überflutungsdauer (zu hohe Winterwasserstände), eine geringere Amplitude und Extremereignisse wie zu lange Hochwasser (Dienst et al. 2008b, Winkler et al. 2011). Die Strandrasen-Arten besitzen allerdings die Fähigkeit, Wasserstandsänderungen allmählich zu folgen. Langfristige Verschiebungen der Wasserwechselzone könnten damit kompensiert werden. Wenn sich jedoch Niedrigwasserstände mit Hochwasserereignissen abwechseln, ist eine Anpassung sehr schwierig (Strang et al. 2012). Auch eine Verlängerung der Überflutungsdauer erhöht die Gefahr des Aussterbens spezialisierter Arten deutlich (Winkler et al. 2011). Zudem führt die erwartete Reduktion der jährlichen Amplitude der Wasserstände zu einem Flächenverlust des besiedelbaren Raums.

Auch das Uferrohrlicht verliert durch eine Reduktion der Wasserstandsamplitude besiedelbare Fläche. Dies geschieht zugunsten von Auwaldbereichen, die jedoch lange benötigen, um sich entsprechend zu verschieben. Bei Schilf spielt die Überflutungsdauer eine große Rolle. Wird es zu Beginn der Vegetationsperiode lange überflutet, wenn seine Triebe noch nicht über die Wasseroberfläche reichen, stirbt es ab (Dienst et al. 2004). Diese Gefahr kann zukünftig durch vermehrte Niederschläge im Winterhalbjahr in Form von Regen statt Schnee verstärkt werden.

An Flachseen besteht im Sommer aufgrund vermehrter langer Trockenphasen eine Austrocknungstendenz mit erheblichen Wasserstandsschwankungen (KLIWA 2012b). Diese verstärken die Verlandung und fördern zumindest mittelfristig amphibische Lebensgemeinschaften. Längerfristig könnten einige Seen jedoch völlig austrocknen und verlanden.

Auf Effekte, welche die Erhöhung der Lufttemperatur auf terrestrische Vegetation bewirkt wie die Verlängerung der Vegetationsperiode und die frühere Blühzeitpunkte der Ufervegetation, wird nicht weiter eingegangen.

Uferfauna

Zur hochspezialisierten Uferfauna bestehen wenige Angaben hinsichtlich klimabedingter Änderungen. Ähnlich wie bei den Strandrasen dürfte aber z.B. hochspezialisierten Insekten wie z.B. Laufkäferarten (Bräunicke & Trautner 2002) der Lebensraum durch eine reduzierte Amplitude zwischen Hoch- und Niedrigwasser ausgehen bzw. Konkurrenz von rein terrestrischen Arten drohen.

Für Kleingewässer typische Amphibien-Arten könnten lokal und kurzfristig von klimabedingten Austrocknungsprozessen profitieren, da die Fische dann als Hauptfressfeinde der Kaulquappen verschwinden oder im Bestand reduziert werden und sich Amphibien mit ihrer Reproduktion an wechselnde Wasserstände gut angepasst

haben. Die Auswirkungen des Klimawandels auf Amphibien-Bestände in größeren Seen aufgrund sich ändernder Wasserstände sind allerdings aufgrund komplizierter biotischer Beziehungen kaum prognostizierbar.

Viele Wasser- und Röhrichtvögel sind zur Brutzeit abhängig von überflutetem Röhricht. Die Überflutungshöhe und die Überflutungszeiten an den Voralpenseen werden sich zum Nachteil der Brutvögel ändern. So ist beispielsweise der Bruterfolg des Schwarzhalstauchers am Bodensee stark vom Überflutungszeitpunkt abhängig. In den letzten Jahren begann der Wasserstandsanstieg zu spät für einen erfolgreichen Brutverlauf (Dienst 2011). Auf der anderen Seite erfolgt die Reaktion der Ufervegetation auf sinkende Wasserstände vermutlich zu langsam für einige Wasservogelarten mit bereits kritischen Beständen. Verlandungsprozesse können mittelfristig zur Förderung von Vogel- und anderen Tierarten führen, die amphibische Vegetation und Ufervegetation benötigen; langfristig werden diese bei kompletter Austrocknung und Verlandung von Kleingewässern lokal aber verschwinden.

Erhöhte Wasserstände im Winter können am Bodensee dazu führen, dass bislang im Winter freiliegende Schlickbereiche öfter überflutet bleiben. Dies hat starke, negative Auswirkungen auf die regionalen Bestände und auf dem Zug rastender und überwinternder Vogelarten, die speziell auf diesen Lebensraum angewiesen sind, wie z.B. Große Brachvögel und Krickenten (Stark et al. 1999, Werner et al. in Vorbereitung).

Neobiota

Neobiota sind in der Neuzeit von Menschen aus fremden Gebieten eingeschleppte Tier- und Pflanzenarten. Die Wege, auf denen Neobiota in ein zuvor nicht erreichbares Gebiet gelangen (Vektoren), können vom Menschen absichtlich (Verschleppung) oder unabsichtlich (Beseitigung bisheriger Ausbreitungsgrenzen) eröffnet werden. Wichtige Vektoren für aquatisch lebende Neobiota sind die Schaffung von Verbindungen zwischen isolierten Gewässern (z.B. Kanäle zwischen Fließgewässern), Schiffsverkehr (auch sogenannte Wanderboote über Land), Aquaristik und Besatz (Fische, Krebse sowie mit den Wassertransporten assoziierte Taxa) (Tittizer 1996, Rey et al. 2005a). Für die verschleppten Tier- und Pflanzenarten gibt es verschiedene Szenarien dafür, ob die Besiedlung eines neuen Lebensraums erfolgreich abläuft oder nicht:

- die Individuen sterben im neuen Lebensraum rasch,
- die Individuen überleben zwar, können sich aber nicht vermehren,

- die Individuen vermehren sich zwar in geringem Maße, können aber keine sich selbst erhaltende Population bilden,
- die Individuen können zwar eine sich selbst erhaltende Population bilden, aber keine/kaum ökologische Veränderungen bewirken,
- die Individuen können eine sich selbst erhaltene Population bilden und dabei ökologische Veränderungen und/oder finanzielle Kosten verursachen (invasive Arten).

In dieser Studie werden im Wesentlichen die invasiven und potenziell invasiven Arten betrachtet. Bei unserer Betrachtung liegt der Fokus auf neobiotischen Habitatmodulatoren („ecosystem engineers“), also Arten, die aufgrund ihrer Besiedelung eine Veränderung des bewohnten Lebensraums verursachen (Jones et al. 1994). Beispiele sind Arten wie die Körbchenmuschel *Corbicula fluminea*, die einen Wandel von Weichsubstrat zu Hartsubstrat zur Folge hat (Werner & Rothhaupt 2007) oder oberflächennahe Neophyten wie die Wasserhyazinthe *Eichhornia crassipes*, die Gewässer komplett überwuchern können (Jafari 2010).

Arten, die sich aufgrund des Klimawandels eigenständig ausbreiten (z.B. Vögel, Libellen) und zu Veränderungen der heimischen Biozöosen führen können, werden hier nicht als Neobiota betrachtet. In „Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100“ von Sala et al. (2000) werden Neobiota als größte Gefährdung der weltweiten Biodiversität in Seen genannt – der Flächenverbrauch liegt hier an zweiter Stelle. Die direkten Gefahren durch den Klimawandel werden von dieser Studie erst an dritter Stelle gesehen. Die Frage ist an dieser Stelle aber, inwieweit sich die Gefährdung durch Neobiota durch Effekte des Klimawandels verstärkt.

Bereits in Mitteleuropa und im KLIWA-Gebiet etablierte Neobiota

Invasive Neobiota können in Seen bereits heute einen Großteil der Biomasse am Seegrund bilden (im Bodensee z.T. >95%; Werner et al. 2013) und starke ökologische Veränderungen verursachen, die oftmals rasant eintreten. Beispiele sind die Invasion des Großen Höckerflohkrebses *Dikerogammarus villosus* im Bodensee (Rey et al. 2005a, Hesselschwerdt 2009), die Ankunft der Krebspest *Aphanomyces astaci* zusammen mit neozoischen Krebsarten in Mitteleuropa, die die Bestände der heimischen Krebsarten massiv reduzierte (Chucholl & Dehus 2011) oder die Etablierung der Wasserpestarten *Elodea nuttallii* und *E. canadensis* (Kowarik 2003).

Invasive aquatische Neozoen

Ein Großteil der aktuell aus den Bundeswasserstraßen bekannten invasiven Neozoen könnte künftig auch in allen Voralpenseen mit Brandungsufer auftreten. Viele invasive Arten, die im Ober- und Hochrhein auftraten, etablierten sich innerhalb weniger Jahre erfolgreich in zahlreichen Voralpenseen (Rey et al. 2005a, Rey et al. 2005b, Steinmann 2015). Diese Ausbreitung solcher Arten in klimatisch bereits heute geeignete Lebensräume ist allerdings vor allem von Ausbreitungsvektoren abhängig und weniger vom Klimawandel. Bestes Beispiel ist die von der Trinkwasserversorgung großer Seen gefürchtete Quaggamuschel *Dreissena rostriformis bugensis*, die sich derzeit stark in Deutschland ausbreitet (Schöll et al. 2012), aber mit kühlen Temperaturen besser zurecht kommt als die seit vielen Jahrzehnten etablierte Zebra­muschel *Dreissena polymorpha* (Orlova et al. 2005). Auf viele der bereits in Mitteleuropa etablierten Neobiota wird hier nicht vertiefend eingegangen; sie wurden in der KLIWA – Fließgewässerstudie (KLIWA 2010) bereits detailliert mit Steckbriefen charakterisiert. In Seen können unter den wirbellosen Neozoen insbesondere Flohkrebse (Amphipoda), Großkrebse (Dekapoda), Schwebegarnelen (Mysidacea) und Muscheln (Bivalvia) starke Veränderungen der Lebensgemeinschaften herbeiführen (Spencer et al. 1991, Dick & Platvoet 2000, Werner & Rothhaupt 2007, Chucholl & Dehus 2011). Besonders erfolgreich scheinen in Mitteleuropa hierbei Arten zu sein, die ökologische Nischen besetzen, die seit den Eiszeiten noch frei geblieben waren und die sie z.T. zuvor schon besetzt hatten (z.B. *Corbicula sp.*) (Tittizer 1996). Speziell räuberische Organismen haben einen großen Einfluss auf das trophische Nahrungsnetz (Dick & Platvoet 2000, Begon et al. 2005), aber auch Taxa wie Großkrebse, die Makrophyten dezimieren können und somit die Habitatstrukturen verändern, oder Muscheln, die aufgrund ihrer Schalen ein neues Habitat darstellen (Werner & Rothhaupt 2007, Chucholl & Dehus 2011).

Auch Invasionen von neozoischen Wirbeltieren, insbesondere von Fischarten, können durch Konkurrenz- oder Prädationseffekte weitreichende Folgen haben. Die größte Gefährdung für die Fisch- und Invertebratenzönosen in Voralpenseen dürfte von den potenziell zu erwartenden Schwarzmeergrundelarten ausgehen, die in den Bundeswasserstraßen rasch zu gravierenden ökologischen Veränderungen aufgrund von Massenvorkommen führten (Emde et al. 2012, Kornis et al. 2012).

Invasive aquatische Neophyten

In Deutschland gelten derzeit 12 Makrophytenarten als etabliert, 13 weitere Arten wurden bereits im Freiland nachgewiesen (Hussner 2015)(Tab. 4). Unter den

etablierten Makrophyten können die beiden *Elodea*-Arten und der Große Algenfarn *Azolla filiculoides* als invasiv gelten. Durch die Wasserpest kann es zur Verdrängung anderer Wasserpflanzenarten kommen. Vor allem *Azolla* kann durch die Abschattung der Wasseroberfläche zu einem weitreichenden Wandel der Habitate und der Konkurrenzbedingungen um Licht im Gewässer führen (Hill & Cilliers 1999).

Der Klimawandel fördert die Ausbreitung von tropischen, toxischen Cyanobakterien. So kommt die eigentlich tropische *Cylindrospermopsis raciborskii* zunehmend in gemäßigten Breiten vor (Briand et al. 2004, Stuken et al. 2006, Paerl & Huisman 2008). Sie ist mittlerweile in NO-Deutschland weit verbreitet. Auch die ebenfalls fremden und wärmeliebenden Arten *Anabaena bergii* und *Aphanizomenon aphanizomenoides* wurden bereits in Deutschland nachgewiesen (Stuken et al. 2006).

Vektoren

Gewässernutzungen und Freizeitaktivitäten nehmen generell und verstärkt mit dem Klimawandel zu (z.B. Wassersport auch in milden Wintern usw.). Damit vergrößert sich auch die Verschleppungsgefahr für Neobiota. Die Vektoren sind bislang allerdings erst wenig untersucht, müssten aber besser bekannt sein, um künftige Invasionen rechtzeitig zu verhindern oder zu verlangsamen. Bootstransporte über Land sowie Fischtransporte oder sonstige Lebendtransporte von Wasserorganismen müssten künftig besser überwacht und reguliert werden, da sie sich als bedeutende potenzielle Vektoren gezeigt haben.

Zusammenhang zwischen Neobiota und Klimawandel

Neobiota sind in erster Linie von Verschleppungen oder Ansiedlungen durch den Menschen abhängig. Kälteempfindliche Arten können dabei von der Klimaerwärmung profitieren. Limitierend für die Etablierung zahlreicher Neobiota ist die Minimaltemperatur im Winter bzw. die Dauer der Frostperioden. So zeigt beispielsweise die Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* eine erhebliche Wintermortalität, wenn die Wassertemperaturen 4 Wochen lang unter 2°C liegen (Werner & Rothhaupt 2008). Ähnliches gilt für weitere zahlreiche aquatische Neobiota (Tabellen 5 & 6). Bei dem Großen Höckerflohkrebs führt eine Temperaturerhöhung von 4 auf 6°C zu einer stark erhöhten Prädation auf andere Flohkrebsarten (Hesselschwerdt 2009).

Mit dem Klimawandel können sich kälteempfindliche und/oder wärmeliebende Arten schneller in neuen Gewässern etablieren; ebenso wird sich das Artenspektrum der Neobiota erweitern, da sich auch Arten aus wärmeren Regionen bei uns etablieren können (Walther et al. 2009).

Tabelle 4: In Deutschland bereits nachgewiesene und teilweise etablierte aquatischen Neophyten und deren Status im KLIWA-Gebiet (Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz). Nach www.aquatic-aliens.de, aquatischeNeophyten.de und Lanaplan.de.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Ausbreitung in D	Erstnachweis	Status im KLIWA-Gebiet
<i>Azolla filiculoides</i>	Großer Algenfarn		1899	etabliert
<i>Azolla mexicana</i>	Kleiner Algenfarn		nach 1980	nicht etabliert
<i>Cabomba caroliniana</i>	Karolinen-Haarnixe		2006	nicht etabliert
<i>Crassula helmsii</i>	Helms Dickblatt		1980	etabliert
<i>Egeria densa</i>	Dichte Wasserpest		1914	etabliert
<i>Eichhornia crassipes</i>	Wasserhyazinthe		nach 1980	nicht etabliert
<i>Elodea callitrichoides</i>	Argentinische Wasserpest		1964	nicht etabliert
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest		1860	etabliert
<i>Elodea nuttallii</i>	Nuttalls Wasserpest	expansiv	1953	etabliert
<i>Hydrilla verticillata</i>	Quirlblättrige Grundnessel	verschollen	1907	nicht etabliert
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Großer Wassernabel	expansiv	2003	nicht etabliert
<i>Hygrophila polysperma</i>	Indischer Wasserfreund		2005	nicht etabliert
<i>Lagarosiphon major</i>	Wechselblattständige Wasserpest		1966	etabliert
<i>Lemna aequinoctialis</i>	-	verschollen	Anfang 1980er	nicht etabliert
<i>Lemna minuta</i>	Zierliche Wasserlinse	expansiv	1966	etabliert
<i>Lemna turionifera</i>	Rote Wasserlinse	expansiv	1965	etabliert
<i>Ludwigia grandiflora</i>	Großblütiges Heusenkraut		2004	nicht etabliert
<i>Ludwigia peploides</i>	Heusenkraut sp.		2008	nicht etabliert
<i>Ludwigia x kentiana</i>	Heusenkraut sp.		1987	nicht etabliert
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Brasilianisches Tausendblatt		1988	nicht etabliert
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Verschiedenblättriges Tausendblatt	expansiv	Ende 1950er	etabliert
<i>Najas gracillima</i>	-		2011	nicht etabliert
<i>Pistia stratiotes</i>	Wassersalat		nach 1980	nicht etabliert
<i>Sagittaria latifolia</i>	Breitblättriges Pfeilkraut		1952	etabliert
<i>Sagittaria subulata</i>	Pfriemenblättriges Pfeilkraut	verschollen	nach 1980	nicht etabliert
<i>Salvinia auriculata agg.</i>	Schwimmfarn		nach 1990	nicht etabliert
<i>Shinnersia rivularis</i>	Mexikanisches Eichenblatt	verschollen	1992/3	nicht etabliert
<i>Vallisneria spiralis</i>	Schraubenvallisnerie		Etwa 1900	etabliert

Zudem wird eine Veränderung der Höhenverbreitung von Neobiota erwartet. Bei uns bereits etablierte Arten könnten sich künftig in höher gelegenen Gewässern ansiedeln, die bislang für sie noch zu kalt sind. So ist die Dreikantmuschel, die sich ab ca. 12°C vermehren kann (Cohen 2008), bislang kaum in Gewässern über 500 m verbreitet. In der Schweiz fehlt sie in Seen über 600 m Meereshöhe (Rüetschi et al. 2012). Wenn sich die Oberflächenwassertemperaturen in Seen bis Ende des 21. Jahrhunderts um 4°C erhöhen, dann könnte sie sich auch in Seen in 900 bis 1000 m Meereshöhe ausbreiten.

Mit der Temperaturerhöhung verändern sich – wie bei den heimischen Arten auch – Wachstums- und Reproduktionszeiten sowie die Konsum- und Stoffwechselraten der Neobiota. In der Regel steigen diese mit der Temperatur an (Lampert & Sommer 1999, Begon et al. 2005).

Unsere Gewässer werden auch zusehends geeigneter für exotische, wärmeliebende Fischarten werden (Schädler 2010). Dadurch kann sich das Spektrum an Konkurrenz für die Fische durch Neozoen um wärmeliebende Arten erweitern (Kramer 2006, Britton et al. 2010).

Auch im Zooplankton können an höhere Temperaturen angepasste Neozoen durch den Klimawandel profitieren (De Meester et al. 2011). Doch nicht nur das Auftreten direkter Konkurrenz kann die Bedingungen für Zooplankton verändern. In Mesokosmosversuchen wurde von Fey & Herren (2014) gezeigt, dass der Fraßdruck von Sonnenbarschen auf einheimische Daphnien höher ist als auf die fremde *Daphnia lumholtzi*. Damit wurde die fremde Daphnie durch das Vorkommen des ebenfalls neozoischen Räubers indirekt gefördert. Durch eine Erhöhung der Temperatur um 1,2° C wurde der Effekt weiter verstärkt und die fremde Daphnie konnte stärker dominieren. Diesen Effekt beschreibt man als "Enemy Release". Neobiota leiden aufgrund einer fehlenden Koevolution mit heimischen Organismen oftmals weniger unter Prädatoren, aber auch weniger unter Pathogenen und Parasiten als angestammte Arten (Keane & Crawley 2002).

Im neuen Lebensraum plötzlich invasiv auftretende Arten machen letztlich Vorhersagen bezüglich klimawandelbedingter Veränderungen der heimischen Biozöosen unberechenbar, da sie nach ihrer Etablierung die angestammten Lebensgemeinschaften binnen kürzester Zeit stark verändern können. Auch heimische Arten, die aufgrund des Klimawandels nur wenige Änderungen zu befürchten hätten, könnten durch invasive Neobiota gefährdet werden (Sala et al. 2000).

Tabelle 5: Temperaturanforderungen einiger im KLIWA-Gebiet bereits vorkommender Neozoen. X-X: Temperaturbereich, der über einen langen Zeitraum genutzt werden kann. (X): Temperatur, die von den meisten Individuen über einen gewissen Zeitraum toleriert wird (meist IULT; anfängliche obere Temperatur, die auf Dauer zum Tod führt).

Art Neozoen	Vorkommen	Optimum	Reproduktion
<i>Anopheles superpictus</i>			20–30 (≥ 10) ^{1,2}
<i>Corbicula fluminea</i> Grobgerippte Körbchenmuschel	(≥ 2 letal) ³		13–19 ⁴
<i>Corbicula fluminalis</i> Feingerippte Körbchenmuschel			6–15 ⁵
<i>Craspedacusta sowerbyi</i> Süßwasserqualle	Polyp: 19–25 (≤ 31) ⁶		Bildung Meduse: ≥ 20 (15–30) ⁶
<i>Dikerogammarus villosus</i> Großer Höckerflohkrebs	0–30 ⁷		>13 ⁷
<i>Dreissena polymorpha</i> Dreikantmuschel		>11 ⁸	>10–12 ⁹
<i>Dreissena rostriformis bugensis</i> Quagga-Muschel			>5–6 ¹⁰
<i>Dugesia tigrina</i> Gefleckter Strudelwurm		25–28 ¹¹	>10 ¹¹
<i>Eriocheir sinensis</i> Chinesische Wollhandkrabbe			≥ 12 ¹²
<i>Hemimysis anomala</i> Rote Schwebegarnele	9–20 ¹³		
<i>Hypania invalida</i> Süßwasser-Borstenwurm	2–25 ¹⁴		
<i>Katamysis warpachowskyi</i> Gefleckte Schwebegarnele			
<i>Limnomysis benedeni</i> Donau-Schwebegarnele	4–25 ¹⁵		>5 ¹⁵
<i>Orconectes limosus</i> Kamberkrebs	0–25 ¹⁶	12–20 ¹⁶	>0 ¹⁷
<i>Orconectes immunis</i> Kalikokrebs		25 ¹⁸	<30 ¹⁸
<i>Pacifastacus leniusculus</i> Signalkrebs	5–30 (>31 letal) ¹⁹	20–25 ²⁰	12–15 ^{21,22}
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> Neuseeländische Sumpfdackelschnecke	(≤ 30 letal) ⁸		
<i>Stegomyia albopicta</i> Asiatische Tigermücke	(1–37) ²³		>25 (>11) ^{23,24}

1: (Nejati et al. 2013); 2. (Hanari-Bojd et al. 2012); 3: (Schöll 2000); 4: (Kraemer & Galloway 1986); 5: (Rajagopal et al. 2000); 6: (Acker & Muscat 1976); 7: (Brujts et al. 2001); 8: (Rey et al. 2005b); 9: (Cohen 2008); 10: (Ianniello 2009); 11: (Peters et al. 1996); 12: (Otto & Brandis 2011); 13: (Marty et al. 2010); 14: (Wozniczka et al. 2011); 15: (Hanselmann 2008); 16: (Lozan 2000); 17: (Dube & Portelance 1992); 18: (Rach & Dawson 1991); 19: (Nakata et al. 2002); 20: (Firkins & Holdich 1993); 21: (Heinimaa & Pursiainen 2010); 22: (Guan & Wiles 1999); 23: (Pluskota 2011); 24: (Hawley 1988)

Tabelle 6: Temperaturanforderungen einiger im KLIWA-Gebiet bereits vorkommender Neophyten. X-X: Temperaturbereich, der über einen langen Zeitraum genutzt werden kann. (X): Temperatur, die von den meisten Individuen über einen gewissen Zeitraum toleriert wird (meist IULT; anfängliche obere Temperatur, die auf Dauer zum Tod führt).

Art Neophyten	Vorkommen	Optimum	Reproduktion
Australisches Nadelkraut <i>Crassula helmsii</i>	-6–30 ¹		
Dickstielige Wasserhyazinthe <i>Eichhornia crassipes</i>	≥1–33 (≥-5) ²	28–30 ²	
Gemeiner Schwimmfarn <i>Salvinia natans</i>	12–30 ³		
Großer Algenfarn <i>Azolla filiculoides</i>	>-4 ⁴	15–20 ⁴	ca. 15 (>10) Dauerstadien: >-10 ⁴
Großer Wassernabel <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Dauerstadien: ≥-15 ⁵	25–35 ⁵	
Kanadische Wasserpest <i>Elodea canadensis</i>	(≥1) ⁶	10–25 ⁶	
Krause Afrikanische Wasserpest <i>Lagarosiphon major</i>	≤25 ⁷	20–23 ⁷	
Schmalblättrige Wasserpest <i>Elodea nutallii</i>		>4 ⁸	

1: (Dawson 1994); 2: (Jafari 2010); 3: (Niels 1988); 4: (Janes 1998); 5: (Hussner & Losch 2007); 6: (Spicer & Catling 1988); 7: (CRC-Reed-Management 2003); 8: (Kunii 1981)

Neobiota, die von einer Erwärmung des Klimas profitieren

Nachfolgende Liste beinhaltet neue invasive Neobiota, die sich mit steigenden Temperaturen bei uns etablieren bzw. solche, die verstärkt auftreten könnten. Detaillierte Beschreibungen dieser Taxa finden sich im Anhang. Alle diese Arten haben ein erhebliches Veränderungspotenzial und stehen auf einschlägigen Warnlisten, wie z.B. Rabitsch et al. (2013).

Neozoa

- Roter Sumpfkrebs *Procambarus clarkii*
- Katzenwels *Ictalurus punctatus* und Zwergwels *Ameirus melas*
- Sonnenbarsch *Leppomis gibosus*
- Krallenfrosch *Xenopus laevis**
- Graskarpfen *Ctenopharyngodon idella*
- Ochsenfrosch *Lithobathes catesbeianus*
- Schmuckschildkröte *Trachemys scripta*

Neophyta

- Wasserhyazinthe *Eichhornia crassipes**
- Wassersalat *Pistia stratiotes*
- Heusenkraut *Ludwigia* spp.*
- Wassernabel *Hydrocotyle* spp.

*Auf der BFN-Warnliste von Neobiota, die noch nicht in D nachgewiesen / etabliert sind

Die Einschleppungen von Neobiota und deren Auswirkungen sind kaum prognostizierbar, aber sehr wahrscheinlich. Deren dauerhafte Etablierung wird bei steigenden Temperaturen wahrscheinlicher.

Sensibilität verschiedener Gewässertypen

Nicht nur die Verschleppung der Neobiota ist anthropogen bedingt, auch viele Habitate wurden vom Menschen so verändert oder geschaffen, dass sich Neuankömmlinge besser etablieren können (z.B. Uferbefestigungen, Baggerseen). Offenbar gibt es Gewässer, die gegenüber einer Neozoenansiedlung sensibler reagieren als andere, dabei scheint auch der Verbauungsgrad des Gewässers eine Rolle zu spielen. So ist der Uferverbau in kleineren Seen mit Weichsubstraten stärker von Neozoen besiedelt (Häfen, Steganlagen etc.) als ihre naturnahen Bereiche (KLIWA-Workshop 2015). Am Bodensee ist dieser Zusammenhang nicht eindeutig zu belegen, da auch das natürliche Ufersubstrat oft steinig ist (eigene Beobachtung). Insofern dürfte die Substratzusammensetzung einen Effekt auf die Sensitivität der Gewässer gegenüber Neozoeninvasionen haben.

Große Seen weisen öfter „Neozoenprobleme“ auf als kleinere Gewässer. Als Folge der Eiszeit sind bei uns etliche ökologische Nischen in Seen nicht mehr besetzt worden, diese sind nun für Neobiota konkurrenzlos nutzbar (Tittizer 1996). Wenn es keine freien Nischen mehr zu besetzen gäbe, würde es in jedem Fall zur Raumkonkurrenz zwischen Neobiota und heimischen Arten kommen. Dies scheint in kleinen und flachen Seen der Fall zu sein, in denen diverse Insekten sämtliche Nischen besetzen (KLIWA-Workshop 2015). Auch können neozoische Großkrebse dort einwandern und z.B. die Makrophyten abweiden (Chucholl & Dehus 2011). Gleiches gilt für Fischbesatz oder andere Verschleppungen.

In kleinen Stillgewässern scheinen Neophyten (vor allem an der Wasseroberfläche schwimmende Arten) ökologisch problematischer zu sein als Neozoen. Letztere sind in großen geschichteten Seen von zentraler Bedeutung, in denen Neophyten eher lokal

(Buchten und Flachwasserzone) eine Rolle spielen (KLIWA-Workshop 2015). Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Sensitivität von Gewässern gegenüber Neobiota sind noch nicht untersucht. Der prinzipielle Zusammenhang zwischen einem großen Habitatangebot und der damit steigenden Überlebenschance angestammter Arten dürfte aber unstrittig sein.

Parasiten und Krankheiten

Parasitismus ist eine Beziehung zwischen zwei Organismen (Parasit und Wirt), bei denen der Wirt wesentlich größer als der Parasit ist und der Parasit Ressourcen des Wirtes konsumiert. Parasiten leben in enger räumlicher Verbindung mit ihrem Wirtsorganismus; diese Beziehung ist oftmals wirtsspezifisch. Sie schadet dem Wirt in der Regel nur so weit, dass dessen Überleben und somit auch dasjenige des Parasiten gewährleistet bleibt. Parasiten, deren Entwicklungszyklus mit einem Wirtswechsel verbunden ist, haben hochspezialisierte Abläufe entwickelt, an die sie gebunden sind. Parasitische Mikroorganismen werden Krankheitserreger genannt. Der Zusammenhang, dass Krankheiten bei gestressten Individuen verstärkt auftreten, ist bei einer Vielzahl von Krankheiten feststellbar, auch bei jenen, die schon immer auftreten (Baur et al. 2010).

In diesem Abschnitt werden einige Parasiten und Krankheiten vorgestellt, bei deren Ausbreitung ein Klimabezug feststellbar ist. In den meisten kritischen Fällen besteht jedoch vor allem ein Bezug zu Einschleppungen neozoischer Tierarten, da diese Krankheiten mitbringen können, an welche die heimische Fauna nicht angepasst ist.

Krebspest *Aphanomyces astaci*

Aphanomyces astaci wurde Ende des 19. Jahrhunderts mit neozoischen Krebsarten nach Mitteleuropa eingeschleppt. Mangels einer Immunität gegen diese Erreger starben die heimischen Krebsbestände in den befallenen Gewässern binnen kurzer Zeit weitgehend aus (Chucholl & Dehus 2011). Die Überlebensdauer der befallenen Krebse ist temperaturabhängig. Je wärmer, desto schneller stirbt der Wirtskrebs (in Hitzephasen z.T. auch die neozoischen Krebse; Oidtmann & Hoffmann 1998). Auch das Überleben der Erreger außerhalb des Wirtes ist u.a. von der Temperatur abhängig. Wird die Krebspest mit feuchten Gegenständen unbewusst in ein neues Gewässer transferiert, kann der Erreger bis zu 2 Wochen ohne Wirt überstehen (Chucholl & Dehus 2011) (Oidtmann & Hoffmann 1998).

Fischkrankheiten

Fischkrankheiten breiten sich oft stark aus, wenn der Trägerorganismus gestresst oder geschwächt ist, z.B. bei Lebensraumbedingungen außerhalb des artspezifischen Optimums. Bei Kaltwasserfischarten sind dies zum Beispiel Hitzephasen mit erhöhten Wassertemperaturen (Tab. 2; Baur et al. 2010). Die Forellenkrankheit Proliferative Kidney Disease PKD (Proliferative Nierenkrankheit) verursacht umso mehr Verluste bei jungen Bach- und Seeforellen, je wärmer das Frühjahr ist, und sie wird sich bei fortschreitender Gewässererwärmung stärker ausbreiten (Schädler 2010).

Auch die Rotseuche, die den Aal befällt, tritt in heißen Sommern verstärkt auf und dürfte mit dem Klimawandel öfter auftreten (Kramer 2006).

Chytridpilze

Der vermutlich mit Krallenfröschen verschleppte Chytridpilz *Batrachochytrium dendrobatidis* verursacht ein weltweites Amphibiensterben (Solis et al. 2010). Seit dem Jahr 2000 ist der Chytridpilz auch in Deutschland im Freiland nachgewiesen (Mutschmann et al. 2000). Neben dieser Erkrankung werden als Hauptursachen aber auch Habitatzerstörung und allgemeine Folgen des Klimawandels selbst zu einer Gefährdung der Amphibien führen (Sun et al. 2011). Generell werden jedoch wenig letale und subletale Effekte des Klimawandels auf Amphibien erwartet (Li et al. 2013).

Der Chytridpilz wächst allerdings bereits ab 10°C (Fernandez-Beaskoetxea et al. 2015). Der Befall mit dem Chytridpilz verläuft bei feuchtem, kühlen Wetter sogar oft gravierender (Fernandez-Beaskoetxea et al. 2015). Allerdings gibt es auch eine Quelle, die besagt, dass die Klimaerwärmung die Ausbreitung der für Amphibien gefährlichen Pilzkrankheit fördert (Pounds et al. 2006). Zampiglia et al. (2013) fanden an Amphibien in den Bergen Italiens artspezifisch verschiedene Befallsraten bis zu 65% (meist nicht letal); sie beurteilen ohne konkrete Hinweise in diesem Zusammenhang den Klimawandel als Gefahr. In einem großen Feldversuch spielten allerdings weder Luft- noch Wassertemperatur bei der Erkrankung der Frösche eine Rolle (Knapp et al. 2011). Aktuell ist noch kein Konsens über die Mechanismen hinter der Chytrid-Epidemie unter Amphibien gefunden und der Einfluss des sich verstärkenden Klimawandels noch unklar.

Andere Chytrid-Pilze können Plankton befallen und zum Zusammenbruch von Phytoplankton- und Cyanobakterien-Blüten führen (Gerphagnon et al. 2013, Gleason et al. 2015). Ein Zusammenhang mit dem Klimawandel ist hierbei aber äußerst fragwürdig.

Badedermatitis

Die Badedermatitis ist ein stark juckender Hautausschlag beim Menschen, der durch eine Immunreaktion auf die Larven der Pärchenegel (*Schistosoma*) der Gattung *Trichobilharzia* auftritt. In Mitteleuropa dienen Schlammschnecken (*Lymnaeidae*) als Zwischenwirt. Ab einer Wassertemperatur von 24°C erfolgt die Emergenz der Zerkarien aus der Wirtsschnecke, die danach den Menschen als Fehlwirt befallen können (Haas & Pietsch 1991). Neben den über die Blutbahn wandernden *Trichobilharzia*-Arten könnten auch Arten relevant werden, die über die Nervenbahn ins Gehirn ihres Endwirts wandern (z.B. *T. regenti*; Horak et al. 1999). Der Mensch ist zwar in beiden Fällen ein Fehlwirt, aber Untersuchungen zum Vordringen der Zerkarien im menschlichen Körper bei Erstkontakt mit dem Parasiten gibt es nicht. Im Fehlwirt Maus gelangen die Zerkarien von *T. regenti* über das Zentralnervensystem bis in das Gehirn und können dort Lähmungen verursachen (Horak et al. 1999).

Da die Badedermatitis nur bei Wassertemperaturen ab 24°C auftritt, werden sich die problematischen Zeiträume über den Sommer in Zukunft verlängern. In großen, relativ kühlen Seen wird die Problematik durch die Klimaerwärmung wahrscheinlich regelmäßiger auftreten als bisher. So trat sie im Bodensee bisher meist nur in bestimmten Gebieten oder in warmen Sommern auf; im Hitzesommer 2003 war das Vorkommen dagegen großflächig und besonders akut (Werner et al. 2005a).

Bilharziose

Die Bilharziose wird von unterschiedlichen Pärchenegel-Arten (*Schistosoma*) ausgelöst, die in den Tropen und Subtropen vorkommen. In Südkorsika tritt die Krankheit nun schon seit vielen Jahren auf. Der Erreger *Schistosoma haematobium* lebt dort in der Süßwasserschnecke *Bulinus truncatus* (Doby et al. 1966, Holtfreter et al. 2014). Dieser Zwischenwirt kommt im Rhôneal bis unweit der Schweizer Grenze vor (IUCN 2015) und könnte künftig bei steigenden Temperaturen zusammen mit dem Erreger weiter nach Mitteleuropa vorrücken.

Tropische Mücken und Tropenkrankheiten

In den letzten Jahrzehnten wurden neozoische Mückenarten bei uns eingeschleppt oder sind sekundär bei uns eingewandert, die in ihren Heimatländern Überträger von gefährlichen Krankheiten sind. Beispiele sind die Asiatische Tigermücke *Stegomyia albopicta* (überträgt u.a. Denguefieber), die Asiatische Buschmücke *Aedes japonicus* (überträgt das West-Nil-Virus und einen Erreger der Hirnhautentzündung) und *Anopheles superpictus* (überträgt Malaria effektiver als einheimische Arten; Maier et al.

2003). Die beiden erstgenannten Arten treten bei uns bereits in geringer Anzahl meist in Wasserresten im Siedlungsbereich auf (Maier et al. 2003, Werner et al. 2012, Melaun et al. 2015). Die genannten Krankheiten sind in Mitteleuropa allerdings bislang noch nicht aufgrund der Mücken aufgetreten. *A. superpictus* war im Mittelalter einer der Hauptvektoren der damaligen Malaria im Mittelmeergebiet und stellt damit zukünftig für Mitteleuropa die Hauptgefahr für eine Malariaausbreitung dar. Allerdings wird für den Ausbruch einer entsprechenden Erkrankung neben den Überträgern auch eine ausreichende Dichte an menschlichen Trägern der Krankheit benötigt (Maier et al. 2003). Weiterhin können auch einheimische Stechmücken-Arten bei höheren Temperaturen potentere Krankheitsüberträger für verschieden Formen der Encephalitis (Hirnhautentzündung) werden (Maier et al. 2003).

Eine voreilige Bekämpfung von Mücken mit Pestiziden oder dem Toxin von *Bacillus thuringensis* hätte allerdings gravierende Folgen für viele Insekten an und in Stillgewässern, da sie recht unspezifisch auf die Häutung von Insekten wirken.

Parasit-Wirtsbeziehungen sind äußerst komplex und es gäbe sicher zahllose weitere Beispiele. Höhere Temperaturen können über eine erhöhte Fitness von Parasiten und reduzierter Fitness der Wirte zu mehr Erkrankungen führen (Caceres et al. 2014). Bei manchen Arten wie z.B. Daphnia magna führen höhere Wassertemperaturen jedoch zu einer höheren Resistenz gegenüber bestimmten parasitischen Bakterien (Garbutt et al. 2014). Insgesamt dürften Parasiten-Wirts-Beziehungen durch den Klimawandel aber nicht aus dem Gefüge geraten, da dies für den Parasiten eine evolutionäre Sackgasse wäre (KLIWA-Workshop 2015). Es kommt jedoch durchaus vor, dass befallene Wirte stark in ihrer Fortpflanzung beeinträchtigt werden. Bei Daphnien sind bei Parasitenbefall die Bestandsdichten vermutlich um 10-50% reduziert (Duffy et al. 2010, Caceres et al. 2014). Bei dieser Thematik besteht jedoch – im Vergleich zu anderen Themen sogar noch verstärkt – das Problem des sogenannten Publikationsbias: Da gewöhnliche Ergebnisse wie geringe Befallsraten und Auswirkungen nicht publizierbar sind, werden meist nur die Sonderfälle veröffentlicht. Dies kann in der Wahrnehmung zu einer Verzerrung tatsächlicher Verhältnisse führen. Die künftigen Probleme in diesem Themenkomplex werden vermutlich eher im Zusammenhang mit der Etablierung und Ausbreitung von wärmeliebenden Neobiota, den zusammen mit ihnen eingeschleppten Parasiten und Krankheitserregern und deren Bekämpfung zu tun haben.

Mikrobiologische Prozesse

Ändert sich der Mischungstyp eines Sees, dann sind auch die mikrobiologischen Abbauprozesse – speziell im Hypolimnion – einem Wechsel unterworfen. In einem Profundal ohne Sauerstoff können fast nur noch Organismen existieren, die ihre Energie aus anaerobem Abbau organischen Materials ziehen (Lampert & Sommer 1999). Allgemein sind Abbauprozesse temperaturabhängig. Neben diesen generellen Aussagen scheint es kaum Literatur zu klimabedingten Änderungen mikrobiologischer Prozesse zu geben.

Teil 4 Bisherige Auswirkungen des Klimawandels und Prognosen an süddeutschen Seen

Viele der bereits oben vorgestellten Veränderungen durch den Klimawandel wurden im KLIWA-Gebiet erforscht und nachgewiesen. Die meisten Ergebnisse beziehen sich dabei auf Bodensee und Ammersee und primär auf physikochemische Wirkungspfade. Neben gut dokumentierten kurzfristigen Ereignissen, die z.B. lange anhaltende und weitreichende Folgen hatten, sind dies vor allem Auswertungen von Langzeitdatenreihen.

Einzelereignisse

Ein spezielles Einzelereignis war der Hitzesommer 2003. Im Bodensee und Ammersee waren die Epilimniontemperatur und Schichtungsstabilität gegenüber dem bisherigen Normalfall stark erhöht. Der Sauerstoffgehalt des Hypolimnions war deutlich reduziert (Jankowski et al. 2006, Vetter 2013). Aufgrund der andauernden Trockenheit sank der Pegel des nicht regulierten Bodensees in die Nähe der bisherigen Tiefstände ab (BUWAL 2004). Dies wiederum hatte z.B. weitreichende Folgen für die Ufervegetation (Dienst et al. 2008a). Es traten aber auch Fischsterben von Aal und Äsche sowie Massenvermehrungen wärmeliebender Arten wie Karpfen auf (Kramer 2006).

Bisherige Langzeitveränderungen

Auswertung von Langzeitdaten aus Deutschland zeigen, dass es bei den Niederschlägen einen Trend zu einer erhöhten Variabilität und damit auch zu mehr extremen Einzelereignissen gibt. In ganz Deutschland wurden Kälteereignisse seltener. Sowohl im Sommer als auch im Winter gab es Trends zu vermehrten extremen Windereignissen in Süddeutschland. Allerdings ist dies vermutlich teilweise auf frühere Messfehler bei Windgeschwindigkeiten über 8 Beaufort zurückzuführen (Umweltbundesamt 2005). In den Prognosen für den süddeutschen Raum sind diese Trends kaum erkennbar. Eindeutigkeit besteht jedoch in den Zunahmen der Lufttemperaturen und der Veränderungen der Niederschläge im Sommer und Winter.

Am Bodensee sorgen wärmere Winter für eine erhöhte Wassertemperatur und verringern die Durchmischungswahrscheinlichkeit (Straile et al. 2003, IGKB 2015). Dies wirkt sich wiederum auf die Nährstoffverfügbarkeit im Frühjahr und den Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers aus (Straile et al. 2003).

Auswirkungen auf die Physikochemie

Die Auswirkungen des sich ändernden Klimas auf die Physikochemie sind vergleichsweise gut und eindeutig mess- und dokumentierbar. Dennoch liegen aus dem KLIWA-Gebiet erst von zwei Seen ausreichend lange Datenreihen mit geeigneten Messintervallen vor. An Ammersee und Bodensee wurden u.a. folgende klimatische Veränderungen bereits dokumentiert (Tab. 7):

Tabelle 7: An Ammersee und Bodensee aufgrund des Klimawandels bereits beobachtete Veränderungen der Physikochemie.

	Ammersee (Rippl 2011, Vetter & Sousa 2012, Vetter 2013)	Bodensee (Eder 2013, IGKB 2015)
Lufttemperatur Einzugsgebiet	+1,5°C (1975–2010)	+ 1,1°C (1963–989 zu 1990–2014)
Wassertemperatur	+1,5–2°C (1984–2009) Oberflächentemp. +0,9°C im Sommer (1984–2010) (gesamte Wassersäule) -0,5° im Dez-Feb (1984–2010) (gesamte Wassersäule)	+ 0,9°C (1963–1989 zu 1990–2014) (Epilimnion)
Linearer Wassertemperatur-trend	+0,8°C pro Dekade (Oberflächentemp. im Sommer)	+0,30°C bis +0,37°C pro Dekade (Epilimnion) +0,24°C pro Dekade (Hypolimnion)
Windstärkezunahme	Leichte Zunahme von Ereignissen > 3 m/s (1986–2010), nicht bei Extremen	-
Zunahme der Globalstrahlung	-	6,4 W/(m²xJahr) (1984–2011)

Der Zeitpunkt der Homothermie hat sich am Ammersee im Frühjahr nicht verändert, aber die thermische Schichtung ist vor allem zwischen Mai und Juli stärker geworden (Rippl 2011, Vetter et al. 2012). Die Temperaturvariation ist hier zwischen einzelnen Jahren regelmäßig größer als die langfristig feststellbare Erhöhung der durchschnittlichen Temperaturen. Der Ammersee speichert keine Energie über mehrere Jahre hinweg. Die über den Sommer aufgenommene Wärmeenergie wird über den

Winter wieder vollständig abgegeben. Er besitzt kein klimatisches Gedächtnis (Rippl 2011). Der Bodensee besitzt dagegen ein klimatisches Gedächtnis, da sich u. a. eine nicht vollständige Durchmischung immer auf die Folgejahre auswirkt (KLIWA 2007, IGKB 2015).

Einzugsgebiet und Zuflüsse

Ammersee

Die Abflüsse aus dem Einzugsgebiet des Ammersees haben im Frühjahr zugenommen und im Winter und Hochsommer abgenommen, v.a. durch früher stattfindende Schneeschmelze (Rippl 2011). Doch auch die Nutzung im Einzugsgebiet unterlag einem steten Wandel, so ist beispielsweise die verbaute Fläche in 24 Jahren um 11 km² vergrößert worden (Rippl 2011).

Bodensee

Im Hauptzufluss Alpenrhein verlagern sich die jetzt im Sommer liegenden hohen Abflüsse zunehmend in die Wintermonate (LUBW 2011). Auch der Bodenseewasserstand ist aus diversen Gründen in den letzten Jahrhunderten um ca. 25 cm pro Jahrhundert gesunken, mögliche langfristige klimabedingte Trends lassen sich aufgrund der starken anderen Einflüsse aber nicht direkt bestimmen (Sieber et al. 2011). Hauptgründe sind der Kraftwerkspereicherausbau, aber auch Veränderungen bei Niederschlag, Verdunstung, Morphologie (Änderung der Ablaufschwelle) und Schneespeicherung (LUBW 2011, Sieber et al. 2011). Trotz aller Nutzungsänderung ist auffällig, dass der Wasserstand des Bodensees vor allem in den Sommermonaten langfristig zurückgegangen ist. In den Wintermonaten steigt er eventuell im Untersee leicht an (LUBW 2011). Damit verbunden ist eine Reduktion der Amplitude der jährlichen Pegelschwankungen.

Biologie

Aufgrund meist fehlender durchgehender Langzeitdaten sind insgesamt nur wenige Studien mit Klimawandelbezug vorhanden und ein Zusammenhang zwischen biologischen Prozessen und den Änderungen des Klimas ist bisher wenig belegt. Zwar wurden kurzfristige Ereignisse wie im Hitzesommer 2003 dokumentiert, diese können aber nicht direkt mit dem Klimawandel in Verbindung gebracht werden. Es hat sich aber gezeigt, dass extreme Einzelereignisse einen nachhaltigeren Einfluss auf die Lebensgemeinschaften haben können als ein stetiger Anstieg der Wassertemperaturen.

Bodensee

Als Folge des Klimawandels änderte sich bereits die Zusammensetzung des *Phytoplanktons* im Bodensee (Anneville et al. 2005). Die Menge und der zeitliche Verlauf wurden vor allem durch wärmere Winter und damit geänderte Überwinterungsbedingungen von Phyto- und Zooplankton beeinflusst.

Zudem hat sich in den letzten 30 Jahren der Beginn des Grazings des Zooplanktons auf das Phytoplankton und damit die Klarwasserphase aufgrund von höheren Temperaturen um ca. 2 Wochen nach vorne verschoben (Straile 2002). Tirok & Gaedke (2007) fanden heraus, dass durch den Klimawandel bedingt einzelne Parameter, die auf Algenbiomassen und die Primärproduktion wirken, unterschiedlich beeinflusst werden. Die Folgeeffekte könnten sich deshalb teilweise aufheben. Zusammenfassend sind im KLIWA-Gebiet sowohl beim Phyto-, als auch beim Zooplankton bislang keine tiefgreifenden Veränderungen durch den Klimawandel belegt. Es gibt trotz veränderter Phänologie keine Hinweise auf Mismatch-Situationen.

Die stärksten Auswirkungen des Klimawandels betreffen die speziell an Wasserstandsschwankungen angepasste Uferflora wie die endemischen Strandrasen. Doch auch hier ist die verringerte Amplitude des Wasserstands, die rare Arten wie das Bodensee-Vergissmeinnicht oder die Strandschmiele akut gefährden, nicht von allen Autoren auf den Klimawandel zurückgeführt worden. Auch Veränderungen durch anthropogene Nutzungen im Einzugsgebiet wie z.B. die Stauhaltung der Wasserkraftwerke können den Zufluss des Wassers so stark beeinflussen, dass entsprechende Effekte auftreten könnten. Konsens ist jedoch, dass die winterlichen Abflüsse am Bodensee künftig zunehmen und die mit der Schneeschmelze einhergehenden sommerlichen Hochwasser abnehmen werden.

Inwiefern sich der Klimawandel bereits auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos ausgewirkt hat, ist aufgrund fehlender Vergleichsdaten kaum zu sagen. Wenn überhaupt, dann wurden die Effekte durch diejenigen der Reoligothrophierung und der massiven Ausbreitung wirbelloser Neozoen überdeckt. Zu den Fischen sind zwar lange Datenreihen der Fischfangstatistiken vorhanden, allerdings sind diese sehr von der Bewirtschaftungsintensität (Besatz, Fang), dem zeitlichen Fangaufwand, der Anzahl an Berufsfischern sowie den Fangbestimmungen und der Trophie geprägt, so dass diese langfristigen Datenreihen nicht im Hinblick auf den

Klimawandel auswertbar sind; kurzfristige Effekte wie das verstärkte Aufkommen von Cypriniden nach dem Hitzesommer 2003 wurden von Kramer (2006) beschrieben.

Bedingt durch den Klimawandel erfolgt bei zahlreichen Wasservogelarten am Bodensee inzwischen ein späterer und reduzierter Zuzug (Werner et al. in Vorbereitung).

Prognosen für süddeutsche Seen

Klimatischer Einfluss auf die Physikochemie

Durch Modellierung gestützte Prognosen bezüglich der physikalisch-chemischen Verhältnisse sind z.T. anhand der oben vorgestellten Langzeitdaten berechenbar. Wegen der begrenzten Datengrundlage sind sie bisher aber nur für den Ammersee und Bodensee möglich.

Bodensee

In den nachfolgenden Tabellen 8 bis 10 wurden bereits publizierte Szenarien für steigende Wassertemperaturen und deren Auswirkung auf die Durchmischungsqualität sowie den maßgeblichen Sauerstoffgehalt zusammengestellt. Dabei wurden entweder Zeitszenarien oder Temperaturszenarien entwickelt. Der Durchmischungsindex ist ein Maß für die winterliche Durchmischungsqualität. Hierbei wird berechnet, wie sehr ein über den Jahresverlauf gebildeter Gradient eines Indikators (z.B. Phosphor) in der winterlichen Durchmischung abgebaut wird (KLIWA 2007).

Tabelle 8: Zeitszenarien für die Wassertemperaturen des Bodensees (IGKB 2015). Über alle Modellläufe gemittelt außer Wassertemperatur 200-250m (avg1: Mittelwertszenario).

	Aktuell	2050	2085
Lufttemperatur Einzugsgebiet		+ ca. 1,1°C (2040)	+ ca. 3°C
Epilimniontemperatur		-	+1,6–2,4°C
Mittlere Epilimniontemperatur 15. August bis 15. Oktober		+1,5–2°C	+3–4°C
Wassertemperatur 200-250m Tiefe (avg1)		+ ca. 0,5°C	+ ca. 1,0°C
Anzahl Vollzirkulationen in 15 Jahren	7–8	-	5–6 (ca. -20–30%)

Tabelle 9: Temperaturszenarien für den Bodensee (SILMAS 2012, Eder 2013).

Parameter	Zunahme der Lufttemperatur			
	+1°C	+2°C	+4°C	+5°C (Eder 2013)
Oberflächen-Wassertemperatur	+1°C	+2°C	+4°C	+4°C
Hypolimnion		+0,75°C	+1,5°C	+2,8°C
Durchmischungsindex	-20%	-50%	-75%	
	Änderung der Luftfeuchte			
	-10%	-5%	+5%	+10%
Oberflächentemperatur	-0,8°C	-0,4°C	+0,4°C	+0,8°C
Bodentemperatur	-0,1°C	-0,05°C	+0,05°C	+0,1°C
Durchmischungsindex	+80%	+40%	-25%	-40%
	Änderung der Wolkenbedeckung			
	-15%	-7,5%	+7,5%	+15%
Durchmischungsindex	-30%	-15%	+35%	+150%
	Änderung der Windgeschwindigkeit			
	-1 m/s		+1 m/s	+2 m/s
Durchmischungsindex	-60%		+80%	+110%
	Zunahme der mittleren Lufttemperatur (Eder 2013)			
	+/-0°C		+5°C	
O ₂ -Konzentration Epilimnion	10,5 mg/l		9,6 mg/l	
O ₂ -Konzentration Hypolimnion	9,4 mg/l		6,3 mg/l	

 Tabelle 10: Zeitszenarien für den Sauerstoff-Gehalt des Hypolimnions im Bodensee unter Berücksichtigung einer geringen künstlichen Anreicherung der Zuflüsse mit Phosphor und unterschiedlicher Modellläufe (avg1: Mittelwertzenario; hr2_v= Szenario mit relativ hoher Erwärmung im Winter und veränderter Variabilität)(IGKB 2015).

Parameter	P-Gehalt Vollzirkulation (µg/l)	Szenario	Aktuell	2050	2085
O ₂ -Konzentration 1m über Grund (mg/l)	5	avg1	8–10	5–10	4–8
		hr2 _v	8–10	5–10	2–4
Phosphat-Gehalt im Hypolimnion (µg/l)	5	hr2 _v	4–13	4–22	10–35
O ₂ -Konzentration 1m über Grund (mg/l)	6–10	avg1	8–10	4–9	3–8
		hr2 _v	8–10	3–9	0,5–4
Phosphat-Gehalt im Hypolimnion (µg/l)	6–10	hr2 _v	5–22	7–35	25–45

Ammersee

Der Ammersee ist aktuell dimiktisch. Gelegentlich entspricht die Durchmischung einem warm-monomiktischen See, bisher ist jedoch kein Trend zu einer erhöhten Frequenz feststellbar (Bueche & Vetter 2014b). Mit höheren Wintertemperaturen aufgrund des Klimawandels müsste sich das Durchmischungsregime jedoch künftig in Richtung warm-monomiktisch oder gar oligomiktisch verschieben (Danis et al. 2004, Bueche & Vetter 2014b, a).

In einem Prognose-Modell traten paradoxerweise bis zum Jahr 2050 Tage mit oberflächlichen Wassertemperaturen unter 0°C um 41% häufiger auf als heute, und der Ammersee soll insgesamt kühler werden (Weinberger 2014, Weinberger & Vetter 2014)(Tab. 11). Die Schichtung soll künftig dennoch früher im Jahr auftreten, länger anhalten und stabiler werden (Tab. 12). Das Metalimnion soll zukünftig mächtiger werden. Diese Modellierung widerspricht fast allen gängigen Prognosen für andere Seen und auch Messungen zur langfristigen Entwicklung der Tiefenwassertemperatur. Den Autoren ist dies bewusst, und sie begründen die Abkühlung mit der stabiler werdenden Schichtung des Ammersees. Im Modell wurde allerdings nicht berücksichtigt, ob sich die Eisbedeckung in Zukunft ändert (aktuell ca. 1 Monat pro Jahr; Danis et al. 2004). Bei einer Erhöhung der Lufttemperatur um ca. 1°C würde der bisher dimiktische Ammersee ab ca. 2020 immer seltener durchmischen (Danis et al. 2004). Sollte der Ammersee tatsächlich mono- oder oligomiktisch werden, dürfte sich das Wärmebudget jedoch stark gegenüber der Modellierung von Weinberger & Vetter (2014) ändern.

Tabelle 11: Zeitszenarien für die Wassertemperaturen des Ammersees (KLIWA 2006b, Weinberger 2014, Weinberger & Vetter 2014).

Alle Szenarien gemittelt	2041–2050
Lufttemperatur Einzugsgebiet	ca. +1,1°C (2021–2050)
Oberflächenwassertemperatur (0–3 m)	ca. +0,8°C (Sommer)
Wassertemperatur (unterhalb 10 m)	-2°C
Wassertemperatur gesamt	-0,3° bis -1,4 °C

Tabelle 12: Vorhersage der sommerlichen Schichtungsdauer im Ammersee (Weinberger & Vetter 2014).

Ammersee	1985–2007	2041–2050
Dauer der sommerlichen Schichtung (Szenario A1B)	127–169 Tage	162–204 Tage

Prognosen für Veränderungen im Einzugsgebiet

Bodensee

Die Lufttemperatur im Sommer wird sich bis Ende des Jahrhunderts in der Schweiz und in Süddeutschland um ca. 4°C erhöhen. Durch Veränderungen der Niederschlagsverteilung über das Jahr und häufigeres Abtauen von Schnee schon im Winter wird es im Alpenrhein neben dem bisherigen Abflussmaximum im Frühsommer ein zweites im Winter geben (BAFU 2012), was maßgeblichen Einfluss auf den Wasserstandsverlauf des Bodensees haben wird.

Klimatischer Einfluss auf die Biologie

Modellierungsbasierte Prognosen bezüglich biologischer und ökologischer Veränderungen im KLIWA-Gebiet beschränken sich auf das Plankton des Bodensees. Aufgrund der Klimaerwärmung wird es im Bodensee zukünftig zu einer früheren Frühjahrsblüte als bisher kommen. Ursache ist die im Jahr früher auftretende stabile thermische Schichtung aufgrund von hohen Lufttemperaturen und geringen Windgeschwindigkeiten (Peeters et al. 2007).

Für höhere trophische Ebenen sind noch keine echten Prognosen vorhanden, meist handelt es sich um plausible Herleitungen künftiger Prozesse aufgrund von Wirkungsketten und Indizien, um Experten-Einschätzungen oder nur um Hypothesen. So soll ab 2020 der bisher dimiktische Ammersee immer seltener durchmischen (siehe oben), was auf Dauer wegen Sauerstoffmangels zu einem Verlust der Fauna des Tiefenwassers führen würde (Danis et al. 2004).

Aufgrund der dürftigen Datengrundlage und den nur wenigen Prognosen können auch keine Schwellenwerte abgeleitet werden, ab denen mit negativen Veränderungen gerechnet werden kann und Handlungsbedarf besteht. Es erscheint jedoch möglich, eine Liste der Taxa anzugeben, die am stärksten vom Klimawandel betroffen sein könnten (Tab. 13). Bei dieser Betrachtung sind die Einflüsse der Neobiota ausgeklammert, da bei diesen der direkte anthropogene Einfluss als Vektor wesentlich größer ist als der klimawandelbedingte Konkurrenzvorteil.

Tabelle 13: Im KLIWA-Gebiet durch den Klimawandel besonders gefährdete Arten.

Art/ Taxon	Gefährdungsgrund	Beleg zu Gefährdung durch Klimawandel?	Beleg zu Gefährdung für KLIWA-Region?	Quelle
<i>Isoetes</i> spp. Brachsenkräuter	Erwärmung bringt Reproduktionszyklus durcheinander. Nur sehr lokal verbreitet (Titisee und Feldsee)	Ja, Tschechien	Vermutlich übertragbar	(Moser 1999, Ctvrtlikova et al. 2012)
Bodensee-Vergissmeinnicht <i>Myosotis rehsteineri</i>	Reduktion Amplitude, Winterhochwasser	Ja	Ja, endemisch im KLIWA-Gebiet	(Dienst et al. 2008b, Winkler et al. 2011)
<i>Deschampsia rhenane</i>	Reduktion Amplitude, Winterhochwasser	Ja	Ja, endemisch im KLIWA-Gebiet	(Dienst et al. 2008b, Winkler et al. 2011)
Kaltwasserfischarten wie Seesaibling, mehrere Felchenarten (z.T. lokal-endemisch)	Erwärmung gefährdet Sauerstoffgehalt im Hypolimnion und somit erfolgreiche Reproduktion	Nein, in Zusammenhang mit Trophie ist die Gefahr belegt	Vermutung	(Gillet 1991, Küttel et al. 2002, Danis et al. 2004, Schubert 2010, Jeppesen et al. 2012)
Alpine Taxa	Erwärmung	Vermutung	unbekannt	(Lubini et al. 2012, Rüetschi et al. 2012)
Kaltstenotherme Libellen	Konkurrenzvorteil expansiver Arten bei Erwärmung	Ja, für Zierliche Moosjungfer in Südschweden (Laborexperiment)	Vermutlich übertragbar	(Hassall & Thompson 2008, Suhling & Suhling 2013)

Teil 5 Umsetzung der Erkenntnisse und Ausblick

Klimamonitoring und Wasserrahmenrichtlinie

Aufgrund der vorgestellten Erkenntnisse ist erkennbar, dass die Prozesse, die sich durch den Klimawandel verändern werden, äußerst komplex und seen- oder seentypenspezifisch sind. Während hinsichtlich der anstehenden Änderungen physikalischer und chemischer Prozesse für verschiedene Gewässertypen weitgehend einheitliche Meinungen bestehen, gehen sie hinsichtlich der durch den Klimawandel bedingten biologischen Änderungen mit steigender trophischer Ebene immer weiter auseinander und auch Modellierungen werden immer rarer. Unter anderem deshalb wurde im Rahmen des Workshops diskutiert, welche wichtigen Kriterien ein Monitoring der klimatisch bedingten Änderungen in Stillgewässern erfüllen muss. Konsens war hierbei, dass Modellgewässer ausgesucht werden sollten und dort zeitlich hoch aufgelöste Messungen physikalischer, aber auch biologischer Indikatoren erfolgen müssten. Die Komplexität der Fragestellungen bedingt allerdings, dass im Rahmen der vorliegenden Literaturstudie die Konzeption eines solchen Monitorings nicht möglich ist. Es können aber die wichtigsten Grundsteine abgeleitet und empfohlen werden.

Seentypspezifisches Monitoring

Durch seine Morphologie und sein Einzugsgebiet ist jeder See einzigartig. Wie schon betont, setzen verlässliche Prognosen der klimabedingten Veränderungen eines bestimmten Gewässers oder eines Gewässertyps zeitlich hoch aufgelöste Dauerbeobachtungen voraus. Die Untersuchungen von Seen im KLIWA-Gebiet werden derzeit gemäß den Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) in 6- bzw. 3-Jahres-Abständen durchgeführt. In Bayern werden beispielsweise gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 53 Seewasserkörper untersucht. Diejenigen Seen, die nach WRRL in einem mäßigen oder schlechteren Zustand sind, werden in der Regel im 3-jährigen Turnus, die Seen im guten oder sehr guten Zustand im 6-jährigen Turnus untersucht. Da jedoch ein drei- bis sechsjähriger Turnus zahlreiche ökologische Änderungen nicht erfassen kann, ist im Hinblick auf ein Klimamonitoring eine Konzentration auf eine sinnvolle Anzahl von Seen notwendig. Diese müssen intensiver und dauerhaft untersucht werden. Hierfür ist eine Gruppierung der Seen zu Typen nötig, welche die Rahmenbedingungen für ähnliche Auswirkungen des Klimawandels erfüllen. Aus jeder Gruppe ist im zweiten Schritt mindestens ein möglichst repräsentatives Gewässer auszuwählen.

Je nach Budget ist eine Gruppierung losgelöst von der WRRL-Typologie nötig, allerdings sind die dort angewandten Kenngrößen bei der Auswahl zu berücksichtigen (z.B. nach Ökoregion, EZG (Größe & Geologie), Morphometrie und Schichtungstyp). Die meisten vorliegenden Erkenntnisse und Prognosen aus dem KLIWA-Gebiet bezüglich des Klimawandels beziehen sich auf die prominenten, großen Voralpenseen; der „Normalfall“ eines süddeutschen Stillgewässers ist bislang nicht ausreichend untersucht. Speziell sind dies kleine und zugleich tiefe Seen sowie Seen mit regelmäßiger Eisdecke. In der Diskussion beim Expertenworkshop wurden besonders durch den Klimawandel gefährdete Gewässertypen herausgearbeitet, die unbedingt zu berücksichtigen sind:

- Kleine, flache Seen mit langer Aufenthaltsdauer des Wassers
- Alpine Gewässer

Empfehlung von zu untersuchenden Stillgewässern

- Voralpenseen: Monitoring Bodensee und Ammersee beibehalten und ggfs. ausweiten
- Vulkangewässer der Eifel: Lacher See (275 m Höhe)
- Allgemein dimiktische, tiefe Seen (bis 500 m, um 1000 m und 1500 m Höhe)
- Alpine Kleingewässer (2000 m Höhe)
- Eutrophe Flachseen
- Gegebenenfalls Sondertypen (z.B. Moorsee, Baggersee, meromiktischer See)

Indikatoren und zeitliche Vorgaben für ein Monitoring

Falls verlässliche Prognosen der Seenphysik eines bestimmten Gewässers oder eines Gewässertyps gewünscht sind, sollte der jeweilige See in einem Dauermonitoring mit mindestens monatlichen Messungen untersucht werden. Dabei sind auch Messungen in der eisbedeckten Zeit besonders wichtig. Diese zeitliche Auflösung ermöglicht die Dokumentation von Einzelereignissen, die oft langfristige Folgen für das Ökosystem haben.

Im Freiwasser sind Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons aufgrund der raschen Sukzessionsprozesse im Plankton ebenfalls in monatlichem Abstand nötig. Zur Erfassung von *Planktothrix rubescens* wurde z.B. auch ein Messverfahren mit Hilfe von Bilderkennung vorgestellt (Ernst et al. 2006b); Feldaufnahmen sind dadurch allerdings nicht ersetzbar.

Höhere trophischen Ebenen (Fische) sind methodisch sehr schwierig zu untersuchen und zudem stark von anthropogenen Bewirtschaftungen abhängig.

Die Lebensgemeinschaften im Flachwasser und am Ufer sind besonders komplexen Mechanismen unterworfen. Ein Monitoring der Invertebraten zu zwei Zeitpunkten im Jahr und eines der Makrophyten und/oder des Uferbewuchses kann dennoch sehr aufschlussreich sein. An Kleingewässern bietet sich ein Monitoring der Libellenbestände an, da diese durch ihre große Mobilität besonders rasch auf Temperaturänderungen reagieren. Untersuchungen der Fischfauna werden aus den oben genannten Gründen auch in diesem Seenkompartment als Indikator für den Klimawandel als ungeeignet betrachtet. Langfristige Erfassungen von Wasservogelbeständen in monatlichem oder zweimonatlichem Abstand können hingegen aufschlussreich sein, da diese rasch auf ökologische Veränderungen z.B. der Nahrungsverfügbarkeit reagieren und somit als Indikatoren geeignet sind. Allerdings sind die Interpretationen der Zählergebnisse auf lokaler Ebene oftmals durch weiträumige Zugbewegungen deutlich erschwert.

Empfehlung

Überbegriff	Parameter	Tiefenprofil / Messstelle	Turnus	Bemerkung
Physikochemie	Wassertemperatur	Epi- & Metalimnion mind. alle 1m eine Messung; Hypolimnion kann tiefenabhängig reduziert werden; 0,5m über Grund	monatlich	ggf. mit Messkette oder Multisonde
	pH-Wert		monatlich	
	Sauerstoff		monatlich	
	Leitfähigkeit		monatlich	
	Sichttiefe		monatlich	
	Eisbedeckung		täglich	Dauer und Dicke, Fernerkundung
	Phosphat	mind. 1 Mischprobe Epilimnion, Hypolimnion, 0,5m über Grund	monatlich	
	Stickstoff			
	Silizium			
	Chlorophyll a, b			
Kohlenstoff (gelöst)				
Biologie Freiwasser	Phytoplankton	mind. 1 Mischprobe euphotische Zone, besser feiner aufgelöst	monatlich	Artenzusammensetzung (ggf. funktionelle Gruppen mit Fluoreszenzsonde), Biomasse
	Zooplankton	mind. 1 Mischprobe, besser feiner aufgelöst	monatlich	Artenzusammensetzung, Biomasse
Biologie Uferzone, Kleingewässer	Makrozoobenthos	0,5 bis 1,5 m Wassertiefe, je Jahresgang Pegel	1-2x pro Jahr (Frühjahr; Herbst)	ausgewählte Bereiche
	Makrophyten	bis aphotische Zone	mind. alle 3 Jahre	ausgewählte Bereiche
	Libellen	Uferzone	1x pro Jahr (Sommer)	ausgewählte Bereiche; optional
	Wasservögel	möglichst seeweit	mind. November bis Januar	optional

Sondererfassungen

Bei Extremereignissen (z.B. Hitzeperioden, Austrocknung oder Hochwasser) sollten akute ökologische Veränderungen von einer „Feuerwehr“-Messgruppe ausführlich untersucht werden. Amtlich durchgeführte Untersuchungen und Probenahmen sind bei Extremereignissen (z.B. bei akutem Hochwasser) oftmals nicht möglich, da in solchen Situationen die Kapazitäten oft anderweitig gebunden sind. Für solche Fälle sollten Messungen z.B. im Rahmen von Auftragsvergaben durchgeführt werden. Die Ausarbeitung geeigneter Messprogramme ist im Vorfeld eines solchen Ereignisses kaum

möglich, da es nicht vorhersagbar ist und zudem die auftretenden Veränderungen sehr komplex sein können. Untersuchungen müssen daher flexibel gehandhabt werden; sie sind jeweils von den beobachteten Änderungen bzw. Ereignissen abhängig. Wichtig sind in diesen Fällen eine frühzeitige Reaktion und Beweissicherung (z.B. bei Fischsterben o.ä.), die exakte Ursachenanalysen im Labor ermöglichen.

Beeinflussung der WRRL-Bewertung

Die Folgen des Klimawandels könnten sich auf die Zustandsbewertungen von Seen nach Wasserrahmenrichtlinie auswirken. Zentrales Thema ist hierbei, dass sich die Referenzzustände von Gewässern eventuell mit dem Klimawandel verschieben. Ohne eine Anpassung der Referenzzustände würden sich schlechtere Zustandsbewertungen ergeben (Frisk & George 2010, SILMAS 2012). Hierzu ist jedoch mehr eine politische Entscheidung als eine wissenschaftliche nötig. Es muss geklärt werden, ob Änderungen, die durch den Klimawandel verursacht werden, zu einer Verschlechterung der Bewertung führen dürfen. Oftmals führen wärmeliebende Arten zu solch einer schlechteren Bewertung (meist wegen einer Kopplung zur Trophie). Die Bewertungsrichtlinien könnten z.B. so angepasst werden, dass klimabedingte Änderungen getrennt von z.B. Trophie bedingten beschrieben und bewertet werden. Eine solche Differenzierung ist vermutlich nur mit Hilfe von Langzeitmonitorings möglich (Frisk & George 2010).

Zusammenfassung

In kalten Gewässern führt lokal und gewässerspezifisch betrachtet eine Erwärmung oft zur Zunahme der Artendiversität und der Anzahl (Individuendichte) an aquatischen Organismen, wobei die Kaltwasserarten aber benachteiligt werden. Betrachtet man diesen Effekt jedoch überregional, so führt er durch den Verlust der Kaltwasserspezies zu einem globalen Diversitätsverlust, da Generalisten vom Klimawandel profitieren (Umweltbundesamt-Österreich 2010). Der Klimawandel wird zur Verschiebung von Arealgrenzen vieler Arten führen; so werden sich die Fischregionen verschieben, und Arten mit eingeschränkter Migrationsfähigkeit sind langfristig vom Aussterben bedroht (Umweltbundesamt-Österreich 2010). Auch Veränderungen im Lebens- und Reproduktionszyklus sowie von Konkurrenzbedingungen treten auf. Neben dem vollständigen Verlust von Arten kann der Klimawandel zu einem Verlust von genetischer Variabilität innerhalb von Arten und Populationen führen (Balint et al. 2011, Pfenninger et al. 2012, Pauls et al. 2013). Da die Lebenszeit von Stillgewässern sukzessionsbedingt niedriger ist als diejenige von Fließgewässern, wurde aber auch die Hypothese aufgestellt, dass Stillwasserorganismen stärker an Veränderungen angepasst sind und sich besser in neuen Gebieten ausbreiten können als Fließwasserorganismen (Hof et al. 2012). Damit sollte sich die Lebensgemeinschaft von Stillgewässern bedingt an den Klimawandel anpassen können. Die Analyse der Verbreitung von allen europäischen Libellenarten von 1988 bis 2006 bestätigt diese Hypothese zumindest für diesen Themenbereich (Hof et al. 2012).

Die Anpassungen von Lebewesen an veränderte Umweltfaktoren finden teilweise sehr schnell statt. So hat der menschliche Einfluss durch sogenannte unnatürliche Selektion weitreichende und rasante Veränderungen bei einigen Tier- und Pflanzenarten verursacht (Allendorf & Hard 2009). Daher ist damit zu rechnen, dass es durch den Klimawandel zu starken Änderungen kommen wird, aber auch Taxa an Bedeutung gewinnen werden, die sich schnell an extreme Bedingungen anpassen können oder die Strategien finden, diese zu überstehen.

Insgesamt sind die Auswirkungen des Klimawandels auf Stillgewässer je nach Themenfeld unterschiedlich gut erforscht. Während bei physikochemischen Prozessen und Abflussszenarien für das Einzugsgebiet weitgehend Einheit in den Prognosen besteht, ist dies bei biologischen Prozessen kaum der Fall. Die größte Gefahr für die Biologie der Seen besteht in den Änderungen des Durchmischungstyps und einer damit verbundenen Reduktion des Sauerstoffgehalts im Tiefenwasser. Da sich die Niederschläge vermehrt vom Sommer in den Winter verschieben werden, erhöht sich die Wahrscheinlichkeit extremer sommerlicher Trockenperioden (Umweltbundesamt-

Österreich 2008), die weitreichende Konsequenzen für die Ökologie eines Gewässers haben können.

Durch seine mannigfaltigen Einflüsse ist der Effekt des Klimawandels auf Lebensgemeinschaften nicht eindeutig belegbar, doch die Anzahl der Studien, in denen neue Zusammenhänge vorgestellt und vermutlich bewiesen werden, steigt stetig an. Aus dem süddeutschen Raum gibt es hierzu allerdings erst wenige Studien, auch sind hier erst sehr wenige Seentypen über längere Zeit hinweg untersucht worden. Der Fokus lag und liegt hier auf den großen Voralpenseen, in denen vor allem die Tiefenwasserfauna aufgrund des zu erwartenden Sauerstoffmangels bedroht ist. Im Hinblick darauf ist besonders die Eliminierung des Phosphors aus Abwässern, aber auch aus diffusen Quellen wichtig.

Es gibt zahllose Herleitungen von Wirkungspfaden zu künftigen Änderungen, doch fehlt es meist an geeigneten Langzeitdaten für modellgestützte Prognosen. Ein Langzeitmonitoring für verschiedene Seentypen sollte daher zeitnah gestartet werden. Letztlich zeigte sich auch, dass der Klimawandel nur eine der vielen mittel- und langfristigen Gefahren für unsere Gewässersysteme ist; so sind durch den Einfluss menschlicher Nutzungen und die beschleunigte Ausbreitung der Neobiota mindestens ebenso umfassende Veränderungen zu erwarten oder bereits eingetreten.

Literatur

- Acker, T. und A. Muscat (1976): The ecology of *Craspedacusta sowerbyi* Lankester, a freshwater hydrozoan. *American Midland Naturalist* 95:334-336.
- Adrian, R., R. Deneke, U. Mischke, R. Stellmacher und P. Lederer (1995): Long-term study of the Heiligensee (1975-1992) - Evidence for effects of climatic-change on the dynamics of eutrophied lakes ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie* 133:315-337.
- Adrian, R., C. M. O'Reilly, H. Zagarese, S. B. Baines, D. O. Hessen, W. Keller, D. M. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile, E. Van Donk, G. A. Weyhenmeyer und M. Winder (2009): Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54:2283-2297.
- Alabaster, J. S. und R. Lloyd (1980): Water quality criteria for freshwater fish. *Butterworths*, London & Boston.
- Alavian, V. (1986): Behavior of density currents on an incline. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce* 112:27-42.
- Allendorf, F. W. und J. J. Hard (2009): Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:9987-9994.
- Anneville, O., S. Gammeter und D. Straile (2005): Phosphorus decrease and climate variability: mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes. *Freshwater Biology* 50:1731-1746.
- Anneville, O., S. Souissi, F. Ibanez, V. Ginot, J. C. Druart und N. Angeli (2002): Temporal mapping of phytoplankton assemblages in Lake Geneva: Annual and interannual changes in their patterns of succession. *Limnology and Oceanography* 47:1355-1366.
- Appt, J., J. Imberger und H. Kobus (2004): Basin-scale motion in stratified upper Lake Constance. *Limnology and Oceanography* 49:919-933.
- Arnold, A. und H. Längert (1995): Das Moderlieschen. *Westarp Wissenschaften*, Magdeburg.
- Arrignon, J. (1998): Aménagement piscicole des eaux douces. *Lavoisier*, Paris.
- Arvola, L., G. George, D. M. Livingstone, M. Jarvinen, T. Blenckner, M. T. Dokulil, E. Jennings, C. N. Aonghusa, P. Noges, T. Noges und G. A. Weyhenmeyer (2010): The impact of the changing climate on the thermal characteristics of lakes. Seiten 85-101 in G. George, editor. *Impact of climate change on European lakes*.
- Austin, J. A. und S. M. Colman (2007): Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures: A positive ice-albedo feedback. *Geophysical Research Letters* 34:1-5.
- Baer, J., S. Blank, C. Chucholl, U. Dußling und A. Brinker (2014): Die Rote Liste für Baden-Württembergs Fische, Neunaugen und Flusskrebse. *Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg*, Stuttgart.
- BAFU (2012): Auswirkungen der Klimaänderung auf Wasserressourcen und Gewässer. *Bundesamt für Umwelt*, Bern.
- Balint, M., S. Domisch, C. H. M. Engelhardt, P. Haase, S. Lehrian, J. Sauer, K. Theissing, S. U. Pauls und C. Nowak (2011): Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change* 1:313-318.
- Barrow, J. L., A. Jeziorski, K. M. Ruhland, K. R. Hadley und J. P. Smol (2014): Diatoms indicate that calcium decline, not acidification, explains recent cladoceran assemblage changes in south-central Ontario softwater lakes. *Journal of Paleolimnology* 52:61-75.

- Bauer, S. und B. J. Hoyer (2014): Migratory animals couple biodiversity and ecosystem functioning worldwide. *Science* 344:54-+.
- Baumgärtner, D. (2004): Principles of macroinvertebrate community structure in the littoral zone of Lake Constance. *Verlag Regionalkultur*, Heidelberg.
- Baur, W. H., G. Bräuer und J. Rapp (2010): Nutzfische und Krebse - Lebensraum, Erkrankungen und Therapie. *Enke*, Stuttgart.
- Beaulieu, M., F. Pick und I. Gregory-Eaves (2013): Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. *Limnology and Oceanography* 58:1736-1746.
- Begon, M., C. R. Townsend und J. L. Harper (2005): Ecology: From individuals to ecosystems. *Wiley-Blackwell*.
- Beitinger, T. L., W. A. Bennett und R. W. McCauley (2000): Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environmental Biology of Fishes* 58:237-275.
- Bennert, H. W. (1999): Die seltenen und gefährdeten Farnpflanzen Deutschlands. *Bundesamt für Naturschutz*, Bonn-Bad Godesberg.
- Berger, S. A., S. Diehl, H. Stibor, P. Sebastian und A. Scherz (2014): Separating effects of climatic drivers and biotic feedbacks on seasonal plankton dynamics: no sign of trophic mismatch. *Freshwater Biology* 59:2204-2220.
- Berger, S. A., S. Diehl, H. Stibor, G. Trommer, M. Ruhlenstroth, A. Wild, A. Weigert, C. G. Jaeger und M. Striebel (2007): Water temperature and mixing depth affect timing and magnitude of events during spring succession of the plankton. *Oecologia* 150:643-654.
- Bernerth, H. (2009): Die Ausbreitung von *Proterorhinus semilunaris* (Marmorierter Grundel) und *Neogobius kessleri* (Kessler-Grundel) im Main. Angaben zur Biologie und Temperaturtoleranz der Marmorierten Grundel nach Funden in einem Kühlwasserkanal. *Lauterbornia* 67:1-13.
- Berthold, P. (2008): Vogelzug: Eine aktuelle Gesamtübersicht. *Wissenschaftliche Buchgesellschaft*, Darmstadt.
- Berthon, V., B. Alric, F. Rimet und M. E. Perga (2014): Sensitivity and responses of diatoms to climate warming in lakes heavily influenced by humans. *Freshwater Biology* 59:1755-1767.
- Betts, R. A., O. Boucher, M. Collins, P. M. Cox, P. D. Falloon, N. Gedney, D. L. Hemming, C. Huntingford, C. D. Jones, D. M. H. Sexton und M. J. Webb (2007): Projected increase in continental runoff due to plant responses to increasing carbon dioxide. *Nature* 448:1037-U5.
- BfN (2005): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Gefäßpflanzen Bayerns. *Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz*, München.
- Blenckner, T. (2005): A conceptual model of climate-related effects on lake ecosystems. *Hydrobiologia* 533:1-14.
- Blenckner, T. (2011): Klimatisch bedingte Gefährdung der Wasserqualität. Seiten 387-392 in J. L. Lozan, H. Graßl, P. Hupfer, C.-D. Schönwiese, and L. Menzel, editors. Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle? *Universität Hamburg*, Hamburg.
- Bless, R. (1992): Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.) - praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. *Landschaftspflege und Naturschutz* 35:1-57.
- Bloch, I. und G. A. Weyhenmeyer (2012): Long-term changes in physical and chemical conditions of nutrient-poor lakes along a latitudinal gradient: is there a coherent phytoplankton community response? *Aquatic Sciences* 74:77-85.

- BodenseeOnline (2008): BodenseeOnline - Ein Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und der Wasserqualität von Seen am Beispiel des Bodensees - Abschlussbericht
- Bräunicke, M. und J. Trautner (2002): Die Laufkäfer der Bodenseeufer - Indikatoren für naturschutzfachliche Bedeutung und Entwicklungsziele. *Haupt Verlag*, Bern.
- Briand, J. F., C. Leboulanger, J. F. Humbert, C. Bernard und P. Dufour (2004): *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: Selection, wide physiological tolerance, or global warming? *Journal of Phycology* 40:231-238.
- Britton, J. R., J. Cucherousset, G. D. Davies, M. J. Godard und G. H. Copp (2010): Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biology* 55:1130-1141.
- Brock, T. D. M. und W. van Vierssen (1992): Climatic change and hydrophyte-dominated communities in inland wetland ecosystems *Wetlands Ecology and Management* 2:37-49.
- Brujjs, M. C. M., B. Kelleher, G. van der Velde und A. B. de Vaate (2001): Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. *Archiv für Hydrobiologie* 152:633-646.
- Brunetti, M., G. Lentini, M. Maugeri, T. Nanni, I. Auer, R. Bohm und W. Schoner (2009): Climate variability and change in the Greater Alpine Region over the last two centuries based on multi-variable analysis. *International Journal of Climatology* 29:2197-2225.
- Bueche, T. und M. Vetter (2013): Berücksichtigung von unterirdischen Zuflüssen bei der hydrodynamischen Wärmehaushaltsmodellierung mit DYRESM am Ammersee *Geographica Augustana* 13:35-39.
- Bueche, T. und M. Vetter (2014a): Das Durchmischungsregime des Ammersees. *Geographica Augustana* 16:46-50.
- Bueche, T. und M. Vetter (2014b): Simulating water temperatures and stratification of a pre-alpine lake with a hydrodynamic model: calibration and sensitivity analysis of climatic input parameters. *Hydrological Processes* 28:1450-1464.
- Bundesamt-für-Naturschutz (2015): www.neobiota.de - Gebietsfremde und invasive Arten in Deutschland. *Bundesamt für Naturschutz*.
- Bürgi, H. und P. Stadelmann (2002): Change of phytoplankton composition and biodiversity in Lake Sempach before and during restoration. *Hydrobiologia* 469:33-48.
- BUWAL (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. *Bundesamt für Umwelt*, Bern.
- Caceres, C. E., A. J. Tessier, M. A. Duffy und S. R. Hall (2014): Disease in freshwater zooplankton: what have we learned and where are we going? *Journal of Plankton Research* 36:326-333.
- Cantonati, M. und R. L. Lowe (2014): Lake benthic algae: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science* 33:475-486.
- Chucholl, C. und P. Dehus (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. *Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg*, Langenargen.
- Cohen, A. N. (2008): Potential distribution of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) and Quagga Mussels (*Dreissena bugensis*) in California - Phase 1 report. *California Department of Fish and Game*.
- Colling, M. und U. Schmedtje (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. *Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*, München.

- Copp, G. H., J. R. Britton, J. Cucherousset, E. Garcia-Berthou, R. Kirk, E. Peeler und S. Stakenas (2009): Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries* 10:252-282.
- CRC-Reed-Management (2003): Weed Management Guide - alert list for environmental weeds - Lagarosiphon (*Lagarosiphon major*). *CRC Weed Management*, Australia.
- Crews, D. und J. M. Bergeron (1994): Role of reductase and aromatase in sex determination in the red-eared slider (*Trachemys scripta*), a turtle with temperature-dependent sex determination. *Journal of Endocrinology* 143:279-289.
- Ctvrtlikova, M., P. Znachor, J. Nedoma und J. Vrba (2012): Effects of temperature on the phenology of germination of *Isoetes echinospora*. *Preslia* 84:141-153.
- Danis, P. A., U. von Grafenstein, V. Masson-Delmotte, S. Planton, D. Gerdeaux und J. M. Moisselin (2004): Vulnerability of two European lakes in response to future climatic changes. *Geophysical Research Letters* 31.
- Dawson, F. H. (1994): Spread of *Crassula helmsii* in Britain. Seiten 1-14 in L. C. De Waal, L. E. Child, P. M. Wade, and J. H. Brock, editors. Ecology and management of invasive riverside plants. *Wiley*, Chichester.
- De Meester, L., W. Van Doorslaer, A. Geerts, L. Orsini und R. Stoks (2011): Thermal genetic adaptation in the Water Flea *Daphnia* and its impact: An evolving metacommunity approach. *Integrative and Comparative Biology* 51:703-718.
- Dehus, P. (2005): Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken. *Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg*, Mannheim.
- Dick, J. T. A. und D. Platvoet (2000): Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proceedings of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences* 267:977-983.
- Dienst, M. (2011): Pressemitteilung vom 17.06.2011: Rekordniedrigwerte - Verlierer und scheinbare Gewinner. *Arbeitsgruppe Bodenseeufer (www.bodensee-ufer.de)*, Konstanz.
- Dienst, M., W. Ostendorp und S. Werner (2008a): Auswirkungen extremer Niedrigwasserstände am Bodensee: Entwicklung der Pionier-Vegetation 2003 bis 2007 am Ufer des Naturschutzgebietes „Wollmatinger Ried-Untersee-Gnadensee“. *Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU)/Regierungspräsidium Freiburg, Referat 56*.
- Dienst, M., K. Schmieder und W. Ostendorp (2004): Dynamik der Schilfröhrichte am Bodensee unter dem Einfluss der Wasserstandsvariationen. *Limnologica* 34:29-36.
- Dienst, M., I. Strang und W. Ostendorp (2008b): Auswirkungen des Klimawandels auf die Lebensgemeinschaften am Bodenseeufer. *Natur und Mensch* 50:2-8.
- Dienst, M., I. Strang und K. Schmieder (2012): Die Wasserpflanzen des Bodensee-Untersees im Wandel der letzten 100 Jahre. *Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft* 66:1-43.
- Doby, J.-M., S. Rault, S. Deblock und A. Chabaud (1966): Bullins et bilharzioses en Corse. Répartition, fréquence et biologie de "*Bulinus truncatus*". *Annales de parasitologie* 4:337-349.
- Dokulil, M. T., A. Jagsch, G. D. George, O. Anneville, T. Jankowski, B. Wahl, B. Lenhart, T. Blenckner und K. Teubner (2006): Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography* 51:2787-2793.

- Dube, P. und B. Portelance (1992): Temperature and photoperiod effects on ovarian maturation and egg laying of the crayfish, *Orconectes limosus*. *Aquaculture* 102:161-168.
- Duffy, M. A., C. E. Caceres, S. R. Hall, A. J. Tessier und A. R. Ives (2010): Temporal, spatial, and between-host comparisons of patterns of parasitism in lake zooplankton. *Ecology* 91:3322-3331.
- Dümpelmann, D., F. Bonacker und M. Häckl (2009): Erstnachweis des Roten Amerikanischen Sumpfkrebse *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Hessen. *Lauterbornia* 67:39-46.
- Durant, J. M., D. O. Hjermmann, G. Ottersen und N. C. Stenseth (2007): Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate Research* 33:271-283.
- Dußling, U. und R. Berg (2001): Fische in Baden-Württemberg. *Ministerium für Ernährung und ländlichen Raum Baden-Württemberg*, Stuttgart.
- Eckhardt, K. und U. Ulbrich (2003): Potential impacts of climate change on groundwater recharge and streamflow in a central European low mountain range. *Journal of Hydrology* 284:244-252.
- Eckmann, R., U. Gaedke und H. J. Wetzlar (1988): Effects of climatic and density-dependent factors on year-class strength of *Coregonus lavaretus* in Lake Constance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:1088-1093.
- Eckmann, R. und D. Schleuter-Hofmann (2013): Der Flussbarsch. *Westarp Wissenschaften*, Hohenwarsleben.
- Eder, M. M. (2013): Climate sensitivity of a large lake. *Mitteilungen Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Universität Stuttgart* 226:1-133.
- EIFAC (1969): Water quality criteria for European freshwater fish - water temperature and inland fisheries. *Water Research* 3:645-662.
- Elliot, J. M. (1981): Some aspects of thermal stress in freshwater teleosts. Seiten 209-245 in A. D. Pickering, editor. *Stress and fish*. Academic Press, London & New York.
- Elliott, J. M. und J. A. Elliott (1995): The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from 3 populations in North-West England. *Freshwater Biology* 33:411-418.
- Elliott, J. M. und J. A. Elliott (2010): Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology* 77:1793-1817.
- Elliott, J. M., J. A. Elliott und J. D. Allonby (1994): The critical thermal limits for the stone loach, *Noemacheilus barbatulus*, from 3 populations in north-west England. *Freshwater Biology* 32:593-601.
- Emde, S., S. Rueckert, H. W. Palm und S. Klimpel (2012): Invasive Ponto-Caspian amphipods and fish increase the distribution range of the Acanthocephalan *Pomphorhynchus tereticollis* in the River Rhine. *Plos One* 7.
- Ernst, B., S. J. Hoeger, E. O'Brien und D. R. Dietrich (2006a): Oral toxicity of the microcystin-containing cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in European whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Aquatic Toxicology* 79:31-40.
- Ernst, B., S. J. Hoeger, E. O'Brien und D. R. Dietrich (2007): Physiological stress and pathology in European whitefish (*Coregonus lavaretus*) induced by subchronic exposure to environmentally relevant densities of *Planktothrix rubescens*. *Aquatic Toxicology* 82:15-26.
- Ernst, B., S. J. Hoeger, E. O'Brien und D. R. Dietrich (2009): Abundance and toxicity of *Planktothrix rubescens* in the pre-alpine Lake Ammersee, Germany. *Harmful Algae* 8:329-342.

- Ernst, B., S. Naser, E. O'Brien, S. J. Hoeger und D. R. Dietrich (2006b): Determination of the filamentous cyanobacteria *Planktothrix rubescens* in environmental water samples using an image processing system. *Harmful Algae* 5:281-289.
- Evans, C. D., P. J. Chapman, J. M. Clark, D. T. Monteith und M. S. Cresser (2006): Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global Change Biology* 12:2044-2053.
- Fer, I., U. Lemmin und S. A. Thorpe (2002): Winter cascading of cold water in Lake Geneva. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 107.
- Fernandez-Beaskoetxea, S., L. M. Carrascal, A. Fernandez-Loras, M. C. Fisher und J. Bosch (2015): Short term minimum water temperatures determine levels of infection by the amphibian chytrid fungus in *Alytes obstetricans* tadpoles. *Plos One* 10.
- Fey, S. B. und C. M. Herren (2014): Temperature-mediated biotic interactions influence enemy release of nonnative species in warming environments. *Ecology* 95:2246-2256.
- Figueiredo, B. R. S., R. P. Mormul und S. M. Thomaz (2015): Swimming and hiding regardless of the habitat: prey fish do not choose between a native and a non-native macrophyte species as a refuge. *Hydrobiologia* 746:285-290.
- Finger, D., M. Schmid und A. Wuest (2006): Effects of upstream hydropower operation on riverine particle transport and turbidity in downstream lakes. *Water Resources Research* 42.
- Firkins, I. und D. M. Holdich (1993): Thermal studies with three species of freshwater crayfish. *Freshwater Crayfish* 9:241-248.
- Foley, B., I. D. Jones, S. C. Maberly und B. Rippey (2012): Long-term changes in oxygen depletion in a small temperate lake: effects of climate change and eutrophication. *Freshwater Biology* 57:278-289.
- Freeman, C., N. Fenner, N. J. Ostle, H. Kang, D. J. Dowrick, B. Reynolds, M. A. Lock, D. Sleep, S. Hughes und J. Hudson (2004): Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature* 430:195-198.
- Freeman, C., N. Ostle und H. Kang (2001): An enzymic 'latch' on a global carbon store - A shortage of oxygen locks up carbon in peatlands by restraining a single enzyme. *Nature* 409:149-149.
- Frisk, T. und G. George (2010): Climate change and the water framework directive. Seiten 453-467 in G. George, editor. *Impact of Climate Change on European Lakes*.
- Garbutt, J. S., J. A. Scholefield, P. F. Vale und T. J. Little (2014): Elevated maternal temperature enhances offspring disease resistance in *Daphnia magna*. *Functional Ecology* 28:424-431.
- George, D. G. (2007): The impact of the North Atlantic Oscillation on the development of ice on Lake Windermere. *Climatic Change* 81:455-468.
- George, D. G. und M. A. Hurley (2004): The influence of sampling frequency on the detection of long-term change in three lakes in the English Lake District. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 7:1-14.
- George, G., M. Jarvinen, T. Noges, T. Blenckner und K. Moore (2010): The impact of the changing climate on the supply and recycling of nitrate. Seiten 161-178 in G. George, editor. *Impact of climate change on European lakes*.
- Gerphagnon, M., D. Latour, J. Colombet und T. Sime-Ngando (2013): Fungal Parasitism: Life Cycle, Dynamics and Impact on Cyanobacterial Blooms. *Plos One* 8.
- Gerten, D. und R. Adrian (2001): Differences in the persistency of the North Atlantic Oscillation signal among lakes. *Limnology and Oceanography* 46:448-455.

- Gillet, C. (1991): Egg production in an Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) brood stock: effects of temperature on the timing of spawning and the quality of eggs. *Aquatic Living Resources* 4:109-116.
- Gillet, C. und P. Quetin (2006): Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *Journal of Fish Biology* 69:518-534.
- Ginot, V. (1996): Impact de l'élévation artificielle de température induite par le fonctionnement du centre nucléaire de production électrique du Bugey (fleuve Rhône) sur les communautés de poissons. *Hydroécologie Appliquée* 8:1-33.
- Gleason, F. H., T. G. Jephcott, F. C. Kupper, M. Gerphagnon, T. Sime-Ngando, S. A. Karpov, L. Guillou und F. F. Van Ogtrop (2015): Potential roles for recently discovered chytrid parasites in the dynamics of harmful algal blooms. *Fungal Biology Reviews* 29:20-33.
- Glöer, P. und C. Meier-Brook (2003): Süßwassermollusken. *Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung*, Hamburg.
- Godina, R. (2010): Veränderungen in hydrologischen Zeitreihen. Seiten 35-48 Auswirkungen des Klimawandels auf Hydrologie und Wasserwirtschaft in Österreich - Präsentation der aktuellen Studien. *RSA*, Wien.
- Green, S. L. (2010): The laboratory *Xenopus* sp. *CRC Press*, Boca Raton.
- Guan, R. Z. und P. R. Wiles (1999): Growth and reproduction of the introduced crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. *Fisheries Research* 42:245-259.
- Haas, W. und U. Pietsch (1991): Migration of *Trichobilharzia ocellata schistosomula* in the duck and in the abnormal murine host. *Parasitology Research* 77:642-644.
- Hanari-Bojd, A. A., H. Vatandoost, M. A. Oshaghi, Z. Charrahy, A. A. Haghdoost, M. M. Sedaghat, F. Abedi, M. Soltani und A. Raeisi (2012): Larval habitats and biodiversity of anopheline mosquitoes (Diptera: Culicidae) in a malarious area of southern Iran. *Journal of Vector Borne Diseases* 49:91-100.
- Hanselmann, A. (2008): Einfluss von Temperatur und Invertebraten - Prädation auf die Population von *Limnomysis benedeni* im Bodensee. Diplom. *Universität Konstanz*, Konstanz.
- Hanselmann, A. (2011): Räumliche und zeitliche Muster der Besiedlung des Bodensees mit Neozoen des Makrozoobenthos - eine Übersicht. *Lauterbornia* 72:131-148.
- Harlacher, R. und J. Schaumburg (2005): Seelitorale in Bayern: Ammersee, Makrophytenkartierungen 1986/87 und 2000/01. *Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*, München.
- Hassall, C. und D. J. Thompson (2008): The effects of environmental warming on Odonata: a review. *International Journal of Odonatology* 11:131-153.
- Hassall, C., D. J. Thompson und I. F. Harvey (2010): The impact of climate-induced distributional changes on the validity of biological water quality metrics. *Environmental Monitoring and Assessment* 160:451-456.
- Hawley, W. A. (1988): Review article - The biology of *Aedes albopictus*. *Journal of the American Mosquito Control Association* 4:1-39.
- Heinimaa, S. und M. Pursiainen (2010): Life cycle and distribution of the noble and signal crayfish - a review. *Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos*, Helsinki.
- Heisler, J., P. M. Glibert, J. M. Burkholder, D. M. Anderson, W. Cochlan, W. C. Dennison, Q. Dortch, C. J. Gobler, C. A. Heil, E. Humphries, A. Lewitus, R. Magnien, H. G. Marshall, K. Sellner, D. A. Stockwell, D. K. Stoecker und M. Suddleson (2008): Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae* 8:3-13.
- Herzig, A. und H. Winkler (1985): Der Einfluss der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. *Österreichs Fischerei* 38:182-196.

- Hesselschwerdt, J. (2009): Einfluss invasiver Amphipoden auf die einheimische benthische Lebensgemeinschaft und den Abbau von Falllaub. Dissertation. *Universität Konstanz*, Konstanz.
- Hill, M. P. und C. J. Cilliers (1999): *Azolla filiculoides* Lamarck (Pteridophyta : Azollaceae), its status in South Africa and control. *Hydrobiologia* 415:203-206.
- Hilt, S., E. M. Gross, M. Hupfer, H. Morscheid, J. Mahlmann, A. Melzer, J. Poltz, S. Sandroock, E. M. Scharf, S. Schneider und K. V. de Weyer (2006): Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica* 36:155-171.
- Hochleithner, M. (2005): Barsche - Biologie und Aquakultur. *AquaTech Publications*, Kitzbühel.
- Hof, C., M. Brandle, D. M. Dehling, M. Munguia, R. Brandl, M. B. Araujo und C. Rahbek (2012): Habitat stability affects dispersal and the ability to track climate change. *Biology Letters* 8:639-643.
- Hofmann, H., A. Lorke und F. Peeters (2011): Wind and ship wave-induced resuspension in the littoral zone of a large lake. *Water Resources Research* 47.
- Hokanson, K. E. F. (1977): Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34:1524-1550.
- Hokanson, K. E. F., J. H. McCormick und B. R. Jones (1973): Temperature requirements for embryos and larvae of the northern pike, *Esox lucius* (Linnaeus). *Transactions of the American Fisheries Society* 102:89-100.
- Holcik, J. (1999): *Rhodeus*. Seiten 1-32 in Banarescu, editor. The freshwater fishes of Europe. *Aula-Verlag*, Wiebelsheim.
- Holopainen, I. J., W. M. Tonn und C. A. Paszkowski (1997): Tales of two fish: The dichotomous biology of crucian carp (*Carassius carassius* (L)) in northern Europe. *Annales Zoologici Fennici* 34:1-22.
- Holtfreter, M. C., H. Mone, I. Mueller-Stoeber, G. Mouahid und J. Richter (2014): *Schistosoma haematobium* infections acquired in Corsica, France, August 2013. *Eurosurveillance* 19:2-4.
- Holzner, C. P., W. Aeschbach-Hertig, M. Simona, M. Veronesi, D. M. Imboden und R. Kipfer (2009): Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology and Oceanography* 54:1113-1124.
- Horak, P., J. Dvorak, L. Kolarova und L. Trefil (1999): *Trichobilharzia regenti*, a pathogen of the avian and mammalian central nervous systems. *Parasitology* 119:577-581.
- Horvath, L. und V. M. Lukowicz (1982): Tables with data of hatchery procedures and rearing process of some bred warmwater fishes. *Aquacultura Hungarica* 3:212-219.
- Huisman, J. und F. J. Weissing (1994): Light-limited growth and competition for light in well-mixed aquatic environments - An elementary model. *Ecology* 75:507-520.
- Hussner, A. (2015): www.aquatischeneophyten.de Aquatische Neophyten in Deutschland.
- Hussner, A. und R. Losch (2007): Growth and photosynthesis of *Hydrocotyle ranunculoides* l. fil. in central Europe. *Flora* 202:653-660.
- Ianniello, R. S. (2009): Effects of environmental variables on the reproduction of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) in Lake Mead, NV/AZ. Bachelor of Arts. *University of Nevada*, Las Vegas.
- IGKB (2004): Der Bodensee - Zustand - Daten - Fakten. *IGKB*, Bregenz.

- IGKB (2013): Faktenblatt Phosphor im Bodensee.
- IGKB (2014): Submerse Makrophyten des Bodensees - Kartierung in den Jahren 2006 bis 2010. *IGKB Blaue Berichte* 58:153.
- IGKB (2015): KlimBo - Klimawandel am Bodensee. *IGKB Blaue Berichte* 60:1-134.
- IPCC (2000): IPCC special reports - emission scenarios - summary for policymakers.
- IPCC (2007): Towards new scenarios for analysis of emissions, climate change, impacts, and response strategies.
- IPCC (2014): Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *IPCC*, Genf, Schweiz.
- IUCN (2015): www.iucnredlist.org The IUCN Red List of threatened species.
- Jafari, N. (2010): Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart Solms). *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* 14:43-49.
- Janes, R. (1998): Growth and survival of *Azolla filiculoides* in Britain - II. Sexual reproduction. *New Phytologist* 138:377-384.
- Jankowski, T., D. M. Livingstone, H. Buhner, R. Forster und P. Niederhauser (2006): Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profiles, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world. *Limnology and Oceanography* 51:815-819.
- Jennings, E., M. Jarvinen, N. Allott, L. Arvola, K. Moore, P. Naden, C. N. Aonghusa, T. Noges und G. A. Weyhenmeyer (2010): Impacts of climate on the flux of dissolved organic carbon from catchments. Seiten 199-220 in G. George, editor. Impact of climate change on European lakes.
- Jeppesen, E., T. Mehner, I. J. Winfield, K. Kangur, J. Sarvala, D. Gerdeaux, M. Rask, H. J. Malmquist, K. Holmgren, P. Volta, S. Romo, R. Eckmann, A. Sandstrom, S. Blanco, A. Kangur, H. R. Stabo, M. Tarvainen, A. M. Ventela, M. Sondergaard, T. L. Lauridsen und M. Meerhoff (2012): Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia* 694:1-39.
- Jöhnk, K. D., J. Huisman, J. Sharples, B. Sommeijer, P. M. Visser und J. M. Stroom (2008): Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14:495-512.
- Jones, C. G., J. H. Lawton und M. Shachak (1994): Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373-386.
- Jones, I., J. Sahlberg und I. Persson (2010): Modelling the impact of climate change on the thermal characteristics of lakes. Seiten 103-120 in G. George, editor. Impact of climate change on European lakes.
- Jones, R. I. (1991): Advantages of diurnal vertical migrations to phytoplankton in sharply stratified, humic forest lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 120:257-266.
- Kahru, M., J. M. Leppanen und O. Rud (1993): Cyanobacterial blooms cause heating of the sea surface. *Marine Ecology Progress Series* 101:1-7.
- Keane, R. M. und M. J. Crawley (2002): Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17:164-170.
- Kempke, S., R. Schick, K. Rinke und K.-O. Rothhaupt (2008): Biogene Calcitfällung im Bodensee – Prozessverständnis und Modellierung. *WasserWirtschaft* 98:31-33.
- Kipfer, R. (2010): Warum der Luganersee lange nicht durchmischte. *EAWAG News* 65:8-11.
- Kirillin, G. (2010): Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes. *Boreal Environment Research* 15:279-293.

- KLIWA-Workshop (2015): Einfluss des Klimawandels auf Seen. Protokoll zum KLIWA-Expertenworkshop durchgeführt am 16./17. März 2015. Erlangen.
- KLIWA (2005): KLIWA-Berichte - Heft 7: Langzeitverhalten des Gebietsniederschlags in Baden-Württemberg und Bayern. *Erhältlich unter www.kliwa.de*, Karlsruhe, München, Offenbach.
- KLIWA (2006a): KLIWA-Berichte - Heft 8: Langzeitverhalten der Starkniederschläge in Baden-Württemberg und Bayern *Erhältlich unter www.kliwa.de*, Karlsruhe, München, Offenbach.
- KLIWA (2006b): KLIWA-Berichte - Heft 9: Regionale Szenarien für Süddeutschland. *Erhältlich unter www.kliwa.de*, Karlsruhe, Augsburg, Offenbach.
- KLIWA (2007): KLIWA-Berichte - Heft 11: Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee. *Erhältlich unter www.kliwa.de*, Karlsruhe, München, Oppenheim, Offenbach.
- KLIWA (2009): KLIWA-Berichte - Heft 14: Auswirkungen des Klimawandels auf Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz. *Erhältlich unter www.kliwa.de*, Karlsruhe.
- KLIWA (2010): Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität - Literaturlauswertung und erste Vulneabilitätseinschätzung. Gelnhausen.
- KLIWA (2012a): Klimawandel im Süden Deutschlands - Ausmaß - Auswirkungen - Anpassung. *Erhältlich unter www.kliwa.de*.
- KLIWA (2012b): KLIWA-Berichte - Heft 18: Die Entwicklung von trockenen Großwetterlagen mit Auswirkungen auf den süddeutschen Raum. *Erhältlich unter www.kliwa.de*, Karlsruhe, Hof, Mainz, Offenbach.
- Knapp, R. A., C. J. Briggs, T. C. Smith und J. R. Maurer (2011): Nowhere to hide: impact of a temperature-sensitive amphibian pathogen along an elevation gradient in the temperate zone. *Ecosphere* 2.
- Kopfmüller, A. und E. Scheffelt (1925): Blaufelchenlaich und klimatische Faktoren. *Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung* 53:35-56.
- Kornis, M. S., N. Mercado-Silva und M. J. Vander Zanden (2012): Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *Journal of Fish Biology* 80:235-285.
- Kowarik, I. (2003): Biologische Invasionen - Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. *Ulmer Verlag*, Stuttgart.
- Kraemer, L. R. und M. L. Galloway (1986): Larval development of *Corbicula fluminea* (Muller) (Bivalvia, Corbiculacea) - An appraisal of its heterochrony. *American Malacological Bulletin* 4:61-79.
- Kramer, I. (2006): Fische und Klimawandel am Bodensee - mögliche Auswirkungen.
- Kucharczyk, D., M. Luczynski, R. Kujawa, R. Kaminski, D. Ulikowski und P. Brzuzan (1998): Influences of temperature and food on early development of bream (*Abramis brama* L.). *Archiv für Hydrobiologie* 141:243-256.
- Kunii, H. (1981): Characteristics of the winter growth of detached *Elodea nuttallii* (Planch) St John in Japan. *Aquatic Botany* 11:57-66.
- Küttel, S., A. Peters und A. Wuest (2002): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. *EPFL*, Lausanne.
- Lampert, W. (1987): Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21:483-490.
- Lampert, W. und U. Sommer (1999): Limnökologie. *Thieme*, Stuttgart.
- Laufer, H. und M. Waizmann (2002): Der Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*) am nördlichen Oberrhein (Baden-Württemberg). *Herpetofauna* 24:5-14.

- Lee, V. A. und T. B. Johnson (2005): Development of a bioenergetics model for the round goby (*Neogobius melanostomus*). *Journal of Great Lakes Research* 31:125-134.
- Lehikoinen, A., K. Jaatinen, A. V. Vahatalo, P. Clausen, O. Crowe, B. Deceuninck, R. Hearn, C. A. Holt, M. Hornman, V. Keller, L. Nilsson, T. Langendoen, I. Tomankova, J. Wahl und A. D. Fox (2013): Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology* 19:2071-2081.
- Lenton, T. M., H. Held, E. Kriegler, J. W. Hall, W. Lucht, S. Rahmstorf und H. J. Schellnhuber (2008): Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:1786-1793.
- Lepparanta, M. (2010): Modelling the formation and decay of lake ice. Seiten 63-83 in G. George, editor. Impact of climate change on European lakes.
- Li, Y. M., J. M. Cohen und J. R. Rohr (2013): Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. *Integrative Zoology* 8:145-161.
- Livingstone, D. M. (1997a): Break-up dates of Alpine lakes as proxy data for local and regional mean surface air temperatures. *Climatic Change* 37:407-439.
- Livingstone, D. M. (1997b): An example of the simultaneous occurrence of climate-driven "sawtooth" deep-water warming/cooling episodes in several Swiss lakes. Seiten 822-828 in W. D. Williams and A. Sladeckova, editors. International Association of Theoretical and Applied Limnology, Vol 26, Pt 2.
- Livingstone, D. M. (2003): Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climatic Change* 57:205-225.
- Livingstone, D. M. und R. Adrian (2009): Modeling the duration of intermittent ice cover on a lake for climate-change studies. *Limnology and Oceanography* 54:1709-1722.
- Livingstone, D. M., R. Adrian, T. Blenckner, G. George und G. A. Weyhenmeyer (2010): Lake ice phenology. Seiten 51-61 in G. George, editor. Impact of climate change on European lakes.
- Lozan, J. L. (2000): On the threat to the European crayfish: A contribution with the study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: Astacidae). *Limnologica* 30:156-161.
- Lubini-Ferlin, V. (2013): Aktuelles zur Steinfliegenfauna der Schweiz (Insecta: Plecoptera). *Lauterbornia* 76:163-170.
- Lubini, V., S. Knispel, M. Sartori, H. Vincentini und A. Wagner (2012): Rote Listen Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. *Bundesamt für Umwelt, Bern*.
- LUBW (2011): Langzeitverhalten der Bodensee-Wasserstände. *Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg*.
- Magnuson, J. J., D. M. Robertson, B. J. Benson, R. H. Wynne, D. M. Livingstone, T. Arai, R. A. Assel, R. G. Barry, V. Card, E. Kuusisto, N. G. Granin, T. D. Prowse, K. M. Stewart und V. S. Vuglinski (2000): Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere. *Science* 289:1743-1746.
- Maier, W. A., J. Grunewald, G. Habedank, K. Hartelt, H. Kampen, P. Kimmig, T. Naucke, R. Oehme, A. Vollmer, A. Schöler und C. Schmitt (2003): Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Ausbreitung von primär humanmedizinisch relevanten Krankheitserregern über tierische Vektoren sowie die wichtigen Humanparasiten in Deutschland: Forschungsbericht 20061218/11. *Climatic Change* 2003/05:1-341.
- Maitland, P. S. und K. Linsell (2007): Süßwasserfische. *Kosmos, Stuttgart*.
- Mandal, R. N., A. K. Datta, N. Sarangi und P. K. Mukhopadhyay (2010): Diversity of aquatic macrophytes as food and feed components to herbivorous fish - a review. *Indian Journal of Fisheries* 57:65-73.

- Mann, R. H. K. (1996): Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* 323:223-235.
- Martin-Creuzburg, D., E. von Elert und K. H. Hoffmann (2008): Nutritional constraints at the cyanobacteria-Daphnia magna interface: The role of sterols. *Limnology and Oceanography* 53:456-468.
- Marty, J., K. Bowen, M. A. Koops und M. Power (2010): Distribution and ecology of *Hemimysis anomala*, the latest invader of the Great Lakes basin. *Hydrobiologia* 647:71-80.
- Matuszak, A., M. Moertl, P. Quillfeldt und H.-G. Bauer (2012): Exclosure study on the exploitation of macrophytes by summering and moulting waterbirds at Lower Lake Constance. *Hydrobiologia* 697:31-44.
- McKenzie, R. L., P. J. Aucamp, A. F. Bais, L. O. Bjorn, M. Ilyas und S. Madronich (2011): Ozone depletion and climate change: impacts on UV radiation. *Photochemical & Photobiological Sciences* 10:182-198.
- Melaun, C., A. Werblow, S. Cunze, S. Zotzmann, L. K. Koch, H. Mehlhorn, D. D. Doerge, K. Huber, O. Tackenberg und S. Klimpel (2015): Modeling of the putative distribution of the arbovirus vector *Ochlerotatus japonicus japonicus* (Diptera: Culicidae) in Germany. *Parasitology Research* 114:1051-1061.
- Mihalik, J. (1982): Der Wels *Silusis glanis*. *Ziemsen Verlag*, Wittenberg.
- Monteith, D. T., J. L. Stoddard, C. D. Evans, H. A. de Wit, M. Forsius, T. Hogasen, A. Wilander, B. L. Skjelkvale, D. S. Jeffries, J. Vuorenmaa, B. Keller, J. Kopacek und J. Vesely (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450:537-U9.
- Moore, K., E. Jennings, N. Allott, L. May, M. Jarvinen, L. Arvola, T. Tamm, A. Jarvet, T. Noges, D. Pierson und E. Schneiderman (2010): Modelling the effects of climate change on the supply of inorganic nitrogen. Seiten 179-197 in G. George, editor. Impact of climate change on European lakes.
- Morscheid, H. und C. Mayr (2002): Supply and demand - The interplay of vertical distribution of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) and zooplankton in Lake Ammersee. Seiten 411-421 in T. Todd and G. Fleischer, editors. *Advances in Limnology* 57: Biology and Management of Coregonid Fishes - 1999.
- Moser, D. M. (1999): *Isoetes lacustris* L. *BUWAL*, Bern.
- Moss, R. H., J. A. Edmonds, K. A. Hibbard, M. R. Manning, S. K. Rose, D. P. van Vuuren, T. R. Carter, S. Emori, M. Kainuma, T. Kram, G. A. Meehl, J. F. B. Mitchell, N. Nakicenovic, K. Riahi, S. J. Smith, R. J. Stouffer, A. M. Thomson, J. P. Weyant und T. J. Wilbanks (2010): The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463:747-756.
- Müller-Wohlfeil, D. I., G. Bürger und W. Lahmer (2000): Response of a river catchment to climatic change: Application of expanded downscaling to Northern Germany. *Climatic Change* 47:61-89.
- Müller, R. (1997): Vorlesungsskript Fischkunde der Schweiz 1997/8.
- Mutschmann, F., L. Berger, P. Zwart und C. Gaedicke (2000): Chytridiomykose bei Amphibien: erstmaliger Nachweis für Europa. *Berliner und Münchner Tierärztliche Wochenschrift* 113:380-383.
- Nachtnebel, H. P. und P. Stanzel (2010): Auswirkungen von möglichen Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt und Extremwerte. Seiten 115-127 Auswirkungen des Klimawandels auf Hydrologie und Wasserwirtschaft in Österreich - Präsentation der aktuellen Studien. *RSA*, Wien.

- Naden, P. S., N. Allott, L. Arvola, M. Jarvinen, E. Jennings, K. Moore, C. N. Aonghusa, D. Pierson und E. Schneiderman (2010): Modelling the impacts of climate change on dissolved organic carbon. Seiten 221-252 in G. George, editor. Impact of climate change on European lakes.
- Nagel, H.-D., A. Schlutow und T. Scheusner (2014): Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge und kritischer Belastungsschwellen zur kontinuierlichen Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung der Biodiversität in Deutschland - PINETI (Pollutant INput and Ecosystem Impact). Teilbericht 4 Critical Load, Exceedance und Belastungsbewertung. *Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau*.
- Nakata, K., T. Hamano, K. I. Hayashi und T. Kawai (2002): Lethal limits of high temperature for two crayfishes, the native species *Cambaroides japonicus* and the alien species *Pacifastacus leniusculus* in Japan. *Fisheries Science* 68:763-767.
- Nejati, J., H. Vatandoost, M. A. Oshaghi, M. Salehi, E. Mozafari und S. H. Moosa-Kazemi (2013): Some ecological attributes of malarial vector *Anopheles superpictus* Grassi in endemic foci in southeastern Iran. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine* 3:1003-1008.
- Neophitou, C. und A. J. Giapis (1994): A study of the biology of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus* (L)) in Lake Kerkini (Greece). *Journal of Applied Ichthyology-Zeitschrift Für Angewandte Ichthyologie* 10:123-133.
- Niels, J. (1988): Aquarienpflanzen. *BLV, München*.
- Nixdorf, B., J. Rücker, R. Deneke und B. Grüneberg (2009): Gewässer im Klimastress? Eutrophierungsgefahr in Seen am Beispiel der Scharmützelseeregion. *Forum der Forschung* 22:99-106.
- Noges, P., R. Adrian, O. Anneville, L. Arvola, T. Blenckner, G. George, T. Jankowski, M. Jarvinen, S. Maberly, J. Padisak, D. Straile, K. Teubner und G. Weyhenmeyer (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'Neil, J. M., T. W. Davis, M. A. Burford und C. J. Gobler (2012): The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14:313-334.
- Oidtmann, B. und R. W. Hoffmann (1998): Die Krebspest. *Stapfia* 58:187-196.
- Orlova, M. I., T. W. Therriault, P. I. Antonov und G. K. Shcherbina (2005): Invasion ecology of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts. *Aquatic Ecology* 39:401-418.
- Ott, J. (2008): Libellen als Indikatoren der Klimaänderung - Ergebnisse aus Deutschland und Konsequenzen für den Naturschutz. *Insecta* 11:75-90.
- Ott, J. (2010): Dragonflies and climatic change - recent trends in Germany and Europe. *BioRisk: Biodiversity & Ecosystem Risk Assessment* 5:253-286.
- Otto, T. und D. Brandis (2011): First evidence of *Eriocheir sinensis* reproduction from Schleswig-Holstein, Northern Germany, western Baltic Sea. *Aquatic Invasions* 6:S65-S69.
- Paerl, H. W., N. S. Hall und E. S. Calandrino (2011): Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment* 409:1739-1745.
- Paerl, H. W. und J. Huisman (2008): Climate - Blooms like it hot. *Science* 320:57-58.
- Paerl, H. W. und J. Huisman (2009): Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1:27-37.

- Pauls, S. U., C. Nowak, M. Balint und M. Pfenninger (2013): The impact of global climate change on genetic diversity within populations and species. *Molecular Ecology* 22:925-946.
- Pavon-Jordan, D., A. D. Fox, P. Clausen, M. Dagys, B. Deceuninck, K. Devos, R. D. Hearn, C. A. Holt, M. Hornman, V. Keller, T. Langendoen, L. Lawicki, S. H. Lorentsen, L. Luigujoe, W. Meissner, P. Musil, L. Nilsson, J.-Y. Paquet, A. Stipniece, D. A. Stroud, J. Wahl, M. Zenatello und A. Lehikoinen (2015): Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Diversity and Distributions* 21:571-582.
- Peeters, F., D. M. Livingstone, G. H. Goudsmit, R. Kipfer und R. Forster (2002): Modeling 50 years of historical temperature profiles in a large central European lake. *Limnology and Oceanography* 47:186-197.
- Peeters, F., D. Straile, A. Lorke und D. M. Livingstone (2007): Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate. *Global Change Biology* 13:1898-1909.
- Penaz, M., M. Prokes, J. Kouril und J. Hamackova (1989): Influence of water temperature on the early development and growth of the tench, *Tinca tinca*. *Folia Zoologica* 38:275-287.
- Perroud, M. und S. Goyette (2010): Impact of warmer climate on Lake Geneva water-temperature profiles. *Boreal Environment Research* 15:255-278.
- Perroud, M. und S. Goyette (2012): Interfacing a one-dimensional lake model with a single-column atmospheric model: 2. Thermal response of the deep Lake Geneva, Switzerland under a 2x CO₂ global climate change. *Water Resources Research* 48:14.
- Peters, A., A. Streng und N. K. Michiels (1996): Mating behaviour in a hermaphroditic flatworm with reciprocal insemination: Do they assess their mates during copulation? *Ethology* 102:236-251.
- Pettersson, K., G. George, P. Noges, T. Noges und T. Blenckner (2010): The impact of the changing climate on the supply and recycling of phosphorus. Seiten 121-137 in G. George, editor. Impact of climate change on European lakes.
- Pfenninger, M., M. Balint und S. U. Pauls (2012): Methodological framework for projecting the potential loss of intraspecific genetic diversity due to global climate change. *Bmc Evolutionary Biology* 12.
- Pieper, T. und J. Kleiner (2001): Arsen und die Qualität des Bodenseetiefenwassers. *CLB Chemie in Labor und Biotechnik* 52:4.
- Pierson, D., L. Arvola, N. Allott, M. Jaervinen, E. Jennings, L. May, K. Moore und E. Schneiderman (2010): Modeling the effects of climate change on the supply of phosphate-phosphorus. Seiten 139-159 in G. George, editor. Impact of climate change on European lakes.
- Pietrzak, B., A. Bednarska, M. Markowska, M. Rojek, E. Szymanska und M. Slusarczyk (2013): Behavioural and physiological mechanisms behind extreme longevity in *Daphnia*. *Hydrobiologia* 715:125-134.
- Pluskota, B. (2011): Die Asiatische Tigermücke (*Aedes albopictus*): Thermale Ökologie und Risikoeinschätzung einer Etablierung in Deutschland. Promotion. *Universität Heidelberg*, Heidelberg.
- Posch, T., O. Koster, M. M. Salcher und J. Pernthaler (2012): Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change* 2:809-813.

- Pounds, J. A., M. R. Bustamante, L. A. Coloma, J. A. Consuegra, M. P. L. Fogden, P. N. Foster, E. La Marca, K. L. Masters, A. Merino-Viteri, R. Puschendorf, S. R. Ron, G. A. Sanchez-Azofeifa, C. J. Still und B. E. Young (2006): Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439:161-167.
- Psenner, R. (2003): Alpine Lakes, extreme ecosystems under the pressure of global change. *EAWAG News* 55:12-14.
- Rabitsch, W., S. Gollasch, M. Isermann, U. Starfinger und S. Nehring (2013): Warnliste einiger in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen., *Bundesamt für Naturschutz, Bonn*.
- Rach, J. J. und V. K. Dawson (1991): Aspects of the life-history of the Calico Crayfish with special refernce to egg hatching success. *Progressive Fish-Culturist* 53:141-145.
- Rajagopal, S., G. van der Velde und A. B. de Vaate (2000): Reproductive biology of the Asiatic clams *Corbicula fluminalis* and *Corbicula fluminea* in the river Rhine. *Archiv für Hydrobiologie* 149:403-420.
- Read, J. S., L. A. Winslow, G. J. A. Hansen, J. Van den Hoek, P. C. Hanson, L. C. Bruce und C. D. Markfortf (2014): Simulating 2368 temperate lakes reveals weak coherence in stratification phenology. *Ecological Modelling* 291:142-150.
- Rey, P. (2015): Die Wasserkraftnutzung im Einzugsgebiet des Bodensees. *aqua viva* 2:34-37.
- Rey, P., U. Mürle, J. Ortlepp, M. M., N. Scheifhacken, S. Werner, W. Ostendorp und J. Ostendorp (2005a): Wirbellose Neozoen im Bodensee. *Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Mannheim*.
- Rey, P., J. Ortlepp und D. Küry (2005b): Wirbellose Neozoen im Hochrhein - Ausbreitung und ökologische Bedeutung. *Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern*.
- Ricciardi, A. und J. B. Rasmussen (1999): Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13:1220-1222.
- Riedmüller, U., U. Mischke, T. Pottgiesser, J. Böhmer, R. Deneke, D. Ritterbusch und D. Stelzer (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe.
- Riehl, R. und H. A. Baensch (1995): Aquarien Atlas Band 3. *Mergus, Melle*.
- Rip, W. J., N. Rawee und A. de Jong (2006): Alternation between clear, high-vegetation and turbid, low-vegetation states in a shallow lake: the role of birds. *Aquatic Botany* 85:184-190.
- Rippey, B. und C. McSorley (2009): Oxygen depletion in lake hypolimnia. *Limnology and Oceanography* 54:905-916.
- Rippl, C. F. (2011): Thermische Entwicklung des Ammersees als regionale Auswirkung des Globalen Wandels. Dissertation. *Ludwig-Maximilians-Universität München*.
- Rudolph, K. (2013): Über das abweichende Fortpflanzungsverhalten des Gemeinen Flohkrebse *Gammarus pulex* (Linnaeus) in Seen des Stechlinseegebietes. *Lauterbornia* 76:77-83.
- Rüetschi, J., P. Stucki, P. Müller, H. Vincentini und C. F. (2012): Rote Liste Weichtiere (Schnecken und Muscheln). Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. *Bundesamt für Umwelt, Bern*.
- Sachse, R., T. Petzoldt, M. Blumstock, S. Moreira, M. Patzig, J. Rueker, J. H. Janse, W. M. Mooij und S. Hilt (2014): Extending one-dimensional models for deep lakes to simulate the impact of submerged macrophytes on water quality. *Environmental Modelling & Software* 61:410-423.

- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker und D. H. Wall (2000): Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Salcher, M. M., J. Pernthaler, N. Frater und T. Posch (2011): Vertical and longitudinal distribution patterns of different bacterioplankton populations in a canyon-shaped, deep prealpine lake. *Limnology and Oceanography* 56:2027-2039.
- Salmaso, N. (2002): Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: Seasonal, spatial and historical features. *Journal of Limnology* 61:95-115.
- Schädler, B. (2010): Hydrologische Veränderungen und Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft in der Schweiz. Seiten 73-87 Auswirkungen des Klimawandels auf Hydrologie und Wasserwirtschaft in Österreich - Präsentation der aktuellen Studien. RSA, Wien.
- Schär, C., P. L. Vidale, D. Lüthi, C. Frei, C. Häberli, M. A. Liniger und C. Appenzeller (2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427:332-336.
- Scheifhacken, N., C. Fiek und K. O. Rothhaupt (2007): Complex spatial and temporal patterns of littoral benthic communities interacting with water level fluctuations and wind exposure in the littoral zone of a large lake. *Fundamental and Applied Limnology* 169:115-129.
- Schindler, D. W. (2009): Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. *Limnology and Oceanography* 54:2349-2358.
- Schlabing, D., M. A. Frassl, M. M. Eder, K. Rinke und A. Bardossy (2014): Use of a weather generator for simulating climate change effects on ecosystems: A case study on Lake Constance. *Environmental Modelling & Software* 61:326-338.
- Schlichterle, H., G. Schröder, H. Brem, B. Eberschweiler und G. Grabher (2010): Interreg IV, Schlussbericht Projekt Nr. 55: Erosion und Denkmalschutz am Bodensee und Zürichsee. *Landesamt für Denkmalpflege, Gaienhofen-Hemmenhofen*.
- Schmeing-Engberding, F. (1953): Die Vorzugstemperaturen einiger Knochenfische und ihre physiologische Bedeutung. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 2:125-155.
- Schmidl, J., S. Zoder und J. Ganz (2012): Vortragszusammenfassung: Großschwimmkäfer (Dytiscinae) in Zeiten des Klimawandels - Erkenntnisse eines 20-Jahres-Vergleichs in Franken. Entomologentag. *Löbecke Museum, Düsseldorf*.
- Schmieder, K., S. Werner und H. G. Bauer (2006): Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. *Aquatic Botany* 84:245-250.
- Schmitz, G., M. Dienst, M. Peintinger und I. Strang (2006): Der Bodensee-Strandrasen: Ex-Situ-Kultur von Arten des Bodensee-Strandrasens im Botanischen Garten Konstanz. *Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung* 124:223-230.
- Schneider, P. und S. J. Hook (2010): Space observations of inland water bodies show rapid surface warming since 1985. *Geophysical Research Letters* 37.
- Schneiderman, E., M. Järvinen, E. Jennings, L. May, K. Moore, P. S. Naden und D. Pierson (2012): Modeling the effects of climate change on catchment hydrology with the GWLF model. in G. George, editor. The impact of climate change on European lakes. *Springer, Dordrecht*.

- Schöll, F. (2000): Die Temperatur als verbreitungsregulierender Faktor von *Corbicula fluminea* (O.F. Müller 1774). *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 44:318-321.
- Schöll, F., T. O. Eggers, A. Haybach, G. M., M. Klima und B. König (2012): Verbreitung von *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in Deutschland (Mollusca: Bivalvia). *Lauterbornia* 74:4.
- Shubert, M. C. (2010): Einfluss standorttypischer abiotischer Faktoren auf die Brut ausgewählter rheophiler Fischarten. Promotion. *Technische Universität München*.
- Seebens, H., D. Straile, R. Hoegg, H. B. Stich und U. Einsle (2007): Population dynamics of a freshwater calanoid copepod: Complex responses to changes in trophic status and climate variability. *Limnology and Oceanography* 52:2364-2372.
- Shatwell, T., S. Jordan, G. Ackermann, M. Dokulil, J. Rücker, W. Scharf, A. Wagner und P. Kasprzak (2013): Langzeitbeobachtungen zum Einfluss von Klimawandel und Eutrophierung auf Seen und Talsperren in Deutschland. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 12:729-736.
- Shodjaj, F. (1980): Entwicklungs-, stoffwechsel- und ernährungsphysiologische Untersuchungen an der Aalquappe (*Lota lota* L.) unter Berücksichtigung ihrer Eigenschaft als Kulturfisch. Dissertation. *Universität Kiel*, Kiel.
- Sieber, A., M. Bremicker, C. Mathis und A. Helbling (2011): Ermittlung des Extremwasserstandes (ca. HW 1000) für den Bodensee (Ober- und Untersee).
- SILMAS (2012): Climate change impacts on Alpine lakes.
- Solis, R., G. Lobos, S. F. Walker, M. Fisher und J. Bosch (2010): Presence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in feral populations of *Xenopus laevis* in Chile. *Biological Invasions* 12:1641-1646.
- Spencer, C. N., B. R. McClelland und J. A. Stanford (1991): Shrimp stocking, salmon collapse, and eagle displacement. *Bioscience* 41:14-21.
- Spicer, K. W. und P. M. Catling (1988): The biology of Canadian weeds. 88. *Elodea canadensis*. *Canadian Journal of Plant Science* 68:1035-1051.
- Sporka, F., D. M. Livingstone, E. Stuchlik, J. Turek und J. Galas (2006): Water temperatures and ice cover in lakes of the Tatra Mountains. *Biologia* 61:S77-S90.
- Stansfield, J. H., M. R. Perrow, L. D. Tench, A. J. D. Jowitt und A. A. L. Taylor (1997): Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: Observations on seasonal changes in relation to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia* 342:229-240.
- Stark, H., H. G. Bauer, W. Suter und H. Jacoby (1999): Internationale Wasservogelzählung am Bodensee. Ergebnisse aus den Zählperioden 1961/1962 bis 1996/1997. Dynamik der Zugrast- und Überwinterungsbestände und der Einfluss von Umweltbedingungen. Seiten 64-122 in G. Heine, H. Kacoby, H. Leuzinger, and H. Stark, editors. Die Vögel des Bodenseegebietes. *Ornithol. Jh.*, Baden-Württemberg.
- Steinmann, P. (2015): PEAK-Basiskurs, EAWAG: Gebietsfremde Wirbellose in unseren Gewässern. Ausbreitungsmuster von aquatischen Neozoen. *EAWAG*, Zürich.
- Straile, D. (2000): Meteorological forcing of plankton dynamics in a large and deep continental European lake. *Oecologia* 122:44-50.
- Straile, D. (2002): North Atlantic Oscillation synchronizes food-web interactions in central European lakes. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 269:391-395.
- Straile, D. und W. Geller (1998): The response of *Daphnia* to changes in trophic status and weather patterns: a case study from Lake Constance. *Ices Journal of Marine Science* 55:775-782.

- Straile, D., K. Johnk und H. Rossknecht (2003): Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. *Limnology and Oceanography* 48:1432-1438.
- Straile, D., O. Kerimoglu und F. Peeters (Vorabdruck): Trophic mismatch requires seasonal heterogeneity of warming. *Ecology*.
- Strang, I., M. Dienst und M. Peintinger (2012): Die Entwicklung der Strandrasen am Unterseeufer in den letzten 100 Jahren. *Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft* 66:1-25.
- Stuken, A., J. Rucker, T. Endrulat, K. Preussel, M. Hemm, B. Nixdorf, U. Karsten und C. Wiedner (2006): Distribution of three alien cyanobacterial species (Nostocales) in northeast Germany: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii* and *Aphanizomenon aphanizomenoides*. *Phycologia* 45:696-703.
- Suhling, I. und F. Suhling (2013): Thermal adaptation affects interactions between a range-expanding and a native odonate species. *Freshwater Biology* 58:705-714.
- Sun, G. L., Z. F. Yang, T. Kosch, K. Summers und J. L. Huang (2011): Evidence for acquisition of virulence effectors in pathogenic chytrids. *Bmc Evolutionary Biology* 11.
- Tanentzap, A. J., N. D. Yan, B. Keller, R. Girard, J. Heneberry, J. M. Gunn, D. P. Hamilton und P. A. Taylor (2008): Cooling lakes while the world warms: Effects of forest regrowth and increased dissolved organic matter on the thermal regime of a temperate, urban lake. *Limnology and Oceanography* 53:404-410.
- Teubner, K., M. Tolotti, S. Greisberger, H. Morscheid, M. T. Dokulil und H. Morscheid (2003): Steady state phytoplankton in a deep pre-alpine lake: species and pigments of epilimnetic versus metalimnetic assemblages. *Hydrobiologia* 502:49-64.
- Thomas, G., R. Roesch und R. Eckmann (2010): Seasonal and long-term changes in fishing depth of Lake Constance whitefish. *Fisheries Management and Ecology* 17:386-393.
- Tirok, K. und U. Gaedke (2006): Spring weather determines the relative importance of ciliates, rotifers and crustaceans for the initiation of the clear-water phase in a large, deep lake. *Journal of Plankton Research* 28:361-373.
- Tirok, K. und U. Gaedke (2007): The effect of irradiance, vertical mixing and temperature on spring phytoplankton dynamics under climate change: long-term observations and model analysis. *Oecologia* 150:625-642.
- Tittizer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. Seiten 49-86 in H. Gebhardt, R. Kinzelbach, and S. Schmidt-Fischer, editors. Gebietsfremde Tierarten. *ecomed*, Landsberg.
- Tonk, L., K. Bosch, P. M. Visser und J. Huisman (2007): Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Aquatic Microbial Ecology* 46:117-123.
- Townsend, D. W., L. M. Cammen, P. M. Holligan, D. E. Campbell und N. R. Pettigrew (1994): Causes and consequences of variability in the timing of spring phytoplankton blooms. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 41:747-765.

- Tranvik, L. J., J. A. Downing, J. B. Cotner, S. A. Loiselle, R. G. Striegl, T. J. Ballatore, P. Dillon, K. Finlay, K. Fortino, L. B. Knoll, P. L. Kortelainen, T. Kutser, S. Larsen, I. Laurion, D. M. Leech, S. L. McCallister, D. M. McKnight, J. M. Melack, E. Overholt, J. A. Porter, Y. Prairie, W. H. Renwick, F. Roland, B. S. Sherman, D. W. Schindler, S. Sobek, A. Tremblay, M. J. Vanni, A. M. Verschoor, E. von Wachenfeldt und G. A. Weyhenmeyer (2009): Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54:2298-2314.
- Umweltbundesamt-Österreich (2008): StartClim2007 - Auswirkungen des Klimawandels auf Österreich: Fallbeispiele. *Umweltbundesamt-Österreich*.
- Umweltbundesamt-Österreich (2010): Klimaänderungsszenarien und Vulnerabilität. *Umweltbundesamt-Österreich*.
- Umweltbundesamt (2005): Berechnung der Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen - Schwerpunkt Deutschland. *Umweltbundesamt*.
- Vadeboncoeur, Y. (2009): Aquatic plants and attached algae. Seiten 52-59 in G. E. Likens, editor. *Encyclopedia of inland waters*. Elsevier, Amsterdam.
- van Vuuren, D. P., J. Edmonds, M. Kainuma, K. Riahi, A. Thomson, K. Hibbard, G. C. Hurtt, T. Kram, V. Krey, J.-F. Lamarque, T. Masui, M. Meinshausen, N. Nakicenovic, S. J. Smith und S. K. Rose (2011): The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change* 109:5-31.
- Varley, M. E. (1967): British freshwater fishes - factors affecting their distribution. *Fishing News (Books) Limited*, London.
- Verband-botanischer-Gärten (2015): <http://www.ex-situ-erhaltung.de/pflanzenarten/a/armeria-maritima-subsp-purpurea/>.
- Vetter, M. (2013): Einzugsgebietsmanagement- und Klimawandeleinfluss auf die Wasserqualität des Ammersees. *Geographica Augustana* 13:31-34.
- Vetter, M., T. Büche und S. Weinberger (2012): Climate and human impacts on Lake Ammersee - Alterations in a normal range? *Geophysical Research Abstracts* 14.
- Vetter, M. und A. Sousa (2012): Past and current trophic development in Lake Ammersee - Alterations in a normal range or possible signals of climate change? *Fundamental and Applied Limnology* 180:41-57.
- Vollmer, M. K., H. A. Bootsma, R. E. Hecky, G. Patterson, J. D. Halfman, J. M. Edmond, D. H. Eccles und R. F. Weiss (2005): Deep-water warming trend in Lake Malawi, East Africa. *Limnology and Oceanography* 50:727-732.
- Wagner, A., S. Huelsmann, W. Horn, T. Schiller, T. Schulze, S. Volkmann und J. Benndorf (2013): Food-web-mediated effects of climate warming: consequences for the seasonal Daphnia dynamics. *Freshwater Biology* 58:573-587.
- Wagner, C. und R. Adrian (2009): Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 54:2460-2468.
- Walsby, A. E., A. Avery und F. Schanz (1998): The critical pressures of gas vesicles in *Planktothrix rubescens* in relation to the depth of winter mixing in Lake Zurich, Switzerland. *Journal of Plankton Research* 20:1357-1375.
- Walsby, A. E. und F. Schanz (2002): Light-dependent growth rate determines changes in the population of *Planktothrix rubescens* over the annual cycle in Lake Zurich, Switzerland. *New Phytologist* 154:671-687.
- Walsby, A. E., F. Schanz und M. Schmid (2006): The Burgundy-blood phenomenon: a model of buoyancy change explains autumnal waterblooms by *Planktothrix rubescens* in Lake Zurich. *New Phytologist* 169:109-122.

- Walther, G.-R., A. Roques, P. E. Hulme, M. T. Sykes, P. Pysek, I. Kuehn, M. Zobel, S. Bacher, Z. Botta-Dukat, H. Bugmann, B. Czucz, J. Dauber, T. Hickler, V. Jarosik, M. Kenis, S. Klotz, D. Minchin, M. Moora, W. Nentwig, J. Ott, V. E. Panov, B. Reineking, C. Robinet, V. Semenchenko, W. Solarz, W. Thuiller, M. Vila, K. Vohland und J. Settele (2009): Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 24:686-693.
- Weinberger, S. (2014): Limno-physikalische Modellierung möglicher Folgen des Klimawandels für den Ammersee auf Basis regionaler Klimamodelldaten. Dissertation. *Ludwig-Maximilians-Universität München*.
- Weinberger, S. und M. Vetter (2014): Lake heat content and stability variation due to climate change: coupled regional climate model (REMO)-lake model (DYRESM) analysis. *Journal of Limnology* 73:109-121.
- Werner, D., M. Kronefeld, F. Schaffner und H. Kampen (2012): Two invasive mosquito species, *Aedes albopictus* and *Aedes japonicus japonicus*, trapped in south-west Germany, July to August 2011. *Eurosurveillance* 17:14-17.
- Werner, S. (2004): Einfluss überwinternder Wasservögel auf *Chara*-Arten und *Dreissena polymorpha* am westlichen Bodensee. *Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg*, Karlsruhe.
- Werner, S., H. G. Bauer, G. Heine, H. Jacoby und H. Stark (in Vorbereitung): Über 50 Jahre Wasservogelzählung Bodensee. *Ornithologischer Beobachter* Beiheft: ca. 400.
- Werner, S., W. Fiedler, H. Güde, W. Haas, J. Hertel, W. Ostendorp, P. Kimmig, A. Kirch, K. O. Rothhaupt, A. Sproll, H. Winterer und C. Wulff (2005a): Badermatitis: Ökologie und Auftreten des Auslösers *Trichobilharzia franki* am Bodensee und Entwicklung von Maßnahmen zur Verminderung des Befalls. *Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung* 123:257-274.
- Werner, S., J. Hesselschwerdt, U. Mürle, J. Ortlepp und P. Rey (2013): Ausbreitung gebietsfremder aquatischer Wirbellosen-Arten im Bodensee - Bericht über die Untersuchungsjahre 2008 bis 2013 - LUBW-Werkvertrag Nr. 4500057745. *HYDRA Institut für angewandte Hydrobiologie*, Konstanz.
- Werner, S., M. Mörtl, H. G. Bauer und K. O. Rothhaupt (2005b): Strong impact of wintering waterbirds on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) populations at Lake Constance, Germany. *Freshwater Biology* 50:1412-1426.
- Werner, S., P. Rey, J. Hesselschwerdt, A. Becker, J. Ortlepp, W. Dönni und M. Camenzind (2014): Seeforelle – Arterhaltung in den Bodenseezuflüssen. *IBKF*, Konstanz.
- Werner, S. und K. O. Rothhaupt (2007): Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa. *Journal of the North American Benthological Society* 26:673-680.
- Werner, S. und K. O. Rothhaupt (2008): Mass mortality of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* induced by a severe low-water event and associated low water temperatures. *Hydrobiologia* 613:143-150.
- Westermann, F., J. Fischer, T. Ehlscheid, S. Wanner, O. Prawitt, P. Loch und K. Wendling (2011): Gewässerzustandsbericht 2010 - Ökologische Bilanz zur Biologie, Chemie und Biodiversität der Fließgewässer und Seen in Rheinland-Pfalz. *Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Werbeaufsicht Rheinland-Pfalz*, Mainz.
- Weyhenmeyer, G. A., T. Blenckner und K. Pettersson (1999): Changes of the plankton spring outburst related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography* 44:1788-1792.

- Williamson, C. E., R. G. Zepp, R. M. Lucas, S. Madronich, A. T. Austin, C. L. Ballare, M. Norval, B. Sulzberger, A. F. Bais, R. L. McKenzie, S. A. Robinson, D. P. Hader, N. D. Paul und J. F. Bornman (2014): Solar ultraviolet radiation in a changing climate. *Nature Climate Change* 4:434-441.
- Winder, M., J. E. Reuter und S. G. Schladow (2009): Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276:427-435.
- Winder, M. und D. E. Schindler (2004): Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology* 85:2100-2106.
- Winkler, E., M. Dienst und M. Peintinger (2011): Markov simulation model: Flooding, competition, and the fate of the endemic plant *Myosotis rehsteineri*. *Basic and Applied Ecology* 12:620-628.
- WMO (2014): The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2013. *WMO Greenhouse Gas Bulletin* 10:1-8.
- WMO (2015): Global temperatures continue to set new records.
- Wolf, B. und T. Gregor (2005): *Molanna albicans* (Zetterstedt, 1840) (Trichoptera, Molanidae), ein Fund am Chiemsee, Bayern. *Lauterbornia* 55:23-24.
- Wozniczka, A., S. Gromisz und N. Wolnomiejski (2011): *Hypania invalida* (Grube, 1960), a polychaete species new for the southern Baltic estuarine area: the Szczecin Lagoon and the River Odra mouth. *Aquatic Invasions* 6:39-46.
- Zampiglia, M., D. Canestrelli, A. Chiochio und G. Nascetti (2013): Geographic distribution of the chytrid pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* among mountain amphibians along the Italian peninsula. *Diseases of Aquatic Organisms* 107:61-68.
- Zheng, G. L., R. B. Xu, X. X. Chang, S. Hilt und C. Wu (2013): Cyanobacteria can allelopathically inhibit submerged macrophytes: Effects of *Microcystis aeruginosa* extracts and exudates on *Potamogeton malaianus*. *Aquatic Botany* 109:1-7.

Anhang

Steckbriefe wärmeliebender, invasiver Neozoa

Roter Sumpfkrebs *Procambarus clarkii* (Girard)

Herkunftsgebiet	Südliches Nord- und Mittelamerika
Invasivität	Invasiv
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In Deutschland bislang spärlich verbreitet, aber lokal bereits massenhaft. In Baden-Württemberg bislang nur in Gewässern der klimatisch begünstigten Oberrhein-Region. In der Mittelmeerregion massenhaft verbreitet.
Nachweise	Um 1995 in B.-W., Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen
Ausbreitungsfaktoren	Aquaristik; aber auch bewusster Besatz (Speisekrebse)
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Pro Jahr bis zu 650 Eier pro Weibchen
Temperaturtoleranz	Übersteht Eisbedeckungen mühelos; 0 bis 35°C
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert
Ernährungstyp	Omnivor
Habitatpräferenz	Bevorzugt lehmige bis sandige Böden
Gewässertypen	Teiche, Stillgewässer und Baggerseen
Ökologisches Veränderungspotenzial	Hoch; Träger der Krebspest, frisst Makrophyten und verändert dadurch die Habitatqualität
Ökonomische Gefahr	Unterhöhlung von Hochwasserschutzdämmen u.ä.
Literatur	IUCN (2015) Chucholl & Dehus (2011) Dümpelmann et al. (2009)

Katzenwels *Ictalurus punctatus* (Rafinesque), Zwergwels *Ameirus melas* (Rafinesque)**und Verwandte**

Herkunftsgebiet	Nordamerika
Invasivität	Invasiv
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In Deutschland bislang lokal etabliert, aber noch nicht invasiv
Nachweise	<i>Ameirus melas</i> : wohl Anfang des 19. Jahrhunderts
Ausbreitungsfaktoren	Beliebter Aquarien- und Gartenteichfisch
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Pro Jahr bis zu 500–3.000 Eier pro Weibchen
Temperaturtoleranz	8° bis 30°C bzw. 0 bis 34°C, Maximaltemp. bei 38°C
Beeinflussung durch Klimawandel	profitiert von wärmeren Wassertemperaturen
Ernährungstyp	Omnivor
Habitatpräferenz	Bevorzugt warmes, trübes Wasser und schlammige Böden
Gewässertypen	Teiche, Seen, Hinterwässer, Sümpfe
Ökologisches Veränderungspotenzial	Unklar, möglicher Nahrungskonkurrent und Laichräuber heimischer Fischarten; bei zunehmenden Temperaturen Verdrängungen möglich
Ökonomische Gefahr	Keine Auswirkungen bekannt
Literatur	IUCN (2015) Bundesamt-für-Naturschutz (2015)

Sonnenbarsch *Leppomis gibosus* (Linné)

Herkunftsgebiet	Östliches Nordamerika (Florida bis Kanada)
Invasivität	Potenziell invasiv
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In Deutschland etabliert und weit verbreitet, aber nicht invasiv
Nachweise	1896 in Deutschland
Ausbreitungsfaktoren	Aquaristik; aber auch bewusster Besatz für Angelfischerei
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Pro Jahr bis zu 600 bis 5000 Eier pro Weibchen
Temperaturtoleranz	Reproduktion ab etwa 20°C; 0 bis 35°C
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert von der Erwärmung, Verschärfung der Problematik möglich
Ernährungstyp	Opportunistischer Räuber: Makroinvertebraten, Laich, Jungfische
Habitatpräferenz	Meist warme und verkrautete Bereiche der Gewässer
Gewässertypen	Teiche, Stillgewässer und Baggerseen, langsam fließende Gewässer; abseits der alpinen Regionen
Ökologisches Veränderungspotenzial	Bislang gering; möglicher Nahrungskonkurrent und Laichräuber heimischer Fischarten; bei zunehmenden Temperaturen Verdrängungen möglich
Ökonomische Gefahr	Beeinträchtigung der Netzfischerei möglich (Wörthersee); proklamierter „Laichraub“ nicht zwingend dieser Art zuzuschreiben
Literatur	Bundesamt-für-Naturschutz (2015)

Graskarpfen *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes)

Herkunftsgebiet	Östliches China und Ostsibirien
Invasivität	Invasiv, in Deutschland unbeständig und nicht etabliert
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In Deutschland bislang spärlich verbreitet, meist bewusste ausgesetzte Vorkommen
Nachweise	1964 erstmals in Deutschland
Ausbreitungsfaktoren	Bewusster Besatz zur Bekämpfung von Wasserpflanzen, Fischzuchten, Angelfisch
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Pro Jahr 2.000 bis zu 82.000 Eier pro Körpergewicht (bis 30 kg); bis zu 1,5 Millionen Eier
Temperaturtoleranz	Überlebt kühle Temp., ist aber wärmeliebend, Optimum 22° bis 26°C., Ablaihen ab 20°C möglich.
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert von wärmeren Wassertemperaturen
Ernährungstyp	Herbivor
Habitatpräferenz	Wasserpflanzenreiche, warme Seen und Flüsse, laicht auf Steinen
Gewässertypen	Warme Seen, grosse Flüsse und deren Altarme
Ökologisches Veränderungspotenzial	Hoch; frisst Makrophyten, ab 16°C frisst er täglich 120% des Körpergewichts
Ökonomische Gefahr	Gering, z.B. Wiederherstellung geschädigter Gewässersysteme, z.B. am Ufer
Literatur	Bundesamt-für-Naturschutz (2015)

Krallenfrosch *Xenopus laevis* (Daudin)

Herkunftsgebiet	Zentrales und südliches Afrika
Invasivität	Invasiv
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In Deutschland im Freiland nicht etabliert
Nachweise	Steht noch aus; aus Tierschutzgründen 1991 möglicherweise nahe Hamburg erfolgt; etabliert in Wales, Frankreich. Status in Niederlanden unklar.
Ausbreitungsfaktoren	Labormodellorganismus und Speisezwecke
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Pro Jahr bis zu 27.000 Eier pro Weibchen
Temperaturtoleranz	13–35 (58) °C; Optimum bei 21–22°C; in Westeuropa ev. kälteadaptiert
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert vom Klimawandel
Ernährungstyp	Räuberisch: Würmer, Insektenlarven u.a.
Habitatpräferenz	Indifferent; meidet Gewässer mit Raubfischen und große Flüsse
Gewässertypen	Teiche, Stillgewässer und Baggerseen, auch stark beeinflusste Gewässer mit schlechter Wasserqualität
Ökologisches Veränderungspotenzial	Hoch; immuner Träger des Chytridpilzes <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> , der Amphibiensterben verursacht. Erhöht Gewässertrübung.
Ökonomische Gefahr	Unbekannt
Literatur	Bundesamt-für-Naturschutz (2015) IUCN (2015) (Green 2010)

Nordamerikanischer Ochsenfrosch *Lithobates catesbeianus* (Shaw)

Herkunftsgebiet	Östliches und mittleres Nordamerika
Invasivität	Invasiv
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In Deutschland bislang erst lokal, durch Bekämpfungsmaßnahmen weitgehend reduziert
Nachweise	Mind. vier etablierte Populationen in D, z.T. wieder ausgerottet
Ausbreitungsfaktoren	Speisezwecke, Gartenteiche
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Pro Jahr bis zu 10.000 bis 25.000 Eier pro Weibchen
Temperaturtoleranz	Laichzeit von 17 bis 21°C
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert vom Klimawandel
Ernährungstyp	Räuberisch: Insekten, Mollusken, Amphibien, Fische, Nager, kl. Wasservögel u.a.
Habitatpräferenz	Bevorzugt dichte Ufer- und Unterwasservegetation
Gewässertypen	Seen, Weiher und Teiche, Baggerseen und Flussufer
Ökologisches Veränderungspotenzial	Hoch; Prädator und Nahrungskonkurrent für heimische Arten, speziell Amphibien
Ökonomische Gefahr	Unbekannt; Kosten meist bedingt durch Bekämpfungsmaßnahmen
Literatur	Bundesamt-für-Naturschutz (2015) IUCN (2015) (Laufer & Waizmann 2002)

Rotwangen-Schmuckschildkröte *Trachemys scripta* (Wied-Neuwied) und Verwandte

Herkunftsgebiet	Südliches Nord- und Mittelamerika
Invasivität	Invasiv
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In Deutschland bislang erst lokal und spärlich verbreitet; Reproduktion noch nicht sicher nachgewiesen, aber Hinweise vorhanden
Nachweise	Keine etablierte Population bekannt
Ausbreitungsfaktoren	Aquaristik, Gartenteiche
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Pro Jahr 5 bis 20 Eier pro Weibchen;
Temperaturtoleranz	Übersteht Eisbedeckungen; Reproduktion ab 26-31°C; Geschlechterentwicklung temperaturabhängig (ab 29°C auch Weibchen).
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert
Ernährungstyp	Räuberisch: Mollusken, Insekten, Amphibien, Fische, Nager
Habitatpräferenz	Bevorzugt totholzreiche Gewässerufer, Ufervegetation und Sandbänke
Gewässertypen	Semiaquatich; Teiche, Stillgewässer und Baggerseen
Ökologisches Veränderungspotenzial	Gering-mittel; allgemein: Konkurrenz und Prädation; speziell: Konkurrent für heimische Sumpfschildkröten, deren autochtone Bestände allerdings aus anderen Gründen weitgehend ausgestorben sind.
Ökonomische Gefahr	Unbekannt; Kosten meist bedingt durch Bekämpfungsmaßnahmen
Literatur	Bundesamt-für-Naturschutz (2015) IUCN (2015) (Crews & Bergeron 1994)

Steckbriefe wärmeliebender, invasiver Neophyten

Dickstielige Wasserhyazinthe *Eichhornia crassipes* ((Martius) Solms)

Herkunftsgebiet	Südamerika
Status	Invasiv
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In Deutschland noch nicht etabliert
Nachweise	Seit 1980 freie Pflanzen in Deutschland gesichtet
Ausbreitungsfaktoren	Aquaristik, Gartenteiche
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Bislang abhängig von Neuausbringung; Vermehrung im Sommer rein vegetativ
Temperaturtoleranz	Optimum bei 28-30°C; Vorkommen: >1-33°C; kurzzeitig frostresistent
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert
Habitatpräferenz	Eutrophe Flachgewässer, Altarme
Gewässertypen	Stillgewässer und langsam fließende Gewässer
Ökologisches Veränderungspotenzial	Sehr hoch; verdrängt heimische Arten. Die Art übt bei dichten Beständen durch ihre Schwimm- und Überwasserblätter einen starken Konkurrenzdruck auf andere submerse Arten aus. Sie verändert das Lichtregime gravierend. Gewässer verlanden schneller.
Ökonomische Gefahr	Behinderung der Schifffahrt durch zu gewucherte Kanäle
Literatur	KLIWA (2010) http://www.aquatisccheneophyten.de

Wassersalat *Pistia stratiotes* (Linné)

Herkunftsgebiet	Ursprünglich aus den Tropen Südamerikas
Status	Invasiv; inzwischen weltweit in Tropen und Subtropen
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In Deutschland noch nicht etabliert; von Neuausbringung abhängig
Nachweise	Nach 1980 in Deutschland
Ausbreitungsfaktoren	Aquaristik, Gartenteiche
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Im Sommer vegetativ; aktuell von Neuausbringung abhängig
Temperaturtoleranz	In Deutschland in Kühlwasserrückleitung, die nicht unter 10°C fällt, nicht frostresistent; 10-30°C; Optima zwischen 22-30°C.
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert
Habitatpräferenz	Flachgewässer
Gewässertypen	Stillgewässer und langsam fließende Gewässer
Ökologisches Veränderungspotenzial	Hoch; verdrängt heimische Arten lokal. Bei dichten Beständen durch Beschattung starker Konkurrenzdruck auf andere submerse Arten möglich.
Ökonomische Gefahr	Behinderung Schifffahrt
Literatur	http://www.aquatischeophyten.de

Heusenkräuter *Ludwigia* spp.

Herkunftsgebiet	Tropische bis subtropische Bereiche; lokal mäßig temperierte Gebiete (primär Neotropis)
Status	Invasiv
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In den westlichen Bundesländern vorkommend, hier etabliert, aber noch nicht invasiv
Nachweise	<i>L. grandiflora</i> seit 2004 in Deutschland (Niedersachsen)
Ausbreitungsfaktoren	Aquaristik, Gartenteiche
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Vegetativ (auch über Bruchstücke) und geschlechtlich
Temperaturtoleranz	Pflanzen überleben Frost emers; Samen überdauern Frost mit reduzierter Keimfähigkeit; „wärmeliebend“
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert
Habitatpräferenz	Sonnenreiche, eutrophe Flachgewässer
Gewässertypen	Stillgewässer und langsam fließende Gewässer
Ökologisches Veränderungspotenzial	Hoch; verdrängt heimische Arten lokal. Die Art übt außerdem bei dichten Beständen durch ihre Schwimm- und Überwasserblätter einen starken Konkurrenzdruck auf andere submerse Arten aus.
Ökonomische Gefahr	Einschränkungen der Schifffahrt
Literatur	http://www.aquatischeneophyten.de

Wassernabel *Hydrocotyle* spp.

Herkunftsgebiet	Südliches Nord-, Mittel- und Südamerika
Status	Invasiv
Aktuelle Ausbreitung und Ausbreitungstendenz	In den westlichen Bundesländern vorkommend, noch nicht etabliert
Nachweise	Wohl erst seit 2003 in Deutschland
Ausbreitungsfaktoren	Aquaristik, Gartenteiche, aber auch Schiffsverkehr
Ökologie	
Reproduktion o.ä.	Vegetativ über Sprossenbruchstücke möglich, auch geschlechtlich
Temperaturtoleranz	Winterhart; Optimum bei 20°-35°C
Beeinflussung durch Klimawandel	Profitiert möglicherweise
Habitatpräferenz	Kleine eutrophe Flachgewässer mit Schlammgrund
Gewässertypen	Stillgewässer und langsam fließende Gewässer
Ökologisches Veränderungspotenzial	Hoch; verdrängt heimische Arten lokal. Die Art übt außerdem bei dichten Beständen durch ihre Schwimm- und Überwasserblätter einen starken Konkurrenzdruck auf andere submerse Arten aus.
Ökonomische Gefahr	Unbekannt; Kosten meist bedingt durch Bekämpfungsmaßnahmen
Literatur	KLIWA (2010) http://www.aquatischeneophyten.de

Teilnehmerliste KLIWA-Expertenworkshop „Einfluss des Klimawandels auf Seen“

Workshop durchgeführt am 16./17. März 2015 im Wasserwirtschaftsamt Nürnberg

Geladene Fachexperten

Name	Institution	Fachgebiet	eMail Adresse
Dr. Timo Basen	Fischereiforschungsstelle Langenargen	Fische	Timo.Basen@lazbw.bwl.de
Dr. Stella Berger	IGB Berlin	Plankton	Berger@igb-berlin.de
Dr. Hilmar Hofmann	Uni Konstanz	Seenphysik	Hilmar.Hofmann@uni-konstanz.de
Dr. Dennis Kallert	Kallert & Loy GbR, Adelsdorf	Parasiten	D.Kallert@gmx.de
Prof. Dr. Andreas Martens	PH Karlsruhe	Neobiota	Martens@ph-karlsruhe.de
Dr. Markus Peintinger	AGBU	Ufervegetation	peinti@t-online.de
Dr. Karsten Rinke	UFZ Magdeburg	Nahrungsnetze, Modellierung	Karsten.Rinke@ufz.de
Dr. Jacqueline Rücker	TU Cottbus	Cyanobakterien, Gewässerschutz	J.Ruecker@tu-cottbus.de
Thomas Schiller	TU Dresden	Plankton	Thomas.Schiller@tu-dresden.de
Prof. Dr. Klaus Schmieder	Uni Hohenheim	Makrophyten	Klaus.Schmieder@uni-hohenheim.de
Dr. Michael Schubert	Lfl Bayern	Fische	Michael.Schubert@lfl.bayern.de
Dr. Dietmar Straile	Uni Konstanz	Plankton	Dietmar.Straile@uni-konstanz.de

Vertreter der beteiligten Fachstellen

Name	Institution	eMail Adresse
Frank Bäse	Bayer. Landesamt für Umwelt	Frank.Baese@lfu.bayern.de
Dr. Wolfgang Frey	LUWG Rheinland-Pfalz	Wolfgang.Frey@luwg.rlp.de
Manfred Herrmann	Bayer. Landesamt für Umwelt	Manfred.Herrmann@lfu.bayern.de
Dr. Frauke Lüddecke	Institut für Seenforschung Langenargen	Frauke.Lueddeke@lubw.bwl.de
Dr. Jochen Schaumburg	Bayer. Landesamt für Umwelt	Jochen.Schaumburg@lfu.bayern.de
Christine Schranz	Bayer. Landesamt für Umwelt	Christine.Schranz@lfu.bayern.de
Bernd Wahl	LUBW Baden-Württemberg	Bernd.Wahl@lubw.bwl.de

Veranstalter

Name	Institution	eMail Adresse
Dr. John Hesselschwerdt	Hydra-Institut	J.Hesselschwerdt@hydra-institute.com
Karin Mohr	Hydra-Institut	K.Mohr@hydra-institute.com
Peter Rey	Hydra-Institut	P.Rey@hydra-institute.com
Katarina Varga	Hydra-Institut	K.Varga@hydra-institute.com
Dr. Stefan Werner	Hydra-Institut	S.Werner@hydra-institute.com

Veröffentlichung im Rahmen des Internetauftritts www.KLIWA.de

Teil des Auftrages war der Aufbau einer deutschsprachigen Webseite zum Thema „Einfluss des Klimawandels auf Seen“ für die Webseite www.KLIWA.de. Dargestellt werden sollten die wichtigsten Ergebnisse der Studie sowie eine abfragbare Datenbank zur relevanten Literatur. Die geplante Veröffentlichung war 2015 aufgrund der vorgesehenen Neukonzeption der gesamten KLIWA-Homepage im Jahr 2016 und wegen Abstimmungsschwierigkeiten mit dem technischen Support nicht umsetzbar.