

PUBLIZIERBARER ENDBERICHT

gilt für Studien aus den Programmlinien Forschung und Verkehr

A) Projektdaten

Kurztitel:	RADICAL
Langtitel:	Risk Analysis of Direct and Indirect Climate effects on deep Austrian Lake Ecosystems
Programm:	ACRP 1 st Call for Proposals
Dauer:	36 Monate
KoordinatorIn/ ProjekteinreicherIn:	Univ. Doz. Dr. Josef Wanzenböck, Forschungsinstitut für Limnologie Mondsee der Universität Innsbruck
Kontaktperson Name:	Univ. Doz. Dr. Josef Wanzenböck
Kontaktperson Adresse:	Mondseestraße 9, 5310 Mondsee
Kontaktperson Telefon:	+43 512 507-50205
Kontaktperson E-Mail:	Josef.wanzenboeck@uibk.ac.at
Projekt- und KooperationspartnerIn (inkl. Bundesland):	Prof. Dr. Rainer Kurmayer, Forschungsinstitut für Limnologie Mondsee (OÖ) der Universität Innsbruck (T) Prof. Dr. Britta Grillitsch, Veterinärmedizinische Universität, Wien.
Schlagwörter:	Populationsdynamik, demographische Modelle, Reinanken, Cyanobakterien, Blaualgen, Giftstoffe, Toxikologie
Projektgesamtkosten:	400.000,- €
Fördersumme:	266.820,- €
Klimafonds-Nr:	K09AC0K00046
Erstellt am:	15.10.2013

B) Projektübersicht

1 Executive Summary

Durch die vorhergesagten Klimaveränderungen sind signifikante Veränderungen in den österreichischen Voralpenseen zu befürchten. Wichtige Fischarten wie Saiblinge und Renken (*Coregonus lavaretus*) könnten durch die prognostizierte Wassererwärmung und Sauerstoffknappheit beeinträchtigt werden und zusätzlich durch Giftstoffe der Blaualgen. Die wichtige Blaualgenart *Planktothrix rubescens* (Burgunderblutalge) produziert teilweise Toxine, die auf Wirbeltiere, einschließlich der Fische, leberschädigende Wirkung haben. Daher hatte sich das vorliegende Projekt zum Ziel gesetzt demographische Modelle für Renken in österreichischen Voralpenseen zu entwickeln und anhand dieser die möglichen, zukünftigen Veränderungen in der Populationsentwicklung vorherzusagen. Dazu wurden auch Rechenmodelle zur Blaualgenentwicklung, aufbauend auf klimatische Variablen, verwendet um einerseits die empirisch gemessenen Schwankungen im Mondsee zu beschreiben und andererseits die Entwicklungen in zukünftigen Szenarien abzuschätzen. Toxikologische Untersuchungen zu den Blaualgengiften im Freiland (Mondsee) und Versuche in ökologisch relevanten, sublethalen Konzentrationsbereichen mit Embryonen und Jungfischen rundeten die Studie ab.

Im ersten Arbeitspaket (WP 1: Fischökologie) wurden größen- und altersbasierte demographische Rechenmodelle für Renken entwickelt und ihre Vorhersagekraft mit empirisch gefundenen Populationsschwankungen (Daten von H. Gassner, Bundesamt für Wasserwirtschaft) verglichen. Matrizen-Modelle die auf den Größen der Fische basieren zeigten dabei deutliche Vorteile gegenüber Modellen die auf der Altersstruktur einer Population aufbauen. Daher wurden für weitere Simulationsrechnungen die größenbasierten Modelle bevorzugt. Zu Beginn des Projektes wurde mit Hilfe kommerzieller Software (RAMAS – Risk Analysis and Management Alternatives Software) gearbeitet, im weiteren Verlauf des Projektes ergab sich eine Kooperation mit dem Institute for Applied Systems Analysis (IASA) in Laxenburg, wodurch zu selbst programmierten Modellen in „R“ gewechselt wurde. Im letzten Projektjahr wurden die Rechenmodelle verfeinert um die direkten Effekte des erwarteten Temperaturanstieges zu integrieren (Arbeitspaket 4). Obwohl nach unseren Modellen die erhöhten Temperaturen nur geringe Auswirkungen auf das Wachstum der Fische haben werden, zeigen die Überlebensraten deutliche Abnahmen. Aus den Simulationen ergeben sich aufgrund der Zunahme der Wassertemperaturen deutlich negative Populationsentwicklungen unter den heutigen Bewirtschaftungsmaßnahmen (Ausfang und Besatz). Die Auswirkungen der Blaualgengifte wurden nach unseren Untersuchungen (siehe Arbeitspakete 2 und 3) als

vernachlässigbar eingestuft, zumindest in ökologisch realistischen Situationen, und wurden deshalb nicht explizit modelliert. Die Bewirtschafter der Gewässer sollten die Verminderung des Populationswachstums bei erhöhten Temperaturen berücksichtigen und die Ausfänge entsprechend beschränken. Trotzdem sehen wir keine unmittelbare Gefahr für den langfristigen Bestand der Reinanken in den Voralpenseen.

2 Hintergrund und Zielsetzung

Die österreichischen Voralpenseen durchliefen in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts eine Phase der Überdüngung (Eutrophierung) durch ungereinigte Abwässer. Die gesteigerte Nährstoffzufuhr bewirkte Algenblüten und in der Folge Sauerstoffschwund in den tiefen Gewässerzonen. Schwere Einbußen für die österreichische Tourismusindustrie und die lokale Fischereiwirtschaft waren die Folge. Nach großen Anstrengungen in der Wasserreinigung befinden sich die überwiegende Zahl der heimischen Seen wieder in einem guten ökologischen Zustand und die Bestände von empfindlichen Fischarten wie Saiblinge und Renken (=Coregonen, Felchen) haben sich weitgehend erholt. Im Zuge der weltweiten Klimaveränderung wird jedoch eine neuerliche Gefährdung der Voralpenseen befürchtet, indem die Nährstoffzufuhr durch klimatische Faktoren eher zunehmen wird. Dies kann einerseits direkt durch Temperaturanstiege im Tiefenwasser erfolgen oder indirekt durch veränderte Niederschlagscharakteristika und damit verbundene Erosionsereignisse. Die Bestände von Fischarten, deren ökologische Ansprüche eng an kühle, sauerstoffreiche und daher nährstoffarme Gewässer gebunden sind (Lachsverwandte [Salmoniden] wie Saiblinge, Forellen und Renken), könnten dadurch wieder gefährdet sein. Einerseits durch Habitatsbeschränkungen durch mächtigere und wärmere Oberflächenschichten und gleichzeitig sauerstoffärmere Tiefenschichten und andererseits durch Störungen des Fortpflanzungserfolges durch Sauerstoffmangel der sich am Gewässerboden entwickelnden Eier. Neben den direkten Effekten von Temperaturveränderungen müssen auch indirekte Effekte der Klimaänderung über die Planktongemeinschaft berücksichtigt werden. Verstärktes Algenwachstum kann aufgrund längerer Vegetationsperioden und verstärkter Nährstoffzufuhr erwartet werden. Besonders Blaualgen der Art *Planktothrix rubescens* sind von hervorragender Bedeutung da diese in unseren Seen stark verbreitet sind und dazu noch Gifte produzieren die andere Komponenten der Planktongemeinschaft beeinflussen und leberschädigende Wirkung auf Wirbeltiere zeigen. Negative Auswirkungen dieser Gifte auf das Überleben von empfindlichen Fischembryonen und Larven wurden in früheren Untersuchungen gezeigt, jedoch bestehen noch Wissenslücken in Bezug auf die Wirkungen sublethaler Konzentrationen dieser Gifte. Welche Rolle diese Blaualgen und ihre Gifte unter derzeitigen Verhältnissen bzw. unter zukünftigen Verhältnissen bei Klimaveränderungen in den Planktongemeinschaften unserer Seen spielen und welche Wirkungen auf die

Populationen von Renken zu erwarten sind, sollte im vorliegenden Projekt untersucht werden.

Folgende spezifische Ziele wurden verfolgt:

- 1) Klassenstrukturierte (Altersklassen oder Größenklassen) Populationsmodelle von Renken in österreichischen Voralpenseen zu erstellen die die demographische Entwicklung unter gegenwärtigen Managementszenarien vorhersagen.
- 2) Populationsmodelle der Blaualge *Planktothrix rubescens* zu erstellen die das Risiko für Massentwicklungen unter verschiedensten klimatischen Einflüssen wie Temperatur, Strahlungsstärke, Seeschichtung und Saisonalität prognostizieren.
- 3) Die ökotoxikologischen Auswirkungen der Blaualgen bzw. ihrer Gifte auf demographische Parameter der Renken zu quantifizieren, insbesondere auf frühe Lebensstadien und Reproduktion.
- 4) Die vorgenannten Ergebnisse zu integrieren um Populationsentwicklungen der Renken unter künftigen Klimaszenarien vorherzusagen (direkte Effekte) und den Einfluss möglicher Blaualgenblüten, gesteigerter Toxinproduktion und die Wirkung auf die Planktongemeinschaft und auf Renkenbestände abzuschätzen (indirekte Effekte).

3 Projektinhalt und Ergebnis(se)

Im ersten Arbeitspaket (**WP 1 – Fischökologie**) wurden im Rahmen einer Dissertation (Harald Ficker) demographische Modelle für Renken der Voralpenseen entwickelt und verglichen. Es wurden altersbasierte und längenbasierte Matrizenmodelle konstruiert die auf den empirisch gefundenen Frequenzverteilungen und Vitalparametern beruhen. Ein Datensatz für die Renkenpopulation des Irrsees wurde von Dr. Hubert Gassner vom Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling bereitgestellt. Diese lange Datenreihe basiert auf standardisierten Kiemennetzfängen jeweils im Oktober zwischen den Jahren 2000 und 2010. In einem ersten Schritt wurden die jährlichen Befischungsergebnisse bezüglich des Fangaufwandes (Fang pro 100m² Netzfläche und 12 Stunden Exposition) normiert. Die durchschnittlichen Längen- und Altersverteilungen wurden unter Berücksichtigung der Netzselektivitäten bestimmt um realistische und fehlerfreie Daten für die Irrsee-Population zu bekommen. Vitalparameter, wie Überlebens- und Reproduktionsraten wurden berechnet und damit je ein Populationsmodell erstellt. Die Simulationsergebnisse zeigten deutliche Unterschiede zwischen dem längenbasierten und dem altersbasierten Modellen. Das liegt daran, dass konventionelle, altersbasierte Modelle alle überlebenden Individuen einer Klasse bei Ablauf des Jahres in die nächste Altersklasse verschieben, während längenbasierte Modelle dies nur in Abhängigkeit vom somatischen Wachstum tun. Daher wurden Übertrittswahrscheinlichkeiten aus den Wachstumskurven errechnet. Für den

weiteren Projektverlauf wurde entschieden die weiteren Simulationen hauptsächlich mit den längenbasierten Modellen durchzuführen um den Einfluss der Habitatterperaturen auf die Populationsentwicklung zu beleuchten. Es gehört zu den wesentlichen Vorteilen der längenbasierten Modelle, dass sie das individuelle Wachstum einbeziehen welches besonders durch veränderte Temperaturen oder auch durch Blaualgengifte beeinflusst wird. Dies könnte durch einen strikt altersbasierten Ansatz nicht simuliert werden.

Im zweiten und dritten Jahr des Projektes wurde das Modell verfeinert um noch weitere

Steuerfaktoren für die Populationsentwicklung zu berücksichtigen. Im allgemeinen wurden die Vorteile des längenbasierten Modells bestätigt, besonders die Erlangung der Geschlechtsreife war beinahe gänzlich auf die erreichten Längen und nicht auf das erreichte Alter zurückzuführen (siehe Publikationsliste: Ficker et al. im Druck). Zu Beginn unseres Projektes wurden die Modelle mit Hilfe kommerzieller Software (RAMAS – Risk Analysis and Management Alternatives Software) implementiert. Im dritten Projektjahr wurden die Modelle in Zusammenarbeit mit dem „Institute for Applied Systems Analysis – IASA“ in Laxenburg in der Programmierumgebung „R“ implementiert. H. Ficker nahm am „Young scientist summer program“ des genannten Institutes teil. Im letzten Projektjahr wurden die Populationsentwicklungen besonders im Hinblick auf veränderte Temperaturszenarien beleuchtet (Viertes Arbeitspaket - WP 4).

Die Simulationsergebnisse des ersten Projektjahres mit kommerzieller Software RAMAS zeigte die Vorteile der längenbasierten Modelle. Diese konnten die empirisch gefundenen Populationsveränderungen im Irrsee während der 12 – jährigen

Untersuchungsperiode deutlich besser beschreiben als altersbasierte Modelle die ein unrealistisch hohes Populationswachstum gegen Ende der Untersuchungsperiode suggerierten (Abbildung 1). Die weiteren

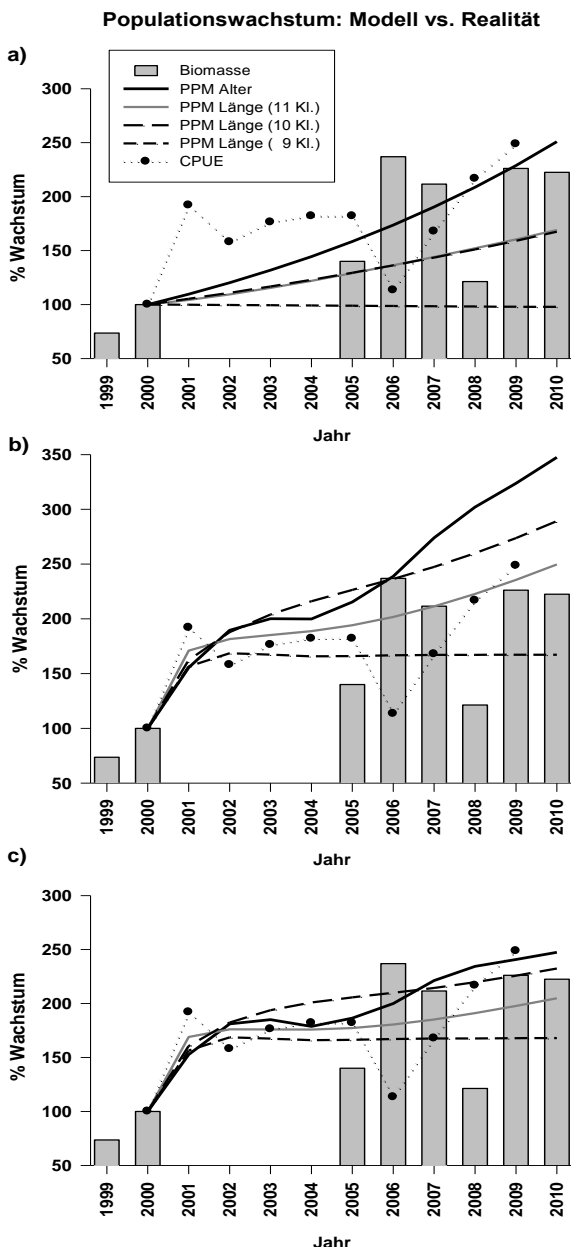


Abbildung 1: Vergleich der modellierten Populationsentwicklung (population projection matrix models PPM) und der beobachteten Entwicklung durch Echolotuntersuchungen (biomasse) und der Netzfänge (CPUE – catch per unit effort) a) basierend auf der durchschnittlichen, stabilen Längenstruktur b) der beobachteten Struktur zu Beginn, und c) Einbeziehung der Dichteabhängigkeit.

Simulationsrechnungen konnten in Zusammenarbeit mit dem „Institute for Applied Systems Analysis – IASA“ selbst programmiert werden, was den Vorteil erhöhter Flexibilität und Kontrolle ergab. Alle weiteren Entwicklungen des demographischen Modells für Renken wurden ausschließlich mit längenbasierten Modellen betrieben. Nur in diesen konnten die Auswirkungen erhöhter Habitattemperaturen durch Erhöhung des somatischen, individuellen Wachstums abgebildet werden während höhere Wassertemperaturen den Alterungsprozess nicht beeinflussen. Die Basis für eine realistische Längenstruktur einer Population bildet ein Wachstumsmodell das Alter und Länge in Beziehung setzt. In der Fischereibiologie am weitesten verbreitet ist das Wachstumsmodell nach Von Bertalanffy – ein solches Modell wurde für die Population des Irrsees erstellt (Abbildung 2). Dort wird die natürliche Variabilität des individuellen Wachstums aufgrund anabolischer und katabolischer Prozesse, hauptsächlich durch Temperatur und Nahrungsverfügbarkeit hervorgerufen, ersichtlich.

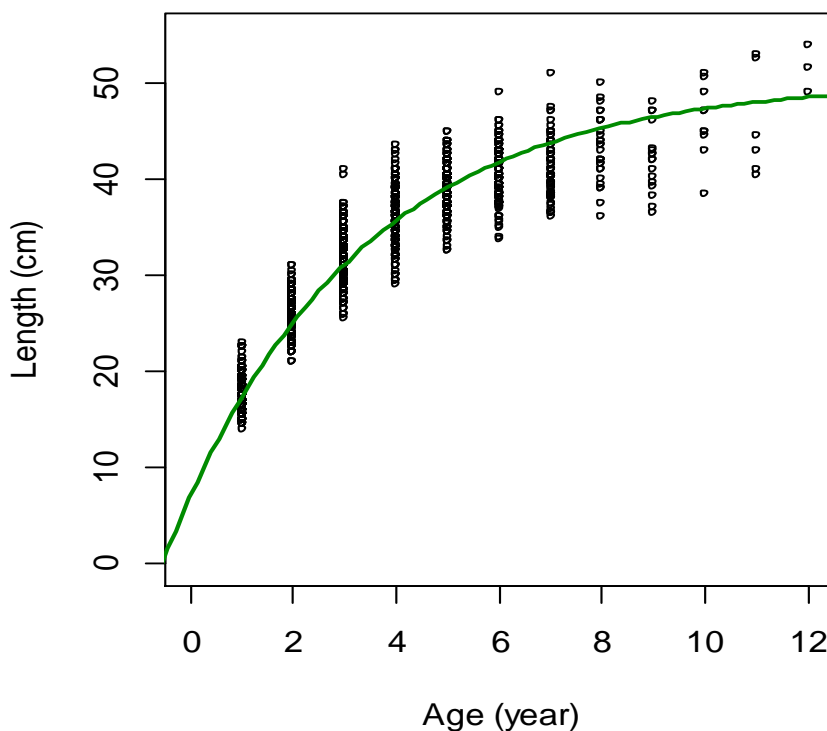


Abbildung 2: Wachstumsverlauf der Irrsee-population. Die Symbole zeigen die Längen für die jeweiligen Altersklassen für insgesamt 2013 Fische die über neun Jahre verteilt gefangen wurden. Die grüne Linie zeigt die Anpassungskurve nach dem VonBertalanffy Wachstumsmodell.

Die Analyse der Daten bezüglich der Erreichung der Geschlechtsreife ergab, dass dies beinahe ausschließlich durch die erreichte Länge des Fisches bestimmt wird und unabhängig vom Alter ist (Abbildung 3 – bzw. Ficker et al. im Druck: Fish length exclusively determines sexual maturation in European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) species complex)

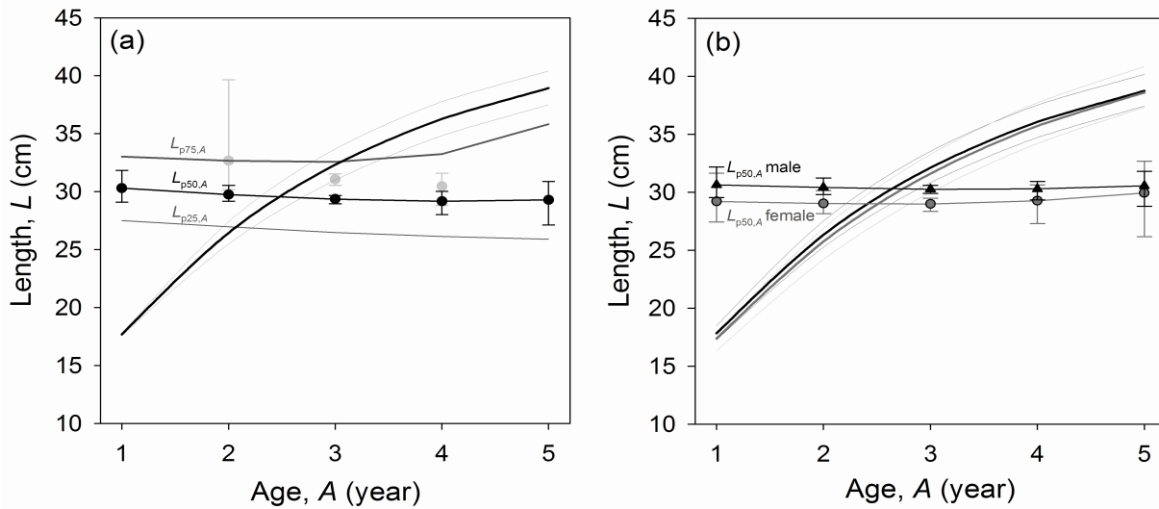


Abbildung 3: Erreichen der Geschlechtsreife (Maturität) der Renken im Irrsee. Die Symbole zeigen die Länge in der jeweiligen Altersklasse bei der 50% der Fische geschlechtsreif sind. Die durchgezogenen Linien stehen für die Wachstumskurven bei a) der ganzen Population und bei b) separate für Männchen (Dreiecke) und Weibchen (Kreise). Die Abweichungen sind durch Konfidenzintervalle (2,5% bis 97,5%) gekennzeichnet.

Im dritten und letzten Projektjahr konzentrierten sich die Arbeiten auf die Einbeziehung der Effekte veränderter Habitatterperaturen um $+1^\circ$ bzw. um $+2^\circ\text{C}$ durch die Modifikation der zugrundeliegenden Wachstumskurve. Obwohl die Parameter in der Wachstumskurve bei diesen Temperaturerhöhungen nur geringfügig verändert werden, resultieren nach den Modellen von Pauly (1980) deutlich verringerte Überlebenswahrscheinlichkeiten (Abbildung 4)

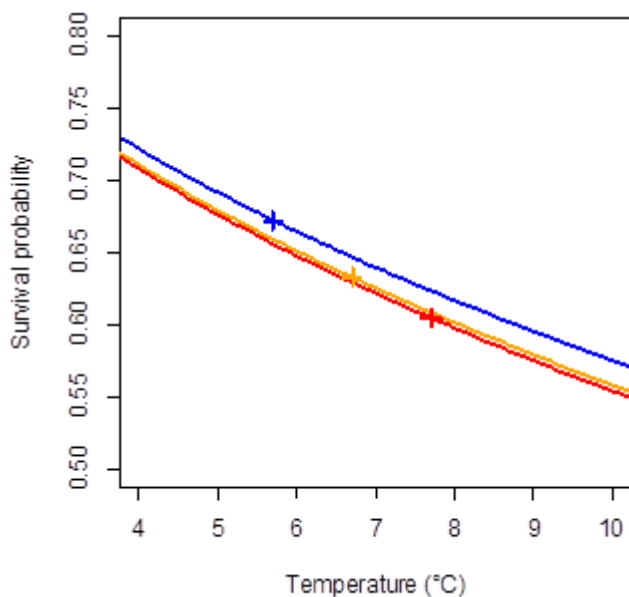


Abbildung 4: Temperaturabhängigkeit der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit. Diese Funktionen sind aus drei temperaturspezifischen von Bertalanffy Wachstumskurven nach den Gleichungen in Pauly (1980) abgeleitet. Die blaue Linie entspricht den heute beobachteten durchschnittlichen Wassertemperaturen im Habitat, die gelbe Linie den um 1° erhöhten Temperaturen und die rote Linie um 2° erhöhten Temperaturen. Die Kreuze bezeichnen jene Werte die für die weiteren Simulationen verwendet wurden.

Die Simulationsergebnisse des vollen Matrizenmodells ergab einen deutlich negativen Einfluss der Temperaturerhöhungen auf die Populationsentwicklung der Renken wenn

Bewirtschaftungsmaßnahmen die Besatz und Ausfang unberücksichtigt blieben (Abbildung 5).

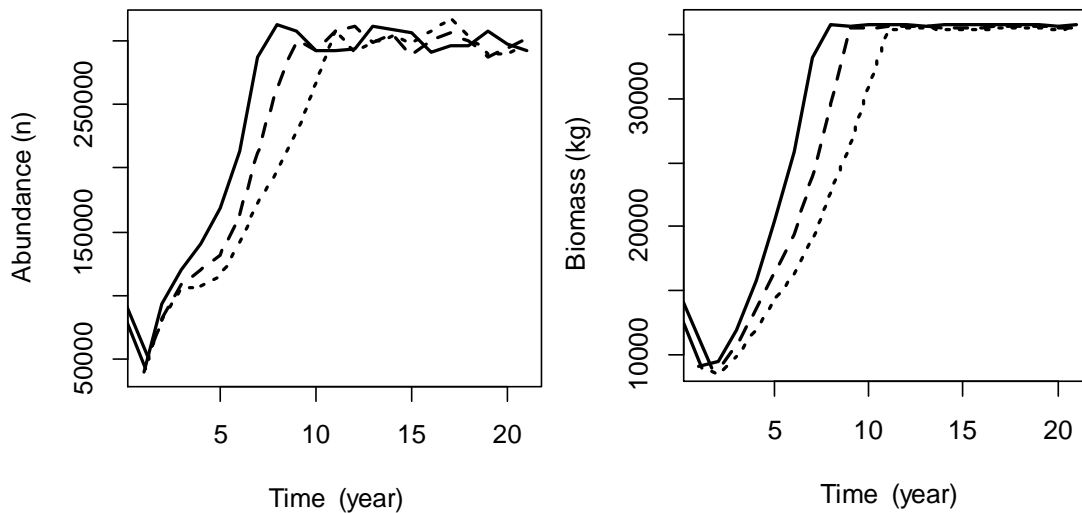


Abbildung 5: Populationsentwicklung der Renken des Irrsees bezüglich Abundanz (links) und Biomasse (rechts) nach Simulationsrechnungen über 20 Jahre. Erhöhte Habitattemperaturen (+1°C strichlierte Linie und +2°C gepunktete Linie) ergeben deutlich geringeres bzw. verzögertes Populationswachstum gegenüber heute gemessenen Temperaturen (durchgehende Linie).

Die Simulationen der Entwicklung von Populationsgröße und Biomasse verliefen deutlich anders, wenn der durchschnittliche, jährliche Ausfang durch die Angelfischerei (3000 Renken pro Jahr) berücksichtigt wurde. Trotzdem wurde die Habitatkapazität innerhalb des Simulationszeitraumes für die ersten beiden Temperaturszenarien (heute gemessen und +1°C) erreicht (Abbildung 6). Die Simulationen zeigen, dass der Ausfang ohne gleichzeitigen Besatz bei einer Temperaturerhöhung um 2° nicht aufrechterhalten werden kann. Unter diesem Szenario würde die Renkenpopulation innerhalb von 19 Jahren aussterben.

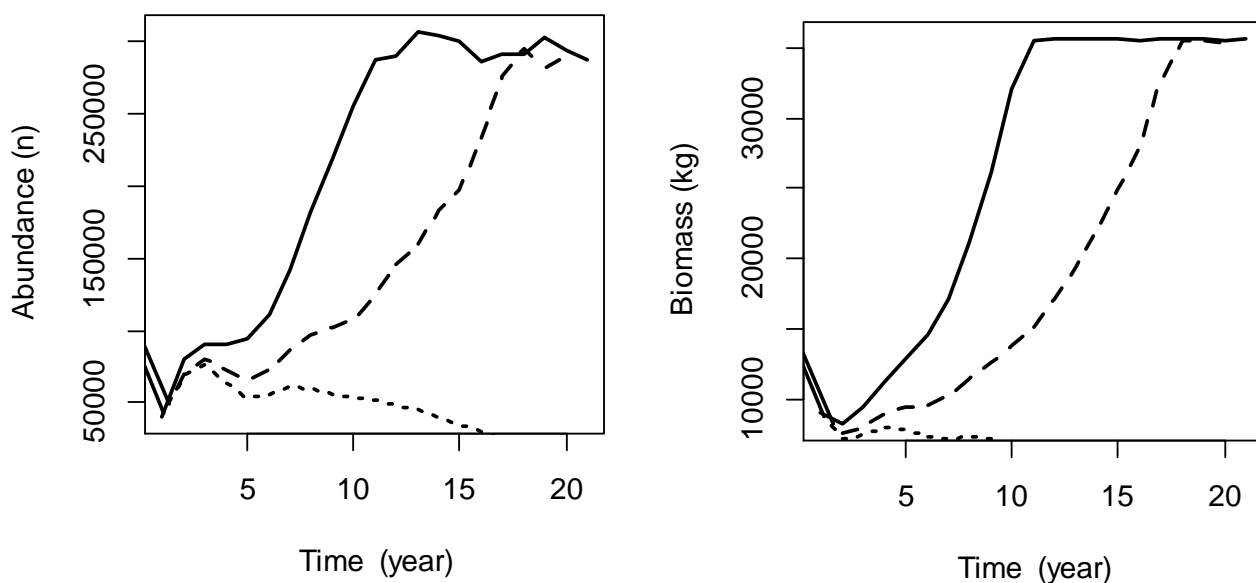


Abbildung 6: Simulationen die den Ausfang und die Temperaturerhöhung berücksichtigen. Linenspezifikation wie Abb. 5.

Für den Bestand der Irrsee-Population scheint nach diesen Simulationsrechnungen der Besatz eine wichtige Managementmaßnahme zu sein, besonders, da der Ausgang relativ hoch ist. Der praktizierte Besatz mit Larven und einsömmrigen Besatzfischen in Kombination mit dem derzeitigen Ausgangniveau resultierte in einem etwas geringeren Populationswachstum als unser erstes Szenario ohne Managementmaßnahmen. In diesen Simulationen erreichte die Population die Habitakapazität im siebenten Jahr unter dem derzeitigen Temperaturregime, im neunten Jahr bei Erwärmung um 1°C und im zwölften Jahr bei 2°C Erwärmung (Abbildung 7).

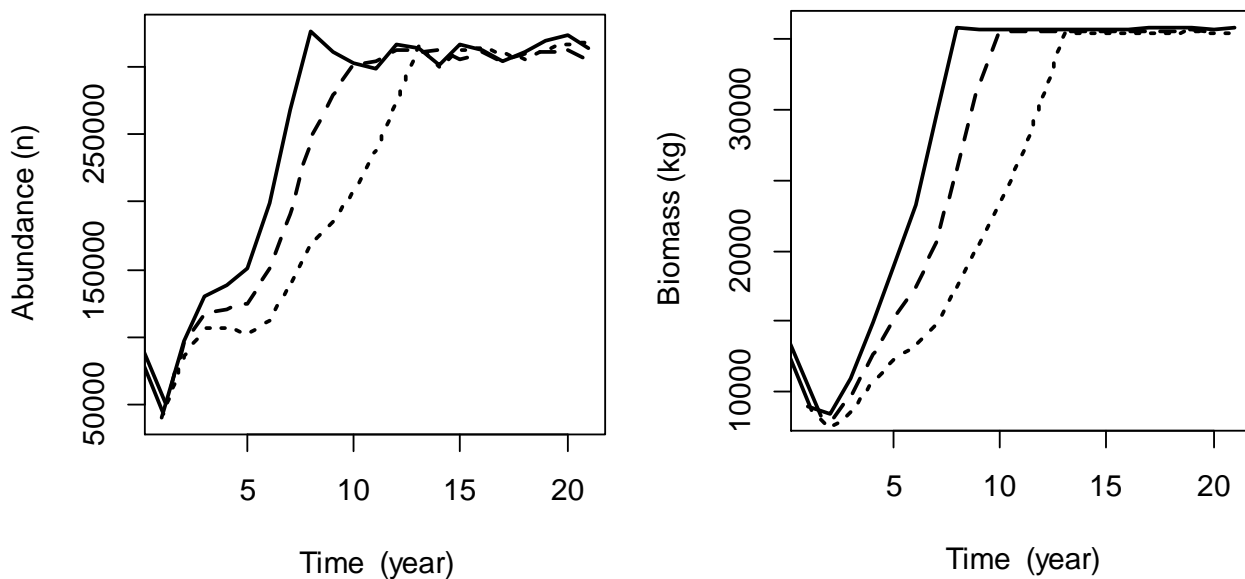


Abbildung 7: Simulationsergebnisse unter Berücksichtigung der Erwärmung, des Ausfanges und des Besatzes. Linienspezifikation wie Abbildung 5.

Die letzten Simulationen mit dem vollen längenstrukturierten Matrizenmodell berücksichtigte die Erwärmung, den Besatz, den Ausgang und zusätzlich noch einen erhöhten Raubdruck auf die Larven und Jungfische. Wenn der Raubdruck (die Mortalität) durch Fressfeinde in den beiden ersten Längenklassen auf 4% erhöht wurde, hatte das einen starken Einfluss auf das Populationswachstum. Das Populationswachstum ging zurück und die Biomasse wurde innerhalb von 20 Jahren auf die Hälfte reduziert wenn mit 1° Erwärmung errechnet wurde. Die Kapazität konnte nur in mit den heute beobachteten Temperaturen erreicht werden und auch erst im vierzehnten Jahr (Abbildung 8). Wir simulierten auch den alleinigen Effekt des Ausfanges in Kombination mit erhöhtem Raubdruck auf Larven und Jungfische ohne gleichzeitige Besatzmaßnahmen. Hier war ein rasches Aussterben, auch unter derzeitigen Temperaturverhältnissen zu erkennen. Daher würde bei erhöhtem Räuberdruck ein Besatz notwendig sein, zumindest unter den gegenwärtig hohen Ausfängen.

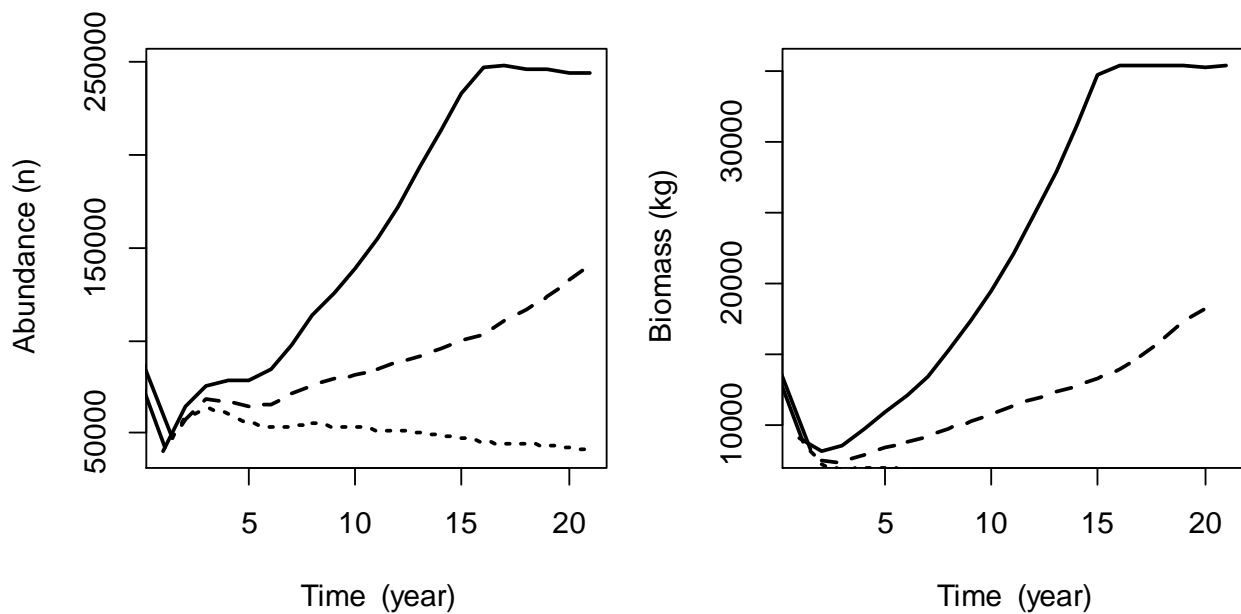


Abbildung 8: Simulationsergebnisse die die Temperaturerwärmung, Ausfang, Besatz und erhöhten Raubdruck auf die Larven berücksichtigen. Linienspezifikation wie Abbildung 5.

Die indirekten Effekte der Blaualgengifte waren nach unseren eingehenden Untersuchungen (siehe Ergebnisse der Arbeitspakete 2 und 3) unter realen, ökologischen Bedingungen kaum zu erkennen und wurden als vernachlässigbar eingestuft. Daher wurden sie in unseren Modellrechnungen nicht weiter berücksichtigt.

Im zweiten Arbeitspaket (**WP 2 – Algenökologie**) wurde die Algengemeinschaft des Mondsees über zwei Jahre untersucht. Das Phytoplankton bestand hauptsächlich aus Diatomeen, Chrysophyten, Dinoflagellaten und ungiftigen Cyanobakterien wie *Chroococcus*, *Lyngbya*, *Woronochinia*, *Aphanocapsa*. *Planktothrix* erreichte mit maximal 5% des Biovolumens nur einen geringen Anteil des Phytoplanktons. Während des Untersuchungszeitraumes blieb die Phosphorkonzentration weitgehend unverändert und schwankte zwischen 9-10 µg/L. Dieser Konzentrationsbereich ist schon seit den frühen 80er Jahren des 20. Jh., seit die Kläranlage in Betrieb ging, recht stabil.

Über die gesamte Zeitperiode zeigte *Planktothrix* erhöhte Dichten im Juni 2010 und dann im Oktober-November 2011 (Abbildung 9). Ein Vergleich der durchschnittlichen Biovolumina der Jahre 2010 und 2011 ergab, dass die Konzentrationen von *Planktothrix* zwischen den beiden Jahren signifikant unterschiedlich waren. Während ab Juni 2010 ein rückläufiger Trend der Konzentrationen bis Frühjahr 2011 erkennbar war, stiegen die durchschnittlichen Biovolumina von September bis November 2011 stark an (Abbildung 10).

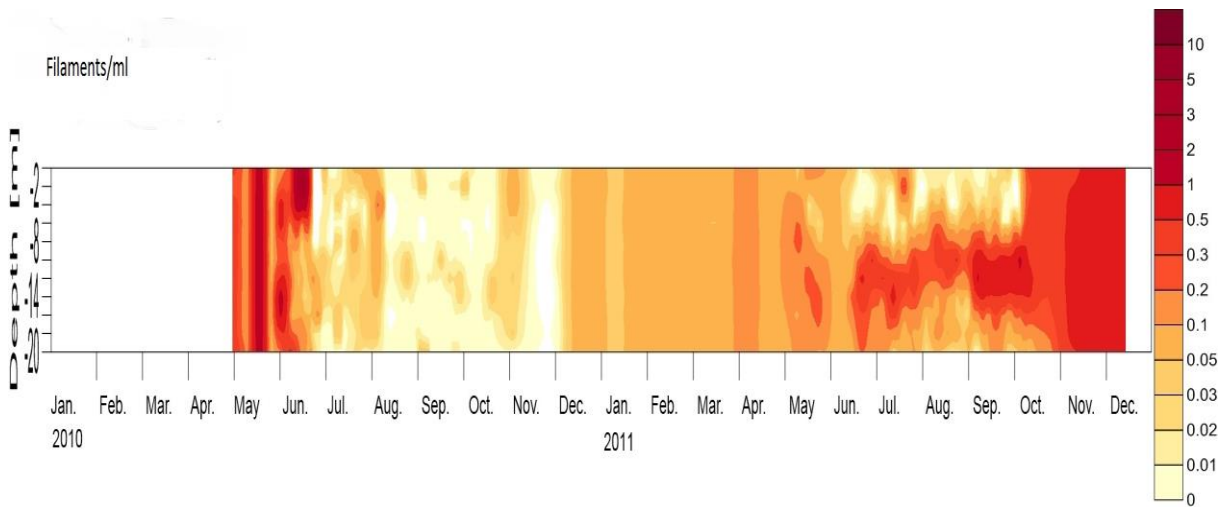


Abbildung 9: Entwicklung der *Planktothrix*- Dichten (Filamente/ml) im Mondsee von 2010 bis 2011.

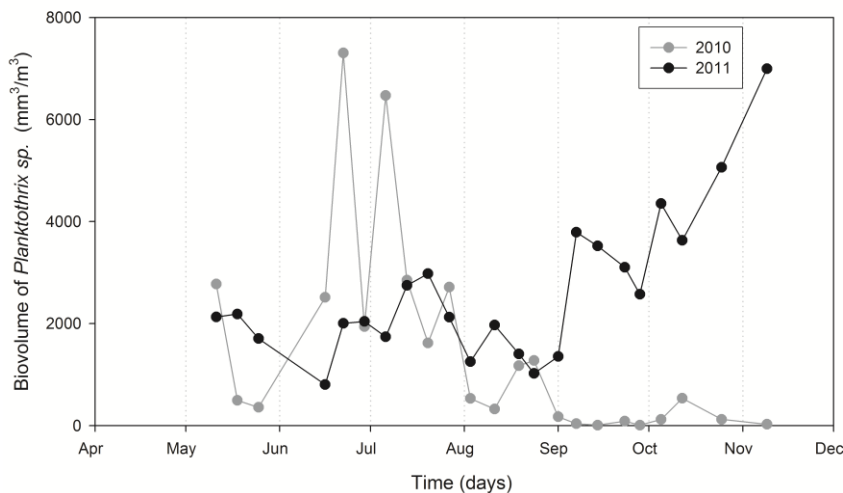


Abbildung 10: Durchschnittliche Konzentrationen von *Planktothrix* sp. Zwischen 0 und 20 m Tiefe im Mondsee in den Jahren 2010 und 2011.

Die beobachteten spezifischen Wachstumsraten von *Planktothrix* schwankten 2010 zwischen $-0,27$ - $0,14 \text{ Tag}^{-1}$ und 2011 zwischen $-0,03$ und $0,06 \text{ Tag}^{-1}$. Im Schnitt lagen die Wachstumsraten die mit dem Walsby-Modell berechnet wurden etwas über den beobachteten Wachstumsraten, vor allem weil letztere netto-Wachstumsraten darstellen. Trägt man die beobachteten Wachstumsraten gegen die berechneten Wachstumsraten auf zeigt sich eine sehr klare Regression mit einem hohen Korrelationskoeffizienten ($r^2=0,88$; Abbildung 11).

Um die Unterschiede in den Wachstumsbedingungen für *Planktothrix* zwischen beiden Untersuchungsjahren näher zu beleuchten wurde die Stabilität der Wassersäule auf Basis täglicher Berechnungen verglichen. Besonders während der Wachstumsphase im Oktober, November 2011 zeigte sich ein deutlich höherer Schmidt-Stabilitäts Index im Vergleich zu 2010 (Abbildung 12).

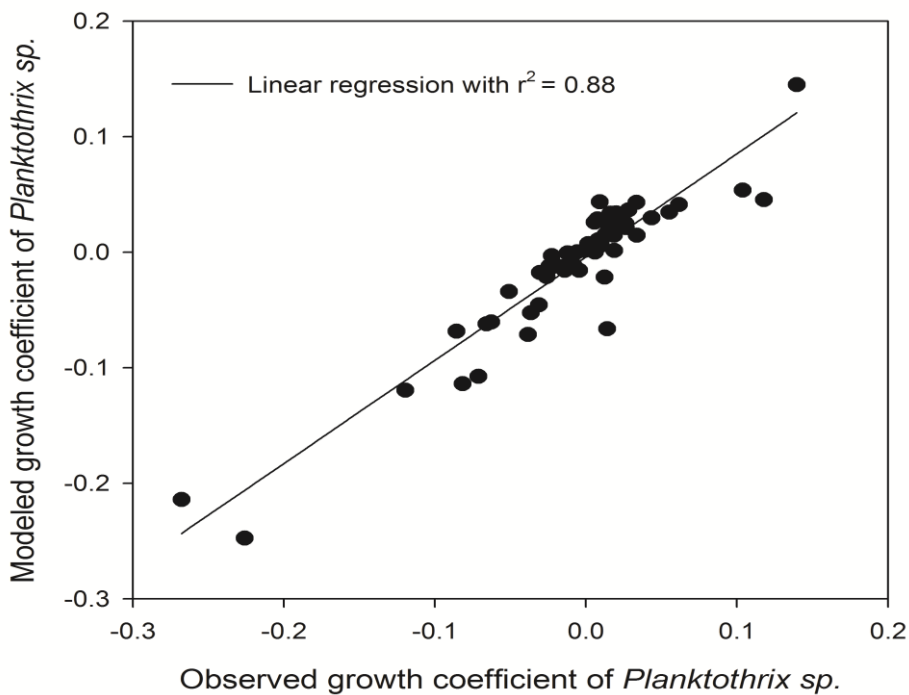


Abbildung 11: Regression zwischen beobachteter und berechneter Wachstumscoeffizienten für *Planktothrix* sp. im Mondsee 2010 und 2011.

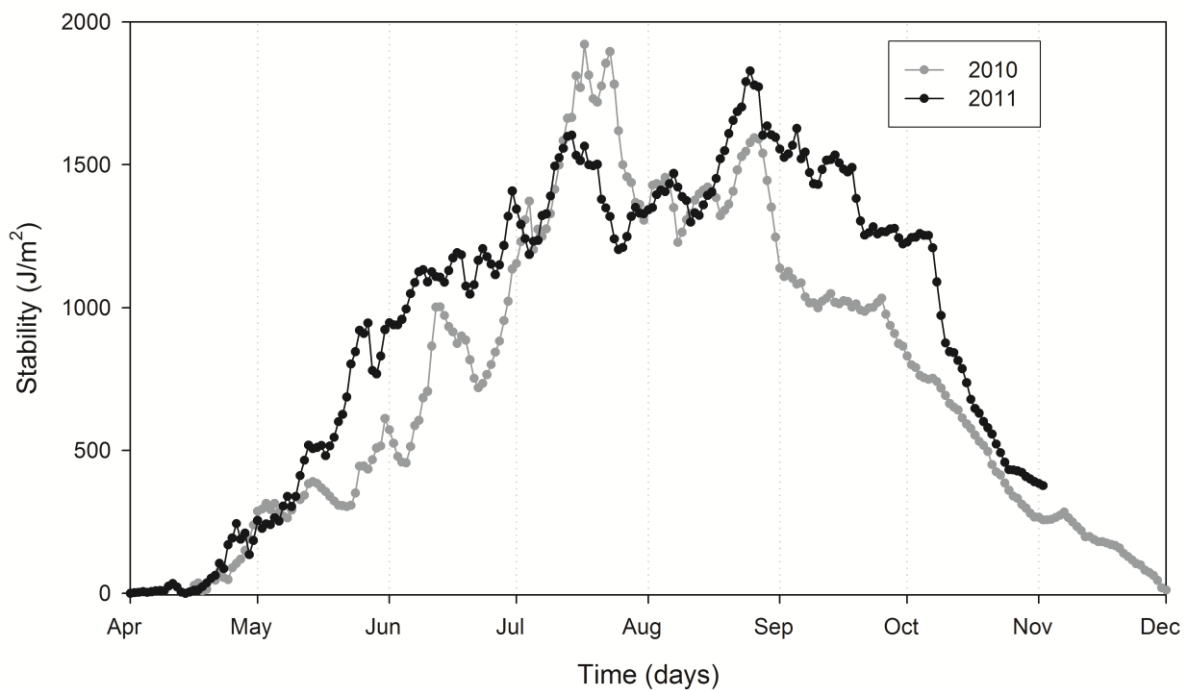


Abbildung 12: Thermale Stabilität der Wassersäule im Mondsee. Die berechneten Schmidt-Stabilitätswerte zeigen höhere Stabilitäten im Jahr 2011 im Vergleich zu 2010, besonders im September und Oktober.

Der starke Anstieg der Stabilität im Juni 2010 fiel mit dem Maximum der *Planktothrix* – Dichten im Juli weitgehend zusammen. Der Rückgang der Dichten im Sommer 2010 konnte nicht durch die Stabilitätswerte erklärt werden, da dies jedoch mit dem physiologischen Wachstumsmodell übereinstimmte, kann geschlossen werden, dass zu dieser Zeit die Lichtverfügbarkeit bzw. Temperaturverhältnisse einen wichtigen Einfluss ausübten. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass relativ kleine Änderungen in der Stabilität der Wassersäule entscheidende Vorteile für *Planktothrix* im Metalimnion durch höhere Temperaturen und Lichtverfügbarkeit bieten.

Die relativ geringen Dichten von *Planktothrix* im Mondsee führten zu Konzentrationen von Microcystin die unterhalb der Nachweisgrenze waren. Daher wurden die Microcystin-Konzentrationen aus einem großen Datensatz, der die *Planktothrix*-Dichten und dazugehörigen Microcystin-Konzentrationen aus 12 Alpenseen umfasst, abgeschätzt. Danach beliefen sich die höchsten Microcystin Konzentrationen im Juni 2010 auf $1\mu\text{g L}^{-1}$ im Metalimnion wo *Planktothrix* eine dichte Schicht bildete.

Unser Modell des Algenwachstums ermöglicht die Quantifizierung der Einflussfaktoren auf Wachstumsparameter die auf nur kleineren, graduellen Unterschieden in der Stabilität der Wassersäule beruhen. Mit den Klimaveränderungen werden genau solche Unterschiede vorhergesagt. Nach unseren modellierten und beobachteten Wachstumsdaten reichen aber diese geringen Unterschiede in der Stabilität der Wassersäule aus um starke Auswirkungen auf das Wachstum unerwünschter, schwebender Blaualgen zu erzeugen.

Im dritten Arbeitspaket (**WP 3 – Ökotoxikologie**) wurden umfangreiche Untersuchungen zur biologischen Verfügbarkeit und Wirkung der Microcystine auf Renken durchgeführt. In der Prüfungen der Adultfische im Mondsee zeigten die histologischen Befunde in den Eingeweiden und in der Leber negative Ergebnisse, also keine Hinweise auf die Anwesenheit der Gifte. Auch die Juvenilfische in den Futterexperimenten zeigten keine eindeutigen Nachweise der Microcystine. Auch die Eientwicklung bzw. Embryonalentwicklung erbrachte keine nachweisbaren Effekte auf die Entwicklungs- und Überlebensraten in den verwendeten Konzentrationen. Entgegen früherer Studien zeigen unsere Ergebnisse nur einen vernachlässigbaren Effekt der Microcystine auf die Renken, zumindest unter ökologisch relevanten, realistischen Bedingungen.

4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Fischökologie: Unsere Modellsimulationen ergaben negative Effekte steigender Habitatterperaturen auf die Populationsentwicklung der Renken wenn ausschließlich die Temperatureffekte aber weder Besatz noch Ausfang berücksichtigt wurden. Wenn das

derzeitige Ausmaß des Ausfanges durch die Angelfischerei (3000 Renken pro Jahr) berücksichtigt wurde ging das Populationswachstum weiter zurück. Trotzdem erreichte die Population die Habitatkapazität innerhalb des Simulationszeitraumes auch unter erhöhten Temperaturen. Der Ausfang kann jedoch nicht nachhaltig sichergestellt werden wenn keine Besatzmaßnahmen durchgeführt werden und die Wassertemperaturen um 2 °C steigen würden. Das völlige Verschwinden des Renkenbestandes wäre in diesem Szenario zu erwarten.

Der Besatz stellt, zumindest in manchen Populationen, eine wichtige Managementmaßnahme dar besonders wenn der Ausfang relativ hoch ist. Die durchgeführten Besatzmaßnahmen mit Larven und einsömrrigen Jungfischen in Kombination mit dem Ausfang ergab etwas niedrigere Populations-Wachstumsraten im Vergleich zu den Simulationen ohne Management. In diesem Szenario erreichte die Population die Habitatkapazität im siebenten Jahr bei derzeit beobachteten Temperaturen, im neunten Jahr bei 1° erhöhten Temperaturen und im zwölften Jahr bei 2° Temperaturerhöhung.

Das vollständige längenbasierte Matrizenmodell berücksichtigte unterschiedliche Szenarien der Temperaturentwicklung, Managementmaßnahmen und erhöhten Raubdruck auf die Renkenlarven. Besonders die Einbeziehung von 4% Mortalität in den beiden ersten Längensklassen der Matrize hatte eine deutliche Wirkung auf die Populationsentwicklung. Letztere war deutlich schwächer und die Biomasse reduzierte sich auf die Hälfte innerhalb der 20 Simulationsjahre wenn die Habitattemperaturen um 1°C erhöht wurden. Die Habitatkapazität wurde erst im vierzehnten Jahr und nur unter den derzeitigen Temperaturen erreicht, unter erhöhten Temperaturregimen gar nicht. Beim wärmsten Temperaturregime war ein deutlich erhöhtes Risiko für das völlige Aussterben der Population zu verzeichnen.

Die indirekten Wirkungen über die toxischen Blaualgen wurden als vernachlässigbar eingestuft (Siehe Arbeitspakete 2 und 3) und daher wurden diese Wirkungen in unseren Modellen nicht explizit berücksichtigt. Den Fischereiberechtigten und Managern wird empfohlen das verminderte Populationswachstum unter erhöhten Temperaturen zu berücksichtigen und die Managementmaßnahmen wie Ausfangbeschränkungen und Besatz anzupassen. Zusammenfassend sehen wir aber keine, unmittelbare Gefahren für den Bestand der Renkenpopulationen. Im Falle, dass sich der derzeitige zeitliche Abstand zwischen dem Schlupf der Larven und der Aktivität der Räuber (z.B. Flussbarsch, *Perca fluviatilis*) hin zu einer zeitlichen Überlappung verändern sollte, würden unsere Simulationen ein hohes Risiko für den Fortbestand der Renkenpopulationen vorhersagen. Ein solcher Wechsel ist derzeit aber nicht zu befürchten.

Algenökologie: Unser Wachstumsmodell erlaubte nicht nur die Beschreibung der saisonalen und jährlichen Schwankungen der Biomasse von Planktothrix sondern half die entscheidenden physikalischen Faktoren zu erkennen. Es konnte gezeigt werden, dass ein nur moderater Anstieg in der Stabilität der Wassersäule im Herbst 2011 für zwei Monate

zu einem starken Anstieg der *Planktothrix* Biomasse führte. Nachdem unerwünschte Blaualgen wie z.B. *Planktothrix* allgemein zu den relativ langsam wachsenden Gruppen gehören und daher Algenblüten erst im Spätsommer und Herbst ausbilden ist jede Verlängerung der Wachstumsperiode im Herbst von entscheidender, ökologischer Relevanz. *Planktothrix* zeigte auch einen deutlichen Biomasse-Anstieg beim Eintritt einer stabilen Wassersäule im Mai-Juni 2010. Unser Modell legte nahe, dass der folgende Biomasseabfall, eher durch Temperatur und Lichtverfügbarkeit verursacht wurde, er konnte jedoch nicht auf die Schmidt-Stabilität zurückgeführt werden. Daher könnten wiederholte Mischungsereignisse aufgrund unsteter Witterungsbedingungen zu diesem Rückgang der *Planktothrix*-Biomasse im Sommer 2010 beigetragen haben.

Ökotoxikologie: Im Gegensatz zu vorangegangenen Studien zeigten unsere Ergebnisse, dass die Blaualgengifte (Microcystine) nur einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Renkenpopulationen haben, zumindest unter realistischen, ökologischen Bedingungen.

C) Projektdetails

5 Methodik

Die zukünftige Entwicklung von Fischpopulationen unter dem Einfluss veränderter Temperaturen und eventuell erhöhten Konzentrationen von Blaualgengiften kann nur durch Modellsimulationen abgeschätzt werden. Daher wurde ein entsprechender Forschungsansatz gewählt.

Das benutzte demographische Modell setzte sich aus 55 Längenklassen mit einer konstanten Klassenbreite von 1 cm zusammen. Die Übertritts-Wahrscheinlichkeiten wurden aus zweiphasigen Wachstumskurven unter Berücksichtigung der Wachstumsvariabilität (Standardabweichung: 0,3) errechnet. Die Wachstumskurven wurden an empirische Alters-Längendaten angepasst und bestanden aus einer linearen Komponente, für die Jungfische im ersten Lebensjahr, und einer zweiten Komponente für die älteren Fische, die eine temperaturabhängige „Von Bertalanffy Wachstumskurve“ darstellte. Die Übertritts-Wahrscheinlichkeiten wurden durch Integration der log-normalen Zuwächse der 55 Längenklassen ermittelt. Anschließend wurde klassenspezifische und temperaturabhängige Überlebenswahrscheinlichkeiten nach einer Gleichung aus Pauly (1991) berechnet. Die Überlebenswahrscheinlichkeit für die Eier und Larven bis in den ersten Sommer wird generell als sehr gering angesehen und liegt im Bereich von 0,02% bis 0,16%. Auch für die erste Längenkategorie der Jungfische müssen höhere Sterberaten angenommen werden als für die größeren Fische, daher wurden die Überlebensraten für die ersten beiden Längenkategorien (0-2 cm) mit einem fixen Wert von 4,95% belegt. Dieser Wert wurde aus den monatlichen Sterberaten extrapoliert die wiederum auf geschätzten täglichen Sterberaten von 6% für Embryonalstadien nach Wahl & Löffler (2009) beruhen. Die Reproduktionsrate in einer Längenkategorie stellt die Zahl an Nachkommen eines Fisches dar, welche bis zur ersten Längenkategorie (0-1 cm) überleben. Diese effektive Fekundität (F_i) beruht auf der Fekundität f , das ist die Zahl der Eier pro Gewicht eines Mutterfisches, auf dem Durchschnittsgewicht eines Mutterfisches w in einer Längenkategorie, der Überlebenswahrscheinlichkeit der Eier q , dem Anteil geschlechtsreifer Individuen in einer Längenkategorie m und dem Geschlechterverhältnis r .

$$F_i = fw_i m_i r_i q. \quad (1)$$

Die Überlebensraten der Eier wurden auf 2,77% geschätzt, und zwar nach den täglichen Sterberaten aus Wahl & Löffler (2009) und einer Ei-Entwicklungszeit von 100 Tagen im Irrsee. Messungen der Fekundität wurden an den gefangenen Fischen vorgenommen und beliefen sich auf 19,2 Eier pro Gramm Fischgewicht. Das Geschlechterverhältnis war 1:1

und das Durchschnittsgewicht in einer Längenklasse wurde aus der Längen – Gewichts Regression entnommen

$$w_i = \alpha l_i^\beta, \quad (2)$$

wobei die Parameter α und β aus der Regressionsanpassung durch Minimierung der Abweichungs-Quadratsummen an individuelle Daten für Länge und Gewicht ermittelt wurden. Der Anteil geschlechtsreifer Individuen in einer Längenklasse wurde durch eine sigmoide Funktion, basierend auf den beobachteten Reifezuständen der Gonaden der Fische, beschrieben

$$m_i = \frac{\alpha}{1 + \exp\left(-\frac{l_i - \beta}{\gamma}\right)} \quad (3)$$

wobei die Parameter α , β und γ wieder durch Regressionsanpassung berechnet wurden. Die fertige, längenstrukturierte Matrize A besteht aus Elementen für die effektive Fekundität F_i und den Überlebenswahrscheinlichkeiten S , wobei $S_{r,i,j}$ die Wahrscheinlichkeit zu Überleben und in der gleichen Größenklasse zu bleiben beschreibt und $S_{g,i,j}$ die Wahrscheinlichkeit beschreibt zu Überleben und in die Größenklasse j zu wachsen

$$A = \begin{pmatrix} S_{r1,1} & F_2 & F_3 & F_4 & \dots & F_j \\ S_{g1,1} & S_{r2,2} & 0 & 0 & \dots & 0 \\ S_{g2,1} & S_{g1,2} & S_{r3,3} & 0 & \dots & 0 \\ S_{g3,1} & S_{g2,2} & S_{g1,3} & S_{r4,4} & \dots & 0 \\ S_{g4,1} & S_{g3,2} & S_{g2,3} & S_{g1,4} & \dots & 0 \\ S_{g5,1} & S_{g4,2} & S_{g3,3} & S_{g2,4} & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \dots & 0 \\ S_{g(i-1),1} & S_{g(i-1),2} & S_{g(i-1),3} & S_{g(i-1),4} & \dots & 0 \\ S_{gi,1} & S_{gi,2} & S_{gi,3} & S_{gi,4} & \dots & S_{ri,j} \end{pmatrix}. \quad (4)$$

Diese Matrize A wurde benutzt um die Veränderung einer Renkenpopulation (n) in der Zeit (t) zu simulieren indem

$$n_{t+1} = An_t, \quad (5)$$

berechnet wurde. Eine einfache Dichteabhängigkeit wurde inkorporiert indem exponentielles Populationswachstum nur bis zur Deckelung der Habitatkapazität (35 Tonnen für den Irrsee) erlaubt wurde. Die Populationsgröße zu Beginn der Simulationen wurde mit 40 000 Individuen festgelegt und den empirisch gefundenen Längenverteilungen nach den Kiemennetzfängen und Echolotuntersuchungen. Die Simulationen erstreckten sich über jeweils 20 Jahre und berücksichtigten 3 Temperaturszenarien (heute gemessen, +1° und +2°C).

Im zweiten Arbeitspaket (Algenökologie, WP 2) wurde den limitierenden Faktoren für das Wachstum der toxischen Blaualge *Planktothrix* im Mondsee nachgegangen. Die

Wachstumsraten der Algenzellen wurden einerseits direkt aus den Wasserproben abgeschätzt und andererseits aus den gemessenen Biovolumina und Umweltvariablen (Wassertemperatur, Stabilität der Wassersäule, Lichtverfügbarkeit) bzw. den aus Laborversuchen bekannten physiologischen Wachstumsparametern (maximale Wachstumsraten, minimale Lichtbedürfnisse). Um zu zeitlich hochauflösenden Temperaturdaten (1 Stunde) zu gelangen wurden elektronische Temperaturlaufzeichnungsgeräte (Logger) über die Wassersäule (0-15 m in 1 m Abständen gefolgt von 20, 30, 40, 50, 60 und 65 m) verankert und zwar in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling – Martin Luger und Hubert Gassner). An der gleichen Stelle, die der tiefsten Stelle des Mondsees entsprach, wurden auch wöchentlich (Mai bis Oktober) bzw. in zwei-Wochen-Abständen (während des übrigen Jahres) Wasserproben entnommen um die Blaualgengichten zu bestimmen. Dazu wurde die Epifluoreszenzmikroskopie in Kombination mit Bildverarbeitungssoftware eingesetzt, und zwar vom Mai 2010 bis November 2011. Zusätzlich wurde die Blaualgengichte über in situ Fluoreszenzmessung von bestimmten Pigmenten (Phycocyanin und Phycoerythrin) quantifiziert. Das verwendete Wachstumsmodell für Planktothrix wurde ursprünglich von Prof. A. E. Walsby (Universität Bristol, UK) entwickelt und beschreibt die Veränderung der Photosynthese und des Wachstums in Abhängigkeit von Lichteinstrahlung und Wassertemperatur aus Laborversuchen. Dieses Modell wurde für die Berechnung der Wachstumsraten im See verwendet indem Temperatur und Lichtverfügbarkeit in Stundenintervallen und für jede Tiefenzone zugrunde gelegt wurden. Zur weiteren Verwendung im Arbeitspaket 3 (Ökotoxikologie) wurden sowohl ein giftproduzierender Stamm (der Microcystin hauptsächlich in der weniger toxischen Form MC-RR produziert) und ein ungiftiger Stamm von Planktothrix in Massenkulturen in 20 Liter Flaschen produziert. Circa 100 Gramm Trockengewicht wurden von jedem Stamm geerntet um später in den Fressversuchen mit jungen Renken Verwendung zu finden (siehe WP 3). Zusätzlich wurden die beiden Giftvarianten (MeAsp, Mdha]-MC-LR, m/z 981 and [Asp, Dhb]-MC-RR, m/z 1024) aus den Algenkulturen aufgereinigt. Dazu wurde semi-preparative HPLC eingesetzt unter Verwendung der Protokolle von Christiansen et al. (2008). Diese Substanzen wurden für die Versuche mit Renkeneiern bzw. Embryonen verwendet. Die Aktivität der Toxine wurde mit einem kolorimetrischen Protein-Phosphatase-Inhibitions-Assay festgestellt.

Die Ökotoxikologischen Untersuchungen (Arbeitspaket 3) bezüglich der Microcystine und ihrer Wirkung auf Renken wurden an drei Entwicklungsstadien der Fische (Adult, Juvenil, Embryonal) durchgeführt und in verschiedenen Expositionsszenarien bzw. Expositionswegen (generell, trophisch, aquatisch). Dabei variierten auch das

Kontrollniveau (Freilanduntersuchungen und Laborexperimente) und die Kriterien für Exposition und Effekte (Tabelle 1). Die Testsubstanzen bestanden aus MC-RR, der weniger toxischen Variante des Blaualgengiftes. MC-LR, die giftigere Variante wurde als Positivkontrolle verwendet. Beide Giftvarianten wurden aus Algenkulturen der lokalen Stämme im Arbeitspaket 2 gewonnen.

Table1: Study design for the ecotoxicological analyses indicating the life history phases of the Coregonids examined from the different study sites and routes of exposure as well as the analyses performed for exposure and effect characterization.

Phases	Sites	Routes	Analyses
Adult	Field	Generalized, unspecified (natural)	Exposure analysis (clinical examination) <ul style="list-style-type: none"> – Intestine (coloration) – Bile fluid (coloration) Exposure analysis (histochemistry) <ul style="list-style-type: none"> – Gut contents – Intestine – Liver Effect analysis (morphometry) <ul style="list-style-type: none"> – Condition Effect analysis (histopathology) <ul style="list-style-type: none"> – Liver
Juvenile	Lab	Trophic	Exposure analysis (histochemistry) <ul style="list-style-type: none"> – Gut contents – Intestine – Liver Effect analysis <ul style="list-style-type: none"> – Feeding behavior – Development (OECD 2000) – Liver (histopathology)
Embryo	Lab	Aquatic	Effect analysis <ul style="list-style-type: none"> – Development (OECD 2006; DIN 2009;)

Für die Expositionsanalysen bezüglich der biologischen und toxikologischen Verfügbarkeit der Giftstoffe (Microcystine) wurden Proben des Darmgewebes, der Darminhalte und Leberproben von adulten Fischen aus dem Freiland (Mondsee) und von juvenilen Fischen aus den Fressversuchen im Labor mit immunhistochemischen Methoden untersucht. Zusätzlich wurden die Leberproben einer Histopathologischen Untersuchung zugeführt. Die Experimente wurden nach den gängigen Richtlinien für die Chemikalienprüfung (OECD 2000, 2003; DIN 2009) und nach Literaturerfahrungen durchgeführt (Tabelle 2).

Table 2: Study designs for the ecotoxicological experiments with Coregonus sp., Hallstättersee.

Stadium	Duration of exposure	MC treatments (nominal concentrations per dose)	MC application modes	General exposure conditions
Juvenil	14 d	MC-RR (mg/kg fish body wet mass l): 0.05; 0.5; 5.0; 0 (negative control)	MC added to food pellets; 2 doses per day	Holding water: adjusted lake water; continuous dynamic water supply
Embryo	67-90 d	MC-RR (microgram/l): 0.26; 2.56; 25.6; 0; MC-LR (microgram/l): 0.24; 2.38; 23.8; 0	MC added to ambient water)	Holding water: synthetic medium (DIN 2003); semistatic water supply

6 Arbeits- und Zeitplan

WP 4				
Arbeitspaket	Aufgabe	Jahr 1	Jahr 2	Jahr 3
WP1	Grobe Erstellung des Fisch-Modells	→		
	Erhebung demographischer Parameter	→	→	
	Validierung des Modells an empirischen Daten			
	Voraussage der Populationsentwicklung unter zukünftigen Klimaszenarien			→
WP 2	Quantitative Messungen der physikalischen Faktoren als Basis für die Modellierung der Einschichtung von Blaualgen	→	→	
	Quantifizierung der Dichten toxischer Blaualgen als Basis für Algenmodell und für Expositions-abschätzung der Renken	→	→	
	Modellentwicklung für des Algenwachstum, insbesondere der toxischen Blaualgen und ihrer Vertikalverteilung in Abhängigkeit von Klimaeffekten.		→	
WP3	Charakterisierung der Effekte von toxischen Blaualgen bzw. der Microcystine auf die Renkenpopulationen mittels histopathologischer Methoden im Freiland.	→	→	
	Charakterisierung der Expositions-Reaktions-beziehung für toxische Blaualgen /Microcystine bei Renken unter standardisierten und kontrollierten Labor-experimenten.	→	→	
	Modellierung ökotoxischer Effekte auf die Populationsentwicklung der Renken.			→

7 Publikationen und Disseminierungsaktivitäten

Wissenschaftliche Publikationen:

Ficker H., Mazzucco R., Gassner H., Wanzenböck J., Dieckmann, U. (im Druck). Fish length exclusively determines sexual maturation in European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) species complex. *Journal of Fish Biology*.

Ficker, H., H. Gassner and J. Wanzenböck (eingereicht): Stocking intensity and growth temperature affect anglers catch and mortality of European Lake whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.) species complex). *Ecology of Freshwater Fish*.

Niedermeyer, T., Schmieder, P., Kurmayer, R. (eingereicht): Isolation of protein phosphatase 1 inhibiting microcystins from the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* strain No80. *Journal of Natural Products*.

Ficker, H., Mazzucco, R., Gassner, H., Wanzenböck, J. & Dieckmann, U.: A management model for Alpine whitefish under temperature stress. In Vorbereitung zur Einreichung bei "Ecological Modelling".

Kurmayer, R., Trummer, P., Wanzenböck, J. & Ficker, H.: A growth model for the buoyant nuisance cyanobacterium *Plankthotrix rubescens* emphasizing light availability and water column stability but disregarding nutrient availability. In Vorbereitung zur Einreichung bei "Hydrobiologia"

Grillitsch, B., Guseck, C., Kurmayer, R. & Wanzenböck, J.: Microcystines have only a negligible effect on whitefish under realistic ecological conditions. In Vorbereitung zur Einreichung bei "Aquatic Toxicology"

Wanzenböck, J., Ficker, H., Kurmayer, R., Trummer, P., Guseck, C., Walter, I., Bartl, C. & Grillitsch, B.: Direct and indirect effects of climate change on European whitefish (*Coregonus lavaretus*) populations via the toxic cyanobacterium *Plankthotrix rubescens*. In Vorbereitung zur Einreichung beim "Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences".

Masterarbeit an der Universität für Veterinärmedizin Wien (Betreuer: Britta Grillitsch, Josef Wanzenböck): Oelberg, Leslie Dana (2012): Embryonalentwicklung von coregoniden Fischen (*Coregonus* sp. Hallstätter See): spontane Variabilität in der Ausprägung von Entwicklungsmerkmalen unter den Bedingungen ökotoxikologischer Standardprüfverfahren. Diplomarbeit, Vet. Med. Univ. Wien, pp. 71.
http://vmutpp.vu-wien.ac.at/vuw/fodok/suche.publikationen_mug_autoren?sprache_in=de&menue_id_in=106&id_in=&publikation_id_in=73159

Sonstige Disseminierungsaktivitäten:

2010:

Präsentation des Projektkonzeptes bei "Austrian Climate Day" (Vortrag J. Wanzenböck)

Präsentation des Projektkonzeptes bei der internationalen Konferenz: Fish and Climate Change – Fisheries Society of the British Isles in Belfast, Nordirland (Posterpräsentation J. Wanzenböck).

Präsentation des Projektes beim internationalen Symposium „Fresh Blood for Fresh Waters“ in Lunz, Österreich (Posterpräsentationen von H. Ficker und P. Trummer).

Dissertantenseminar an der Universität Salzburg, Organismische Biologie – Vortrag von H. Ficker.

Presseausendung von S. Wanzenböck: "Vergiftet der Klimawandel unsere Seen? - Klimafolgenforschung am Mondsee, Austria Presseagentur, Zukunftwissen, 17.3.2010.

2011:

Präsentation der vorläufigen Ergebnisse von WP1 beim „11th International Symposium on the Biology and Management of Coregonid Fishes“ – 26.30. Sept. Mondsee, Österreich (Vortrag von H. Ficker & J. Wanzenböck: „Population projection matrix models (PPMs) for whitefish (*Coregonus maraena*) derived from gillnet catch data corrected by the SELECT-method“).

Dissertantenseminar an der Universität Salzburg, Organismische Biologie – Vortrag von H. Ficker.

Präsentation der vorläufigen Ergebnisse von WP 2 beim 12. Austrian Climate Day: Vortrag von R. Kurmayer und P. Trummer: "Modelling the response of stratifying cyanobacteria to changing climate conditions in a deep mesotrophic lake".

2012-2013:

Ficker, H. interner Bericht: IASA Young Scientist Summer Program.

Präsentation der Ergebnisse von WP 2 (Algenökologie) bei der SIL Austra Konferenz in Pörtschach: Modellierung der Auswirkung veränderlicher Umweltbedingungen auf das Wachstum von Cyanobakterien in einem tiefen See der Voralpen. SIL-Austria Meeting, Pörtschach, Austria, September 28-29, 2012.

Wanzenböck J. & H. Ficker: Projekteinreichung beim FWF: Comparative evaluation of population bottlenecks in whitefish (*Coregonus lavaretus* sp. complex) with regard to global change: Survival during early life vs. habitat availability for older stages

Diese Projektbeschreibung wurde von der Fördernehmerin/dem Fördernehmer erstellt. Für die Richtigkeit, Vollständigkeit und Aktualität der Inhalte übernimmt der Klima- und Energiefonds keine Haftung.