

GEWÄSSERSCHUTZ AKTUELL

# Limnologie ausgewählter Bergseen

Limnologische Kenndaten  
Archive der Klimaentwicklung  
Fische

Land Salzburg • Reihe Gewässerschutz • Band 7 • 2010



*Land Salzburg*

*Für unser Land!*

Titelfoto: Seewaldsee (Peter Wenger, Gewässerschutz)

<http://www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz/>

#### ZITIERVORSCHLAG

SCHABER P., JÄGER P., ACHLEITNER D. (2010): Limnologie ausgewählter Bergseen in Salzburg. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 7: 7-172

SCHABER P., JÄGER P. (2010): Limnologische Beobachtungen in den Speichern Mooserboden, Wasserfallboden, Tauernmoos und Durchlaßboden. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 7: 173-192

JÄGER P., ZICK D. (2010): Fischereibiologische Untersuchungen an vier Bergseen im Bundesland Salzburg. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 7: 193-232

SCHMIDT R., KAMENIK C. (2010): Paläolimnologische Untersuchungen in Salzburger Bergseen. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 7: 233-239

JÄGER P., LAHNSTEINER F., ZICK D. (2010): Woher stammen die Saiblingspopulationen in Salzburger Gebirgsseen? – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 7: 241-269

#### IMPRESSUM

Verleger: Land Salzburg, Abteilung 4 Lebensgrundlagen und Energie – Gewässerschutz

Herausgeber: Dr. Peter Schaber

Redaktion: Mag. Angelika Brausch, Andreas Benischko

Gestaltung und Satz: Grafik Land Salzburg

Druck/Innenteil: Hausdruckerei Land Salzburg

Alle: Postfach 527, 5010 Salzburg

E-Mail: [gewaesserschutz@salzburg.gv.at](mailto:gewaesserschutz@salzburg.gv.at)

Für den Inhalt verantwortlich: Die Autoren der Beiträge

Bilder: Amt der Salzburger Landesregierung, Gewässerschutz bzw. beim Bild genannte Autoren

ISBN-13: 378-3-901934-13-8



## **Die Bergseen – Juwelen in Salzburgs Gebirgswelt**

Bergseen sind seit jeher die glänzenden Augen der Gebirgslandschaft. Das Erhalten ihres natürlichen Zustandes ist unser Auftrag für die Zukunft, ist Teil des Generationenvertrages mit unserer Jugend.

Erhalten setzt Wissen um das Heute voraus.

Bergseen sind ökologisch besonders sensible Ökosysteme, da sie an die kargen Bedingungen in großen Höhen angepasst sind und daher leicht aus ihrem ökologischen Gleichgewicht gebracht werden können.

Mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der EU hat sich auch Österreich verpflichtet die Gewässer im eigenen Land zu schützen, zu pflegen und in ihrem natürlichen Zustand zu erhalten. Das bedeutet in Umsetzung der Verpflichtungen aus dem Wasserrechtsgesetz die Überwachung und den Schutz dieser einmaligen Ressource zum Nutzen aller.

Die mehrjährige Untersuchungsreihe des Gewässerschutzes hat gezeigt, dass die Bergseen Salzburgs die zum Teil schon seit 4.000 Jahren erfolgten Nutzungen der heimischen Hochgebirgslandschaft unbeschadet überstanden haben. Sie hat auch zu Tage gebracht, dass in einigen dieser Seen wertvolle reinerbige Saiblingspopulationen aus den großen Alpenvorlandseen leben, deren Erhalt als Genpool Bedeutung für die Zukunft hat.

In meiner politischen Verantwortung freue ich mich, dass die untersuchten Bergseen trotz mancher Nutzungen ihren natürlichen Zustand bewahrt haben.

Für mich ein Beweis für den verantwortungsbewussten Umgang mit der Natur - auch unter dem Druck der Nutzungen.

A handwritten signature in green ink, appearing to read 'Sepp Eisl'. The signature is fluid and cursive.

Landesrat Sepp Eisl



## INHALT

Einführung P. JÄGER	5
Limnologie ausgewählter Bergseen in Salzburg P. SCHABER, P. JÄGER, D. ACHLEITNER	7
Limnologie der Speicher Mooserboden, Wasserfallboden, Tauernmoos und Durlaßboden P. SCHABER, P. JÄGER	173
Fischereibiologische Untersuchungen an vier Bergseen im Bundesland Salzburg P. JÄGER, D. ZICK	193
Paläolimnologische Untersuchungen an Salzburger Bergseen R. SCHMIDT, C. KAMENIK	233
Woher stammen die Saiblingspopulationen in Salzburger Gebirgsseen? P. JÄGER, F. LAHNSTEINER, D. ZICK	241



## EINFÜHRUNG

Bergseen sind die Perlen jeder alpinen Landschaft. Ihr Anblick vermittelt dem Wanderer, der auf sie trifft, das Gefühl des zeitlos Geheimnisvollen und Tiefgründigen aber auch des archaisch Erhabenen.

Im Land Salzburg finden sich über 800 m Seehöhe 497 Kleinseen mit einer Wasserfläche von kleiner als 50 ha, der überwiegende Teil davon in mehr als 1600 m Seehöhe.

Diese kleinen Seen sind in ihrer Vielfalt wissenschaftlich höchst interessante Ökosysteme, sie sind Zeitzeugen ihrer eigenen Entwicklungsgeschichte, die sie in ihren Sedimenten gespeichert haben.

Unsere alpinen Seen erzählen von ihrer Entstehung und ihrer Entwicklung nach dem Ausschmelzen am Ende der letzten Eiszeit vor etwa 15 bis 11.000 Jahren.

Erste menschliche Aktivitäten lassen sich in den Sedimentschichten als Spuren von Brandrodungen auf den Almböden in der jüngeren Bronzezeit, schon vor etwa 4.000 Jahren, nachweisen. Wechselnde klimatische Bedingungen führten in den vergangenen Jahrtausenden zu mehreren Höhepunkten der Hochlagenbewirtschaftung aber auch des Bergbaues, die immer wieder von kälteren Klimaperioden unterbrochen wurden. Die sogenannte kleine Eiszeit vom 16. bis zum 19. Jahrhundert führte zu einem deutlichen Einbruch der Nutzung, sorgsam abgelegt im Archiv der Seensedimente.

Die zeitweise regen menschlichen Aktivitäten legten schon im Mittelalter den Gedanken nahe in die Bergseen, die niemals auf natürlichem Weg von Fischen besiedelt werden konnten, „geeignete“ Fischarten einzusetzen, die als Nahrung vor Ort und später auch nur dem Fangerlebnis der Fischereirechtsbesitzer dienen konnten.

Der Beginn der naturwissenschaftlichen Erforschung der Salzburger Bergseen erfolgte am Ende des 19. Jahrhunderts mit den ersten geographischen Vermessungsarbeiten zum Erkunden der Tiefenverhältnisse der „unergründlichen“ Seen der Gebirgsregionen. Die Limnologie beschäftigte sich ab dem 20. Jahrhundert mit den Seen der alpinen Regionen. Fragen der natürlichen Entwicklung von Seen-Ökosystemen aber auch der angewandten Fischereibiologie zum Thema künstlicher Besatz von fischfreien Gewässern mit Forellen und Saiblingen waren weitere Forschungsschwerpunkte.

Die Überwachung touristisch genutzter Bergseen, die Ermittlung ihres chemischen und ökologischen Zustandes unter dem Aspekt der Nutzung, waren Aufgabenschwerpunkt der Arbeiten des Gewässerschutzes im Hochgebirge.

Nachdem genetische Untersuchungen an Fischen die Vermutung bestätigten, dass jahrhundertlang wahllose Besatzmaßnahmen ursprüngliche Fischpopulationen in ihren Heimatgewässern so stark durchkreuzen, dass der native Stamm nicht mehr erkennbar ist, begann weltweit die Suche nach noch vorhandenen autochthonen Fischpopulationen.

Dieser Ansatz war ein weiterer wesentlicher Impuls für das Untersuchungsprogramm in den Salzburger Bergseen.

Der genetische Vergleich der Saiblingspopulationen der großen Alpenvorlandseen zeichnet ebenfalls das Bild zunehmender Durchkreuzung. Es lag daher nahe Saiblingspopulationen abgelegener Hochgebirgsseen, die vielfach schon im Mittelalter in die damals fischleeren Seen eingesetzt wurden, genetisch mit den Fischen der großen Alpenrandseen zu vergleichen, um mögliche Verwandtschaften zu finden.

Paul Jäger



# Limnologie ausgewählter Bergseen in Salzburg

Peter SCHABER, Paul JÄGER, Daniela ACHLEITNER

Mit 162 Abbildungen und 97 Tabellen im Text

1	EINLEITUNG .....	7
2	ZUSAMMENFASSUNG .....	8
3	MATERIAL UND METHODE.....	10
4	SEEN	
4.1	Seewaldsee.....	15
4.2	Jägersee.....	42
4.3	Tappenkarsee.....	48
4.4	Zauchensee .....	64
4.5	Prebersee .....	88
4.6	Landschitzseen.....	112
4.7	Angersee, Lungauer Klaffersee, Zwerfenbergsee .....	134
4.8	Schwarzkarlsee/Stubachtal .....	155
4.9	Grünsee / Stubachtal.....	164

## 1 Einleitung

Wie viele Seen besitzt Salzburg? Es sind etwa 610 "Seen" aller Größen, wobei auch solche stehenden Wasserkörper gemeint sind, die im eigentlichen Sinn nicht als Seen zu bezeichnen wären. Die Seen entstanden durch die Schürftätigkeit des Eises während der eiszeitlichen Vergletscherung. Die genaue Zahl lässt sich nicht feststellen, da wegen des Rückgangs der Gletscher gegenwärtig immer neue entstehen (SLUPETZKY 1997, SEITLINGER 1999, LAGLER 2003, SEITLINGER et al. 2006, BAYER 2009). Die Entstehung der Seen in höheren Lagen war im 19. Jahrhundert ein wesentliches Thema der Forschung (BÖHM 1886, FUGGER 1896).

Knapp 600 von den Salzburger Seen sind Kleinseen unter 50 ha Fläche, wovon sich 110 in der Höhenstufe von 300 bis 800 m befinden. Die tiefstgelegenen Seen sind der Badensee St. Georgen bei Salzburg und die benachbarten Baggerseen in 380 m Meereshöhe. In der Höhenstufe der Bergseen zwischen 800 und 1.600 m Seehöhe finden sich 71 künstliche und natürliche Seen. Die größte Anzahl von 426 Kleinseen findet sich im Hochgebirge über 1.600 m Meereshöhe (Abb. 1.1). Der Eissee am Rand des Plateaugletschers nordwestlich des Gipfelaufbaues des Hochfürleg im Stubachtal in 2.920 m Meereshöhe ist der höchstgelegene See Salzburgs.

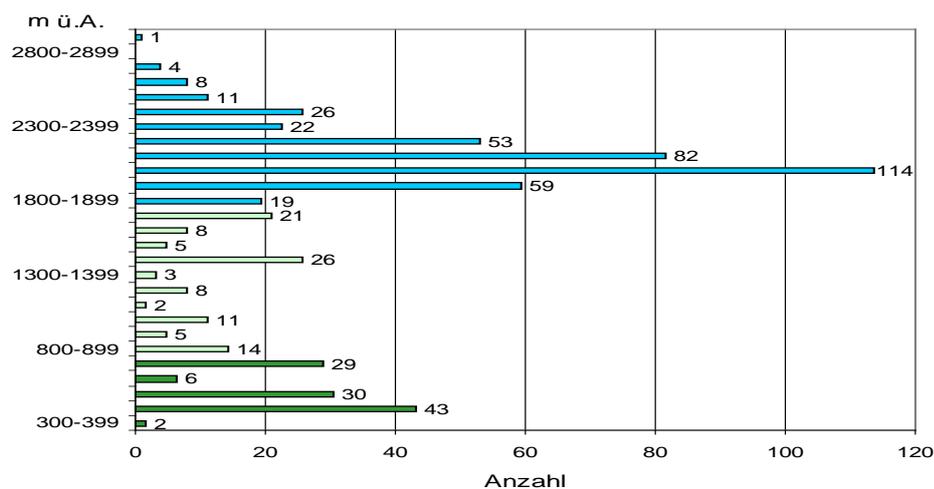


Abb. 1.1: Höhenverteilung der Salzburger Seen: hellgrün = "Bergseen", blau = Hochgebirgsseen

Von den Seen Salzburgs haben 13 mehr als 0,5 km<sup>2</sup> Seefläche. Vier davon sind die großen Hochgebirgsspeicher Mooser- und Wasserfallboden, der Tauernmoossee und der Stausee Durlaßboden auf der Gerlos. Der Rest sind die Großen Seen im Vorland und der Zeller See im Pinzgau; dazu kommt noch der Wiestalstausee als künstliches Gewässer mit Seencharakter. Die dreizehn großen Seen nehmen eine Oberfläche von 4.351 ha ein. Die Oberfläche des "Restes" der rund 600 kleinen Seen, wird auf mindestens 400 ha geschätzt. Von den meisten Gewässern ist die Größe nicht bekannt. Eine Aufnahme wäre wünschenswert.

Die Untersuchung der Berg- und Hochgebirgsseen hat in Salzburg bereits lange Tradition. Ende des 19. Jahrhunderts hat Eberhard FUGGER begonnen, die Salzburger Seen, darunter auch viele Berg- und

Hochgebirgsseen zu vermessen. Die Ergebnisse wurden in neun Teilen der Öffentlichkeit bekannt gemacht (FUGGER 1890, 1891, 1893, 1895, 1899, 1903, 1905, 1908, 1911). Insgesamt wurden von ihm Daten von 145 Seen, Klein- und Kleinstgewässern publiziert, von denen er selbst bei der Vermessung von 128 Gewässern dabei war. Diese Tradition führte Guido MÜLLER fort, der sich speziell mit den hochgelegenen Seen auseinandersetzte (MÜLLER 1973, 1974a, 1974b, 1976).

Dieser Tradition folgend ist auch der Gewässerschutz des Landes bestrebt, weitere naturwissenschaftliche Informationen aus den Berg- und Hochgebirgsseen des Landes zu sammeln und zu dokumentieren. Die Auswahl erfolgte meistens Anlass bezogen bei Behördenverfahren auf Grund von Nutzungsproblemen.

## 2 Zusammenfassung

In den Jahren 1984 bis 2008 wurden 12 ausgewählte Salzburger Gebirgsseen zwischen 1.100 m und 2.200 m Seehöhe limnologisch untersucht. Für den Seewaldsee, Prebersee und Zauchensee liegen Daten über einen längeren Zeitraum vor. In der vorliegenden Studie sind der **Seewaldsee** und der **Prebersee** die am niedrigsten gelegenen Gebirgsseen. Beide Gewässer sind beliebte Ausflugs- und im Sommer Badeziele. Sie weisen mooriges Einzugsgebiet auf und sind als dystrophe „Braunwasserseen“ zu bezeichnen. Beide Seen bilden nach der Durchmischung im Frühling eine thermische Sommerschichtung aus. Während die durchmischte warme Oberflächenschicht gut mit Sauerstoff versorgt ist, erfolgt wegen des Eintrages Sauerstoff zehrender Huminstoffe aus den umgebenden Moorflächen im Laufe der Sommer eine Sauerstoffzehrung bis zur völligen Sauerstofflosigkeit in der Tiefe. Daraus resultierend nehmen die Konzentrationen des Ammoniumstickstoffs und des gelösten Phosphors gegen die

Tiefe hin zu. Betrachten man die volumsbezogene mittlere Gesamtphosphorkonzentration der beiden Seen, so sind beide Seen mit durchschnittlich 0,012 bis 0,013 mg/l Gesamtphosphor leicht mesotrophen Bereich. Darauf deuten auch die artenmäßige Zusammensetzung und die Höhe der Biomasse des Phytoplanktons hin. Die Zoobenthosuntersuchung ergab ausgesprochen geringe Biomassewerte im Prebersee und mittlere Biomassewerte im Seewaldsee. Die im Kleinarltal gelegenen **Tappenkarsee** und **Jägersee** sind nährstoffarme Gewässer. Beide sind bis zum Grund ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Gesamtphosphorkonzentration beträgt im Tappenkarsee: 0,005 mg/l nur im Jägersee: 0,003 mg/l. Von allen untersuchten Gebirgsseen wurden im Jägersee die höchsten Nitratwerte gemessen. Auffällig waren die geringe Phytoplanktonbiomasse (210 mg/m<sup>3</sup>) und die ebenfalls eher geringe Zoobenthosbiomasse im Tappenkarsee.

Der in einem touristisch intensiv genutzten Gebiet gelegene **Zauchensee** wird regelmäßig im Winter und im Sommer, also zu den jeweils für den See kritischsten Terminen limnologisch untersucht. Trotz der geringen Tiefe von 6,8 m bildet der See eine relativ stabile sommerliche Temperaturschichtung aus. Entsprechend der Stabilität und Dauer dieser Schichtung erfolgt mit zunehmender Tiefe eine mehr oder weniger intensive Sauerstoffzehrung, was auch für die Situation unter der Winterdecke gilt. Mit der durchschnittlichen gewichteten Gesamphosphorkonzentration von 0,036 mg/l ist See im Sommer eutroph, im Winter mit 0,017 mg/l mesotroph.

Die sommerliche Algenmenge zeigt mit einem Ausreißer im sehr heißen Sommer 2003 einen kontinuierlichen Rückgang von 2.500 mg/m<sup>3</sup> auf gegenwärtig 250 mg/m<sup>3</sup>. Das Winterplankton erreicht mengenmäßig durchschnittlich ein Zehntel des Sommerwertes.

Der Trophie entsprechend sind die Biomassen des Zooplanktons mit durchschnittlich 4,5 g/m<sup>3</sup> im Sommer und 1,6 g/m<sup>3</sup> im Winter hoch. Im Sommer dominieren Cladoceren unter Eisdecke Copepoden.

Die an der Süabdachung der Schladminger Tauern gelegenen Seen (**Landschitzseen, Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee**) weisen nur zum Teil eine sommerliche Temperaturschichtung auf. Die Exposition von automatischen Temperaturmessgeräten von 2003 bis 2005 erlaubt ein detailliertes Studium der Temperaturentwicklung in den

Seen. Die Seen haben geogen bedingt eine sehr geringe Alkalinität. Die niedrige Pufferkapazität bewirkt starke pH-Wert-Schwankungen durch die Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons. In den Landschitzseen liegt die elektrische Leitfähigkeit zwischen 12 µS/cm und 27 µS/cm, wobei die Werte mit zunehmender Meereshöhe abnehmen. Im Angersee, Zwerfenbergsee und Lungauer Klaffersee ist die Leitfähigkeit zwischen 25 und 57 µS/cm etwas höher. Alle Seen sind streng oligotroph mit Gesamphosphorkonzentrationen zwischen 0,003 g/l und 0,005 mg/l. Entsprechend niedrig sind die Biomassen des Algenplanktons und des Zoobenthos.

Der seichte **Schwarzkarlsee** im Stubachtal bei Untendorf bildet keine sommerliche Temperaturschichtung aus. Auffällig war die hohe Gesamphosphorkonzentration von 0,015 mg/l für ein Gewässer in dieser Höhenlage. Weiters waren die Biomasse des Phytoplanktons von rund 1.300 mg/m<sup>3</sup> und des Zoobenthos von: 280.500 mg/m<sup>2</sup> die höchsten der hier untersuchten Gewässer.

Der an der gegenüber liegenden Bergflanke gelegene **Grünsee** ist ein weitgehend unbelasteter Weichwassersee, der zur Stromerzeugung genutzt wird. Die elektrische Leitfähigkeit erreicht im Mittel 13 µS/cm, das Säurebindungsvermögen 0,13 mval/l. Entsprechend dem geringen Gesamphosphorgehalt von durchschnittlich 6,8 mg/m<sup>3</sup> sind Phytoplankton und das tierische Plankton nur gering entwickelt.

## Zitierte Literatur:

- BAYER H. (2009): Gletschersee ist mindestens 42 m tief. – SN, 31.7.2009  
<http://www.salzburg.com/online/7mal24/aktuell/Gletschersee-ist-mindestens-42-Meter-tief.html?article=eGMmOI8V5iw2HiXseWKDGoM28kap3sIXNj5X2aE&img=&text=&mode=&>; abgerufen 24.11.2009
- BÖHM A. (1886): Die Hochseen der Ostalpen. – Mitt. Geograph. Ges. Wien, 29: 625-647
- FUGGER E. (1890): Salzburgs Seen I. – Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 30: 135 - 153
- FUGGER E. (1891): Salzburgs Seen II. – Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 31: 241 - 258
- FUGGER E. (1893): Salzburgs Seen III. – Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 33: 27 - 38
- FUGGER E. (1895): Salzburgs Seen IV. – Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 35: 203 - 225
- FUGGER E. (1896): Die Hochseen. – Mitt. Geograph. Ges. Wien, 39: 638 - 672
- FUGGER E. (1899): Salzburgs Seen V. – Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 39: 1 - 16
- FUGGER E. (1903): Salzburgs Seen VI. – Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 43: 1 - 15
- FUGGER E. (1905): Salzburgs Seen VII. – Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 45: 129 - 141
- FUGGER E. (1908): Salzburgs Seen VIII. – Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 48: 1 - 24
- FUGGER E. (1911): Salzburgs Seen IX. – Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 51: 1 - 40
- JÄGER P., ZICK D. (2010): Fischereibiologische Untersuchungen an vier Bergseen im Bundesland Salzburg. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 7: 193 - 234
- JÄGER P., LAHNSTEINER F., ZICK D. (2010): Woher stammen die Saiblingspopulationen in Salzburger Gebirgsseen? – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 7: 241 - 269
- LAGLER C. (2003): Aus Gletschern geboren. – Tauernblicke. Das Nationalpark - Magazin, Oktober 2003: 5 - 7
- SEITLINGER G. (1999): Neu entstandene natürliche Seen im Nationalpark Hohe Tauern – Salzburger Anteil. – Diplomarbeit, Univ. Salzburg, 1-95
- SEITLINGER G., SLUPETZKY H., WIESENEGGER H., (2006): Gletscher vergehen – Seen entstehen. – Nationalpark Hohe Tauern, Das Magazin, Herbst 2006, S. 11
- SLUPETZKY H. (1997): Der "Keessee" beim Stubacher Sonnblickkees in der Granatspitzgruppe (Hohe Tauern). – Beobachtung zur Entstehung eines neuen Sees. – in: Sitte W. und Suida H. (Hrsg.): Festschrift für Guido Müller. – Salzburger Geogr. Arb., 31: 165 - 183

### 3 Material und Methode

In den Jahren 1984 bis 2005 wurden vom Gewässerschutz des Amtes der Salzburger Landesregierung elf Salzburger Bergseen (über 1000 m Seehöhe) beprobt (Abbildung 2.1). Aus dem Zauchensee wurden Beweissicherungsdaten ausgewertet, die von der Liftgesellschaft Zauchensee Benedikt Scheffer GmbH,

Altenmarkt, zur Verfügung gestellt wurden. Neben den chemisch-physikalischen Parametern wurden fallweise das Phytoplankton, Zooplankton, Zoobenthos, das Auftreten von Mollusken und die Fischfauna (JÄGER & ZICK. 2010, JÄGER et. al. 2010) untersucht.

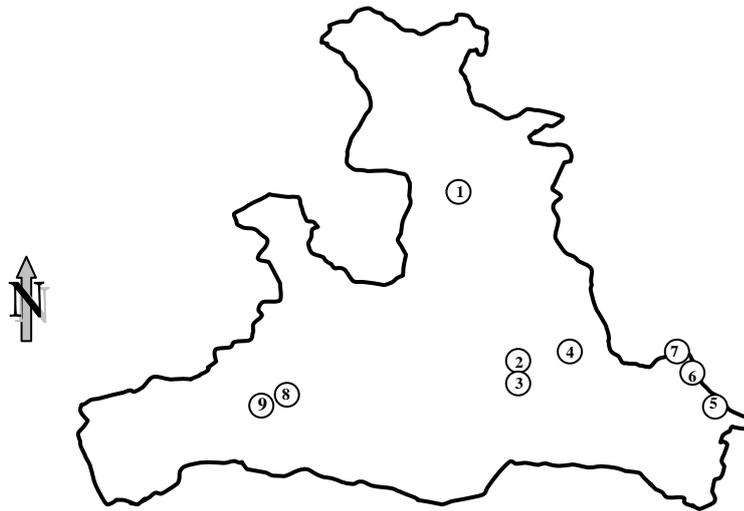


Abbildung 2. 1: Geographische Lage der untersuchten Bergseen. 1 Seewaldsee, 2 Jägersee, 3 Tappenkarsee, 4 Zauchensee, 5 Prebersee, 6 Oberer, Mittlerer und Unterer Landschitzsee, 7 Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee, 8 Schwarzkarlsee, 9 Grünsee/Stubachtal

### 3.1 Physikalische und chemische Untersuchung

#### 3.1.1 Probenahme, Analytik, Auswertung

Die Probenahme (Tab. 2.1) erfolgte in der üblichen fachspezifischen Weise an der tiefsten Stelle des jeweiligen Sees oder Seeteils. Weiters wurden die Sichttiefe, die Lufttemperatur und die Seefarbe erhoben, sowie die vorherrschenden Wind- und Wetterverhältnisse notiert.

Die chemischen Analysen erfolgten ebenfalls in der üblichen fachspezifischen Weise.

Der Seewaldsee und der Prebersee, beides beliebte Badeseen, wurden ziemlich regelmäßig im Sommer zumindest an einem Termin beprobt. Der Zauchensee, aus dem Wasser zur Pistenbeschneigung entnommen wird, wird jährlich jeweils im Spätwinter und im Sommer entsprechend den Auflagen der wasserrecht-

lichen Bewilligung zur Wasserentnahme limnologisch untersucht. Die Überwachungsdaten wurden freundlicher Weise vom Bewilligungsinhaber, der Liftgesellschaft Zauchensee Benedikt Scheffer GmbH, Altenmarkt, zur Verfügung gestellt. Die anderen Seen wurden fallweise untersucht.

Um einen Überblick über den limnochemischen Zustand zu bekommen, wurden die Daten von Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor, Nitrat- und Ammonium-Stickstoff als Mittelwerte für das Gewässer dargestellt. Bei Gewässern mit vorliegender hypso-graphischer Kurve wurde der volumsgewichtete Mittelwert berechnet.

Tabelle 2.1: Probenahmen für die physikalischen und chemischen Untersuchungen der Bergseen

Gewässer/Jahr	84	85	86	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	08
Angersee																	x			
Grünsee/Stubachtal																				x
Jägersee													x							
Landschitzsee Oberer															x		x			
Landschitzsee Mittlerer															x					
Landschitzsee Unterer															x					
Lungauer Klaffersee																x				
Prebersee	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		
Schwarzkarlsee															x					

Gewässer/Jahr	84	85	86	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	08
Seewaldsee	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		
Tappenkarsee													x		x					
Zauchensee								x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Zwerfenbergsee																x	x			

## 3.2 Phytoplanktonuntersuchung

### 3.2.1 Probenahme, Analyse, Auswertung

Phytoplanktonproben (Tab. 2.2) wurden gleichzeitig aus den Wasserproben für die chemisch-physikalische Untersuchungen gewonnen. Die Bestimmung der einzelnen Arten und die Erfassung der Individuenzahlen erfolgte unter dem inversen Mikroskop mittels Zählstreifenokular entsprechend dem Kammverfahren nach UTERMÖHL (1958), die Biomasse wurde nach NAUWERCK (1963) ermittelt.

Von jedem Gewässer wurde eine Artenliste der jeweiligen Untersuchungsjahre erstellt. Für ein genaueres Bild der Artenassoziationen, wurden die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten bzw. der prozentuelle Anteil der einzelnen Algengruppen an der Gesamtbiomasse berechnet und dargestellt. Sofern vorhanden, wurden zusätzlich die Biomassen der Großgruppen in den einzelnen Tiefenstufen angeführt.

Tabelle 2.2: Probenahmeterminen des Phytoplanktons der Bergseen

Gewässer/Jahr	84	85	86	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	08
Angersee																				
Grünsee/Stubachtal																				x
Jägersee																				
Landschitzsee Oberer																				
Landschitzsee Mittlerer																				
Landschitzsee Unterer																				
Lungauer Klaffersee																				
Prebersee		x	x												x					
Schwarzkarlsee															x					
Seewaldsee		x	x												x					
Tappenkarsee													x							
Zauchensee								x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Zwerfenbergsee																				

## 3.3 Zooplanktonuntersuchung

### 3.3.1 Probenahme, Analyse, Auswertung

Die Entnahme des Zooplanktons (Tab. 2.3) erfolgte mit einem 5 Liter fassenden modifizierten Schindler-Schöpfer, wobei in der Regel über der tiefsten Stelle der Seen von der Oberfläche bis knapp über Grund in 1 m Intervallen je eine Schöpferprobe entnommen

wurde. Die Proben wurden je nach Zooplanktonmenge entweder vollständig oder teilweise ausgezählt. Die Volumina der Rotatorien wurden nach RUTNER-KOLISKO (1977) berechnet, die der Crustaceenbiomasse erfolgte nach BOTTRELL et al. (1976).

Tabelle 2.3: Probenahmeterminen für die Zooplanktonuntersuchungen der Bergseen

Gewässer/Jahr	84	85	86	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	08
Angersee																				
Grünsee/Stubachtal																				x
Jägersee																				
Landschitzsee Oberer																				
Landschitzsee Mittlerer																				
Landschitzsee Unterer																				
Lungauer Klaffersee																				
Prebersee	x	x																		
Schwarzkarlsee																				
Seewaldsee	x	x																		
Tappenkarsee																				
Zauchensee								x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Zwerfenbergsee																				

### 3.4 Zoobenthosuntersuchung

#### 3.4.1 Probenahme, Analyse, Auswertung

Die Probenahme (Tab. 2.4) erfolgte mit einem modifizierten KAJAK-Corer (Core-Durchmesser: 4,5 cm). Im Allgemeinen wurden jeweils 2 bis 3 Core-

proben aus dem Litoral (oder Sublitoral) und dem Profundal entnommen.

Tabelle 2.4: Probenahmetermine für die zoobenthologischen Untersuchungen der Bergseen

Gewässer/Jahr	84	85	86	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
Angersee																	x		
Jägersee																			
Oberer Landschitzsee															x		x		
Mittlerer Landschitzsee															x				
Unterer Landschitzsee															x				
Lungauer Klaffersee																x			
Prebersee															x				
Schwarzkarlsee															x				
Seewaldsee															x				
Tappenkarsee													x						
Zauchensee																			
Zwerfenbergsee																x	x		

Alle Proben wurden beim Schlämmen fraktioniert und in drei Teilproben aufgeteilt. Die Proben der Jahre 2001 und 2002 wurden in folgenden Fraktionen bearbeitet:

- Fraktion > 1 mm
- Fraktion 0,2 - 1 mm
- Fraktion 0,1 - 0,2 mm

Die Proben aus dem Jahr 2003 wurden in folgenden Fraktionen bearbeitet:

- Fraktion > 0,5 mm

- Fraktion 0,2 - 0,5 mm
- Fraktion 0,1 - 0,2 mm

Die größte Fraktion wurde jeweils bei allen Proben zur Gänze ausgezählt. Die Fraktion 0,2 bis 1 mm (2001/2002) und die Fraktion <0,2 mm (2001-2003) wurde aufgrund der großen Sedimentmenge mit einem automatischen Probensplitter einem Sub-sampling unterzogen. Die kleinste Fraktion wurde vor der Bearbeitung mit Bengalrosa versetzt, um das Auffinden der Organismen zu erleichtern.

#### 3.4.2 Biomasse

Bei der Bestimmung der Biomasse wurden vier verschiedene Vorgehensweisen angewandt.

1. direkte Wägung der Tiere als Formolfrischmasse auf einer Feinwaage
2. Vermessung der Tiere im Binokular oder Mikroskop und Berechnung der Biomasse über Längen-Gewichts-Regressionen
3. Berechnung der Biomasse auf gleichem Wege, allerdings ausgehend von einer einheitlichen mittleren Länge (vor allem Kleinkrebse), übernommen aus verschiedenen Literaturquellen.

4. Annahme eines Biomasse-Schätzwertes pro Individuum

Nachdem die Literaturangaben bzw. die Ergebnisse der Regressionsberechnungen teilweise Werte in Trockenmasse (dw) angeben, die direkten Wägungen jedoch Werte in Frischmasse, wurden alle Biomassewerte in beide Einheiten umgerechnet bzw. angegeben (Tab. 2.5). Die Umrechnung entsprechend einem Verhältnis von 1:6 erfolgte nach WATERS (1977). In Tabelle 2.5 ist die Ermittlung der Biomasse für die einzelnen Organismengruppen aufgelistet.

Tabelle 2.5: Ermittlung der Biomasse bei den verschiedenen Organismengruppen

Organismengruppe	Ermittlung der Biomasse
Hydrozoa	Schätzwert in Trockenmasse (dw) (10 µg), Umrechnung auf Frischmasse
„Micro-Turbellaria“	Schätzwert in Trockenmasse (1 µg), Umrechnung auf Frischgewicht
Nematoda	Schätzwert in Trockenmasse (Fraktion >0,5 mm: 1 µg, Fraktion <0,5 mm: 0,5 µg), Umrechnung auf Frischgewicht
Sphaeriidae	direkte Wägung der Frischmasse, Umrechnung auf Trockenmasse
Hirudinea	direkte Wägung der Frischmasse, Umrechnung auf Trockenmasse
Naididae	Artspezifische Angaben des mittleren Individualgewichts aus der Literatur (SALBRECHTER 2001, GIRTLE 1987), Umrechnung auf Frischgewicht
Sonstige Oligochaeta	Messung der Breite des 8. Körpersegments, Biomasseberechnung auf Basis einer Längen-Gewichts-Regression (in dw) aus der Literatur (GAVIRIA 1984), Umrechnung auf Frischmasse
Ostracoda	Schätzwert in Trockenmasse (5 µg), Umrechnung auf Frischgewicht
Cyclopoida	Artspezifische Angaben des mittleren Individualgewichts (in dw) aus der Literatur (DUMONT et al. 1975), Umrechnung auf Frischmasse
Harpacticoida	Schätzwert in Trockenmasse (2 µg), Umrechnung auf Frischmasse
Chydoridae	Schätzwert in Trockenmasse (Fraktion >0,5 mm: 3 µg, Fraktion <0,5 mm: 1,5 µg), Umrechnung auf Frischmasse
Acari p.p.	Teilweise Direktwägung der Frischmasse und Umrechnung in Trockenmasse, bei kleineren Formen (Ha-

Organismengruppe	Ermittlung der Biomasse
	larcaridae)
	Schätzwert in Trockenmasse (4 µg) und Umrechnung auf Frischmasse
Plecoptera	Schätzwert in Trockenmasse (10 µg), Umrechnung auf Frischmasse
Megaloptera	direkte Wägung der Frischmasse, Umrechnung auf Trockenmasse
Chironomidae	Messung aller Larven im Binokular und Berechnung der Trockenmasse über Längen-Gewichts-Regressionen aus der Literatur (SMOCK 1980), Umrechnung auf Frischmasse
Chaoboridae	direkte Wägung der Frischmasse, Umrechnung auf Trockenmasse

### 3.4.3 Taxonomische Anmerkungen

Nematoda: Die Nematoden wurden generell auf Artniveau bestimmt.

Mollusca: Mollusken waren nur mit wenigen Sphaeriiden in den Proben vertreten. Nur wenige der insgesamt 27 vorhandenen Exemplare von Sphaeriiden konnten auf Artniveau angesprochen werden.

Oligochaeta: Die Oligochaeta waren neben den Naididen vor allem durch juvenile Tubificiden vertreten. Die juvenilen Entwicklungsstadien konnten nicht auf Artniveau bestimmt werden.

Ostracoda: Wie bei den Sphaeriiden war auch bei den Muschelkrebse die Bestimmung etlicher Tiere erschwert. Der Anteil nicht bestimmbarer Individuen lag jedoch deutlich unter jenem der Sphaeriiden.

Copepoda: In einer Probe des Prebensees fand sich ein calanoider Ruderfußkreb (Acanthodiaptomus denticornis), der dem Plankton zuzurechnen ist und nur zufällig in die Benthosprobe gelangte. Das Tier wurde zwar mitbestimmt (siehe Artenliste), jedoch nicht in den Abundanzen des Zoobenthos berücksichtigt. Die cyclopoiden Copepoden wurden alle zum Zoobenthos gerechnet und bei den Abundanzen mitberücksichtigt.

Acari: Die wenigen in den Proben vorhandenen Milben wurden wie die Nematoden auf Artniveau bestimmt. Die Tiere gehören zum Teil der Gruppe der Meeresmilben (Halacaridae) an, zum Teil den „echten“ Wassermilben (Hydracarina). In der Probe vom Mittleren Land-

schtitzsee (15 m) fanden sich Reste von Oribatiden, welche vermutlich terrestrischen Ursprungs sind und in den Abundanzberechnungen nicht berücksichtigt wurden. Ein Exemplar einer Wassermilbe (2003) war ein sehr frühes juveniles Stadium, das nicht näher bestimmt werden konnte.

Plecoptera: Das einzige Exemplar einer Steinfliegenlarve war eine unbestimmbare Larve.

Chironomidae: Die taxonomischen Unsicherheiten der Gattung Procladius erlauben keine Benennung einzelner Arten; es wurden jedoch zwei unterschiedliche Morphotypen (sp. A und sp. B) unterschieden.

Die einzigen verfügbaren Bestimmungsschlüssel der Tanytarsini-Gattungen Micropsectra und Paratanytarsus stammen aus den Niederlanden und umfassen nur einen Teil der aus Mitteleuropa bekannten Arten. Die Bestimmung ist daher mit Unsicherheit behaftet, wengleich die Artzugehörigkeit durchaus plausibel erscheint. Auch von Tanytarsus gibt es nur eine (unpublizierte) holländische Bestimmungstabelle. Angesichts der großen Zahl alpiner Arten innerhalb dieser Gattung wurde auf eine Artbenennung bei Tanytarsus verzichtet. Es wurden jedoch vier Morphotypen unterschieden. Eine Rheotanytarsus-Larve (Oberer Landschitzsee 2003) dürfte sehr wahrscheinlich aus einem Zubringer eingeschwemmt worden sein

## 3.5 Wasserschnecken (Gastropoda)

### 3.5.1 Probenahme

Für die Kartierung der Wasserschnecken erfolgte ein Absammeln des gesamten Uferbereiches mit einem verlängerbaren Handsieb (Maschenweite: 0,6 mm). Dabei wurden sämtliche Wasserpflanzen abgestreift, der Schlamm durchgeseibt und Steine kontrolliert. Mit einem VAN-VEEN-Bodengreifer (21 cm x 24 cm)

wurden zusätzlich die tiefste Stelle, mittlere Tiefenbereiche und Uferbereiche beprobt.

Um die Häufigkeiten der gefundenen Schnecken zwischen den Seen vergleichen zu können wurden sie in 6 Stufen eingeteilt (vergl. PATZNER et al. 1993)

Tabelle 6: Einteilung in Häufigkeitsklassen

Häufigkeitsstufe	Anzahl der Tiere
null	keine Tiere
vereinzelt	< 1 Ind/10 m <sup>2</sup> ,
spärlich	1 bis 2 Ind/10 m <sup>2</sup>
mäßig	3 bis 10 Ind/10 m <sup>2</sup>
häufig	2 bis 10 Ind/m <sup>2</sup>
massenhaft	> 10 Ind/m <sup>2</sup>

Tabelle 7: Probenahmeterminale für Wasserschnecken (Gastropoda)

Gewässer/Jahr	84	85	86	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
Angersee																			
Jägersee																			
Oberer Landschitzsee															x				
Mittlerer Landschitzsee															x				
Unterer Landschitzsee															x				
Lungauer Klaffersee																			
Prebersee															x				
Schwarzkarlsee															x				
Seewaldsee															x				
Tappenkarsee															x				
Zauchensee																			
Zwerfenbergsee																			

### 3.6 Zitierte Literatur:

- BOTTRELL H. H., DUNCAN A., GLIWICZ Z., GRYGIEREK E., HERZIG A., HILLBRICHT - ILKOWSKA A. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. - *Norw. J. Zool.* 24: 419-456
- DUMONT H. J., Van de VELDE I., DUMONT S. (1975): The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. - *Oecologia* 19: 75-97
- GAVIRIA E. (1991): Zusammensetzung, Verteilung und Lebenszyklus der Oligochaeten des Attersees und ihre Rolle als Eutrophieanzeiger. – Dissertation, Univ. Wien, 1-142
- GIRTLE F. (1980): Die Oligochaeten des Piburger Sees. – Dissertation, Univ. Innsbruck, 1-101
- NAUWERCK A. (1963): Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. - *Symb. Bot. Upsal.* 17: 1-163
- PATZNER R. A., LOIDL B., GLECHNER R., HOFRICHTER R. (1993): Abundanz und Tiefenverteilung von Najaden (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) in den Seen des Salzburger Alpenvorlandes (Österreich). - *Natur und Landschaft*, 68: 58-62
- RUTTNER-KOLISKO A. (1977): Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. - *Arch. Hydrobiol., Beih.* 8: 71-76
- SALBRECHTER M. (2001): Die quantitative Beschreibung der Oligochaetenbiozönose im Benthos des Neusiedler Sees.- Dissertation, Univ. Wien, 1-65
- SMOCK L. A. (1980): Relationships between body size and biomass of aquatic insects. - *Freshw. Biol.* 10: 375-383
- UTERMÖHL H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. - *Mitt. Internat. Verh. Limnol.* 9: 1-38
- WATERS T. F. (1977): Secondary production in inland waters. - *Adv. Ecol. Res.* 10: 91-164

## 4. Die Seen

### 4.1 Seewaldsee (Gemeinde St. Koloman)

#### 4.1.1 Allgemeines

Am Südrand der Osterhorngruppe liegt im Bereich einer geologischen Störungszone, die der Kerterer-Schlucht folgt und weiterhin an der Südseite des Trattberges verläuft, der Seewaldsee. Westlich des Trattberges ist es zu einer staffelförmigen Senkung gekommen, so dass im Raum zwischen dem Salzachtal und dem Seewaldsee eine west - ost verlaufende, etwa 8 km lange und 2 km breite Mulde neokomer Sandsteine (Rossfeldschichten) und Mergelkalke (Schrambachschichten) entstanden ist. Diese so genannte Weitenauer – Neokom - Mulde wird im Norden von dem Höhenzug Zimmereck – St. Wilhelm – Trattberg begrenzt. Der Steilabsturz im westlichen Teil wird von Oberalmerkalken gebildet und im Süden wird die Weitenau vom Schwarzberg überragt.

Das Tal der Seewaldalpe dacht sich von seiner höchsten Erhebung, der Seewaldalm-Hütte nach Westen und Osten ab und bildet so die Wasserscheide zwischen Weitenauer- und Marchgraben. Der Seewaldsee liegt in der Osthälfte des Tales und führt seinen Abfluss dem Marchgraben zu. Der See füllt eine parallel zu den Schichtungen entstandene Senke aus, die östlich von einer Felsenbarriere abgedämmt wurde (FUGGER 1896). Er ist im Westen durch Sumpf und niedriges Hügelland begrenzt. Das Südufer wird großteils durch Schwinggrasen gebildet, der den See immer mehr einengt. Im Einzugsgebiet des im Landschaftsschutzgebiet liegenden Seewaldsees befinden sich großteils Wald und Almweiden, eine Jausenstation und einige Wochenendhäuser.

Der See besteht aus zwei etwas mehr als 10 m tiefen Seebecken, die durch eine bis auf etwa 2 m unter die

Wasseroberfläche reichende Untiefe getrennt sind (Abb. 4.1.2). Eine erste Lotung des Gewässers erfolgte Ende des 19. Jahrhunderts durch FUGGER (1893), dessen Ergebnisse durch die Basisaufnahme Anfang der 1980er Jahre weitgehend bestätigt werden konnten (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1987).

Der See war immer schon Ziel naturwissenschaftlicher Forschung (z. B. MAHLER 1954/55). Faunistisch liegen Ergebnisse über das Vorkommen von Mollusken vor. KASTNER (1905) berichtet über Funde von *Lymnaea peregra* und die Kleinmuscheln "*Pisidium fossarium*" und *Pisidium (Englesia) casertanum*. Weitere Arten wurden in Abklärung einer möglichen Gefährdung der Badegäste durch Zerkarien nachgewiesen (LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ 2001). An Großmuscheln wird über *Anodonta cygnea* (MAHLER 1953, KLEMM 1954) berichtet, wobei es sich aber um *Anodonta anatina* handeln dürfte (PATZNER 2003).

Als Vertreter der Köcherfliegen wurden Larven der Gattung *Stenophylax* (= *Potamophylax*) beobachtet, wobei aber die Art nicht sicher diagnostiziert werden konnte (SCHMALL 1951).

Der See wird fischereilich bewirtschaftet. Kollmann erwähnt als einzige Art den Hecht (JÄGER & SCHILLINGER, 1988, 2003). Er beherbergt aber auch Schleie, Karpfen, Rotaugen, Rotfeder und Barsch.

Wegen seiner landschaftlichen Schönheit wird der Seewaldsee als Ausflugsziel sehr geschätzt und ist im Sommer ein beliebter Badeseer, der verkehrstechnisch erschlossen ist (MÜLLER 1974, JÄGER und SCHABER 2004).



Abbildung 4.1.1: Seewaldsee (Foto: P. Wenger - Gewässerschutz)

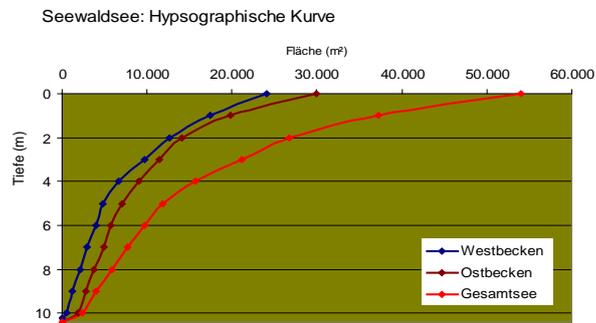
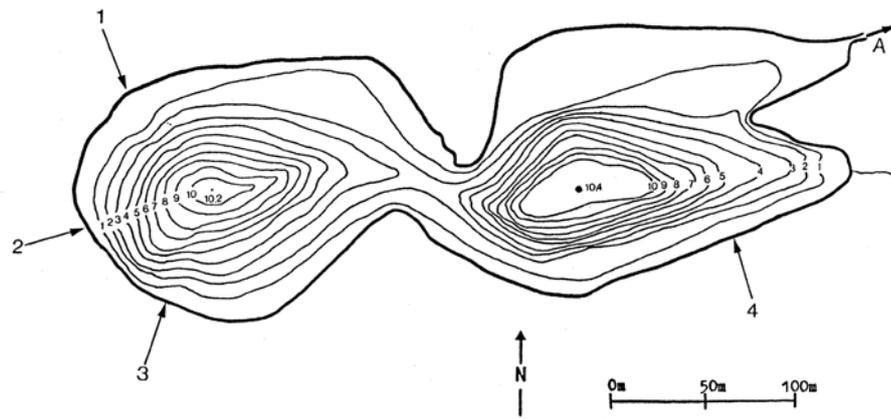


Abbildung 4.1.2: Tiefenkarte (oben) nach FUGGER (1893) und hypsographische Kurve (unten); Echolotmessungen des Paracelsus Forschungsinstitutes (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG, 1987) ergaben gute Übereinstimmungen (leicht modifiziert)



Abbildung 4.1.3: Orthofoto Seewaldsee (Quelle: SAGIS)

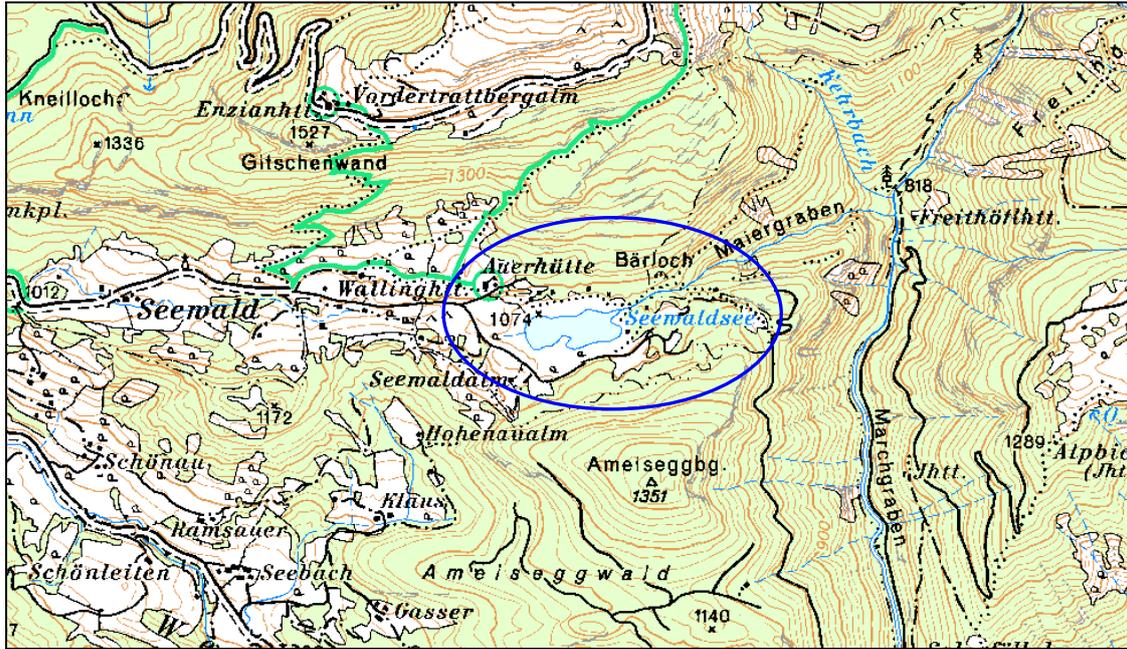


Abbildung 4.1.4: Geographische Lage des Seewaldsees

## 4.1.2 Geografische, morphometrische und hydrographische Daten

Tabelle 4.1.1: Geographische Daten des Seewaldsees

Koordinaten im BMN	Rechtswert	m	446 100
	Hochwert	m	276 550
Geografische Länge Ost			13°16'
Geografische Breite Nord			47°37'
Höhenangabe		m ü. A.	1 074
Einzugsgebiet inkl. See	E	ha	143,4
Umgebungsfaktor	E/F	1	36,3

Tabelle 4.1.2: Morphometrische Parameter des Seewaldsees

			Gesamtsee	Westbecken	Ostbecken
Seehöhe bei MW	h	m ü. A.	1 074		
Seefläche bei MW	F	ha	5,4	3,0	2,4
Volumen bei MW (Gesamtsee)	V	m <sup>3</sup>	169.585	95.561	74.024
Länge	l <sub>max</sub>	m	320	210	160
Breite	b <sub>max</sub>	m	120	120	110
Tiefe	z <sub>m</sub>	m	10,4	10,4	10,2
mittlere Tiefe	z <sub>mittl</sub>	m	3,14	3,2	3,6
relative Tiefe	z <sub>r</sub>	%	3,97	5,84	6,27
Umfang	L	m	1.340		
Uferentwicklung	D <sub>L</sub>	1	1,63		

Tabelle 4.1.3: Hydrologische Angaben zum Seewaldsee

Wassertiefe m	Spiegelflächen (m <sup>2</sup> )			Volumina (m <sup>3</sup> )					
	Westbecken	Ostbecken	Gesamtsee	Westbecken		Ostbecken		Gesamtsee	
				Schichten	Summe	Schichten	Summe	Schichten	Summe
0	24.132	29.872	55.004	0	0	0	0	0	0
1	17.401	19.883	37.285	20.756	20.756	24.878	24.878	45.634	45.634
2	12.601	14.128	26.730	15.001	35.758	17.006	41.883	32.007	77.641
3	9.737	11.456	21.193	11.169	46.927	12.792	54.675	23.961	101.602
4	6.710	9.001	15.710	8.223	55.150	10.228	64.904	18.452	120.054
5	4.828	7.037	11.865	5.769	60.919	8.019	72.922	13.788	133.841
6	3.955	5.782	9.737	4.391	65.310	6.410	79.332	10.801	144.642
7	2.864	4.910	7.773	3.409	68.719	5.346	84.678	8.755	153.397
8	2.182	3.709	5.891	2.523	71.242	4.309	88.987	6.832	160.230
9	1.200	2.809	4.009	1.691	72.933	3.259	92.247	4.950	165.180
10	491	1.909	2.400	846	73.779	2.359	94.606	3.205	168.385
10,2	0			245	74.024				
10,4		0	0	0	0	955	95.561	01.200	169.585

### 4.1.3 Probenahmetermine

Die Probenahme erfolgte mit Ausnahme der Jahre 1984 (Herbst) und 1985 (Frühjahr) während der thermischen Sommerschichtung (Tab. 4.1.4). In den

Graphiken sind die vergleichbaren Probenstermine in gleicher Farbe dargestellt.

Tabelle 4.1.4: Probenahmetermine

Physikalische und chemische Untersuchungen	Phytoplankton	Zooplankton	Zoobenthos	Mollusken
18.10.1984	18.10.1984	18.10.1984		
06.05.1985	06.05.1985	06.05.1985		
21.07.1986				
02.07.1990				
03.08.1993	03.08.1993			
17.07.1994	16.08.1994			
16.08.1994				
16.08.1995	16.08.1995			
13.08.1996				
25.06.1997				
03.08.1998				
27.07.1999				
25.07.2000				
06.08.2001	06.08.2001		06.08.2001	06.08.2001
17.09.2002				
04.08.2004	04.08.2004			

### 4.1.4 Zuflüsse - Abfluss

Der See besitzt mehrere kleine Zuflüsse, von denen der Bach aus Richtung Aueralm der bedeutendste ist. Wie sich aus der Differenz des Abflusses und der Summe der Zuflüsse ableiten lässt, besitzt der See noch zusätzlich unterirdische Zuflüsse. Der Abfluss des Seewaldsees gelangt als Maiergraben in den

Marchgraben, den Aubach und schließlich in die Lammer. In Tabelle 4.1.5 sind die Abflussmengen von 4 Zuflüssen und des Abflusses der Untersuchungen 1984 und 1985 (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1987) zusammengefasst.

Tabelle 4.1.5: Zuflüsse Seewaldsee

Gewässer (Nr. in Abb. 4.1.2)	Herbst 1984 (l/s)	Frühjahr 1985 (l/s)
Zufluss 1: Hangquelle	0,51	1,99
Zufluss 2: Sumpfiger Wiesengraben		0,98
Zufluss 3 Wiesengraben	0,18	1,83
Zufluss 4 Hangquelle	1,72	1,57
Summe der Zuflüsse:	2,41	6,37
Abfluss Maiergraben	5,83	15,85

Aus den 1984 und 1985 erhobenen Abflussmengen von  $34,2 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{a}$  lässt sich eine theoretische Erneuerungszeit von 0,37 Jahren bzw. eine Verweilzeit des Wassers im See von etwa 4,5 Monaten berechnen. Aus der Gebietspende von  $134,7 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{Jahr}$  ergibt sich eine theoretische Erneuerungszeit von nur etwas mehr als 1 Monat. Pro Jahr würde sich das Wasser demnach theoretisch etwa 12-mal austauschen. In den Jahren 1984/1985, 1993 bis 1995 und 1998 wurden physikalische und chemische Parameter der

größeren Zubringer und des Maiergrabens (Abfluss) erhoben (Tab. 4.1.6)

Im Hinblick auf den Nährstoffeintrag erkennt man den anthropogenen Einfluss auf das Gewässer. Insbesondere die Hangquelle am Nordwestufer des Seewaldsees (Nr. 1) aus der Richtung der Jausenstation brachte häufig Wasser mit Phosphorwerten bis zu 0,053 mg/l. Auch die Nitrat-Stickstoff-Werte der Zubringer bis zu 1,517 mg/l waren oft erhöht.

Tabelle 4.1.6: Physikalische und chemische Untersuchungen ausgewählter Zuflüsse und des Abflusses des Seewaldsees; \*) ab 1994 wurden 2 Äste des Zuflusses 1 beprobt

Zufluss	Temp	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub> -Sätt	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	Cl	P <sub>gesamt</sub>	P <sub>gelöst</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	SO <sub>4</sub>
Datum	°C		µS/cm	mg/l	%	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
18.10.1984																
Zufluss 1	8,7	7,8	173	10,28	103	2,27	1,6	1,98			0,56	0,034	0,012	0,526	0,058	6,1
Zufluss 3	6,9	7,35	200	10,22	98	2,06	1,9	1,84			1,91	0,011	0,008	0,955	0,055	5,4
Zufluss 4	7,2	7,65	205	10,47	101	2,11	1,9	1,7			0,7	0,010	0,010	0,947	0,058	6,4
Maiergraben	10,8	7,5	166	8,66	91	1,8	1,45	1,66			0,6	0,011	0,007	0,243	0,100	7,6
06.05.1985																
Zufluss 1	5,6	7,40	169	10,78	100	1,54	1,5	1,26			0,35	0,017	0,007	1,720	0,056	4,9

Zufluss	Temp	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub> - Sätt	Ca+M g	Alk.	Ca	Na	K	Cl	P <sub>gesamt</sub>	P <sub>gelöst</sub>	NO <sub>3</sub> - N	NH <sub>4</sub> - N	SO <sub>4</sub>
Datum	°C		µS/cm	mg/l	%	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Zufluss 2	7,6	7,99	173	9,57	93	1,12	1,15	0,92			0,35	0,015	0,004	0,618	0,040	3,0
Zufluss 3	5,2	8,15	172	9,57	100	2,02	1,5	1,28			0,38	0,008	0,002	1,472	0,041	5,9
Zufluss 4	5,4	7,65	196	10,93	105	1,87	1,7	1,45			0,42	0,007	0,002	1,254	0,035	6,8
Meiergraben	4,9	8,00	152	11,35	102	1,32	1,1	1,04			0,35	0,006	0,003	0,052	0,031	5,0
03.08.1993																
Zufluss 1	8,8	7,19	262			2,63	2,62	2,60	4,85	0,24	1,56	0,053	0,039	0,222	0,025	4,85
16.08.1994*)																
Zu 1 rechts	8,4	7,85	228			2,45	2,32	2,28	0,10	0,27	0,54	0,019	0,017	0,873	0,014	4,15
Zu 1 links	8,2	7,78	233			2,50	2,35	2,29	0,17	0,40	0,62	0,012	0,008	0,899	0,012	4,18
20.09.1994*)																
Zu 1 rechts	7,4	7,25	257			2,78	2,70	2,60	0,28	0,22	0,23			0,714	0,028	3,37
Zu 1 links	7,2	7,79	254			2,81	2,64	2,60	0,21	0,15	0,22	0,009	0,009	0,667	0,013	3,31
16.08.1995*)																
Zu 1 rechts	7,1	7,5	235	9,29	87	2,51	2,38	2,00	0,24	0,11	0,227	0,005	0	1,517	0,011	3,16
Zu 1 links	7,2	7,5	222	10,15	95	2,38	2,24	2,15	0,18	0,09	0,229	0,010	0,004	0,842	0,011	3,21
03.08.1998*)																
Zu 1 rechts	8,0	7,52	273			2,85	2,71	2,61	<0,38	<0,15	1,22	0,013	0,007	0,718	0,013	2,59
Zu 1 links	7,2	7,35	266			2,85	2,73	2,63	<0,38	<0,15	1,35	0,011	0,007	0,750	0,017	2,64

#### 4.1.5 Physikalische und chemische Messdaten

Die Untersuchungen im August 2002 wiesen gegenüber allen anderen Terminen sehr abweichende Ergebnisse auf, was durch die vorangegangenen massiven Starkniederschläge verursacht wurde. An der nächstgelegenen Messstation "Winklhof" in Oberalm wurden vom 5. bis 9. August Regenmengen von 171,8 l/m<sup>2</sup> und vom 12. auf 13. August nochmals 134,9 l/m<sup>2</sup> gemessen. Die Lufttemperatur an der Messstelle St. Koloman lag während der Niederschlagsereignisse im Mittel bei etwa 14 bis 15 °C. Weiters kann angenommen werden, dass die Temperatur des Niederschlages etwa 3 bis 4°C unter der Lufttemperatur, also bei 10 bis 12°C lag (WIESEN-EGGER, pers. Mitt.).

Der Zustrom des gesamten Niederschlages aus dem Einzugsgebiet dürfte ausgereicht haben, das Wasser des Seewaldsees in diesen 9 Tagen theoretisch 2,5-mal auszutauschen. Unter Berücksichtigung der Zuflusstemperatur von 10 bis 12 °C ist es auch vorstellbar, dass die enorme Zuflussmenge den sommerlich geschichteten See bis zum Grund beeinflussen konnte. Hinweise darauf geben die aufgelöste sommerliche Temperaturschichtung (Abb. 4.1.6 d), weiters der Sauerstoffgehalt, der unterhalb von 5 m deutlich höher ist als zu den vergleichbaren Entnahmetermen sowie die durch Verdünnung deutlich niedrigeren Chlorid- und Sulfatwerte (Tab. 4.1.7) als in früheren Untersuchungen.

##### 4.1.5.1 Sichttiefe

Häufig war die Sichttiefe im Westbecken höher als im Ostbecken (Abb.4.1.5). Die höchste gemessene Sicht-

tiefe lag Sommer 1997 bei 4 m. Ab 2000 schwankten die Werte zwischen 2,4 m (2002) und 3,5 m (2001).

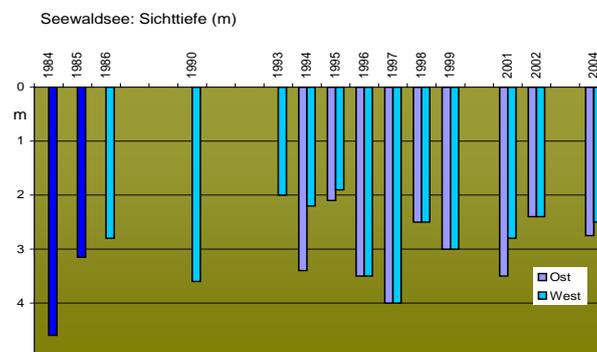


Abbildung 4.1.5: Sichttiefe (m)

### 4.1.5.2 Temperatur

Der See durchmischt sowohl im Frühjahr als auch im Herbst bis zum Grund, wie die Untersuchungen 1984 und 1985 nachweisen (Abb. 4.1.6). Die beiden Zirkulationen werden durch die Sommer- und Winterstagnationsphase voneinander getrennt. Eine scharfe Temperaturschichtung bildet sich offenbar wegen der Windexposition relativ selten oder nur kurzzeitig aus. Fallweise kann die warme Oberflächenschicht bis in 3 Tiefe reichen. Daran schließt sich die Temperaturschicht bis in etwa 4,5 m Tiefe an. Im Jahr

2004 wurden Oberflächentemperaturen von 21,4 °C erreicht; über Grund wurden Temperaturen zwischen 5,6 und 8,5 °C gemessen. Die Temperaturverteilung ist in beiden Seebecken ähnlich. Im Sommer 2002 wurde die thermische Schichtung durch das Hochwasser aufgehoben. Der Temperaturgradient betrug im Westbecken 2,9 °C und im Ostbecken nur 1,6 °C (s. Abb. 4.1.6 d) Charakteristische Beispiele der besprochenen Temperatursituationen zeigt Abbildung 4.1.6.

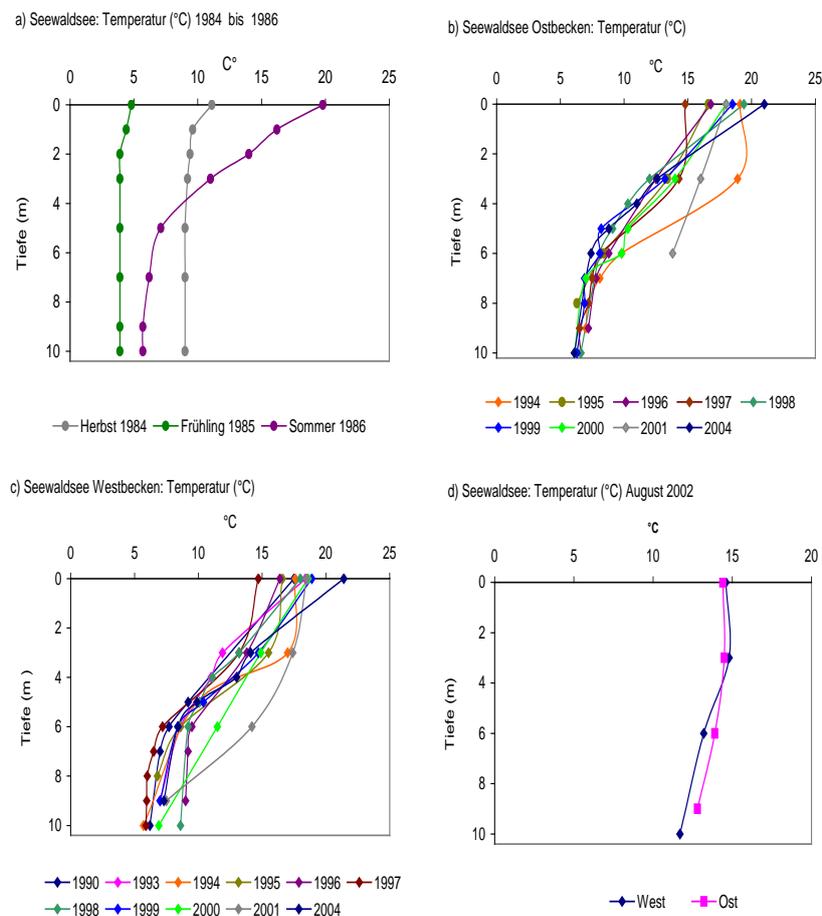


Abbildung 4.1.6: Ausgewählte charakteristische Temperaturprofile

### 4.1.5.3 pH-Wert

Obwohl der Seewaldsee mooriges Einzugsgebiet aufweist, ist der pH-Wert neutral bis leicht basisch. Die Entwicklung des Tiefenprofils verläuft meist in beiden Seebecken recht ähnlich. Auf Grund der Photosyntheseaktivität von Algen stiegen die pH-Werte in der Oberflächenschicht auf über 8,00 an (max 2004:

8,31) an. Zum Grund hin nimmt der pH-Wert ab. 1994 wurde der niedrigste Wert mit 7,06 gemessen. In den letzten Jahren schwankten die Werte zwischen 7,22 und 8,31. Abbildung 4.1.7 zeigt die statistischen Tiefenprofile des pH-Wertes.

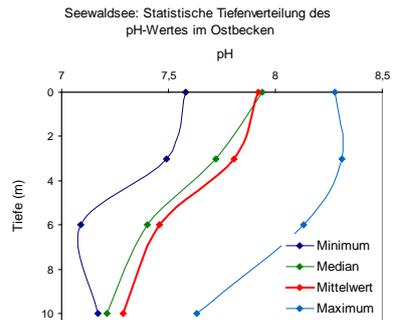
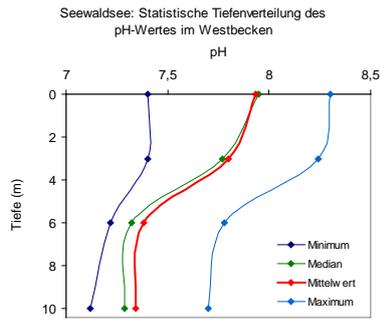


Abbildung 4.1.7: pH-Wert

#### 4.1.5.4 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit liegt im Mittel bei 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Minimal wurden 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und maximal 230  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen. Die Tiefenverteilung ist in

beiden Becken, abgesehen von einer leichten Zunahme in der Tiefe im Ostbecken, nicht sehr unterschiedlich (Abb. 4.1.8).

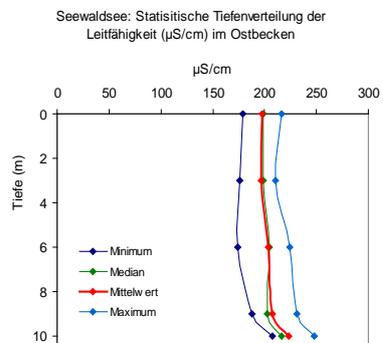
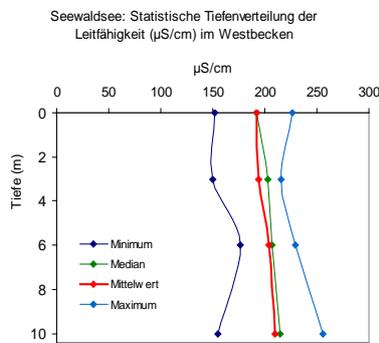


Abbildung 4.1.8: Statistische Tiefenverteilung der Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

#### 4.1.5.5 Sauerstoff

In der Durchmischungsphase im Frühling und im Herbst wird die gesamte Wassersäule mit Sauerstoff angereichert. Im Sommer ist in beide Seebecken die Oberflächenschicht bis zirka 3 m Wassertiefe gut mit Sauerstoff versorgt. Fallweise treten Übersättigungen auf (max 2001<sub>3m</sub> Tiefe: 121 %). Durch den Eintrag von

Huminstoffen aus den angrenzenden Mooren kommt es durch den Abbau gelöster organischer Substanzen regelmäßig zu einer, fallweise auch vollständigen, Sauerstoffzehrung in der Tiefe (Abb. 4.1.9 und 4.1.10).

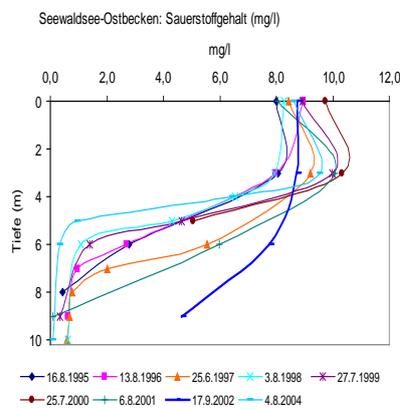
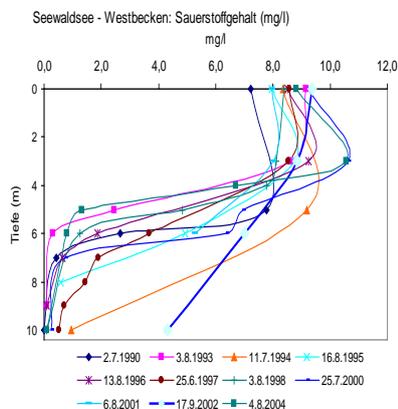


Abbildung 4.1.9: Tiefenverteilung des Sauerstoffgehalts (mg/l)

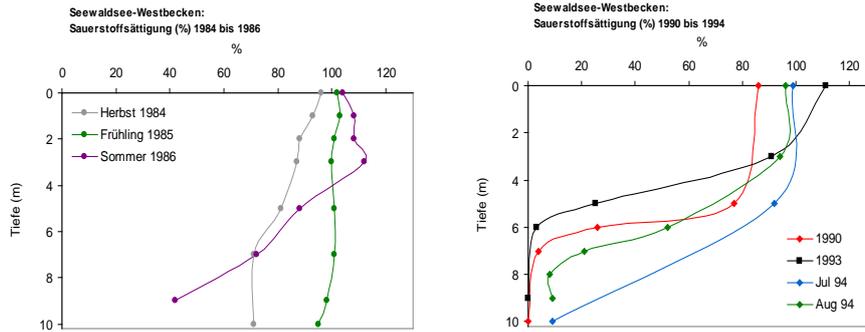


Abbildung 4.1.10: Charakteristische Tiefenverteilungen der Sauerstoffsättigung (%)

#### 4.1.5.6 Gesamtphosphor

Generell nimmt die Gesamtphosphorkonzentration ab einer Tiefe von zirka 6 m zum Grund hin zu. Im Westbecken konnten meist höhere Werte gemessen werden. Die bisher höchsten Messwerte über Grund wurden 1995 im Westbecken mit 0,035 mg/l und 1998 im Ostbecken mit 0,036 mg/l erreicht.

In der Wasserschicht bis 3 m wurden seit dem Jahr 2000 im Schnitt Werte um 0,013 mg/l (West) und 0,012 mg/l (Ost) gemessen. In Abbildung 4.1.11 ist die statistische Tiefenverteilung der Gesamtphosphorkonzentrationen im Seewaldsee dargestellt.

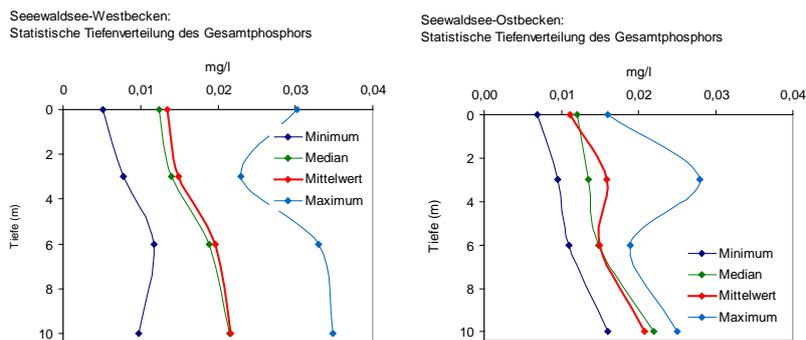


Abbildung 4.1.11: Statistische Tiefenverteilung des Gesamtphosphors (mg/l)

In Abbildung 4.1.12 sind die gewichteten Mittelwerte der Gesamtphosphorkonzentrationen dargestellt. Beginnend mit 1986 nimmt der Phosphor bis 1993 bzw. 1996 von 0,009 mg/l auf 0,018 mg/l zu. An-

schließend sanken die Phosphorwerte bis 1999 ab, weisen aber in den letzten Jahren wieder einen steigenden Trend auf. Im Sommer 2004 betrug der mittlere Gesamtphosphorgehalt 0,017 mg/l.

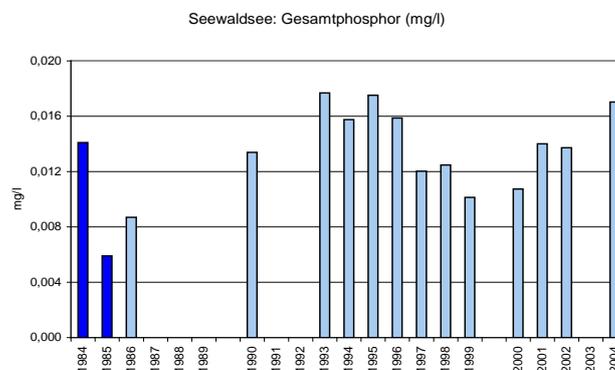


Abbildung 4.1.12: Gewichtete Mittelwerte des Gesamtphosphors (mg/l)

### 4.1.5.7 Gelöster Phosphor

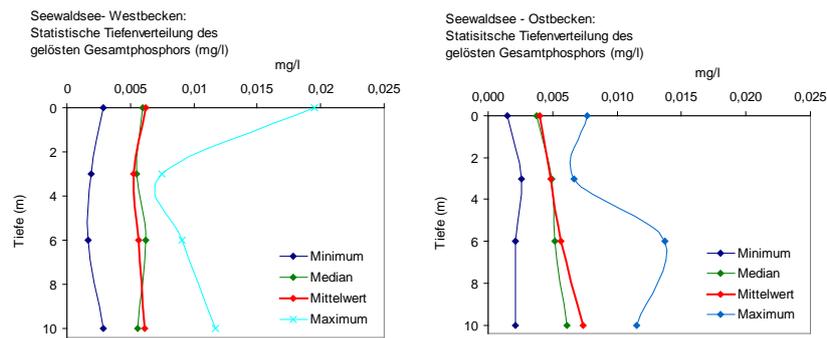


Abbildung 4.1.13: Statistische Tiefenverteilung des gelösten Gesamtphosphors (mg/l)

Das Tiefenprofil des gelösten Phosphors zeigt im Westbecken eine ziemlich einheitliche Konzentration des Mittelwertes um 0,005 mg/l. Im Ostbecken, nimmt die Konzentration zum Grund hin etwas zu (Abbildung 4.1.13). Die höchsten über Grund-Werte

wurden 1998 mit 0,012 mg/l gemessen. Seit 2000 schwankte die Konzentration in der Oberflächenschicht bis 3 m zwischen 0,002 mg/l (2004) und 0,008 mg/l (2002).

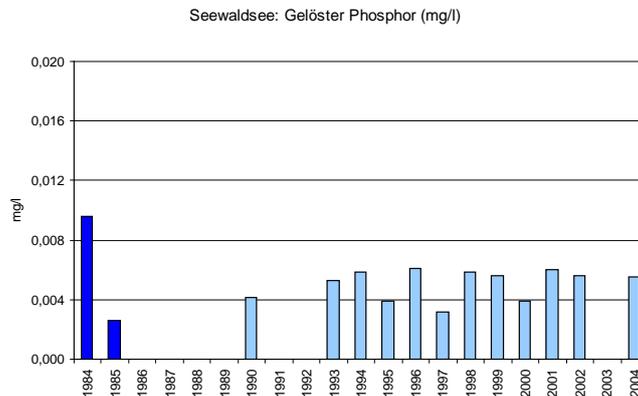


Abbildung 4.1.14: Gewichtete Mittelwerte des gelösten Phosphors (mg/l)

In Abbildung 4.1.14 sind die gewichteten mittleren Konzentrationen des gelösten Phosphors dargestellt.

In der kontinuierlichen Messreihe seit 1993 schwankten die Werte zwischen 0,003 mg/l und 0,006 mg/l.

### 4.1.5.8 Nitrat-Stickstoff

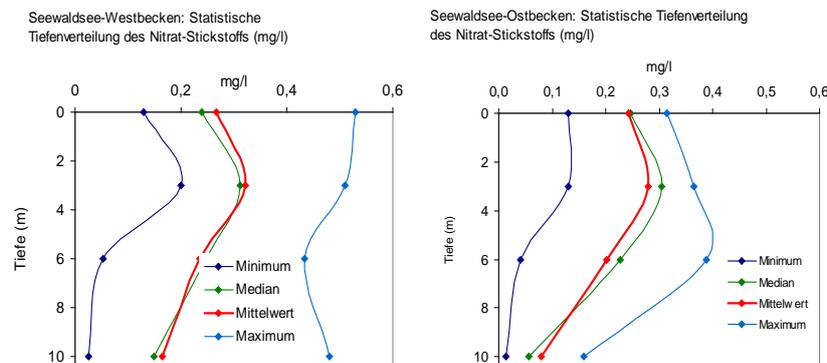


Abbildung 4.1.15: Statistische Tiefenverteilung des Nitrat-Stickstoffs (mg/l)

Das gemittelte Nitrat Tiefenprofil zeigt in beiden Seebecken einen ähnlichen Verlauf. Die höheren Werte wurden im Allgemeinen im Westbecken gemessen (Abbildung 4.1.15). In der Oberflächenschicht wird Nitrat vom Phytoplankton verbraucht. In zirka 3 m Wassertiefe zeigt sich häufig ein Nitratmaximum. Analog der Sauerstoffzehrung nimmt die Konzentration zum Grund hin kontinuierlich ab.

Die höchsten gewichteten mittleren Nitratkonzentrationen wurden in den 1980er Jahren mit 0,443 mg/l verzeichnet (Abb. 4.1.16). Im Sommer 2002 wurden die bisher niedrigsten Nitratkonzentrationen mit 0,096 mg/l nachgewiesen, was durch den vollständigen Wasseraustausch durch die Starkregenereignisse und den Ersatz durch Wasser mit geringem Nitratgehalt verursacht wurde.

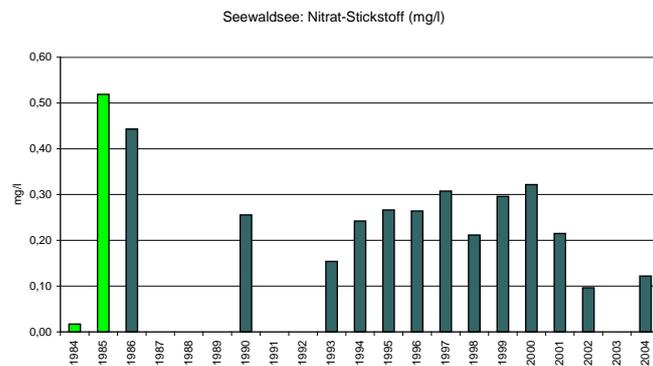


Abbildung 4.1.16: Gewichtete Mittelwerte der Nitrat-Stickstoffkonzentrationen (mg/l). Vergleichbare Daten in gleicher Farbe.

#### 4.1.5.9 Ammonium-Stickstoff

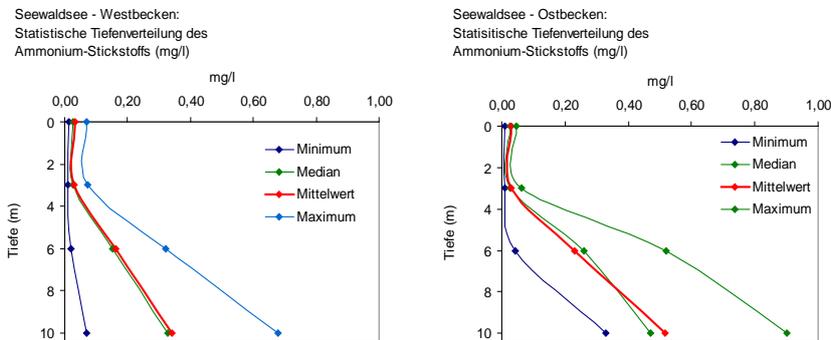


Abbildung 4.1.17: Statistische Tiefenverteilung des Ammonium-Stickstoffs (mg/l)

Die statistische Tiefenverteilung des Ammonium-Stickstoffs (Abb. 4.1.17) zeigt erwartungsgemäß das Ansteigen der Konzentration zum Grund hin, das mit der Sauerstoffzehrung korreliert ist. Der höchste über Grund gemessene Wert wurde 2004 mit 0,9 mg/l im Ostbecken erreicht. In der Oberflächenschicht sind

die Konzentrationen mit 0,025 mg/l und 0,026 mg/l in beiden Seeteilen praktisch gleich.

Die Messwerte über Grund zeigen seit 1984 eine zunehmende Tendenz der Konzentrationen. Die geringen Werte im Jahr 2002 wurden durch die Ausschwemmung infolge des Hochwassers verursacht.

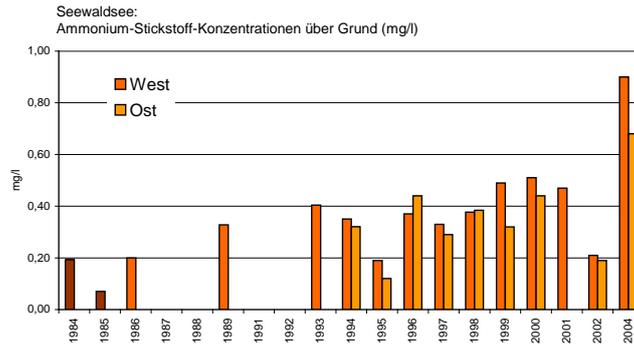


Abbildung 4.1.18: Über Grund-Messwerte des Ammonium-Stickstoffs

In Abbildung 4.1.19 sind die volumsbezogenen mittleren Ammoniumkonzentrationen für beide Seebecken dargestellt. In der Messreihe von Oktober 1984 zeigte sich mit 0,141 mg/l mittlerem Ammonium-Stickstoff-Gehalt ein erhöhter Wert; im Frühling

1985 waren die Konzentrationen wieder im gewohnten Bereich. Anschließend stiegen sie bis 1996 kontinuierlich an. Nach dem Rückgang bis 2002 auf 0,055 mg/l wurde 2004 ein Maximum von 0,123 mg/l festgestellt.

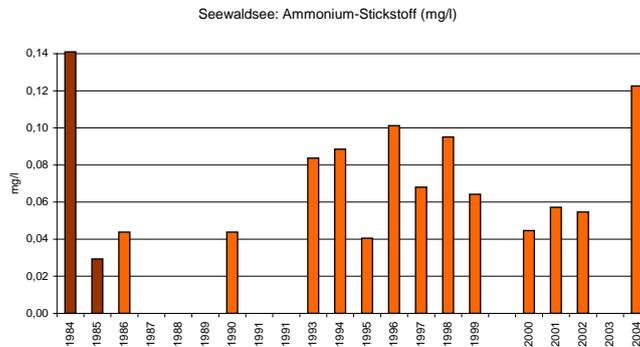


Abbildung 4.1.19: Gewichtete Mittelwerte der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen (mg/l)

#### 4.1.10 Gelöster Organischer Kohlenstoff (DOC)

In Braunwasserseen ist wegen der partikulären und gelösten Huminstoffe ein hoher Gehalt an gelöstem Kohlenstoff zu erwarten. Im Seewaldsee liegen die Werte bei einem Mittel von 5 mg/l zwischen 3,1 und 6,5 mg/l (Abb. 4.1.20). Vergleichsweise wurden im Unteren Landschitzsee auf 1.782 m Meereshöhe Konzentrationen bis 0,8 mg/l gemessen, was dem

Gehalt im Grundwasser entspricht (BRINKMANN 1999). Im huminstoffreichen Prebersee wurden Werte bis 6,5 mg/l und im eutrophen Großegelsee bei Mattsee bis 14,5 mg/l an gelöstem organischem Kohlenstoff nachgewiesen, wobei die beiden letzten Seen ebenfalls Braunwasserseen sind.

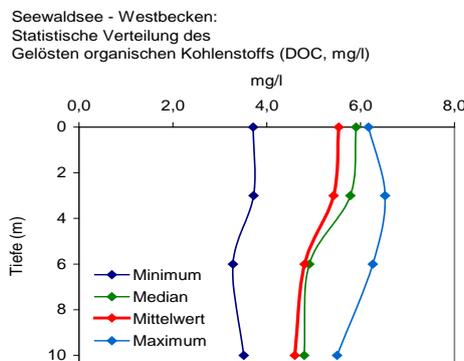


Abbildung 4.1.20: Statistische Tiefenverteilung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC, mg/l)

## 4.2 Ionenbilanzen

In Tabelle 4.1.7 sind die Daten für die Ionenbilanzen der einzelnen Jahre zusammengefasst. Die Alkalinität nimmt meistens zum Grund hin zu (min<sub>2001</sub>: 1,73 mval/l; max<sub>1993</sub>: 2,63 mval/l). Die Kalzium- und Magnesiumwerte um 2,1 mval/l weisen ebenfalls darauf hin, dass es sich um ein weiches Wasser handelt. Die Natriumkonzentrationen sind sehr niedrig und schwanken im Mittel um 0,32 mg/l, die Kalziumkonzentrationen schwanken zwischen 0,9 und 2,6 mval/l bzw. 18 und 52 mg/l. Der Mittelwert liegt bei 1,8 mval/l bzw 35 mg/l.

Nitrit konnte meist in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden. Der höchste Messwert wurde 1997 mit 0,046 mg/l über Grund festgestellt.

Der Chloridwert ist sehr niedrig und pendelt um 0,64 mg/l, zum Grund hin steigt er geringfügig an. Das Gewässer ist verhältnismäßig sulfatarm. Im Mittel sind Werte um 2,47 mg/l zu messen. Eine Sulfat-reduktion infolge der Sauerstoffzehrung mit zunehmender Tiefe kann nicht immer beobachtet werden.

Tabelle 4.1.7: Tabellen der Ionenbilanzen von 1990 bis 2004

03.08.1993															
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	18,4	2,26	1,98	1,94	0,35	0,15	0,012	0,005	0,160		0,020	1,56	5,24	0,1460	KATIONEN
3,0	11,9	2,17	2,08	2,01	0,32	0,17	0,017	0,005	0,216		0,015	1,56	4,89	-0,0375	ANIONEN
6,0	8,6	1,97	1,96	1,84	0,47	0,23	0,031	0,007	0,055		0,298	1,50	4,89	-0,1078	ANIONEN
9,0	7,0	2,06	2,02	1,86	0,56	0,25	0,028	0,005	0,037		0,404	1,50	4,47	-0,0646	ANIONEN
Zufl.	8,8	2,63	2,62	2,60	4,85	0,24	0,053	0,039	0,222		0,025	1,56	4,85	0,0821	KATIONEN
11.07.1994 Seewaldsee I (West)															
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	17,6	2,10	2,02	1,92	0,32	0,16	0,016	0,006	0,253	n.n.	0,068	0,69	3,06	0,0149	KATIONEN
5,0	9,9	2,00	1,97	1,83	0,28	0,44	0,014	0,004	0,297	n.n.	0,043	0,17	2,34	-0,0001	ANIONEN
10,0	5,7	1,95	1,93	1,77	0,35	0,22	0,023	0,005	0,139	n.n.	0,350	0,34	2,84	-0,0278	ANIONEN
16.08.1994 Seewaldsee II (Ost)															
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	19,1	2,00	1,95	1,86	0,18	0,33	0,014	0,007	0,221	n.n.	0,067	0,64	3,04	-0,0151	ANIONEN
3,0	18,9	2,01	1,96	1,86	0,16	0,35	0,016	0,007	0,229	n.n.	0,072	0,54	3,05	-0,0128	ANIONEN
6,0	9,8	1,97	1,92	1,80	0,12	0,27	0,018	0,007	0,256	n.n.	0,132	0,21	2,73	-0,0006	ANIONEN
9,0	7,0	1,98	1,95	1,81	0,18	0,27	0,026	0,005	0,117	0,007	0,321	0,28	2,42	-0,0135	ANIONEN
Zul. rechts	8,4	2,45	2,32	2,28	0,10	0,27	0,019	0,017	0,873	n.n.	0,014	0,54	4,15	0,0396	KATIONEN
Zul. links	8,2	2,50	2,35	2,29	0,17	0,40	0,012	0,008	0,899	n.n.	0,012	0,62	4,18	0,0631	KATIONEN
16.08.1995 Seewaldsee I (West)															
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	16,6	1,87	1,81	1,69	0,29	0,20	0,017	0,005	0,211	0,005	0,025	0,24	2,49	0,0191	KATIONEN
3,0	13,4	1,89	1,85	1,70	0,30	0,24	0,023	0,004	0,415	0,005	0,019	0,27	2,52	-0,0009	ANIONEN
6,0	8,4	1,84	1,80	1,65	0,26	0,16	0,012	0,002	0,400	0,005	0,021	0,21	2,41	-0,0007	ANIONEN
8,0	6,3	1,85	1,83	1,67	0,38	0,17	0,027	0,002	0,230	0,034	0,120	0,26	2,16	-0,0115	ANIONEN
Zufl. 1	7,1	2,51	2,83	2,00	0,24	0,11	0,005	0,001	1,517	n.n.	0,011	0,23	3,16	-0,3790	ANIONEN
Zufl. 2	7,2	2,38	2,24	2,15	0,18	0,09	0,010	0,004	0,842	n.n.	0,011	0,23	3,21	0,0768	KATIONEN

16.08.1995	Seewaldsee II (Ost)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	16,60	1,89	1,87	1,70	0,30	0,16	0,016	0,005	0,208	0,005	0,039	0,24	2,51	-0,0218	ANIONEN
3,0	15,50	1,87	1,81	1,69	0,27	0,20	0,019	0,004	0,283	0,005	0,033	0,23	2,60	0,0162	KATIONEN
6,0	8,60	1,80	1,78	1,62	0,27	0,13	0,011	0,002	0,250	0,005	0,120	0,230	2,33	-0,0199	ANIONEN
8,0	6,80	1,81	1,79	1,63	0,30	0,16	0,036	0,002	0,160	0,030	0,190	0,25	2,16	-0,0148	ANIONEN
13.08.1996	Seewaldsee I (West)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	16,8	2,20	2,16	2,03	0,32	0,16	0,014	0,006	0,271	0,005	0,046	0,21	2,18	0,0067	KATIONEN
3,0	12,5	2,17	2,10	2,02	0,29	0,15	0,017	0,006	0,359	0,005	0,038	0,18	2,18	0,0360	KATIONEN
6,0	8,8	2,19	2,18	2,04	0,33	0,19	0,033	0,009	0,146	0,021	0,260	0,28	2,28	-0,0261	ANIONEN
8,5	7,2	2,43	2,39	2,19	0,40	0,26	0,031	0,005	0,014	0,005	0,440	0,33	1,22	0,0294	KATIONEN
13.08.1996	Seewaldsee II (Ost)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	16,40	2,19	2,13	1,93	0,29	0,16	0,013	0,008	0,255	0,005	0,047	0,19	2,22	0,0251	KATIONEN
3,0	13,80	2,10	2,06	1,89	0,28	0,14	0,013	0,005	0,326	0,005	0,062	0,17	2,23	0,0045	KATIONEN
6,0	9,50	2,16	2,12	1,94	1,60	0,43	0,012	0,005	0,227	0,005	0,260	0,19	2,43	0,0020	KATIONEN
8,5	9,00	2,12	2,11	1,84	0,30	0,18	0,016	0,006	0,106	0,022	0,370	0,20	2,37	-0,0273	ANIONEN
25.06.1997	Seewaldsee I (West)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	14,8	1,96	1,95	1,77	0,38	0,53	0,010	0,004	0,289	0,001	0,041	0,34	1,96	-0,0103	ANIONEN
3,0	14,3	2,01	1,99	1,81	0,38	0,53	0,010	0,003	0,312	0,001	0,037	0,35	1,98	-0,0010	ANIONEN
6,0	8,2	2,09	2,09	1,90	0,38	0,53	0,012	0,002	0,336	0,008	0,170	0,46	2,44	-0,0337	ANIONEN
10,0	6,6	2,18	2,20	1,99	0,39	0,53	0,015	0,003	0,158	0,046	0,290	0,50	2,25	-0,0504	ANIONEN
25.06.1997	Seewaldsee II (Ost)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,50	14,70	1,96	1,95	1,77	0,38	0,53	0,011	0,0030	0,280	0,001	0,044	0,35	1,94	-0,0102	ANIONEN
3,00	13,20	2,06	2,05	1,88	0,38	0,53	0,014	0,0026	0,365	0,001				0,0401	KATIONEN
6,00	7,20	2,24	2,20	2,02	0,38	0,53	0,017	0,0030	0,389	0,012	0,074	0,48	2,51	0,0043	KATIONEN
10,00	5,90	2,39	2,41	2,15	0,45	0,53	0,022	0,0090	0,057	0,010	0,330	0,57	2,21	-0,0489	ANIONEN

03.08.1998	Seewaldsee I (West)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l								
0,5	19,4	2,22	2,17	2,05	<0,38	<0,53	0,020	0,006	0,240	0,005	0,024	1,03	2,15	-0,0238	ANIONEN
3	12,0	2,23	2,19	2,06	<0,38	<0,53	0,015	0,006	0,285	0,005	0,033	0,99	2,20	-0,0337	ANIONEN
6	8,1	2,27	2,24	2,08	<0,38	<0,53	0,021	0,007	0,076	0,005	0,257	1,23	2,20	-0,0505	ANIONEN
10	6,6	2,35	2,37	2,16	0,42	<0,53	0,035	0,005	0,026	0,005	0,385	1,49	1,60	-0,0770	ANIONEN
03.08.1998	Seewaldsee II (Ost)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l								
0,5m	18,0	2,18	2,13	2,00	<0,38	<0,15	0,007	0,002	0,239	0,005	0,025	1,04	2,17	-0,0272	ANIONEN
3m	13,2	2,12	2,08	1,96	<0,38	<0,15	0,018	0,005	0,248	0,005	0,046	0,99	2,21	-0,0359	ANIONEN
6	9,2	2,15	2,14	1,97	<0,38	<0,53	0,015	0,014	0,098	0,005	0,337	1,06	2,18	-0,0486	ANIONEN
ÜG	8,6	2,17	2,18	1,98	<0,38	<0,15	0,024	0,012	0,036	0,005	0,377	1,10	2,08	-0,0648	ANIONEN
27.07.1999	Seewaldsee I (West)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l								
0,5	18,5	2,04	2,05	1,89	1,20	0,84	0,015	0,006	0,295	0,005	0,023	0,32	2,08	0,0114	KATIONEN
3,0	13,2	2,13	2,19	1,99	0,38	0,53	0,014	0,005	0,381	0,005	0,010	0,32	2,15	-0,0837	ANIONEN
6,0	8,1	2,27	2,30	2,12	0,38	0,53	0,012	0,004	0,351	0,005	0,075	0,40	2,53	-0,0639	ANIONEN
9,9	6,3	2,40	2,45	2,23	0,76	0,53	0,026	0,008	0,083	0,005	0,320	0,50	2,36	-0,0666	ANIONEN
27.07.1999	Seewaldsee II (Ost)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l								
0,50	18,9	2,07	2,11	1,91	0,38	0,53	0,014	0,005	0,298	0,005	0,016	0,32	2,10	-0,0627	ANIONEN
3,00	14,7	2,07	2,17	1,93	0,38	0,53	0,013	0,007	0,333	0,005	0,020	0,33	2,13	-0,1236	ANIONEN
6,00	8,4	2,22	2,30	2,06	0,38	0,53	0,017	0,004	0,144	0,029	0,270	0,45	2,53	-0,1153	ANIONEN
9,00	7,0	2,30	2,37	2,12	0,41	0,53	0,014	0,003	0,042	0,005	0,490	0,51	2,42	-0,1033	ANIONEN
25.07.2000	Seewaldsee I (West)														
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m//l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	18,0	2,17	2,11	1,99	<0,38	<0,53	0,009	0,003	0,304	0,001	0,024	1,26	2,35	-0,0245	ANIONEN
3	14,0	2,27	2,20	2,08	<0,38	<0,15	0,013	0,005	0,368	0,001	0,014	1,31	2,39	-0,0159	ANIONEN
6	10,3	2,43	2,37	2,23	<0,38	<0,53	0,013	0,005	0,433	0,001	0,025	1,43	2,73	-0,0372	ANIONEN
10,1	6,1	2,62	2,63	2,42	0,53	<0,53	0,031	0,008	0,160	0,001	0,440	1,54	2,51	-0,1057	ANIONEN

25.07.2000		Seewaldsee II (Ost)													
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	18,6	2,17	2,14	1,99	0,43	<0,53	0,008	0,002	0,314	<0,005	0,024	1,33	2,40	-0,0427	ANIONEN
3	14,9	2,18	2,13	2	<0,38	<0,53	0,010	0,004	0,339	<0,005	0,020	1,32	2,39	-0,0416	ANIONEN
9,8	6,9	2,51	2,57	2,31	0,62	<0,53	0,017	0,005	<0,160	<0,005	0,510	1,54	2,62	-0,1033	ANIONEN
06.08.2001		Seewaldsee I (West)													
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	18,0	2,00	1,78	1,84	0,42	0,15	0,012	0,0065	0,21	0,00	0,035	1,40	2,50	0,15	KATIONEN
3,0	16,0	1,96	1,79	1,81	0,23	0,12	0,014	0,0068	0,21	0,00	0,034	1,20	2,50	0,10	KATIONEN
6,0	13,8	1,93	1,73	1,83	0,21	0,12	0,020	0,0057	0,24	0,00	0,062	1,30	2,50	0,12	KATIONEN
06.08.2001		Seewaldsee II (Ost)													
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	18,5	2,01	1,78	1,85	0,23	0,13	0,013	0,006	0,21	0,002	0,030	1,8	2,50	0,1405	KATIONEN
3,0	17,4	1,86	1,78	1,81	0,23	0,12	0,013	0,005	0,22	0,002	0,026	1,4	2,60	-0,0005	ANIONEN
6,0	14,2	1,95	1,80	1,85	1,3	0,34	0,014	0,006	0,26	0,002	0,042	2,9	3,00	0,0710	KATIONEN
9,0	7,5	2,14	2,03	1,97	0,49	0,19	0,025	0,006	0,13	0,002	0,47	1,6	2,30	0,0432	KATIONEN
17.09.2002		Seewaldsee I (West)													
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	14,6	2,03	1,94	1,86	0,22	0,18	0,014	0,006	0,100	0,013	0,035	0,28	0,96	0,0763	KATIONEN
3,0	14,8	2,03	1,96	1,86	0,22	0,18	0,013	0,004	0,100	0,013	0,035	0,28	0,98	0,0559	KATIONEN
6,0	13,2	1,96	1,91	1,8	0,2	0,18	0,015	0,004	0,095	0,013	0,083	0,28	0,92	0,0363	KATIONEN
9,5	11,7	1,95	1,91	1,78	0,22	0,18	0,023	0,008	0,071	0,013	0,19	0,28	0,91	0,0273	KATIONEN
17.09.2002		Seewaldsee II (Ost)													
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	14,4	2,02	1,96	1,84	0,22	0,18	0,012	0,008	0,097	0,013	0,039	0,28	0,96	0,0463	KATIONEN
3,0	14,5	2,02	1,95	1,85	0,21	0,18	0,013	0,006	0,098	0,013	0,040	0,28	0,98	0,0554	KATIONEN
6,0	13,9	1,96	1,89	1,79	0,26	0,18	0,014	0,005	0,095	0,013	0,072	0,28	0,96	0,0580	KATIONEN
8,7	12,8	1,95	1,90	1,78	0,21	0,18	0,019	0,005	0,061	0,013	0,21	0,28	0,92	0,0367	KATIONEN

04.08.2004 Seewaldsee I (West)															
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	21,0	2,3	2,3	2,13	0,23	0,13	0,010	0,006	0,130	0,006	0,013	0,23	1,30	-0,0202	ANIONEN
3,0	12,6	2,3	2,2	2,15	0,32	0,13	0,023	0,008	0,200	0,006	0,013	0,29	1,40	0,0799	KATIONEN
6,0	7,4	2,2	2,2	2,04	0,37	0,23	0,024	0,009	0,052	0,007	0,32	0,38	1,50	-0,0199	ANIONEN
9,7	6,1	2,3	2,3	2,13	0,39	0,22	0,020	0,006	0,040	0,005	0,68	0,49	1,30	-0,0183	ANIONEN
04.08.2004 Seewaldsee II (Ost)															
Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	21,4	2,3	2,2	2,12	0,23	0,13	0,007	0,002	0,130	0,005	0,011	0,23	1,40	0,0777	KATIONEN
3,0	14,1	2,3	2,2	2,12	0,23	0,13	0,028	0,006	0,130	0,005	0,011	0,23	1,40	0,0777	KATIONEN
6,0	8,4	2,2	2,1	1,97	0,31	0,18	0,019	0,006	0,040	0,011	0,52	0,41	1,50	0,0753	KATIONEN
9,4	7,3	2,2	2,2	2,01	0,32	0,19	0,016	0,006	0,013	0,005	0,90	0,42	1,50	-0,0242	ANIONEN

## 4.1.6 Biologische Parameter

### 4.1.6.1 Phytoplankton

Im Seewaldsee wurden bisher mindestens 75 Algenarten nachgewiesen. Dabei sind mit 18 Arten die Chrysophyceen (Goldalgen) die artenreichste Gruppe, gefolgt von Bacillariophyceen (Kieselalgen) mit 13 und Chlorophyceen (Grünalgen) mit 11 Arten. Wei-

ters wurden jeweils 10 Crypto- und Dinophyceen (Panzerflagellaten) sowie je 6 Cyanobakterien- (Blaualgen) und Augenflagellaten-Arten (Euglenophyceen) gefunden (Tab. 4.1.8).

Tabelle 4.1.8: Artenliste des Phytoplanktons im Seewaldsee

#### CYANOBACTERIA (Blaualgen)

*Aphanocapsa* sp.  
*Chroococcus* sp.  
*Lyngbia* cf. *limnetica*  
*Microcystis* sp.  
*Oscillatoria* sp.  
*Planktothrix rubescens*

#### CHLOROPHYCEAE (Grünalgen)

*Botryococcus braunii*  
*Carteria* sp.  
*Chlamydomonas* sp.  
*Chlorococcales* indet.  
*Elakatothrix* sp. (EZ)  
cf. *Oocystis* sp. (EZ)  
*Pediastrum tetras*  
*Scenedesmus* sp.  
*Sphaerocystis Schroeteri*  
*Tetraedron caudatum*  
*Tetraedron minimum*  
Coccale Formen

#### DESMIDIACEAE (Zieralgen)

*Cosmarium* cf. *depressum*

#### EUGLENOPHYTA (Augenflagellaten)

*Euglena acus*  
*Euglena* sp.  
*Phacus longicauda*  
*Phacus tortus*  
*Trachelomonas volvocina*  
*Trachelomonas* spp.

#### CHRYSOPHYCEAE (Goldalgen)

*Arthrochrysis* sp.  
*Chromulina minor*  
*Chromulina* sp.  
*Chrysococcus punctiformis*  
*Chrysococcus rufescens*  
*Chrysalykos* cf. *planctonicus*  
*Dinobryon cylindricum*  
*Dinobryon divergens*  
*Dinobryon marchicum*  
*Dinobryon sociale*  
*Dinobryon* sp.  
*Dinobryon* Cysten  
*Mallomonas caudata*  
*Mallomonas* sp.  
*Ochromonas* sp.  
*Synura* sp.  
*Uroglena volvox*  
*Uroglena* sp.

#### CRYPTOPHYCEAE (Kryptoflagellaten)

*Cryptomonas erosa*  
*Cryptomonas marsonii*  
*Cryptomonas obovata*  
*Cryptomonas ovata*  
*Cryptomonas rostratiformis*  
*Cryptomonas* cf. *rostratiformis*  
*Cryptomonas* sp.  
*Cryptomonas* k.l.sp.  
*Rhodomonas minuta*  
*Rhodomonas* sp.

#### DINOPHYCEAE (Panzerflagellaten)

*Ceratium hirundinella*  
*Glenodinium* sp.  
*Gymnodinium belveticum*  
*Gymnodinium palustre*  
*Gymnodinium uberrimum*  
*Gymnodinium* k.l.sp.  
*Peridinium* cf. *aciculiferum*  
*Peridinium* cf. *umbonatum*  
*Peridinium* gr.sp.  
*Peridinium* k.l.sp.

#### BACILLARIOPHYCEAE (Kieselalgen)

*Asterionella formosa*  
*Cyclotella bodanica*  
*Cyclotella comensis*  
*Cyclotella* cf. *comensis*  
*Cyclotella comta*  
*Navicula* sp.  
*Synedra acus* var. *angustissima*  
*Synedra acus* var. *radians*  
*Synedra acus* gr.  
*Synedra acus* k.l.  
*Synedra* sp.  
*Tabellaria fenestrata*  
*Tabellaria flocculosa*

Das gewichtete Mittel der Biomasse schwankt zwischen 600 mg/m<sup>3</sup> und 1.250 mg/m<sup>3</sup> (Abb. 4.1.21). Meistens haben die Panzerflagellaten den größten Anteil, der sich zwischen 115 und 770 mg/m<sup>3</sup> bzw. 11 bis 60 % der Biomasse bewegt. Die nächstwichtigste

Algengruppe sind Cryptophyceen mit Biomasseanteilen zwischen 120 bis 290 mg/m<sup>3</sup> bzw. 10 bis 35 Prozentanteilen bzw. Goldalgen (Chrysophyceen) mit Biomasseanteilen zwischen 15 und 375 mg/m<sup>3</sup> bzw. 2 bis 32 Prozentanteilen an der Gesamtbiomasse.

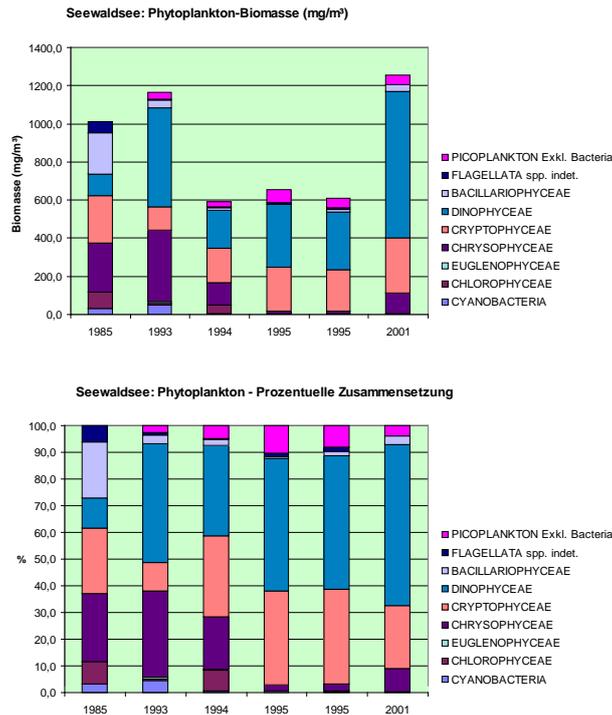


Abbildung 4.1.21: Phytoplankton: Biomasseanteile (mg/l) der Großgruppen (oben) und Prozentanteile (unten)

#### 4.1.6.2 Zooplankton

Das Zooplankton wurde nur im Herbst 1984 und Frühjahr 1985 untersucht. Dabei wurden im Seewaldsee 17 Rädertierarten (2 Arten tychoplanktisch) und drei Crustaceenarten (Tabelle 4.1.9) nachgewiesen werden. Bei den Rotatorien dominierten im Herbst 1984 *Keratella cochlearis* und *Filinia hofmanni*. Im Frühjahr waren vor allem Polyarthra- und Keratella-Arten dominant. *Filinia hofmanni* und die Brachionus-Arten (*B. angularis*, *B. calyciflorus*) sind als Anzeiger einer erhöhten Trophie zu bewerten (SCHABER und SCHRIMPF 1984). Die geringe Zooplanktonentwicklung an beiden Terminen ist auffällig. Die gefundenen Arten *Bosmina longirostris* und *Ceriodaphnia pulchella* sind klein, was

typisch für nahrungsreichere und mit zooplanktophagen Fischen besiedelte Gewässer ist. Auf Grund von fehlenden Adulttiere konnte(n) die Cyclops-Art(en) nicht bestimmt werden. Es handelt sich dabei wahrscheinlich um eine Art der Gattung *Mesocyclops*. Die Zooplanktonbiomasse war sowohl im Herbst mit 0,3 mg/l Frischmasse als auch im Frühjahr mit 0,37 mg/l sehr niedrig. Im Herbst dominierten Entwicklungsstadien von Copepoden mit rund 59 %, im Frühjahr Rotatorien mit 81 % (Abb. 4.1.22). Vergleichsweise erreicht die Zooplanktonbiomasse in etwa 300 m höher gelegenen Zauchensee durchschnittlich 1,6 mg/l im Winter und 4,5 mg/l im Sommer.

Tabelle 4.1.9: Artenliste des Zooplanktons im Seewaldsee

Arten	Herbst 1984	Frühjahr 1985
ROTATORIEN (Rädertiere)		
<i>Anuraeopsis fissa</i>		x
<i>Ascomorpha ovalis</i>		x
<i>Brachionus angularis</i>		x
<i>Brachionus calyciflorus</i>		x
<i>Collotheca pelagica</i>		x
<i>Conochilus unicornis</i>		x
<i>Filinia hofmanni</i>	x	x
<i>Keratella cochlearis</i>	x	x
<i>Keratella biemalis</i>	x	x
<i>Ploesoma truncatum</i>		x
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	x	x
<i>Polyarthra vulgaris</i>		x
<i>Synchaeta pectinata</i>		x
<i>Synchaeta tremula</i>	x	x
<i>Trichocerca pusilla</i>		x

Arten	Herbst 1984	Frühjahr 1985
<i>Testudinella</i> sp.		x
<i>Bdelloidea</i> indet.		x
CRUSTACEEN (Schwebekrebse)		
Cladoceren (Wasserflöhe)		
<i>Bosmina longirostris</i>		x
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>		x
Copepoden (Hüpfertinge)		
<i>Cyclops</i> sp.		x

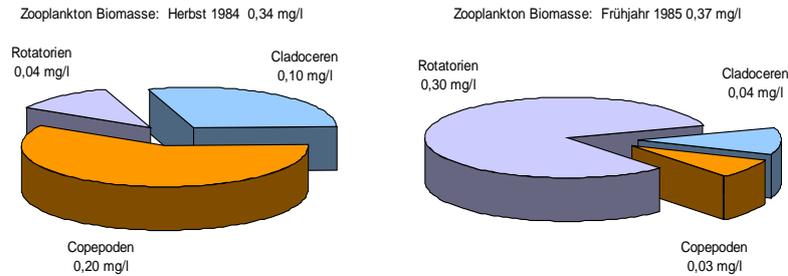


Abb. 4.1.22: Zusammensetzung der Zooplanktonbiomassen

#### 4.1.6.3 Zoobenthos

Aus dem Seewaldsee wurden sechs Benthosproben bearbeitet, drei aus dem Westbecken (0,5 m, 3 m, 7 m Tiefe) und drei aus dem Ostbecken (0,5 m, 3 m, 8 m Tiefe) (LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ 2002). In Tabelle 4.1.10 ist die Artenliste für jedes Seebecken zusammengefasst. Insgesamt konnten 41 verschiedene benthische Evertebraten bestimmt werden. Dabei wurden 26 Arten (überwiegend Nematoden und Chironomiden) für das Westbecken und 29 Ar-

ten (v. a. Oligochaeten und Chironomiden) für das Ostbecken belegt.

Die Tabellen 4.1.11 (Westbecken) und 4.1.13 (Ostbecken) geben für die drei Größenfraktionen die Originalzählraten (Individuen pro Probe) und die Individuenzahlen der Taxa wider. Für die Großgruppen sind die Gesamt-Individuenzahlen und die Biomasse (in Trocken- und Frischmasse) aufgelistet (Tabellen 4.1.12 und 4.1.14)

Tabelle 4.1.10: Artenliste der benthischen Evertebraten vom Seewaldsee 2001; (x) anhand der Kopfkapsel bestimmt

ARTEN	West	Ost	ARTEN	West	Ost
HYDROZOA (NESSELTIERE)			OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER)		
Hydridae			Naididae		
<i>Hydra</i> sp.	x		<i>Chaetogaster langi</i> Bretscher	x	x
NEMATODA (FADENWÜRMER)			<i>Chaetogaster</i> sp.	x	
Enoplida			<i>Nais elinguis</i> Müller		x
Ironidae			<i>Nais variabilis</i> Piguet		x
<i>Ironus ignavus</i> Bastian		x	<i>Pristina longiseta</i> Ehrenberg	x	x
Tobrilidae			<i>Pristinella bilobata</i> (Bretscher)	x	
<i>Tobrilus gracilis</i> Bastian	x	x	<i>Slavina appendiculata</i> (D'Udekem)	x	x
<i>Tobrilus stefanski</i> Mikoletzky		x	<i>Stylaria lacustris</i> (Linnaeus)	x	
Tripylidae			Tubificidae		
<i>Tripyla glomerans</i> Bastian	x		Tubificidae gen. sp. juv.	x	x
Dorylaimidae			<i>Aulodrilus plurisetus</i> (Piguet)	x	
<i>Mesodorylaimus</i> sp.		x	<i>Potamothenix bedoti</i> (Piguet)	x	
Monhysterida			OSTRACODA (MUSCHELKREBSE)		
Monhysteridae			Cypridoidea		
<i>Monhystera paludicola</i> De Man		x	Cypridae		
<i>Monhystera wangi</i> Wu & Hoeppli		x	<i>Cypria ophthalmica</i> (Jurine)	x	x
Araeolaimida			COPEPODA (RUDERFÜßER)		
Chromadorida			Harpacticoida		
Ethmolaimidae			Canthocamptidae		
<i>Ethmolaimus pratensis</i> De Man		x	Canthocamptidae gen. sp. (Copepodid-Stadium)		x
BIVALVIA (MUSCHELN)			Cyclopoida		
Sphaeriidae			Cyclopoida gen. sp. (Copepodid)	x	x
<i>Pisidium</i> sp.	x				

ARTEN	West	Ost	ARTEN	West	Ost
Cyclopidae			Tanypodinae		
<i>Encyclops serrulatus</i> (Fischer)		x	<i>Ablabesmyia phatta</i> (Eggert)	(x)	
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine)	x	x	Orthocladinae		
ACARI (MILBEN)			<i>Paracladius</i> sp.	(x)	
Prostigmata – Hydracarina			Chironominae – Chironomini		
Mideopsidae			<i>Chironomus</i> sp.	x	x
<i>Mideopsis orbicularis</i> (Müller)		x	<i>Cladopelma lateralis</i> gr.	x	x
Unionicolidae			<i>Glyptotendipes gripekoveni</i> Kieffer	(x)	
<i>Neumania cf. deltoides</i> (Piersig)		x	<i>Einfeldia</i> sp.		x
PLECOPTERA (STEINFLIEGEN)			Chironominae – Tanytarsini		
Plecoptera gen. sp. juv.		x	<i>Cladotanytarsus mancus</i> gr.	x	x
MEGALOPTERA (SCHLAMMFLIEGEN)			<i>Tanytarsus</i> sp. A	x	x
Sialidae			<i>Tanytarsus</i> sp. D	x	x
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus)		x	<i>Tanytarsus</i> sp. juv.	x	x
DIPTERA (ZWEIFLÜGLER)			Chaoboridae		
Chironomidae			<i>Chaoborus flavicans</i> (Meigen)	x	

Tabelle 4.1.11: Zähl- und Individuenzahlen benthischer Evertebraten aus dem Seewaldsee Westbecken

Tiefenstufe	Zähl- und Individuenzahlen benthischer Evertebraten aus dem Seewaldsee Westbecken									Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]								
	0.5 m			3 m			7 m			0.5 m			3 m			7 m		
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
HYDROZOA										0	0	0	0	4403	0	0	0	0
<i>Hydra</i> sp.								7		0	0	0	0	4403	0	0	0	0
NEMATODA										0	629	0	0	0	0	0	3774	0
Tobrilidae										0	0	0	0	0	0	0	3774	0
<i>Tobrilus gracilis</i>										0	0	0	0	0	0	0	3774	0
Tripylidae										0	629	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tripyla glomerans</i>		1			1					0	629	0	0	0	0	0	0	0
BIVALVIA										0	0	0	629	0	0	0	0	0
Sphaeriidae										0	0	0	629	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.							2			0	0	0	629	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA										629	2516	1258	1258	10692	0	314	0	0
Naididae										629	1887	1258	943	10063	0	0	0	0
<i>Chaetogaster langi</i>			1		1		4			0	0	1258	0	2516	0	0	0	0
<i>Chaetogaster</i> sp.							1			0	0	0	0	629	0	0	0	0
<i>Pristinella bilobata</i>							1			0	0	0	0	629	0	0	0	0
<i>Pristina longiseta</i>		1			1		5			0	629	0	0	3145	0	0	0	0
<i>Slavina appendiculata</i>							3	5		0	0	0	943	3145	0	0	0	0
<i>Stylaria lacustris</i>	2	2		2	2					629	1258	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae										0	629	0	314	629	0	314	0	0
<i>Anodrilus pluriseta</i>							1			0	0	0	314	0	0	0	0	0
<i>Limnodrilus</i> sp. juv.										0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamothenix bedoti</i>										0	0	0	0	0	0	314	0	0
Tubificidae gen. sp. juv.		1			1		1			0	629	0	0	629	0	0	0	0
OSTRACODA										0	9434	0	314	27673	0	0	629	0
Cypridae										0	9434	0	314	27673	0	0	629	0
<i>Cyprina ophthalmica</i>		15			15		1	43		0	9434	0	314	27044	0	0	629	0
<i>Cyprina</i> sp. juv.							1			0	0	0	0	629	0	0	0	0

Tiefenstufe	Zählraten [Ind. pro Probe]									Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]								
	0.5 m			3 m			7 m			0.5 m			3 m			7 m		
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
CYCLOPOIDA										0	1258	0	0	629	0	0	314	0
Cyclopidae										0	1258	0	0	629	0	0	314	0
Cyclopidae gen. sp. Cop.								1		0	0	0	0	629	0	0	314	0
<i>Macrocyclops albidus</i>		2			2					0	1258	0	0	0	0	0	0	0
DIPTERA										2516	629	0	2830	1887	0	314	0	0
Chironomidae										2516	629	0	2830	1887	0	0	0	0
<i>Cladopelma lateralis</i> gr.	2			2			3	1		629	0	0	943	629	0	0	0	0
<i>Einfeldia carbonaria</i>	4			4						1258	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cladotanytarsus mancus</i> gr.		1			1					0	629	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. A	2			2			2			629	0	0	629	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. D							3	1		0	0	0	943	629	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. juv.							1	1		0	0	0	314	629	0	0	0	0
Chaoboridae										0	0	0	0	0	0	314	0	0
<i>Chaoborus flavicans</i>										0	0	0	0	0	0	314	0	0

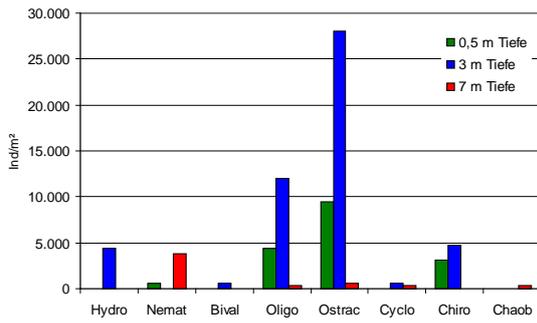
Tabelle 4.1.12: Gesamt - Individuenzahlen und Biomassen (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertebraten aus dem Seewaldsee Westbecken

Tiefenstufe	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]		
	0.5 m	3 m	7 m	0.5 m	3 m	7 m	0.5 m	3 m	7 m
Hydrozoa	0	4.403	0	0	44	0	0	264	0
Nematoda	629	0	3.774	0	0	2	2	0	11
Bivalvia	0	629	0	0	264	0	0	1.582	0
Oligochaeta	4.403	11.950	314	235	966	77	1.409	5.800	462
Ostracoda	9.434	27.987	629	47	140	3	283	840	19
Cyclopoida	0	629	314	21	2	1	125	13	6
Chironomidae	3.145	4.717	0	21.641	13.873	0	129.843	83.237	0
Chaoboridae	0	0	314	0	256	0	0	1535	0
Summe	17.610	50.315	5.345	21.944	15.545	83	131.663	93.270	499

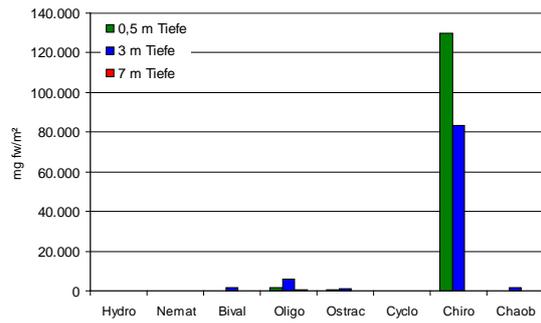
Im Westbecken des Seewaldsees dominierte in allen Tiefenstufen die Größenfraktion 0,2 mm bis 1 mm. Die Individuendichten waren vergleichsmäßig gering (max<sub>3 m Tiefe</sub>: 50.315 Ind/m<sup>2</sup>) und die Biomassen wa-

ren mittelmäßig (max. 131.663 mg fw/m<sup>3</sup>). Auf Grund der Sauerstoffzehrung in der Tiefe ist die Individuenzahl in 7 m gering (Abbildung 4.1.23).

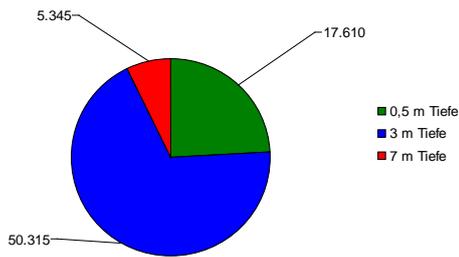
Abundanz der Großgruppen in den Tiefenstufen



Biomasse (mg fw/m²) der Großgruppen in den Tiefenstufen



Individuen/m² in den Tiefenstufen



Biomasse (mg fw/m²) in den Tiefenstufen

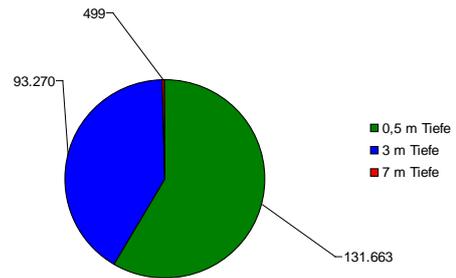


Abbildung 4.1.23: Individuenzahlen und Biomassen der benthischen Evertebraten im Seewaldsee Westbecken 2001

Tabelle 4.1.13: Zähldaten und Individuenzahlen benthischer Evertebraten aus dem Ostbecken des Seewaldsees

Tiefenstufe	Zähldaten [Ind. pro Probe]									Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]								
	0.5 m			3 m			8 m			0.5 m			3 m			8 m		
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
NEMATODA										0	0	0	0	314	628	0	3773	15095
Ironidae										0	0	0	0	314	0	0	0	0
<i>Ironus ignavus</i>					1					0	0	0	0	314	0	0	0	0
Tobrilidae										0	0	0	0	0	0	0	3459	10063
<i>Tobrilus gracilis</i>							11	7		0	0	0	0	0	0	0	3459	8805
<i>Tobrilus stefanski</i>								1		0	0	0	0	0	0	0	0	1258
Dorylaimidae										0	0	0	0	0	0	0	0	1258
<i>Mesodorylaimus</i> sp.								1		0	0	0	0	0	0	0	0	1258
Monhysteridae										0	0	0	0	0	628	0	0	2516
<i>Monhystera paludicola</i>						1			2	0	0	0	0	0	314	0	0	2516
<i>Monhystera wangi</i>						1				0	0	0	0	0	314	0	0	0
Ethmolaimidae										0	0	0	0	0	0	0	314	1258
<i>Ethmolaimus pratensis</i>								1	1	0	0	0	0	0	0	0	314	1258
OLIGOCHAETA										628	1886	629	1258	1887	1887	0	314	0
Naididae										314	1886	629	943	1887	1887	0	0	0
<i>Chaetogaster langi</i>					2	6				0	0	0	0	629	1887	0	0	0
<i>Nais elinguis</i>			1							0	0	629	0	0	0	0	0	0
<i>Nais variabilis</i>		1								0	314	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina longiseta</i>		5								0	1572	0	0	0	0	0	0	0
<i>Slavina appendiculata</i>	1			3	4					314	0	0	943	1258	0	0	0	0
Tubificidae										314	0	0	314	0	0	0	314	0

Tiefenstufe	Zählraten [Ind. pro Probe]									Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]									
	0.5 m			3 m			8 m			0.5 m			3 m			8 m			
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	
<i>Anodrilus pluriseta</i>										0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae gen. sp. juv.	1			1						314	0	0	314	0	0	0	314	0	0
OSTRACODA										0	7547	629	0	13522	0	0	0	0	0
Cypridae										0	7547	629	0	13522	0	0	0	0	0
<i>Cypria ophthalmica</i>		24			43					0	7547	0	0	13522	0	0	0	0	0
<i>Cypria</i> sp. juv.			1							0	0	629	0	0	0	0	0	0	0
HARPACTICOIDA										0	629	0	0	0	0	0	0	0	0
Canthocampidae										0	629	0	0	0	0	0	0	0	0
Canthocampidae gen. sp.		2								0	629	0	0	0	0	0	0	0	0
CYCLOPOIDA										0	943	0	0	1257	0	0	314	0	0
Cyclopidae										0	943	0	0	1257	0	0	314	0	0
Cyclopidae gen. sp.		1			3			1		0	314	0	0	943	0	0	314	0	0
<i>Encyclops serrulatus</i>					1					0	0	0	0	314	0	0	0	0	0
<i>Macrocyclops albidus</i>		2								0	629	0	0	0	0	0	0	0	0
ACARI										0	628	0	0	0	0	0	0	0	0
Mideopsidae										0	314	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mideopsis orbicularia</i>		1								0	314	0	0	0	0	0	0	0	0
Unionicolidae										0	314	0	0	0	0	314	0	0	0
<i>Neumania cf. deltoidea</i>		1					1			0	314	0	0	0	0	314	0	0	0
PLECOPTERA										0	0	0	0	0	0	0	314	0	0
Plecoptera gen. sp. juv.								1		0	0	0	0	0	0	0	314	0	0
MEGALOPTERA										0	0	0	314	0	0	0	0	0	0
Sialidae										0	0	0	314	0	0	0	0	0	0
<i>Sialis lutaria</i>				1						0	0	0	314	0	0	0	0	0	0
DIPTERA										1257	314	0	5031	1257	0	0	0	0	0
Chironomidae										1257	314	0	5031	1257	0	0	0	0	0
<i>Chironomus</i> sp.					1					0	0	0	0	314	0	0	0	0	0
<i>Cladopelma lateralis</i> gr.				2						0	0	0	629	0	0	0	0	0	0
<i>Einfeldia</i> sp.				2						0	0	0	629	0	0	0	0	0	0
<i>Cladotanytarsus mancus</i> gr.	1									314	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. A	1			7						314	0	0	2201	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. D	2			3						629	0	0	943	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. juv.		1		2	3					0	314	0	629	943	0	0	0	0	0

Tabelle 4.1.14: Gesamtabundanzen und Biomasse (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertebraten aus dem Ostbecken des Seewaldsees

Tiefenstufe	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]		
	0,5 m	3 m	8 m	0,5 m	3 m	8 m	0,5 m	3 m	8 m
Nematoda	0	943	18.868	0	0	9	0	3	57
Oligochaeta	3.145	5.031	314	533	383	437	3.196	2.296	2.623
Ostracoda	8.176	13.522	0	41	68	0	245	406	0
Harpacticoida	629	0	0	1	0	0	8	0	0
Cyclopoida	943	1.258	314	12	7	1	69	42	6
Acari	629	0	314	3	0	37	15	0	220
Plecoptera	0	0	314	0	0	3	0	0	19
Megaloptera	0	314	0	0	363	0	0	2.179	0
Chironomidae	1.572	6.289	0	2.511	13.001	0	15.065	78.005	0
Summe	15.094	27.358	20.126	3.100	13.822	488	18.597	82.931	2.925

In 0,5 m und 3 m Tiefe dominierten auch im Ostbecken des Seewaldsees hinsichtlich der Individuenzahlen die Größenfraktion 0,2 mm bis 1 mm (Abb. 4.1.24). In 8 m Tiefe herrschten kleinere Organismen vor. Die Individuendichten waren im Mittel niedriger als im Westbecken (max<sub>3 m Tiefe</sub>: 27.358 Ind/m<sup>2</sup>) auch die Biomassen waren geringer (max<sub>3 m Tiefe</sub>: 82.931 mg fw/m<sup>2</sup>). Hinsichtlich der

Abundanz waren sich die verschiedenen Tiefenstufen recht ähnlich, jedoch erreichte die Biomasse die höchsten Werte in 3 m Tiefe (v. a. Chironomiden). Trotz der Sauerstoffzehrung in der Tiefe, wurden durch die Anwesenheit zahlreicher Nematoden verhältnismäßig hohe Individuenzahlen und Biomassen in 8 m Tiefe erreicht.

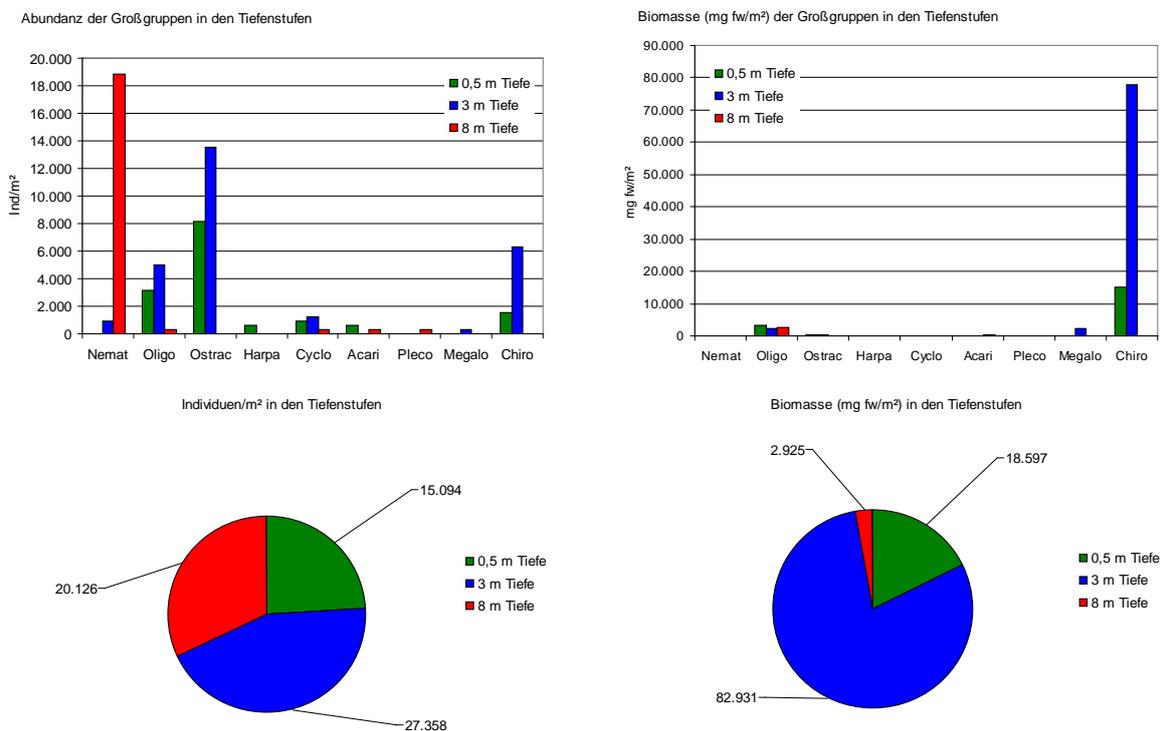


Abbildung 4.1.24: Individuenzahlen und Biomassen der benthischen Evertebraten im Seewaldsee Ostbecken 2001

#### 4.1.6.4 Mollusken

Im Zuge der Aufnahme von Schnecken, die Zwischenwirt für Gabelschwanzlarven sein können, wurden um den See die in Tabelle 4.1.15 gelisteten

Molluskenarten bestimmt (LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ 2001).

Tabelle 4.1.15: Zusammenfassung der gefundenen Mollusken

Molluskenfunde		
Art	Individuendichte	Fundort
<i>Lymnaea stagnalis</i>	vereinzelt bis häufig	regelmäßig, aber vor allem an der Südseite zu finden
<i>Gyraulus albus</i>	vereinzelt bis massenhaft	Vor allem im Westteil des Westbeckens
<i>Bathymphalus contortus</i>	vereinzelt bis massenhaft	regelmäßig, aber vor allem an der Südseite zu finden
<i>Pisidium</i> sp.	vereinzelt bis massenhaft	regelmäßig vorkommend
<i>Anadonta</i> sp.	vereinzelt bis häufig	regelmäßig vorkommend

#### 4.1.7 Zusammenfassung

Der Seewaldsee zählt zu den dystrophen „Braunwasserseen“. Im Sommer bildet sich ab etwa 3 m Tiefe eine Temperatur-Sprungschicht aus. Die Oberflächenschicht bleibt im Allgemeinen während des Sommers gut mit Sauerstoff versorgt. In 3 m Tiefe kommt es fallweise zu Übersättigungen. Auf Grund des Eintrages gelöster organischer Substanz aus dem umgebenden Moor entsteht durch deren Abbau eine Sauerstoffzehrung in der Tiefe. Direkt über Grund ist im Sommer der Sauerstoff meist vollständig gezehrt. Parallel zum Sauerstoffschwund beobachtet man im Tiefenwasser regelmäßig geringe Nitratgehalte sowie eine Anreicherung von Ammonium-Stickstoff und Phosphor. Eine Sulfatreduktion tritt nicht regelmäßig auf.

Die Sichttiefen erreichen Werte um 3 m. Die Lage des Sees im Moor bedingt natürlicherweise geringe Nährstoffkonzentrationen. Wie die chemisch-physikalischen Untersuchungen der Zuflüsse jedoch zeigten, gelangen fallweise hohe Nährstofffrachten aus den westlich des Sees gelegenen touristisch und almwirtschaftlich genutzten Flächen in den See.

Aus dem gewichteten mittleren Phosphorgehalt, der im Westbecken mit 0,013 mg/l und im Ostbecken mit 0,012 mg/l praktisch identisch ist, ist der Seewaldsee schwach mesotroph. Die Biomassen von Phytoplankton, Zooplankton und Zoobenthos waren gering.

#### 4.1.8 Literatur zum Seewaldsee

AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1987): Limnologische Untersuchung von Kleinseen im Bundesland Salzburg. – Bearbeitung: PARACELUS FORSCHUNGSINSTITUT, unveröff. Bericht, 1 - 333

BRINKMANN T. (1999): Was ist drin im Wasser? Summenparameter in der Wasserchemie. – Die Zeitschrift **ungewusst** für Angewandtes Nichtwissen, Heft 8: 32 - 37

FUGGER E. (1893): Salzburger Seen III. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 33: 27 - 38

FUGGER E. (1896): Die Hochseen. - Mitt. Geograph. Ges. Wien, 39: 638 - 672

JÄGER P., SCHABER P. (2004): Salzburger Bergseen als Ausflugsziele und Genreservate. – NaturLand Salzburg, 11, Heft 4: 33 - 35

JÄGER P., SCHILLINGER I. (1988): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898". – Österr. Fischerei, 41: 202 – 209

JÄGER P., SCHILLINGER I. (2003): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Fische in Salzburger Gewässern, Stand 1898". Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. – Land Salzburg – Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 1: 1-55, 10 Sectionen, 1 Gesamtblatt

KASTNER K. (1905): Beiträge zur Molluskenfauna des Landes Salzburg. - Jahresber. Staatsrealschule Salzburg 1904/05: 1 - 40

KLEMM W. (1954): Die Klassen Gastropoda und Bivalvia. - In: FRANTZ, H. (Hrsg.): Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt, Innsbruck, Band 1, 210 - 280

LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ (2001): Sind die Schneckenpopulationen Salzburger Bergseen mit humanpathogenen Gabelschwanzlarven befallen? (Bearbeitung: JEKEL I., ZICK D.) – unveröff. Bericht, 1 - 36

LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ (2002): Zoobenthosuntersuchung verschiedener Seen Salzburgs, Teil 1: Angersee, Lungauer Klaffersee, Zwerfenbergsee, Landschitzseen, Seewaldsee, Prebersee, Schwarzkarlsee, Seetaler See - Bearbeiter: G. WOLFRAM und M. SAL-BRECHTER, unveröff. Bericht, 34 pp

MAHLER F. (1953): Beitrag zur Verbreitung und Ökologie der Großmuscheln im Lande Salzburg. - Mitt. Nat. Arbeitsgem. Haus der Natur Salzburg, Zool. Abt., Jg. 3/4: 26 - 49

MAHLER F. (1954/55): Bericht über die Arbeitsgemeinschaftsexkursion zum Seebaldsee. - Mitt. Nat.

- Arbeitsgem. Haus der Natur Salzburg, Zool. Abt., Jg. 5/6: 39 - 45
- MÜLLER G. (1974): Salzburgs Seen XII. Zur Verkehrsgeographie der Seen Salzburgs und seiner Nachbargebiete. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 112/113: 575 - 588
- PATZNER R. A. (2003): Flusskrebse und Großmuscheln im Bundesland Salzburg. – Bericht, Universität Salzburg, 1 - 78
- SCHABER P., SCHRIMPF, A. (1984): On morphology and ecology of the *Filinia-terminalis-longisetula*-group (Rotatoria) in Bavarian and Tyrolean lakes. - Arch. Hydrobiol. 101: 247 - 257
- SCHMALL J. (1951): Beitrag zur bisherigen Kenntnis der Trichopterenfauna im Lande Salzburg. - Mitt. Nat. Arbeitsgem. Haus der Natur Salzburg, Zool. Abt., Jg. 2: 32 – 44

## 4.2 Jägersee (Gemeinde Kleinarl)

### 4.2.1 Allgemeines

Das Gewässer liegt im „Landschaftsschutzgebiet Jägersee“ im Süden des Kleinarltales. Den Nordrand und die nördliche Hälfte des Westrandes des Jägersees bilden sehr flach auslaufende Schuttkegel. Den Ostrand bilden trockene Waldgehänge und die südliche Begrenzung des Sees ist Sumpf. Der sehr seichte südliche Teil des Jägersees ist mit Schilf bewachsen, welches gegen Osten hin von einzelnen Schotterinseln verdrängt wird. Die Kleinarlache als Abfluss des rund 650 m höher gelegenen Tappenkarsees kommt in mehreren Armen, welche viel Schutt mit sich führen, von Süden in den See. Einige kleinere Bäche münden auch an der Ost- und an der Westseite. In der Nähe der Fischhütte befinden sich zwei Quellen im Seeboden. Entwässert wird der Jägersee vom Kleinarlbach, der schließlich in die Salzach mündet.

Der Jägersee, früher auch als Kleinarlsee bezeichnet, ist ein künstlich aufgestautes Gewässer. Das

Gebiet ist touristisch gut erschlossen (MÜLLER 1975), zahlreiche Wandertouren beginnen beim historischen "Gasthof Jägersee".

Im Verzeichnis der „Flora des Herzogthums Salzburg“ (SAUTER 1873) wird im Jägersee der Fund der Kieselalge *Tabellaria flocculosa* erwähnt.

Das Gewässer wurde bereits seit dem 16./17. Jahrhundert zusammen mit dem Tappenkarsee als Hofküchensee fischereilich genutzt (ZILLNER 1865) FREUDLSPERGER 1921, 1936). Unter anderem wurden die Schwarzreuter des hochgelegenen Tappenkarsees in den Jägersee eingesetzt um ein besseres Wachstum zu erzielen (WALLMANN 1868). In „Kollmanns Fischereikarte von Salzburg 1898“ werden als Fischarten Saibling, Bachforelle, Koppe und Elritze erwähnt (JÄGER & SCHILLINGER 1988, 2003).

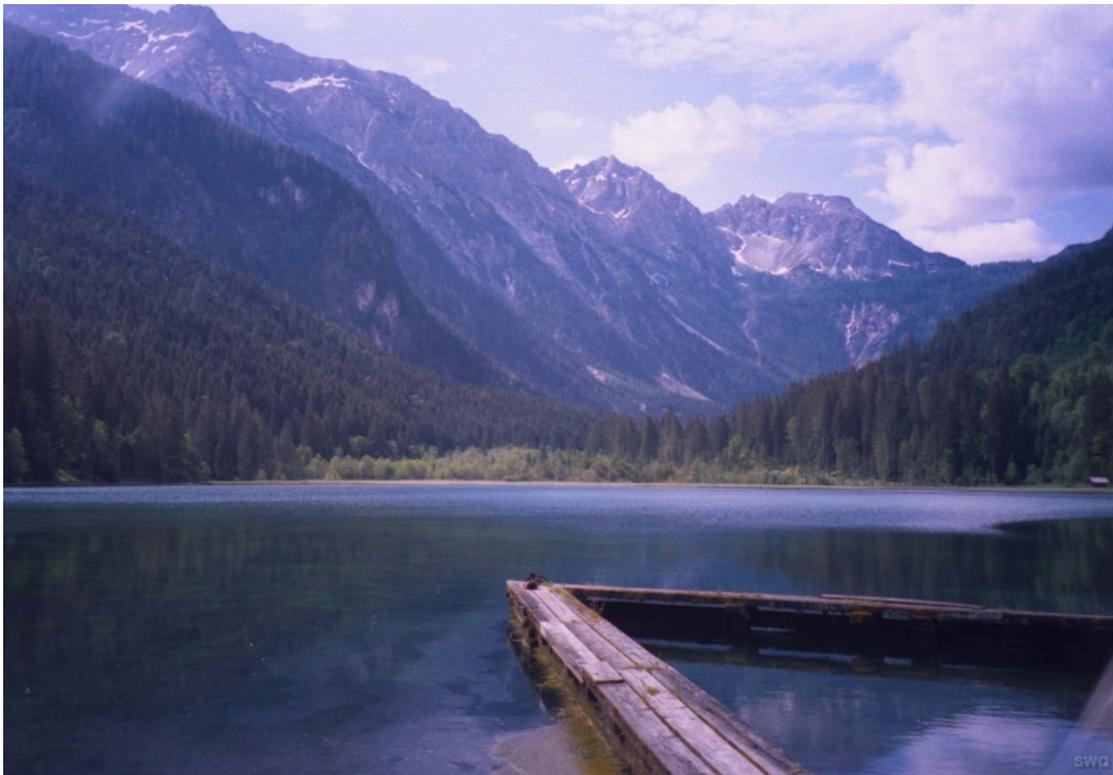


Abbildung 4.2.1: Jägersee (Quelle: [www.dynamic-design.com](http://www.dynamic-design.com))

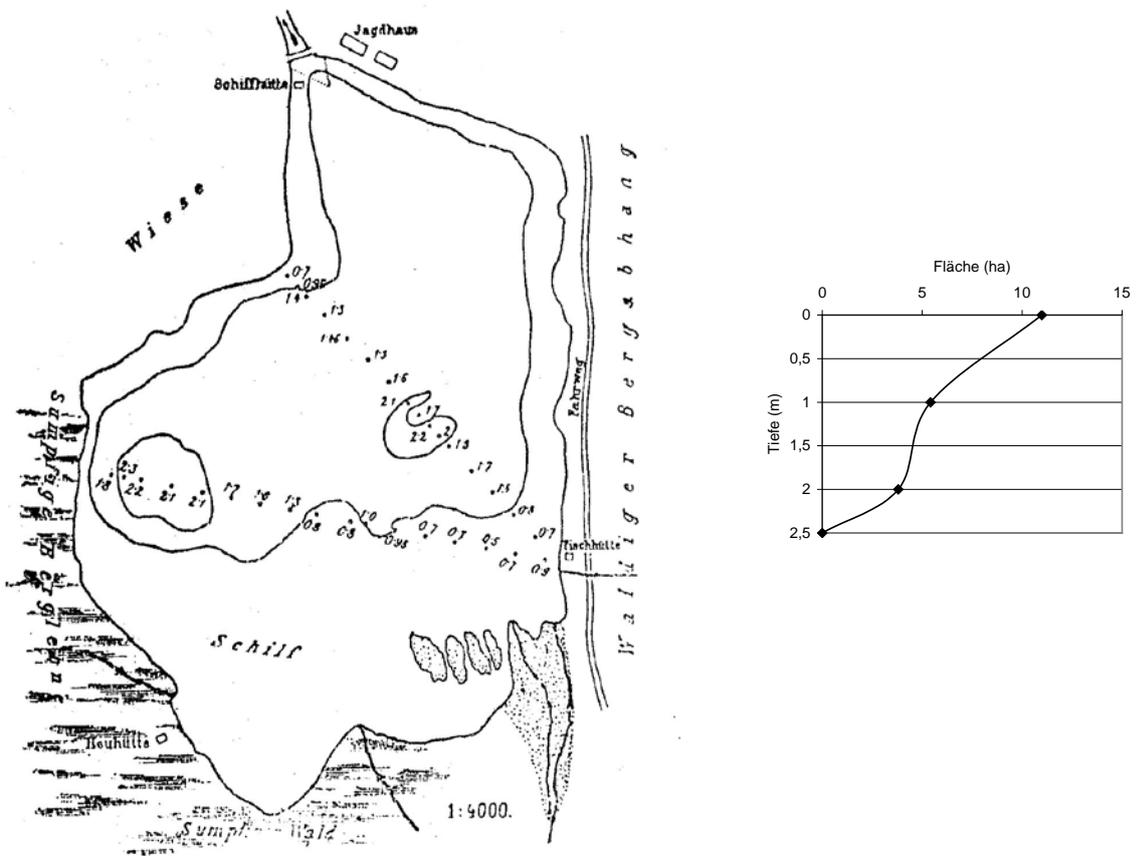


Abbildung 4.2.2: Tiefenprofil und hypsographische Kurve des Jägersees (nach: FUGGER 1908)



Abb. 4.2.3: Orthofoto (Quelle: SAGIS)

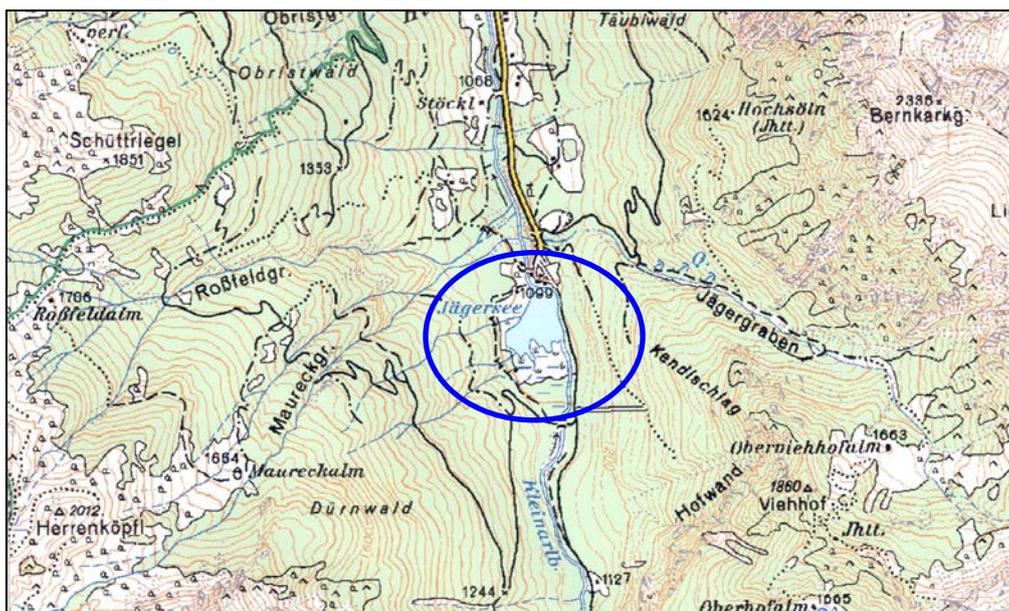


Abb. 4.2.4: Geographische Lage des Jägersees

## 4.2.2 Geografische, morphometrische und hydrologische Daten

Tabelle 4.2.1: Geografische Daten des Jägersees

Koordinaten im BMN	Rechtswert	m	449 850
	Hochwert	m	233 200
Geografische Länge Ost			13°19'
Geografische Breite Nord			47°14'
Höhenangabe		m ü. A.	1 099

Tabelle 4.2.2.: Morphometrische Daten des Jägersees

Seehöhe bei MW	h	m ü. A.	1 099
Seefläche bei MW	F	ha	90 770
Volumen bei MW	V	m <sup>3</sup>	92 965
Länge	l <sub>max</sub>	m	450
Breite	b <sub>max</sub>	m	360
Tiefe	z <sub>m</sub>	m	2,8
mittlere Tiefe	z <sub>mitl</sub>	m	0,95
relative Tiefe	z <sub>r</sub>	%	0,82
kritische Tiefe	z <sub>cr</sub>	m	17,4
Umfang	L	m	1 315
Uferentwicklung	D <sub>L</sub>	1	1,07

Tabelle 4.2.3: Hydrologische Angaben zum Jägersee

Wassertiefe m	Spiegelfläche m <sup>2</sup>	Inhalt m <sup>3</sup>	
		Schichten	Summen
0	90 770		0
1	44 700	67 735	67 735
2	3 200	23 900	91 685
2,8	0	1 280	92 965

### 4.2.3 Probenahmetermin

Der Jägersee wurde am 26. Juli 1999 physikalisch und chemisch untersucht.

### 4.2.4 Physikalische und chemische Messdaten

#### 4.2.4.1 Sichttiefe

Im Sommer 1999 betrug die Sichttiefe im Jägersee 2,2 m (Abb. 4.2.5).

#### 4.2.4.2 Temperatur

Der See ist auf Grund seiner geringen Tiefe von knapp 3 m im Sommer thermisch nicht stabil geschichtet. Am Untersuchungstermin lag die Tempera-

tur zwischen 9 °C an der Oberfläche und 8,4 °C über Grund (Abb. 4.2.5).

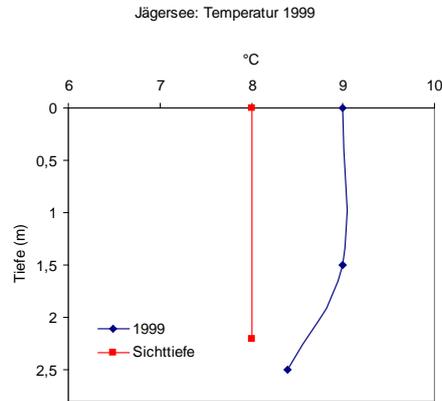


Abbildung 4.2.5: Temperatur (°C) und Sichttiefe (m)

#### 4.2.4.3 pH-Wert

Der pH-Wert liegt im leicht basischen Bereich zwischen 8,02 und 7,89 (Abb. 4.2.6)

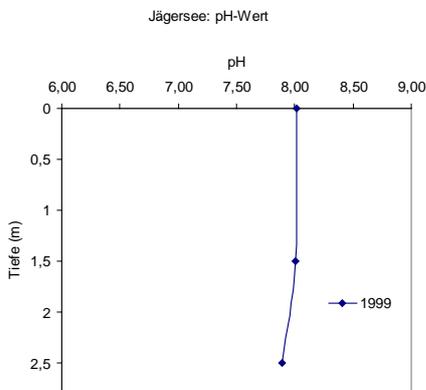


Abbildung 4.2.6: pH-Wert

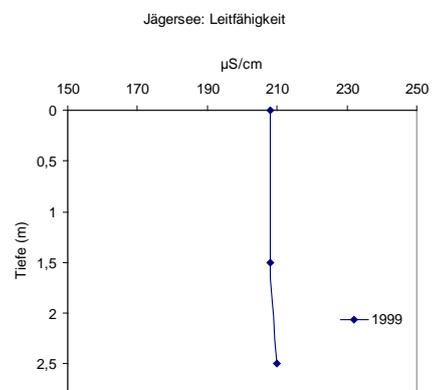


Abbildung 4.2.7: Elektrische Leitfähigkeit (µS/cm, 25°C)

#### 4.2.4.4 Elektrische Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit liegt um 210 µ/cm (Abb. 4.2.7).

#### 4.2.4.5 Sauerstoff

Der See ist wegen seiner geringen Tiefe und den zahlreichen Unterwasserpflanzen sehr gut mit Sauerstoff versorgt. Im Sommer 1999 war die gesamte

Wassersäule leicht übersättigt ( $\max_{\text{Oberfläche}}$ : 115 %) (Abb. 4.2.8).

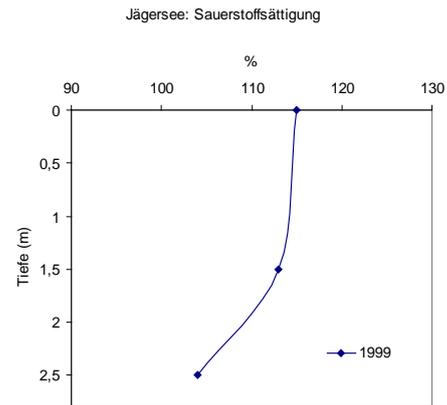
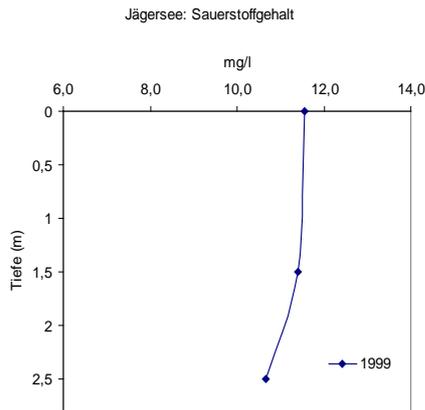


Abbildung 4.2.8: Sauerstoffgehalt (mg/l) und relative Sauerstoffsättigung (%) im Jägersee

#### 4.2.4.6 Gesamtphosphor

Mit Gesamtphosphorkonzentrationen von 0,003 bzw. 0,002 mg/l (Abbildung 4.2.9) ist der Jägersee oligotroph.

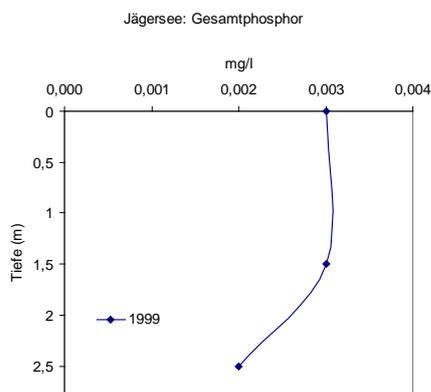


Abbildung 4.2.9: Gesamtphosphor (mg/l)

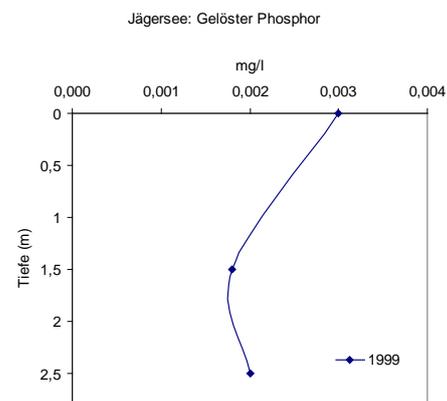


Abbildung 4.2.10: Gelöster Phosphor (mg/l)

#### 4.2.4.7 Gelöster Phosphor

In Abbildung 4.2.10 ist das Tiefenprofil des gelösten Phosphors dargestellt. Die mittlere Konzentration

des gelösten Phosphors lag im Sommer 1999 bei 0,002 mg/l.

#### 4.2.4.8 Nitrat-Stickstoff

Der Nitrat-Stickstoff steigt zum Grund hin leicht an (Abbildung 4.2.11) und erreicht eine volumsbezogene mittlere Konzentration von 0,331 mg/l.

#### 4.2.4.9 Ammonium-Stickstoff

Die Ammonium-Stickstoff Konzentration steigt von 0,016 mg/l an der Oberfläche auf 0,025 mg/l über Grund leicht an (Abbildung 4.2.12).

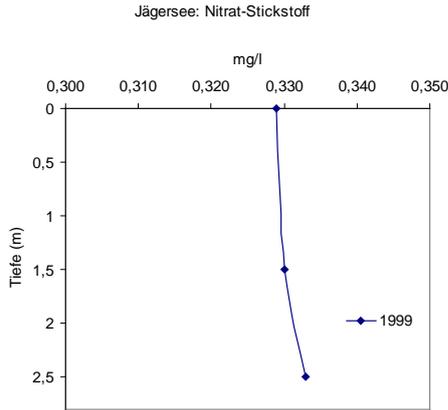


Abbildung 4.2.11: Nitrat-Stickstoff (mg/l)

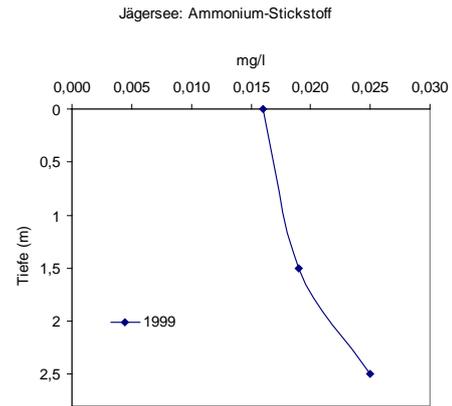


Abbildung 4.2.12: Ammonium-Stickstoff (mg/l)

#### 4.2.4.10 Ionenbilanzen

In der Tabelle 4.2.4 sind die Daten für die Ionenbilanz des Jägersees zusammengefasst. Die Alkalinität ist entsprechend der geologischen Lage niedrig (min<sub>über Grund</sub>: 1,97 mval/l). Die Kalzium- und Magnesiumwerte weisen auf eine relativ geringe Härte des Wassers hin. Die Natrium- und Kaliumkonzentrationen sind niedrig.

Nitrit blieb unter der Nachweisgrenze. Der Chloridwert ist mit 0,06 mg/l sehr niedrig. Das Sulfat erreichte Maximalwerte von 10,3 mg/l.

In der Oberflächenschicht überwiegen die Kationen, sonst die Anionen.

Tabelle 4.2.4: Ionenbilanzen im Jägersee 1999

1999														
Tiefe	°C	Ca+ Mg	Alk.	Ca	Na	K	Cl	SO <sub>4</sub>	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Ionen- bilanz
m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
0,50	9,0	2,17	1,98	1,37	0,38	0,53	0,06	10,3	0,003	0,003	0,329	<0,005	0,016	0,0039
1,50	9,0	2,16	1,98	1,37	0,38	0,15	0,06	10,3	0,003	<0,0018	0,330	<0,005	0,019	-0,0158
2,50	8,4	2,13	1,97	1,34	0,38	0,15	0,06	10,1	0,002	0,002	0,333	<0,005	0,025	-0,0317

#### 4.2.5 Zusammenfassung

Der Jägersee ist ein völlig unbelastetes oligotrophes Gewässer. Auf Grund seiner geringen Tiefe weist er ganzjährig Durchmischungsphasen auf. Das Gewäs-

ser ist bis zum Grund sauerstoffreich. Die Gesamtphosphorkonzentration des oligotrophen Sees liegt bei 0,003 mg/l.

#### 4.2.6 Literatur zum Jägersee

FREUDLSPERGER H. (1921): Die Fischerei im Erzstift Salzburg und ihre Lehren. - Österr. Fischerei-Z., 18: 89 - 91, 97 - 98, 105 - 107, 114 - 116, 121 - 124  
 FREUDLSPERGER H. (1936): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 76: 81 - 128  
 FUGGER E. (1908): Salzburgs Seen VIII. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 48: 1 - 24  
 JÄGER P., SCHILLINGER Ingrid (1988): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898". - Österr. Fischerei, 41: 202 - 209  
 JÄGER P., SCHILLINGER I. (2003): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Fische in Salzburgs Gewässern, Stand 1898". Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. - Land Salzburg - Kartensammlung

Gewässerschutz, Thema 1: 1-55, 10 Sectionen, 1 Gesamtblatt  
 MÜLLER G. (1974): Salzburgs Seen XII. Zur Verkehrsgeographie der Seen Salzburgs und seiner Nachbargebiete. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 112/113: 575 - 588  
 SAUTER A. F. (1873): Flora des Herzogthums Salzburg, VI. Teil. Algen. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 13: 17 - 23  
 WALLMANN H. (1868): Die Seen der Alpen. - Z. DÖAV, 4: 1 - 117  
 ZILLNER F. V. (1865): Salzburgerische Fischer- und Seeordnungen. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 5: 80 - 104

## 4.3 Tappenkarsee (Gemeinde Kleinarl)

### 4.3.1 Allgemeines

Das Tappenkar liegt am westlichen Rand der Radstädter Tauern (Pongau) und ist gleichzeitig der südlichste Teil des Kleinarltales. Der in 1.733 m Höhe gelegene Tappenkarsee ist einer der größten natürlichen Seen in der subalpinen Stufe der Ostalpen (HEISELMAYER 1980). Er entstand nach der letzten Eiszeit (SEEFELDNER 1961). Eine Barriere zwischen dem heutigen Maierkogel und dem Weißgrubenkopf (Kalk- und Dolomitriegel) führte zu verstärkter Tiefenschürfung des Gletschers und so zur Auskolkung des heutigen Seebeckens („Engstellen-See, KUHN 2008). Nach dem Rückgang des Eises setzte die Seenbildung im Bereich des Kolkes ein. Zu Beginn des Postglazials war er sicher noch um ein Viertel größer als heute. Seither wird er stetig von Süden her angefüllt, wie eine typische Anlandungszone mit Schwemmmaterial zeigt (HEISELMAYER 1980).

Als eine Folge der komplizierten Alpenentstehung treffen im Gebiet unterschiedlichste Gesteine zusammen (Tauernfenster). Der Tappenkarsee ist in den nördlichen teils felsigen, teils phyllitischen Teil eingebettet. An seiner rechten Seite erheben sich die Kalke des Gamskarkopfes, Stierkopfes und Wildkarkopfes, an seiner linken der dolomitische Malerkopf und der phyllitische Kardeiskopf.

Der See galt der Sage nach als unergründlich. Wer seine wirkliche Tiefe in Erfahrung bringen wollte, war dem Tod verfallen (WALLMANN 1868). In der Realität ist der See nach den Aufnahmen FUGGERS (1908) knapp 48 m tief. An seinem sumpfigen Südende ist der See 360 m, am steinigen Ostende

dagegen nur mehr 100 m breit. Der Tappenkarsee erhält zahlreiche Zuflüsse aus dem Phyllitgebiet am westlichen Ufer und den Hauptzufluss aus dem langen Tal im Süden (FUGGER 1908). Neben dem oberflächlichen Abfluss entwässert der See auch unterirdisch über die in den Abhängen des Maierkogels entspringende Quelle.

Die fischereiliche Bewirtschaftung des Gewässers oblag im Mittelalter den Erzbischöfen von Salzburg. Er zählte zu den Hofküchenseen der Erzbischöfe, welche die wohlschmeckenden Saiblinge sehr schätzten (ZILLNER 1865, FREUDLSPERGER 1915, 1921, 1936, PETZ-GLECHNER & PETZ 2004). Nach Kollmann beherbergt der See die Bachforelle, den Saibling und die Koppe (JÄGER & SCHILLINGER 1988).

Heute erfolgt die Bewirtschaftung von der Gutsverwaltung Nesselrode. Im See leben neben den kleinen Schwarzreuter Seesaiblingen auch zahlreiche Elritzen. Nach neueren Untersuchungen stammen die Saiblinge des Sees aus dem Königssee (JÄGER & SCHABER 2004, JÄGER et al.; in Vorbereitung)

Das Gebiet rund um den Tappenkarsee zieht seit jeher zahlreiche Bergwanderer an, weshalb im Gebiet des "herrlichen, dunkelgrünen Hochsees" (WALLMANN 1868) Berghütten und Berghäuser errichtet wurden (MÜLLER 1974). Im unmittelbaren Einzugsgebiet befinden sich die Tappenkarseealm und die Tappenkarseehütte. Das Gebiet wird vor allem durch Pferde beweidet.



Abbildung 4.3.1: Tappenkarsee (Quelle: <http://www.wanderindex.de/images/tappenkarsee.jpg>, 2008)



Abbildung 4.3.2: Geographische Lage des Tappenkarsees

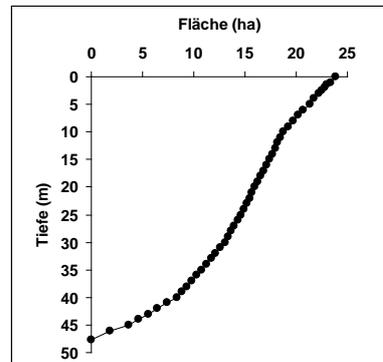
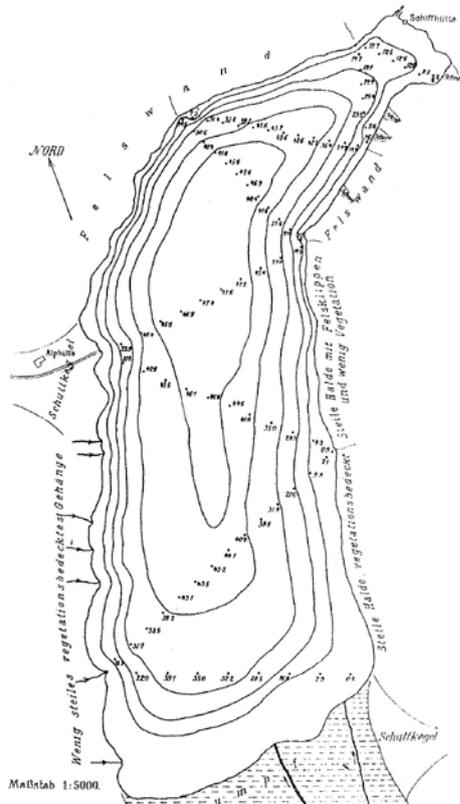


Abbildung 4.3.3: Tiefenkarte und hypsographische Kurve des Tappenkarsees (nach FUGGER 1908)



Abbildung 4.3.4: Tappenkarsee Orthofoto (Quelle: SAGIS)

### 4.3.2 Geografische, morphometrische und hydrologische Daten

Tabelle 4.3.1: Geografische Daten des Tappenkarsees

Koordinaten im BMN	Rechtswert	m	449 600
	Hochwert	m	228 600
Geografische Länge Ost			13°19'
Geografische Breite Nord			47°11'
Höhenangabe		m ü. A.	1 762
Einzugsgebiet inkl. See	E	km <sup>2</sup>	
Umgebungsfaktor	E/F	1	

Tabelle 4.3.2: Morphometrische Parameter des Tappenkarsees

Seehöhe bei MW	h	m ü. A.	1 762
Seefläche bei MW	F	ha	23,8
Volumen bei MW	V	m <sup>3</sup>	6 723 000
Länge	l <sub>max</sub>	m	1 090
Breite	b <sub>max</sub>	m	360
Tiefe	z <sub>m</sub>	m	47,65
mittlere Tiefe	z <sub>mitl</sub>	m	28,25
relative Tiefe	z <sub>r</sub>	%	7,98
kritische Tiefe	z <sub>cr</sub>	m	23,0
Umfang	L	m	2 523
Uferentwicklung	D <sub>L</sub>	1	1,46

Tabelle 4.3.3: Hydrologische Angaben zum Tappenkarsee

Wassertiefe m	Spiegelfläche m <sup>2</sup>	Inhalt m <sup>3</sup>	
		Schichten	Summen
0	238 000		0
1,5	230 000	351 000	351 000
3	222 500	339 500	690 500
5	213 000	435 500	1 126 000
6	207 000	210 000	1 336 000
9	192 500	599 000	1 935 000
10	187 800	190 000	2 125 000
12	182 000	370 000	2 495 000
15	174 000	534 000	3 029 000
20	160 000	835 000	3 864 000
25	146 000	764 500	4 628 500
30	130 450	689 500	5 318 000
35	108 000	594 000	5 912 000
40	83 750	478 000	6 390 000
45	36 350	292 000	6 682 000
47,65	0	32 000	6 714 000

### 4.3.3 Probenahmetermine

In der folgenden Tabelle sind die Probenahmetermine im Tappenkarsee zusammengefasst.

Tabelle 4.3.4: Probenahmetermine am Tappenkarsee

Physikalische und chemische Untersuchungen	Phytoplankton	Zoobenthos
18.08.1999	18.08.1999	18.08.1999
27.08.2001		27.08.2001

### 4.3.4 Zufluss - Abfluss

Am westlichen Ufer münden zahlreiche kleine Bäche in den Tappenkarsee. Der Hauptzufluss kommt aus dem Tappenkar im Süden. Oberflächlich wird der See im Nord-Osten über den Kleinarlbach in Richtung Jägersee entwässert. Ein Teil des Wassers verlässt den See unterirdisch über eine nördlich des Sees in etwa 1.670 m Seehöhe gelegene rheokrene Quelle. Das Wasser dieser Quelle stammt entsprechend den chemischen Daten aus

einer Seetiefe zwischen 9 und 12 m, was sich vor allem am Nitrat-Stickstoff- und Sulfatgehalt erkennen lässt, die unterhalb von 12 m eine auffällige Zunahme aufweisen. Der Nachweis von planktischen Algen im Abfluss (z. B. die Kieselalge *Synedra acus*) belegt eindeutig den See als Ursprung des Wassers. In Tabelle 4.5.3 entsprechen die Konzentrationen der unterlegten Seetiefen den möglichen Seetiefen, von denen die Quelle gespeist wird.

Tabelle 4.3.5: Physikalische und chemische Parameter des Quellabflusses des Tappenkarsees. Die unterlegten Felder aus dem See entsprechen weitgehendst dem Wasser des Quellabflusses

	°C	pH	eL (25°C) µS/cm	Ca+Mg mval/l	Alk. mval/l	Ca mval/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	P <sub>Ges</sub> mg/l	P <sub>Gel</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> -N mg/l	NO <sub>2</sub> -N mg/l	NH <sub>4</sub> -N mg/l	SO <sub>4</sub> mg/l
Datum															
Quelle	9,0	8,14	165	1,75	1,60	1,25	0,38	0,15	1,17	0,004	0,001	0,224	0,005	0,025	8,33
See															
9 m	10,7	8,03	147	1,52	1,38	1,15	0,38	0,15	1,18	0,005	0,002	0,207	0,005	0,016	8,34
12 m	7,3	8,03	153	1,59	1,43	1,23	0,38	0,15	1,16	0,005	0,001	0,233	0,005	0,024	9,81
20 m	3,9	7,75	182	1,89	1,64	1,46	0,38	0,53	1,19	0,004	0,001	0,276	0,005	0,016	14,0

### 4.3.5 Physikalische und chemische Messdaten

#### 4.3.5.1 Sichttiefe

Die Sichttiefe des Tappenkarsees betrug 1999 nach 3 bis 4 Tagen heftiger Regenfälle 3,2 m; 2001 lag sie bei 5,3 m (Abbildung 4.4.5).

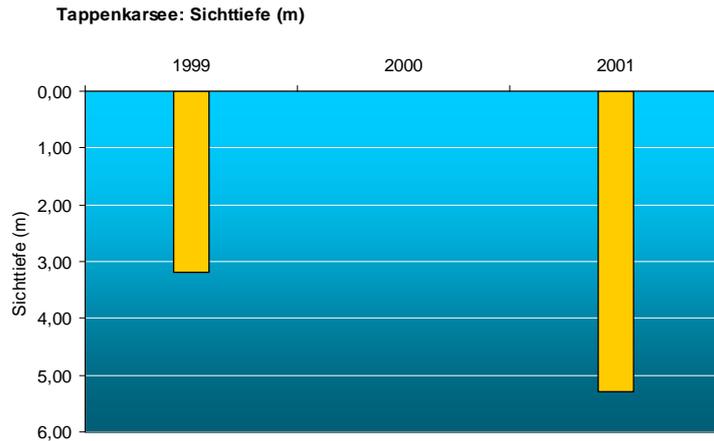


Abbildung 4.3.5: Sichttiefe (m) im Tappenkarsees

#### 4.3.5.2 Temperatur

Der Tappenkarsee bildet im Sommer eine deutliche thermische Schichtung aus (Abb. 4.3.6). Die durchmischte Oberflächenschicht reicht bis in 6 m

Tiefe, die anschließende Temperatursprungschicht bis 20 m. Ab 20 m Tiefe liegt die Temperatur ziemlich konstant zwischen 3,9 °C und 3,3 °C.

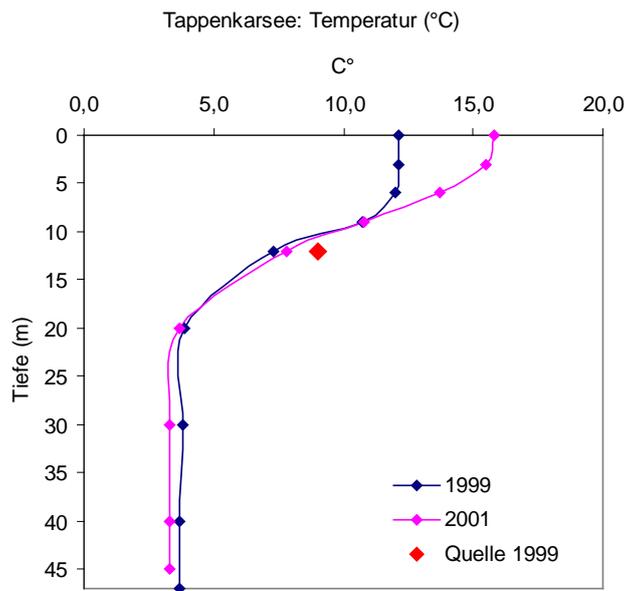


Abbildung 4.3.6: Temperatur (°C) im Tappenkarsee und in der Quelle

#### 4.3.5.3 pH-Wert

Abbildung 4.3.7 zeigt das Tiefenprofil des pH-Werts in beiden Untersuchungsjahren. Der pH-Wert nimmt von der Oberfläche zum Grund hin ab. Der niedrigste Wert wurde mit 7,41 in 40 m

Tiefe (2001) gemessen. 2001 zeigt sich ein Spitzenwert ( $\max_{9 \text{ m Tiefe}}: 8,32$ ) zwischen 6 und 12 m Wassertiefe, was auf die Photosynthesetätigkeit des Phytoplanktons in dieser Schicht hinweist.

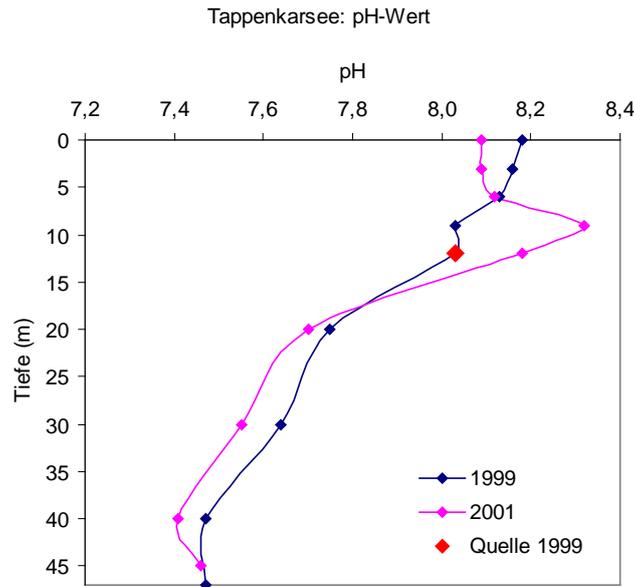


Abbildung 4.3.7: pH-Wert im Tappenkarsee und in der Quelle

#### 4.3.5.4 Elektrische Leitfähigkeit

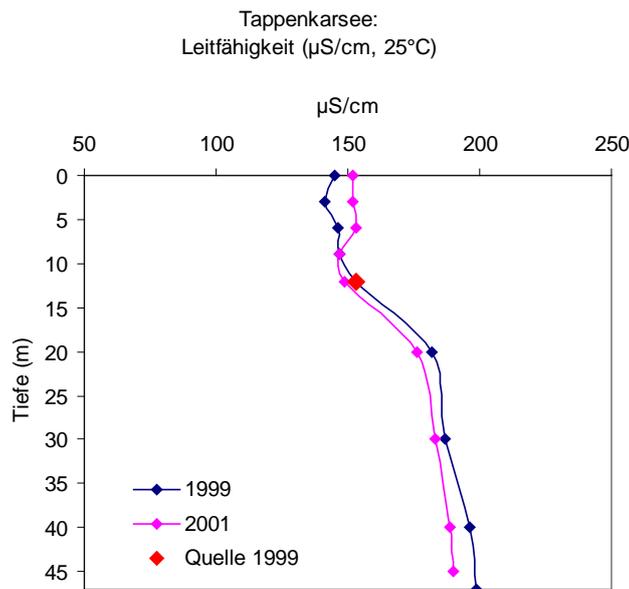


Abbildung 4.3.8: Leitfähigkeit im Tappenkarsee und in der Quelle

Die elektrische Leitfähigkeit verlief in beiden Untersuchungs Jahren recht ähnlich (Abb. 4.3.8) Die geringere Leitfähigkeit in der Schicht bis 12 m wird durch die Photosynthesetätigkeit des Phytoplanktons verursacht. Sie liegt um  $150 \mu\text{S}/\text{cm}$  und ist

damit um 40 bis  $50 \mu\text{S}/\text{cm}$  niedriger als in der Tiefenschicht. In der Temperatursprungschicht bis 20 m erfolgt ein rascher Anstieg auf rund  $190 \mu\text{S}/\text{cm}$  und erreicht über Grund rund  $200 \mu\text{S}/\text{cm}$ .

#### 4.3.5.5 Sauerstoff

Der Tappenkarsee ist bis zum Grund ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Vom Beginn der Temperatursprungschicht an nehmen der Sauerstoffgehalt und die relative Sauerstoffsättigung (Abb. 4.3.9)

deutlich ab. Die für Salmoniden kritische Grenze von  $4 \text{ mg}/\text{l}$  wird nicht jedoch unterschritten (1999 über Grund:  $4,7 \text{ mg}/\text{l}$ ; 2001 über Grund:  $5,4 \text{ mg}/\text{l}$ ).

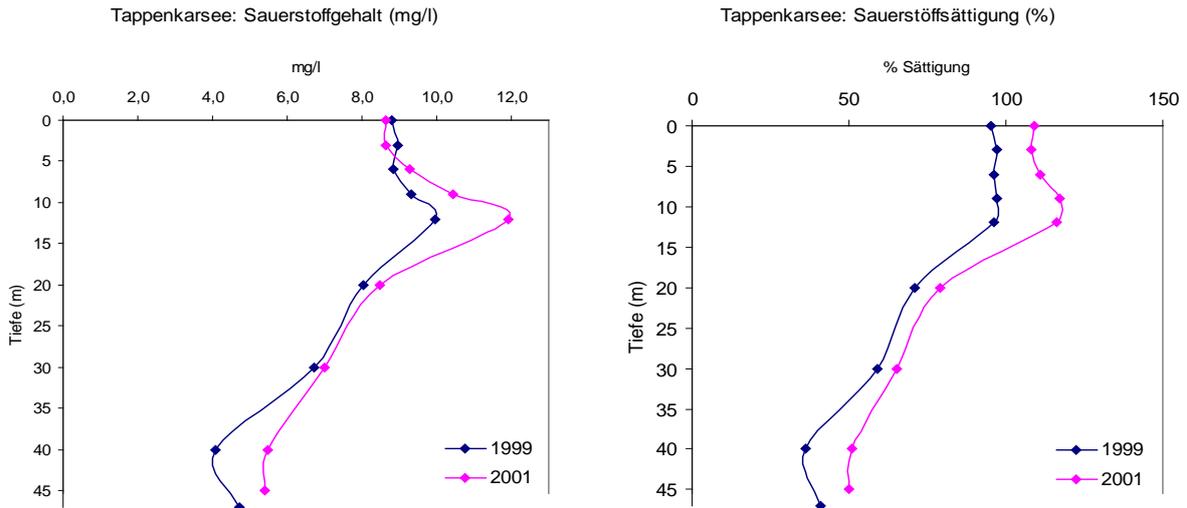


Abbildung 4.3.9: Sauerstoffgehalt (mg/l) und Sauerstoffsättigung (%) im Tappenkarsees

#### 4.3.5.6 Gesamtphosphor

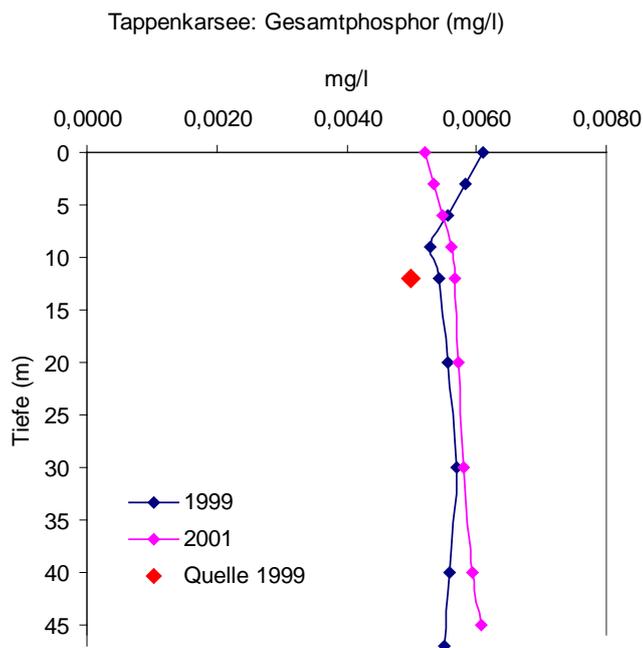


Abbildung 4.3.10: Gesamtphosphor (mg/l) im Tappenkarsee

Erwartungsgemäß ist der See mit Phosphorkonzentrationen zwischen 0,003 und 0,0066 mg/l nährstoffarm (Abb. 4.3.10). Die etwas höheren Konzentrationen in der Oberflächenschicht des Sees im Sommer 1999 wurden durch den Eintrag

von außen durch die kurz vor den Probenahmen erfolgten Starkniederschläge verursacht. Der gewichtete Mittelwert des Gesamtphosphors erreichte in beiden Untersuchungs Jahren 0,005 mg/l.

#### 4.3.5.7 Gelöster Phosphor

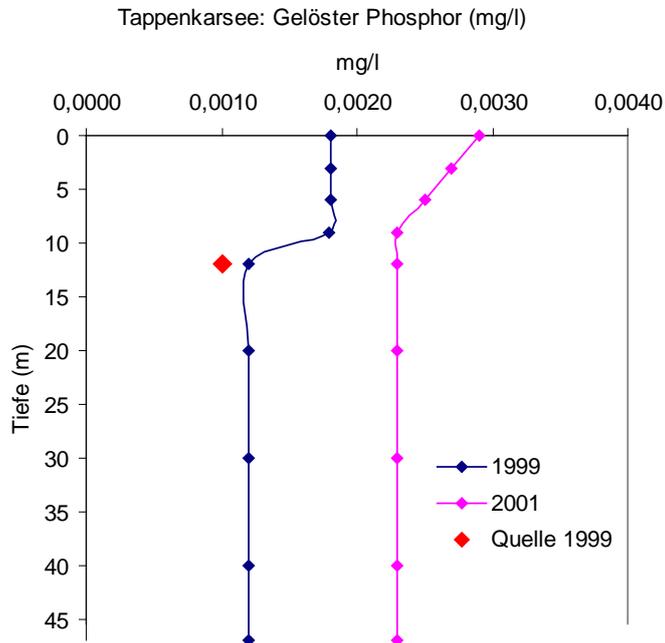


Abbildung 4.3.11: Gelöster Phosphor (mg/l) im Tappenkarsee

Entsprechend dem geringen Gehalt an Gesamtphosphor lagen auch die Konzentrationen des gelösten Gesamtphosphors in einem sehr niedrigen Bereich (Abb. 4.3.11). In beiden Jahren wurden die höchsten Werte in der

Oberflächenschicht erreicht ( $\max_{1999}$ : 0,0018 mg/l;  $\max_{2001}$ : 0,0029 mg/l). Die volumsbezogene mittlere Konzentration des gelösten Phosphors lag in beiden Untersuchungsjahren bei 0,002 mg/l.

#### 4.3.5.8 Nitrat-Stickstoff

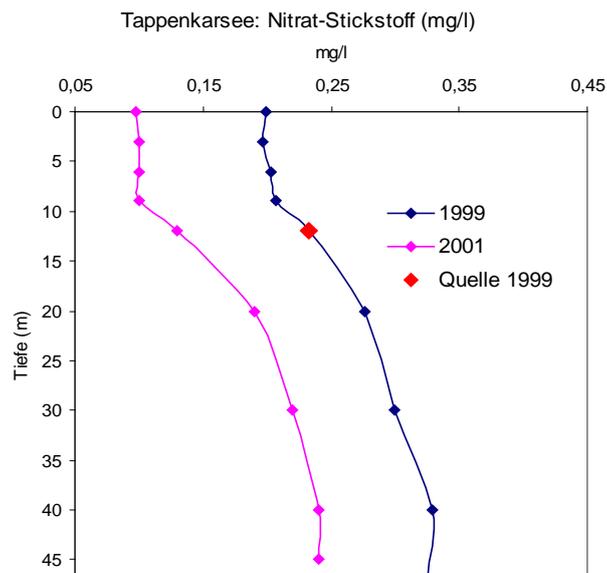


Abbildung 4.3.12: Nitrat-Stickstoff (mg/l) im Tappenkarsee und in der Quelle

Die Tiefenverteilung zeigt an beiden Untersuchungsterminen einen identischen Verlauf, wobei

1999 das Konzentrationsniveau um etwa 0,100 mg/l höher liegt. Die in der Oberflächenschicht

bis 10 m Tiefe einheitlich geringen Nitratkonzentrationen werden durch die Assimilationstätigkeit des Phytoplanktons verursacht. Vom Beginn der Temperatursprungschicht an, die zumindest 1999 auch etwa die euphotische Grenze ist, nimmt der Gehalt zu (Abbildung 4.3.12).

Der höchste Messwert wurde 1999 in 40 m Tiefe mit 0,329 mg/l erreicht.

Der gewichtete Mittelwert des Nitratstickstoffs betrug 1999 0,249 mg/l und 0,163 mg/l im Jahr 2001.

#### 4.3.5.9 Ammonium-Stickstoff

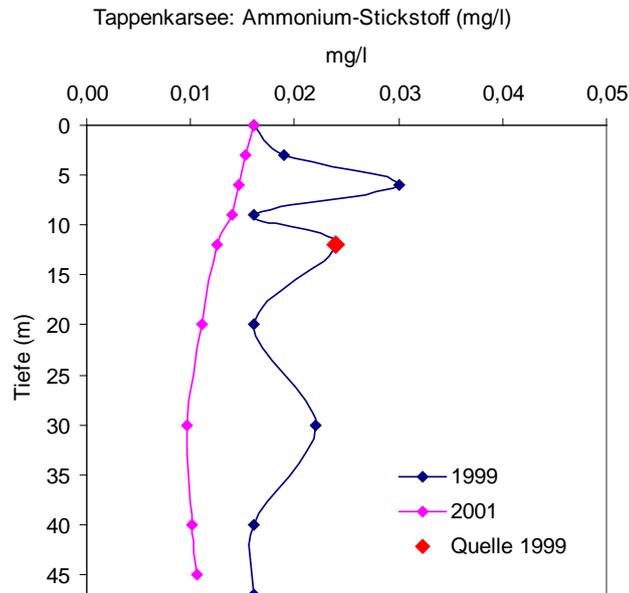


Abbildung 4.3.13: Ammonium-Stickstoff (mg/l) im Tappenkarsee und in der Quelle

In Abbildung 4.3.13 ist das Tiefenprofil des Ammonium-Stickstoffs dargestellt. 2001 wurden im Allgemeinen niedrigere Werte als 1999 gemessen. Generell sind die Ammonium-Konzentrationen als gering einzustufen (min 2001<sub>6 m Tiefe</sub>: 0,016 mg/l; max 1999<sub>6 m Tiefe</sub>: 0,020 mg/l). Im August 2001 lagen die Konzentration ab 15 m Tiefe um

0,012 mg/l. Die starke Variabilität der Konzentrationen im Jahr 1999 ist zumindest in den oberflächlichen Wasserschichten durch die Starkniederschläge erklärbar.

Die volumsbezogene mittlere Ammonium-Stickstoff-Konzentration betrug 1999 0,020 mg/l und 2001 0,012 mg/l.

#### 4.3.5.10 Ionenbilanzen

In Tabelle 4.3.6 sind die Daten für die Ionenbilanzen der Untersuchungen 1999 und 2001 zusammengefasst. Die Alkalinität nimmt zum Grund hin zu, ist aber geologisch bedingt relativ niedrig (min<sub>2001</sub>: 1,33 mval/l; max<sub>1999 über Grund</sub>: 1,72 mval/l). Die niedrigen Kalzium- und Magnesiumwerte belegen, dass es sich um ein weiches Gewässer handelt. Die Natrium- und Kaliumkonzentrationen sind ebenfalls gering (max Na<sub>2000</sub>: 0,45 mg/l; max K<sub>1999</sub>: 0,53 mg/l).

Nitrit lag mit 0,007 mg/l (2001) und 0,005 mg/l (2001) immer knapp an der Nachweisgrenze. Der Chloridwert ist sehr niedrig (min<sub>2001</sub>: 0,19 mg/l; max<sub>1999</sub>: 1,23 mg/l), 2001 wurde in der gesamten Wassersäule nur 0,19 mg/l gemessen. Sulfat nimmt ab zirka 20 m Tiefe zum Grund hin zu (max<sub>1999</sub>: 19,6 mg/l).

Tabelle 4.3.6: Ionenbilanzen für den Tappenkarsee 1999 und 2001

1999															
Tiefe	Temp.	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m	°C	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	12,1	1,53	1,39	1,20	0,38	0,53	0,006	0,002	0,199	0,005	0,016	1,15	8,68	-0,0430	ANIONEN
3	12,1	1,52	1,39	1,21	0,38	0,53	0,005	0,002	0,197	0,005	0,019	1,15	8,69	-0,0532	ANIONEN
6	12,0	1,53	1,38	1,21	0,38	0,53	0,006	0,002	0,203	0,005	0,030	1,20	8,76	-0,0361	ANIONEN
9	10,7	1,52	1,38	1,15	0,38	0,15	0,005	0,002	0,207	0,005	0,016	1,18	8,34	-0,0465	ANIONEN
12	7,3	1,59	1,43	1,23	0,38	0,15	0,005	0,001	0,233	0,005	0,024	1,16	9,81	-0,0566	ANIONEN
20	3,9	1,89	1,64	1,46	0,38	0,53	0,004	0,001	0,276	0,005	0,016	1,19	14,00	-0,0449	ANIONEN
30	3,8	1,93	1,67	1,49	0,38	0,53	0,003	0,001	0,299	0,005	0,022	1,23	15,00	-0,0568	ANIONEN
40	3,7	2,02	1,70	1,55	0,38	0,53	0,003	0,001	0,329	0,005	0,016	1,20	17,80	-0,0543	ANIONEN
47	3,7	2,07	1,72	1,58	0,38	0,53	0,003	0,001	0,325	0,005	0,024	1,20	19,60	-0,0618	ANIONEN
2001															
Tiefe	Temp.	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m	°C	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	15,8	1,42	1,33	1,22	0,15	0,11	0,0052	0,0029	0,097	0,007	0,0160	0,19	8,8	-0,0900	ANIONEN
3	15,5	1,42	1,30	1,22	0,13	0,11	0,0056	0,0023	0,100	0,007	0,0140	0,19	8,8	-0,0611	ANIONEN
6	13,7	1,44	1,31	1,23	0,14	0,11	0,0058	0,0023	0,100	0,007	0,0097	0,19	8,9	-0,0530	ANIONEN
9	10,8	1,39	1,28	1,17	0,14	0,08	0,0062	0,0023	0,100	0,007	0,0110	0,19	7,9	-0,0528	ANIONEN
12	7,8	1,41	1,30	1,19	0,14	0,09	0,0066	0,0029	0,130	0,007	0,0120	0,19	8,7	-0,0696	ANIONEN
20	3,7	1,65	1,47	1,39	0,18	0,11	0,0039	0,0018	0,190	0,007	0,0100	0,19	12	-0,0671	ANIONEN
30	3,3	1,70	1,51	1,43	0,20	0,13	0,0039	0,0015	0,220	0,007	0,0120	0,19	13	-0,0770	ANIONEN
40	3,3	1,75	1,52	1,47	0,23	0,14	0,0041	0,0017	0,240	0,007	0,0130	0,19	15	-0,0773	ANIONEN
45	3,3	1,77	1,53	1,48	0,45	0,46	0,0047	0,0016	0,240	0,007	0,0100	0,19	15	-0,0497	ANIONEN

## 4.3.6 Biologische Parameter

### 4.3.6.1 Phytoplankton

1999 wurde neben der Summenprobe von 12 m bis 0 m auch in verschiedenen Tiefenstufen das Algenplankton arten- und mengenmäßig analysiert (0,5 m, 3 m, 6 m, 9 m, 12 m, 20 m, 30 m, 40 m und über Grund). In Tabelle 4.3.7 sind die Arten aufge-

listet und in Abbildung 4.3.14 die Biomassenanteile der Großgruppen dargestellt. Die Artenzahl ist mit 10 Nachweisen gering. Die mittlere Gesamtbio- masse in der Schicht bis 12 m ist mit rund 210 mg/m<sup>3</sup> niedrig.

Tabelle 4.3.7: Artenliste des Phytoplanktons im Tappenkarsee 2001

Artenliste	Sommer 2001
BACILLARIOPHYCEAE (Kieselalgen)	
<i>Cyclotella comensis</i>	x
<i>Cyclotella comta</i>	
<i>Synedra acus</i> + sp.	x
DINOPHYTA (Dinoflagellaten)	
<i>Gymnodinium helveticum</i>	x
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	x
<i>Gymnodinium kl. sp.</i>	x
<i>Peridinium cf. umbonatum</i> +sp.	x
CRYPTOPHYTA	
<i>Cryptomonas erosa</i> + sp.	x
<i>Cryptomonas</i> sp. S	x
<i>Rhodomonas minuta</i>	x

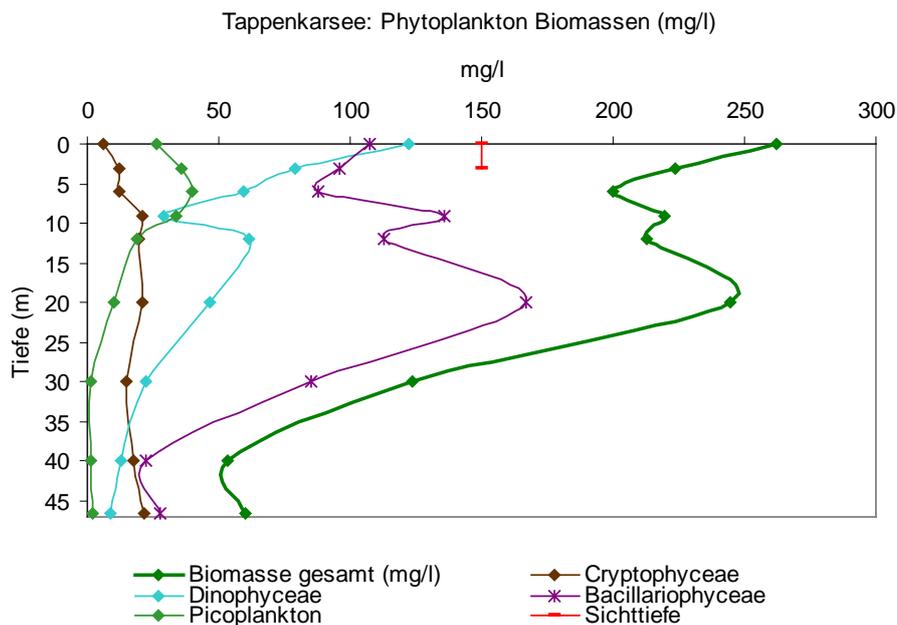


Abbildung 4.3.14: Phytoplankton: Vertikalverteilung der Biomasse der Großgruppen (mg/m<sup>3</sup>)

### 4.3.6.2 Zoobenthos

Aus dem Tappenkarsee wurden insgesamt 4 Benthosproben (2-3 m, 5-6 m, 20-25 m und 47-48 m) untersucht. In Tabelle 4.3.8 ist die Artenliste der bodenlebenden Evertebraten zusammengefasst, in Tabelle 4.3.9 die Individuenzahlen in den einzelnen Tiefenstufen.

Insgesamt konnten 51 Taxa nachgewiesen werden. Hinsichtlich der Arten waren die Crustaceen (13 Taxa) und die Fadenwürmer (12 Taxa) dominie-

rend. Die Individuenzahlen lagen zwischen 46.000 Ind/m<sup>2</sup> und 203.000 Ind/m<sup>2</sup> (v. a. Crustaceen und Nematoden). Die Biomasse nimmt von 79 g/m<sup>2</sup> in 2 bis 3 m Tiefe auf 0,5 g/m<sup>2</sup> in 47 bis 48 m ab. Crustaceen und Zuckmückenlarven bestreiten den Hauptanteil der Biomassen (Abbildung 4.3.16).

Im Litoral des Sees bzw. im Mündungsgebiet von Zuflüssen wurde von SCHMALL (1951) die Trichoptere *Stenophylax* nachgewiesen, wobei jedoch nicht

entschieden wurde, ob es sich um die Art *S. stellatus*, *S. rotundipennis* oder *S. nigricornis* handelte.

Tabelle 4.3.8: Artenliste der benthischen Evertibraten im Tappenkarsee 1999

Artenliste	Sommer 1999
TARDIGRADA (BÄRTIERCHEN)	
Tardigrada	
Tardigrada Gen. sp.	x
BIVALVIA (MUSCHELN)	
Sphaeriidae	
Sphaeriidae Gen.sp.	x
ROTATORIA (RÄDERTIERE)	
Rotatoria	
<i>Bdelloidea</i>	x
<i>Collotheca</i> sp.	x
FADENWÜRMER (NEMATODA)	
Dorylaimida	
<i>Dorylaimoides cf. elegans</i> (DE MAN, 1876)	x
Dorylaimidae Gen. sp. (juv.)	x
<i>Nygolaimus laevis</i> THORNE, 1930	x
Monhysterida	
<i>Eumonhystera similis</i> (BÜTSCHLI, 1873)	x
<i>Monhystrea paludicola</i> DE MAN, 1881	x
<i>Monhystera stagnalis</i> BASTIAN, 1865	x
<i>Monhystera</i> sp.	
Mononchina	
<i>Mononchus truncatus</i> BASTIAN, 1865	x
Enoplida	
<i>Tobrilus gracilis</i> (BASTIAN, 1865)	x
<i>Tobrilus cf. allophysis</i> (STEINER, 1919)	x
<i>Tripyla glomerans</i> BASTIAN, 1865	x
Tylenchidae	
<i>Tylencholaimus cf. crassus</i>	x
OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER)	
Enchytraeidae	
<i>Cognettia</i> sp.	x
Naididae	
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	x
<i>Nais communis</i>	x
<i>Uncinaxis uncinata</i>	x
Tubificidae	
<i>Tubifex tubifex</i>	x
Tubificidae Gen. sp.	x

Artenliste	Sommer 1999
CLADOCERA (WASSERFLÖHE)	
Cladocera	
<i>Alona affinis</i>	x
<i>Bosmina longispina</i>	x
<i>Chydoridae</i>	x
Ephippium	x
Ephippium (cf. <i>Alona affinis</i> )	x
COPEPODA (RUDERFÜßER)	
Cyclopoida	
<i>Cyclops abyssorum taticus</i>	x
<i>Cyclops cf. abyssorum taticus</i>	x
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	x
Cyclopoida/Harpacticoida	
Harpacticoida	
<i>Attheyella cf. crassa</i>	x
<i>Attheyella crassa</i>	x
OSTRACODA (MUSCHELKREBSE)	
<i>Candona candida</i> (O.F. Müller, 1776)	x
<i>Candona neglecta</i> SARS, 1887	x
<i>Candona</i> sp.	x
<i>Cypria ophtalmica</i> (JURINE, 1820)	x
Ostracoda Gen. sp.	x
CHIRONOMIDAE (ZUCKMÜCKEN)	
Chironomini	
<i>Chironomini</i> juvenil	x
<i>Chironomus bernensis</i> KLÖTZLI, 1973	x
<i>Chironomus</i> juvenil	x
<i>Paracladopelma</i> sp.	x
Diamesinae	
<i>Protanypus</i> sp.	x
Orthocladinae	
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (WALKER, 1956)	x
<i>Paracladius alpicola</i> (ZETTERST., 1850)	x
<i>Parakiefferiella</i> sp.	x
Prodiamesinae	
<i>Prodiamesa olivacea</i> (MEIGEN, 1818)	x
Tanytarsini	
<i>Micropectra</i> sp.	x
<i>Tanytarsini</i> juvenil	x

Tabelle 4.3.9: Abundanz (Ind/m<sup>2</sup>) der benthischen Evertibraten im Tappenkarsee 1999

Abundanz (Individuen/m <sup>2</sup> )		2-3 m	5-6 m	20-25 m	47-48 m
TARDIGRADA (Bärtierchen)	Tardigrada Gen. Sp.	1096	877		
ROTATORIA (Rädertiere)	<i>Bdelloidea</i>	2193			
Rotatoria	<i>Collotheca</i> sp.	2193			
BIVALVIA (Muscheln)					
Sphaeriidae	Sphaeriidae Gen.sp	1316	219		
NEMATODA (Fadenwürmer)					
Dorylaimida	<i>Dorylaimoides cf. elegans</i> (DE MAN, 1876)		877		

Abundanz (Individuen/m <sup>2</sup> )		2-3 m	5-6 m	20-25 m	47-48 m
	<i>Nygolaimus laevis</i> THORNE, 1930			219	
	Dorylaimidae Gen. Sp. (juv.)				658
Chromatorida	<i>Ethmolaimus pratensis</i> DE MAN, 1880	877	439	5921	
Monhysterida	<i>Eumonhystera similis</i> (BÜTSCHLI, 1873)			1316	21711
	<i>Monhystera paludicola</i> DE MAN, 1881			104606	7895
	<i>Monhystera stagnalis</i> BASTIAN, 1865	10965	11842	40790	51316
	<i>Monhystera</i> sp.			5044	
Mononchina	<i>Mononchus truncatus</i> BASTIAN, 1865	439	439		
Enoplida	<i>Tobrilus gracilis</i> (BASTIAN, 1865)	1316		25658	33114
	<i>Tobrilus cf. allophysis</i> (STEINER, 1919)		439		
	<i>Tripyla glomerans</i> BASTIAN, 1865	877			
Tylenchidae	<i>Tylencholaimus cf. crassus</i>	439			
OLIGOCHAETA (Wenigborster)					
Enchytraeidae	<i>Cognettia</i> sp.		439		
Naididae	<i>Chaetogaster diastrophus</i>	2193		731	
	<i>Nais communis</i>	1096			
	<i>Uncinaiis uncinata</i>	439			
Tubificidae	<i>Tubifex tubifex</i>	877		219	1316
	Tubificidae Gen. Sp.	658		219	
CRUSTACEA (Krebstiere)					
Cladocera	<i>Alona affinis</i>	439			
	<i>Bosmina longispina</i>			219	658
	Chydoridae	439			
	Ephippium			731	
	Ephippium (cf. <i>Alona affinis</i> )		877		
Cyclopoida	<i>Cyclops abyssorum tatricus</i>	1096		1974	
	<i>Cyclops cf. abyssorum tatricus</i>			219	329
	<i>Paracyclops fimbriatus</i>	877	3509		
Cyclopoida/Harpacticoida	Cyclopoida/Harpacticoida			2924	
	<i>Attheyella cf. crassa</i>	4386		2924	
	<i>Attheyella crassa</i>	1096	4825	4386	
	Harpacticoida	439			
Ostracoda	<i>Candona candida</i> (O.F. MÜLLER, 1776)	4386			
	<i>Candona neglecta</i> SARS, 1887	877	4386	219	
	<i>Candona</i> sp.	2193	1316		
	<i>Cypria ophtalmica</i> (JURINE, 1820)	64912	11404	2412	
	Ostracoda Gen. Sp.	1316	439		
CHIRONOMIDAE (Zuckmücken)					
Chironomini	<i>Chironomini</i> juvenil	439	439		
	<i>Chironomus bernensis</i> KLÖTZLI, 1973	658	877		
	<i>Chironomus</i> juvenil	1535	219		
	<i>Paracladopelma</i> sp.	219			
Diamesinae	<i>Protanybus</i> sp.	658			
Orthocladiinae	<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (WALKER, 1956)	658			
	<i>Paracladius alpicola</i> (ZETTERSTEDT, 1850)		658		
	<i>Parakiefferiella</i> sp.		439		
Prodiamesinae	<i>Prodiamesa olivacea</i> (MEIGEN, 1818)	658	219		
Tanytarsini	<i>Micropectra</i> sp.	658		2193	
	<i>Tanytarsini</i> juvenil		439		
	Summe:	114913	45615	202925	116997
	Taxazahl:	35	22	20	8

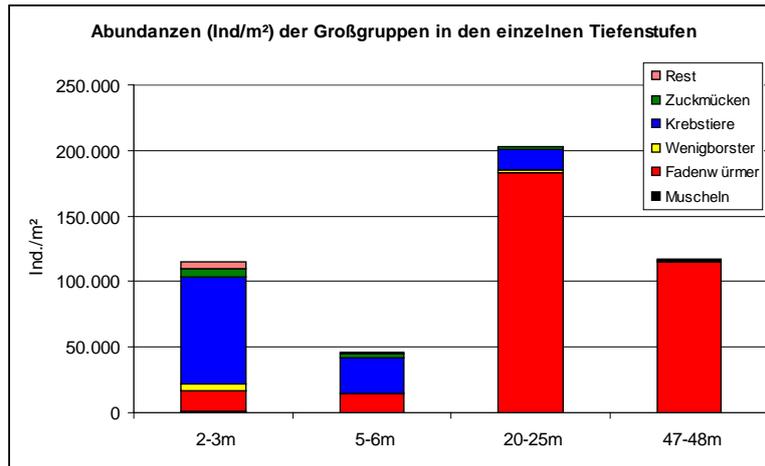


Abbildung 4.3.15: Abundanz (Ind./m<sup>2</sup>) der Großgruppen im Tappenkarsee

Bezüglich der Abundanz dominierten bis 6 m Tiefe die Crustaceen, wobei der Muschelkreb *Cyprina optalmica* 64.912 Ind./m<sup>2</sup> maßgeblich beteiligt war (Abb. 4.3.15). Die höchsten Abundanz wurden in 20 bis 25 m Tiefe mit rund 203.000 Ind./m<sup>2</sup>

erreicht. Den Hauptanteil bestreiten dabei Fadenwürmer, vor allem *Monobystera paludicola* mit 104.600 Ind./m<sup>2</sup>. Die Anzahl der Arten nimmt mit der zunehmenden Seetiefe kontinuierlich von 35 Taxa in 2-3 m Tiefe auf 8 in der größten Tiefe ab.

Tabelle 4.3.10: Biomassenanteile (g fw/m<sup>2</sup>) der Großgruppen im Tappenkarsee

Großgruppe	Biomasse (g fw/m <sup>2</sup> ) in den einzelnen Tiefenstufen			
	2 – 3 m	5 – 6 m	20 – 25 m	47 – 48 m
Zuckmücken	9,265	7,818	0,450	
Wenigborster	0,048	0,162	0,287	0,163
Fadenwürmer	0,041	0,027	0,234	0,228
Krebstiere	68,932	16,228	2,463	0,095
Muscheln	0,732	0,134		
Rest	0,123	0,002		
Summe	79,142	24,371	3,434	0,486

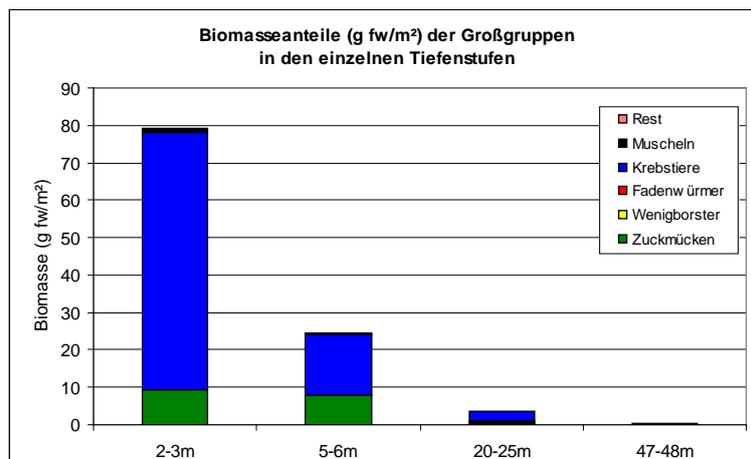


Abbildung 4.3.16: Biomassenanteile (g fw/m<sup>2</sup>) der Großgruppen im Tappenkarsee

In 2-3 m Tiefe wurden im Tappenkarsee Biomassewerte von 79.152 mg fw/m<sup>2</sup> erreicht (v.a. Crustaceen) dann sinkt die Biomasse bis zum

Grund hin aber kontinuierlich ab (S. Abb. 4.3.16). Die Hauptgruppen bildeten dabei Krebstiere und Zuckmückenlarven.

### 4.3.6.3 Mollusken

Im Tappenkarsee konnten Zwischenwirtschnecken für humanpathogene Zerkarien nachgewiesen werden. Vor allem am Schwemmkegel im südlichen Bereich des Gewässers war die Eiförmige Schlammschnecke (*Radix balthica*) vertreten, welche als Zwischenwirt für Badermatitis auslösende Gabelschwanzlarven dient. Da auch einige Enten im Tappenkarsee schwammen, könnte der parasitäre Zyklus auch geschlossen werden. Im durchgeführten Zerkarien Ausschwärmversuch traten aber keine Gabelschwanzlarven auf. Im August 2001 erreichte die Oberflächentempera-

tur 15,8 °C, was jedoch zu niedrig ist, um Zerkarien zum Ausschwärmen zu veranlassen. Aber gerade der seichte südliche Seebereich, könnte sich an warmen Sommertagen durchaus stärker erwärmen. Generell ist die Gefahr für Badermatitis im Tappenkarsee jedoch als vernachlässigbar einzuschätzen.

Interessant war der Fund der Kleinen Sumpfschnecke (*Galba truncatula*) in zahlreichen Quellaustritten und seichten Kuhtritten. *Galba truncatula* hat als Zwischenwirt des Großen Leberegels (*Fasciola hepatica*) ebenfalls eine medizinische Bedeutung.

Tabelle 4.3.11: Molluskenfunde im Tappenkarsee

Molluskenfunde		
Art	Individuendichte	Fundort
<i>Radix balthica</i>	spärlich bis häufig	in schlammigen Bereichen der Südseite
<i>Galba truncatula</i>	vereinzelt	bei Quellaustritten in Kuhtritten an der Westseite des Sees
<i>Pisidium</i> sp.	mäßig bis massenhaft	regelmäßig, aber vor allem an der Südseite häufig

### 4.3.6.4 Fische

Im Tappenkarsee besteht die Fischgesellschaft aus Seesaibling (*Salvelinus alpinus* L.) und der Elritze (*Phoxinus phoxinus* L.). In Kollmanns Fischereikarte von Salzburg ist zudem die Bachforelle und die Koppe erwähnt (JÄGER & SCHILLINGER 1988). Phänologische und genetische Untersuchungen des

Saiblings weisen auf seine direkte Verwandtschaft mit dem Saibling aus dem Königssee hin (JÄGER et al., 2010). Der Einsatz der Fische, der sich großen Zuspruches an der Tafel des Erzbischofs erfreute, dürfte bereits im 16./17. Jahrhundert erfolgt sein (FREUDLSPERGER 1915).

### 4.3.7 Zusammenfassung

Die beiden Sommeruntersuchungen im Tappenkarsee zeigten, dass sich offenbar regelmäßig eine sommerliche Temperaturschichtung aufbaut. Das Gewässer ist bis zum Grund gut mit Sauerstoff versorgt. Die für forellenartige Fische kritische Grenze von 4 mg/l wird nicht unterschritten. Generell ist das Wasser weich, chlorid- und sulfatarm und leicht alkalisch. Neben dem oberflächlichen Abfluss verlässt ein Teil des Wassers verlässt den See unterirdisch über eine nördlich des Sees in

etwa 1.670 m Seehöhe gelegene rheokrene Quelle. Das Wasser stammt aus etwa 12 m Tiefe.

Im Jahr 2001 konnten Sichttiefen von über 5 m erreicht werden. Mit einem volumsbezogenen mittleren Phosphorgehalt von 0,005 mg/l ist der Tappenkarsee nährstoffarm. Die Phytoplanktonuntersuchungen von 1999 belegten ein dementsprechend geringes Algenvorkommen. Die Zoobenthosbiomasse war 1999 in einem mittleren Bereich.

### 4.3.8 Literatur zum Tappenkarsee

FREUDLSPERGER H. (1915): Die Fischerei im Erzstift Salzburg. Österreichische Fischereizeitung Jg. 12: 51-52  
 FREUDLSPERGER H. (1921): Die Fischerei im Erzstift Salzburg und ihre Lehren. - Österr. Fischerei-Z., 18: 89-91, 97-98, 105-107, 114-116, 121-124.  
 FREUDLSPERGER H. (1936): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 76: 81-128  
 FUGGER E. (1908): Salzburgs Seen VIII. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 48: 1-24  
 HEISELMAYER P. (1980): Vegetation und Geländeklima am Tappenkar. – Habilitationsschrift, Univ. Salzburg. 1-90

JÄGER P., SCHILLINGER I. (1988): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898". – Österr. Fischerei, 41: 202-209  
 JÄGER P., SCHILLINGER I. (2003): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Fische in Salzburgs Gewässern, stand 1898". Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. – Land Salzburg - Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 1: 1-55, 10 Sectionen, 1 Gesamtblatt  
 JÄGER P., SCHABER P. (2004): Salzburger Bergseen als Ausflugsziele und Genreservate. – NaturLand Salzburg, 11. Jg., Heft 4: 33-35

- JÄGER P., ZICK D. (2010): Fischereibiologische Untersuchungen an vier Bergseen im Bundesland Salzburg. Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 7: 193 - 232
- JÄGER P., LAHNSTEINER F., ZICK D. (2010): Woher stammen die Saiblingspopulationen in Salzburger Gebirgsseen? – Land Salzburg – Reihe Gewässerschutz, 7: 241 - 269
- KUHN M. : Ausgewählte geomorphologische Merkmale in Österreich und in den Alpen. – URL: <http://www.8ung.at/geologie/ggeomorp.htm>, abgerufen: 4. 3. 2008
- LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ (1999): Die Zoozönosen des Tappenkarsees . (Bearbeitung: ARGE LIMNOLOGIE – Innsbruck) - unveröff. Bericht, 1 - 5
- LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ (2001): Sind die Schneckenpopulationen Salzburger Bergseen mit humanpathogenen Gabelschwanzlarven befallen? (Bearbeitung: JEKEL I. , ZICK D.) – unveröff. Bericht, 1 - 36
- MÜLLER G. (1974): Salzburgs Seen XII. Zur Verkehrsgeographie der Seen Salzburgs und seiner Nachbargebiete. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 112/113: 575-588
- PETZ-GLECHNER R., PETZ W. (2004): Die historische Fischfauna Salzburgs. – Ber. Nat.-med. Ver. Salzburg, 14: 95-120
- SCHMALL J. (1951): Beitrag zur bisherigen Kenntnis der Trichopterenfauna im Lande Salzburg. - Mitt. Nat. Arbeitsgem. Haus der Natur Salzburg, Zool. Abt., Jg. 2: 32-44
- SEEFELDNER E. (1961): Salzburg und seine Landschaften – Eine geographische Landeskunde. – Verlag „Das Bergland Buch“, Salzburg, Stuttgart, 1-574
- WALLMANN H. (1868): Die Seen der Alpen. - Z. DÖAV, 4: 1-117
- ZILLNER F. V. (1865): Salzburgerische Fischer- und Seeordnungen. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 5: 80-104

## 4.4 Zauchensee (Gemeinde Altenmarkt)

### 4.4.1 Allgemeines

Am Ende des südlich von Altenmarkt im Pongau verlaufenden, knapp 10 km langen Zauchentales liegt in 1.339 m Seehöhe der Zauchensee in einer von einem ehemaligen Gletscher ausgeschürften Wanne. Geologisch liegt er in den Gesteinsserien der sehr kompliziert gebauten Radstädter Tauern. Die den See umgebenden Formationen sind von mesozoischen Kalken und Dolomiten bestimmt.

Der See befand sich im 18. Jhd. im Besitz des Virgilianischen Konvikts wie FREUDLSPERGER (1936) in seiner "Kurzen Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg" erwähnt. Derzeit ist er in Privatbesitz.

Seit Ende der 1960er-Jahre erfolgte eine rasche touristische Erschließung des verkehrstechnisch leicht erreichbaren Gebietes (MÜLLER 1974, JÄGER und

SCHABER 2004) vor allem als Skiregion. Im südlichen Anschluss an den See liegt eine Hotelsiedlung, von der aus die umgebenden Höhen durch zahlreiche Schilifte erschlossen wurden. Seit 1986 dient der See als Wasserspeicher zur Beschneigung der Pisten. Im Sommer wird er für den Wassersport und als Fischwasser genutzt.

In KOLLMANN's Fischereikarte von Salzburg von 1898 (JÄGER & SCHILLINGER 1988, 2003) wurden für den Zauchensee die Bachforelle, Seeforelle und der Saibling angeführt. Gegenwärtig werden Bach- und Regenbogenforelle, Seesaibling, Koppe und Gründling nachgewiesen. Die Salmoniden werden regelmäßig nachbesetzt.



Abbildung 4.4.1: Zauchensee (Quelle: [www.gruendlers.at](http://www.gruendlers.at))

Die vorliegenden Untersuchungen sind das Ergebnis der Auswertung der bisherigen Beweissicherung über die Auswirkung der Wasserentnahme für die Pistenbeschneigung auf den See durch die

Zauchensee-Liftgesellschaft Benedikt Scheffer GmbH, Altenmarkt, der für die Verwendung der Daten hiermit gedankt wird.

#### 4.4.2 Geografische, morphometrische und hydrologische Daten

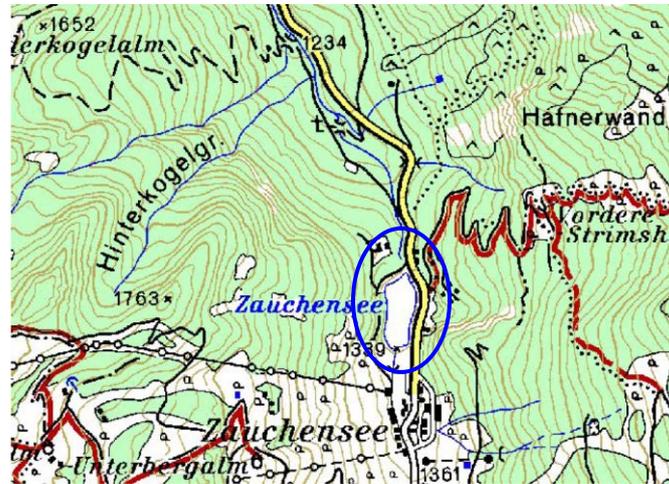


Abbildung 4.4.2: Geographische Lage des Zauchensees

Tabelle 4.4.1: Geografische und morphometrische Daten des Zauchensees

Koordinaten im BMN	Rechtswert	m	459 355
	Hochwert	m	239 820
Geografische Länge Ost			13° 27'
Geografische Breite Nord			47° 18'
Höhenangabe		m ü. A.	1.339
Einzugsgebiet inkl. See	E	km <sup>2</sup>	10,2
Umgebungsfaktor	E/F	1	317
Seehöhe bei MW	h	m ü. A.	1.339
Seefläche bei MW	F	ha	3,2
Volumen bei MW	V	m <sup>3</sup>	93.550
Länge	l <sub>max</sub>	m	330
Breite	b <sub>max</sub>	m	140
Tiefe	z <sub>m</sub>	m	6,8
mittlere Tiefe	z <sub>mittl</sub>	m	2,4
relative Tiefe	z <sub>r</sub>	%	3,0
kritische Tiefe	z <sub>cr</sub>	m	13,4
Umfang	L	m	830
Uferentwicklung	D <sub>L</sub>	1	1,31

Tabelle 4.4.2: Spiegelflächen und Volumina des Zauchensees

Wassertiefe m	Spiegelfläche m <sup>2</sup>	Inhalt m <sup>3</sup>	
		Schichten	Summen
0	32.000	0	0
1	26.460	29.230	29.230
2	20.430	23.445	52.675
3	14.890	17.660	70.335
4	9.350	12.120	82.455
5	4.180	6.765	89.220
6	2.460	3.320	92.540
6,5	980	860	93.400
6,8	0	150	93.550

Der See wurde im Jahr 1986 durch ein Steinwehr um 70 cm höher gestaut.

#### 4.4.3 Probenahmeterminale

In Tabelle 4.4.3 sind die Probenahmeterminale der einzelnen Untersuchungen des Zauchensees zusammengefasst. Seit Herbst 1994 wird der See regelmäßig

im Sommer und im Winter während der Eisbedeckung auf chemische und physikalische Parameter, das Phyto- und das Zooplankton untersucht.

Tabelle 4.4.3: Probennahmetermine am Zauchensee

Chemische und physikalische Untersuchungen	Phytoplankton	Zooplankton
01.09.1994, 17.02.1995, 08.08.1995, 10.01.1996, 25.02.1996, 29.08.1996, 16.02.1007, 07.08.1997, 22.02.1998, 25.08.1998, 28.02.1999, 25.08.1999, 28.02.2000, 22.08.2000, 17.02.2001, 20.08.2001, 25.02.2002, 20.08.2002, 24.02.2003, 19.08.2003, 22.02.2004, 11.08.2004, 05.03.2005, 10.08.2005	01.09.1994, 17.02.1995, 08.08.1995, 10.01.1996, 25.02.1996, 29.08.1996, 16.02.1007, 07.08.1997, 22.02.1998, 25.08.1998, 28.02.1999, 25.08.1999, 28.02.2000, 22.08.2000, 17.02.2001, 20.08.2001, 25.02.2002, 20.08.2002, 24.02.2003, 19.08.2003, 22.02.2004, 11.08.2004, 05.03.2005, 10.08.2005	01.09.1994, 17.02.1995, 08.08.1995, 10.01.1996, 25.02.1996, 29.08.1996, 16.02.1007, 07.08.1997, 22.02.1998, 25.08.1998, 28.02.1999, 25.08.1999, 28.02.2000, 22.08.2000, 17.02.2001, 20.08.2001, 25.02.2002, 20.08.2002, 24.02.2003, 19.08.2003, 22.02.2004, 11.08.2004, 05.03.2005, 10.08.2005

#### 4.4.4 Zuflüsse und Abfluss

Der Hauptzufluss des Sees (Zu 6) entwässert das südliche Einzugsgebiet. Über ihn gelangt ein Drittel des Wassers in den See. Aus dem restlichen Einzugsgebiet münden noch weitere sieben kleine Zubringer in den Zauchensee (Abb. 4.4.3).

Entwässert wird der See über den Zauchenbach, der nach 10 km östlich von Altenmarkt in die Enns mündet. Die Wasserführungsdaten der Untersuchungstermine sind in Tab. 4.4.4 dargestellt.



Abb. 4.4.3: Zuflüsse zum Zauchensee (Quelle: SAGIS)

Tabelle 4.4.4: Wasserführung (Q, l/s) in den Zuflüssen (Zu 1 bis Zu 8) und im Abfluss "Zauchenbach". Unterlegt: Wintertermin

Datum	Zu 1	Zu 2	Zu 3	Zu 4	Zu 5	Zu 6	Zu 7	Zu 8	Abfluss	Wasserer- neuerungszeit (Tage)
7.8.1997	4,0	25,0	1,0	7,0	6,0	45,0	9,0	22,0	115,0	9,4
22.2.1998	0,3	1,8	0,1	0,3	0,4	4,3	0,8	2,0	10,6	102,1
25.8.1998	8,0	12,0	23,0	26,0	2,0	45,0	7,0	2,0	125,0	8,7
25.8.1999	4,0	8,0	15,0	18,0	1,0	27,0	4,0	1,0	78,0	13,9
20.8.2002	8,0	7,0	9,0	12,0	10,0	10,0	2,0	1,0	58,0	18,7
19.8.2003	2,0	3,0	3,0	3,0	3,0	5,0	1,0	1,0	24,0	45,1
11.8.2004	2,6	2,8	3,4	2,8	3,5	6,6	0,3	0,3	22,0	49,2
10.8.2005	4,0	8,1	3,4	5,3	7,8	3,8	0,7	0,7	34,0	31,8

Das Wasservolumen des Zauchensees tauscht sich im Sommer durch den natürlichen Zufluss theoretisch in etwa 25 Tagen einmal aus. Die bisher beobachtete Schwankungsbreite liegt zwischen 9 und 49 Tagen.

Aus der einzigen vorhandenen Wintermessung ergab sich ein Wasseraustausch in 102 Tagen bzw. rund 3,5 Monaten.

Die Mittelwerte des Gesamtphosphors variieren in den einzelnen Zuflüssen im Sommer zwischen 0,006 mg/l im Zufluss 3 und 0,023 mg/l im Zufluss 4. Die maximalen Einzelkonzentrationen bewegen sich zwischen 0,0111 mg/l im Zufluss 2 und 0,136 mg/l im Zufluss 4 (Tab. 4.4.5).

Die Konzentrationen der Summe Nitrat- und Ammonium-Stickstoff (Tab. 4.4.6) liegen in den Zuflüssen im Sommerdurchschnitt zwischen 0,13 mg/l

(Zu 7) und 0,26 mg/l im Zufluss 4. Das Einzelmaximum von 0,75 mg/l wurde ebenfalls im Zufluss 4 gemessen.

Die Bilanz zwischen Zufuhr und Austrag dieser Pflanzennährstoffe ist weitgehend ausgeglichen, soweit dies aus den stichprobenartigen Messungen abgeleitet werden kann. Der starke Austrag beider Parameter im August 1998 beruht auf starken Niederschlägen vor der Probenahme.

Tabelle 4.4.5: Gesamtphosphorkonzentrationen (mg/l) in den Zuflüssen und im Zauchenbach (Abfluss), Zufluss- (Ein), Abflussfrachten (Aus) und Veränderung des Phosphorinhaltes im See ( $\Delta$ ); unterlegt: Wintertermine

Datum	Zu 1 (mg/l)	Zu 2 (mg/l)	Zu 3 (mg/l)	Zu 4 (mg/l)	Zu 5 (mg/l)	Zu 6 (mg/l)	Zu 7 (mg/l)	Zu 8 (mg/l)	Abfluss (mg/l)	Ein (g)	Aus (g)	$\Delta$ (g)
1.9.1994	0,0185	0,0018	0,0055	0,0203	0,0263	0,0009						
17.2.1995	0,0041	0,0074	0,0046	0,0286								
8.8.1995	0,0120	0,0074		0,1357	0,0065	0,0046	0,0231	0,0268	0,0166			
7.8.1997	0,0074	0,0018	0,0166	0,0212	0,0969	0,0231	0,0092	0,0083	0,0138	184	137	47
22.2.1998	0,0083	0,0018	0,0083	0,0277	0,0572	0,0037	0,0277	0,0203	0,0138	10	13	-3
25.8.1998	0,0018	0,0074	0,0028	0,0055	0,0231	0,0323	0,0111	0,0185	0,0268	166	289	-123
25.8.1999	0,0065	0,0074	0,0055	0,0037	0,0028	0,0111	0,0102	0,0083	0,0342	51	230	-180
22.8.2000												
20.8.2001	0,0092	0,0111	0,0037	0,0046	0,0166	0,0240	0,0175	0,0092	0,0138			
20.8.2002	0,0028	0,0074	0,0028	0,0065	0,0037	0,0222	0,0157	0,0074	0,0111	41	56	-15
19.8.2003	0,0148	0,0037	0,0028	0,0046	0,0046	0,0194	0,0138	0,0231	0,0129	18	27	-9
11.8.2004	0,0166	0,0092	0,0111	0,0037	0,0046	0,0092	0,0166	0,0286	0,0111	18	21	-3
10.8.2005	0,0028	0,0065	0,0018	0,0231	0,0046	0,0092	0,0129	0,0055	0,0083	24	24	-1

Tabelle 4.4.6: Summe von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff (mg/l) in den Zuflüssen und im Zauchenbach (Abfluss), Zufluss- (Ein), Abflussfrachten (Aus) und Veränderung des Stickstoffinhaltes im See ( $\Delta$ ); unterlegt: Wintertermine

Datum	Zu 1 (mg/l)	Zu 2 (mg/l)	Zu 3 (mg/l)	Zu 4 (mg/l)	Zu 5 (mg/l)	Zu 6 (mg/l)	Zu 7 (mg/l)	Zu 8 (mg/l)	Abfluss (mg/l)	Ein (g)	Aus (g)	$\Delta$ (g)
1.9.1994	0,1815	0,1290	0,0960	0,5183	0,4973	0,0660						
17.2.1995	0,2573	0,2817	0,2207	0,5018								
8.8.1995	0,1558	0,2957		0,7476	0,0838	0,1196	0,1964	0,1594	0,0927			
7.8.1997	0,1160	0,2235	0,5246	0,4087	0,1294	0,1069	0,1387	0,1156	0,2372	2703	2357	346
22.2.1998	0,3164	0,4054	0,1532	0,3377	0,2778	0,1868	0,3297	0,1563	0,3662	283	335	-53
25.8.1998	0,2173	0,1714	0,212	0,1061	0,6057	0,197	0,1068	0,1157	0,6796	3527	7340	-3813
25.8.1999	0,1179	0,1385	0,1945	0,0735	0,0649	0,148	0,1265	0,0784	0,1678	1965	1131	834
22.8.2000												
20.8.2001	0,1502	0,1556	0,1714	0,0996	0,2759	0,3764	0,1010	0,1705	0,3149			
20.8.2002	0,2125	0,2092	0,2246	0,2415	0,0867	0,4679	0,2309	0,3240	0,2147	1868	1076	792
19.8.2003	0,1641	0,2122	0,2794	0,1598	0,0765	0,1931	0,1032	0,1830	0,0662	536	137	399
11.8.2004	0,1664	0,2090	0,3298	0,1559	0,0905	0,1867	0,0958	0,1629	0,1461	588	278	311
10.8.2005	0,1488	0,1911	0,2364	0,1209	0,1176	0,2622	0,0714	0,0900	0,2806	730	824	-94

## 4.4.5 Physikalische und chemische Messdaten

### 4.4.5.1 Sichttiefe

Die Sichttiefe (Abb. 4.4.4) des Zauchensees, dessen Wasser durch Huminstoffe leicht gelblichbraun gefärbt ist, schwankt im Winter zwischen 1,0 und 2,4 m. Der Mittelwert aus den bisher vorliegenden 10 Untersuchungen liegt bei knapp 2 m. Die bisher im Som-

mer gemessene Mindestsichttiefe lag bei 1,9 m. Die bisher höchste Durchsichtigkeit von 5,1 m wurde im August 2004 gemessen. Im Durchschnitt liegt die Sichttiefe am Ende des Sommers bei 3,3 m.

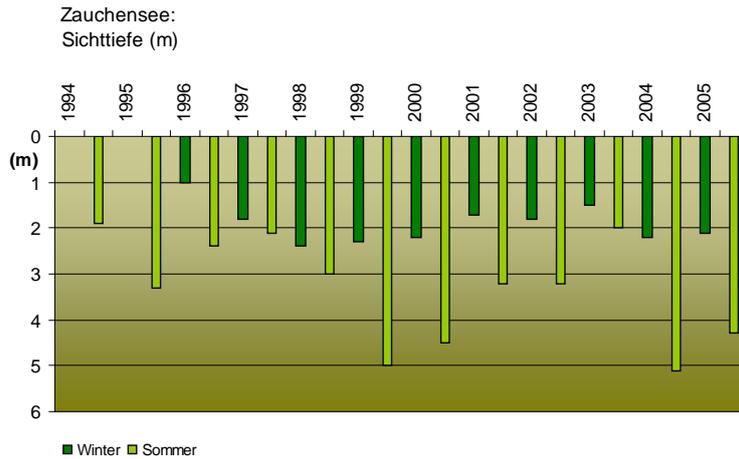


Abbildung 4.4.4: Sichttiefe (m) im Zauchensee

#### 4.4.5.2 Temperatur

Deutliche, jedoch nicht sehr ausgeprägte Temperaturschichtungen weist der See sowohl im Sommer, als auch im Winter unter der Eisdecke auf. Der größte Temperaturgradient von 10 °C wurde im heißen Sommer 2003 gemessen (Abb. 4.4.5 a). Dabei nahm

die Temperatur von 17,8 °C an der Seeoberfläche auf 7,8 °C über Grund ab. Die warme stabile Oberflächenschicht reichte dabei bis in 1,5 m. Darunter nahm die Temperatur bis 5 m stetig, dann mit einem leichten Knick über Grund ab.

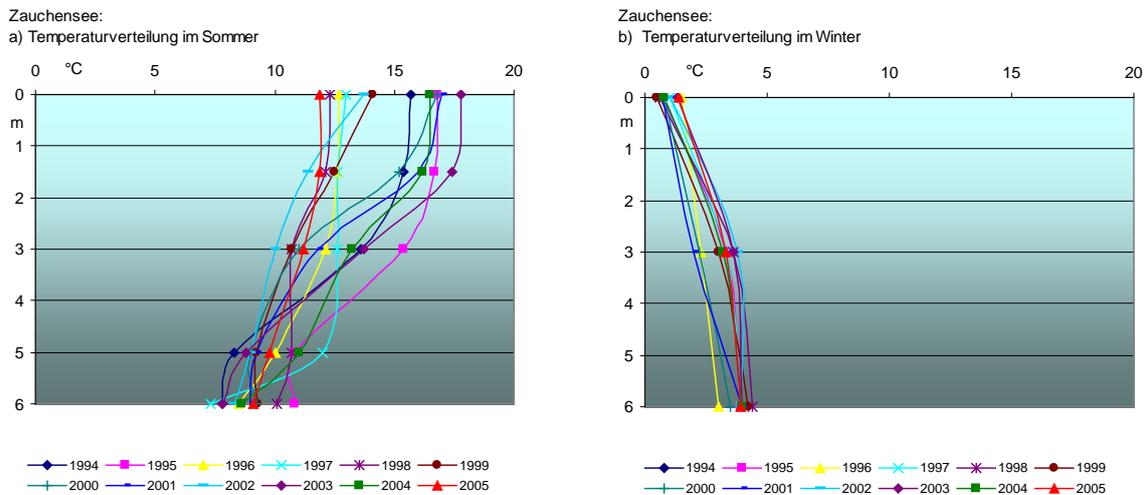


Abbildung 4.4.5: Temperaturverteilung im Zauchensee

Die geringste sommerliche Oberflächentemperatur wurde im August 2005 mit 11,9 °C gemessen. Der Wärmehalt betrug an diesem Termin  $4,48 \cdot 10^9$  Kilojoule. Am kältesten war der gesamte See im Jahr 2002, als nur  $4,41 \cdot 10^9$  kJ an Wärmeenergie gespeichert waren. Die stärkste Erwärmung des gesamten Seewassers erfolgte im Jahr 1995 mit  $6,14 \cdot 10^9$  kJ gefolgt von 2003 mit  $6,05 \cdot 10^9$  kJ.

An den aktuellen Probeterminen im Winter, meist gegen Ende Februar, erreichte die Winterdecke Stärken zwischen 30 cm und 180 cm. Der Aufbau ist keineswegs einheitlich, wie meistens angenommen wird. In den Wintern 2003 und 2004 setzt sie sich von oben nach unten zum Beispiel aus einer Schicht Schnee, gefolgt von einer Eisschicht, darunter einem Schneematsch-Wasser-Gemisch und schließlich der Klareisschicht zusammen (Abb. 4.4.6).

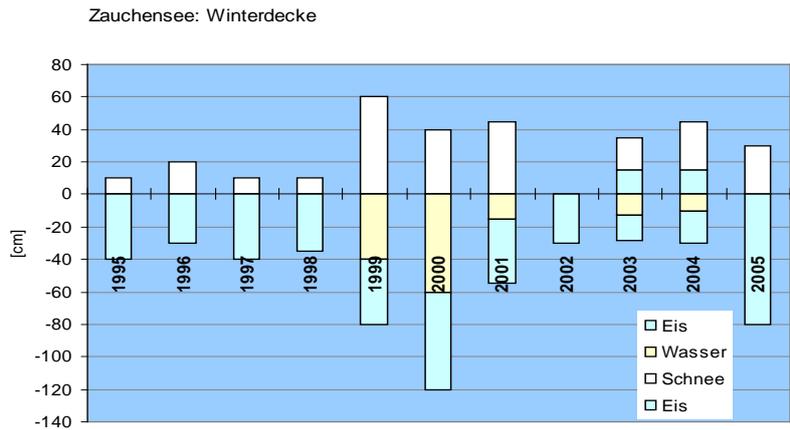


Abb. 4.4.6: Zauchensee Winterdecke

Unter der winterlichen Eisdecke nimmt die Wassertemperatur von oben nach unten meist ziemlich regelmäßig zu (Abb. 4.4.5 b). Die größte Temperaturdifferenz zwischen Oberflächenwasser und Grund betrug im Februar 1998 3,8 °C. Am geringsten war sie 1996 mit 1,5 °C. Die niedrigste Oberflächentemperatur betrug im Februar 1999 nur 0,5 °C. Der Wär-

meinhalt schwankte in der kalten Jahreszeit zwischen  $0,63 \cdot 10^9$  kJ und  $1,03 \cdot 10^9$  kJ. Entsprechend den maximalen Differenzen ist der Wärmehalt im Sommer zehn Mal höher als im Winter. In den bisherigen Untersuchungsjahren liegt dieser Unterschied zwischen dem Faktor 4 und 9, im Mittel bei 6.

#### 4.4.5.3 pH-Wert

Die Werte liegen im Sommer immer im schwach alkalischen Bereich. Im Winter kann mit zunehmender Tiefe ein Absinken in den schwach sauren Bereich beobachtet werden. (Abbildung 4.4.7). Als Maximum wurde pH 8,56 in 1,5 m Tiefe an einem Sommertermin gemessen, das Minimum war schwach sauer und lag bei pH 6,26 in der Maximaltiefe. Zum Grund hin nimmt der pH-Wert in regelmäßigen

Beträgen ab. Eine ausgeprägte scharfe Schichtung, etwa im Sommer durch eine Erhöhung infolge der Phytoplanktonproduktion, wurde in diesem Gewässer nicht beobachtet. Die maximalen Unterschiede zwischen höchstem und niedrigstem pH-Wert der einzelnen Untersuchungstage lagen im Sommer zwischen 0,09 und 0,86 pH-Einheiten, im Winter zwischen 0,13 und 0,78 Einheiten.

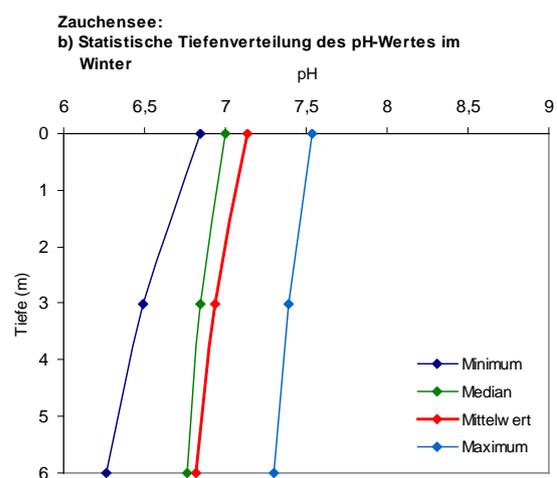
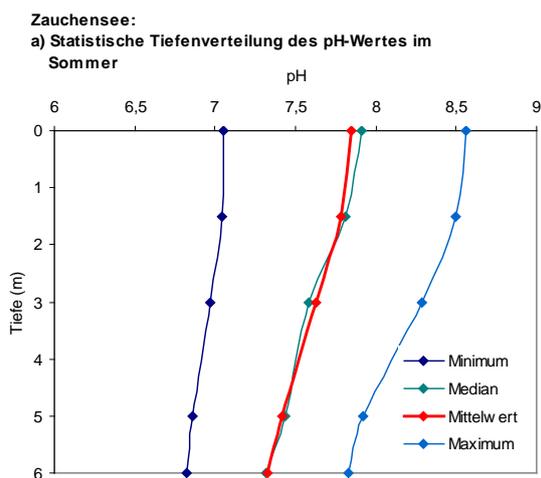


Abbildung 4.4.7: Statistische Tiefenverteilung des pH-Wertes im Zauchensee

#### 4.4.5.4 Elektrische Leitfähigkeit

Mit Ausnahme von 2 Terminen nimmt die Elektrische Leitfähigkeit von oben nach unten zu. Der Bereich liegt zwischen 111 und 244  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Die Werte sind sommers wie winters ähnlich (Abb. 4.4.8). Die

Unterschiede zwischen Oberfläche und Tiefe betragen im Sommer zwischen 16 und 56  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und 11 und 88  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Winter.

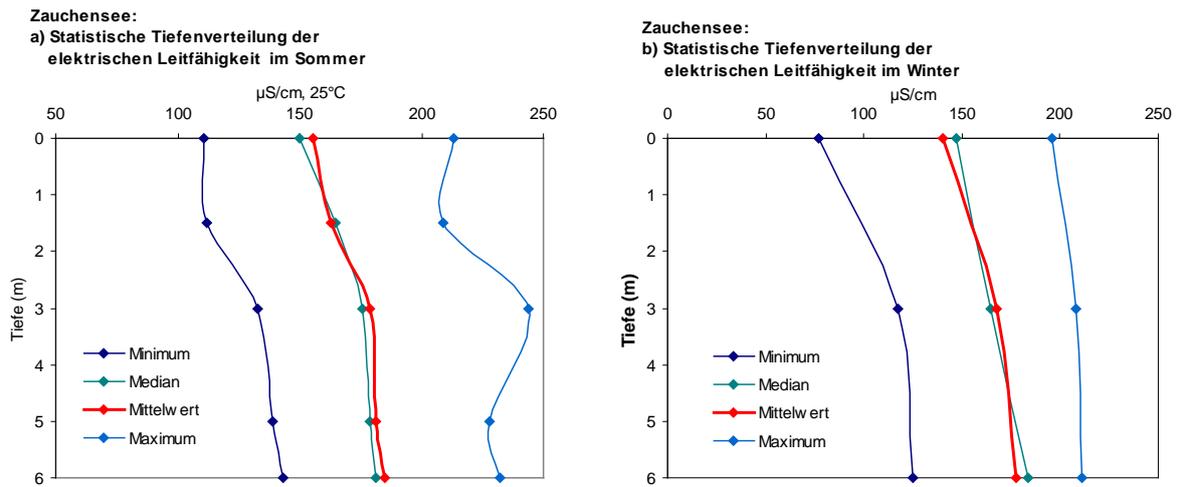


Abbildung 4.4.8: Statistische Tiefenverteilung der Elektrischen Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ,  $25^\circ\text{C}$ ) im Zauchensee

#### 4.4.5.5 Sauerstoff

Die Tiefenverteilung des gelösten Sauerstoffes zeigt im Sommer Abhängigkeiten von der Temperaturverteilung. Bei geringen Gradienten sind bis zum Grund bzw. bis in mindestens 5 m Tiefe Sauerstoffkonzentrationen ziemlich gleichmäßig hoch, wie z. B. in den Sommern 1997, 2002 und 2005 (s. Abb. 4.4.9). Je intensiver und stabiler die Temperaturschichtung ausgeprägt ist, desto stärker treten Zehrungsvorgänge mit zunehmender Tiefe unterhalb der durchmischbaren warmen Oberflächenschicht in Erscheinung. Über Grund schwankten die Sauerstoffwerte zwi-

schen  $10,6 \text{ mg/l}$  und knapp unter  $1 \text{ mg/l}$ , was einer relativen Sättigung von 117 % bzw. 8 % entspricht (Abb. 4.4.10)

Im Spätwinter wurde an nahezu allen Terminen eine Abnahme des Sauerstoffs mit zunehmender Tiefe beobachtet. Die Konzentrationen variierten direkt unter der Eisdecke zwischen  $10,2$  und  $3,2 \text{ mg/l}$  und über Grund zwischen  $0,9$  und  $4,6 \text{ mg/l}$  bzw. 8 und 43 % relativer Sauerstoffsättigung (Abb. 4.4.9 und 4.4.10). Vollständiger Sauerstoffschwund über Grund wurde weder im Sommer noch im Winter beobachtet.

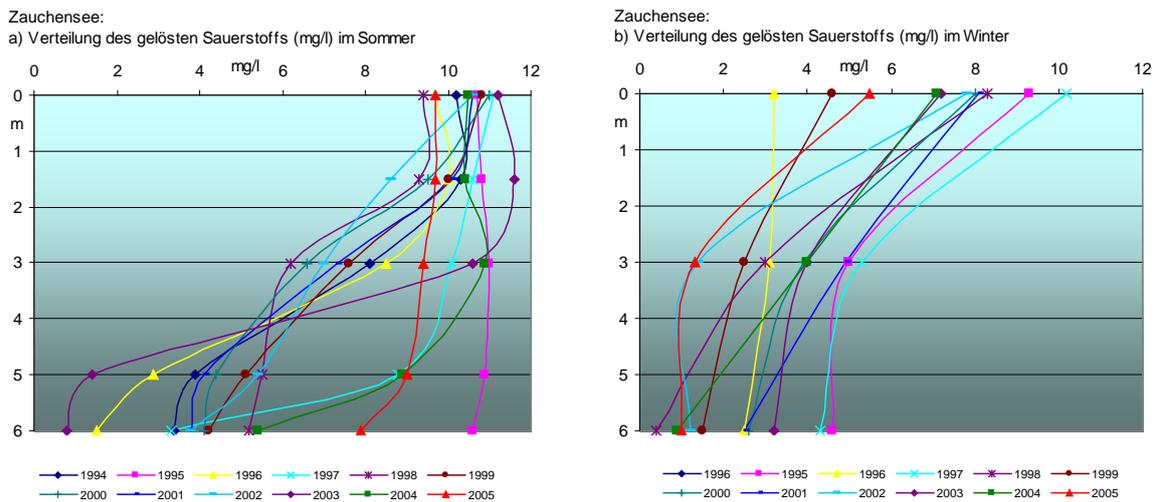


Abbildung 4.4.9: Sauerstoff-Konzentration (mg/l) im Zauchensee

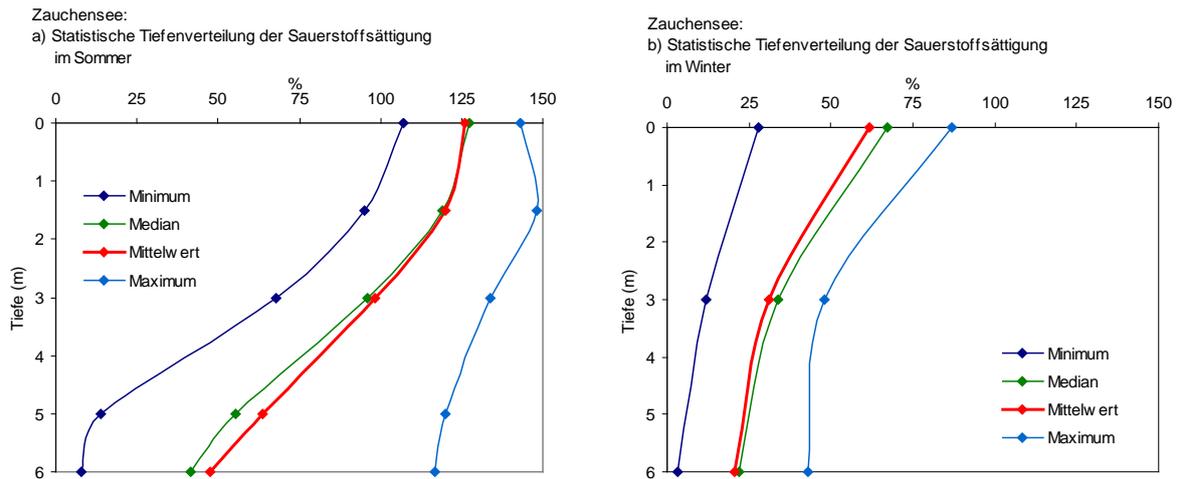


Abbildung 4.4.10: Statistische Tiefenverteilung der Sauerstoffsättigung (%) im Zauchensee

Der Zauchensee wird regelmäßig mit Bachforellen, Regenbogenforellen und mit Saiblingen besetzt. Als Mindestkonzentration für das Gedeihen dieser Salmoniden wird der Wert von 4 mg/l angenommen. In den vorliegenden Untersuchungen lag diese Konzentration im Sommer im schlechtesten Fall in der Tiefe

von etwa 4,5 m. Im Winter enthält fallweise, wie z. B. 1996, die gesamte Wassersäule weniger als 4 mg/l. In anderen Jahren ist der Lebensraum nach diesem Kriterium sehr stark eingeschränkt, wie aus Abbildung 4.4.9 b) ersichtlich wird. Bisher wurde allerdings über ein größeres Fischsterben nichts bekannt.

#### 4.4.5.6 Biochemischer Sauerstoffbedarf

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB<sub>2</sub>), der die Menge an Sauerstoff in einer definierten Zeit angibt, der zum biologischen Abbau im Wasser vorhandener organischer Stoffe notwendig ist, liegt im Sommer im Bereich mäßiger bis mäßig starker Belastung. In stehenden Gewässern sind dies vor allem Schwebalgen und tierisches Plankton neben von außen eingetragenen Substanzen. Die direkte Beziehung des Sauerstoffverbrauches zur Menge der Biomasse wird im Vergleich zwischen Sommer und Wintersituation ersichtlich. Die geringe Biomasseentwicklung im

Winter bedingt einen niedrigen BSB, hohe Biomassen führen zu hohem biochemischem Sauerstoffbedarf. Auffällig ist das bislang beobachtete Maximum von 1,6 mg/l im sehr warmen Sommer 2003, in dem auch mit rund 2 g/m<sup>3</sup> eine sehr hohe Biomassentwicklung im See aufgetreten ist.

Im Sommer liegen die gewichteten Mittelwerte zwischen 0,57 mg/l und 1,6 mg/l. Im Winter sind sie mit 0,43 und 0,53 mg/l Sauerstoffverbrauch in den Beobachtungsjahren nicht sehr unterschiedlich (Abb. 4.4.11).

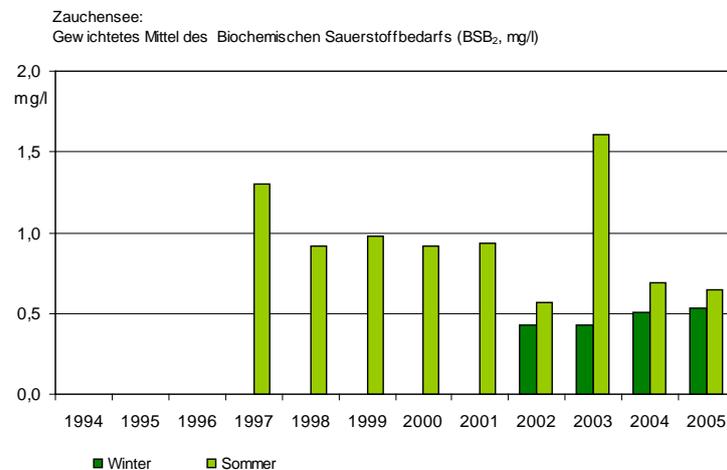


Abb. 4.4.11: Gewichtete Mittelwerte des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB<sub>2</sub>, mg/l) im Zauchensee

#### 4.4.5.7 Gesamtphosphor

Die Gesamtphosphorkonzentration nimmt außer im Sommer 1994 generell von oben nach unten zu. Abgesehen von den Konzentrationen von knapp 0,30 mg/l im Sommer 1994 in den oberflächennahen Schichten, liegt das Sommermaximum über Grund

bei 0,088 mg/l (Abb. 4.4.12 a). Das Wintermaximum (Abb. 4.4.12 b) erreicht 0,23 mg/l. Die Einzelwerte sind in Tabelle 4.4.7 (Seite 77) aufgelistet.

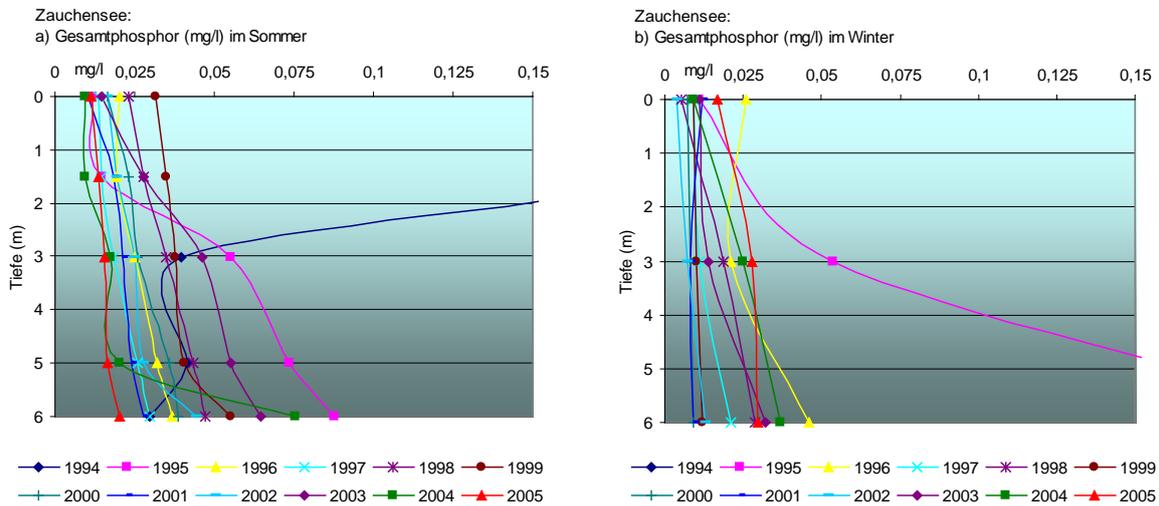


Abb. 4.4.12: Tiefenverteilung des Gesamtphosphors (mg/l) im Zauchensee. a) Sommer; b) Winter

Im Sommer ist die Durchschnittskonzentration durch vermehrten Eintrag über die Zuflüsse meist höher als im Winter. Mit gewichteten Mittelwerten von 0,014 bis 0,174 mg/l liegen sie im Bereich mäßiger bis starker Nährstoffbelastung. Diese Konzentrationen entsprechen der Menge von 1,3 bis 16,8 kg Gesamtphosphor im See.

Die Winterwerte nehmen von 0,050 mg/l im Jahr 1995 kontinuierlich auf das Minimum von 0,006 mg/l im Februar 2002 ab. Seither ist wieder eine Zunahme bis über die Grenze der starken Nährstoffbelastung von 0,020 mg/l zu beobachten.

Entsprechend dem Mittelwert (Abb. 4.4.13) der 12 Sommeruntersuchungen von 0,036 mg/l ist der See im Sommer als nährstoffreich (eutroph) zu bewerten. Im Winter ist der Zauchensee mit dem durchschnittlichen gewichteten Mittel von 0,0173 mg/l Gesamtphosphor mäßig belastet (mesotroph). Die Ursache für den aufgrund der erheblichen Nährstoffzufuhr doch relativ niedrigen Trophiezustand ist die starke Durchflutung des Gewässers, die die Wirkung der Nährstoffe auf das Ökosystem noch vergleichsweise gering hält.

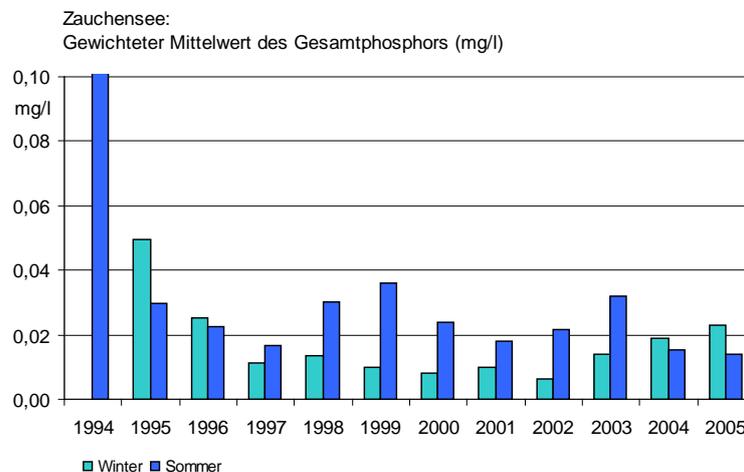


Abbildung 4.4.13: Gewichtete Mittelwerte des Gesamtphosphors (mg/l) im Zauchensee

#### 4.4.5.8 Gelöster Phosphor

In Abbildung 4.4.14 ist der gewichtete Mittelwert des gelösten Phosphors, der den Algen als Nährstoff direkt zugänglich ist, dargestellt. In der zeitlichen Abfolge verhalten sich die Konzentrationen wie der Gesamtphosphor. Der durchschnittliche Anteil der gelösten Fraktion am Gesamtphosphor ist mit 41 % im Sommer bzw. 38 % im Winter sehr ähnlich.

Die Durchschnittskonzentration ist im Sommer meist höher als im Winter. Die gewichteten Mittelwerte liegen zwischen 0,0029 mg/l und 0,0170 mg/l, ausgenommen den absoluten Höchstwert von 0,0942 mg/l im Sommer 1994. Im Winter bewegen sich die Konzentrationen zwischen 0,0018 mg/l und 0,0135 mg/l. Die Einzelwerte sind aus Tabelle 4.4.7 (Seite 77) ersichtlich

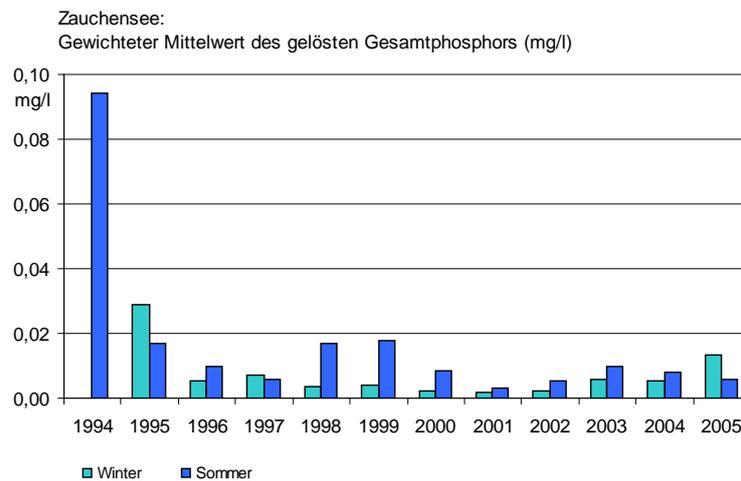


Abbildung 4.4.14: Gewichtete Mittelwerte des gelösten Gesamtphosphors (mg/l) im Zauchensee

#### 4.4.5.9 Nitrat-Stickstoff

Da Stickstoff leicht aus dem Boden auswaschbar und daher die Menge niederschlagskorreliert ist, können im relativ stark durchfluteten Zauchensee erhebliche Schwankungen der Konzentrationen beobachtet werden. Große Unterschiede treten im Sommer auf, wobei 1998 ein absolutes Konzentrations- und Mengenmaximum zu verzeichnen ist. Der durchschnittliche Gehalt lag bei 0,730 mg/l, was dem Inhalt von 68 kg entspricht. In den oberflächlichen Wasser-

schichten bis 1,5 m wurden mehr als 0,900 mg/l gemessen. Darunter erfolgte eine rasche Abnahme der Konzentration auf deutlich weniger als die Hälfte der Oberflächenkonzentrationen (Abb. 4.4.15 a). Hier zeigt sich deutlich die Mobilität des Nitrats durch Auswaschung aus der Umgebung, da in der Woche vor der Probennahme Starkniederschläge herrschten und verstärkt Nitrat-Stickstoff in den See eingetragen wurde.

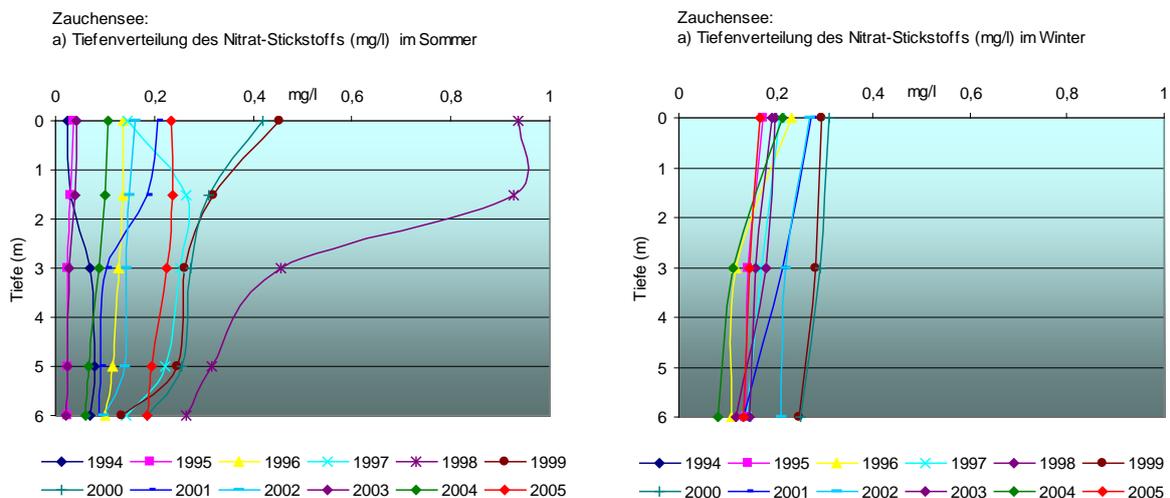


Abbildung 4.4.15: Tiefenverteilung des Nitrat-Stickstoffs im Zauchensee

Die geringsten Konzentrationen wurden ebenfalls im Sommer mit Werten zwischen 0,030 und 0,045 mg/l gemessen. Der geringe Gehalt beruht auf dem Verbrauch dieses Nährstoffes durch das Algenplankton. Der durchschnittliche Mittelwert des Nitratstickstoffs liegt bei 0,205 mg/l.

Wegen der geringen pflanzlichen Produktion im Winter bewegen sich die gewichteten Mittelwerte im relativ engen Bereich von 0,155 mg/l und knapp 0,300 mg/l. Im Mittel der zwölf Untersuchungsjahre liegen sie bei knapp 0,200 mg/l (Abb. 4.5.16).

Eine deutliche Schichtung liegt im Winter nie vor. Im Sommer ist sie selten intensiv ausgeprägt, wie zum

Beispiel 1998 (Abb. 4.5.15). Die Einzelwerte sind in Tabelle 4.4.7 (Seite 77) angeführt.

In Abbildung 4.4.16 sind die gewichteten mittleren Nitratstickstoffkonzentrationen im Zauchensee dargestellt. Sie sind, ausgenommen im Sommer 1998, niedrig. Das Maximum im Sommer 1998 wurde durch den Eintrag von außen im Gefolge von Starkregen kurz vor der Probenahme verursacht. Die Variabilität der Konzentrationen ist im Sommer wegen der algenbedingten Zehrung bzw. durch Eintrag von außen deutlich größer als im Winter. Sie schwanken zwischen 0,03 und 0,73 mg/l im Sommer um den Faktor 24 und im Winter mit 0,15 bzw. 0,30 mg/l nur um den Faktor 2.

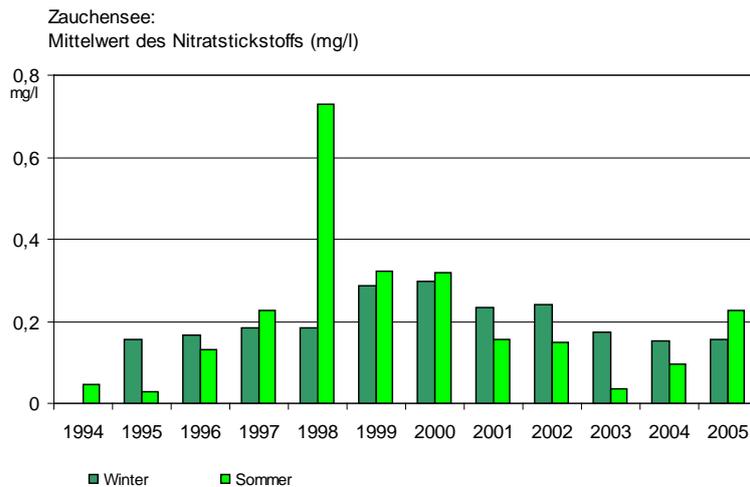


Abbildung 4.4.16: Gewichtete Mittelwerte der Nitratstickstoffkonzentrationen (mg/l) im Zauchensee

#### 4.4.5.10 Ammonium-Stickstoff

Abbildung 4.4.17 zeigt die Verteilung des Ammonium-Stickstoffs im Sommer und Winter im Freiwasser des Sees. Die Konzentrationen sind in der warmen Jahreszeit generell niedriger als im Winter, nehmen aber gegen die Tiefe bei gleichzeitiger Sauerstoffzehrung stärker zu. Im Winter sind die Konzentrationen doppelt so hoch wie im Sommer. Der Gradient gegen

die Tiefe ist jedoch wesentlich schwächer. Die Einzelwerte bewegen sich am Ende des Sommers zwischen 0,027 mg/l und maximal 0,432 mg/l. Im Winter wurden Konzentrationen von 0,058 mg/l und 0,436 mg/l gemessen (Tab. 4.4.6).

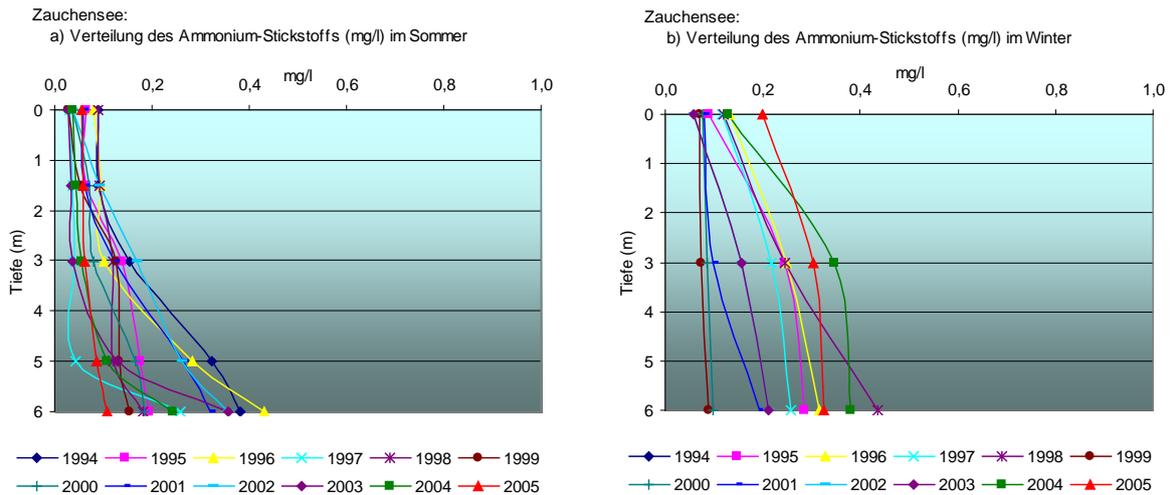


Abbildung 4.4.17: Statistische Tiefenverteilung des Ammonium-Stickstoffs im Zauchensee

In Abbildung 4.4.18 ist das gewichtete Mittel der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen dargestellt. Es schwankt zwischen 0,043 mg/l und 0,136 mg/l im Sommer und 0,073 und 0,260 mg/l im Winter. Im Durchschnitt der 12 Beobachtungsjahre ist das gewichtete Wintermittel mit 0,166 mg/l rund doppelt so

hoch wie das Sommermittel von 0,088 mg/l. Die Winterwerte lagen von 1995 bis 1998 knapp unter 0,2 mg/l. Sie nahmen 1999 auf minimal 0,07 mg/l ab und steigen seither kontinuierlich an. Im Winter 2005 wurden maximal 0,260 mg/l gemessen.

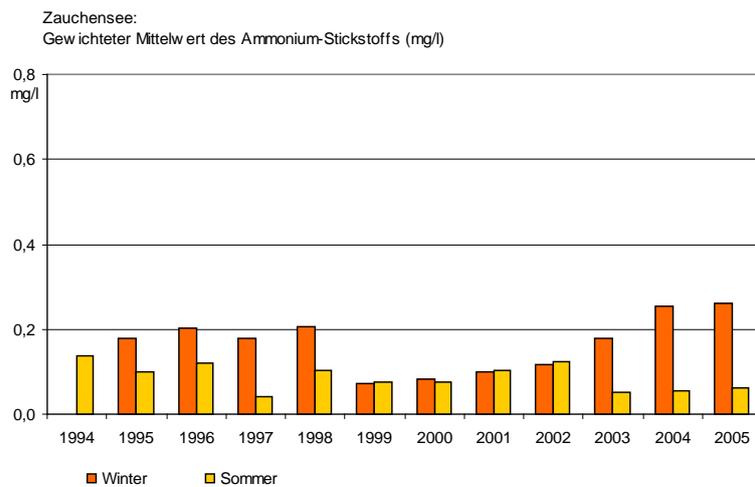


Abbildung 4.4.18: Gewichtete Mittelwerte der Ammonium-Stickstoff Konzentrationen (mg/l) im Zauchensee

#### 4.4.5.11 Alkalinität

Die Alkalinität nimmt zum Grund hin immer zu und schwankt zwischen 1,02 und 2,24 mval/l (Abb. 4.4.19, Tab. 4.4.7 (Seite 77)). Im gesamten

Untersuchungszeitraum ist der durchschnittliche Mittelwert im Sommer mit 1,61 mval/l etwas höher als im Winter mit 1,50 mval/l.

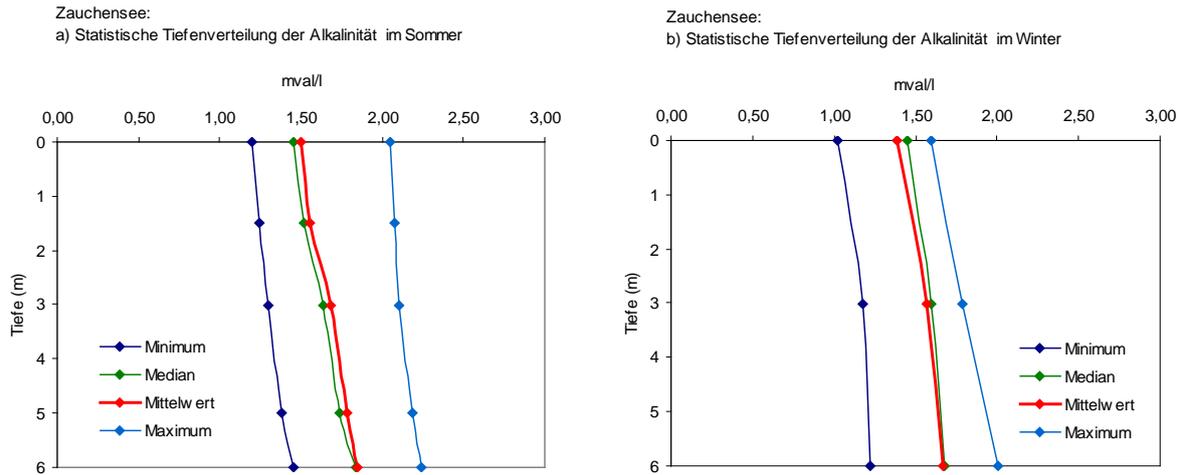


Abbildung 4.4.19: Statistische Tiefenverteilung der Alkalinität im Zauchensee

#### 4.4.5.12 Kalzium, Magnesium, Chlorid, Sulfat

Die Kalzium-Konzentrationen schwanken im Sommer zwischen 12,0 und 28,1 mg/l. Im Winter sind die Konzentrationen zwischen 10,0 und 22,8 mg/l etwas niedriger. Das gewichtete Mittel liegt im Sommer bei 20,2 mg/l, im Winter bei 17,0 mg/l.

Die Einzelwerte des Magnesiums schwanken zwischen 3,0 und 14,7 mg/l. Der durchschnittliche gewichtete Mittelwert von 11,6 mg/l im Sommer und 12,0 mg/l im Winter ist praktisch gleich.

Eine Regelmäßigkeit von Zu- oder Abnahme dieser beiden Messgrößen konnte im Beobachtungszeitraum nicht beobachtet werden. Die Einzelwerte sind in Tabelle 4.4.7 (Seite 77) ersichtlich.

Das Wasser ist mit 2,8 °dH bis 6,3 °dH sehr weich bis weich. Im Durchschnitt liegt die Härte im Winter bei 4,2 °dH und 4,5 °dH im Sommer.

Der verhältnismäßig niedrige Chloridmittelwert ist mit wenigen Ausnahmen im Winter höher als im Sommer (Abb. 4.4.21), was durch den Eintrag von Chlorid aus der Straßensalzung verursacht wird. Die gewichteten Mittelwerte bewegen sich im Sommer zwischen 1,5 und 2,8 mg/l; im Winter reichen sie von 1,3 bis 4,2 mg/l. Die Einzelwerte liegen zwischen 0,8 und 4,8 mg/l. Die Verteilung in der Wassersäule ist uneinheitlich (Abb. 4.4.20).

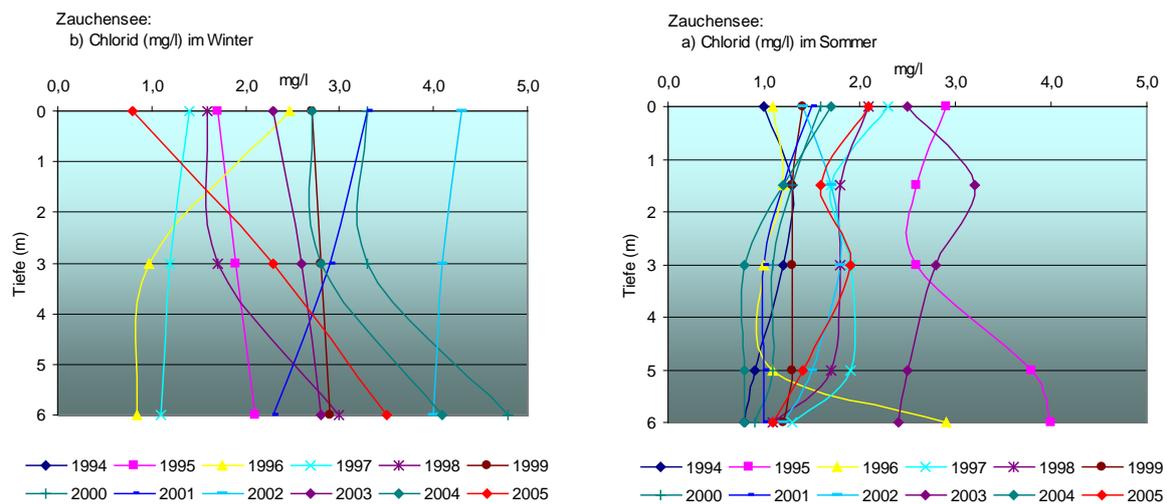


Abbildung 4.4.20: Tiefenverteilung des Chlorids (mg/l) im Zauchensee

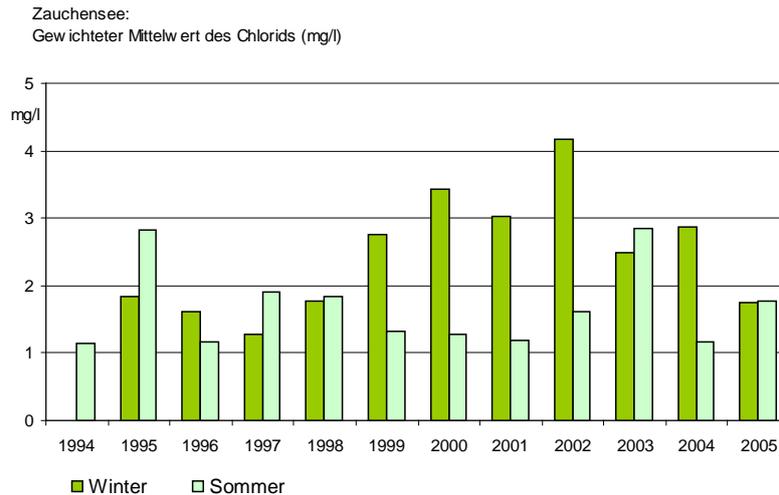


Abbildung 4.4.21: Gewichtete Mittelwerte der Chlorid-Konzentrationen (mg/l) im Zauchensee

Die Einzelwerte des Sulfats weisen Schwankungen zwischen 0,2 und 12,4 mg/l auf (Tab. 4.4.7). Der gewichtete Mittelwert variiert zwischen 0,6 und 10,5 mg/l. Ein systematischer Unterschied zwischen

Winter und Sommer konnte nicht beobachtet werden (Abb. 4.4.22). Auch ist eine systematische Zu- bzw. Abnahme im Zeitverlauf nicht erkennbar.

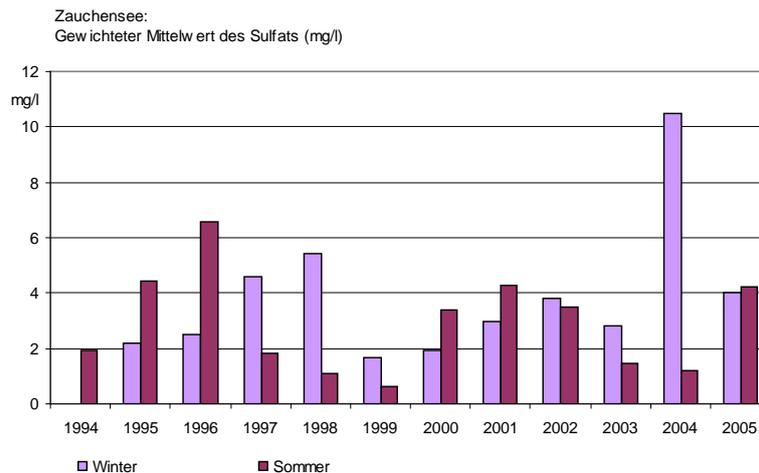


Abbildung 4.4.22: Gewichtete Mittelwerte der Sulfat-Konzentrationen (mg/l) im Zauchensee

Tabelle 4.4.7: Ionen und Nährstoffe im Zauchensee 1994 bis 2005

01.09.94										
Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,54	1,38	18,0	7,8	0,2898	0,2229	0,025	0,0891	1,0	1,9
1,5	1,55	1,38	18,0	7,9	0,2049	0,1034	0,029	0,0904	1,3	1,9
3	1,75	1,54	24,0	6,7	0,0397	0,0092	0,071	0,1525	1,2	2,0
5	1,75	1,54	24,0	6,7	0,0415	0,0046	0,078	0,3221	0,9	1,8
6	1,75	1,54	24,0	6,7	0,0295	0,0074	0,071	0,3828	0,8	1,8
17.02.95										
Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,17	1,02	12,0	6,9	0,0111	0,0092	0,174	0,0884	1,7	2,1
3	1,49	1,18	14,0	9,6	0,0535	0,0351	0,141	0,2442	1,9	2,3
6	1,50	1,22	14,0	9,7	0,2308	0,0997	0,136	0,2838	2,1	2,1

## 08.08.95

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,96	1,80	22,0	10,4	0,0120	0,0092	0,037	0,0660	2,9	4,9
1,5	1,92	1,80	24,0	8,7	0,0148	0,0102	0,029	0,0647	2,6	4,4
3	1,97	1,88	24,0	9,4	0,0554	0,0277	0,025	0,1386	2,6	4,5
5	2,12	2,06	28,1	8,7	0,0738	0,0295	0,024	0,1749	3,8	3,3
6,1	2,10	2,08	26,1	9,7	0,0877	0,0305	0,024	0,1947	4,0	3,6

## 25.02.96

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,65	1,60	18,4	11,5	0,0258	0,0055	0,233	0,1323	2,47	2,8
2,5	1,66	1,60	18,0	9,6	0,0212	0,0046	0,118	0,2494	0,97	2,3
5,0	1,66	1,60	17,5	10,0	0,0462	0,0092	0,108	0,3156	0,84	2,3

## 29.08.96

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,30	1,20	12,0	8,5	0,0203	0,0092	0,138	0,0805	1,1	9,3
1,5	1,30	1,24	12,0	8,5	0,0194	0,0092	0,136	0,0957	1,2	7,0
3,0	1,39	1,30	14,0	8,4	0,0249	0,0092	0,127	0,1023	1,0	5,6
5,0	1,41	1,38	14,0	8,6	0,0323	0,0138	0,115	0,2825	1,1	2,3
6,0	1,49	1,45	16,0	8,4	0,0369	0,0138	0,100	0,4323	2,9	1,9

## 16.02.97

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,58	1,45	18,8	7,8	0,0092	0,0065	0,206	0,1175	1,4	5,3
2,5	1,74	1,63	22,4	7,5	0,0111	0,0074	0,169	0,2178	1,2	4,2
5,5	1,75	1,68	22,8	7,4	0,0212	0,0074	0,140	0,2574	1,1	3,3

## 07.08.97

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,66	1,49	16,0	10,4	0,0138	0,0065	0,147	0,0317	2,3	2,1
1,5	1,70	1,68	16,0	10,9	0,0148	0,0055	0,265	0,0356	1,7	1,9
3,0	1,96	1,85	18,0	12,9	0,0185	0,0055	0,253	0,0396	1,9	1,7
5,0	2,18	2,00	20,0	14,3	0,0258	0,0074	0,221	0,0422	1,9	1,7
5,8	2,24	2,21	22,0	13,9	0,0295	0,0083	0,144	0,2574	1,3	0,9

## 22.02.98

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,27	1,15	12,0	8,1	0,0055	0,0018	0,199	0,1188	1,6	6,5
3,0	1,38	1,26	14,0	8,3	0,0185	0,0046	0,181	0,2442	1,7	5,0
5,0	1,42	1,38	16,0	7,5	0,0286	0,0055	0,118	0,4356	3,0	2,1

## 25.8. 98

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,41	1,28	18,0	6,2	0,0231	0,0185	0,935	0,0894	2,1	1,2
1,5	1,46	1,34	18,0	6,8	0,0277	0,0185	0,928	0,0921	1,8	1,2
3,0	1,71	1,63	18,0	9,8	0,0351	0,0111	0,457	0,1192	1,8	1,0
5,0	1,85	1,74	24,0	7,9	0,0434	0,0231	0,317	0,1192	1,7	0,8
6,0	1,94	1,83	24,0	9,0	0,0471	0,0175	0,265	0,1816	1,1	0,8

## 28.02.99

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,52	1,52	10,0	12,4	0,0092	0,0028	0,295	0,0693	2,7	1,9
3,0	1,64	1,65	14,0	11,4	0,0102	0,0046	0,283	0,0726	2,8	1,5
5,4	1,78	1,75	16,0	11,9	0,0120	0,0055	0,247	0,0891	2,9	1,4

## 25.08.99

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
-------	-------	------	----	----	-------	-------	--------------------	--------------------	----	------------------------------

(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,62	1,55	16,0	10,0	0,0314	0,0166	0,452	0,0282	1,4	0,8
1,5	1,66	1,53	18,0	9,2	0,0351	0,0185	0,318	0,0537	1,3	0,6
3,0	1,91	1,84	20,0	11,1	0,0378	0,0166	0,262	0,1247	1,3	0,6
5,0	1,97	1,88	22,0	10,6	0,0406	0,0166	0,247	0,1312	1,3	0,6
6,0	2,02	1,92	22,0	11,2	0,0554	0,0268	0,133	0,1545	1,2	0,4

28.02.00

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,64	1,51	14,0	11,4	0,0074	0,0018	0,309	0,0759	3,3	2,1
3,0	1,89	1,79	18,0	12,0	0,0083	0,0028	0,292	0,0867	3,3	1,9
5,3	2,11	2,01	18,0	14,7	0,0092	0,0028	0,250	0,0976	4,8	1,4

22.08.00

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,55	1,46	26,1	3,0	0,0166	0,0083	0,420	0,0379	1,6	4,2
1,5	1,72	1,60	26,1	5,1	0,0231	0,0083	0,309	0,0694	1,3	3,4
3,0	1,85	1,78	26,1	6,7	0,0258	0,0092	0,273	0,0786	1,1	3,0
5,0	1,95	1,92	24,0	9,1	0,0360	0,0074	0,255	0,1653	1,1	2,8
6,0	2,00	1,96	24,0	9,7	0,0388	0,0083	0,184	0,1843	0,9	2,5

17.02.01

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,68	1,56	20,0	8,3	0,0120	0,0028	0,271	0,0797	3,3	3,6
3,0	1,75	1,73	20,0	9,1	0,0083	0,0009	0,214	0,0992	2,9	2,7
5,5	1,80	1,77	18,0	10,9	0,0092	0,0018	0,133	0,1935	2,3	1,0

20.08.01

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,60	1,45	20,0	7,3	0,0102	0,0028	0,206	0,0585	1,5	6,3
1,5	1,68	1,50	22,0	7,0	0,0185	0,0028	0,184	0,0623	1,2	3,8
3,0	1,75	1,60	22,0	7,9	0,0212	0,0028	0,103	0,1236	1,0	3,8
5,0	1,88	1,74	20,0	10,7	0,0240	0,0037	0,090	0,2656	1,0	3,0
5,5	1,95	1,79	22,0	10,3	0,0277	0,0046	0,088	0,3198	1,0	2,8

25.02.02

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,32	1,23	14,0	7,5	0,0037	0,0018	0,268	0,0575	4,3	4,1
3,0	1,71	1,60	20,0	8,6	0,0074	0,0028	0,221	0,1561	4,1	3,7
5,5	1,80	1,76	20,0	9,7	0,0129	0,0037	0,209	0,2114	4,0	2,8

20.08.02

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,56	1,39	18,0	8,0	0,0166	0,0018	0,162	0,0369	1,4	3,8
1,5	1,59	1,50	22,0	6,0	0,0194	0,0046	0,150	0,0921	1,7	3,5
3,0	1,72	1,59	24,0	6,3	0,0249	0,0074	0,144	0,1680	1,8	3,3
5,0	1,87	1,70	24,0	8,1	0,0277	0,0074	0,140	0,2602	1,5	3,2
5,5	1,94	1,85	26,1	7,8	0,0443	0,0185	0,096	0,3577	1,2	3,1

24.02.03

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,64	1,55	20,0	7,8	0,0111	0,0046	0,191	0,1355	2,3	3,7
2,5	1,82	1,72	22,0	8,7	0,0138	0,0055	0,159	0,2033	2,6	2,3
5,5	1,91	1,88	22,0	9,8	0,0323	0,0111	0,144	0,2547	2,8	1,0

19.08.03

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,60	1,56	20,0	7,3	0,0148	0,0074	0,044	0,0271	2,5	1,8
1,5	1,62	1,60	18,0	8,7	0,0277	0,0092	0,041	0,0325	3,2	1,5

3,0	1,70	1,65	20,0	8,5	0,0462	0,0111	0,028	0,0379	2,8	1,4
5,0	1,72	1,68	20,0	8,7	0,0554	0,0138	0,025	0,1301	2,5	1,0
5,5	1,76	1,72	20,0	9,2	0,0646	0,0148	0,022	0,3577	2,4	0,2

22.02.04

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,50	1,24	16,0	8,5	0,0092	0,0037	0,214	0,1301	2,7	12,4
3,0	1,71	1,50	16,0	11,1	0,0249	0,0065	0,110	0,3469	2,8	9,5
5,5	1,83	1,66	18,0	11,3	0,0369	0,0074	0,082	0,3794	4,1	6,3

11.08.04

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,43	1,40	16,0	7,7	0,0092	0,0055	0,106	0,0379	1,7	1,4
1,5	1,48	1,44	14,0	9,5	0,0092	0,0065	0,100	0,0434	1,2	1,2
3,0	1,57	1,46	14,0	10,6	0,0175	0,0102	0,088	0,0542	0,8	1,2
5,0	1,57	1,55	14,0	10,6	0,0203	0,0111	0,066	0,1084	0,8	1,0
5,5	1,60	1,60	14,0	10,9	0,0757	0,0166	0,062	0,2439	0,8	0,8

05.03. 05

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	1,51	1,43	16,0	8,6	0,0166	0,0111	0,166	0,2005	0,8	4,7
3,0	1,69	1,60	20,0	8,4	0,0277	0,0148	0,147	0,3035	2,3	3,5
5,5	1,80	1,68	22,0	8,5	0,0295	0,0185	0,133	0,3252	3,5	3,2

10.08. 05

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
(m)	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	2,18	2,05	28,1	9,5	0,0111	0,0046	0,233	0,0558	2,1	4,2
1,5	2,18	2,08	28,1	9,5	0,0138	0,0065	0,236	0,0596	1,6	4,3
3,0	2,20	2,10	26,1	10,9	0,0157	0,0065	0,225	0,0623	1,9	4,3
5,0	2,28	2,19	26,1	11,9	0,0166	0,0028	0,194	0,0867	1,4	4,1
6,2	2,30	2,24	26,1	12,2	0,0203	0,0018	0,184	0,1084	1,1	3,6

## 4.4.6 Biologische Parameter

### 4.4.6.1 Phytoplankton

Im Zauchensee wurden 71 Algenarten bzw. Gattungen nachgewiesen (Tab. 4.4.8). Grünalgen sind mit 25 Arten am häufigsten, gefolgt von Kieselalgen mit 17. Goldalgen (Chrysophyceen), Kryptomonaden und

Blaualgen (Cyanobacteria) sind mit 8, 7 und 6 Arten etwa gleich stark vertreten. Zwei Eisenbakterienarten sind vor allem im Winter häufig, ebenso wie die einzige Augenflagellaten-Gattung *Trachelomonas sp.*.

Tabelle 4.4.8: Artenliste des Phytoplanktons

#### Bacteriophyta - Bakterien

*Leptothrix ochracea*  
*Siderocapsa sp. (?)*

#### Cyanobacteria - Blaualgen

*Aphanocapsa elachista*  
*Chroococcus minutus*  
*Chroococcus limneticus*  
*Chroococcus sp.*  
*Microcystis aeruginosa*  
*Microcystis elachista*

#### Bacillariophyceae - Kieselalgen

*Achnanthes minutissima*  
*Amphora ovalis*  
*Asterionella formosa*  
*Cocconeis placentula*  
*Cyclotella comensis*  
*Cyclotella comta*  
*Cyclotella sp.*  
*Cymbella helvetica*  
*Cymbella silesiaca*  
*Cymbella sp.*  
*Fragilaria ulna var. acus*  
*Gomphonema angustatum*  
*Gomphonema olivaceum*  
*Gomphonema sp.*  
*Navicula sp.*  
*Nitzschia acicularis*  
*Nitzschia sp.*

#### Cryptophyta - Kryptomonaden

*Chroomonas minuta*  
*Chroomonas sp.*  
*Cryptomonas erosa*  
*Cryptomonas reflexa*  
*Cryptomonas sp. (groß)*  
*Cryptomonas sp. (klein)*  
*Leucocryptos sp.*

#### Euglenophyta - Augenflagellaten

*Trachelomonas sp.*

#### Chrysophyceae - Goldalgen

*Chromulina sp.*  
*Chrysooccus sp.*  
*Dinobryon divergens*  
*Kephyrion sp.*  
*Mallomonas akrokomos*  
*Mallomonas sp.*  
*Monas sp.*  
*Ochromonas sp.*  
indet. bis 5µm

#### Chlorophyceae - Grünalgen

*Ankistrodesmus gelifactum*  
*Ankistrodesmus sp.*  
*Carteria sp.*  
*Chlamydomonas sp.*  
*Coelastrum microporum*  
*Coelastrum reticulatum*  
*Coelastrum sp.*  
*Crucigenia sp.*  
*Crucigeniella apiculata*  
*Crucigeniella pulchra*  
*Dactylosphaerium jurisii*  
*Dactylosphaerium sp.*  
*Dictyosphaerium sp.*  
*Didymocystis sp.*  
*Monoraphidium sp.*  
*Neglectella sp.*  
*Nephrocystium sp.*  
*Oocystis sp.*  
*Quadricoccus sp.*  
*Scenedesmus sp.*  
*Sphaerocystis planctonica*  
*Sphaerocystis schroeteri*  
*Sphaerocystis sp.*  
*Tetraedron minimum*  
*Scenedesmus obtusus (?)*

#### Conjugatophyceae - Jochalgen

*Micrasterias sp.*  
*Closterium sp.*  
*Cosmarium sp.*

#### Dinophyceae - Panzergeißelalgen

*Glenodinium sp.*  
*Gymnodinium sp.*

Das Algenplankton wird im Sommer und im Winter von Chryso-, Crypto- und Euglenophyceen dominiert (Abb. 4.4.23). Diese drei Gruppen bestreiten rund 75 % der Gesamtbiomasse. Auffällig ist die winterliche Entwicklung von Eisenbakterien, die Anteile von mehr als 20 % der Biomasse erreichen können. Es handelt sich dabei um die Fäden bildende Art *Leptothrix ochracea* und um eine *Siderocapsa*-Art. Im Sommer treten zusätzlich zu den genannten Algengruppen Grünalgen dazu, die mit 20 % einen wesentlichen Anteil an der Gesamtbiomasse beitragen. Die übrigen Algengruppen treten nur in geringem Maß in Erscheinung.

*Leptothrix ochracea* und um eine *Siderocapsa*-Art. Im Sommer treten zusätzlich zu den genannten Algengruppen Grünalgen dazu, die mit 20 % einen wesentlichen Anteil an der Gesamtbiomasse beitragen. Die übrigen Algengruppen treten nur in geringem Maß in Erscheinung.

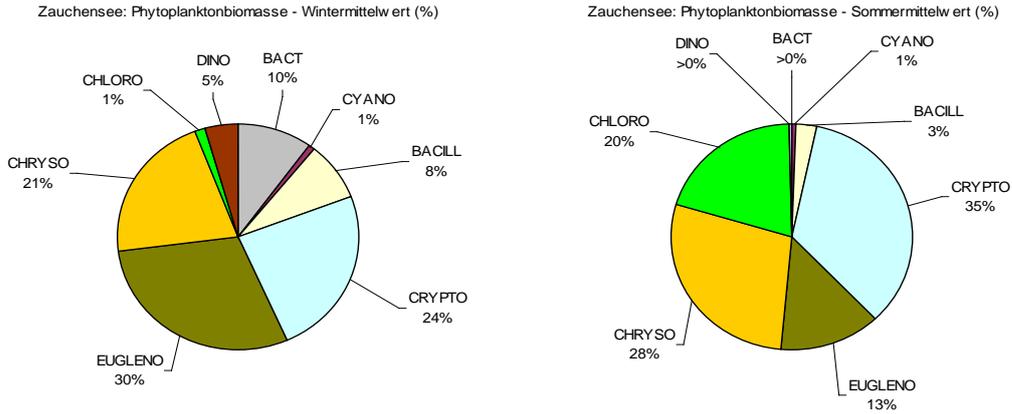


Abbildung 4.4.23: Zauchensee: Prozentanteile der Algengruppen am Winter- und Sommermittelwert.

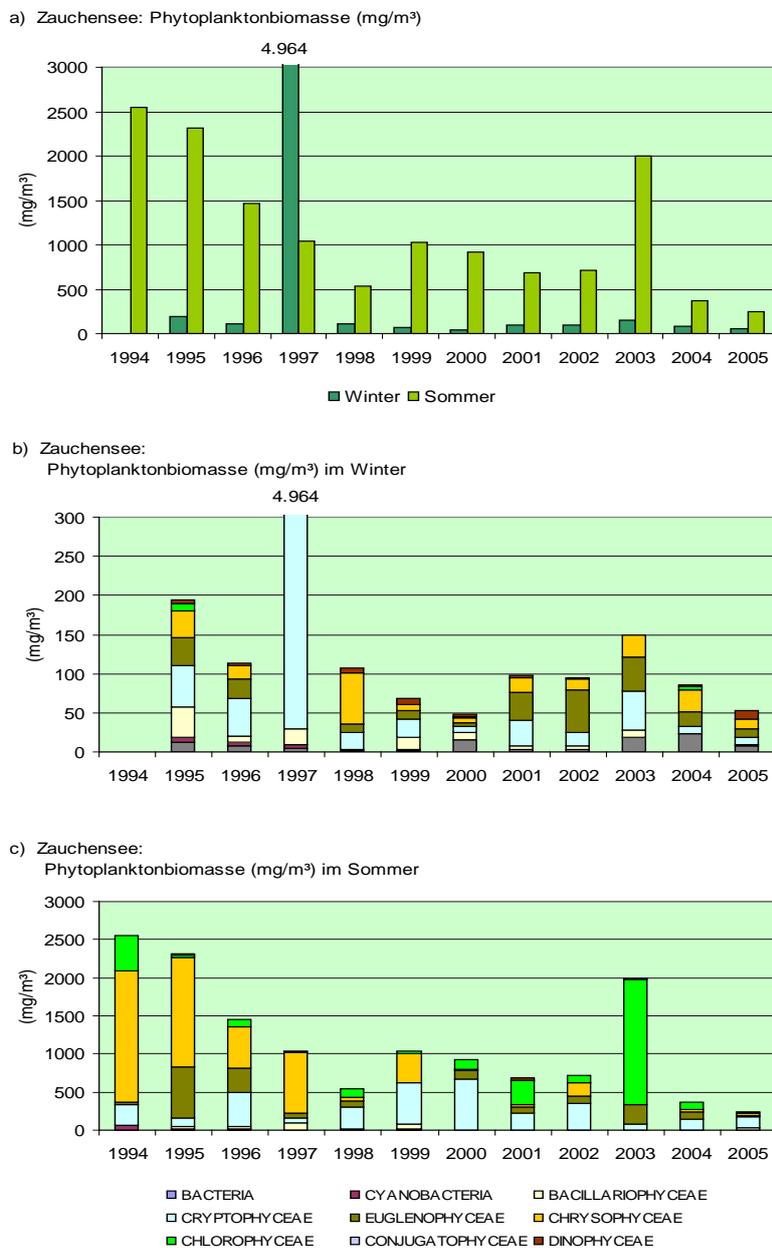


Abbildung 4.4.24: Zauchensee: Phytoplanktonbiomasse (mg/m<sup>3</sup>): a) Gesamtbiomasse (mg/m<sup>3</sup>); Biomasse und Artenzusammensetzung b) im Winter und c) im Sommer (Skala 3x Winter!)

Die sommerliche Phytoplanktonbiomasse nimmt seit 1994 ziemlich regelmäßig ab. Die Menge hat sich von 2.550 mg/m<sup>3</sup> auf rund 243 mg/m<sup>3</sup> (Abb. 4.4.24) verringert. Im Sommer 2003 trat eine Spitze mit knapp 2.000 mg/m<sup>3</sup> in Erscheinung. Mit 1.600 mg/m<sup>3</sup> bzw. 82 % waren daran Grünalgen mit der Kolonie bildenden Art *Coelastrum microporum* beteiligt. Eine Ursache dafür dürfte der sehr warme Sommer gewesen sein. Der See erwärmte sich bis in 1,5 m Tiefe auf den bisher gemessenen Höchstwert von etwas mehr als 17 °C.

Im Winter ist die Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse sehr gering. Der durchschnittliche Mittel-

wert von 150 mg/m<sup>3</sup> entspricht 14 % des Sommermittels von 1.027 mg/m<sup>3</sup>. Die Einzelwerte liegen zwischen 50 und 200 mg/m<sup>3</sup>. Auffällig ist das Biomassenmaximum im Februar 1997 mit dem gewichteten Mittelwert von knapp 5.000 mg/m<sup>3</sup>, das durch eine Massenentwicklung einer zu den Augenflagellaten zählenden *Trachelomonas*-Art und von Cryptophyceen der Gattungen *Cryptomonas* und *Chroomonas* verursacht wurde. Das von *Trachelomonas* sp. gebildete Biomassenmaximum von 5.400 mg/m<sup>3</sup> lag in 2,5 m Tiefe.

#### 4.4.6.2 Zooplankton

Im Zauchensee wurden 20 Rädertierarten nachgewiesen. *Keratella cochlearis* und Vertreter der *Polyarthra-vulgaris-dolichoptera*-Gruppe waren an allen 22 Probenahmeterminen im See zu finden. Die nächsthäufige Art war *Asplanchna priodonta*, die an siebzehn Termi-

nen nachgewiesen wurde, gefolgt von der Kälte bevorzugenden *Keratella hiemalis* mit 15 Nachweisen. Häufig waren noch *Synchaeta pectinata* und *S. tremula*, die vorwiegend im Sommer im Plankton finden waren.

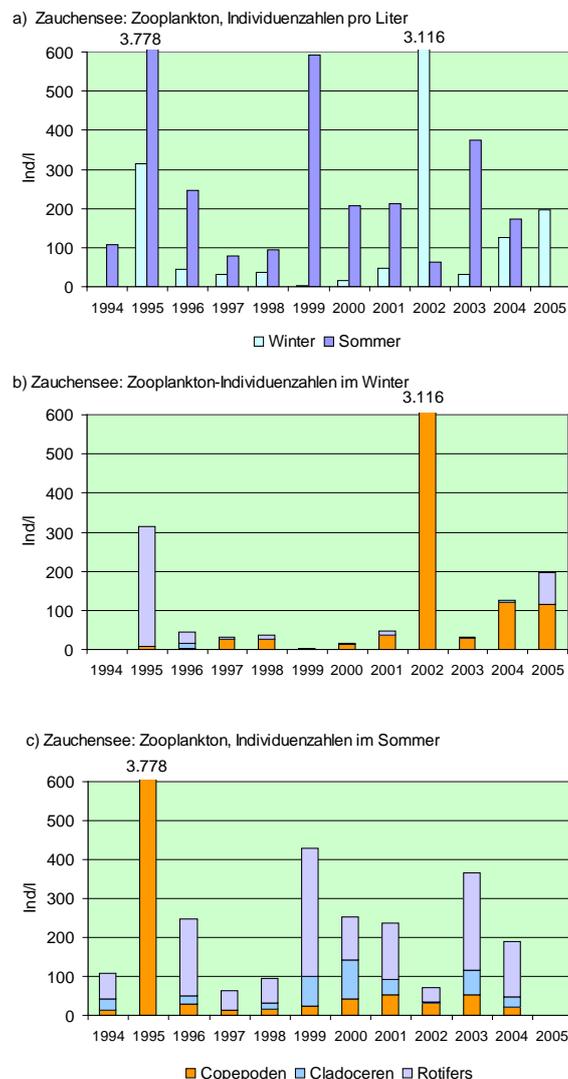


Abb. 4.4.25: Zauchensee: Zooplankton: a) Individuen pro Liter, Individuenzahlen und Artenzusammensetzung b) im Winter und c) im Sommer

Erwähnenswert ist das für dieses Gewässer starke Auftreten von *Brachionus quadridentatus* im Sommer 1994 mit 12 Individuen pro Liter in der Oberflächenschicht. Erst 10 Jahre später, im Sommer 2004, wurde diese Art wieder in einzelnen Exemplaren nachgewiesen.

Die planktischen Vertreter der Kleinkrebse sind die Cladocere *Daphnia rosea*, die an 18 Terminen in verschiedenen Entwicklungsstadien auftretende Copepode *Cyclops abyssorum taticus*. Beide Arten sind typisch für höher gelegene Seen in den Alpen (Tab. 4.4.8).

Die Entwicklung der Individuenzahl der Zooplankter folgt, außer dem deutlich höheren Auftreten im Sommer, seit Beginn der Untersuchungen keinem

bestimmten Muster (Abb. 4.4.25 a). Sie schwankt zwischen 4 pro Liter im Winter 1999 und 3.780 Tieren pro Liter im Sommer 1995. Maxima treten sowohl im Sommer (1995) als auch im Winter (2001/02) auf.

Die höchste Zooplanktdichte von 3.780 Ind/l im Sommer 1995 setzt sich zu 57 % aus Rädertieren, gefolgt von *Cyclops abyssorum taticus* mit 30 % und dem Rest von 12 % von *Daphnia rosea* zusammen. Das Wintermaximum 2001/02 von 3.116 Individuen pro Liter bestand fast ausschließlich aus Nauplien, den kleinen Entwicklungsstadien von *Cyclops abyssorum taticus*. An diesem Entnahmetermin wurde mit rund 8.800 Individuen über Grund auch der höchste Einzelwert festgestellt.

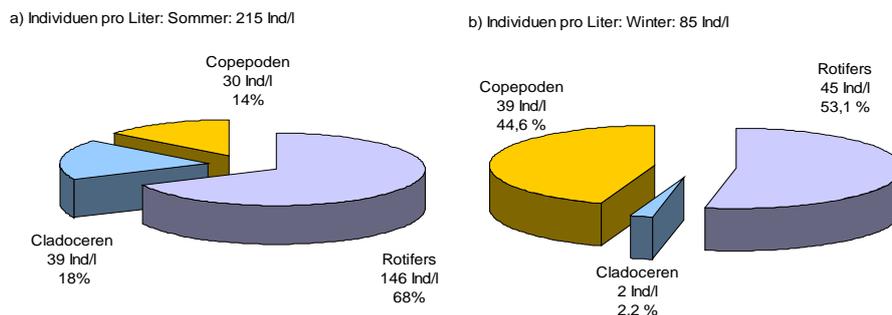


Abb. 4.4.26: Zauchensee: Zooplankton: Zusammensetzung der mittleren Individuendichte im Sommer (a) und im Winter (b)

Der durchschnittliche gewichtete Mittelwert ist im Sommer 215 Individuen pro Liter etwa zweieinhalb Mal höher als im Winter. Zu diesem Entnahmetermin sind durchschnittlich 85 Tiere pro Liter nachweisbar (Abb. 4.4.22). Bei der Berechnung wurden die extremen Maxima nicht berücksichtigt.

Im Sommer wurde das Zooplankton von Rädertieren mit durchschnittlich 146 Ind/l bzw. zu 68 % dominiert. *Keratella cochlearis* stellte am öftesten die meisten Individuen, gefolgt von Individuen aus der *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe und der großen *Aplanchna priodonta*. Der höchste Einzelwert von 3.144 Rädertieren wurde im Sommer 1995 in der obersten Wasserschicht nachgewiesen. *Daphnia rosea*, eine ausgesprochene Sommerform, erreicht durchschnittlich 39 Tiere pro Liter bzw. 18 % der Gesamtzahl. Dieser Wasserfloh überwintert in geringer Anzahl - im Durchschnitt wurden 2 Tiere pro Liter gezählt - im Freiwasser und/oder als Dauerei in einem Ehippium. Der höchste Einzelwert von 134 Tieren im Liter wurde im Sommer 2000 in 5 m Tiefe beobachtet. Der einzige im Freiwasser nachgewiesene Copepode *Cyclops abyssorum taticus*, der eine relativ lange Entwicklungszeit hat, tritt im Sommer vor allem in seinen kleinen Entwicklungsstadien in Erscheinung. Maxi-

mal konnten 2.500 Individuen pro Liter nachgewiesen werden.

Der Winterdurchschnitt von insgesamt 85 Individuen pro Liter setzt sich zu ungefähr gleichen Teilen aus Rädertieren mit 45 Individuen pro Liter bzw. 53 % und meist großen Copepodidstadien von *Cyclops a. taticus* mit 39 Tieren pro Liter zusammen (Abb. 4.4.26). Die Literzahl der Rädertiere schwankt im Winter zwischen 0,2 und rund 960 Individuen. Der Copepode, der im Schnitt einen Anteil von knapp 45 % erreicht, trat in Mengen zwischen 1 und 8.800 Tieren pro Liter auf. *Daphnia rosea* hat, wie bereits erwähnt, mengenmäßig im Winter üblicherweise eine nur untergeordnete Bedeutung, obwohl bis zu 16 Tiere pro Liter nachweisbar waren.

Die Biomasse des Zooplanktons deutet auf eine hohe Produktivität des Gewässers hin. Sie ist im Sommer mit durchschnittlich 4.455 mg/m<sup>3</sup> rund dreimal so hoch wie der Winterwert von 1.637 mg/m<sup>3</sup>. Im Sommer wird die Hälfte von 2.364 mg/m<sup>3</sup> von den großen Cladoceren gebildet. Ein Viertel bzw. 1.070 mg/m<sup>3</sup> wird von den Copepoden und das letzte Viertel von den Rädertieren beigetragen. Der hohe Anteil der Rotatorien beruht auf dem meist intensiven Auftreten der großen *Aplanchna priodonta*.

Tab. 4.4.8.: Zauchensee: Artenliste des Zooplanktons (\* = tychoplanktische Arten)

Arten	1994		1995		1996		1997		1998		1999		2000		2001		2002		2003		2004		2005	Nachweis- Häufigkeit
	SO	WI																						
<b>Rotifers</b>																								
1 <i>Brachionus quadridentatus</i>	x																					x		2
2 <i>Keratella cochlearis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	22
3 <i>Keratella hiemalis</i>	x		x	x				x	x	x	x	x	x		x				x	x	x		x	15
4 <i>Keratella quadrata</i>																				x		x		2
5 <i>Kellicottia longispina</i>												x												1
6 <i>Notholca foliacea</i>				x				x								x								3
7 <i>Notholca labis</i>								x						x								x		3
8 <i>Mytilina sp.*</i>																		x						1
9 <i>Lepadella ovalis</i> *																						x		1
10 <i>Lepadella sp.*</i>										x						x		x				x		5
11 <i>Trichocerca similis</i>										x												x		2
12 <i>Ascomorpha ecaudis</i>									x		x		x											4
13 <i>Gastropus stylifer</i>														x										1
14 <i>Asplanchna priodonta</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x		17
15 <i>Synchaeta pectinata</i>	x		x		x		x		x		x		x		x		x					x		10
16 <i>Synchaeta tremula</i>	x		x		x		x		x		x		x	x	x		x				x		x	12
17 <i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i> Gruppe	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	22
18 <i>Filinia terminalis</i>								x																1
19 <i>Conochilus unicornis</i>										x														1
20 Bdelloidea *																x								1
Summe	7	2	7	4	5	4	9	4	10	3	8	4	9	4	9	3	7	4	7	3	11	4		
<b>Crustaceen</b>																								
Cladoceren																								
<i>Daphnia rosea</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x			18
Copepoden																								
<i>Cyclops abyssorum taticus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	22
Summe	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	1	2	2	2	1	

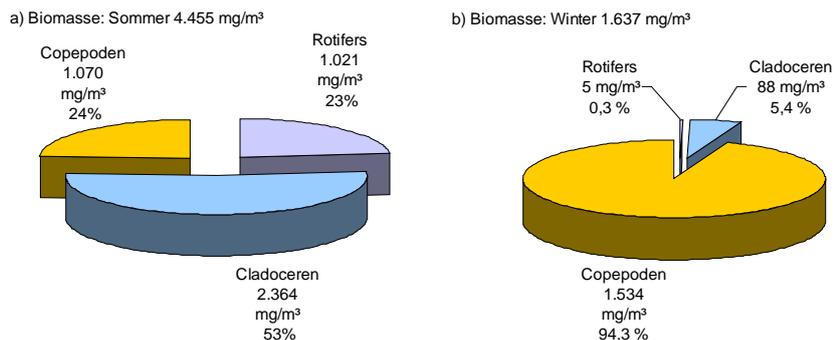


Abb. 4.4.27: Zauchensee: Zooplankton: Zusammensetzung der Biomasse im Sommer (a) und im Winter (b)

Im Winter beträgt der Anteil der meist großen Entwicklungsstadien und der adulten Individuen von *C. a. tatricus* 94 % bzw. 1.534 mg/m<sup>3</sup>. Der Anteil der

überwinternden Cladoceren erreicht etwas mehr als 5 %, der Rotatorienanteil von 0,3 % ist nahezu vernachlässigbar (Abb. 4.4.27).

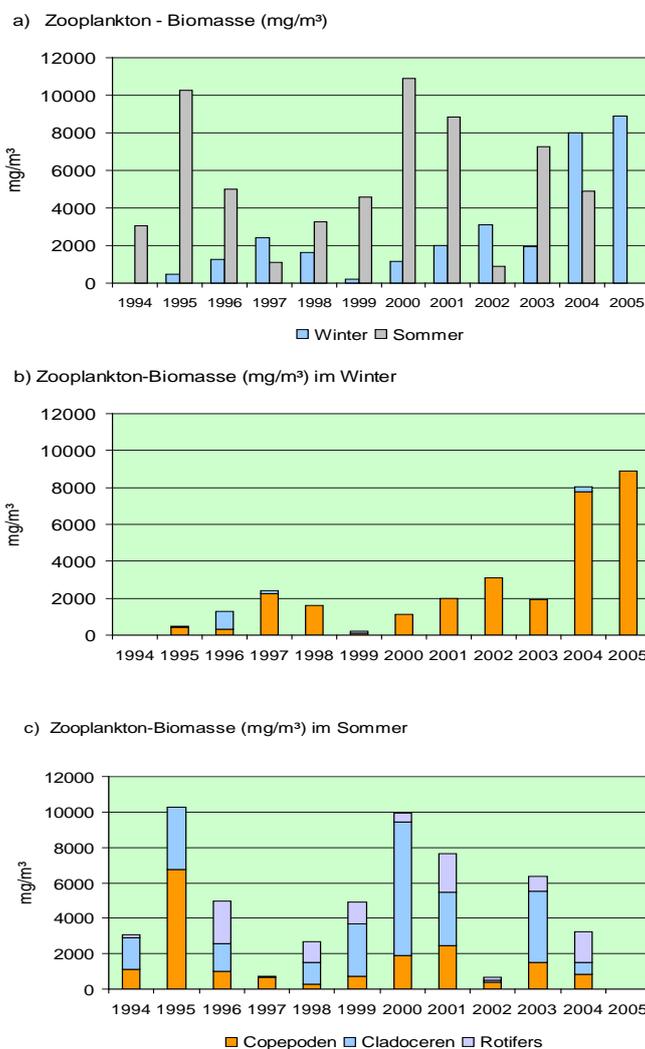


Abb. 4.4.28: Zauchensee: Zooplankton: a) Mittlere Biomasse (mg/m<sup>3</sup>), b) im Winter , c) im Sommer

Im Verlauf der jährlichen Biomassenentwicklung kann im Sommer kein Trend einer regelmäßigen Zu- oder Abnahme beobachtet werden. In den meisten Jahren überwiegt die Biomasse im Sommer, in dem

auch das bisher beobachtete Maximum von knapp 11.000 mg/m<sup>3</sup> festgestellt wurde. Zum Wintertermin erfolgte von 1999 bis 2005 ein eindeutiger Anstieg der Zooplanktonbiomasse durch die stetige Zunahme

von *Cyclops a. taticus*. Insgesamt ist die Biomasse des Zooplanktons für diesen See als hoch zu bewerten. Daraus lässt sich indirekt ableiten, dass der See auch anderweitig ausreichende Nahrungsquellen für die Fische, etwa die Bodenfauna, zur Verfügung haben muss, da das meist große Zooplankton vom Fraßdruck der Fische nicht beeinträchtigt zu sein scheint. Es ist auch denkbar, dass sich die als Nahrung anbietende *Daphnia rosea* im Sommer durch die

#### 4.4.7 Zusammenfassung

Der in einem touristisch intensiv genutzten Gebiet gelegene See wird regelmäßig im Spätwinter und im Spätsommer, also zu den jeweils für den See kritischsten Terminen limnologisch untersucht. Trotz der geringen Tiefe von 6,8 m und der starken Durchflutung bildet der See eine relativ stabile sommerliche Temperaturschichtung aus. Entsprechend der Stabilität und Dauer dieser Schichtung erfolgt mit zunehmender Tiefe eine mehr oder weniger intensive Sauerstoffzehrung, was auch für die Situation unter der Winterdecke gilt.

#### 4.4.8 Literatur zum Zauchensee

- FREUDLSPERGER H. (1936): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 76: 81 - 128
- JÄGER P., SCHABER P. (2004): Salzburger Bergseen als Ausflugsziele und Genreservate. - NaturLand Salzburg, 11, Heft 4: 33 - 35
- JÄGER P., SCHILLINGER I. (1988): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898". - Österreichs Fischerei, 41: 202 - 209

Tageswanderung in Tiefen zurückzieht, wohin ihr die Fische wegen der geringen Sauerstoffkonzentrationen nicht folgen können. Alternativ dazu ist vorstellbar, dass Bachforelle, Regenbogenforelle und Seesaibling keine vorwiegend Plankton fressenden Arten sind und der Besatz bereits in einer derartigen Größe erfolgt, dass das Zooplankton als Hauptnahrung ausscheidet.

Mit der durchschnittlichen gewichteten Gesamtposphorkonzentration von 0,036 mg/l ist See im Sommer eutroph, im Winter mit 0,017 mg/l mesotroph. Die sommerliche Algenmenge zeigt, außer im sehr heißen Sommer 2003, einen kontinuierlichen Rückgang von 2.500 mg/m<sup>3</sup> auf gegenwärtig 250 mg/m<sup>3</sup>. Das Winterplankton erreicht mengenmäßig durchschnittlich ein Zehntel des Sommerwertes.

Der Trophie entsprechend sind die Biomassen des Zooplanktons mit durchschnittlich 4,5 g/m<sup>3</sup> im Sommer und 1,6 g/m<sup>3</sup> im Winter hoch. Im Sommer dominieren Cladoceren unter Eisdecke Copepoden.

- JÄGER P., SCHILLINGER I. (2003): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Fische in Salzburgs Gewässern, Stand 1898". Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. - Land Salzburg - Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 1: 1-55, 10 Sectionen, 1 Gesamtbalt
- MÜLLER G. (1974): Salzburgs Seen XII. Zur Verkehrsgeographie der Seen Salzburgs und seiner Nachbargebiete. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 112/113: 575 - 588

## 4.5 Prebersee (Gemeinde Tamsweg)

### 4.5.1 Allgemeines

Der Prebersee liegt auf 1.544 m in einer gut ausgebildeten glazialen Schliffkehle am Südfuß des hohen Preber. Im Prebergebiet liegt eine Antiklinale von Bundschuhgneis, Hornblendegneis und festem Zweiglimmergneis vor. Südlich des kleinen Gewässers schiebt sich eine Kalkdecke mit steil nach Norden und Süden gerichteten Abbrüchen durch.

Der Prebersee ist ein dystrophes Gewässer („Braunwassersee“), das besonders im nordöstlichen und südlichen Uferbereich von ausgedehnten Moorflächen begrenzt wird. Von hier erfolgt der allochthone Huminstoffeintrag, der für die braune Färbung des Seewassers verantwortlich ist. Der im Landschaftsschutzgebiet gelegene See ist im Besitz der Österreichischen Bundesforste.

Der kleine Prebersee ist ein beliebter Badesee im Lungau (JÄGER und SCHABER 2004). Im Einzugsgebiet befinden sich großteils Wald, einige Almweiden, das Wirtshaus "Ludlalm", das "Alpengasthaus Prebersee" und einige Wochenendhäuser. Auf Grund des ungemeinen Zulaufs an Badegästen und der gleichzeitig nicht ausreichenden Versorgung mit sanitären Einrichtungen, musste 1992 aus hygienischer Sicht ein Badeverbot verhängt werden. Auch das Zertrampeln der ökologisch wertvollen Moorwiesen und der torfigen Uferabschnitte waren ein großes Problem. Seither wurden zahlreiche Maßnahmen zum Schutz des empfindlichen Ökosystems umgesetzt.

Erste limnologische Untersuchungen der Algen und des tierischen Planktons erfolgten in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts von PESTA (1924, 1935) und von KEIZ (1965). Im Rahmen einer Basisaufnahme von Kleinseen im Bundesland Salzburg durch das Paracelsus Forschungsinstitut (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1987) wurde in den Jahren 1984 bis 1986 ein intensives Untersuchungsprogramm durchgeführt. Seit 1992 wird der Prebersee fallweise im Sommer durch den Gewässerschutz des Landes Salzburg limnologisch untersucht.

Reges Interesse fand die Molluskenfauna des Sees (KLEMM 1954, SPERLING 1975) mit besonderer Berücksichtigung von *Pisidium personatum* (KUIPER 1974, 1982).

Fischereirechtsinhaber des Prebersees sind die Österreichischen Bundesforste. Neben den Salmoniden (Bachforellen, Seesaiblinge) und Elritzen lebt im See eine Edelkrebspopulation (WALLMANN 1868, WINTERSTEIGER 1985, FINGERLOS 1997, PATZNER 1998, 2003, 2004). Ende des 19. Jahrhunderts wird in der "Kollmannschen Fischereikarte Salzburgs" das Vorkommen von Bachforelle und des "Rothscherenkrebs, *Astacus fluviatilis*" erwähnt (JÄGER & SCHILLINGER 1988, 2003).



Abbildung 4.5.1: Prebersee (Quelle: <http://www.salzburg-online.at/weissenbacher/images/naturparadies.jpg>; 12.3.2008)

Eine besondere Attraktion am Prebersee ist das jährlich am letzten Augustwochenende stattfindende Preberseeschießen. Dabei wird das Spiegelbild der

Zielscheibe im See beschossen, die Kugel prallt vom Wasser ab und trifft die Zielscheibe im Hintergrund (FREUDLSPERGER 1939).

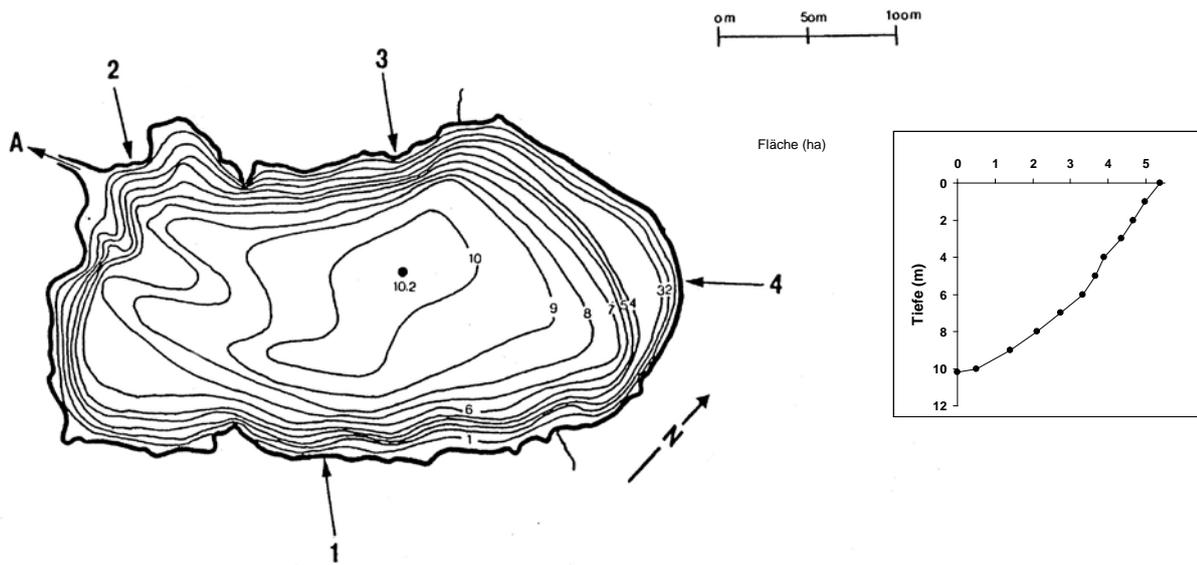


Abbildung 4.5.2: Tiefenkarte (links) und hypsographische Kurve (rechts) nach FREUDLSPERGER (1939) Echolotvermessungen im Oktober 1984 (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1987) zeigten keine Veränderungen im Tiefenprofil.



Abbildung 4.5.3: Prebersee (Quelle: SAGIS)

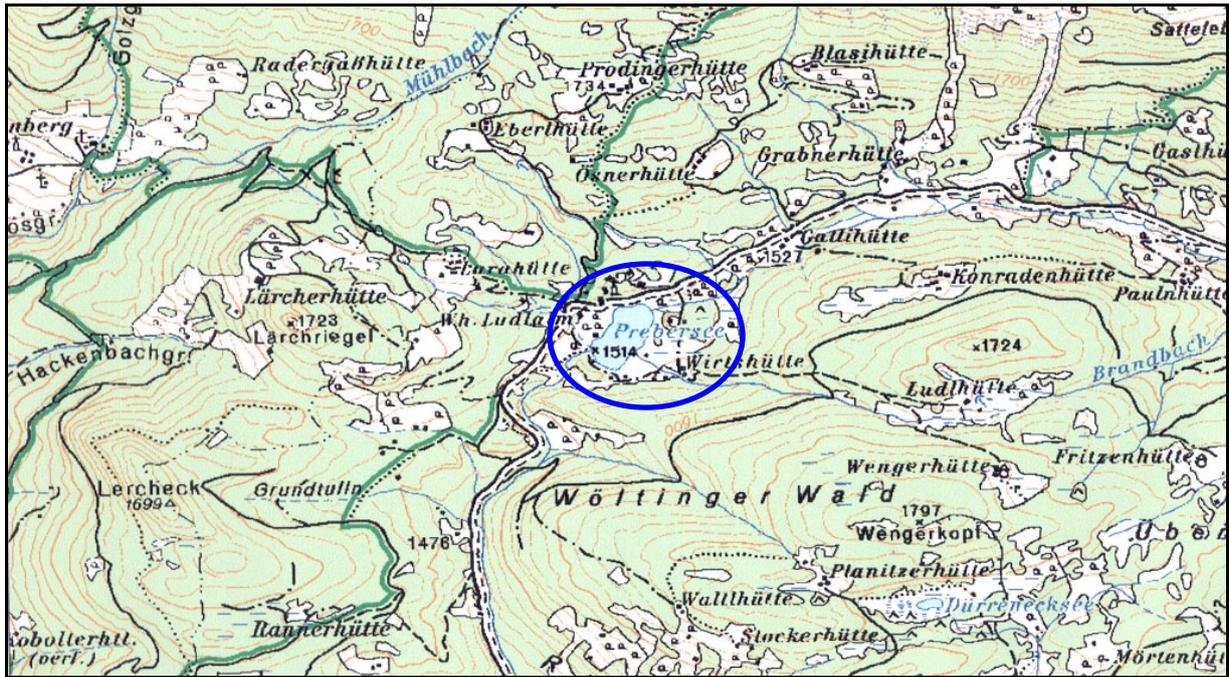


Abb. 4.5.4: Geographische Lage des Prebersees

## 4.5.2 Geografische, morphometrische und hydrologische Daten

Tabelle 4.5.1: Geografische und morphometrische Daten des Prebersees

Koordinaten im BMN	Rechtswert	m	489 650
	Hochwert	m	227 400
Geografische Länge Ost			13°51'
Geografische Breite Nord			47°11'
Höhenangabe		m ü. A.	1 514
Einzugsgebiet inkl. See	E	km <sup>2</sup>	2,213
Umgebungsfaktor	E/F	1	41,2
Seehöhe bei MW	h	m ü. A.	1 514
Seefläche bei MW	F	ha	5,37
Volumen bei MW	V	m <sup>3</sup>	338 800
Länge	l <sub>max</sub>	m	350
Breite	b <sub>max</sub>	m	180
Tiefe	z <sub>m</sub>	m	10,2
mittlere Tiefe	z <sub>mitl</sub>	m	6,3
relative Tiefe	z <sub>r</sub>	%	3,90
kritische Tiefe	z <sub>cr</sub>	m	15,2
Umfang	L	m	1 120
Uferentwicklung	D <sub>L</sub>	1	1,36

Tabelle 4.5.2: Hydrologische Angaben zum Prebersee

Wassertiefe m	Spiegelfläche m <sup>2</sup>	Inhalt m <sup>3</sup>	
		Schichten	Summen
0	53 700	0,00	0,00
1	49 700	51 200	51 200
2	46 700	47 500	98 700
3	43 400	44 800	143 500
4	38 900	40 750	184 250
5	36 500	37450	221 700
6	33 300	34 500	256 200
7	27 300	30 950	287 150
8	21 200	24 000	311 150
9	14 100	17 400	328 550
10	5 100	9 000	337 550
10,2	0	1 250	338 800

### 4.5.3 Probenahmetermine

In Tabelle 4.5.3 sind die Probenahmetermine der einzelnen Untersuchungen am Prebersee zusammengefasst. Bis auf die Jahre 1984 und 1985, die in den

Abbildungen andersfärbig dargestellt werden, erfolgten alle Untersuchungen während der sommerlichen Stagnationsphase.

Tabelle 4.5.3: Probenahmetermine am Prebersee

Chemische und physikalische Untersuchungen	Phytoplankton	Zooplankton	Zoobenthos
11.10.1984, 23.05.1985, 24.07.1986, 18.08.1992, 26.07.1993, 28.07.1994, 16.08.1995, 13.08.1996, 19.08.1997, 03.08.1998, 27.07.1999, 25.07.2000, 13.08.2001, 08.09.2002, 26.07.2004, 1.8.2005	11.10.1984, 23.05.1985 26.7.1993, 28.7.1994 16.8.1995 13.8.2001 26.7.2007	11.10.1984, 23.05.1985	13.08.2001

### 4.5.4 Zuflüsse und Abfluss

Der See hat 6 kleine Zuflüsse. Entwässert wird der Prebersee über den Preberbach, der in den Leißnitzbach und schließlich in die Mur mündet. In den fol-

genden Tabellen sind Abflussberechnungen von 1984 und 1985 (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1987) zusammengefasst.

Tabelle 4.5.4: Wasserführung (l/s) in den Zuflüssen und im Abfluss "Preberbach"

Zuflüsse	Nr. (in Abb. 4.5.2)	Herbst 1984 (l/s)	Frühjahr 1985 (l/s)
	Zufluss 1	4,02	8,57
	Zufluss 2	7,30	9,34
	Zufluss 3	2,43	5,54
	Zufluss 4	2,11	10,53
	Gesamt	15,86	33,98
Abfluss	(A)	20,63	39,82

Aus den 1984 und 1985 erhobenen Daten errechnet sich ein Jahresabfluss von  $95,3 \times 10^4 \text{ m}^3$  der gegenüber der Berechnung aus der Gebietsspende mit  $65,1 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{a}$  um 50 % zu hoch sein dürfte. Aus der Einzugsgebietsspende errechnet sich demnach ein theoretischer Austausch des Seevolumens in etwa

einem halben Jahr bzw. die theoretische Wassernerneuerung von zwei Mal pro Jahr.

In den Jahren 1984 und 1985 wurden die chemischen Parameter der Zubringer und des Preberbaches (Abfluss) erhoben. 1996 erfolgte eine neuerliche Untersuchung des Preberbaches. In Tabelle 4.5.5 sind diese Daten zusammengefasst.

Tabelle 4.5.5: Chemische und physikalische Parameter der Zuflüsse und des Preberbaches (Abfluss)

Zuflüsse	°C	pH	eL (25°C)	Ca+Mg	Alk.	Ca	Cl	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub> -Sätt.	P <sub>Gesamt</sub>	P <sub>Gelöst</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	SO <sub>4</sub>
Datum			µS/cm	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
11.10.1984														
Zufluss 1	7,2	7,30	85	0,64	0,64	0,59	0,084	10,28	105	0,006	0,002	0,083	0,030	5,8
Zufluss 2	7,4	7,55	150	1,42	1,3	1,36	1,47	10,21	105	0,001	0,001	0,095	0,045	3,5
Zufluss 3	7,4	7,25	69	0,69	0,39	0,62	1,05	10,13	104	0,018	0,012	0,065	0,036	5,5
Zufluss 4	6,9	6,65	67	0,32	0,18	0,24	1,26	9,42	96	0,002	0,002	0,034	0,039	3,9
Preberbach	8,4		105	0,9	0,71	0,78	1,05	8,33	88	0,009	0,008	0,050	0,091	5,1
23.05.1985														
Zufluss 1	5,6	6,95	87	0,57	0,35	0,5	0,38	10,5	103	0,008	0,002	0,113	0,035	7,2
Zufluss 2	6,2	7,26	132	10,3	1,1	0,82	0,38	9,83	98	0,005	0,001	0,68	0,033	2,0
Zufluss 3	6	7,42	97	0,64	0,5	0,56	0,80	10,24	102	0,001	0,001	0,95	0,034	4,7
Zufluss 4	7,1	6,35	51	0,21	0,11	0,16	0,42	9,51	97	0,007	0,003	0,42	0,042	3,0
Preberbach	4,4	7,70	86	0,90	0,52	0,58	0,70	10,44	100	0,009	0,004	0,101	0,016	4,6
13.8.1996														
Preberbach	10,0	6,94	61	0,61	0,56	0,46	0,62			0,050	0,006	0,072	0,028	3,1

In den 80er-Jahren ließ sich eine geringe Belastung des Einzugsgebietes erkennen. Lediglich der Zubringer 3, welcher entlang der Jausenstation „Ludlalm“ fließt, wies im Herbst 1984 einen erhöhten Phosphorgehalt auf. Der Preberbach wies 1996 mit

0,050 mg Phosphor pro Liter gegenüber 1985 und 1986, als die Konzentration nur 0,009 mg betrug, eine deutlich erhöhte Phosphorkonzentration auf.

## 4.5.5 Physikalische und chemische Messdaten

### 4.5.5.1 Sichttiefe

Die Sichttiefe des Prebersees ist für einen „Braunwassersee“ als sehr hoch einzustufen. Als Extremwert fällt die hohe Durchsichtigkeit von 1994 mit 4,6 m

auf; das Minimum betrug 2 m im Sommer 2001. Der Durchschnitt liegt bei 2,7 m. Abbildung 4.5.5 zeigt die gemessenen Werte seit 1984.

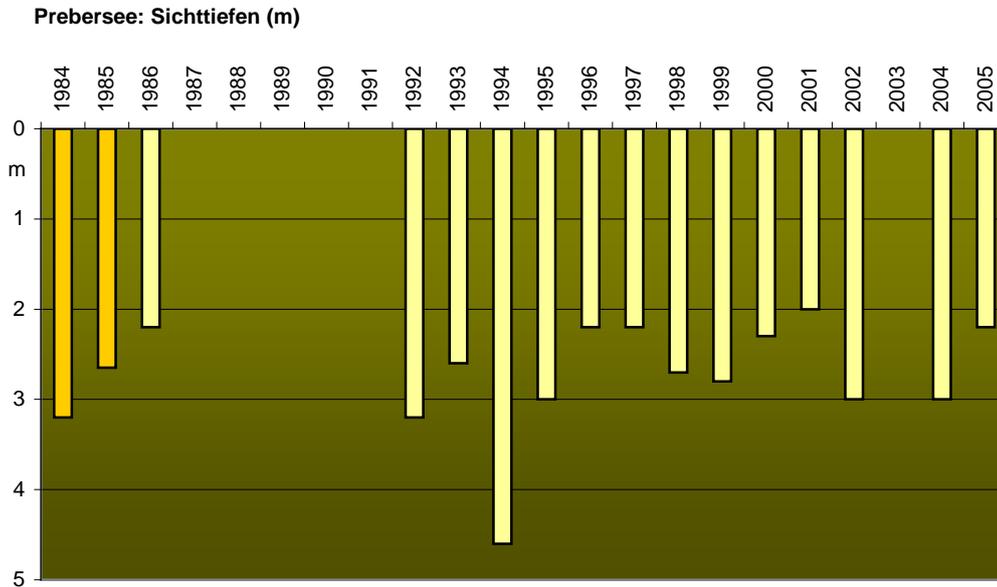


Abbildung 4.5.5: Sichttiefe (m) im Prebersees

### 4.5.5.2 Temperatur

Die Untersuchungen der Jahre 1984/1985 weisen nach, dass der See sowohl im Herbst als auch im Frühling eine Volldurchmischungsphase aufweist. Im Sommer ist der See meist thermisch streng geschichtet. Am Höhepunkt der sommerlichen Schichtungsphase reicht die durchmischte warme Oberflächen-

wasserschicht bis in 3 m Tiefe. Die Temperatursprungschicht ist ebenfalls 3 m mächtig. Der unterhalb von 6 m Tiefe liegende kalte Tiefenwasserkörper erwärmt sich auf rund 5°C (Abb. 4.5.6). Mit bis zu 20 °C Oberflächentemperatur erreicht der Prebersee angenehme Badetemperaturen.

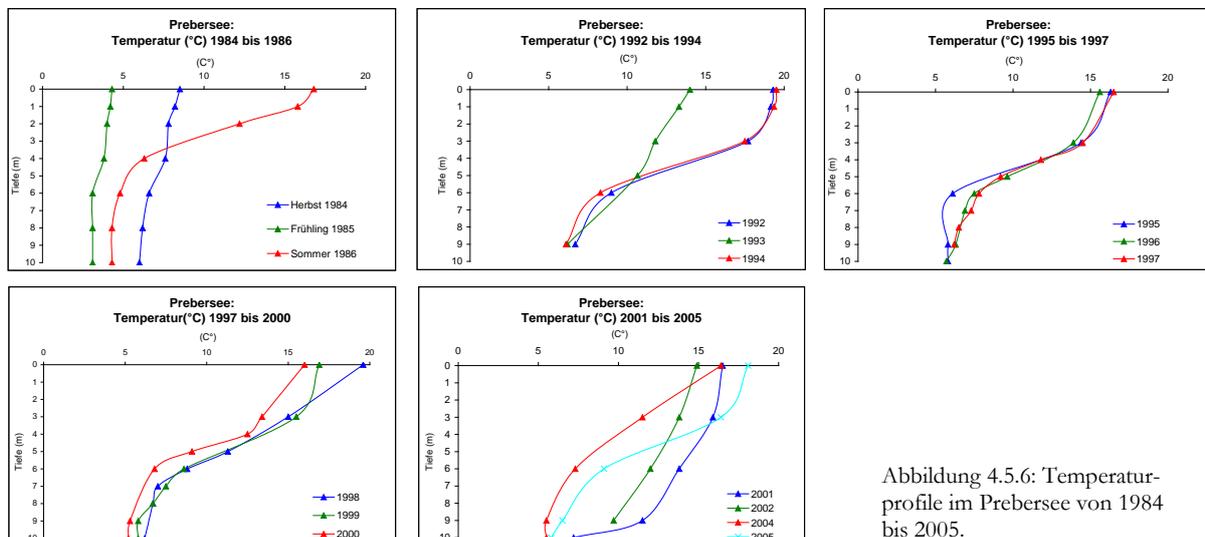


Abbildung 4.5.6: Temperaturprofile im Prebersee von 1984 bis 2005.

### 4.5.5.3 pH-Wert

Der Prebersee liegt als dystrophes Gewässer in einem relativ niedrigen pH-Bereich. Die Werte bewegen sich meist zwischen einem schwach alkalischen bis schwach sauren Bereich (Abbildung 4.5.7), wobei doch eine erhebliche Schwankungsbreite auftritt.

In der oberflächennahen Schicht wurden pH-Werte zwischen 7,13 und 8,26 gemessen. Zum Grund hin nimmt der pH-Wert ab. Der niedrigste Wert wurde 2005 mit pH 6,45 in 3 m Tiefe gemessen.

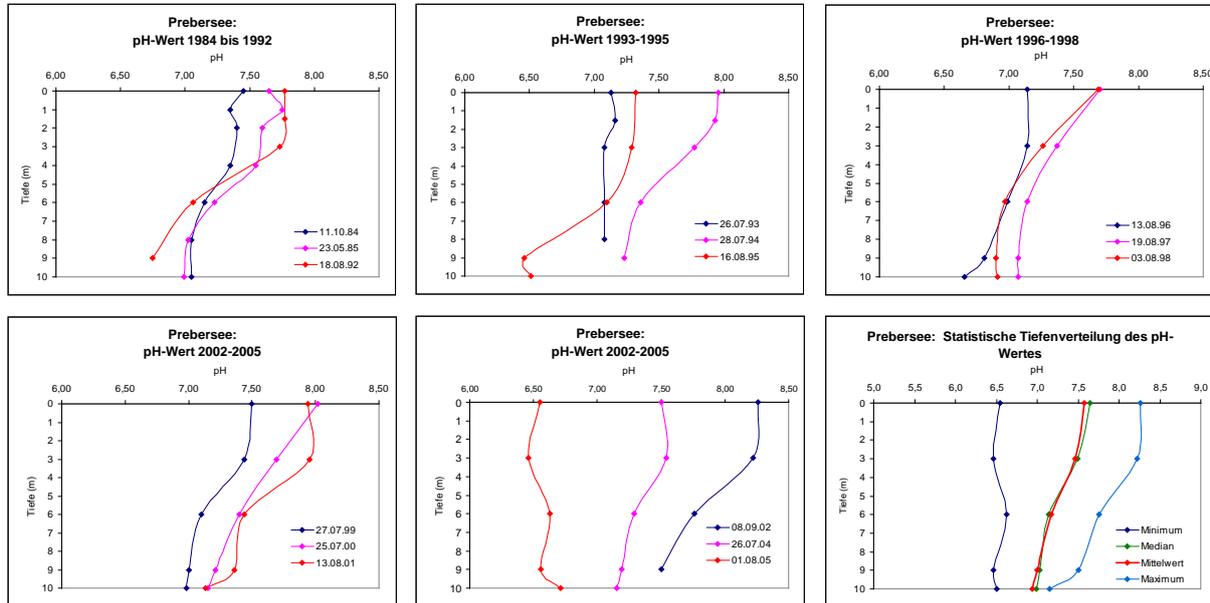


Abbildung 4.5.7: pH-Wert im Prebersee und statistische Tiefenverteilung für mehr als 10 Messdaten pro Tiefenstufe (letzte Grafik)

### 4.5.5.4 Elektrische Leitfähigkeit

Wie für einen im Kristallin gelegenen und von einem Moor umgebenen See typisch, ist die elektrische Leitfähigkeit verhältnismäßig niedrig. In der Zeitreihe ab 1984 schwankten die Messwerte in der oberflächennahen Schicht bis 3 m im Mittel um 94  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ab zirka 4 m Wassertiefe nimmt die Leitfähigkeit zu. Über Grund wurden Werte um 179  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen. Die

höchste Leitfähigkeit über Grund war 2004 mit 204  $\mu\text{S}/\text{cm}$  zu verzeichnen. In Abbildung 4.5.8 sind die Tiefenprofile der einzelnen Messreihen dargestellt. Die letzte Graphik zeigt die Tiefenverteilung des Mittelwertes, des Medians sowie der Maxima und Minima.

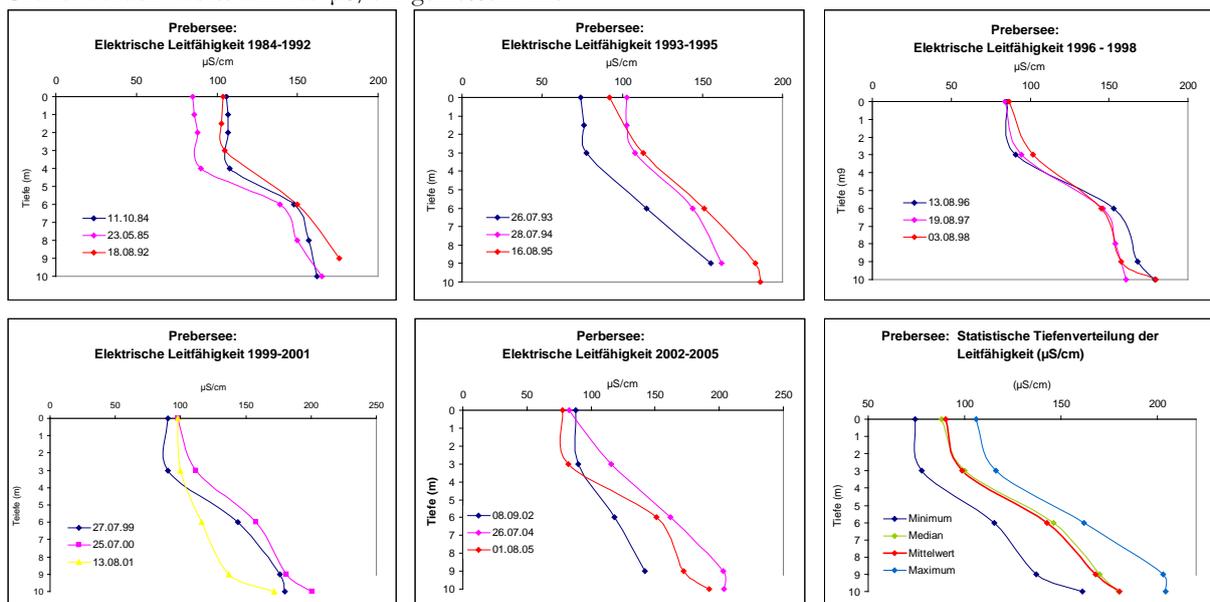


Abbildung 4.5.8: Elektrische Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 25°C) im Prebersee und statistische Tiefenverteilung für mehr als 10 Messdaten pro Tiefenstufe (letzte Grafik)

#### 4.5.5.5 Sauerstoff

Der Oberflächenbereich bis etwa 3 m Wassertiefe war an allen Untersuchungsterminen entsprechend gut mit Sauerstoff versorgt. Meist war eine geringe Untersättigung zu verzeichnen, manchmal tritt aber auch eine Übersättigung auf (max 1985<sub>1 m Tiefe</sub>: 125 %; s. Abb. 4.5.10). Sowohl im ungeschichteten als auch im sommerlich geschichteten Wasserkörper beginnt die rasche Abnahme der Sauerstoffkonzentration ab etwa 3 m. Bereits zwischen 4 m und 5 m Wassertiefe ist die für Fische kritische Konzentration von 4 mg/l erreicht. Ab 8 m kann der Sauerstoff vollständig gezehrt sein. Obwohl die Temperaturen im Herbst und Frühling 1984/85 eine Durchmischung des Wasserkörpers anzeigten, reichte diese offensichtlich

nicht aus, um den gesamten Wasserkörper für längere Zeit ausreichend mit Sauerstoff anzureichern. In den Jahren 2001 und 2002 kam es zu einer überdurchschnittlich geringen Sauerstoffzehrung. Das Jahr 2004 zeigte jedoch wieder das gleiche Bild wie in den Jahren zuvor. Der Grund für dieses vollkommen natürliche Verhalten ist der hohe Anteil an Huminstoffen im See, die diese starke Sauerstoffzehrung verursachen. In den Abbildungen 4.5.9 und 4.5.10 sind die Sauerstoffkonzentrationen und die Sauerstoffsättigung der jeweiligen Untersuchungstermine dargestellt. Die jeweils letzte Graphik zeigt die Tiefenverteilung des Mittelwertes, des Medians sowie der Maxima und Minima.

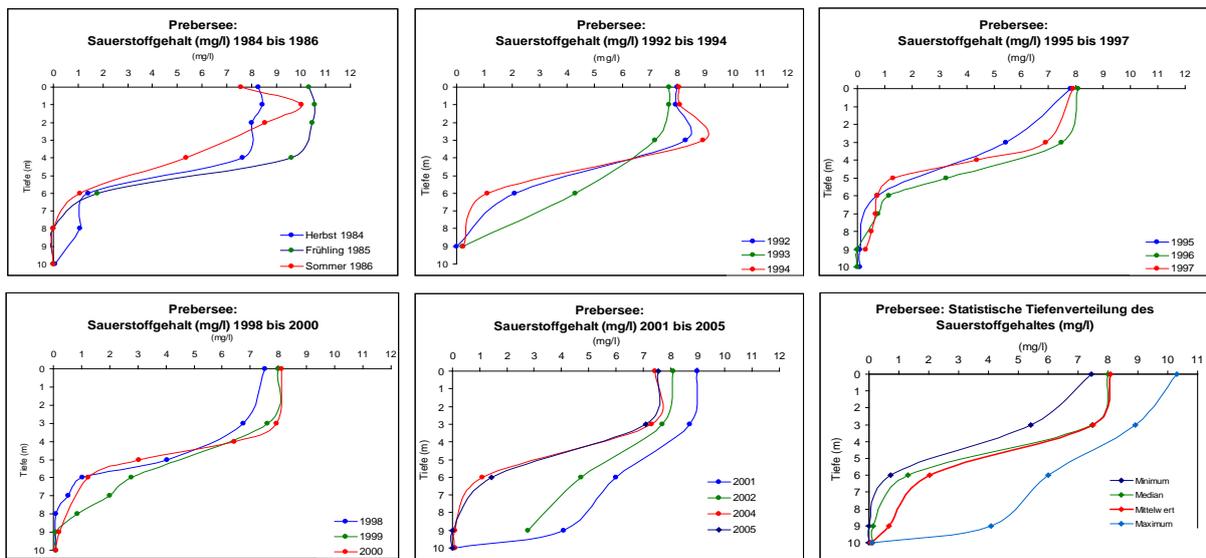


Abbildung 4.5.9: Sauerstoff-Konzentration (mg/l) im Prebersee und statistische Tiefenverteilung für mehr als 10 Messdaten pro Tiefenstufe (letzte Grafik)

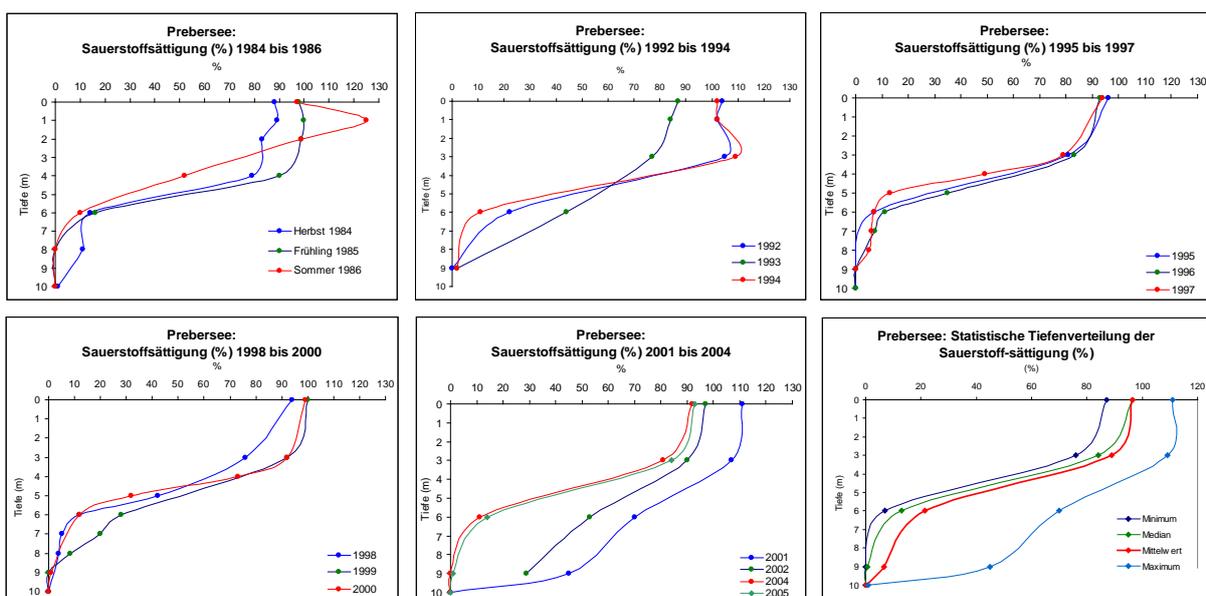


Abbildung 4.5.10: Sauerstoffsättigung (%) im Prebersee und statistische Tiefenverteilung für mehr als 10 Messdaten pro Tiefenstufe (letzte Grafik)

#### 4.5.5.6 Gesamtphosphor

Abbildung 4.5.11 zeigt das mittlere Tiefenprofil sowie maximale und minimale Konzentrationen des Gesamtphosphors im Prebersee. Generell nimmt die Gesamtphosphorkonzentration ab einer Tiefe von zirka 6 m zum Grund hin stark zu, da er wegen der geringen Sauerstoffkonzentrationen und des geringen Kalkgehaltes nicht ausgefällt werden kann. Der bisher höchste Messwert über Grund wurde mit

0,058 mg/l 1998 erreicht. 2000 bis 2005 schwankten die Messwerte über Grund zwischen 0,054 mg/l und 0,057 mg/l.

In der Oberflächenschicht bis 3 m wurden in den letzten Jahren (seit 2000) im Durchschnitt Gesamtphosphorwerte um 0,009 mg/l gemessen. Zwischen 2000 und 2004 schwankte dieser Wert von 0,007 mg/l bis 0,021 mg/l.

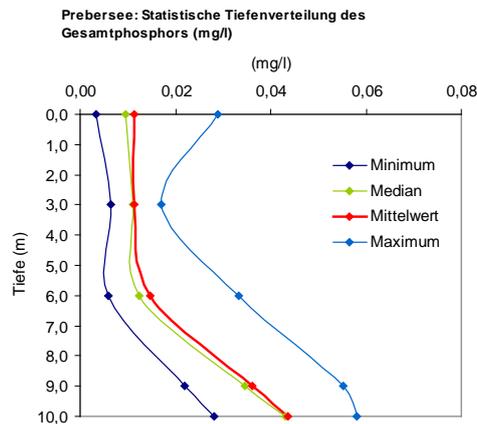


Abbildung 4.5.11: Statistische Tiefenverteilung des Gesamtphosphors im Prebersee im Zeitraum 1982 bis 2005

Abbildung 4.5.12 zeigt die volumsbezogenen mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen im Prebersee. In der kontinuierlichen Untersuchungsreihe seit 1992 schwankten die Werte zwischen 0,025 mg/l und 0,009 mg/l. Die beiden Extremwerte der 80er Jahre (1984: 0,032 mg/l; 1985: 0,008 mg/l) waren aber keine Sommeruntersuchungen und sind somit kaum mit den anderen Daten zu vergleichen. Besonders

hohe Werte fallen 1996 mit 0,024 mg/l und 1998 mit 0,025 mg/l auf. Von 1999 an (0,010 mg/l) ist ein Anstieg der Gesamtphosphorkonzentrationen feststellbar.

Bezogen auf die Phosphorkonzentrationen ist der Prebersee als mesotroph einzustufen, was auch seinem Referenzzustand entspricht

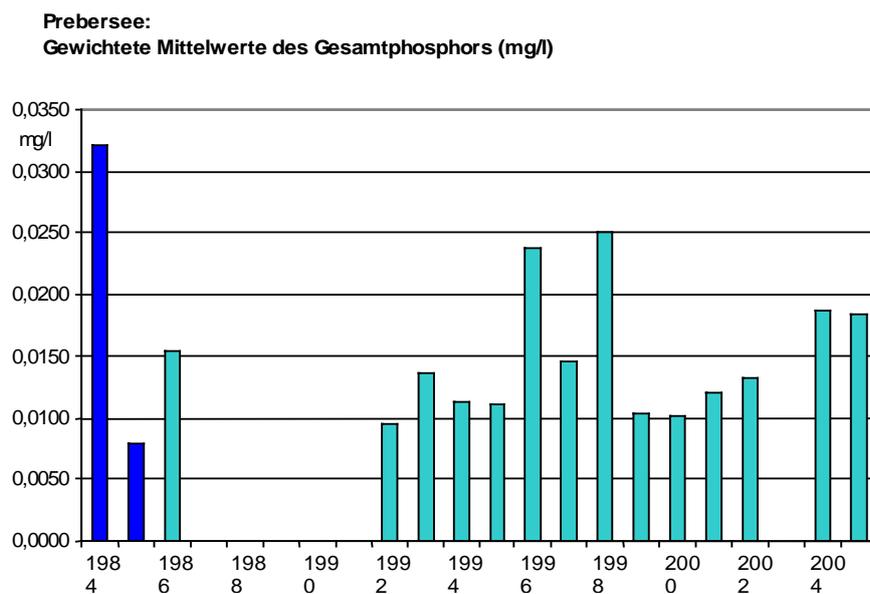


Abbildung 4.5.12: Gewichtete Mittelwerte des Gesamtphosphors (mg/l) im Prebersee

#### 4.5.5.7 Gelöster Phosphor

Abbildung 4.5.13 ist das Tiefenprofil des Mittelwertes sowie der maximalen und minimalen Konzentrationen des gelösten Phosphors dargestellt.

Die im Durchschnitt geringen Konzentrationen weisen im Tiefenverlauf nur geringe Unterschiede auf.

Die höchsten über Grund-Werte wurden im Sommer 2000 mit 0,023 mg/l gemessen.

Seit dem Jahr 2000I schwankt die Konzentration in der Wasserschicht bis 3 m zwischen 0,003 mg/l und 0,009 mg/l.

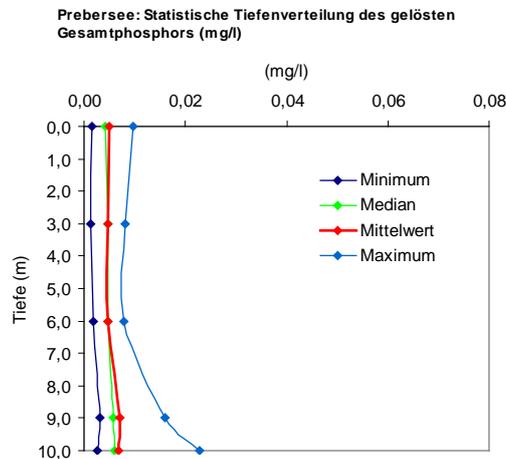


Abbildung 4.5.13: Statistische Tiefenverteilung des gelösten Gesamtphosphors im Prebersee im Zeitraum 1982 bis 2005

In der Abbildung 4.5.14 sind die gewichteten mittleren Konzentrationen des gelösten Phosphors im Prebersee dargestellt. In der Messreihe seit 1992 sind geringe Schwankungen um 0,005 mg/l zu verzeichnen. Der hohe Mittelwert der Herbstuntersuchung

von 1984 beruht wieder auf der hohen Phosphorkonzentration von 0,061 mg/l in 4 m Tiefe. In den letzten Jahren schwankten die Werte zwischen 0,004 mg/l bis 0,008 mg/l.

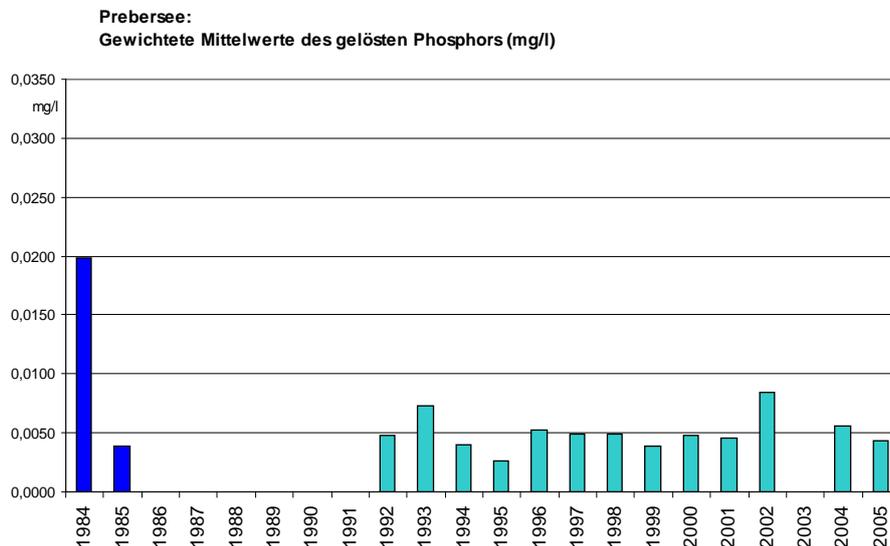


Abbildung 4.5.14: Gewichtete Mittelwerte des gelösten Gesamtphosphors (mg/l) im Prebersee

#### 4.5.5.8 Nitrat-Stickstoff

In Braunwasserseen ist Stickstoff meistens der das Algenwachstum begrenzende Faktor, während in den meisten anderen Seen der Phosphor der Minimumsstoff ist.

Da Stickstoff leicht aus dem Boden auswaschbar ist und daher die Menge niederschlagskorreliert ist, können im Prebersee erhebliche Schwankungen der Konzentrationen beobachtet werden.

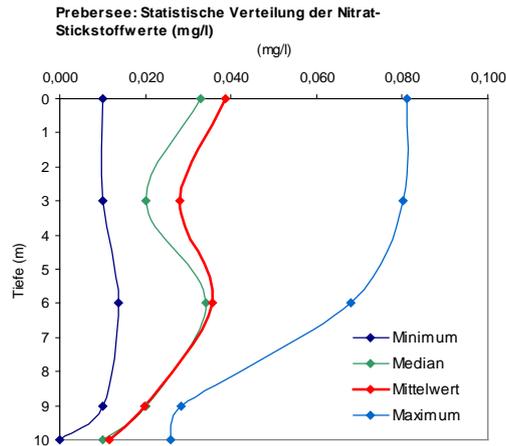


Abbildung 4.5.15: Statistische Tiefenverteilung des Nitrat-Stickstoffs im Prebersee im Zeitraum 1982 bis 2005

In Abbildung 4.5.15 ist das Tiefenprofil des Mittelwertes sowie der maximalen und minimalen Konzentrationen des Nitrat-Stickstoffs dargestellt. In der Oberflächenschicht fällt eine leichte Reduktion durch das Phytoplankton auf. Parallel zur Sauerstoffzehrung, nimmt die Nitrat-Stickstoff-Konzentration ab zirka 6 m Wassertiefe kontinuierlich ab. Die höchsten gemessenen Werte in der Oberflächenschicht wurden 1993 mit 0,080 mg/l erreicht.

Die gewichteten mittleren Nitratstickstoffkonzentrationen des Prebersees sind in Abbildung 4.5.16 dargestellt. Sie sind generell niedrig und zeigen einen variablen Ablauf im Untersuchungszeitraum. 1993 wurde die bisher höchste mittlere Konzentration von 0,067 mg/l erreicht, das Minimum von 0,007 mg/l wurde 2001 gemessen. Im Übrigen Zeitraum sind die gewichteten Mittelwerte relativ variabel.

**Prebersee:  
Mittelwerte der Nitrat-Stickstoff Konzentrationen (mg/l)**

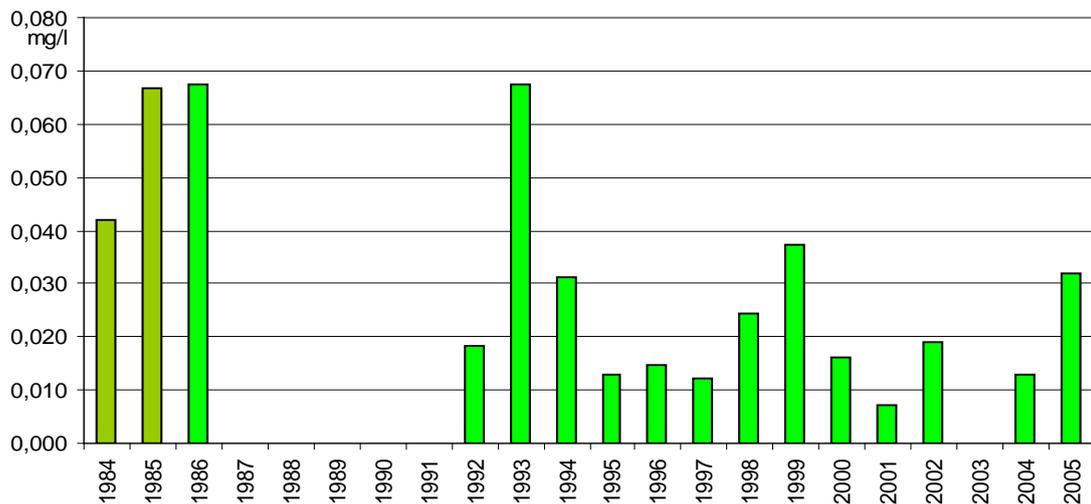


Abbildung 4.5.16: Gewichtete Mittelwerte der Nitratstickstoffkonzentrationen (mg/l) im Prebersee

#### 4.5.5.9 Ammonium-Stickstoff

Das gemittelte Ammonium-Stickstoff Tiefenprofil mit Minima, Maxima und Median ist in Abbildung 4.5.17 dargestellt. Durch die Sauerstoffzehrung steigen die Ammoniumwerte ab zirka 6 m Wassertiefe

sehr rasch an. Im Schnitt konnten seit 1992 über Grund-Werte um 0,477 mg/l gemessen werden. Die höchste Ammonium-Stickstoff Konzentration wurde im Jahr 1984 mit 0,91 mg/l über Grund erreicht.

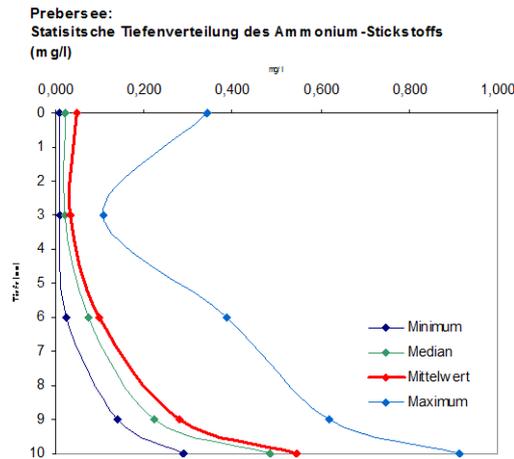


Abbildung 4.5.17: Statistische Tiefenverteilung des Ammonium-Stickstoffs im Prebersee im Zeitraum 1982 bis 2005

In der durchmischten Oberflächenschicht traten seit 1992 im Mittel Ammonium-Stickstoff-Werte um 0,023 mg/l auf. Seit 2000 schwankten hier die Konzentrationen zwischen 0,039 mg/l und 0,010 mg/l. Das Jahr 1998 fällt aus diesen mittleren Werten jedoch völlig heraus. Im Sommer 1998 waren die Ammoniumkonzentrationen in allen Tiefenstufen erhöht und in 0,5 m Tiefe wurde ein Extremwert von

0,341 mg/l gemessen.

Abbildung 4.5.18 zeigt das gewichtete Mittel der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen. Wenn man vom Extremjahr 1998 mit 0,193 mg/l absieht, schwankten seit 1992 die Konzentrationen im Mittel um 0,058 mg/l. Ab der Untersuchung im Jahr 2000 ergaben sich mittlere Konzentrationen von 0,033 bis 0,073 mg/l.

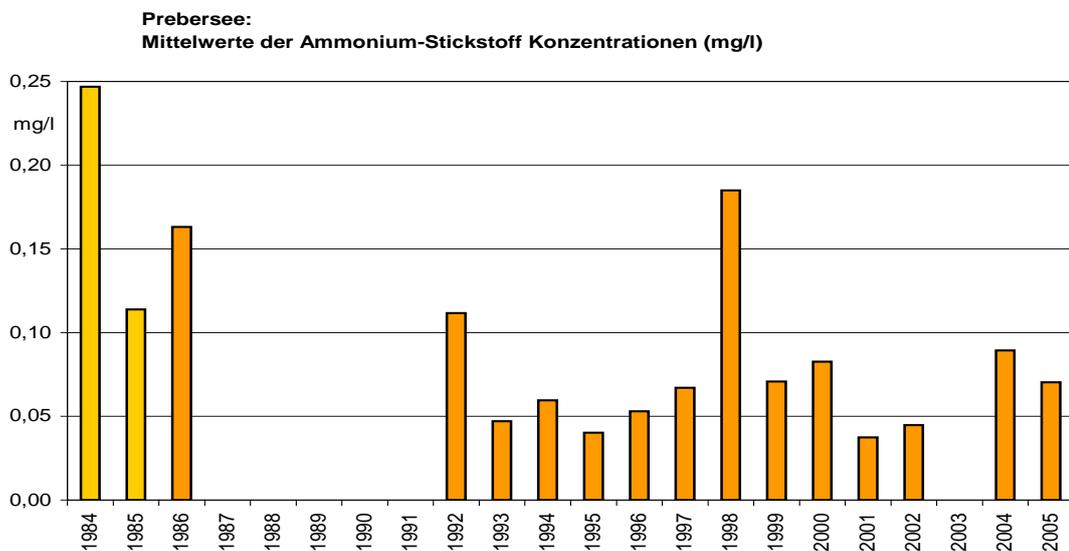


Abbildung 4.5.18: Gewichtete Mittelwerte der Ammonium-Stickstoff Konzentrationen (mg/l) im Prebersee

#### 4.5.5.10 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Ein wesentlicher Faktor im Prebersee ist der gelöste organische Kohlenstoff, der aus den umgebenden Mooren eingebracht wird. Viele Braunwasserseen sind nährstoffarm und produzieren deshalb wenig Phytoplankton, das als Futter für das Zooplankton dient. Trotzdem ist die Menge des Zooplanktons in solchen Gewässern oft erstaunlich hoch, was der geringen Phytoplanktonproduktion nicht entspreche, da sich die Tiere, vor allem filtrierende Arten, auch

von ungeformter organischer Substanz ernähren können. Im Prebersee ist die Zooplanktonbiomasse jedoch relativ gering, da Cladoceren und Diptomiden als relativ große Partikel von Fischen als Nahrung bevorzugt werden und deshalb nie in größerer Menge auftreten können.

Huminstoffe geben dem See die typische gelbbraune Färbung. Die eingetragenen organischen Substanzen sind auch für die starke Sauerstoffzehrung im Gewäs-

ser verantwortlich, die während der sommerlichen Stagnationsperiode bis zur vollständigen Zehrung in größeren Seetiefen führt.

Im Prebersee reichen die Konzentrationen von 2,2 bis 6,5 mg/l, wobei gegen die Tiefe der Gehalt abnimmt. Der durchschnittliche Gehalt lag bei 3,5 mg/l (Abb. 4.5.19) und ist damit mit den Konzentrationen

im Seewaldsee, ebenfalls einem Braunwassersee, vergleichbar. Vergleichsweise erreichen die DOC Konzentrationen im hochgelegenen Unteren Landschitzsee Werte um 0,8 mg/l oder im eutrophen Großegelsee bis 14,5 mg/l.

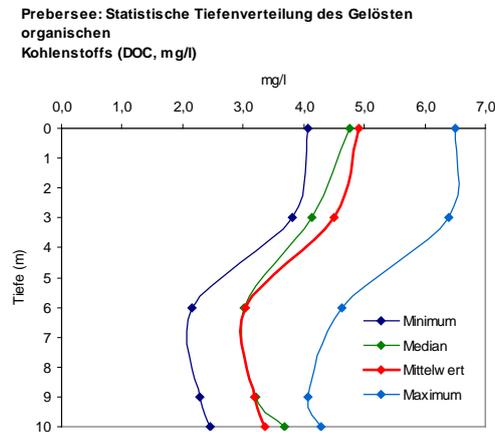


Abbildung 4.5.19: Statistische Tiefenverteilung des gelösten organischen Kohlenstoffs im Prebersee

#### 4.5.5.11 Ionenbilanzen

In Tabelle 4.5.6 sind die Daten für die Ionenbilanzen von 1984 bis 2005 zusammengefasst. Die Alkalinität nimmt zum Grund hin zu ist aber generell gering. Das Minimum lag bei 0,48 mval/l, das Maximum bei 1,88 mval/l. Die niedrigen Kalziumkonzentrationen von 9 bis 30 mg/l und Magnesiumwerte bei 1,8 bis 3,8 mg/l weisen darauf hin, dass es sich um ein sehr weiches Wasser handelt. Die Natrium- und Kaliumkonzentrationen schwanken im Mittel um 1,4 mg/l und nehmen zum Grund hin zu. Maximal wurden hier 1,9 mg/l Natrium und 2,4 mg/l Kalium gemessen.

Der Chloridwert ist niedrig und steigt geringfügig

zum Grund hin an. 1994 zeigten sich etwas erhöhte Konzentrationen um 4,4 mg/l. Normalerweise pendelt der Wert um 1,2 mg/l.

Das Gewässer ist verhältnismäßig sulfatarm. Im Verlauf der Zeitreihe seit 1994 ist eine Abnahme der Sulfatkonzentrationen zu erkennen. Konnten zwischen 1984 und 1993 an der Oberfläche noch Werte um 5,3 mg/l gemessen werden, so sanken die Werte seit 1994 auf im Mittel 2,6 mg/l ab.

Der Nitrit-Stickstoff lag nie über der Nachweisgrenze von 0,005 mg/l.

Tabelle 4.5.6: Tabellen der Ionenbilanzen im Prebersee 1984 bis 2005

1984

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,00		0,71	0,83			0,010	0,010	0,050		0,098	0,86	6,20		
1,00		0,73	0,84			0,008	0,008	0,052		0,105	1,19	3,80		
2,00		0,72	0,78			0,008	0,007	0,047		0,102	1,19	4,30		
4,00		0,73	0,92			0,101	0,061	0,050		0,114	1,25	4,70		
6,00		1,10	1,12			0,013	0,006	0,026		0,388	1,40	2,70		
8,00		1,20	1,18			0,027	0,010	0,024		0,611	1,40	2,50		
Grund		1,30	1,32			0,033	0,008	0,008		0,914	1,47	0,30		

1985

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5		0,48	0,57			0,0033	0,0039	0,081		0,0183	0,69	5,00		
1,0		0,52	0,56			0,0045	0,0058	0,092		0,0215	0,73	4,40		
2,0		0,50	0,60			0,0042	0,0039	0,079		0,0202	0,70	4,80		
4,0		0,80	0,70			0,0069	0,0024	0,076		0,0347	0,76	4,10		
6,0		1,30	0,82			0,0118	0,0019	0,049		0,1800	0,80	2,10		
8,0		1,40	0,85			0,0172	0,0069	0,011		0,3910	0,80	0,00		
Grund		1,45	0,90			0,0281	0,0069	0,004		0,4880	0,82	0,00		

1986

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5						0,0117		0,0680		0,0354				
1,0						0,0175		0,0610		0,0365				
2,0						0,0146		0,0700		0,0348				
4,0						0,0117		0,0950		0,0587				
6,0						0,0127		0,0680		0,2100				
8,0						0,0282		0,0210		0,6000				
Grund						0,0370		0,0160		0,6850				

1992

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	1,11	0,90	0,82	1,29	1,17	0,0074	0,0043	0,021		0,0596	4,29	4,60	0,0793	KATIONEN
1,5	1,01	0,88	0,82	1,23	1,18	0,0083	0,0036	0,020		0,0675	4,03	4,60	0,0043	KATIONEN
3,0	1,03	0,90	0,82	1,22	1,20	0,0079	0,0032	0,020		0,0798	4,29	4,60	-0,0030	ANIONEN
6,0	1,46	1,36	1,21	1,45	1,45	0,0060	0,0046	0,014		0,0883	4,16	5,00	-0,0212	ANIONEN
9,0	1,61	1,58	1,41	1,59	1,56	0,0308	0,0115	0,019		0,3730	4,42	4,60	-0,0813	ANIONEN

1993

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,72	0,64	0,70	0,90	1,41	0,0132	0,0071	0,080		0,0204	2,31	5,40	-0,0223	ANIONEN
1,5	0,76	0,64	0,62	1,03	1,70	0,0122	0,0071	0,076		0,0193	2,04	5,44	0,0375	KATIONEN
3,0	0,75	0,66	0,55	1,17	1,82	0,0132	0,0078	0,080		0,0193	2,11	5,40	0,0155	KATIONEN
6,0	1,09	1,04	0,86	1,52	2,14	0,0129	0,0078	0,059		0,0374	2,24	5,08	0,0019	KATIONEN
8,0	1,46	1,44	1,16	1,85	2,36	0,0252	0,0056	0,028		0,2121	2,11	3,67	0,0249	KATIONEN

1994

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	1,02	0,84	0,81	1,27	1,33	0,0061	0,0033	0,032	n.n.	0,0208	1,39	3,06	0,1664	KATIONEN
1,5	1,03	0,84	0,84	1,21	1,18	0,0140	0,0033	0,035	n.n.	0,0239	1,04	3,02	0,1806	KATIONEN
3,0	1,04	0,90	0,87	1,27	1,23	0,0070	0,0033	0,030	n.n.	0,0219	1,07	3,10	0,1320	KATIONEN
6,0	1,44	1,24	1,15	1,38	1,51	0,0106	0,0042	0,031	n.n.	0,0712	0,95	3,19	0,2055	KATIONEN
9,0	1,55	1,40	1,27	1,54	1,62	0,0308	0,0073	0,026	n.n.	0,2208	0,99	2,69	0,1745	KATIONEN

1995

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,87	0,83	0,68	1,20	1,00	0,0095	0,0017	0,011	n.n.	0,0180	0,61	2,81	0,0422	KATIONEN
3,0	1,06	1,02	0,84	1,20	1,20	0,0073	0,0012	0,010	n.n.	0,0210	0,81	3,20	0,0335	KATIONEN
6,0	1,44	1,40	1,17	1,50	1,50	0,0076	0,0060	0,020	0,0050	0,0800	0,81	3,14	0,0555	KATIONEN
9,0	1,59	1,51	1,29	1,60	1,50	0,0420	0,0057	0,000	n.n.	0,3200	0,81	2,03	0,1228	KATIONEN
10,0	1,57	1,52	1,28	1,70	1,50	0,0420	0,0028	0,010	n.n.	0,3300	0,82	2,01	0,0974	KATIONEN

1996

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,83	0,81	0,63	1,20	1,10	0,0290	0,0041	0,010	0,0050	0,0180	0,69	2,64	0,0259	KATIONEN
3	0,88	0,86	0,68	1,20	1,10	0,0170	0,0077	0,010	0,0050	0,0220	0,71	2,76	0,0229	KATIONEN
6	1,54	1,48	1,20	1,60	1,50	0,0320	0,0035	0,034	0,0050	0,0770	0,95	3,11	0,0764	KATIONEN
9	0,69	1,60	1,32	1,80	1,60	0,0480	0,0042	0,010	0,0050	0,1400	1,03	2,42	-0,8702	ANIONEN
10	1,70	1,62	0,46	1,80	1,60	0,0520	0,0032	0,010	0,0050	0,2900	1,04	2,16	0,1249	KATIONEN

1997

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,77	0,80	0,60	1,10	0,92	0,0100	0,0049	0,011	0,0050	0,0360	0,74	2,36	-0,0286	ANIONEN
3,0	0,88	0,91	0,70	1,10	0,95	0,0100	0,0053	0,010	0,0050	0,0210	1,39	2,92	-0,0578	ANIONEN
6,0	1,38	1,42	1,14	1,50	1,30	0,0170	0,0051	0,018	0,0050	0,0470	0,78	2,66	-0,0189	ANIONEN
8,0	1,45	1,52	1,19	1,80	1,30	0,0330	0,0035	0,014	0,0050	0,2400	1,20	3,37	-0,0624	ANIONEN
Grund	1,51	1,69	1,24	1,90	1,30	0,0360	0,0061	0,00	0,0000	0,4100	1,43	2,68	-0,1602	ANIONEN

1998

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,82	0,87	0,64	1,1	1,0	0,0203	0,0056	0,023	0,005	0,3409	1,21	2,86	-0,0702	ANIONEN
3	0,97	1,03	0,78	1,2	1,1	0,0151	0,0047	0,020	0,005	0,1066	1,32	3,16	-0,0827	ANIONEN
6	1,40	1,48	1,15	1,6	1,4	0,0332	0,0051	0,034	0,005	0,1139	1,61	3,33	-0,0893	ANIONEN
9	1,53	1,59	1,25	1,6	1,5	0,0552	0,004	0,020	0,005	0,2243	1,60	2,92	-0,0579	ANIONEN
10	1,61	1,72	1,33	1,6	1,5	0,058	0,006	0,020	0,005	0,6262	1,67	2,17	-0,0943	ANIONEN

1999

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,78	0,88	0,65	1,20	0,93	0,0072	0,0039	0,034	0,0050	0,0170	0,55	1,90	-0,0791	ANIONEN
3,0	0,78	0,90	0,65	1,20	0,96	0,0074	0,0040	0,040	0,0050	0,0360	2,10	3,04	-0,1658	ANIONEN
6,0	1,31	1,43	1,08	1,60	1,40	0,0078	0,0043	0,042	0,0050	0,0540	1,20	3,44	-0,1200	ANIONEN
9,0	1,54	1,66	1,28	1,70	1,50	0,0406	0,0032	0,025	0,0050	0,3800	1,30	2,83	-0,1032	ANIONEN
10,0	1,57	1,73	1,30	1,80	1,50	0,0396	0,0029	0,026	0,0050	0,4300	1,40	2,76	-0,1403	ANIONEN

2000

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,87	0,99	0,71	1,4	1,0	0,0065	0,0026	0,16	0,005	0,022	1,64	3,22	-0,1468	ANIONEN
3	1,03	1,09	0,83	1,3	1,1	0,0065	0,0029	0,16	0,005	0,025	1,70	3,43	-0,0947	ANIONEN
6	1,47	1,54	1,22	1,6	1,5	0,0084	0,0024	0,16	0,005	0,05	1,88	3,72	-0,0925	ANIONEN
9	1,66	1,80	1,38	1,9	1,5	0,0382	0,016	0,16	0,005	0,32	1,98	3,22	-0,1418	ANIONEN
9,6	1,72	1,88	1,44	1,9	1,6	0,0535	0,0228	0,16	0,005	0,74	1,88	2,82	-0,1481	ANIONEN

2001

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,77	0,79	0,72	1,2	0,88	0,0086	0,0042	0,07	0,002	0,012	1,5	3,1	-0,0521	ANIONEN
3	0,80	0,81	0,75	1,1	0,88	0,012	0,0049	0,07	0,002	0,011	1,4	3,4	-0,0499	ANIONEN
6	0,91	0,99	0,89	1,2	1,0	0,011	0,0043	0,07	0,002	0,025	1,5	3,4	-0,1153	ANIONEN
9	1,26	1,14	1,08	1,3	1,1	0,022	0,0042	0,07	0,002	0,17	1,5	3,0	0,0999	KATIONEN
9,7	1,53	1,43	1,37	1,5	1,3	0,044	0,0066	0,07	0,002	0,38	1,6	2,6	0,0993	KATIONEN

2002

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,84	0,86	0,64	1,1	0,99	0,011	0,0088	0,02	0,013	0,015	0,53	1,9	-0,0013	ANIONEN
3	0,85	0,91	0,66	1,1	0,99	0,011	0,0081	0,02	0,013	0,020	0,55	1,9	-0,0419	ANIONEN
6	1,16	1,20	0,90	1,3	1,2	0,013	0,0075	0,02	0,013	0,041	0,68	2,0	-0,0136	ANIONEN
9	1,36	1,48	1,10	1,4	1,3	0,029	0,011	0,01	0,013	0,19	0,62	1,7	-0,0787	ANIONEN

2004

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,82	0,74	0,64	1,1	0,88	0,0090	0,0045	0,013	0,005	0,010	0,80	2,4	0,0778	KATIONEN
3,0	1,1	1,1	0,91	1,3	1,2	0,0150	0,0051	0,013	0,005	0,010	1,1	2,8	-0,0021	ANIONEN
6,0	1,6	1,6	1,31	1,6	1,6	0,0260	0,0064	0,013	0,005	0,030	1,2	2,9	0,0163	KATIONEN
9,0	1,8	1,8	1,47	1,7	1,6	0,0420	0,0074	0,013	0,005	0,62	1,3	2,0	0,0366	KATIONEN
9,5	1,8	1,8	1,48	1,8	1,7	0,0440	0,0072	0,013	0,005	0,76	1,2	2,0	0,0463	KATIONEN

2005

Tiefe	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz	Mehrheit
m	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	0,77	0,66	0,61	1,1	0,96	0,0210	0,0051	0,042	0,003	0,039	0,96	2,6	0,1003	KATIONEN
3	0,82	0,72	0,65	1	0,98	0,0170	0,0045	0,034	0,003	0,025	0,83	2,6	0,0898	KATIONEN
6	1,5	1,4	1,25	1,5	1,5	0,0120	0,0039	0,034	0,005	0,085	1,2	3	0,1106	KATIONEN
9	1,7	1,6	1,42	1,7	1,6	0,0290	0,0036	0,010	0,003	0,2	1,3	2,7	0,1346	KATIONEN
9,5	1,8	1,8	1,49	1,7	1,6	0,0570	0,0034	0,010	0,003	0,48	1,3	2,2	0,0641	KATIONEN

## 4.5.6 Biologische Parameter

### 4.5.6.1 Phytoplankton

Insgesamt wurden bisher im Prebersee 62 Arten nachgewiesen. Am häufigsten waren Chlorophyceen (Grünalgen) mit 20 Arten, gefolgt von Cyanobakterien (Blaualgen), Chrysophyceen (Goldalgen) und

Cryptophyceen mit jeweils 9 Arten sowie Dinophyceen (Panzergeißelalgen) und Bacillariophyceen (Kieselalgen) mit je 6 Arten (Tab. 4.5.7).

Tabelle 4.5.7: Artenliste des Phytoplanktons

<p>CYANOBACTERIA (Blaualgen)</p> <p>cf. <i>Aphanothece</i>  <i>Chroococcus limneticus</i>  <i>Coelosphaerium nägeli</i>  <i>Lyngbya</i> cf. <i>limnetica</i>  <i>Merismopedia punctata</i>  <i>Microcystis</i> sp.  <i>Oscillatoria planctonica</i>  <i>O. splendida</i>  <i>Planktothrix</i> [<i>Oscillatoria</i>] <i>rubescens</i></p> <p>CHLOROPHYCEAE (Grünalgen)</p> <p><i>Ankistrodesmus lacustris</i>  <i>Botryococcus braunii</i>  <i>Chlorogonium</i> sp.  <i>Chodatella quadriseta</i>  <i>Crucigenia tetrapedia</i>  <i>Dictyosphaerium</i> sp.  <i>Didymocystis</i> sp.  <i>Elakatothrix</i> cf. <i>generensis</i>  <i>Kirchneriella contorta</i>  <i>Nephrocystium</i> sp.  <i>Oocystis</i> sp.  <i>Quadrigula</i> cf. <i>pfitzeri</i>  <i>Q.</i> sp.  <i>Scenedesmus obliquus</i>  <i>S. obtusus</i>  <i>S. opoltensis</i>  <i>S. quadricauda</i>  <i>Sphaerocystis schroeteri</i>  <i>Tetraedron caudatum</i>  <i>T. muticum</i></p> <p>CHRYSOPHYCEAE (Goldalgen)</p> <p><i>Chromulina</i> sp.  <i>Dinobryon divergens</i>  <i>Dinobryon</i> sp.  <i>Kephyron</i> sp.</p>	<p>CHRYSOPHYCEAE (Goldalgen) Fortsetzung</p> <p><i>Mallomonas akrokomos</i>  <i>M. caudata</i>  <i>M.</i> sp.  <i>Ochromonas</i> sp.  <i>Uroglena</i> sp.</p> <p>EUGLEONOPHYCEAE (Augenflagellaten)</p> <p><i>Englena acus</i>  <i>Englena</i> sp.  <i>Trachelomonas volvocina</i></p> <p>CRYPTOPHYCEAE (Kryptoflagellaten)</p> <p>cf. <i>Cryptomonadina</i> indet.  <i>Cryptomonas erosa</i>  <i>C. marsonii</i>  <i>C. obovata</i>  <i>C. ovata</i>  <i>C.</i> kl.sp.  <i>C.</i> sp.  <i>Rhodomonas minuta</i>  <i>Rh.</i> sp.</p> <p>DINOPHYCEAE (Panzerflagellaten)</p> <p><i>Ceratium hirundinella</i>  <i>Glenodinium</i> sp.  <i>Gymnodinium uberrimum</i>  <i>Gymnodinium</i> kl.sp.  <i>Peridinium</i> gr.sp.  <i>Peridinium</i> kl.sp.</p> <p>BACILLARIOPHYCEAE (Kieselalgen)</p> <p><i>Cyclotella bodanica</i>  <i>C.</i> cf. <i>comensis</i>  <i>C. comta</i>  <i>C. comensis</i>  <i>Cyclotella</i> sp.  <i>Synedra</i> sp. (<i>affinis, nana</i>)</p>
--	---

Die niedrigste Biomasse von 90 mg/m<sup>3</sup> wurde im Spätherbst 1984 beobachtet. Es dominierte die zentrische Kieselalge *Cyclotella bodanica* mit rund 60 % der Biomasse. Grünalgen erreichten einen Anteil von 22 %. Im Frühjahr 1984 in der euphotischen Zone Goldalgen mit 40 % der Biomasse am häufigsten, wobei vor allem eine *Mallomonas*-Art überwog, gefolgt von Kieselalgen mit 23 % mit einer pennaten Vertreterin der Gattung *Synedra* und Cryptophyceen mit 21,5 %. *Cryptomonas ovata* war die häufigste Art. In der darunter liegenden Wasserschicht überwogen Cryptophyceen mit 93,4 % Biomasseanteil. Blaualgen waren selten und fehlten im Frühjahr 1985 generell. Das Phytoplankton der Jahre 1993 bis 2004 sind Sommerproben und daher jahreszeitlich gesehen vergleichbar. Sowohl die Biomasse als auch die artenmäßige Zusammensetzung wiesen an diesen Ter-

minen eine große Variabilität auf. Ein eindeutiger Trend von Zu- oder Abnahme konnte aus den stichprobenartigen Untersuchungen nicht abgeleitet werden. Die Biomasse schwankte zwischen 380 mg/m<sup>3</sup> im Sommer 1995 und 1.260 mg/m<sup>3</sup> im Jahr 2001 (Abbildung 4.5.20).

Im Sommer 1993 und 1994 wurde der Mittelwert des Algenplanktons von *Lyngbya* cf. *limnetica*, einer fädigen Blaualge dominiert, die sich bevorzugt in den tieferen Wasserschichten aufhält. 1993 betrug der Anteil 75 und im Folgejahr 40 % der Gesamtbiomasse. Im Sommer 1996 wurde die Hauptmasse des Algenplanktons von *Ceratium hirundinella*, einer großen Panzergeißelalge verursacht.

Im August 2001, als mit 1.260 mg/m<sup>3</sup> das Biomassenmaximum beobachtet wurde, bildeten Grünalgen mit 58 % den Hauptanteil der Biomasse, wobei *Qua-*

*drigula cf. pfitzeri* überwog, gefolgt von der Kieselalge *Cyclotella comta* mit 39 % der Biomasse. Ein anderes Bild bot der Sommer 2004, als Chrysochyteen mit 80

% der Biomasse dominierten. Am häufigsten war die Art *Mallomonas candata*, die alleine 75 % der Gesamtbiomasse bestritt.

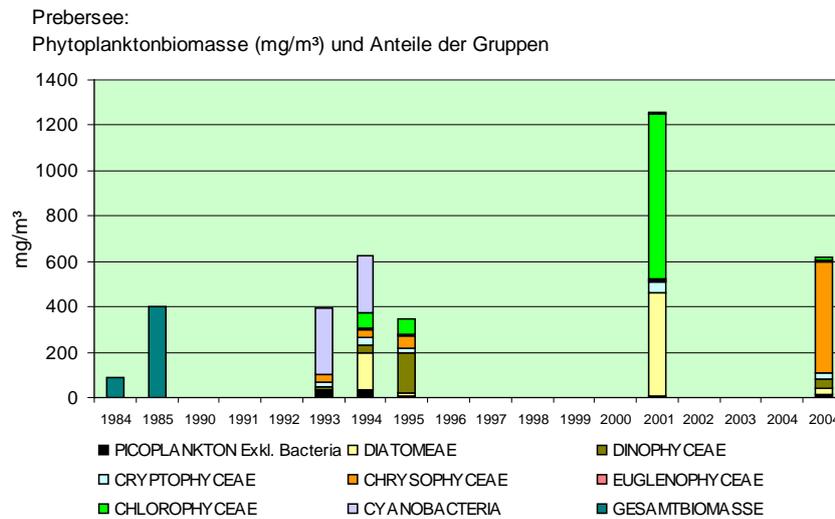


Abbildung 4.5.20: Phytoplankton im Prebersee: Biomasseanteile der Großgruppen (mg/m<sup>3</sup>)

#### 4.5.6.2 Zooplankton

Das Zooplankton des Prebersees war in den Untersuchungen von 1984/85 relativ artenarm. Es wurden nur 10 Rotatorien- und zwei Crustaceenarten nachgewiesen werden (Tabelle 4.5.8).

Unter den Rotatorien dominierten *Kellicottia longispina* und *Polyarthra dolichoptera*. Im Herbst trat *Keratella cochlearis* in der Unterart „*macracantha*“ auf, was besonders für kalte oligotrophe Seen typisch ist (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1987). In einer früheren Untersuchung wurden *Filinia longiseta*, *F. maior* (= *F. terminalis*), *Polyarthra platyptera* (*P. remata*?), *Conochilus unicornis*, *C. natans* und *Collotheca mutabilis* nachgewiesen (KEIZ 1965).

An Kleinkrebsen traten 1984/85 *Daphnia rosea* und *Acanthdiaptomus denticornis* auf. FREUDLSPERGER (1939) berichtet von *Daphnia longispina*, (ist wahrscheinlich *D. rosea*), *Diaphnosoma brachyurum* und dem benthischen Kleinkrebs *Acroperus harpae*.

In der Biomasse dominierte im Herbst 1984 die Cladocere *Daphnia rosea* und im Frühling der Copepode *Acanthdiaptomus denticornis*, den bereits PESTA (1924, 1935) erwähnte. Generell war die Zooplanktonbiomasse als niedrig einzustufen; sie erreichte sowohl im Herbst als auch im Frühling nur 0,9 mg/l (Abbildung 4.5.21).

Tabelle 4.5.8: Artenliste des Zooplanktons im Herbst 1984 und Frühjahr 1985

Artenliste	Herbst 1984	Frühjahr 1985
ROTIFERA (Rädertiere)		
<i>Ascomorpha ecaudis</i>		x
<i>Asplanchna prionota</i>	x	x
<i>Conochilus unicornis</i>		x
<i>Kellicottia longispina</i>	x	x
<i>Keratella cochlearis macracantha</i>	x	
<i>Keratella hiemalis</i>	x	x
<i>Keratella quadrata</i>	x	x
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	x	x
<i>Synchaeta pectinata</i>		x
<i>Synchaeta tremula</i>		x
CRUSTACEA (Schwebekrebse)		
Cladoceren		
<i>Daphnia rosea</i>	x	x
Copepoda/Calanoidea		
<i>Acanthdiaptomus denticornis</i>	x	x

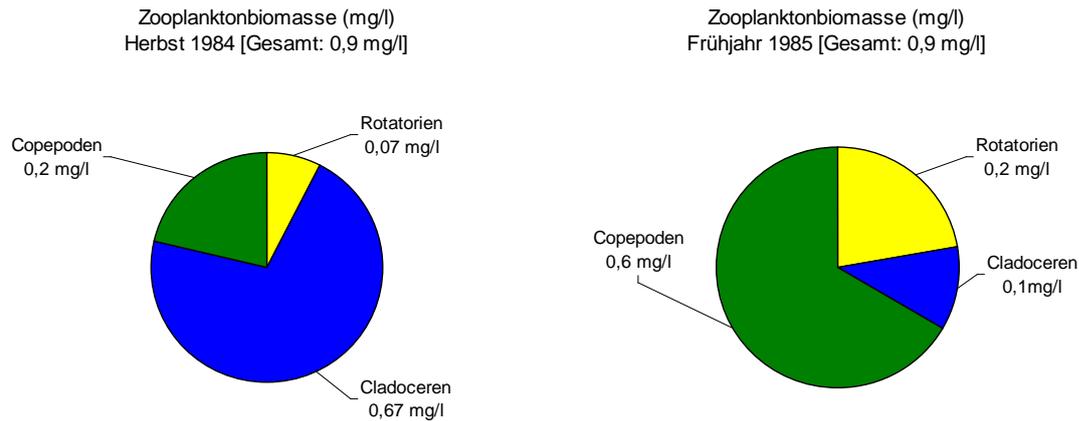


Abbildung 4.5.21: Zooplankton im Prebersee (mg/l), Biomassenverteilung im Herbst 1984 und Frühjahr 1985

#### 4.5.6.3 Zoobenthos

Aus dem Prebersee wurden insgesamt 3 Benthosproben (0,5 m, 3 m und 8 m) eines Entnahmeterrains bearbeitet (LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ 2002). In Tabelle 4.5.9 ist die Artenliste der benthischen Evertibraten zusammengefasst. Insgesamt konnten 22 verschiedene Arten nachgewiesen wer-

den. Tabelle 4.5.10 gibt für die drei Größenfraktionen die Originalzählraten (Individuen pro Probe) und die Individuenzahlen der einzelnen Taxa wider. Für die Großgruppen sind zudem die Gesamtabundanz und die Biomasse (in Trocken- und Frischmasse) aufgelistet (Tabelle 4.5.11).

Tabelle 4.5.9: Artenliste der benthischen Evertibraten im Prebersee 2001

Artenliste	Sommer 2001
OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER)	
Naididae	
<i>Nais variabilis</i> PIGUET	x
Tubificidae	
Tubificidae gen. sp. juv.	x
<i>Limnodrilus</i> sp. juv.	x
OSTRACODA (MUSCHELKREBSE)	
Cypridoidea	
Candonidae	
<i>Candona candida</i> Sars	x
Cyprididae	
<i>Cypria exculpta</i> (FISCHER)	x
<i>Cypria ophthalmica</i> (JURINE)	x
Cytheroidea	
Cytheroidea gen. sp. juv.	x
COPEPODA (RUDERFÜßER)	
Harpacticoida	
Canthocamptidae	
Canthocamptidae gen. sp. (Copepodid-Stadium)	x
<i>Aithyaella wierzejski</i> (MRÁZEK)	x
Calanoida	
Calanoidae	
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i> (WIERZEJSKI) [planktisch]	x
Cyclopoida	
Cyclopoida gen. sp. (Copepodid-Stadium)	x
Cyclopidae	
<i>Eucyclops serrulatus</i> (FISCHER)	x
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (FISCHER)	x
ANOMOPODA	
Chydoridae	

Artenliste	Sommer 2001
<i>Alona quadrangularis</i> (MÜLLER)	x
<i>Biapertura affinis</i> (LEYDIG)	x
<i>Camplocercus rectirostris</i> SCHOEDLER	x
<i>Pleuroxus uncinatus</i> (JURINE)	x
DIPTERA (ZWEIFLÜGLER)	
Chironomidae	
Tanypodinae	
<i>Procladius</i> sp. A	x
<i>Procladius</i> sp. juv.	x
Orthocladinae	
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (WALKER)	x
Chironominae – Chironomini	
<i>Chironomus</i> sp.	x
Chironominae – Tanytarsini	
<i>Cladotanytarsus mancus</i> gr.	x

Tabelle 4.5.10: Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten aus dem Prebersee

Tiefenstufe	Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten aus dem Prebersee									Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]									
	0.5 m			3 m			8 m			0.5 m			3 m			8 m			
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	
OLIGOCHAETA										943	0	0	1258	2516	0	0	0	0	0
Naididae										314	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nais variabilis</i>	1									314	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae										629	0	0	1258	2516	0	0	0	0	0
<i>Limnodrilus</i> sp. juv.	2									629	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae gen. sp. juv.				4	4					0	0	0	1258	2516	0	0	0	0	0
OSTRACODA										0	9439	0	0	35850	1258	0	0	0	0
Candonidae										0	1258	0	0	1887	0	0	0	0	0
<i>Candona candida</i>	2			3						0	1258	0	0	1887	0	0	0	0	0
Cyprididae										0	8176	0	0	33963	0	0	0	0	0
<i>Cypria exsculpta</i>	1									0	629	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cypria ophthalmica</i>	11			48	1					0	6918	0	0	30189	1258	0	0	0	0
<i>Cypria</i> sp. juv.				5						0	0	0	0	3145	0	0	0	0	0
Cypridoidea gen. sp	1									0	629	0	0	0	0	0	0	0	0
Cytheroidea gen. sp. juv.				1						0	0	0	0	629	0	0	0	0	0
HARPACTICOIDA										0	629	0	0	0	0	0	0	0	314
Canthocamptidae										0	629	0	0	0	0	0	0	0	314
<i>Attheyella wierzejski</i>	1									0	629	0	0	0	0	0	0	0	0
Canthocamptidae gen. sp. Cop.							1			0	0	0	0	0	0	0	0	0	314
CALANOIDA										0	0	0	0	0	0	0	0	0	314
Diaptomidae										0	0	0	0	0	0	0	0	0	314
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>							1			0	0	0	0	0	0	0	0	0	314
CYCLOPOIDA										0	2516	0	0	1887	0	0	0	0	6918
Cyclopidae										0	2516	0	0	1887	0	0	0	0	6918
Cyclopoida gen.sp. Cop.	1									0	629	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclops</i> sp. Cop.							22			0	0	0	0	0	0	0	0	0	6918
<i>Encyclops serrulatus</i>				2						0	0	0	0	1258	0	0	0	0	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	3			1						0	1887	0	0	629	0	0	0	0	0

Tiefenstufe	Zählraten [Ind. pro Probe]									Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]								
	0.5 m			3 m			8 m			0.5 m			3 m			8 m		
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
ANOMOPODA										0	6290	0	0	12579	2516	0	0	0
Chydoridae										0	6290	0	0	12579	2516	0	0	0
<i>Alona quadrangularis</i>					4	2				0	0	0	0	2516	2516	0	0	0
<i>Biapertura affinis</i>		6			7					0	3774	0	0	4403	0	0	0	0
<i>Camptocercus rectirostris</i>		3								0	1887	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pleuroxus uncinatus</i>		1			9					0	629	0	0	5660	0	0	0	0
DIPTERA										314	629	0	1258	629	0	0	0	0
Chironomidae										314	629	0	1258	629	0	0	0	0
<i>Procladius</i> sp. A		1			1					314	0	0	314	0	0	0	0	0
<i>Procladius</i> sp. juv.					1					0	0	0	0	629	0	0	0	0
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>					2					0	0	0	629	0	0	0	0	0
<i>Chironomus</i> sp.					1					0	0	0	314	0	0	0	0	0
<i>Cladotanytarsus mancus</i> gr.		1			1					0	629	0	0	629	0	0	0	0

Tabelle 4.5.11: Gesamtabundanz und Biomasse (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertebraten (excl. Calanoida) aus dem Prebersee 2001

Tiefenstufe	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]		
	0.5 m	3 m	8 m	0.5 m	3 m	8 m	0.5 m	3 m	8 m
Oligochaeta	943	3.774	0	193	532	0	1.159	3.190	0
Ostracoda	9.434	37.107	0	47	186	0	283	1.113	0
Harpacticoida	629	0	314	1	0	1	8	0	4
Cyclopoida	2.516	1.887	6.918	9	17	24	54	104	142
Anomopoda	6.289	15.094	0	9	23	0	57	136	0
Chironomidae	943	2.516	0	2.209	6.845	0	13.253	41.072	0
Summe	20.755	60.377	7.233	2.469	7.603	24	14.813	45.615	146

Im Prebersee dominierte in allen Tiefenstufen zahlenmäßig die Größenfraktion 0,2 mm bis 1 mm. Die Individuendichten von 7.233 Ind/m<sup>2</sup> bis 60.377 Ind/m<sup>2</sup> und auch die Biomassen waren eher niedrig. Sie lagen zwischen 146 mg fw/m<sup>2</sup> und 45.615 mg fw/m<sup>2</sup>. Bezüglich der Abundanz waren in den seichteren Probestellen Ostracoden und

Anomopoden zahlreich vertreten. Die Biomasse wurde aber größtenteils von den Chironomiden gestellt. Bedingt durch die anoxischen Bedingungen ist die Tiefenfauna mit 3 Taxa sehr artenarm. Es konnten nur einige cyclopoide und harpacticoidale Copepoden nachgewiesen werden (Abbildung 4.5.22).

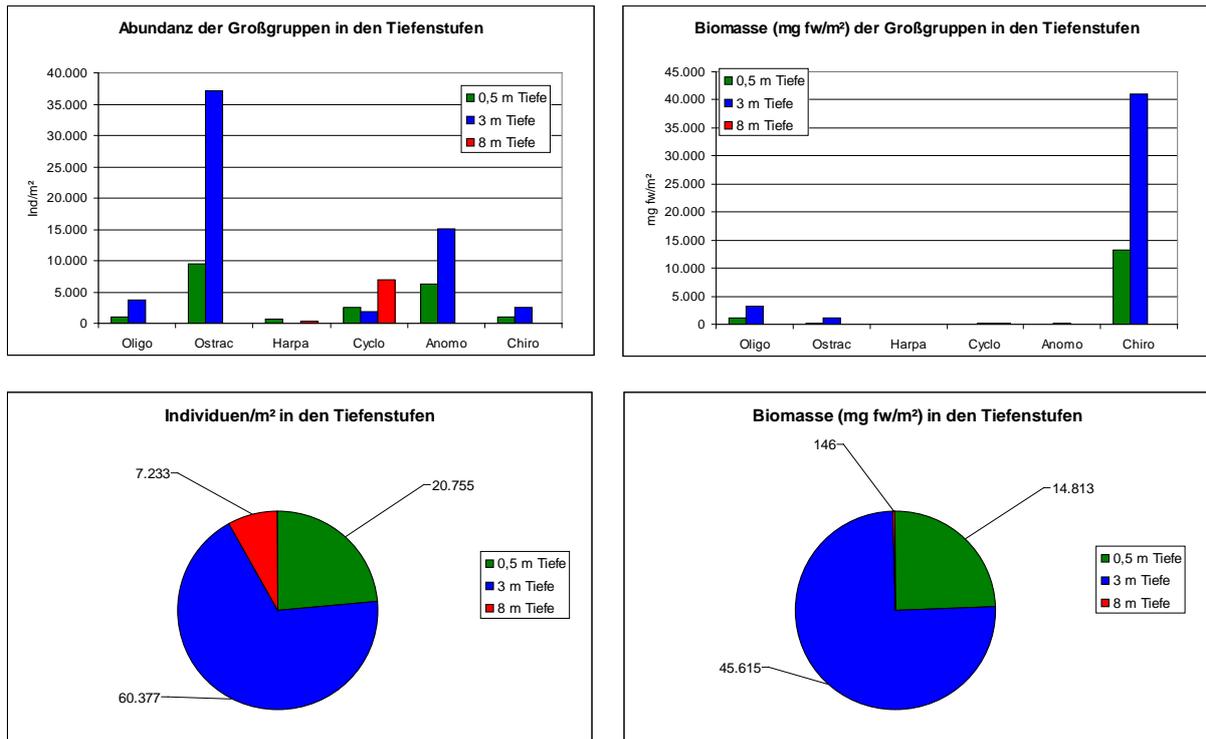


Abbildung 4.5.22: Abundanzen und Biomassen der benthischen Evertebraten im Prebersee 2001

#### 4.5.6.4 Mollusken

Da der Prebersee ein beliebtes Badeziel ist, wurde die Molluskenfauna aufgenommen, weil Schnecken ein Zwischenwirt für Saugwürmer sind, deren Zerkarien die Badedermatitis auslösen können (LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ 2001). Es wurden jedoch

keine Zwischenwirtsschnecken nachgewiesen (Tabelle 4.5.12). Im Schwingrasen der Nordseite wurde vereinzelt bis massenhaft Erbsenmuscheln der Gattung *Pisidium* sp. angetroffen.

Tabelle 4.5.12: Molluskenfunde im Prebersee

Molluskenfunde		
Art	Individuendichte	Fundort
<i>Pisidium</i> sp.	vereinzelt bis massenhaft	vor allem im Schwingrasen der Nordseite

#### 4.5.7 Zusammenfassung

Der 5,37 ha große Prebersee ist ein dystropher „Braunwassersee“. Das intensive Untersuchungsprogramm von 1984 bis 1986 zeigte eine Frühjahrs- und Herbstvolldurchmischung des Gewässers an. Im Sommer bildet sich unterhalb von 3 m Tiefe eine ausgeprägte Temperatur-Sprungschicht aus. Die Oberflächenschicht bleibt während des Sommers gut mit Sauerstoff versorgt, darunter nimmt der Sauerstoff wegen der großen Menge zehrender Huminstoffe jedoch rasch ab. Die für lachsartige Fische kritische Grenze von 4 mg/l wird bereits zwischen 4 m und 5 m Tiefe erreicht. Über Grund ist zumindest im Sommer praktisch kein Sauerstoff mehr vorhanden. Der Grund dafür ist der starke allochtone Huminstoffeintrag aus den umgebenden Moorbereichen, was durch den Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff bis zu 6,5 mg/l belegt wird. Parallel zum Sauerstoffschwund beobachtet man im Tiefenwasser regelmäßig geringe Nitratgehalte und eine Anreicherung

von Ammonium-Stickstoff. Weiters kommt es zu einer Phosphoranreicherung und einer Sulfatreduktion. Das Wasser ist sehr weich, chlorid- und sulfatarm sowie leicht alkalisch bis schwach sauer. Für einen Braunwassersee werden verhältnismäßig hohe Sichttiefen bis über 3 m erreicht. Bezüglich der Nährstoffe ist die Oberflächenschicht des Prebersees als nährstoffarm zu bezeichnen. Die Biomasseuntersuchungen belegten eine geringe bis mäßige Phyto- und Zooplanktonentwicklung. Auch die Zoobenthosbiomasse war 2001 gering. Der gewichtete mittlere Phosphorgehalt zeigt einen schwach mesotrophen Zustand an, was für den See einen natürlichen Zustand darstellt. Da außerdem die anthropologische Beeinträchtigung des Gewässers nicht wesentlich ist, ist davon auszugehen, dass sich der See mit Ausnahme des Besatzes mit Regenbogenforellen als Fremdfisch in einem weitgehend ihm entsprechenden natürlichen Zustand befindet.

#### 4.5.8 Literatur zum Prebersee

- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1987):  
Limnologische Untersuchung von Kleinseen im  
Bundesland Salzburg. – Bearbeitung: PARACELUS  
FORSCHUNGSINSTITUT, unveröff. Bericht, 1-333
- FINGERLOS S. (1997): Krebsfauna im Lungau. -  
Fachbereichsarbeit aus Biologie, Bundesgymnasium  
Tamsweg
- FREUDLSPERGER H. (1939): Der Preber, der Preber-  
see und das Preberschießen. - Mitt. Ges. Salzburger  
Landeskunde, 80: 13-32
- JÄGER P., SCHABER P. (2004): Salzburger Bergseen als  
Ausflugsziele und Genreservate. – NaturLand Salz-  
burg, 11, Heft 4: 33-35
- JÄGER P., SCHILLINGER I. (1988): "Kollmanns Fi-  
schereikarte von Salzburg, Stand 1898". - Öster-  
reichs Fischerei, 41: 202-209
- JÄGER P., SCHILLINGER I. (2003): "Kollmanns Fi-  
schereikarte von Salzburg, Fische in Salzburgs Ge-  
wässern, Stand 1898". Digitale Aufbereitung des  
Kartenthemas. – Land Salzburg – Kartensammlung  
Gewässerschutz, Thema 1: 1-55, 10 Sectionen,  
1 Gesamtblatt
- KEIZ G. (1965): Fischereibiologische Unter-  
suchungen über den Prebersee (Land Salzburg). -  
Veröff. Haus der Natur Salzburg, 7 (N.F.): 31-45
- KLEMM W. (1954): Die Klassen Gastropoda und  
Bivalvia. - In: FRANTZ, H. (Hrsg.): Die Nordost-  
alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt, Innsbruck,  
Band 1, 210-280
- KUIPER J. G. J. (1974): Die Pisidien der Hochalpen-  
gewässer. - Arch. Moll., 104: 1-27
- KUIPER J. G. J. (1982): Zur Frage der geographischen  
Unterarten bei Pisidien, insbesondere bei *Pisidium*  
*personatum* MALM. - Arch. Moll., 112: 9-19
- LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ (2001): Sind  
die Schneckenpopulationen Salzburger Bergseen  
mit humanpathogenen Gabelschwanzlarven be-  
fallen? (Bearbeitung: JEKEL I., ZICK D.) – unver-  
öff. Bericht, 1 - 36
- LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ (2002):  
Zoobenthosuntersuchung verschiedener Seen Salz-  
burgs, Teil 1: Angersee, Lungauer Klaffersee,  
Zwerfenbergsee, Landschitzseen, Seewaldsee,  
Prebersee, Schwarzkarlsee, Seetaler See - Be-  
arbeiter: G. WOLFRAM und M. SAL-BRECHTER),  
unveröff. Bericht, 1 - 34
- PATZNER R. A. (1998): Flußkrebse im Bundesland  
Salzburg. - Stapfia 137: 67-76
- PATZNER R. A. (2003): Flußkrebse und Groß-  
muscheln im Bundesland Salzburg. – Bericht, Uni-  
versität Salzburg, 1-78
- PATZNER R. A. (2004): Flußkrebse und Groß-  
muscheln. – NOEO, Universität Salzburg, 2/2004:  
6-9
- PESTA O. (1924): Hydrobiologische Studien über  
Ostalpenseen. - Arch. Hydrobiol., Suppl., 3: 385-  
595
- PESTA O. (1935): Kleingewässerstudien in den Ostal-  
pen. - Arch. Hydrobiol., 29: 296-345
- SPERLING (1975): Zur Schneckenfauna des Lungau  
(Land Salzburg, Österreich). - Mitt. Dt. Malako-  
zool. Ges., 2: 269-377
- WALLMANN H. (1868): Die Seen der Alpen. - Z.  
DÖAV, 4: 1-117
- WINTERSTEIGER M. R. (1985): Zur Besiedlungs-  
geschichte und Verbreitung der Flußkrebse im  
Land Salzburg. - Österr. Fischerei, 38: 220-233

## 4.6 Landschitzseen (Gemeinde Lessach)

### 4.6.1 Allgemeines

Die Landschitzseen oder auch Lanschützseen liegen in den Schladminger Tauern (Lungau). Es handelt sich dabei um eine Kette von drei Seen in 1.782 m bis 2.067 m Meereshöhe. Die Karseen entstanden vor zirka 10 - 11.000 Jahren (KUHNS 2002, SCHMIDT et al. 2004a). Als typische Erinnerungen an die Eiszeit sind Gletscherschliffe und Moränenwälle zu erkennen. Zwischen Unterem und Mittlerem Landschitzsee findet man als Zeitzeugen eine Gletschermühle, das so genannte „Kinderbad“. An Schmelzwassersturzbä-

chen bildeten sich manchmal Strudellöcher mit schleifenden Kugeln und so entstand auch dieses 60 cm tiefe Loch (ORTNER & SAGMEISTER 1992).

Die Landschitzseen sind ein beliebtes Ausflugsziel von Bergwanderern. Im Einzugsgebiet befinden sich die unbewirtschaftete Bacheralm, wenige Forsthütten und Almwiesen. Entwässert werden die im Kristallin gelegenen Gebirgseen vom Landschitzbach. Er mündet im Tal in den Lessachbach und schließlich in die Mur.

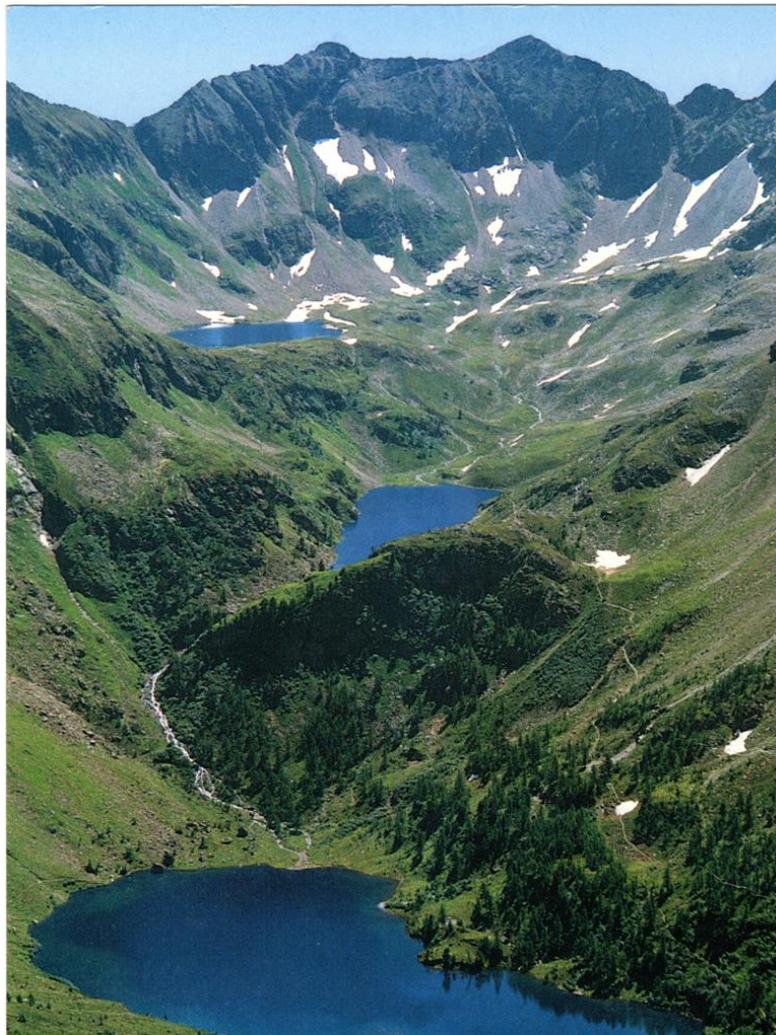


Abbildung 4.6.1: Oberer ,Mittlerer und Unterer Landschitzsee  
(OZ Druck- und Verlags GmbH, 79618 Rheinfelden)

Der Obere Landschitzsee ist ein Untersuchungsobjekt zur multidisziplinären Rekonstruktion der Klimaentwicklung in den letzten 12.000 Jahren. Die Sedimentablagerungen in den Seen sind das Archiv für vergangene Umweltereignisse, woraus die Klimaentwicklung rekonstruiert wurde (SCHMIDT et al. 2002, SCHMIDT 2003; SCHMIDT et al. 2004a; SCHMIDT et

al. 2006, SCHMIDT & KAMENIK 2010). Die Veränderungen des chemischen und physikalischen Zustandes der Seen (KAMENIK et al. 2001, 2005 THOMPSON et al., 2005; SCHMIDT et al. 2007) wirken sich markant auf Bioindikatoren wie Algen, Kleinkrebse und die Flora der Umgebung aus. Aus der Verteilung und Menge überdauernder Überreste von silikatischen

Diatomeenschalen (KAIBLINGER 2003; SCHMIDT et al. 2004b), Dauerstadien von Chrysophyceen (KAMENIK & SCHMIDT 2005), Resten von Kleinkrebsen (KAMENIK et al. 2007) und Pflanzenpollen (SCHMIDT et al. 2007) kann der Klimaablauf seit Ende der letzten Eiszeit rekonstruiert werden. In den Seen leben zahlreiche Schwarzreuter Seesaiblinge (HONSIG-ERLENBURG 1980, ZICK et al. 2006). Im Unteren Landschitzsee leben neben den Saiblingen auch Bachforellen, Elritzen und Koppen. Früher wurden die äußerst schmackhaften Fische von den

Landschitzhaltern vor allem zum „Zeitvertreib“ geangelt. Heute obliegt die Bewirtschaftung nach Fischereiökologischen Grundsätzen dem Forstbetrieb Tamsweg (HAUER 2001). Ein Besatz mit Seesaibling und Bachforelle erfolgt nur im Unteren Landschitzsee.

Im Text werden fallweise folgende Abkürzungen bzw. Indizes verwendet: OLS = Oberer Landschitzsee, MLS = Mittlerer Landschitzsee, ULS = Unterer Landschitzsee.

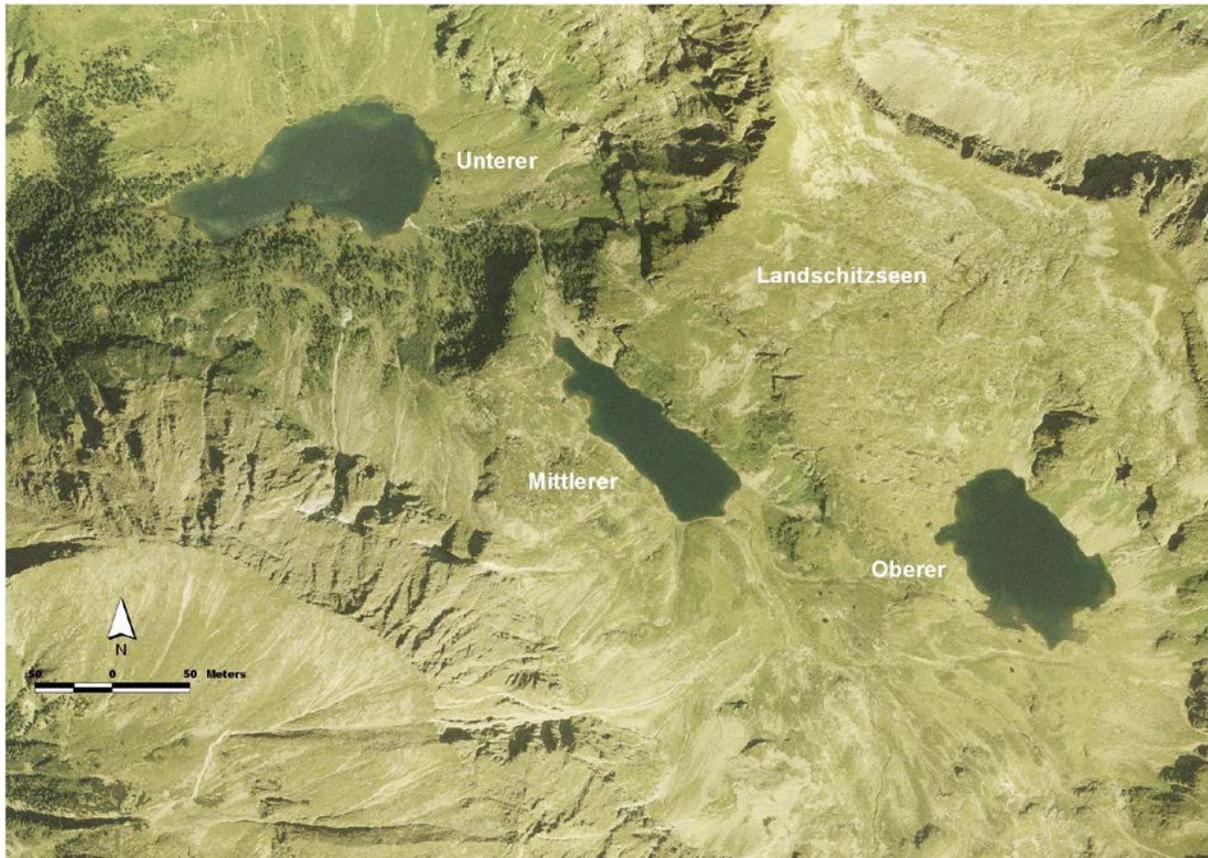


Abbildung 4.6.2: Landschitzseen  
(Quelle: BEV - Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien – Digitale Katastermappe)

## 4.6.2 Geografische und morphometrische Daten

Tabelle 4.6.1: Geografische und morphometrische Daten der Seen

			Unterer Landschitzsee	Mittlerer Landschitzsee	Oberer Landschitzsee
Koordinaten im BMN	Rechtswert	m	488 338	489 050	489 860
	Hochwert	m	235 217	234 585	234 318
Geografische Länge Ost			13,8398	13,8599	13,8599
Geografische Breite Nord			47,2552	47,2471	47,2471
Höhenangabe	h	m ü. A.	1.782	1937	2.067
Einzugsgebiet inkl. See	E	km <sup>2</sup>	5,05	4,47	0,58
Umgebungsfaktor	E/F	1	42,01	65,7	6,47
Seefläche	F	ha	11,9	6,8	9,2
Tiefe	z <sub>m</sub>	m	15,8	20,3	13,6
Relative Tiefe	z <sub>r</sub>	%	4,1	6,9	4,0
Länge	l <sub>max</sub>	m	620	560	450
Breite	b <sub>max</sub>	m	320	170	295
Uferlänge	L	m	1.795	1.480	1.650
Uferentwicklung	Di.	1	1,47	1,60	1,54

### 4.6.3 Probenahmetermine

In der folgenden Tabelle 4.6.2 sind die Probenahmetermine der einzelnen Untersuchungen in den drei Landschitzseen zusammengefasst.

Tabelle 4.6.2: Probenahmetermine in den Landschitzseen

	Physikalische und chemische Untersuchungen	Phytoplankton	Zoobenthos
Unterer Landschitzsee	24.07.2001	24.07.2001	25.07.2001
Mittlerer Landschitzsee	24.07.2001	24.07.2001	24.07.2001
Oberer Landschitzsee	23.07.2001, 11.08.2003, 20.07.2005	23.07.2001, 11.08.2003, 20.07.2005	23.07.2001, 11.08.2003



Abbildung 4.6.3: Geographische Lage der Landschitzseen

### 4.6.4 Physikalische und Chemische Messdaten

#### 4.6.4.1 Sichttiefe

Die Sichttiefe in den drei Landschitzseen ist, wie in nährstoffarmen Hochgebirgsseen zu erwarten ist, immer sehr hoch. Im Sommer 2001 wurden im Oberen und im Mittleren Landschitzsee 13 m gemessen,

im Unteren 12 m. Im Sommer 2003 und 2005 erreichte die Sichttiefe im Oberen See 8,7 m bzw. 9,1 m (Abb. 4.6.4).

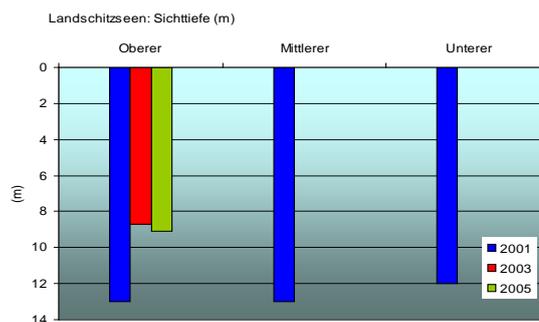


Abbildung 4.6.4: Sichttiefe in den Landschitzseen

#### 4.6.4.2 Temperatur

Die drei Seen sind zirka 5 Monate lang eisfrei. Sie bildeten im Juli 2001 keine klare Sprungschicht aus. Der Obere Landschitzsee war fast homotherm mit dem geringen Temperaturgradienten von 1,4 °C von der Oberfläche bis über Grund. Am kühlgsten war der Mittlere Landschitzsee mit 8,9 °C an der Oberfläche und 7,8 °C über Grund. Im Unteren Landschitzsee betrug die Temperaturdifferenz zwischen Oberfläche

und Grund 3 °C. In diesen beiden Seen war ansatzweise eine Temperaturschichtung zu beobachten. Im August 2003 war der Obere Landschitzsee wesentlich wärmer als bei der Erstuntersuchung (max: 16,4 °C). Eine deutliche Temperaturschichtung konnte auch im extrem heißen Sommer nicht festgestellt werden. Im Juli 2005 war der Obere Landschitzsee schwach aber deutlich geschichtet (Abb. 4.6.5).

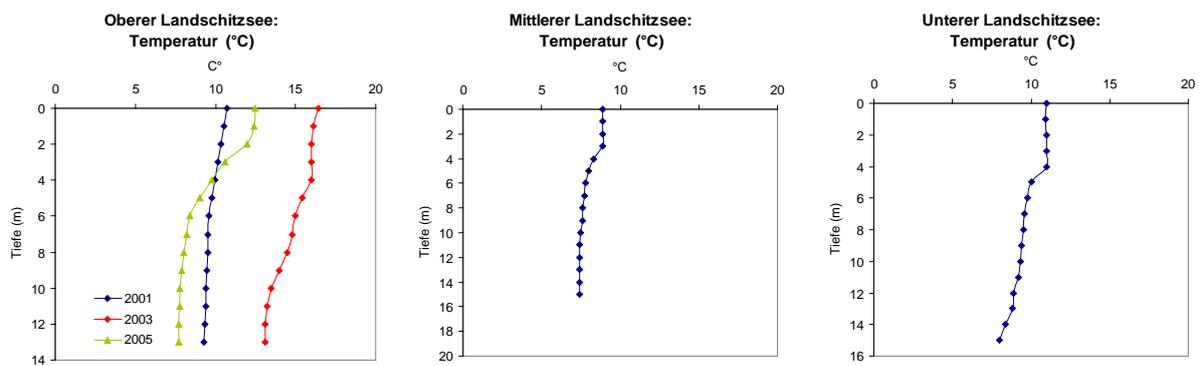


Abbildung 4.6.5: Temperaturprofile der Landschitzseen

Von August 2003 bis Juli 2005 wurden im 13,6 m tiefen Oberen Landschitzsee in 2,3 m und 12,8 m 8-bit-Minilog TX Datalogger mit sechsstündlichem Messintervall zur automatischen Temperaturregistrierung exponiert. In Abbildung 4.6.6 ist der Verlauf der knapp 2 Jahre dauernden Exposition dargestellt.

Im außerordentlich warmen Sommer 2003 erreichte im August der Höchstwert in 2,8 m Tiefe 16,9 °C, im kühlen Folgejahr immer noch 14,6 °C. In 12,8 m knapp über Grund erreichte die maximale Erwärmung in 14,1 bzw. 10,7 °C.

Im Jahr 2003 begann eine Voldurchmischungsphase des Sees Ende August. Am 31. August war das Wasser bei 14,4 °C homotherm. Innerhalb von etwa 3 Wochen bis 18. September erfolgte eine Abkühlung um 5,2 °C auf 9,2 °C. Bis 25. September konnte

wieder eine leichte Temperaturschichtung beobachtet werden, wobei sich die oberflächliche Wasserschicht wieder auf 11,4 °C erwärmte. Die Tiefentemperatur stieg dabei um etwa 1 °C an.

Die anschließende Voldurchmischung mit Abkühlung des gesamten Wasserkörpers auf 3,4 °C dauerte bis zur Eislegung um den 27. Oktober. Der Oberflächenwasserkörper hatte sich zu diesem Zeitpunkt auf 2 °C abgekühlt. Nach Eislegung erfolgt innerhalb einer Woche wieder ein rascher Anstieg der Temperatur auf 3,0 °C, was sich verlangsamt bis Ende Dezember auf 3,8 °C fortsetzt. Anschließend nimmt die Temperatur in dieser Tiefe bis Anfang Juni auf minimal 1,7 °C ab. Nach etwa 8 ½ Monaten Eisbedeckung dürfte um den 10. Juni der Eisbruch einsetzen.

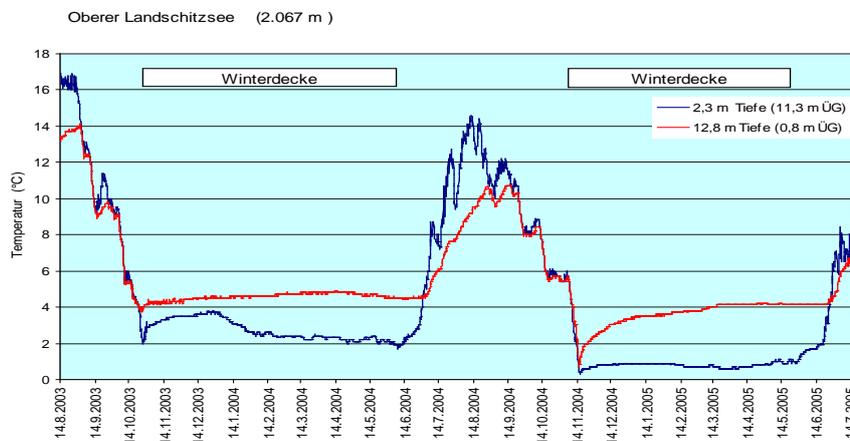


Abbildung 4.6.6: Temperaturverlauf im Oberen Landschitzsee vom 14.8.2003 bis 14.7.2005.

Die Erwärmung des Oberflächenwassers erfolgte nach Abschmelzen der Winterdecke sehr zügig, sodass eine länger dauernde Volldurchmischung bei Homothermie nicht stattfinden konnte. Von Ende Juni an begann der See eine thermische Schichtung aufzubauen, die bis Anfang September mehr oder weniger stabil bestehen blieb. Im ersten Augustdrittel wurde mit 14,6 °C die höchste Temperatur gemessen. In der Folge kühlte sich der See, unterbrochen von kurzen Erwärmungsphasen, bis zur ersten Homothermie bei rund 10 °C um den Monatwechsel August/September ab. Ab diesem Zeitpunkt kühlte der gesamte Wasserkörper des Sees, wieder unterbrochen von kurzzeitigen Erwärmungsphasen, bis zur Eislegung Mitte November ab. Gegenüber dem Vorjahr wurde das Wasser mit 0,3 °C an der Oberfläche und 0,7 °C über Grund deutlich kühler, was auf längere Starkwindperioden schließen lässt. Das Zufrieren des

Sees ist wegen dieser tiefen Wassertemperatur sehr rasch erfolgt. Auch die unter der Eisdecke stattfindende kontinuierliche Erwärmung des Tiefenwassers bis auf 4,1 °C war geringer. Im Vorwinter erreichte sie hier maximal 4,9 °C. Der Beginn des Abtauens der Winterdecke erfolgte Ende Mai 2005 etwa um 2 Wochen früher als im Vorjahr.

Der Folgewinter begann Mitte November um 1 Monat später als im Vorjahr und dauerte bis Ende Juni/Anfang Juli 2005.

Vor Eislegung kühlte der gesamte See auf 0,7 °C ab, was auf Starkwindperioden schließen lässt. Nach erfolgter Eislegung blieb der oberflächennähere Wasserkörper den gesamten Winter relativ kalt, während sich das Tiefenwasser kontinuierlich auf 4,2 °C erwärmte. Der anschließende Temperaturverlauf ist dem des Vorjahres ähnlich.

#### 4.6.4.3 pH-Wert

Auf Grund des fehlenden Kalkes im Einzugsgebiet, sind die pH-Werte der Landschitzseen relativ instabil und reagieren rasch auf Störungen des Kalk-Kohlensäure-Systems. Die Tiefenprofile (Abb. 4.6.7) waren 2001 in den drei Seen recht einheitlich; die niedrigsten Werte waren im Oberen Landschitzsee in

0,5 m tiefe mit pH 6,37 zu verzeichnen. Durch die Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons stieg der pH-Wert in der gesamten Wassersäule des Oberen Landschitzsees im Sommer 2003 und 2005 deutlich über pH 8 an.

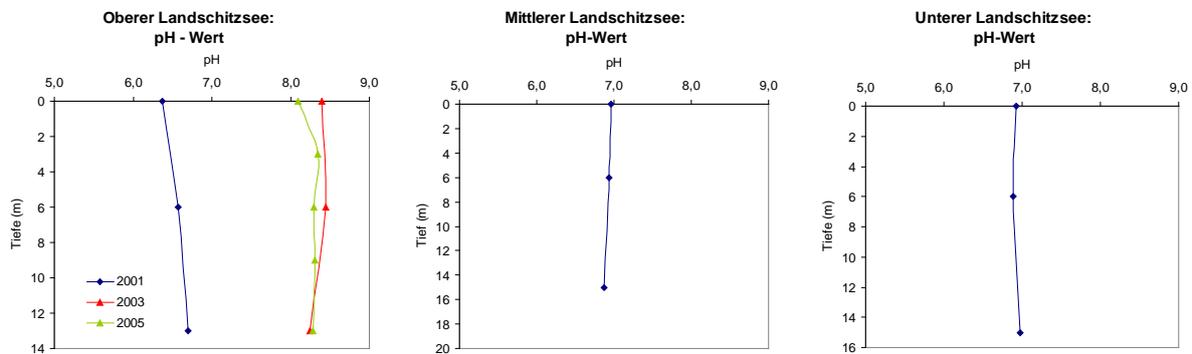


Abbildung 4.6.7: pH-Werte in den Landschitzseen

#### 4.6.4.4 Elektrische Leitfähigkeit

Wie für im Kristallin liegende Seen zu erwarten war, ist die Leitfähigkeit in allen drei Landschitzseen sehr gering (Abb. 4.6.8). Sie steigt mit abnehmender Höhenlage bzw. zunehmendem Einzugsgebiet an. Im Oberen Landschitzsee, wo mit 12 µS/cm die gerings-

te Leitfähigkeit gemessen wurde, lag der Durchschnitt bei 15 µS/cm. Im Mittleren erfolgte eine Zunahme auf 25 µS/cm und im Unteren Landschitzsee lag der Mittelwert bei 27 µS/cm.

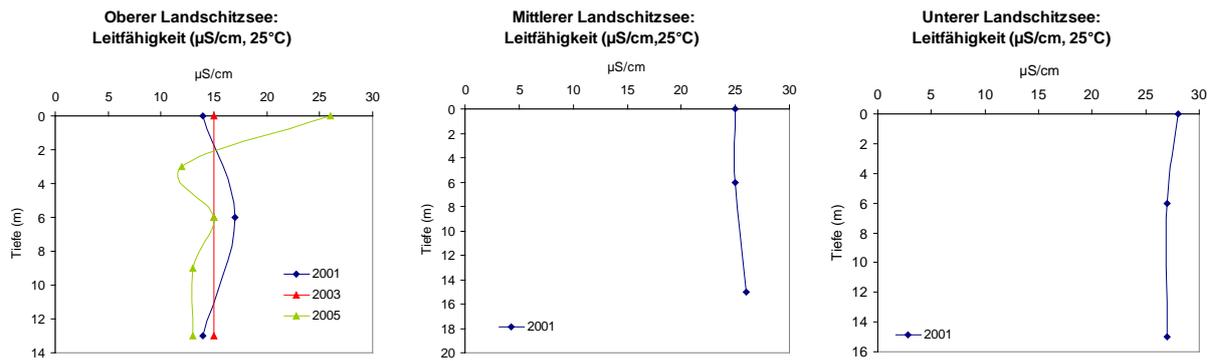


Abbildung 4.6.8: Elektrische Leitfähigkeit in den Landschitzseen

#### 4.6.4.5 Sauerstoff

An allen Untersuchungsterminen waren die drei Landschitzseen bis zum Grund sehr gut mit Sauerstoff versorgt (Abb. 4.6.9). Wegen der nicht sehr stabilen Temperaturschichtung, variierte die Sauerstoffkonzentration in den einzelnen Tiefenstufen verhältnismäßig wenig. Der höchste Wert von 9,7 mg/l wurde im Mittleren Landschitzsee gemessen. Im Unteren Landschitzsee lagen die Werte bei etwas mehr als 9 mg/l. Im Oberen Landschitzsee

reichten die Sauerstoffkonzentrationen von 7,7 mg/l bis 9,8 mg/l. Alle drei Seen waren dabei bis über Grund leicht übersättigt. Im Sommer 2003 und 2005 zeigten sich die Sauerstoffkonzentrationen im Oberen See schwankend mit Konzentrationen zwischen 7,76 mg/l und 9,80 mg/l, wobei höhere Konzentrationen in der Tiefe gemessen wurden. Entsprechend variabel war auch die Sauerstoffsättigung.

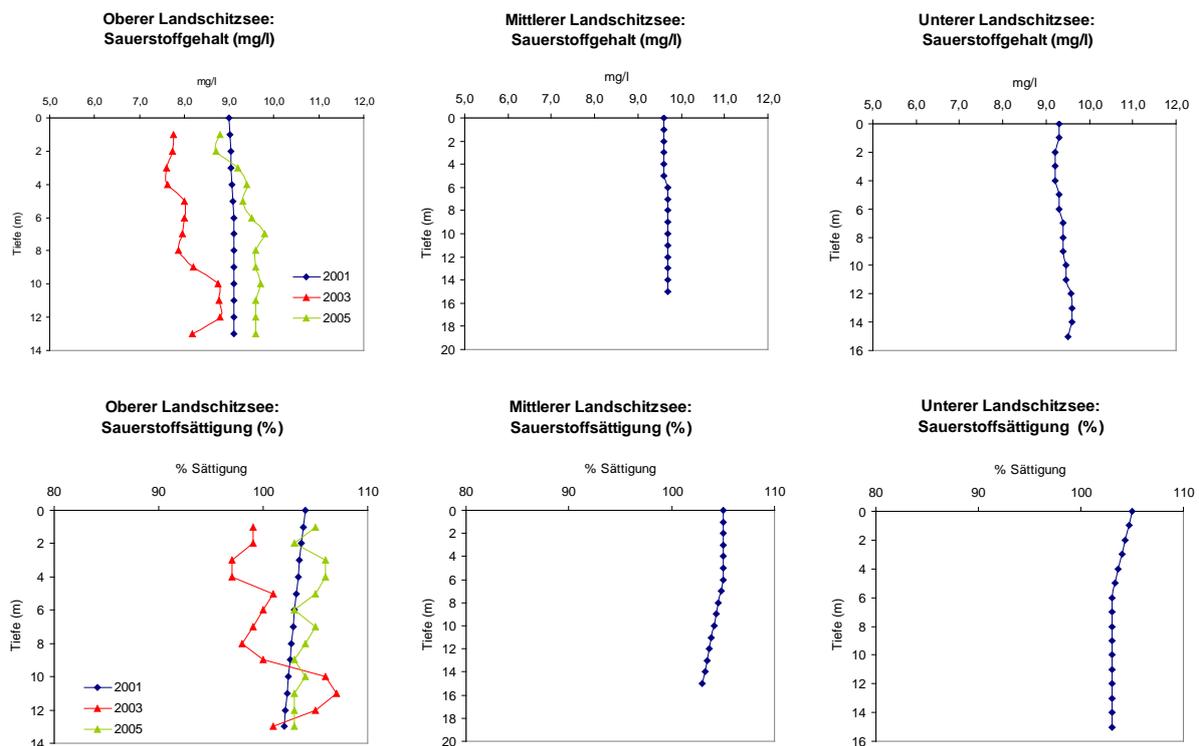


Abbildung 4.6.9: Sauerstoffgehalt (mg/l) und Sauerstoffsättigung (%) in den Landschitzseen

#### 4.6.4.6 Gesamtphosphor

Alle drei Landschitzseen sind nährstoffarm. Im Juli 2001 variierten die Tiefenprofile von der Oberfläche bis zum Grund kaum (Abbildung 4.6.10). Im Oberen Landschitzsee lag der Mittelwert aller Proben bei

0,0044 mg/l. Die Einzelwerte schwankten zwischen 0,0031 und 0,0089 mg/l. Im Mittleren See reichten die Konzentrationen von 0,0026 bis 0,0034 mg/l und im Unteren von 0,0033 bis 0,0036 mg/l.

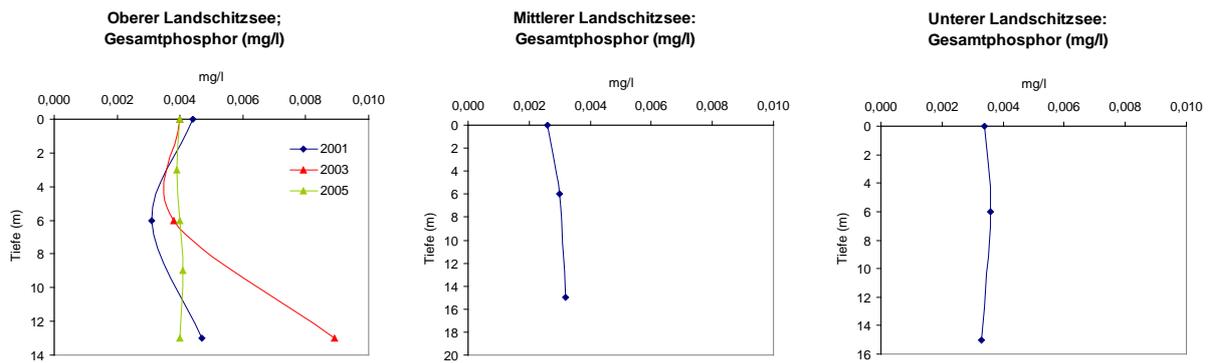


Abbildung 4.6.10: Gesamtposphor in den Landsitzseen

#### 4.6.4.7 Gelöster Phosphor

Auch das Tiefenprofil des gelösten Phosphors war 2001 in allen drei Seen recht einheitlich (Abb. 4.6.11). Die Konzentrationen pendelten zwischen 0,0034 mg/l im Unteren Landsitzsee und 0,0007 mg/l im Mittleren See. Im Oberen See zeigte sich im August 2003 über Grund der maximale

Messwert von 0,0089 mg/l.

Die mittlere Konzentration an gelösten Phosphor war in allen drei Seen niedrig. Im Oberen Landsitzsee lagen sie zwischen 0,0022 mg/l bzw. 0,0038 mg/l, im Mittleren See wurden 0,0013 mg/l und im Unteren Landsitzsee wurden 0,0027 mg/l berechnet.

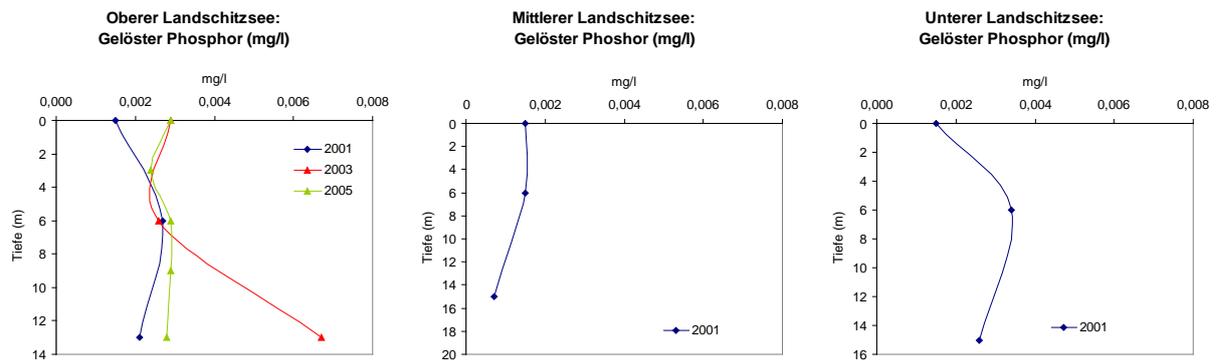


Abbildung 4.6.11: Gelöster Phosphor in den Landsitzseen

#### 4.6.4.8 Nitrat-Stickstoff

In jedem der drei Seen blieb die Nitrat Konzentration in allen Tiefenstufen ziemlich konstant. Im Oberen See konnte im Sommer 2005 in 3 m Tiefe eine geringfügige Zunahme beobachtet werden (Abb. 4.6.12). Die Einzelwerte lagen an den Untersuchungs-terminen zwischen 0,05 und 0,19 mg/l, die Durchschnittswerte zwischen 0,064 mg/l und 0,190 mg/l.

Der niedrigste Mittelwert im sehr niederschlagsarmen, heißen Sommer ist im Zusammenhang mit dem geringen Eintrag durch fehlende Auswaschung des sehr mobilen Nitrats aus dem Einzugsgebiet zu sehen.

Im Mittleren Landsitzsee lag die Nitratkonzentration um 0,24 mg/l, im Unteren See bei 0,25 mg/l.

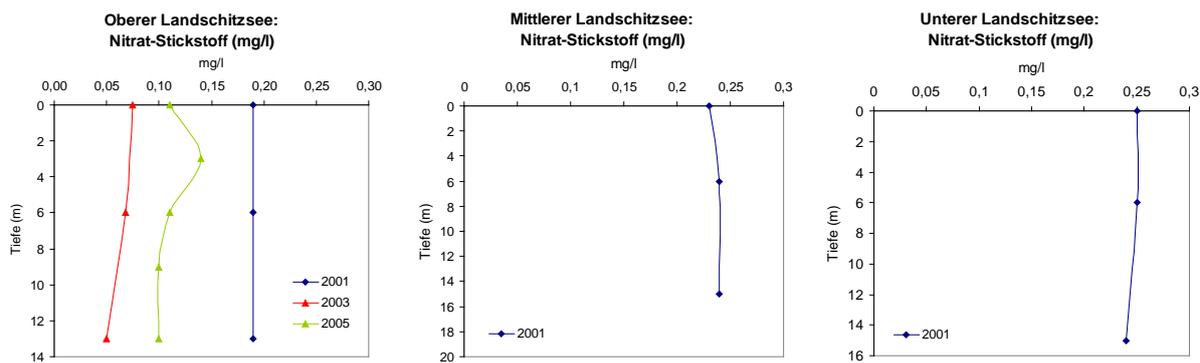


Abbildung 4.6.12: Nitrat-Stickstoff in den Landschitzseen

#### 4.6.4.9 Ammonium-Stickstoff

Im Sommer 2001 variierten die geringen Konzentrationen des Ammonium-Stickstoffs in den verschiedenen Tiefenstufen in allen drei Seen kaum (Abb.4.6.13). Im Oberen und im Mittleren See nahmen sie leicht zu, im Unteren Landschitzsee wurden die höchsten Werte im Oberflächenwasser gemessen. Im August 2003 fällt im Oberen Landschitzsee ein Maximum in 3 m Tiefe auf (0,018 mg/l). Im Sommer 2005 entspricht die Tiefenverteilung der Temperatur-

schichtung mit höheren Werten in der durchmischten Oberflächenschicht und sehr niedrigen Konzentrationen in der Tiefenschicht.

Die Mittleren Ammonium-Stickstoff Konzentrationen reichten im Oberen Landschitzsee von 0,006 mg/l bis 0,015 mg/l, im Mittleren See wurden 0,014 mg/l und im Unteren LSS 0,013 mg/l berechnet.

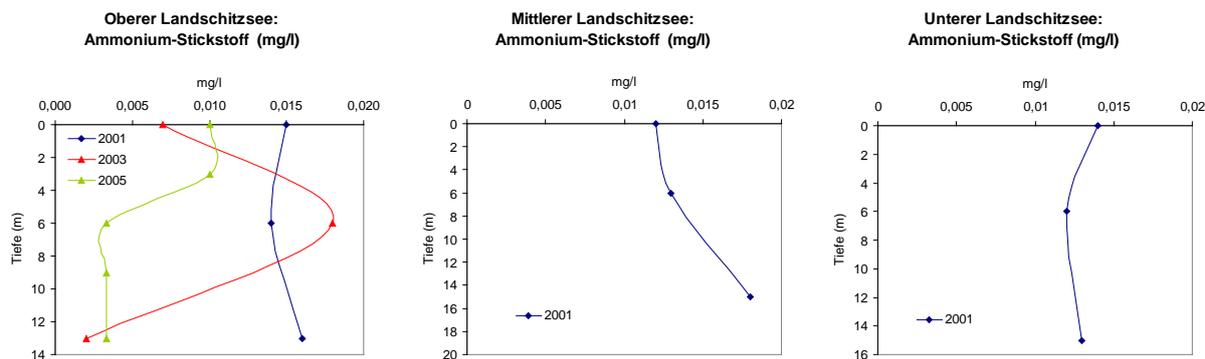


Abbildung 4.6.13: Ammonium-Stickstoff in den Landschitzseen

#### 4.6.4.10 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Entsprechend der geringen Produktivität der Seen und dem geringen Eintrag organischer Substanzen aus der Umgebung sind die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs niedrig. Auffällig ist die Konzentrationszunahme mit zunehmender

Meereshöhe. Der Mittelwert steigt von 0,77 mg/l im Unteren Landschitzsee über 0,91 mg/l im mittleren See auf 1,03 mg/l im Oberen Landschitzsee. Im Vergleich zu sehr produktiven Seen oder Braunwasserseen sind diese Werte sehr niedrig.

#### 4.6.4.11 Ionenbilanzen

In Tabelle 4.6.3 sind die Daten für die Ionenbilanzen der Landschitzseen zusammengefasst. Die Alkalinität ist in allen drei Seen mit 0,08 mval/l bis 0,16 mval/l ausgesprochen niedrig. Die niedrigen Kalzium- und Magnesiumwerte zeigen die Weichheit des Wassers der Landschitzseen. Die Natrium- und Kaliumkonzentrationen von maximal 0,45 mg/l bzw. 0,43 mg/l sind ebenfalls sehr niedrig.

Nitrit lag außer am Oberen Landschitzsee, wo 0,009 mg/l gemessen wurden, immer knapp an der Nachweisgrenze. Der Chloridwert ist in allen Seen niedrig und reicht von 0,15 mg/l bis 1,2 mg/l. Die geringsten Sulfat-Werte wurden in den Untersuchungsjahren im Oberen Landschitzsee gemessen, wo der Mittelwert bei 2,6 mg/l lag. Im Mittleren und im Unteren Landschitzsee schwankten die Sulfatwerte um 5,2 mg/l.

Tabelle 4.6.3: Ionenbilanzen Landschitzseen von 2001 und 2003

## Oberer Landschitzsee 2001

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	10,7	0,12	0,09	2,1	0,15	0,15	0,0044	0,0015	0,19	0,0020	0,015	1,0	2,9	-0,0506	ANIONEN
6	9,6	0,11	0,09	2,1	0,14	0,15	0,0031	0,0027	0,19	0,0020	0,014	1,0	3,2	-0,0673	ANIONEN
13	9,3	0,12	0,10	2,3	0,21	0,17	0,0047	0,0021	0,19	0,0020	0,016	1,00	3,0	-0,0595	ANIONEN

## Oberer Landschitzsee 2003

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	16,4	0,20	0,16	0,18	0,27	0,28	0,0040	0,0029	0,075	0,0090	0,0070	0,50	2,2	-0,0019	ANIONEN
6	15	0,19	0,12	0,17	0,30	0,43	0,0038	0,0026	0,068	0,0090	0,018	0,15	2,2	0,0438	KATIONEN
13	13,1*	0,18	0,12	0,16	0,25	0,29	0,0089	0,0067	0,050	0,0090	0,0020	0,15	2,3	0,0252	KATIONEN

## Oberer Landschitzsee 2005

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
in m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	12,5	0,13	0,080	0,12	0,25	0,27	0,0040	0,0029	0,110	0,0030	0,010	0,073	2,2	0,0127	KATIONEN
3	10,5	0,13	0,080	0,12	0,24	0,23	0,0039	0,0024	0,140	0,0050	0,010	0,073	2,3	0,0070	KATIONEN
6	9,1	0,13	0,070	0,12	0,23	0,25	0,0040	0,0029	0,110	0,0050	0,0033	0,073	2,3	0,0187	KATIONEN

## Mittlerer Landschitzsee 2001

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	8,8	0,20	0,08	3,8	0,25	0,17	0,0026	0,0015	0,23	0,0020	0,012	0,99	5,1	-0,0020	ANIONEN
6	8,0	0,21	0,13	3,9	0,45	0,19	0,0030	0,0015	0,24	0,0020	0,013	1,2	5,2	-0,0409	ANIONEN
15	7,4	0,20	0,10	3,8	0,43	0,22	0,0032	0,00070	0,24	0,0020	0,018	1,1	5,4	-0,0221	ANIONEN

## Unterer Landschitzsee 2001

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Na	K	ges.P	gel.P	NO3-N	NO2-N	NH4-N	Cl	SO4	Ionenbilanz	Mehrheit
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	10,9	0,21	0,15	4,0	0,29		0,0034	0,0015	0,25	0,0020	0,014	1,1	5,1	0,0344	KATIONEN
6	10,0	0,21	0,15	4,0	0,36	0,25	0,0036	0,0034	0,25	0,0020	0,012	1,1	5,3	-0,0628	ANIONEN
14,5	9,2	0,22	0,14	4,1	0,31	0,32	0,0033	0,0026	0,24	0,0020	0,013	1,0	5,0	-0,0339	ANIONEN

## 4.6.5 Biologische Parameter

### 4.6.5.1 Phytoplankton

In den Landschitzseen wurden an den Untersuchungsterminen 18 Planktonarten nachgewiesen (Tab. 4.6.4). In allen drei Seen haben Panzergeißelalgen (Dinophyceae) die meisten Vertreter, gefolgt von Kryptoflagellaten (Cryptophyceae) und Goldalgen (Chrysophyceen).

Tabelle 4.6.4: Artenliste des Phytoplanktons

Art	Oberer Landschitzsee	Mittlerer Landschitzsee	Unterer Landschitzsee
CHLOROPHYCEAE (Grünalgen)			
<i>Botryococcus braunii</i>	x		
CHRYSOPHYCEAE (Goldalgen)			
<i>Bitrichia chodatii</i>	x		
<i>Dinobryon crenulatum</i>	x		
<i>Dinobryon sociale</i>		x	x
<i>Kephyrion</i> sp.	x	x	x
<i>Mallomonas</i> sp.		x	
CRYPTOPHYCEAE (Kryptoflagellaten)			
<i>Cryptomonas erosa</i>	x	x	x
<i>Cryptomonas erosa</i> sp.	x	x	x
<i>Cryptomonas marsonii</i>		x	
<i>Rhodomonas minuta</i>	x	x	x
DINOPHYCEAE (Panzerflagellaten)			
<i>Gymnodinium helveticum</i>	x	x	x
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	x	x	x
<i>Gymnodinium</i> kl.sp.	x	x	x
<i>Peridinium</i> cf. <i>umbonatum</i>	x	x	x
<i>Peridinium</i> cf. <i>umbonatum</i> sp.	x	x	x
<i>Peridinium</i> kl.sp.		x	
BACILLARIOPHYCEAE (Kieselalgen)			
<i>Cyclotella comensis</i>	x	x	x
<i>Synedra</i> sp.			
FLAGELLATA indet.	x	x	x
PICOPLANKTON (< 5µm) indet.			
µ-Algen	x	x	x

Die Phytoplanktonbiomasse war im Sommer 2001 in den Seen mit Werten von 85 bis 106 mg/m<sup>3</sup> sehr niedrig. Im Oberen Landschitzsee wurden im Sommer 2003 rund 300 mg/m<sup>3</sup> festgestellt. Im Mittleren und Unteren Landschitzsee bildeten im konservierten Zustand nicht näher bestimmbare Flagellaten, gefolgt

von Chrysophyceen, den Hauptanteil der Biomasse. Im Oberen Landschitzsee überwogen an allen Untersuchungsterminen Dinophyceen mit Anteilen bis zu 86 % (Abb. 4.6.14 a). Die häufigsten Arten waren *Gymnodinium uberrimum* und *G. cf. umbonatum*.

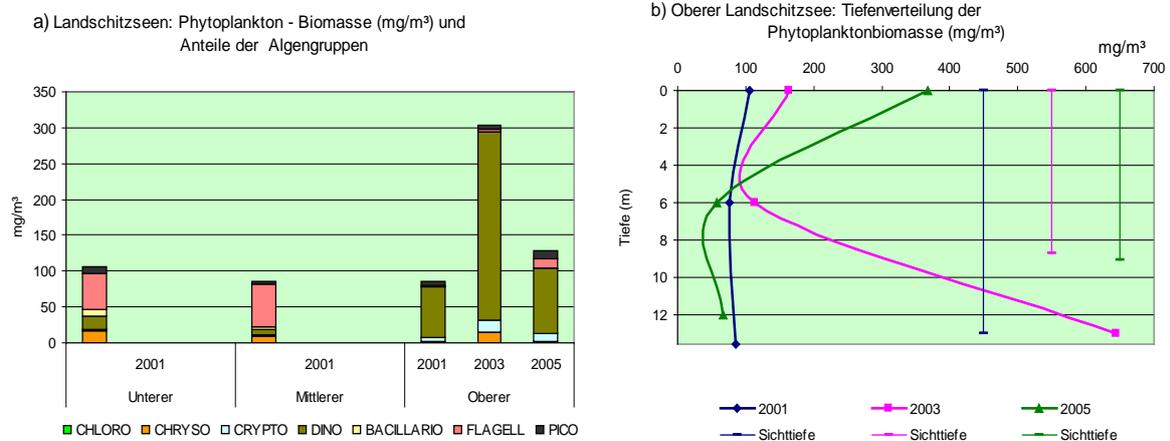


Abbildung 4.6.14: Landschitzseen: a) Phytoplanktonbiomasse und Anteile der Großgruppen; b) Tiefenverteilung der Phytoplanktonbiomasse im Oberen Landschitzsee

Die hohe Sichttiefe ermöglicht es den Algen, die gesamte Wassersäule des Sees zu besiedeln. Entsprechend ihren spezifischen Umweltansprüchen der verschiedenen Arten ergeben sich jedoch verschiedene Tiefenverteilungsmuster. So war im Sommer 2001 die geringe Biomasse über die gesamte Wassersäule regelmäßig verteilt. Im August 2003 befand sich die Hauptmasse von rund 650 mg/m<sup>3</sup> knapp über Grund. Die Algenbiomasse wird zu 81 % von *Gym-*

*nodinium uberrimum* gebildet, einem durch seine Geißel beweglichen Panzerflagellaten, der möglicherweise diese Tiefe aktiv aufsucht. Umgekehrt befindet sich im August 2005 das Maximum in den oberflächennahen Schichten des Sees. Wieder wird es von einem aktiv beweglichen Panzerflagellaten gebildet, diesmal jedoch von *Peridinium cf. umbonatum*. Die Alge erreicht dabei einen Anteil von mehr als 90 % der Biomasse.

#### 4.6.5.2 Zooplankton

Im Juli 2005 wurden im Oberen Landschitzsee fünf Rotatorienarten nachgewiesen. *Keratella hiemalis* in der runden, ein- und zweidornigen Form, *Polyarthra dolichoptera* und eine in konserviertem Zustand nicht eindeutig bestimmbare *Synchaeta*-Art (*S. lakowitziana?*) bildeten die für Hochgebirgsseen erwartete Artengarnitur. Ergänzt wurde diese noch durch *Asplanchna priodonta* und *Kellicottia longispina*. Letztere Art wurde

auch im Zwerfenbergsee gefunden. Schwebekrebse waren vor allem durch Entwicklungsstadien (Nauplien und Copepodide) des Copepoden *Cyclops abyssorum taticus* vertreten. Etwas überraschend für die Höhenlage ist der Nachweis von *Bosmina longirostris*. Als Zufallsgast im Freiwasser ist *Alona affinis* zu erwähnen, die auch in den Benthosproben gefunden wurde.

#### 4.6.5.3 Zoobenthos

Aus jedem der drei Landschitzseen wurden 2001 Benthosproben aus 3 m und der tiefsten Stelle untersucht. Im Oberen See wurde 2003 eine neuerliche Probe aus 13 m Tiefe entnommen. In Tabelle 4.6.5 sind die in den Seen nachgewiesenen Arten angeführt. Insgesamt wurden im Oberen Landschitzsee 29, im Mittleren 34 und im Unteren 21 verschiedene Arten nachgewiesen. Die meisten Arten wiesen dabei die Fadenwürmer (Nematoden) auf, gefolgt von den Zuckmücken und den Kleinkrebsen.

In den Tabellen 4.6.6 und 4.6.8 sind die Originalzählraten (Individuen pro Probe) und die Abundanzen der Taxa für die drei Größenfraktionen aufgelistet im Oberen Landschitzsee, in Tabelle 4.6.10 für den Mittleren und in Tabelle 4.6.12 für den Unteren Landschitzsee gelistet. Die Tabellen 4.6.7, 4.6.9, 4.6.11 und 4.6.13 zeigen die flächenbezogenen Individuenzahlen und Biomassen in den einzelnen Tiefenstufen und Seen.

Tabelle 4.6.5: Artenliste der benthischen Evertebraten in den Landschitzseen; OLS = Oberer Landschitzsee, MLS = Mittlerer Landschitzsee, ULS = Unterer Landschitzsee

Artenliste	OLS 2001	OLS 2003	MLS	ULS
NEMATODA (FADENWÜRMER)				
Nematoda indet. juv.			x	
Enoplida				
Ironidae				
<i>Ironus tennicaudatus</i> DE MAN	x		x	x
Tobrilidae				
<i>Tobrilus gracilis</i> BASTIAN		x	x	
<i>Tobrilus stefanski</i> MIKOLETZKY				
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i> BASTIAN			x	x
Dorylaimida				
Mononchidae				
<i>Mononchus truncatus</i> BASTIAN	x			
Dorylaimidae				
<i>Dorylaimus stagnalis</i> DUJARDIN	x		x	
Monhysterida				
Monhysteridae				
<i>Monohystera vulgaris</i> DE MAN			x	
<i>Monohystera paludicola</i> DE MAN	x		x	x
<i>Monohystera wangi</i> WU & HOEPLI			x	
<i>Monohystera</i> sp.		x		
Araeolaimida				
Halaphanolaimidae				
<i>Aphanolaimus aquaticus</i> DADAY			x	
Chromadorida				

Artenliste	OLS 2001	OLS 2003	MLS	ULS
Rhabdolaimidae				
<i>Rhabdolaimus aquaticus</i> DE MAN				
Ethmolaimidae				
<i>Ethmolaimus pratensis</i> DE MAN	x	x	x	x
<i>Ethmolaimus</i> sp.				
BIVALVIA (MUSCHELN)				
Sphaeriidae				
<i>Pisidium</i> sp.			x	x
<i>Pisidium</i> cf. <i>casertanum</i> (POLI)			x	
<i>Pisidium</i> cf. <i>personatum</i> MALM	x			
HIRUDINEA (EGEL)				
Glossiphoniidae				
<i>Glossiphonia</i> sp. Juv.				x
OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER)				
Naididae				
<i>Chaetogaster langi</i> BRETSCHER				x
<i>Homochaeta naidina</i> BRETSCHER			x	x
Tubificidae gen. sp. Juv.	x		x	x
<i>Potamothrix bedoti</i> (PIGUET)			x	
<i>Spirosperma ferox</i> EISEN			x	x
OSTRACODA (MUSCHELKREBSE)				
Cypridoidea				
Candonidae				
<i>Candona</i> sp.		x		
Cyprididae				
<i>Cypria ophthalmica</i> (JURINE)	x	x	x	x
COPEPODA (RUDERFÜßER)				
Harpacticoida				
Canthocamptidae				
Canthocamptidae gen. sp. (Copepodid-Stadium)			x	
<i>Attheyella wierzejski</i> (MRÁZEK)			x	
<i>Bryocamptus equinatus</i> (MRÁZEK)			x	
Cyclopoida				
Cyclopoida gen. sp. (Copepodid-Stadium)	x	x		x
Cyclopidae				
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (FISCHER)			x	
<i>Diacyclops languidoides</i> (LILLJEBORG)		x		
<i>Encyclops serrulatus</i> (FISCHER)				x
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (FISCHER)		x	x	x
ANOMOPODA				
Chydoridae				
<i>Acroperus harpae</i> (BAIRD)			x	x
<i>Alona affinis</i>		x		
<i>Alona quadrangularis</i> (MÜLLER)	x			
<i>Biapertura affinis</i> (LEYDIG)	x		x	x
Aloninae gen. sp. Juv.		x		
ACARI (MILBEN)				
Prostigmata – Halacaridae s. l.				
Hydracarina gen. Sp.		x		
Limnohalacaridae				
<i>Soldanellonyx chappuisi</i> WALTER			x	
<i>Soldanellonyx monardi</i> WALTER			x	
Prostigmata – Hydracarina				
Lebertiidae				
<i>Lebertia</i> sp.			x	
Oribatida				
Oribatidae (Reste, vermutlich terrestrisch)			x	
DIPTERA (ZWEIFLÜGLER)				
Chironomidae				
Tanypodinae				
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i> (ZETTERSTEDT)	x		x	

Artenliste	OLS 2001	OLS 2003	MLS	ULS
<i>Zavrelimyia</i> sp.		x		
<i>Procladius</i> sp. A				x
Orthoclaudiinae				
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (WALKER)			x	
<i>Paracladius</i> sp.	x		x	
<i>Parakiefferiella bathophila</i> (KIEFFER)				x
Chironominae – Chironomini				
<i>Chironomus</i> sp.				x
<i>Paracladopelma laminata</i> gr.			x	
<i>Paracladopelma nigrifulva</i> (GOETGHEBUER)	x		x	
<i>Phaenopsectra</i> sp.	x			x
<i>Sergentia</i> sp.		x		
<i>Polypedilum convictum</i> (WALKER)				x
Chironominae – Tanytarsini				
<i>Micropectra</i> sp. (nr <i>notescens</i> )		x		
<i>Micropectra</i> sp.		x		
<i>Micropectra</i> cf. <i>atrofasciata</i> agg.			x	
<i>Paratanytarsus</i> sp.		x		
<i>Rheotanytarsus</i> sp.		x		

Tabelle 4.6.6: Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten aus dem Oberen Landschitzsee 2001 (3 m-Probe nicht ausreichend fixiert!)

Oberer Landschitzsee 2001	Zähl- und Abundanzdaten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]					
	3 m			13 m			3 m			13 m		
	^1	0.2-1	0.1-0.2	^1	0.2-1	0.1-0.2	^1	0.2-1	0.1-0.2	^1	0.2-1	0.1-0.2
NEMATODA							0	942	0	0	0	154.717
Ironidae							0	314	0	0	0	0
<i>Ironus tenuicaudatus</i>		1					0	314	0	0	0	0
Mononchidae							0	0	0	0	0	0
<i>Mononchus truncatus</i>		1					0	314	0	0	0	0
Dorylaimidae							0	314	0	0	0	0
<i>Dorylaimus stagnalis</i>		1					0	314	0	0	0	0
Monhysteridae							0	0	0	0	0	45.283
<i>Monhystera paludicola</i>					36		0	0	0	0	0	45.283
Ethmolaimidae							0	0	0	0	0	109.434
<i>Ethmolaimus pratensis</i>					87		0	0	0	0	0	109.434
BIVALVIA							314	0	0	0	0	0
Sphaeriidae							314	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> cf. <i>personatum</i>	1						314	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA							0	4.717	0	0	0	0
Tubificidae							0	4.717	0	0	0	0
Tubificidae gen. sp. juv.		15					0	4.717	0	0	0	0
OSTRACODA							0	0	0	943	54.088	1.258
Cyprididae							0	0	0	943	54.088	1.258
<i>Cypria ophthalmica</i>				1	82		0	0	0	314	51.572	0
<i>Cypria</i> sp. juv.				2	4	1	0	0	0	629	2.516	1.258
CYCLOPOIDA							0	0	0	0	0	1.258
Cyclopidae							0	0	0	0	0	1.258
Cyclopidae gen. sp. Copepodid					1		0	0	0	0	0	1.258
ANOMOPODA							0	0	0	0	10.063	0

Oberer Landschitzsee 2001	Zählraten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]					
Tiefenstufe	3 m			13 m			3 m			13 m		
Fraktion [mm]	>1	0,2-1	0,1-0,2	>1	0,2-1	0,1-0,2	>1	0,2-1	0,1-0,2	>1	0,2-1	0,1-0,2
Chydoridae							0	0	0	0	10.063	0
<i>Alona quadrangularis</i>					6		0	0	0	0	3.774	0
<i>Biapertura affinis</i>					10		0	0	0	0	6.289	0
DIPTERA							0	0	0	1.257	0	0
Chironomidae							0	0	0	1.257	0	0
<i>Paracladius</i> sp.				2			0	0	0	629	0	0
<i>Paracladopelma nigrifurca</i>				1			0	0	0	314	0	0
<i>Phaenopspectra</i> sp.				1			0	0	0	314	0	0

Tabelle 4.6.7: Gesamtabundanzen und Biomassen (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertibraten aus dem Oberen Landschitzsee 2001 (3 m Probe nicht ausreichend fixiert)

Tiefenstufe	Abundanz			Biomasse						
	3 m	13 m		3 m	13 m			3 m	13 m	
	[Ind. m <sup>-2</sup> ]	[Ind. m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg dw m <sup>-2</sup> ]	[mg dw m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg fw m <sup>-2</sup> ]	[mg fw m <sup>-2</sup> ]	[%]	
Nematoda	943	154.717	69,2	1	77	0,7	6	464	0,7	
Bivalvia	314	0	0,0	186	0	0,0	3.544	0	0,0	
Oligochaeta	4.717	0	0,0	238	0	0,0	1.425	0	0,0	
Ostracoda	0	56.289	25,2	0	281	2,5	0	1.688	2,5	
Cyclopoida	0	1.258	0,6	0	3	0,0	0	20	0,0	
Anomopoda	0	10.063	4,5	0	15	0,1	0	90	0,1	
Chironomidae	0	1.258	0,6	0	10.722	96,6	0	64.332	96,6	
Summe	5.975	223.585		424	11.099		4.975	66.595		

Die niederen Abundanz- und Biomassewerte für 3 m ergeben sich aus der nicht ausreichenden Fixierung

der Probe von 2001. Daher können diese Werte nicht direkt mit den anderen verglichen werden.

Tabelle 4.6.8: Zählraten und Abundanzen benthischer Evertibraten aus dem Oberen Landschitzsee 2003

Oberer Landschitzsee 2003	Zählraten [Ind. pro Probe]			Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]		
Tiefenstufe	13 m			13 m		
Fraktion [mm]	>1	0,2-1	0,1-0,2	>1	0,2-1	0,1-0,2
NEMATODA				0	0	15.094
Tobrilidae				0	0	2.516
<i>Tobrilus stefanski</i>			1	0	0	2.516
Monhysteridae				0	0	5.031
<i>Monhystera</i> sp.			2	0	0	5.031
Ethmolaimidae				0	0	7.547
<i>Ethmolaimus pratensis</i>			3	0	0	7.547
OSTRACODA				0	14.151	0
Candonidae				0	13.208	0
<i>Candona candida</i>		36		0	11.321	0

Oberer Landschitzsee 2003	Zählraten [Ind. pro Probe]			Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]		
Tiefenstufe	13 m			13 m		
Fraktion [mm]	>1	0,2-1	0,1-0,2	>1	0,2-1	0,1-0,2
<i>Canona</i> sp.		6		0	1.887	0
Cyprididae				0	943	0
<i>Cypria ophthalmica</i>		3		0	943	0
CYCLOPOIDA				0	1.258	0
Cyclopinae				0	1.258	0
Copeodiden gen.sp		1		0	314	0
<i>Diaicyclops languidoides</i>		1		0	314	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		2		0	629	0
ANOMOPODA				1.572	16.981	0
Chydoridae				1.572	16.981	0
<i>Alona affinis</i>	5	26		1.572	8.176	0
Aloninae gen. sp. juv.		28		0	8.805	0
HYDRACARINA				0	0	2.516
Hydracarina gen. sp. juv.			1	0	0	2.516
DIPTERA				6.289	7.862	0
Chironomidae				6.289	7.862	0
<i>Zarelimyia</i> sp.		1		0	314	0
<i>Sergentia</i> sp.	8			2.516	0	0
<i>Microspectra</i> sp. (nr <i>notescens</i> )	8	3		2.516	946	0
<i>Microspectra</i> sp.	2	21		629	6.604	0
<i>Paratanytarsus</i> sp.	1			314	0	0
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	1			314	0	0

Tabelle 4.6.9: Gesamtabundanzen und Biomassen (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertibraten aus dem Oberen Landschitzsee 2003

Tiefenstufe	Abundanz		Biomasse			
	13 m		13 m		13 m	
	[Ind/m <sup>2</sup> ]	[%]	[mg dw m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg fw m <sup>-2</sup> ]	[%]
Nematoda	15.094	23,0	8	0,11	45	0,11
Ostracoda	14.151	21,5	71	0,99	425	0,99
Cyclopoida	1.258	1,9	4	0,06	27	0,06
Anomopoda	18.553	28,2	30	0,42	181	0,42
Hydracarina	2.516	3,8	10	0,14	60	0,14
Chironomidae	14.151	21,5	7.036	98,28	42.214	98,28
Summe	65.723		7.159		42.952	

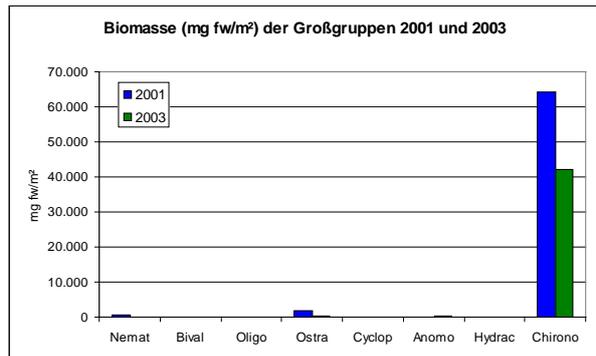
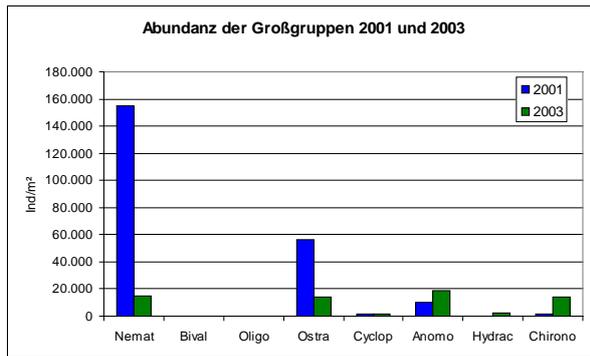


Abbildung 4.6.15: Abundanzen und Biomassen der Großgruppen im Oberen Landschitzsee 2001 und 2003 (13 m Tiefe)

Im Oberen Landschitzsee waren sowohl 2001 als auch 2003 Nematoden, Ostracoden und Anomopoden in 13 m Tiefe zahlenmäßig am häufigsten. 2001 konnten Individuenzahlen bis zu 223.600 Ind./m<sup>2</sup> berechnet werden, wobei Nematoden einen Anteil von 69 % erreichten. Im Sommer 2003 war die Besiedelung mit maximal 65.700 Ind./m<sup>2</sup> weniger dicht.

Die Gesamtbiomasse betrug im Jahr 2001 in 13 m Tiefe 65.725 mg fw/m<sup>2</sup> und 2003 42.950 mg fw/m<sup>2</sup>. An der Biomasse waren daran Larven von Chironomiden mit mehr als 98 % beteiligt, während deren Anteil an der Individuenzahl nur bei etwa 21 % lag (Abb. 4.6.15).

Tabelle 4.6.10: Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertebraten aus dem Mittleren Landschitzsee 2001

Mittlerer Landschitzsee 2001	Zähl- und Abundanzdaten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]					
	3 m			15 m			3 m			15 m		
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
NEMATODA							0	3.770	7.543	0	2.541	65.480
Nematoda indet. juv.			1				0	0	314	0	0	0
Ironidae							0	943	0	0	0	0
<i>Ironus tenuicaudatus</i>		3					0	943	0	0	0	0
Tobrilidae							0	628	628	0	1.257	0
<i>Tobrilus gracilis</i>					2		0	0	0	0	1.257	0
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>		2	2				0	628	628	0	0	0
Dorylaimidae							0	314	0	0	0	0
<i>Dorylaimus stagnalis</i>		1					0	314	0	0	0	0
Monhysteridae							0	0	314	0	0	6.289
<i>Eumonyhstera vulgaris</i>			1				0	0	314	0	0	0
<i>Monhystera paludicola</i>						4	0	0	0	0	0	5.031
<i>Monhystera wangi</i>						1	0	0	0	0	0	1.258
Halaphanolaimidae							0	0	0	0	0	0
<i>Aphanolaimus aquaticus</i>			2				0	0	629	0	0	0
Ethmolaimidae							0	0	2.201	0	0	26.415
<i>Ethmolaimus pratensis</i>			7			21	0	0	2.201	0	0	26.415
BIVALVIA							942	628	0	314	628	0
Sphaeriidae							942	628	0	314	628	0
<i>Pisidium</i> sp.	2	2		1	1		628	628	0	314	628	0
<i>Pisidium cf. casertanum</i>	1						314	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA							628	942	5.660	314	628	0
Naididae							0	628	5.660	0	0	0
<i>Homochaeta naidina</i>		2	18				0	628	5.660	0	0	0
Tubificidae							628	314	0	314	628	0

Mittlerer Landschitzsee 2001	Zählraten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]					
Tiefenstufe	3 m			15 m			3 m			15 m		
Fraktion [mm]	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
<i>Potamothenix bedoti</i>	1						314	0	0	0	0	0
<i>Spirosperma feroc</i>	1	1					314	314	0	0	0	0
Tubificidae gen. sp. juv.				1	1		0	0	0	314	628	0
OSTRACODA							0	1.571	314	0	16.352	2.515
Cypridae							0	1.571	314	0	16.352	2.515
<i>Cypria ophthalmica</i>		3			26	2	0	943	0	0	16.352	2.515
<i>Cypria</i> sp. juv.		2	1				0	628	314	0	0	0
HARPACTICOIDA							0	30.188	15.722	0	628	0
Canthocamptidae							0	30.188	15.722	0	628	0
<i>Attheyella wierzejski</i>		80	7		1		0	25.157	2.201	0	628	0
<i>Bryocamptus equinatus</i>		16	21				0	5.031	6.603	0	0	0
Canthocamptidae gen. sp. Cop.			22				0	0	6.918	0	0	0
CYCLOPOIDA							0	1.257	0	0	0	0
Cyclopidae							0	1.257	0	0	0	0
<i>Acanthocyclops vernalis</i>		1					0	314	0	0	0	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		3					0	943	0	0	0	0
ANOMOPODA							314	25.785	0	0	15.094	0
Chydoridae							314	25.785	0	0	15.094	0
<i>Acroperus harpae</i>		3					0	943	0	0	0	0
Aloninae gen. sp. juv.		14					0	4.402	0	0	0	0
<i>Biapertura affinis</i>	1	65			24		314	20.440	0	0	15.094	0
HYDRACARINA							0	1.257	0	314	1.885	1.257
Limnohalacaridae							0	1.257	0	0	628	1.257
<i>Soldanellonyx chappuisi</i>						1	0	0	0	0	0	1.257
<i>Soldanellonyx monardi</i>		4			1		0	1.257	0	0	628	0
Lebertiidae							0	0	0	314	0	0
<i>Lebertia</i> sp.				1			0	0	0	314	0	0
Oribatidae							0	0	0	0	1.257	0
Oribatidae gen.sp.					2		0	0	0	0	1.257	0
DIPTERA							1.256	314	0	942	0	0
Chironomidae							1.256	314	0	942	0	0
<i>Apsectrotanytus trifascipennis</i>	2						628	0	0	0	0	0
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	1	1					314	314	0	0	0	0
<i>Paracladopelma laminata</i> gr.	1			1			314	0	0	314	0	0
<i>Paracladopelma nigritula</i>				1			0	0	0	314	0	0
<i>Microspectra atrofasciata</i> agg.				1			0	0	0	314	0	0

Tabelle 4.6.11: Gesamtbandanz und Biomassen (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertrebraten aus dem Mittleren Landschitzsee 2001

Tiefenstufe	Abundanz				Biomasse				Biomasse			
	3 m		15 m		3 m		15 m		3 m		15 m	
	[Ind. m <sup>-2</sup> ]	[%]	[Ind. m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg dw m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg dw m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg fw m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg fw m <sup>-2</sup> ]	[%]
Nematoda	5.975	6,4	33.962	45,2	3	0,0	17	0,1	18	0,0	102	0,1
Bivalvia	1.572	1,7	943	1,3	634	8,8	208	1,1	3.805	8,8	1.245	1,1

Tiefenstufe	Abundanz				Biomasse				Biomasse			
	3 m		15 m		3 m		15 m		3 m		15 m	
Oligochaeta	7.233	7,8	943	1,3	908	12,6	1.135	6,2	5.448	12,6	6.809	6,2
Ostracoda	1.887	2,0	18.868	25,1	9	0,1	94	0,5	57	0,1	566	0,5
Harpacticoida	45.912	49,5	629	0,8	92	1,3	1	0,0	551	1,3	8	0,0
Cyclopoida	1.258	1,4	0	0,0	6	0,1	0	0,0	35	0,1	0	0,0
Anomopoda	26.101	28,1	15.094	20,1	40	0,6	23	0,1	238	0,6	136	0,1
Acari	1.258	1,4	2.201	2,9	5	0,1	52	0,3	30	0,1	311	0,3
Chironomidae	1.572	1,7	2.516	3,3	5.489	76,4	16.714	91,6	32.935	76,4	100.282	91,6
Summe	92.767		75.157		7.186		18.243		43.116		109.459	

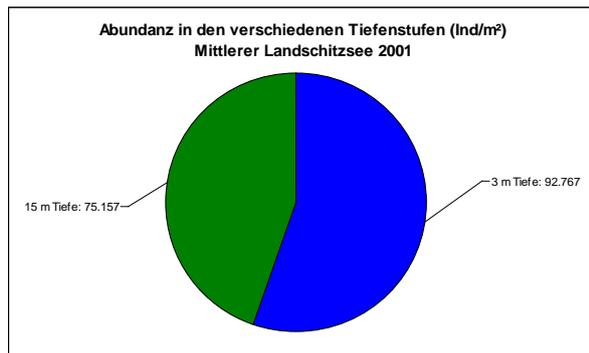
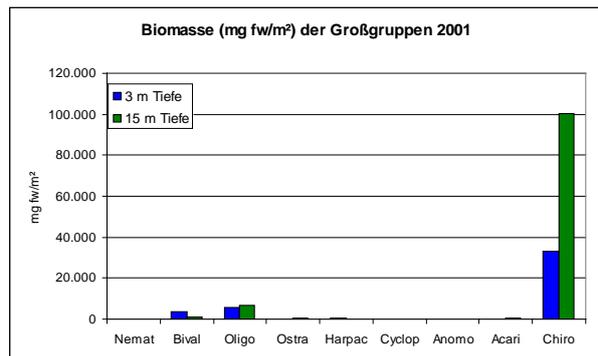
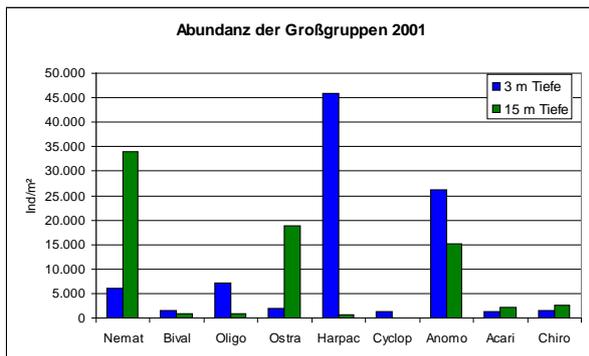


Abbildung 4.6.16: Abundanz und Biomasse im Mittleren Landschitzsee 2001

Die häufigsten Tiergruppen im Mittleren Landschitzsee waren in 3 m Tiefe Harpacticoida und Anomopoda, in 15 m Tiefe dominierten Nematoden, Ostracoden und Anomopoden. Biomassemäßig stell-

ten aber die Chironomiden in beiden Tiefenstufen den Hauptanteil. Mit einer Biomasse bis zu 109.460 mg fw/m<sup>2</sup> wurden im Mittleren Landschitzsee relativ hohe Werte erreicht (Abb. 4.6.16).

Tabelle 4.6.12: Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertebraten aus dem Unterer Landschitzsee 2001

Unterer Landschitzsee	Zähl- und Abundanzdaten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]					
Tiefenstufe	3 m			15 m			3 m			15 m		
Fraktion [mm]	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
NEMATODA							0	6.316	13.836	0	0	7.547
Ironidae							0	5.031	0	0	0	0
<i>Ironus tennicandatus</i>		8					0	5.031	0	0	0	0
Tobrilidae							0	1.258	2.561	0	0	1.258
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>		2	2			1	0	1.258	2.516	0	0	1.258
Monhysteridae							0	0	6.289	0	0	6.289
<i>Monhystera paludicola</i>			5			5	0	0	6.289	0	0	6.289
Ethmolaimidae							0	0	5.031	0	0	0
<i>Ethmolaimus pratensis</i>			4				0	0	5.031	0	0	0
BIVALVIA							943	1.258	0	0	0	0
Sphaeriidae							943	1.258	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	3	2					943	1.258	0	0	0	0
HIRUDINEA							314	0	0	0	0	0
Glossiphoniidae							314	0	0	0	0	0
<i>Glossiphonia</i> sp. juv.	1						314	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA							314	2.516	25.157	943	629	0
Naididae							0	0	25.157	0	0	0
<i>Chaetogaster langi</i>			19				0	0	23.899	0	0	0
<i>Homochaeta naidina</i>			1				0	0	1.258	0	0	0
Tubificidae							314	2.516	0	943	629	0
<i>Spirosperma ferox</i>				2	1		0	0	0	629	629	0
Tubificidae gen. sp. juv.	1	4		1			314	2.516	0	314	0	0
OSTRACODA							0	0	0	314	19.497	0
Candonidae							0	0	0	0	629	0
<i>Candona neglecta</i> gr.					1		0	0	0	0	629	0
Cyprididae							0	0	0	314	18.868	0
<i>Cypria ophthalmica</i>				1	30		0	0	0	314	18.868	0
CYCLOPOIDA							0	2.516	0	0	629	0
Cyclopidae							0	2.516	0	0	629	0
Cyclopidae gen. sp. Copeodid		2					0	1.258	0	0	0	0
<i>Eucyclops serrulatus</i>		1					0	629	0	0	0	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		1			1		0	629	0	0	629	0
ANOMOPODA							314	33.333	0	0	1.887	0
Chydoridae							314	33.333	0	0	1.887	0
<i>Acroporus burpae</i>		1					0	629	0	0	0	0
Aloninae gen. sp. juv.		1					0	629	0	0	0	0
<i>Biapertura affinis</i>	1	51			3		314	32.075	0	0	1.887	0
DIPTERA							2.515	1.258	0	1.257	629	0
Chironomidae							2.515	1.258	0	1.257	629	0
<i>Procladius</i> sp. A	4						1.258	0	0	0	0	0
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>							0	0	0	0	0	0
<i>Paracladius</i> sp.				1			0	0	0	314	0	0

Unterer Landschitzsee	Zählraten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]					
Tiefenstufe	3 m			15 m			3 m			15 m		
Fraktion [mm]	>1	0,2-1	0,1-0,2	>1	0,2-1	0,1-0,2	>1	0,2-1	0,1-0,2	>1	0,2-1	0,1-0,2
<i>Parakiefferiella bathophila</i>	3	2					943	1.258	0	0	0	0
<i>Chironomus</i> sp.	1			1			314	0	0	314	0	0
<i>Phaenopsectra</i> sp.				2			0	0	0	629	0	0
<i>Polypedilum convictum</i>					1		0	0	0	0	629	0

Tabelle 4.6.13: Gesamtabundanzen und Biomassen (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertrebraten aus dem Unteren Landschitzsee 2001

Tiefenstufe	Abundanz				Biomasse				Biomasse			
	3 m		15 m		3 m		15 m		3 m		15 m	
	[Ind. m <sup>-2</sup> ]	[%]	[Ind. m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg dw m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg dw m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg fw m <sup>-2</sup> ]	[%]	[mg fw m <sup>-2</sup> ]	[%]
Nematoda	20.126	22,3	7.547	22,6	10	0,1	4	0,02	60	0,1	23	0,02
Bivalvia	2.201	2,4	0	0,0	530	7,3	0	0,0	3.179	7,3	0	0,00
Oligochaeta	27.987	31,0	1.572	4,7	2.906	39,9	2.640	11,9	17.438	39,9	15.838	11,9
Ostracoda	0	0,0	19.811	59,4	0	0,0	99	0,4	0	0,0	594	0,4
Cyclopoida	2.516	2,8	629	1,9	14	0,2	2	0,01	85	0,2	14	0,01
Anomopoda	33.648	37,3	1.887	5,7	51	0,7	3	0,01	306	0,7	17	0,01
Chironomidae	3.774	4,2	1.887	5,7	3.776	51,8	19.453	87,6	22.657	51,8	116.715	87,6
Summe	90.252		33.333		7.287		22.200		43.725		133.201	

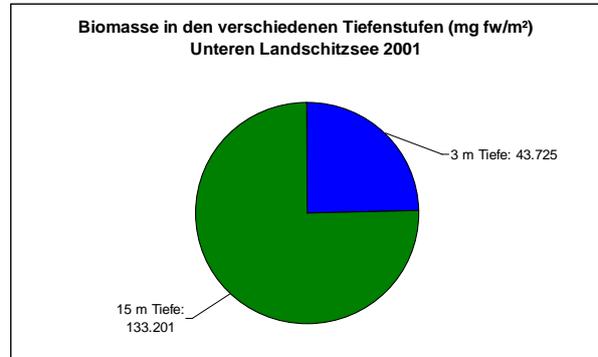
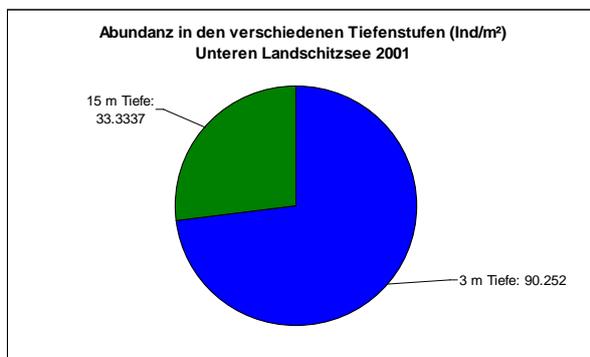
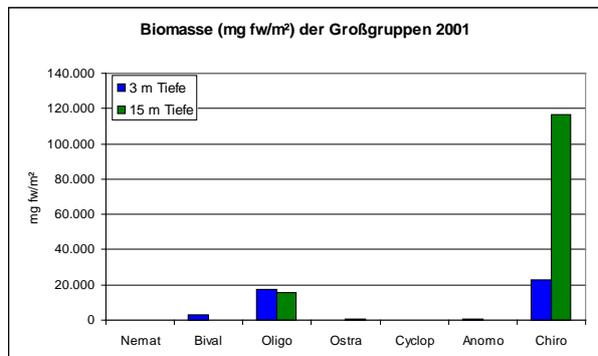
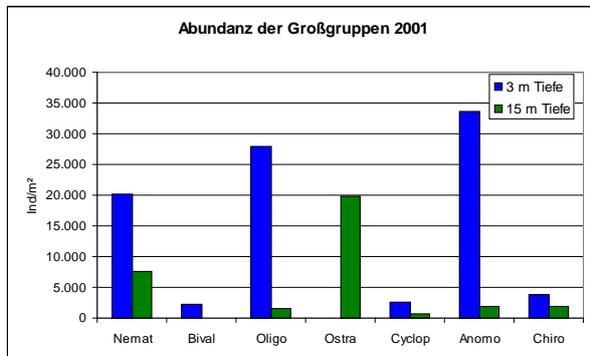


Abbildung 4.6.17: Abundanzen und Biomassen im Unteren Landschitzsee 2001

Die häufigsten Tiergruppen im Unteren Landschitzsee waren in 3 m Tiefe Anomopoden mit 37 %, Oligochaeten mit 31 % und Nematoden mit 22 %; in 15 m Tiefe dominierten Ostracoden mit 59 %. Biomassemäßig stellten auch hier die Chironomiden in

beiden Tiefenstufen mit 88 % den Hauptanteil, gefolgt von den Oligochaeten mit 22 % (Tab.: 4.6.13 und Abb. 4.6.17). Mit der Gesamtbio­masse bis zu 133.201 mg fw/m<sup>2</sup> wurden im Unteren Landschitzsee hohe Werte erreicht.

#### 4.6.5.4 Mollusken

In den drei Landschitzseen wurde bei Uferabsammlungen (LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ 2001) und in den Benthalproben (LAND SALZBURG - GE-

WÄSSERSCHUTZ (2002) nur die Gattung *Pisidium* sp. vereinzelt bis massenhaft gefunden (Tab. 4.6.14).

Tabelle 4.6.14: Molluskenfunde (ausschließlich *Pisidium* sp.) in den Landschitzseen

<i>Pisidium</i> sp.		
	Individuendichte	Fundort
Oberer Landschitzsee	Vereinzelt bis massenhaft	im Zufluss, in schlammigen Kuhtritten, Quellaustritten und Wollgrastümpeln neben dem See
Mittlerer Landschitzsee	mäßig	im Schlamm zwischen Felsblöcken bei einem kleinen Quellaustritt im Westteil des Sees
Unterer Landschitzsee	vereinzelt bis massenhaft	vor allem beim Seeabfluss im Westteil (Grashorste und Erdanrisse) und in Kuhtritten am Nordufer

#### 4.6.5.3 Fische

Nach Kollmanns Fischereikarte von Salzburg 1898 (JÄGER & SCHILLINGER 1988, 2003) beherbergen die Seen den Saibling ("*Salmo salvelinus*") und die Seeforelle ("*Salmo trutta f. lacustris*"). Gegenwärtig leben in allen drei Seen Seesaiblinge (*Salvelinus alpinus* L.), die phänologisch und genetisch untersucht wurden. Da-

bei konnte eine Verwandtschaft dieser Fische zum Saibling aus dem Altaussee See nachgewiesen werden (JÄGER et al. 2010). Im Unteren Landschitzsee wurden zusätzlich Bachforellen, Koppen und Elritzen nachgewiesen.

#### 4.6.6 Zusammenfassung

Der Obere Landschitzsee wies im Sommer 2001 keine stabile Temperaturschichtung auf. Auch der Mittlere und Untere Landschitzsee bildeten keine klare Temperatur-Sprungschicht aus. Der Wasserkörper aller drei Seen war bis zum Grund mit Sauerstoff leicht übersättigt. Die geographische Lage im Kristallin bewirkt eine ausgesprochen niedrige Leitfähigkeit. Auf Grund des geringen Kalkgehaltes ist die Pufferkapazität sehr niedrig und die Photosynsetätigkeit des Phytoplanktons macht sich rasch durch eine pH-Wert Erhöhung bemerkbar.

Die Sichttiefe ist bei allen drei Seen hoch. Mit einem mittleren Gesamtphosphorgehalt von 0,003 mg/l im Mittleren bis 0,005 mg/l im Obereren Landschitzsee sind sie sehr nährstoffarm. Die Zoobenthos Untersuchungen ergaben für alle drei Seen eine mittlere Biomassenentwicklung.

In allen drei Seen leben Seesaiblinge. Im Unteren Landschitzsee wird die Fischgesellschaft durch Bachforelle, Elritze und Koppe ergänzt.

#### 4.6.7 Literatur zu den Landschitzseen

HAUER W. (2001): Auf Wildsaiblinge im Reich des Steinadlers. – Österr. Fischerei, 54: 258 - 250  
HONSIG-ERLENBURG W. (1980): Die Variation morphometrischer und biochemischer Merkmale des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Hallstättersee. - Dissertation, Univ. Wien.  
JÄGER P., SCHILLINGER I. (1988): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898". – Österr. Fischerei, 41: 202 – 209

JÄGER P., SCHILLINGER I. (2003): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Fische in Salzburgs Gewässern, Stand 1898". Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. – Land Salzburg – Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 1: 1-55, 10 Sectionen, 1 Gesamtblatt  
JÄGER P., ZICK D. (2010): Fischereibiologische Untersuchungen an vier Bergseen im Bundesland Salzburg. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 7: 193 – 232

- JÄGER P., LAHNSTEINER F., ZICK D. (2010): Woher stammen die Saiblingspopulationen in Salzburger Gebirgsseen? – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 7: 241 - 269
- KAIBLINGER C. M. (2003): Rekonstruktion klimaabhängiger Umweltvariablen mittels Diatomeen in einem hochalpinen See der Zentralalpen (Oberer Landschitzsee, Niedere Tauern). - Diplomarbeit Univ. Wien, 1 - 57
- KAMENIK C., SCHMIDT R. (2005): Chrysophyte resting stages: a tool for reconstructing winter/spring climate from Alpine lake sediments. – Boreas, 33: 477 - 489
- KAMENIK C., SCHMIDT R., KUM G., PSENNER R. (2001): The influence of catchment characteristics on the water chemistry of mountain lakes. – Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 33: 404 - 409
- KAMENIK C., KOINIG K.A., SCHMIDT R. (2005). Potential effects of pre-industrial lead pollution on algal assemblages from an Alpine lake. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 29: 535 - 538
- KAMENIK C., SZEROCZYŃSKA K., SCHMIDT R. (2007): Relationship among recent Alpine Cladocera remains and their environment: implications for climate-change studies. – Hydrobiologia, 594: 33 - 46
- KUHN C. (2002): Ausgewählte geomorphologische Merkmale in Österreich und den Alpen. – URL: [www.8ung.at/geologie/ggeomorp.htm](http://www.8ung.at/geologie/ggeomorp.htm); abgerufen 12.3.2008
- LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ (2001): Sind die Schneckenpopulationen Salzburger Bergseen mit humanpathogenen Gabelschwanzlarven befallen? (Bearbeitung: JEKEL I., ZICK D.) – unveröff. Bericht, 1 - 36
- LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ (2002): Zoobenthosuntersuchung verschiedener Seen Salzburgs, Teil 1: Angersee, Lungauer Klaffersee, Zwerfenbergsee, Landschitzseen, Seewaldsee, Prebersee, Schwarzkarlsee, Seetaler See - Bearbeiter: G. WOLFRAM und M. SALBRECHTER, unveröff. Bericht, 1 - 34
- ORTNER F., SAGMEISTER R. (1992): Lessach im Lungau. Geschichte und Gegenwart eines Dorfes; Salzburg (Verlag Salzburger Druckerei).
- SCHMIDT R. (2003): Einflüsse holozäner Klimaschwankungen und der Almwirtschaft auf alpine Seen der Zentralalpen (Lungau) – Land Salzburg - Gewässerschutz, Manuskript 1 - 23.
- SCHMIDT R., KAMENIK C. (2010): Paläolimnologische Untersuchungen an Salzburger Bergseen. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 7: 233 - 239
- SCHMIDT R., KAMENIK C., HETZEL M., KAIBLINGER C. (2003): Holocene climate and anthropogenic impacts on two Austrian alpine lakes: instrumental records based inference models and multi-proxy approach studies. – Geophys. Res. Abstr., 5: 01049, 1 - 2
- SCHMIDT R., KAMENIK C., KAIBLINGER C., HETZEL M. (2004a): Tracking Holocene environmental changes in an alpine lake sediment core: application of regional diatom calibration, geochemistry, and pollen. - J. Paleolimnol., 32: 177 - 196
- SCHMIDT R., KAMENIK C., LANGE-BERTALOT H. & R. KLEE (2004b): *Fragilaria* and *Staurisira* (Bacillariophyceae) from sediment surfaces of 40 lakes in the Austrian Alps in relation to environmental variables, and their potential for paleoclimatology. - J. Limnol., 63: 171 - 189
- SCHMIDT R., KAMENIK C., ROTH M. (2007): Siliceous algae-based seasonal temperature inference and indicator pollen tracking ca. 4,000 years of climate/land use dependency in the southern Austrian Alps. – J. Paleolimnol., 38: 541 - 554
- SCHMIDT R., KAMENIK C., TESSADRI R., KOINIG K. A. (2006). Climatic changes from 12,000 to 4,000 years ago in the Austrian Central Alps tracked by sedimentological and biological proxies of a lake sediment core. – J. Paleolimnol., 35: 491 - 505
- SCHMIDT R., KOINIG K.A., THOMPSON R., KAMENIK C. (2002): A multi proxy core study of the last 7000 years of climate and alpine land-use impacts on an Austrian mountain lake (Unterer Landschitzsee, Niedere Tauern). - Palaeogeogr. Palaeoclim. Palaeoecol., 187: 101 - 120
- SCHMIDT R., ROTH M., TESSADRI R., WECKSTRÖM K. (2007): Disentangling Late-Holocene climate and land use impacts on an Austrian Alpine Lake using seasonal temperature anomalies, ice-cover, sedimentology, and pollen tracers. - J. Palaeolimnol., <http://www.springerlink.com/content/0883582710804302/>; DOI 10.1007/s10933-007-9174-2, Publ. 8.12.2007
- THOMPSON R., KAMENIK C., SCHMIDT R. (2005): Ultra-sensitive Alpine lakes and climate change. – J. Limnol., 64: 139 - 152
- ZICK D., GASSNER H., RINNERTHALER M., JÄGER P., PATZNER R.A. (2006): Application of population size structure indices to Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Alpine lakes in Austria. – Ecol. Freshwat. Fish., 16: 54 - 63

## 4.7 Angersee, Lungauer Klaffersee, Zwerfenbergsee (Gemeinde Lessach)

### 4.7.1 Allgemeines

In den Schladminger Tauern liegen nordwestlich der Landschitzseen der Zwerfenbergsee, der Angersee und der Lungauer Klaffersee. Der Angersee und Zwerfenbergsee bilden dabei eine Seenkette. Der Klaffersee ist nicht mit ihnen verbunden und liegt etwas weiter westlich (Abb. 4.7.1, 4.7.2, 4.7.4 und 4.7.5). Der Abfluss dieser im Kristallin gelegenen Gebirgsseen gelangt in den Lessachbach und schließlich in die Mur.

Alle drei Gewässer sind beliebte Ausflugsziele von Bergwanderern. Im Einzugsgebiet befinden sich

Almwiesen und wenige unbewirtschaftete Schutzhöfen.

Die Seen sind im Besitz der Österreichischen Bundesforste und werden von verschiedenen Fischereipächtern bewirtschaftet. Im Zwerfenbergsee erfolgt dabei ein Besatz von Bachforellen und Seesaiblingen, der Lungauer Klaffersee und der Angersee werden nicht besetzt, in ihnen leben zahlreiche Schwarzreuter (ZICK et al. 2006).



Abbildung 4.7.1: Angersee (Foto: P. Jäger)

### 4.7.2 Geografische und morphometrische Daten

Tabelle 4.7.1: Geografische und morphometrische Daten der Seen

			Angersee	Lungauer Klaffersee	Zwerfenbergsee
Koordinaten im BMN	Rechtswert	m	486 335	485 236	486 335
	Hochwert	m	239 068	238 316	239 068
Geografische Länge Ost			13,8137	13,7991	13,8108
Geografische Breite Nord			47,2900	47,2833	47,2855
Höhenangabe	h	m ü. A.	2.095	2.195	2.025
Seefläche	F	ha	3,2	3,8	10,5
Tiefe	z <sub>m</sub>	m	6,3	~ 16,5	35,7
Relative Tiefe	z <sub>r</sub>	%	3,1	7,5	9,8
Länge	l <sub>max</sub>	m	305	330	415
Breite	b <sub>max</sub>	m	160	165	340
Uferlänge	L	m	750	1050	1250
Uferentwicklung	D <sub>L</sub>		1,18	1,52	1,09

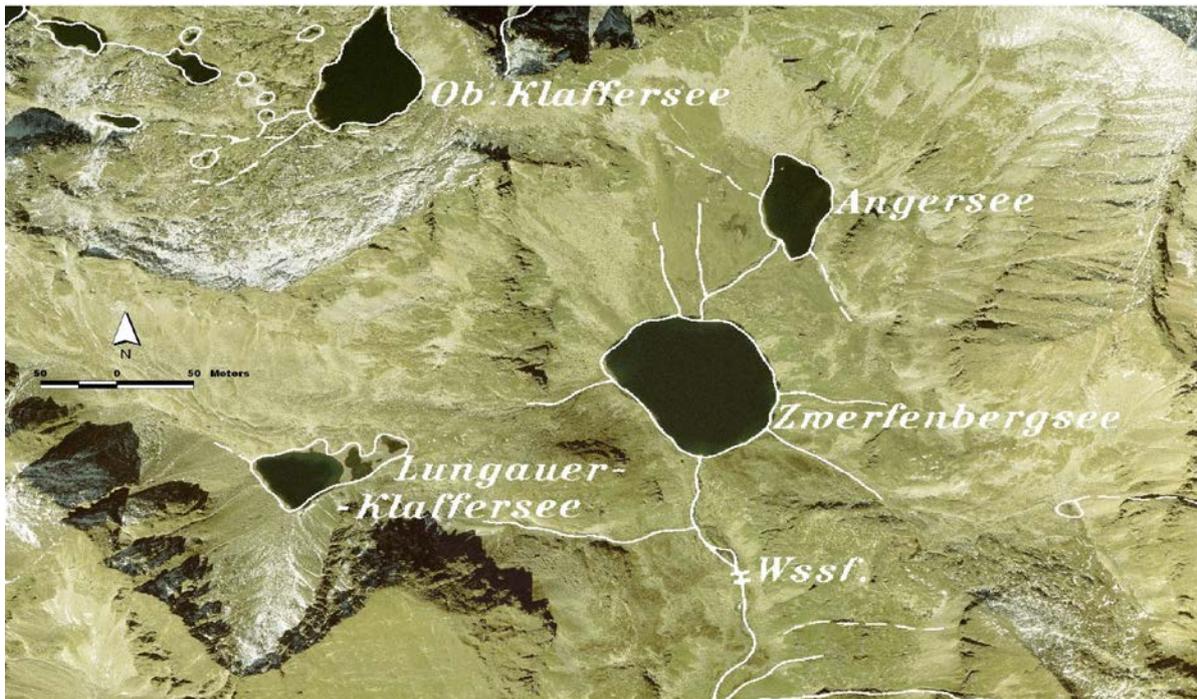


Abbildung 4.7.2: Orthofoto von Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

### 4.7.3 Probenahmetermine

In Tabelle 4.7.2 sind die Probenahmetermine der einzelnen Untersuchungen der drei Seen zusammengefasst.

Tabelle 4.7.2: Probenahmetermine Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

	Physikalische und chemische Untersuchungen	Phytoplankton	Zoobenthos
Angersee	11.08.2003, 18.7.2005	11.08.03.; 18.07.05	11.08.2003
Lungauer Klaffersee	22.07.2002	22.07.02	22.07.2002
Zwerfenbergsee	23.07.2002, 12.08.2003, 18.7.2005	23.07.02.; 12.08.03.; 18.07.05	23.07.2002; 12.08.2003

### 4.7.4 Physikalische und chemische Messdaten

#### 4.7.4.1 Sichttiefe

Im seichten Angersee reichte die Sichttiefe immer bis zum Grund des Gewässers in 6 m Tiefe. Im Zwerfenbergsee wurden Sichttiefen bis 15 m erreicht. Im Vergleich dazu wurden im Lungauer Klaffersee, bei

allerdings sehr schlechten Probenahmebedingungen bei starkem Wind nur 4 m gemessen (Abbildung 4.7.3).

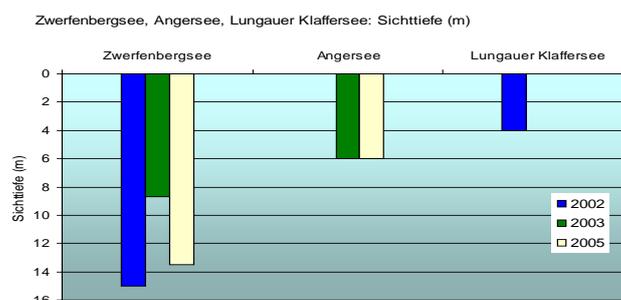


Abbildung 4.7.3: Sichttiefe im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee



Abbildung 4.7.4: Lungauer Klaffersee (Foto: P. Jäger)



Abbildung 4.7.5: Zwerfenbergsee; auf der Felsschulter links der Angersee (Foto: P. Jäger)

#### 4.7.4.2 Temperatur

Im nur 6 m tiefen Angersee wurde die Temperatur in 1-m-Intervallen gemessen (Abb. 4.7.6). Im außergewöhnlich warmen Sommer 2003 konnte eine thermische Schichtung unterhalb des bis 4 m durchmischenden Wasserkörpers festgestellt werden. Ab zirka 4 m Tiefe nimmt die Temperatur von rund 13 °C auf 8,7 °C ab. Im vergleichsweise kühlen Jahr 2005 betrug die Temperaturdifferenz zwischen Oberfläche und Grund nur 1,4 °C.

Im Lungauer Klaffersee konnten auf Grund des starken Windes nur wenige und weit auseinander

liegende Tiefen beprobt werden. Der See war geschichtet, die genaue Lage der Sprungschicht konnte jedoch nicht festgestellt werden.

Im 35,7 m tiefen Zwerfenbergsee wurde die Temperatur bis 20 m Tiefe elektrisch gemessen, unterhalb davon stammen die Daten aus der Schöpferprobe.

An den Untersuchungstagen im Sommer war der See thermisch geschichtet. Die durchmischte Oberflächenschicht reichte dabei in 3 bis 4 m Tiefe. Die anschließende mächtig ausgebildete Temperatursprungschicht reicht in Tiefen zwischen 9 und 17 m.

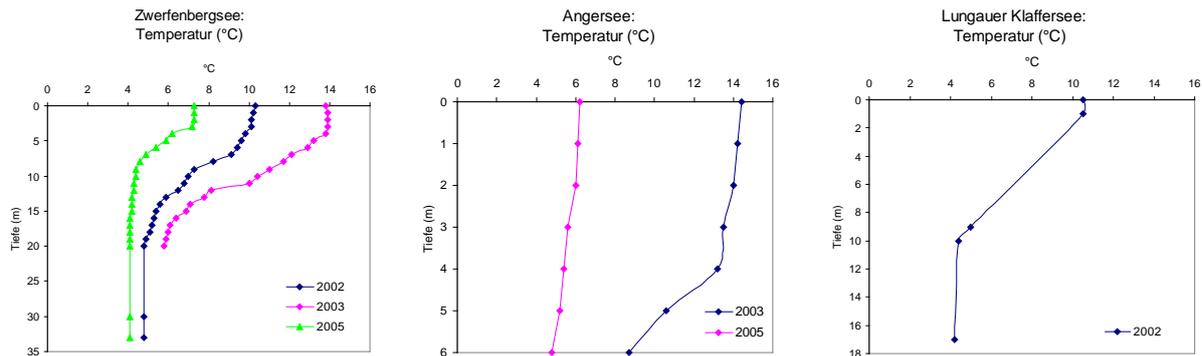


Abbildung 4.7.6: Temperatur (°C) im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

Von August 2003 bis Juli 2005 wurden im Angersee und Zwerfenbergsee 8-bit Minilog TX Datalogger mit sechsständlicher Messung in verschiedenen Wassertiefen zur automatischen Temperaturregistrierung exponiert.

Wegen seiner geringen Tiefe von 6,3 m ist der Angersee während der eisfreien Periode nur über kurze Zeiträume thermisch geschichtet. Durch die Windarbeit wird die Schichtung immer wieder rasch abgebaut, was von Beginn der Messungen bis etwa Anfang September 2003 zu beobachten war. Als höchste Temperatur wurden im sehr warmen Sommer 2003 in 2,8 m Wassertiefe 14,5 °C gemessen. Die maximale Temperaturdifferenz zwischen der Oberflächen- und der Tiefenschicht betrug dabei 3,7 °C. Unter der Winterdecke kann sich dagegen eine stabile inverse Temperaturverteilung aufbauen, was im Winter 2004/2005 deutlich zu beobachten ist (s. Abb. 4.7.7).

Die Homothermie des Angersees dauerte nach dem Sommer 2003 von Anfang September bis zur Eislegung am 10. Oktober rund 40 Tage. Die Abkühlungsphase des gesamten Wasserkörpers von etwa 13,2 °C auf 0,5 °C wurde dabei von zwei kürzeren Erwärmungsphasen unterbrochen. Der Temperaturrückgang von 7,5 °C auf 0,5 °C erfolgte durch offensichtlich massive Windeinwirkung rasant innerhalb von 5 Tagen. Nach der Eislegung erwärmt sich das

Wasser im gesamten See wieder auf die Temperatur der größten Dichte von 4 °C, die in der Seetiefe bis zum Winterende bestehen bleibt. Die oberflächlichen Schichten beginnen erst ab etwa Anfang März langsam auf etwas weniger als 2 °C abzukühlen.

Etwa um den 9. Juli 2004, rund 9 Monate nach der Eislegung, war der See wieder eisfrei. Es folgte eine rund zwei Wochen dauernde Volldurchmischungsphase, während der sich das Wasser von 3 auf 6 °C erwärmt. Nur rund 3 Wochen bis Mitte August weist der See eine, wenn auch instabile Temperaturschichtung auf, wobei wie im Vorjahr ein maximaler Temperaturunterschied von 4 °C zwischen Oberfläche und Seetiefe registriert wurde. Mit knapp 11 °C erreichte der See im Sommer 2004 die höchste Oberflächentemperatur. Damit war er um 3,5 °C kühler als im Vorjahr.

Auf die wieder um Mitte August beginnende Abkühlungsphase, die von einigen Erwärmungsphasen unterbrochen wurde, frod der See spätestens am 10. November zu. Die Winterbedeckung dauerte bis Ende Juni 2005 und war damit etwa einen Monat kürzer als der vorangegangene Winter. Im Gegensatz zum Vorwinter, in dem sich die inverse Temperaturschichtung erst ab Mitte März auszubilden begann, war das Wasser während des gesamten Zeit unter der Eisedecke stabil geschichtet.

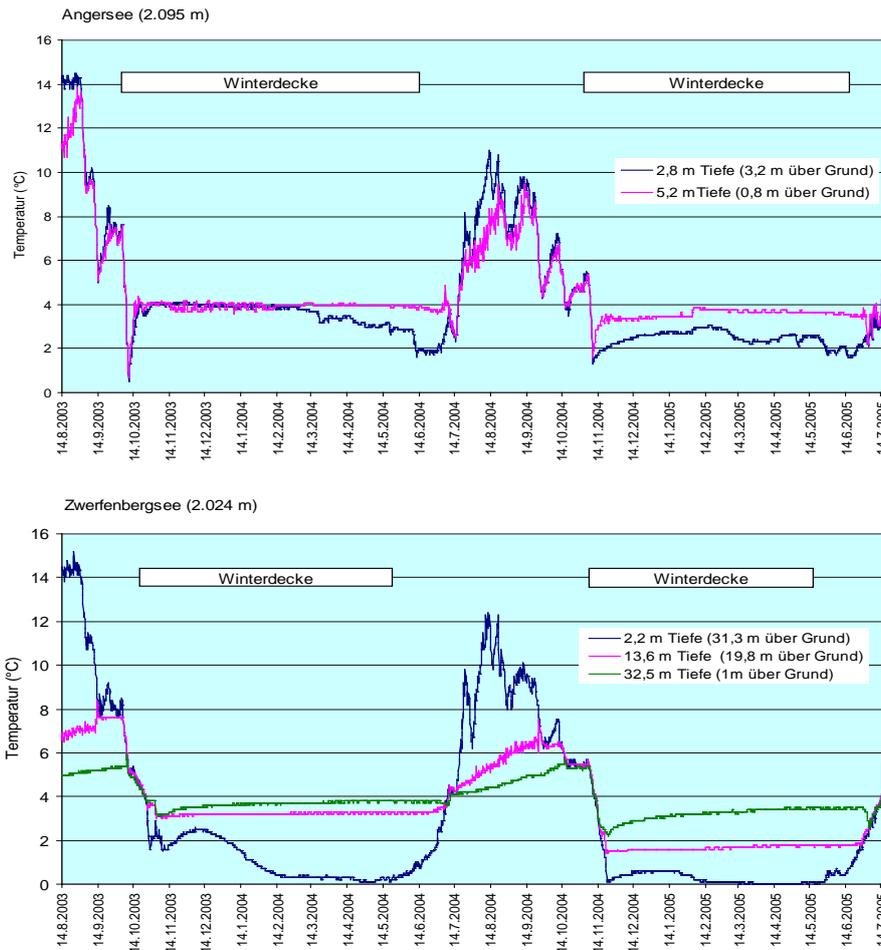


Abbildung 4.7.7: Temperaturverlauf im Angersee und Zwerfenbergsee von 14. August 2003 bis 14. Juli 2005.

Der zeitliche Temperaturverlauf des 70 m tiefen gelegenen und 36 m tiefen Zwerfenbergsees gleicht dem des Angersees. Im August 2003 wurde mit 15,2 °C die höchste Oberflächentemperatur registriert. Mitte September war der See bis in 14 m bei 8 °C homotherm. Nach einer kurzen Erwärmungsphase erfolgt eine relativ rasche Abkühlung. Innerhalb von 3 Wochen kühlt sich der See von 6,0 auf 3,6 °C ab. Etwa am 28. Oktober ist der See zum ersten Mal kurz zugefroren. Wie aus der 2,2-m-Kurve ersichtlich wird, wird die dünne Eisdecke um den 10. November wieder kurzfristig aufgebrochen. Die endgültige Eislegung dürfte um den 9. November erfolgt sein. Nach der beruhigungsbedingten Erwärmung der Wasserschicht unter Eis von 1,6 °C auf 2,5 °C kühlt sich das Wasser bis zum beginnenden Abbau der Winterdecke Ende Mai kontinuierlich auf das Minimum von 0,1 °C ab. Die Wassertemperatur stagniert in 14 m bei 3,2 °C und 1 m über Grund bei 3,6 °C. Die Phase der Frühjahrshomothermie des Jahres 2004, während dieser sich der gesamte Wasserkörper von 3,6 auf 4,2 °C erwärmt, ist mit etwa 8 Tagen sehr kurz. Es folgt eine sehr rasche Erwärmung der Oberflächenschicht bis zum Maximum von 12,3 °C am 20. August 2004. Über etwa 2 Monate ist der See relativ stabil thermisch geschichtet. In 14 m wird die größte Erwärmung einen Monat

später, bereits in der generellen Abkühlungsphase, mit 7,5 °C erreicht. Die Tiefenschicht erwärmt sich auf maximal 5,7 °C bei herbsthlicher Homothermie des Sees. Nach einer raschen, zwei Wochen dauernden Abkühlung dürfte der See am 11. November 2004 zugefroren sein. In 2 m Tiefe betrug die Temperatur dabei nur 0,1 °C. Im Vergleich zum Vorjahr war der See mit etwa 3 °C in der Tiefe, 1,6 °C in 14 m und bis zu 0 °C in 2 m deutlich kühler. Der Wert von 0 °C in dieser Tiefe deutet auf einen eingefrorenen Messfühler hin. Die Mächtigkeit der Winterdecke dürfte demnach deutlich mehr als 2 m betragen haben. Der Wärmehalt des Sees war im Vorwinter deutlich höher, da sich das Tiefenwasser auf nur 3,6 °C und die mittleren Schichten auf 3,2 °C abkühlten.

Ende Mai 2005 beginnt der Abbau der Winterdecke. Anfang Juli war der See eisfrei. Die Frühjahrsvolldurchmischung ist wieder sehr kurz und dauert nur rund 14 Tage. In diesem Zeitraum erwärmt sich der gesamte Wasserkörper von 2,7 °C auf 4,1 °C.

Die Höhendifferenz von 70 m führt bereits zu einer wesentlich länger dauernden Eisbedeckung des höher gelegenen Angersees. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass dieser wegen seines um etwa den Faktor 3 geringeren Volumens einen wesentlich geringeren Wärmehalt aufweist, der in kürzerer Zeit abgebaut

werden kann und deshalb ein rascheres Zufrieren ermöglicht wird. Der Winter 2003/2004 dauerte mit etwa 272 Tagen um 28 Tage oder 4 Wochen länger als die Eisbedeckung des Zwerfenbergsees mit 244

Tagen. Im Winter 2004/2005 betrug die Dauer der Winterbedeckung des Angeresees 232 Tagen, während der Zwerfenbergsee nur 205 Tagen zugefroren war.

#### 4.7.4.3 pH-Wert

Die pH-Werte zeigten in den einzelnen Seen zwar ein einheitliches Tiefenprofil, schwankten zwischen den Gewässern aber stark (Abb. 4.7.8). Während 2003 im Angersee Werte über pH 8 zu verzeichnen waren, lag im Lungauer Klaffersee der pH-Wert um 6,2. Durch die geologisch bedingte geringe Pufferka-

pazität der Seen, schwankt der pH-Wert durch die Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons beträchtlich. So wurde im Zwerfenbergsee im Sommer 2002 der niedrigste Wert von pH 5,97 über Grund gemessen.

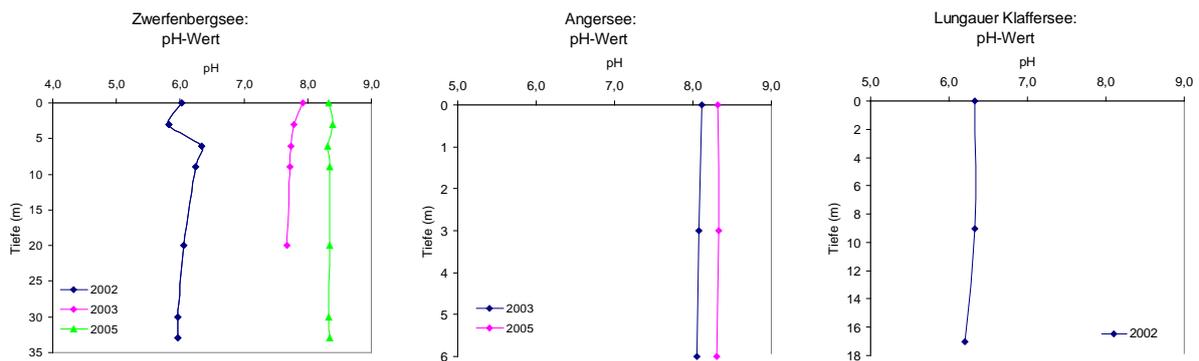


Abbildung 4.7.8: pH im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

#### 4.7.4.4 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist geogen bedingt sehr niedrig (Abb. 4.7.9). Im seichten Angersee bleibt sie von der Oberfläche bis zum Grund konstant bei 21  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Die höchste Leitfähigkeit wurde im Lungauer Klaffersee mit 57  $\mu\text{S}/\text{cm}$  über Grund

gemessen. Im Zwerfenbergsee zeigten sich in beiden Untersuchungsjahren die höchsten Werte in der oberflächennahen Schicht mit 30  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; ab zirka 10 m Tiefe bleibt sie dann um 27  $\mu\text{S}/\text{cm}$  verhältnismäßig konstant.

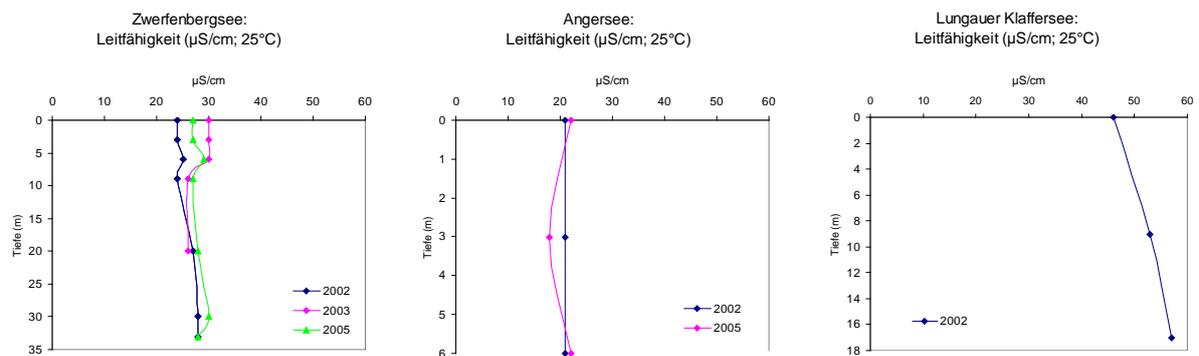


Abbildung 4.7.9: Elektrische Leitfähigkeit im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

#### 4.7.4.5 Sauerstoff

Im Zwerfenbergsee war in beiden Untersuchungsjahren die Sauerstoffkonzentration etwas geringer, als in den anderen beiden Seen (Abb. 4.7.10). 2001 zeigte sich von 8 m bis 11 m Wassertiefe eine Übersättigung, 2003 war im gesamten See die Sauerstoffsättigung mit Werten von 71 % bis 82 % relativ niedrig. Die für Salmoniden kritische Grenze von weniger als 4 mg/l wurde jedoch nie unterschritten. Im seichten

Angersee verlief das Sauerstoffprofil einheitlich. Der See ist bis zum Grund mit Sauerstoff angereichert. Im Jahr 2003 betrug die Sauerstoffsättigung zwischen 85 und 100 %, 2005 war er mit rund 120 % übersättigt. Auch der Lungauer Klaffersee war bis zum Grund ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Bis in 10 m Tiefe konnte bis 106 % eine leichte Übersättigung festgestellt werden.

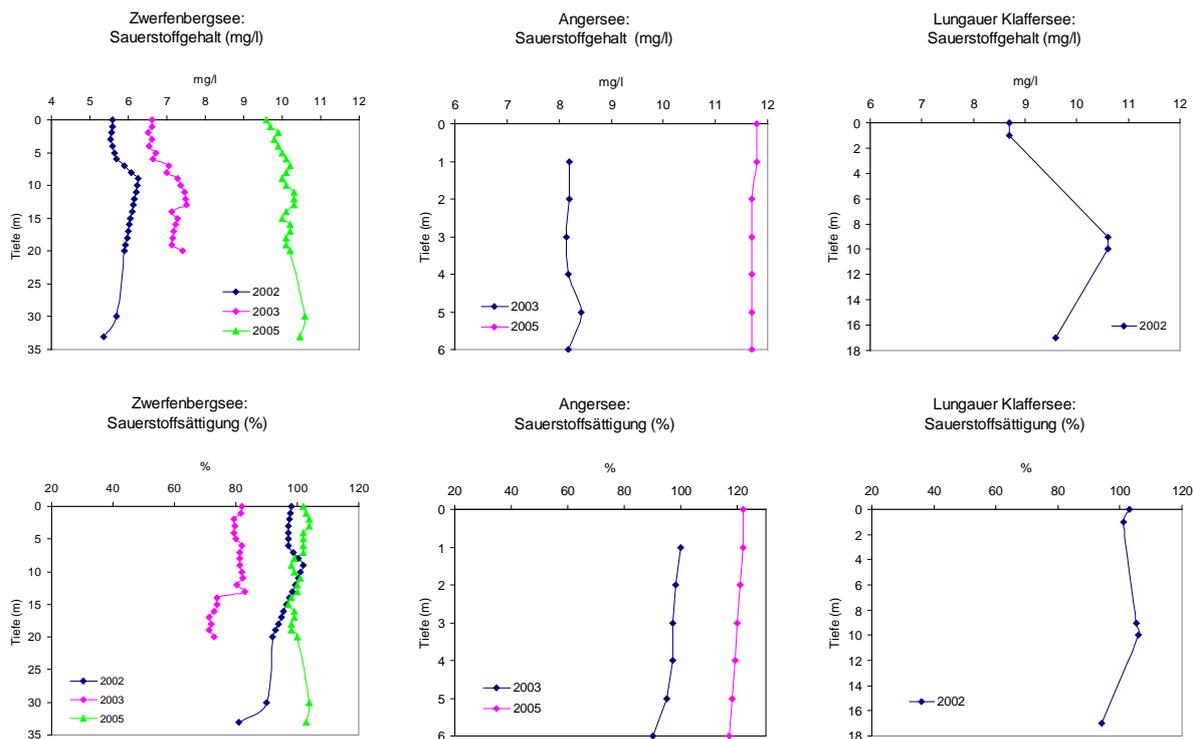


Abbildung 4.7.10: Sauerstoff im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

#### 4.7.4.6 Gesamtphosphor

Im Angersee ist das Tiefenprofil des Gesamtphosphors einheitlich (Abb.4.7.11). Die mittlere Konzentration beträgt 0,005 mg/l. Im Lungauer Klaffersee steigt die Konzentration zum Grund hin auf 0,006

mg/l an; die mittlere Konzentration dieses Sees betrug 0,005 mg/l. Im Zwerfenbergsee liegt die mittlere Gesamtphosphorkonzentration in beiden Untersuchungs-jahren bei 0,004 mg/l.

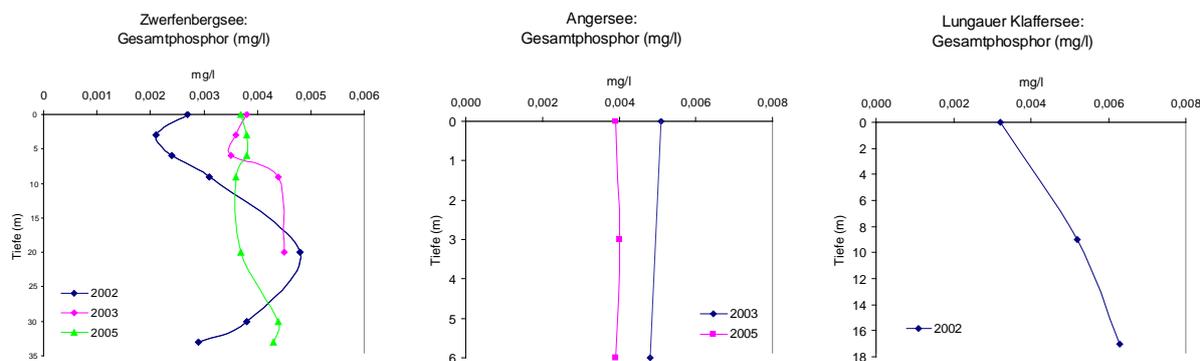


Abbildung 4.7.11: Gesamtphosphor im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

#### 4.7.4.7 Gelöster Phosphor

Die Konzentration des gelösten Phosphors ist in allen drei Seen niedrig (Abb. 4.7.12). Im Angersee wurde eine mittlere Konzentration von 0,003 mg/l erreicht, wobei die Messwerte zum Grund hin leicht ansteigen. Im Lungauer Klaffersee wurde der höchste Wert in 9 m Tiefe mit 0,0021 mg/l festgestellt; die

mittlere Konzentration beträgt 0,002 mg/l. Im Zwerfenbergsee wurden mittlere Konzentrationen von 0,002 mg/l (2002) bzw. 0,003 mg/l (2003) gemessen. Der höchste Wert wurde dabei in 30 m Tiefe mit 0,003 mg/l erreicht.

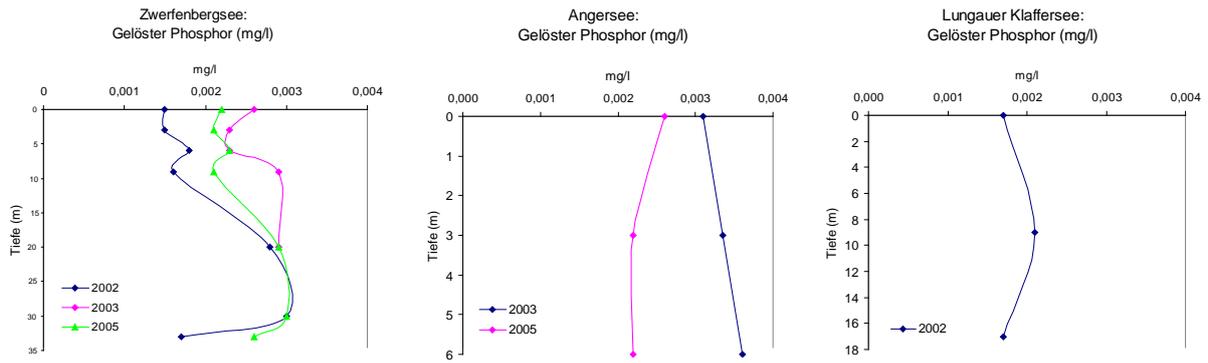


Abbildung 4.7.12: Gelöster Phosphor im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

#### 4.7.4.8 Nitrat-Stickstoff

In allen drei Gewässern ist die Nitrat-Stickstoff-Konzentration gering (Abb. 4.7.13). Die Tiefenverteilung verläuft in der Regel einheitlich. Im Angersee betrug die mittlere Konzentration 0,11 mg/l und im Lungauer Klaffersee 0,19 mg/l. Im Zwerfenbergsee

wurden 2002 etwas niedrigere Nitratwerte gemessen, wobei die mittlere Konzentration bei 0,12 mg/l lag. Im Sommer 2003 erreichte die mittlere Nitrat-N Konzentration 0,15 mg/l.

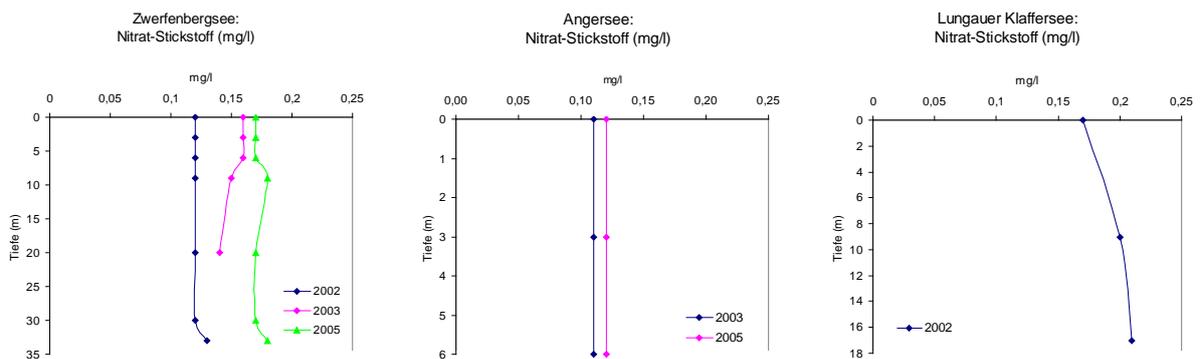


Abbildung 4.7.13: Nitrat-Stickstoff im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

#### 4.7.4.9 Ammonium-Stickstoff

Im Allgemeinen waren die Ammonium-Stickstoff-Werte in allen drei Seen sehr gering (Abb. 4.7.14). Im Angersee und im Zwerfenbergsee lagen sie im Sommer 2003 an der Nachweisgrenze von 0,002 mg/l. Im Lungauer Klaffersee und im Zwerfenbergsee (2002)

betragen die mittleren Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen 0,012 mg/l. Die Variabilität der Tiefenverteilung der Konzentration im Sommer 2002 konnte nicht geklärt werden.

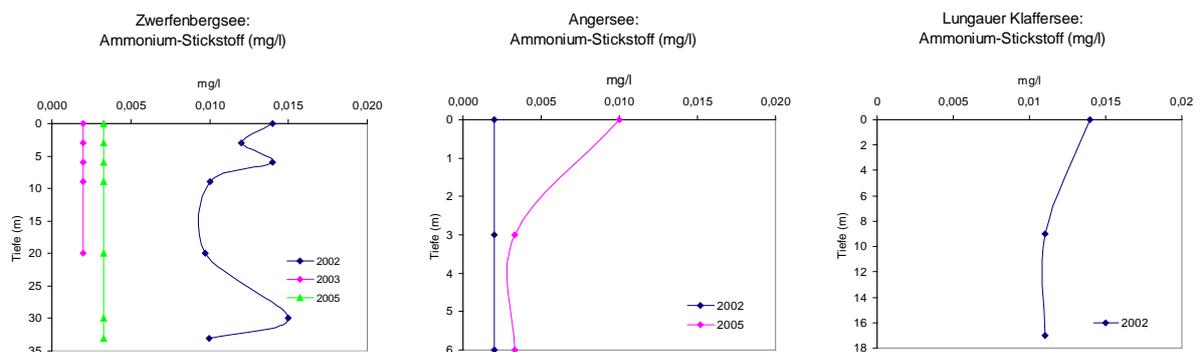


Abbildung 4.7.14: Ammonium-Stickstoff im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

#### 4.7.4.10 Ionenbilanzen

In der Tabelle 4.7.3 sind die Daten für die Ionenbilanzen von Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee zusammengefasst. Die Alkalinität ist bei allen Seen, geogen bedingt, mit durchschnittlich 0,15 mval/l sehr gering. Die Werte schwanken zwischen 0,09 mval/l im Angersee und 0,32 mval/l über Grund im Lungauer Klaffersee. Die Kalziumkonzentrationen schwanken zwischen 2,6 mg/l im Angersee und maximal 8,6 mg/l im Lungauer Klaffersee. Im Zwerfenbergsee wurden Werte von 3,4 bis 6,0 mg/l gemessen. Der Mittelwert erreicht 4,4 mg/l. Der Gehalt an Magnesium schwankt, bei einem Mittelwert von 0,46 mg/l, zwischen 0,12 und 1,1 mg/l. Die

Natrium- und Kaliumkonzentrationen sind mit Werten von 0,23 bis 0,43 mg/l bzw. 0,26 bis 0,85 mg/l niedrig; der Lungauer Klaffersee weist als einziger etwas höhere Kaliumkonzentrationen mit durchschnittlich 0,80 mg/l auf.

Die Nitritwerte liegen fast immer unter der Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze. Die Chloridkonzentrationen sind in den drei Seen erwartungsgemäß niedrig. Als Höchstwert wurden im Zwerfenbergsee 0,26 mg/l gemessen. Sulfat erreichte im Angersee maximal 8,0 mg/l. Im Allgemeinen überwiegen die Kationen, nur im Angersee konnten in der Oberflächenschicht mehr Anionen gemessen werden.

Tabelle 4.7.3: Tabellen der Ionenbilanzen von Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

## Angersee 11.08.2003

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
0,5	14,4	0,24	0,16	4,4	0,24	0,45	0,43	0,0051	0,0031	0,110	0,0090	0,0020	0,15	3,0	0,0421
6	8,7	0,25	0,15	4,4	0,24	0,34	0,43	0,0048	0,0036	0,110	0,0090	0,0020	0,15	3,1	0,0552

## Angersee 18.07.2005

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
0,5	6,2	0,14	0,10	2,6	0,12	0,26	0,31	0,0039	0,0026	0,120	0,0050	0,010	0,073	1,8	0,0117
3	5,7	0,14	0,09	2,6	0,12	0,23	0,26	0,0040	0,0022	0,120	0,0060	0,0033	0,073	1,8	0,0187
6	5,1	0,14	0,10	2,6	0,12	0,25	0,29	0,0039	0,0022	0,120	0,0060	0,0033	0,25	1,9	0,0032

## Lungauer Klaffersee 22.07.2002

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
0,5	8,4	0,37	0,26	6,8	0,36	0,35	0,71	0,0032	0,0017	0,17	0,012	0,014	0,20	6,8	-0,0059
9	5,0	0,43	0,29	7,8	0,48	0,41	0,83	0,0052	0,0021	0,20	0,012	0,011	0,13	7,7	0,0123
16,5	4,3	0,46	0,32	8,6	0,36	0,39	0,85	0,0063	0,0017	0,21	0,0040	0,011	0,20	8,0	0,0036

## Zwerfenbergsee 23.07.2002

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
0,5	10,5	0,25	0,15	3,4	0,97	0,34	0,34	0,0027	0,0015	0,12	0,0040	0,014	0,13	3,4	0,0478
3	10,5	0,25	0,16	3,4	0,97	0,37	0,36	0,0021	0,0015	0,12	0,0040	0,012	0,13	3,4	0,0395
6	9,8	0,25	0,16	3,4	0,97	0,37	0,37	0,0024	0,0018	0,12	0,012	0,014	0,13	3,6	0,0357
9	8,7	0,24	0,15	3,4	0,97	0,37	0,33	0,0031	0,0016	0,12	0,0040	0,0100	0,13	3,4	0,0386
20	5,6	0,28	0,16	3,8	1,1	0,38	0,36	0,0048	0,0028	0,12	0,0040	0,0097	0,13	3,8	0,0614
30	4,8	0,28	0,16	4,0	0,97	0,43	0,44	0,0038	0,0030	0,12	0,0040	0,015	0,20	4,0	0,0598
33	4,8	0,28	0,17	3,6	1,1	0,38	0,44	0,0029	0,0017	0,13	0,0040	0,010	0,26	4,1	0,0435

## Zwerfenbergsee 12.08.2003

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
0,5	13,8	0,34	0,17	6,2	0,36	0,39	0,48	0,0038	0,0026	0,160	0,0090	0,0020	0,15	5,5	0,0779
3	13,7	0,33	0,17	6,0	0,36	0,34	0,45	0,0036	0,0023	0,160	0,0090	0,0020	0,15	5,5	0,0650
6	13,3	0,33	0,17	6,0	0,36	0,37	0,51	0,0035	0,0023	0,160	0,0090	0,0020	0,50	5,6	0,0559
9	11,3	0,32	0,17	5,8	0,36	0,34	0,44	0,0044	0,0029	0,150	0,0090	0,0020	0,15	5,2	0,0611
20	6,5	0,29	0,16	5,4	0,24	0,32	0,51	0,0045	0,0029	0,140	0,0030	0,0020	0,15	4,5	0,0450

## Zwerfenbergsee 18.07.2005

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	Ionenbilanz
m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
0,5	7,4	0,23	0,12	4,2	0,24	0,30	0,39	0,0037	0,0022	0,170	0,0060	0,0033	0,073	4,7	0,0211
3	7,2	0,23	0,12	4,2	0,24	0,30	0,39	0,0038	0,0021	0,170	0,0060	0,0033	0,073	4,6	0,0232
6	5,5	0,23	0,14	4,2	0,24	0,29	0,38	0,0038	0,0023	0,170	0,0050	0,0033	0,073	4,8	-0,0017
9	4,5	0,23	0,13	4,2	0,24	0,28	0,38	0,0036	0,0021	0,180	0,0070	0,0033	0,073	4,8	0,0072
20	4,2	0,23	0,13	4,2	0,24	0,34	0,39	0,0037	0,0029	0,170	0,0070	0,0033	0,25	4,8	0,0058
30	4,2	0,24	0,14	4,4	0,24	0,32	0,42	0,0044	0,0030	0,170	0,0060	0,0033	0,073	5,1	0,0044
33	4,2	0,24	0,12	4,4	0,24	0,30	0,40	0,0043	0,0026	0,180	0,0070	0,0033	0,073	5,1	0,0223

## 4.7.5 Biologische Parameter

### 4.7.5.1 Phytoplankton

In den Seen wurde an verschiedenen Terminen (s. Tab. 4.7.2) das Algenplankton auf seine artenmäßige Zusammensetzung (Tab. 4.7.4) und die Biomasse untersucht. Die Zahl der gefundenen Arten nahm mit zunehmender Höhe ab. Im Zwerfenbergsee wurden 16, im 70 m höher gelegenen Angersee 14 und im nochmals 100 m höheren Lungauer Klaffersee wurden 10 Arten nachgewiesen. Im Zwerfenbergsee waren Chrysophyceen und Kieselalgen mit jeweils 4, die Kryptoflagellaten und Panzergeißelalgen mit

jeweils 3 und die Grünalgen mit 2 Arten vertreten. Im Angersee dominierten Kieselalgen mit 5 Arten, gefolgt von Chrysophyceen und Dinophyceen mit jeweils 3 und Grünalgen mit 1 Art. Im höchstgelegenen Lungauer Klaffersee waren Dinophyceen und Kieselalgen mit jeweils 3 Arten am häufigsten. An Grünalgen wurden 2 Arten nachgewiesen; Chrysophyceen und Kryptophyceen waren jeweils mit einer Art vertreten.

Tabelle 4.7.4: Artenliste des Phytoplanktons im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

	Zwerfenbergsee	Angersee	Lungauer Klaffersee
<b>Chlorophyceae (Grünalgen)</b>			
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	x	x	x
<i>Botryococcus braunii</i>			x
<i>Tetraedron</i> sp.	x		
<b>Chrysophyceae (Goldalgen)</b>			
<i>Chrysohykos skajai</i>		x	
<i>Dinobryon crenulatum</i>	x		
<i>Dinobryon cylindricum</i>	x	x	x
<i>Dinobryon sociale</i>	x	x	
<i>Kephyrion</i> sp.	x		
<b>Cryptophyceae (Kryptoflagellaten)</b>			
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>erosa</i>		x	
<i>Cryptomonas erosa</i> + sp.	x		
<i>Cryptomonas marsonii</i>	x		
<i>Rhodomonas minuta</i>	x	x	x
<b>Dinophyceae (Panzerflagellaten)</b>			
<i>Ceratium hirundinella</i>		x	
<i>Gymnodinium helveticum</i>	x		x
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	x		x
<i>Gymnodinium</i> kl.sp.	x	x	x
<i>Peridinium</i> cf. <i>umbonatum</i>		x	
<b>Diatomeae (Kieselalgen)</b>			
<i>Cyclotella bodanica</i>	x		
<i>Cyclotella</i> cf. <i>comensis</i>	x	x	x
<i>Cyclotella comta</i>		x	
<i>Stephanodiscus "astraea"</i>		x	
<i>Synedra acus</i>	x	x	x
<i>Synedra</i> sp.	x	x	x

Die durchschnittlichen Biomassen sind in den Seen wegen des geringen Nährstoffangebotes erwartungsgemäß niedrig. Trotz der wenigen Probenahmetermine ist in den vergleichbaren Jahren eine Abnahme der Algenfrischmasse mit zunehmender Höhenlage der Seen feststellbar (Abb. 4.7.15).

So betrug im Zwerfenbergsee die Phytoplanktonbiomasse im Sommer 2002 im Mittel 154 mg/m<sup>3</sup>. Im Lungauer Klaffersee erreichte sie mit 53 mg/m<sup>3</sup> nur ein Drittel des Wertes des Zwerfenbergsees. In den Folgesommern waren die Biomassen im Zwerfenbergsee mit 181 mg/m<sup>3</sup> und 125 mg/m<sup>3</sup> immer höher als im Angersee, wo 157 mg/m<sup>3</sup> im Sommer 2003 und 26 mg/m<sup>3</sup> im Sommer 2005 beobachtet wurden.

Die artenmäßige Zusammensetzung war im Zwerfenbergsee in den 3 Jahren sehr unterschiedlich (Abb. 4.7.15). Ende Juni 2002 dominierten Chrysophyceen mit *Dinobryon cylindricum*, gefolgt von in konserviertem Zustand unbestimmten Flagellaten und Crypto-

phyceen mit der Art *Cryptomonas erosa*. Auffällig ist das Fehlen von Kieselalgen, die im Folgejahr einen Anteil von 70 % erreichten. Es dominierte dabei eine *Synedra*-Art. Panzerflagellaten, vor allem die Art *Gymnodinium uberrimum*, mit rund 20 % Anteil komplettieren die Biomasse an diesem Termin fast zur Gänze. Das Phytoplankton war im Sommer 2005 von Flagellaten, Kieselalgen mit *Synedra acus* und Dinophyceen mit *Peridinium* cf. *umbonatum* geprägt.

Im Angersee waren im Sommer Kieselalgen mit einer nicht näher bestimmten *Synedra*-Art und einer geringen Menge *Cyclotella comensis*, einer zentrischen Art, am häufigsten. Rund ein Viertel der Biomasse wurde von der Grünalge *Ankistrodesmus* sp. gebildet. Ein großer Anteil fiel auf unbestimmte Flagellaten und das Picoplankton mit Partikelgrößen von weniger als 5 Mikrometern. Diese Gruppe erreichte im Folgesommer rund 50 % der sehr geringen Gesamtbiomasse von 25 mg/m<sup>3</sup>. Aus dem Lungauer Klaffersee liegt nur eine Probenserie aus dem Sommer 2002 vor. Es

dominierten Diatomeen mit einer *Synedra*-Art, gefolgt

von Chrysophyceen mit *Dinobryon cylindricum*.

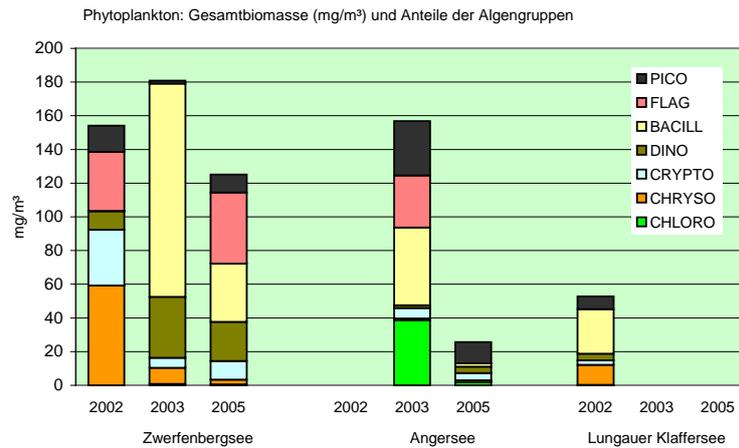


Abb. 4.7.15: Phytoplanktonbiomasse ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) und Anteile der Algengruppen in den Seen

Die Verteilung der Algenbiomasse zeigte in den einzelnen Seen unterschiedlich Bilder. Im seichten Angersee lag im Sommer 2003 der Schwerpunkt der Phytoplanktonbiomasse oberflächennahe. Die Menge nahm von  $190 \text{ mg}/\text{m}^3$  auf weniger als  $80 \text{ mg}/\text{m}^3$  über Grund ab. Im Sommer 2005 war die Biomasse gleichmäßig über die Wassersäule verteilt. Der Zwerfenbergsee wies an jedem der drei Untersuchungstermine ein anderes Verteilungsbild auf (Abb. 4.7.16). Im Sommer 2002 nimmt die Algenmenge vom Minimum an der Seeoberfläche bis zum Maximum in 35 m kontinuierlich zu. Wie im Angersee befand sich im Sommer 2003 der Biomassen-

schwerpunkt von  $470 \text{ mg}/\text{m}^3$  oberflächennahe. Das Minimum liegt zwischen 20 und 25 m, in Bodennähe bei 35 m erfolgte wieder eine Zunahme. Im Sommer 2005 lag der Schwerpunkt bei sonst geringen Algenmengen in 25 m Tiefe. Der Schwerpunkt der Algenbiomasse wurde im Lungauer Klaffersee in 9 m Tiefe mit  $63 \text{ mg}/\text{m}^3$  beobachtet, wo auch das Maximum der einzelnen Algengruppen mit Ausnahme der Kieselalgen zu finden war. Oberflächennahe und über Grund wurden etwas mehr als  $40 \text{ mg}/\text{m}^3$  gemessen (Abb. 4.7.17).

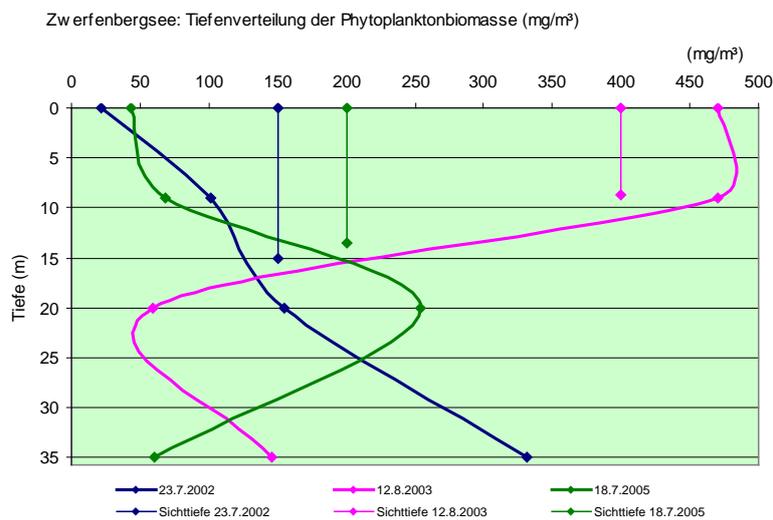


Abb. 4.7.16: Sichttiefe und Verteilung der Phytoplanktonbiomasse im Zwerfenbergsee

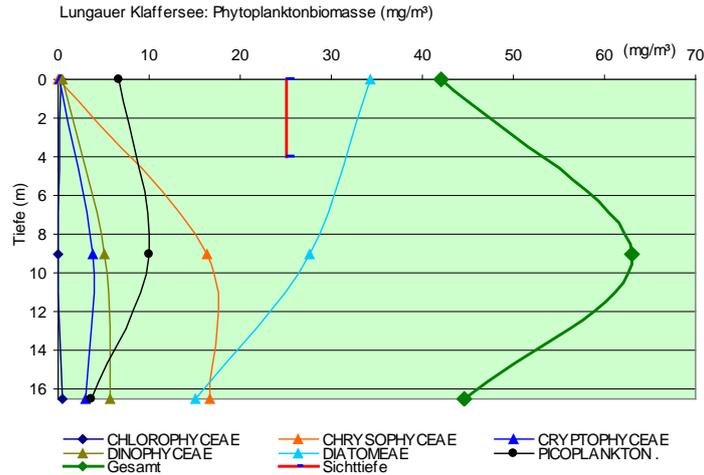


Abb.4.7.17: Verteilung der Phytoplanktonbiomasse und der Algengruppen im Lungauer Klaffersee

#### 4.7.5.2 Zooplankton

Die Artengarnitur der Rotatorien im Zwerfenbergsee umfasste mit *Keratella hiemalis*, *Polyarthra dolichoptera* und einer im konservierten Zustand nicht eindeutig bestimmbar *Synchaeta*-Art. (*S. lakowitziana*?) die in Hochgebirgsseen erwartete "normale" Zusammensetzung.

Zusätzlich wurde *Kellicottia longispina* nachgewiesen, die in Gewässern dieser Höhenlagen selten auftritt. Auffallend war das Fehlen von Kleinkrebsen, insbesondere des in diesen Seen fast immer vorkommenden *Cyclops abyssorum taticus*.

#### 4.7.5.2 Zoobenthos

Aus dem Lungauer Klaffersee wurde eine Probe von der tiefsten Stelle (16,5 m) untersucht, im Angersee wurde ebenfalls nur die tiefsten Stelle (6 m) beprobt. Aus dem Zwerfenbergsee wurden zweimal Proben entnommen (2002: 3,5 m, 34 m; 2003: 33 m). Insgesamt konnten dabei im Lungauer Klaffersee 17 verschiedene Taxa, im Angersee 23 Taxa und aus dem Zwerfenbergsee (2002/2003) 41 verschiedene Taxa nachgewiesen werden.

In den Tabellen 4.7.5, 4.7.7 und 4.7.8 sind jeweils die Originalzählraten (Individuen pro Probe) und die Abundanzen der Taxa der drei Größenfraktionen für die einzelnen Seen gelistet. Für die Großgruppen sind zudem die Gesamtabundanz und die Biomasse (in Trocken- und Frischgewicht) aufgelistet (Tabellen 4.7.6, 4.7.9).

Tabelle 4.7.5: Artenliste der benthischen Evertibraten im Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee; (x) an der Kopfkapsel bestimmt

	Angersee 2003	Lungauer Klaffersee 2002	Zwerfenbergsee 2002	Zwerfenbergsee 2003
TURBELLARIA (STRUDELWÜRMER)				
„Micro-Turbellaria“		x		
NEMATODA (FADENWÜRMER)				
Enoplida				
Ironidae				
<i>Ironus longicaudatus</i> (Cobb)			x	
Tobrilidae				
<i>Tobrilus cf. altherii</i>	x			
<i>Tobrilus gracilis</i> Bastian	x	x	x	
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i> Bastian	x	x	x	x
<i>Tobrilus</i> sp.	x			
Tripylidae				
<i>Tripyla glomerans</i> Bastian	x	x		
Dorylaimida				
Mononchidae				
<i>Mononchus aquaticus</i> Coetzee		x	x	
<i>Mononchus truncatus</i> Bastian			x	
<i>Mononchus tunbridgensis</i> Bastian		x		
Monhysterida				
Monhysteridae				
<i>Eumonhystera filiformis</i> Bastian		x	x	
<i>Eumonhystera longicaudatula</i> Gerlach & Riemann		x		
<i>Eumonhystera vulgaris</i> De Man		x	x	
<i>Eumonhystera</i> sp.		x		
<i>Monhystera paludicola</i> De Man	x			x
<i>Monhystera</i> sp.	x			

	Angersee	Lungauer Klaf- fersee	Zwerfenbergsee	Zwerfenbergsee
	2003	2002	2002	2003
ARAEOLAIMIDA				
Halaphanolaimidae				
<i>Aphanolaimus aquaticus</i> Daday			x	
Chromadorida				
Ethmolaimidae				
<i>Ethmolaimus pratensis</i> De Man	x	x	x	
<i>Ethmolaimus</i> sp.	x	x		
Chromadoridae				
<i>Achromodora ruricola</i> (De Man) Micoletzky	x			
BIVALVIA (MUSCHELN)				
Sphaeriidae				
<i>Pisidium</i> sp.			x	
<i>Pisidium</i> cf. <i>casertanum</i> (Poli)			x	
OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER)				
Naididae				
<i>Chaetogaster langi</i> Bretscher		x		x
<i>Nais communis</i> Pignet	x			
Tubificidae				
Tubificidae gen. Sp. juv.	x	x	x	x
Enchytraeidae				
Enchytraeidae gen. Sp. juv.	x		x	
Lumbriculidae				
<i>Stylobdilus</i> sp. juv.			x	
OSTRACODA (MUSCHELKREBSE)				
Cypridoidea				
Cypridoidea gen. sp.	x			
Candonidae				
<i>Candona candida</i> Sars	x		x	x
<i>Candona neglecta</i> gr.			x	
<i>Candona</i> sp.	x			x
Cyprididae				
<i>Cypria ophthalmica</i> (Jurine)			x	
COPEPODA (RUDERFÜSSER)				
Harpacticoida				
Canthocamptidae				
Canthocamptidae gen. sp. (Copepodid-Stadium)			x	
<i>Attheyella wierzejski</i> (Mrázek)			x	
<i>Bryocamptus dacicus</i> (Chappius)			x	
<i>Nitocrella</i> sp.	x			
<i>Bryocamptus zschokkei</i> (Schmeil)		x		
Cyclopoida				
Cyclopoida gen. Sp. (Copepodid-Stadium)	x	x	x	x
Cyclopidae				
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer)			x	
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)			x	
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer)	x			x
ANOMOPODA				
Chydoridae				
<i>Biapertura affinis</i> (Leydig)			x	
<i>Camptocercus retrostris</i> Schoedler			x	
<i>Chydorus sphaericus</i> (Müller)	x			
<i>Pleuroxus uncinatus</i> (Jurine)			x	
ACARI (MILBEN)				
Prostigmata – Halacaridae s.l.				
Limnohalacaridae				
<i>Soldanellonyx chappuisi</i> Walter			x	
DIPTERA (ZWEIFLÜGLER)				
Chironomidae				
Tanypodinae				
<i>Zavrelimyia</i> sp.			x	
Orthoclaadiinae				
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (Walker)			x	x
Orthoclaadiinae juv.			x	
<i>Paracladius cf. alpicola</i>	x			
<i>Paracladius</i> sp.		x	x	
Chironominae – Chironomini				
Chironomini gen. sp. Juv.	x			
<i>Chironomus</i> sp.	(x)			
<i>Paracladopelma nigrifulva</i> (Goetghebuer)			x	
<i>Micropsectra notescens</i> (Walker)				x
<i>Paratanytarsus cf. austriacus</i> Kieffer			x	
<i>Tanytarsus</i> sp. B			x	
<i>Tanytarsus</i> sp. D			x	
<i>Tanytarsus</i> sp. juv.			x	x

Tabelle 4.7.6: Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten aus dem Angersee 2003

Fraktion [mm]	Zähl- und Abundanzdaten (Ind. Pro Probe)			Abundanz (Ind./m <sup>2</sup> )		
	6 m			6 m		
	>0.5	0.2-0.5	0.1-0.2	>0.5	0.2-0.5	0.1-0.2
NEMATODA				0	31447	218868
Tobrilidae				0	30503	14881
<i>Tobrilus sp.</i>		1		0	314	0
<i>Tobrilus cf. altherri</i>		7		0	2201	0
<i>Tobrilus gracilis</i>		27	6	0	8491	15094
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>		62	50	0	19497	125786
Tripylidae				0	943	2516
<i>Tripyla glomerans</i>		3	1	0	943	2516
Monhysteridae				0	0	2516
<i>Monhystera paludicola</i>			1	0	0	2516
Ethmolaimidae				0	0	67925
<i>Ethmolaimus pratensis</i>			22	0	0	55346
<i>Ethmolaimus sp.</i>			5	0	0	12579
Chromadoridae				0	0	5031
<i>Achromadora ruricola</i>			2	0	0	5031
OLIGOCHAETA				1572	5660	5031
Naididae				314	3145	2516
<i>Nais communis</i>	1	10	1	314	3145	2516
Tubificidae				1258	1258	2516
Tubificidae gen. sp. juv.	4	4	1	1258	1258	2516
Enchytraeidae				0	1258	0
Enchytraeidae gen. sp. juv.		4		0	1258	0
OSTRACODA				0	2516	0
Candonidae				0	629	0
<i>Candona sp.</i>		2		0	629	0
Cyprididae				0	1887	0
Cypridoidea gen. sp. juv.		6		0	1887	0
Harpacticoida				0	315	0
Canthocamptidae				0	315	0
<i>Nitocrella sp.</i>		1		0	315	0
CYCLOPOIDA				0	629	0
Cyclopinae				0	629	0
Cyclopidae gen. sp.		1		0	314	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		1		0	314	0
ANOMOPODA				0	314	0
Chydoridae				0	314	0
<i>Chydorus sphaericus</i>		1		0	314	0
DIPTERA				943	0	0
Chironomidae				943	0	0
<i>Paracladius cf. alpicola</i>	2			629	0	0
Chironomidae juv.	1			314	0	0

Tabelle 4.7.7: Gesamt- und Biomassendaten (dw = Trockengewicht, fw = Frischgewicht) für die Großgruppen benthischer Evertrebraten im Angersee 2003

Tiefenstufe	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]	Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]	Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]
	6 m	6 m	6 m
Nematoda	250.314	125	751
Oligochaeta	1.2264	321	1.926
Ostracoda	2.516	13	75
Cyclopoida	943	3	17
Anomopoda	314	0	3
Chironomidae	1.258	135	808
Summe	267.610	597	3.581

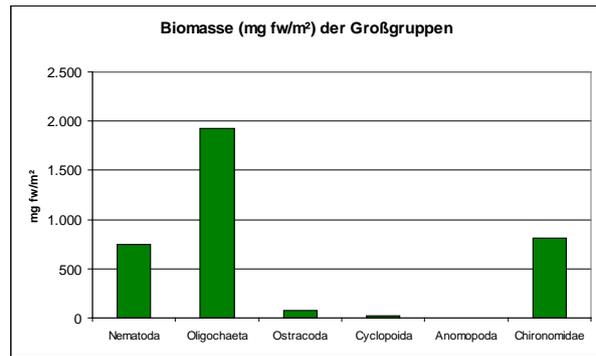
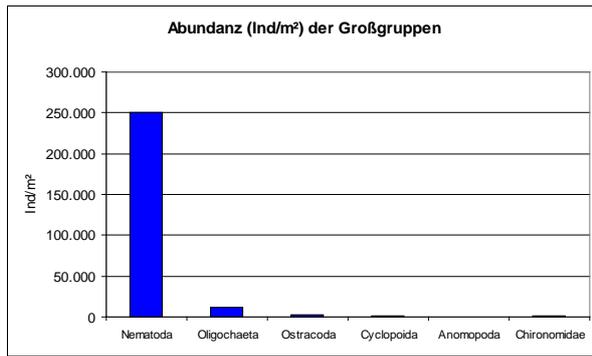


Abbildung 4.7.18: Abundanzen und Biomassen der benthischen Evertebraten im Angersee 2003

Zahlenmäßig dominieren im Angersee 2003 eindeutig die Nematoden (250.314 Ind/m<sup>2</sup>). Bezüglich der Biomasse kommen die Oligochaeten, vor den Chironomiden und den Nematoden. Insgesamt sind die

Abundanzen zwar recht hoch (267.610 Ind/m<sup>2</sup>), doch die Biomasse ist mit 3.581 mg/m<sup>2</sup> eher als niedere einzustufen.

Tabelle 4.7.8: Zähl-, Abundanz- und Gesamt-Abundanzen benthischer Evertebraten sowie die Biomassen (dw = Trockengewicht, fw = Frischgewicht) für die Großgruppen im Lungauer Klaffersee 2002

Fraktion [mm]	Zähl-daten			Abundanz			Biomasse			
	[Ind. pro Probe]			[Ind. m <sup>-2</sup> ]			[mg m <sup>-2</sup> ]			
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	gesamt	gesamt (dw)	gesamt (fw)	
TURBELLARIA					314	0	314	1	2	
„Micro-Turbellaria“		1			314	0	314			
NEMATODA					70754	553459	624214	312	1872	
Tobrilidae					27359	40252	67610			
<i>Tobrilus gracilis</i>		83	5		26101	12579	38679			
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>		4	11		1258	27673	28931			
Tripylidae					10063	10063	20126			
<i>Tripyla glomerans</i>		32	4		10063	10063	20126			
Mononchidae					3459	2516	5975			
<i>Mononchus aquaticus</i>		9			2830	0	2830			
<i>Mononchus tunbridgensis</i>		2	1		629	2516	3145			
Monhysteridae					314	20125	20440			
<i>Eumonyhystera filiformis</i>		1	4		314	10063	10377			
<i>Eumonyhystera longicaudatula</i>			1		0	2516	2516			
<i>Eumonyhystera vulgaris</i>			2		0	5031	5031			
<i>Eumonyhystera</i> sp.			1		0	2516	2516			
Ethmolaimidae					29560	480503	510063			
<i>Ethmolaimus pratensis</i>		77	181		24214	455346	479560			
<i>Ethmolaimus</i> sp.		17	10		5346	25157	30503			
OLIGOCHAETA					1257	0	1257	11	64	
Naididae					943	0	943			
<i>Chaetogaster langi</i>		3			943	0	943			
Tubificidae					314	0	314			
Tubificidae gen. sp. juv.		1			314	0	314			
HARPACTICOIDA					2515	0	2515	5	30	
Canthocamptidae					2515	0	2515			
<i>Bryocamptus zschokkei</i>		5			1572	0	1572			
<i>Bryocamptus</i> gen. sp.		3			943	0	943			
CYCLOPOIDA					1572	0	1572	5	32	
Cyclopidae					1572	0	1572			
Cyclopoidae gen.sp.		5			1572	0	1572			
DIPTERA					1258	943	0	2201	9338	56028
Chironomidae					1258	943	0	2201		

Fraktion [mm]	Zählraten			Abundanz			Biomasse		
	[Ind.pro Probe]			[Ind. m <sup>-2</sup> ]			[mg m <sup>-2</sup> ]		
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	gesamt	gesamt (dw)	gesamt (fw)
<i>Paracladius</i> sp.	4	3		1258	943	0	2201		
Summe	4	246	220	1258	77358	553459	632075	9672	58030

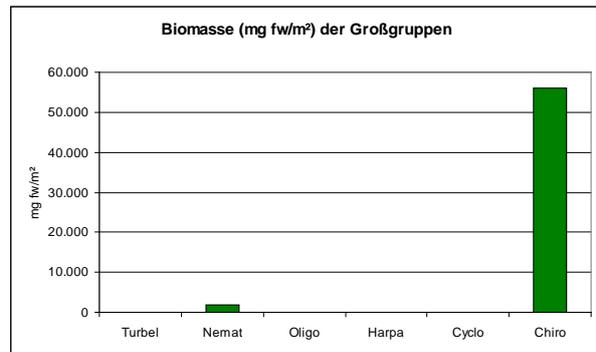
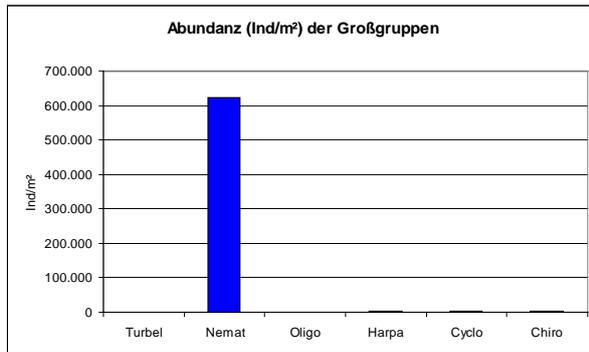


Abbildung 4.7.19: Abundanzen und Biomassen der Großgruppen im Lungauer Klaffersee 2002

Im Lungauer Klaffersee waren es ebenfalls die Nematoden, welche in der Abundanz hervortreten, alle anderen Gruppen sind hier zu vernachlässigen. Die Biomasse wird hingegen vorwiegend von den Chiro-

nomiden gestellt. Trotz der enormen Abundanz der Nematoden (632.975 Ind/m<sup>2</sup>), ist ihr Anteil an der Biomasse gering.

Tabelle 4.7.9: Zählraten, Abundanzen und Gesamtabundanzen benthischer Evertrebraten sowie die Biomassen (dw = Trockengewicht, fw = Frischgewicht) für die Großgruppen im Zwerfenbergsee 2002

Tiefenstufe	Zählraten [Ind. Pro Probe]						Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]					
	3.5 m			34 m			3.5 m			34 m		
Fraktion [mm]	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
NEMATODA							0	32389	5032	0	0	42767
Ironidae							0	31132	3774	0	0	0
<i>Ironus longicaudatus</i>							0	29874	1258	0	0	0
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>							0	1258	2516	0	0	0
Mononchidae							0	943	0	0	0	0
<i>Mononchus aquaticus</i>							0	314	0	0	0	0
<i>Mononchus truncatus</i>							0	629	0	0	0	0
Monhysteridae							0	0	1258	0	0	42767
<i>Eumonhystera filiformis</i>						34	0	0	0	0	0	42767
<i>Eumonhystera vulgaris</i>							0	0	1258	0	0	0
Halaphanolaimidae							0	314	0	0	0	0
<i>Aphanolaimus aquaticus</i>							0	314	0	0	0	0
Ethmolaimidae							0	0	0	0	3145	30189
<i>Ethmolaimus pratensis</i>					5	24	0	0	0	0	3145	30189
BIVALVIA							2301	943	0	0	0	0
Sphaeriidae							2301	943	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.							1887	0	0	0	0	0
<i>Pisidium cf. casertanum</i>							314	943	0	0	0	0
OLIGOCHAETA							5032	6604	5031	629	2516	0
Tubificidae							0	0	0	629	2516	0
Tubificidae gen. Sp. juv.				2	4		0	0	0	629	2516	0
Enchytraeidae							3145	4717	5031	0	0	0
Enchytraeidae gen. Sp.juv.							3145	4717	5031	0	0	0
Lumbriculidae							1887	1887	0	0	0	0
<i>Stylodrilus</i> sp. juv.							1887	1887	0	0	0	0

Tiefenstufe Fraktion [mm]	Zählraten [Ind. Pro Probe]						Abundanz [Ind.m <sup>-2</sup> ]					
	3.5 m			34 m			3.5 m			34 m		
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
OSTRACODA							0	7862	1258	0	6290	0
Candonidae							0	629	1258	0	1887	0
<i>Candona candida</i>					3		0	0	0	0	1887	0
<i>Candona neglecta</i> gr.							0	629	1258	0	0	0
Cyprididae							0	7233	0	0	4403	0
<i>Cypria ophthalmica</i>					7		0	5975	0	0	4403	0
<i>Cypria</i> sp. juv.							0	1258	0	0	0	0
HARPACTICOIDA							0	4402	5031	0	0	0
Canthocamtidae							0	4402	5031	0	0	0
<i>Attheyella wierzejski</i>							0	1572	0	0	0	0
<i>Bryocamptus dacicus</i>							0	1887	5031	0	0	0
Canthocamptidae gen. sp.Cop.							0	943	0	0	0	0
CYCLOPOIDA							0	6289	6289	0	4403	1258
Cyclopidae							0	6289	6289	0	4403	1258
<i>Acanthocyclops vernalis</i>					5		0	0	0	0	3145	0
Cyclopidae gen. sp. Copepodid					2	1	0	5975	6289	0	1258	1258
<i>Eucyclops serrulatus</i>							0	314	0	0	0	0
ANOMOPODA							0	11950	0	0	0	0
Chydoridae							0	11950	0	0	0	0
<i>Biapertura affinis</i>							0	1887	0	0	0	0
<i>Camptocercus rectirostris</i>							0	629	0	0	0	0
<i>Pleuroxus uncinatus</i>							0	9434	0	0	0	0
ACARI							0	4088	0	0	0	0
Limnohalacaridae							0	4088	0	0	0	0
<i>Soldanellonyx chappuisi</i>							0	4088	0	0	0	0
DIPTERA							4402	1256	0	314	629	0
Chironomidae							4402	1256	0	314	629	0
<i>Zavelimyia</i> sp.							314	314	0	0	0	0
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>							1887	0	0	0	0	0
Orthocadliinae juv.							0	314	0	0	0	0
<i>Paraccladius</i> sp.							629	0	0	0	0	0
<i>Paraccladopelma nigrifula</i>							629	0	0	0	0	0
<i>Paratanytarsus austriacus</i>							0	314	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. B							943	314	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. D				1			0	0	0	314	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. juv.					1		0	0	0	0	629	0

Tabelle 4.7.9: Gesamtabundanzen und Biomassen (dw = Trockengewicht, fw = Frischgewicht) für die Großgruppen benthischer Evertrebraten im Zwerfenbergsee 2002

Tiefenstufe	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]		Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]		Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]	
	3,5 m	34 m	3,5 m	34 m	3,5 m	34 m
Nematoda	37.421	88.050	19	44	112	264
Bivalvia	3.145	0	550	0	3.299	0
Oligochaeta	16.667	3.145	2.470	1.259	14.820	7.553
Ostracoda	9.119	6.289	46	31	274	189
Harpacticoida	9434	0	19	0	113	0
Cyclopoida	12.579	5.660	41	31	246	187
Anomopoda	11.950	0	18	0	108	0
Acari	4.088	0	16	0	98	0
Chironomidae	5.660	943	21.818	18.94	130.909	11.365
Summe	110.063	104.088	24.996	3.260	149.979	19.557

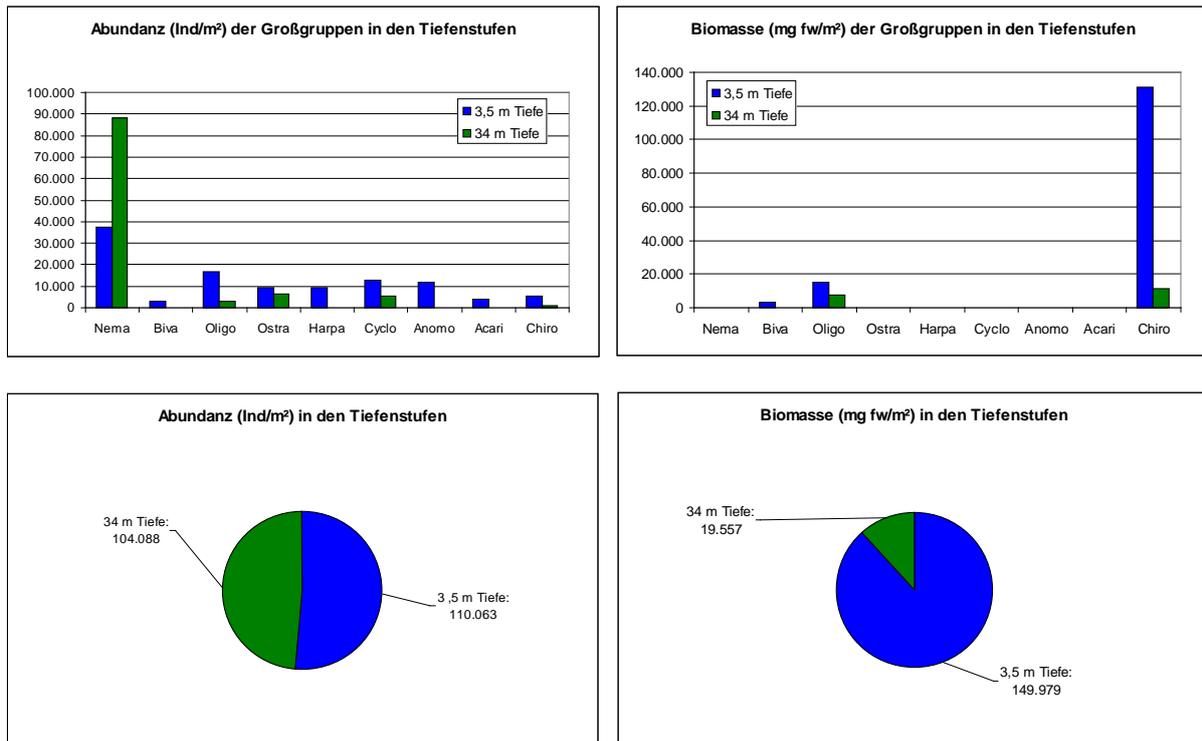


Abbildung 4.7.20: Abundanzen und Biomassen der Großgruppen im Zwerfenbergsee 2002

Im Jahr 2002 waren die Abundanzen im Zwerfenbergsee in 3,5 m und 34 m sehr ähnlich und in beiden Tiefenstufen dominierten die Nematoden. Die Bio-

masse war in 3,5 m Tiefe aber wesentlich größer als in 34 m Tiefe. Die Hauptgruppen stellten in dieser Tiefe Chironomiden und Oligochaeten.

Tabelle 4.7.11: Zählraten und Abundanzen benthischer Evertebraten im Zwerfenbergsee 2003

Tiefenstufe	Zählraten (Ind. Pro Probe)			Abundanz (Ind./m <sup>2</sup> )		
	33 m			33 m		
	>0.5	0.2-0.5	0.1-0.2	>0.5	0.2-0.5	0.1-0.2
NEMATODA				0	0	5031
Tobrilidae				0	0	2516
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>			2	0	0	2516
Monhysteridae				0	0	2516
<i>Monhystera paludicola</i>			2	0	0	2516
OLIGOCHAETA				314	314	5031
Naididae				0	0	3774
<i>Chaetogaster langi</i>			3	0	0	3774
Tubificidae				314	314	1258
Tubificidae gen. sp. juv.	1	1	1	314	314	1258
OSTRACODA				0	2201	0
Candonidae				0	2201	0
<i>Candona candida</i>		2		0	329	0
<i>Candona</i> sp.		3		0	943	0
Cypria gen. sp. juv.		2		0	629	0
CYCLOPOIDA				0	1258	0
Cyclopinae				0	1258	0
Cyclopiden gen. sp.		2		0	629	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		2		0	629	0
ANOMOPODA				0	629	0
Chydoridae				0	629	0
<i>Alona quadrangularis</i>		2		0	629	0
DIPTERA				943	0	0
Chironomidae				943	0	0

Tiefenstufe	Zählraten (Ind. Pro Probe)			Abundanz (Ind./m <sup>2</sup> )		
	33 m			33 m		
	>0.5	0.2-0.5	0.1-0.2	>0.5	0.2-0.5	0.1-0.2
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	1			341	0	0
<i>Micropectra notescens</i>	1			341	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. juv.	1			341	0	0

Tabelle 4.7.12: Gesamtabundanzen und Biomassen (dw = Trockengewicht, fw = Frischgewicht) für die Großgruppen benthischer Evertebraten im Zwerfenbergsee 2003

	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]	Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]	Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]
Tiefenstufe	31,8 m	31,8 m	31,8 m
Nematoda	5.031	3	15
Oligochaeta	5.660	313	1.881
Ostracoda	2.201	11	66
Cyclopoida	1.258	4	26
Anomopoda	629	1	6
Chironomidae	943	192	1.154
Summe	15.723	525	3.148

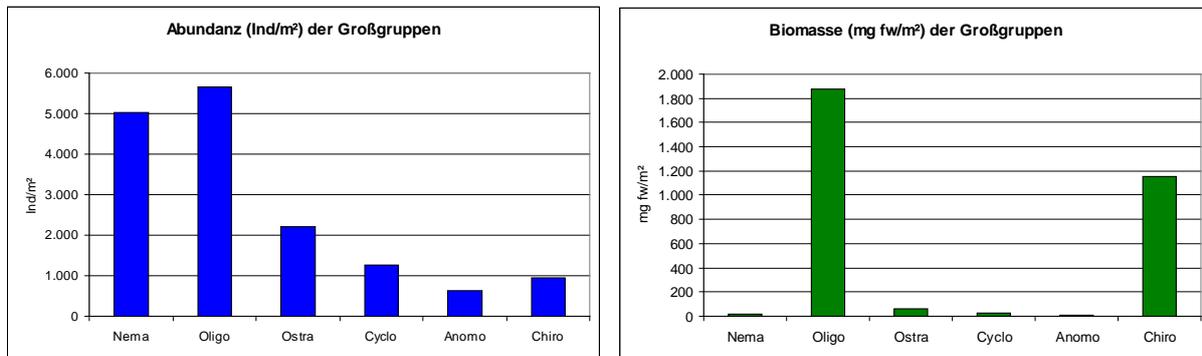


Abbildung 4.7.21: Abundanz und Biomasse im Zwerfenbergsee 2003

2003 wurden im Zwerfenbergsee die höchsten Individuenzahlen von Oligochaeten und Nematoden erreicht. Die größten Biomassen stellten die Oligoch-

aeten, gefolgt von den Chironomiden. Die Biomasse von 3.148 mg/m<sup>2</sup> liegt weit unter dem Vorjahreswert.

#### 4.7.5.2 Fische

Nach Kollmanns Fischereikarte von Salzburg 1898 beherbergen der Lungauer Klaffersee und der Zwerfenbergsee den Saibling ("*Salmo salvelinus*") und die Seeforelle ("*Salmo trutta f. lacustris*") (JÄGER & SCHILLINGER 1988, 2003).

Im Lungauer Klaffersee und im Zwerfenbergsee wurden die Seesaiblingspopulationen morphologisch

und genetisch untersucht. Andere Fische wurden nicht beobachtet. Die Saiblinge des Lungauer Klaffersees sind mit den Fischen des Altauseer Sees verwandt; die Herkunft der Fische im Zwerfenbergsee war nicht eindeutig zu klären. (JÄGER et. al. 2010)

#### 4.7.6 Zusammenfassung

Auf Grund seiner geringen Tiefe, kann der Angersee ganzjährig Durchmischungsphasen aufweisen. Die Temperaturmessungen zeigen eine Oberflächenwasser-Erwärmung, aber noch keine richtige Sprungschicht. Im Lungauer Klaffersee und im Zwerfenbergsee ist eine Sprungschicht ausgeprägt. Alle drei Seen sind bis zum Grund mit Sauerstoff versorgt. Die Sichttiefen sind vor allem im Anger- und Zwerfenbergsee sehr gut. Wie für im Kristallin der Schladminger Tauern gelegene Seen typisch ist, sind die

Leitfähigkeiten sehr gering. Auch die Pufferkapazität ist niedrig, was sich in großen pH-Wert Schwankungen durch Photosyntheseaktivitäten bemerkbar macht. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen liegen bei allen drei Gewässern im nährstoffarmen Bereich. Die Zoobenthosuntersuchungen ergaben sehr unterschiedliche Biomassen. Auffällig war die besonders hohe Biomasse von 149,98 g fw/m<sup>2</sup> im Zwerfenbergsee im Jahr 2002 in 3,5 m.

#### 4.7.7 Literatur zu Angersee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee

- ACHLEITNER D., GASSNER H., RINNERTHALER, M., JÄGER P., PATZNER R.A. (2007): Application of population size structure indices to Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Alpine lakes in Austria. *Ecology of Freshwater Fish*, 16/1, 54-63
- JÄGER P., SCHILLINGER I. (1988): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898". - Österreichs Fischerei, 41: 202-209
- JÄGER P., SCHILLINGER I. (2003): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Fische in Salzburgs Gewässern, Stand 1898". Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. – Land Salzburg – Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 1: 1-55, 10 Sectionen, 1 Gesamtblatt
- JÄGER P., LAHNSTEINER F., ZICK D. (2010): Woher stammen die Saiblingspopulationen in Salzburger Gebirgsseen? – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 7: 241 - 269
- KAMENIK C., SCHMIDT R. (2005): Chrysophyte resting stages: a tool for reconstructing winter/spring climate from Alpine lake sediments. - *Boreas*, 34: 477-489
- KAMENIK C., SCHMIDT R., KUM G., PSENNER R. (2001): The influence of catchment characteristics on the water chemistry of mountain lakes. - *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 33: 404-409
- KAMENIK C., SZEROCZYŃSKA K., SCHMIDT R. (2007): Relationship among recent Alpine Cladocera remains and their environment: implications for climate-change studies. – *Hydrobiologia*, 594: 33-46
- LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ (2002): Zoobenthosuntersuchung verschiedener Seen Salzburgs, Teil 1: Angersee, Lungauer Klaffersee, Zwerfenbergsee, Landschitzseen, Seewaldsee, Prebersee, Schwarzkarlsee, Seetaler See - Bearbeiter: G. WOLFRAM und M. SALBRECHTER, - unveröff. Bericht, 1 - 34
- LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ (2004): Zoobenthosuntersuchung verschiedener Seen Salzburgs, Teil 2: Angersee 2003, Zwerfenbergsee, Oberer Landschitzsee. - Bearbeiter: M. SALBRECHTER und G. WOLFRAM, unveröff. Bericht, 1 - 13
- SCHMIDT R., KAMENIK C., KAIBLINGER C., HETZEL M. (2004a): Tracking Holocene environmental changes in an alpine lake sediment core: application of regional diatom calibration, geochemistry, and pollen. - *J. Paleolimnol.*, 32: 177-196.
- SCHMIDT R., KAMENIK C., LANGE-BERTALOT H. & KLEE R. (2004b): *Fragilaria* and *Staurisira* (Bacillariophyceae) from sediment surfaces of 40 lakes in the Austrian Alps in relation to environmental variables, and their potential for palaeoclimatology. - *J. Limnol.*, 63: 171-189.
- THOMPSON R., KAMENIK C., SCHMIDT R. (2005): Ultra-sensitive Alpine lakes and climate change. – *J. Limnol.*, 64: 139-152.

## 4.8 Schwarzkarlsee/Stubachtal (Gemeinde Uttendorf)

### 4.8.1 Allgemeines

Im Schwarzkarl nordwestlich vom Hocheiser im Stubachtal liegt der Schwarzkarlsee (Abb. 4.8.2 und Abb. 4.8.3). Die Mulde besteht aus mehreren, durch niedrige Felskämme getrennten Abteilungen. Die größte davon ist der Trichter, in welchem sich das Wasser vom Schwarzkarlsee, aber auch die entsprechenden Schuttmassen sammeln. Im Süden ist der See durch eine Felsbarriere abgeschlossen, welche von dem oberirdischen Abfluss des Sees durchbro-

chen ist (FUGGER 1899). Dieser entwässert den Schwarzkarlsee in Richtung Tauernmoosee (Stausee). Der Schwarzkarlsee ist im Besitz der Österreichischen Bundesforste und wird fischereilich nicht bewirtschaftet.

FUGGER gibt in seiner Tiefenkarte von 1899 (Abb. 4.8.1) eine maximale Wassertiefe von 5,6 m an. Bei der vorliegenden chemisch-physikalischen Untersuchung konnte diese jedoch nicht erreicht werden.

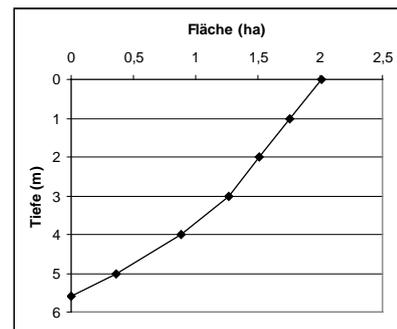
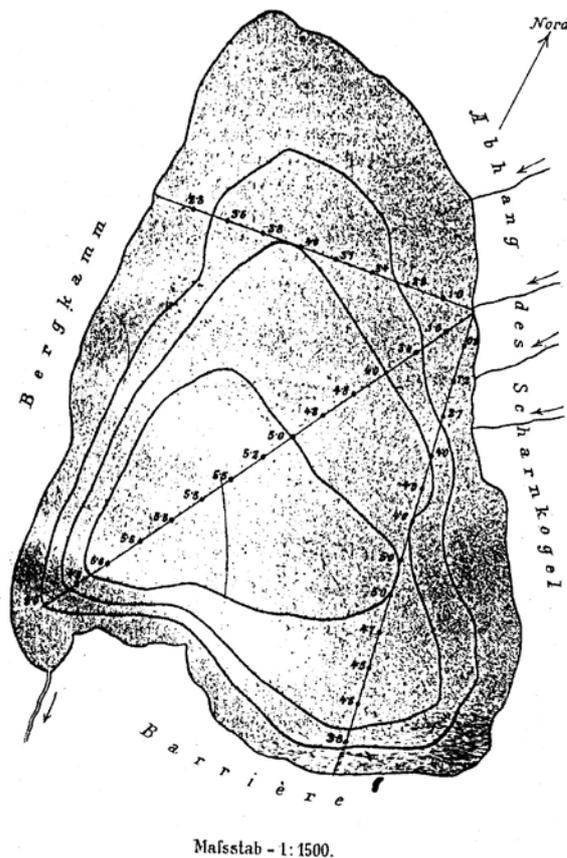


Abbildung 4.8.1: Tiefenprofil und hypsographische Kurve des Schwarzkarlsees. Nach FUGGER (1899)

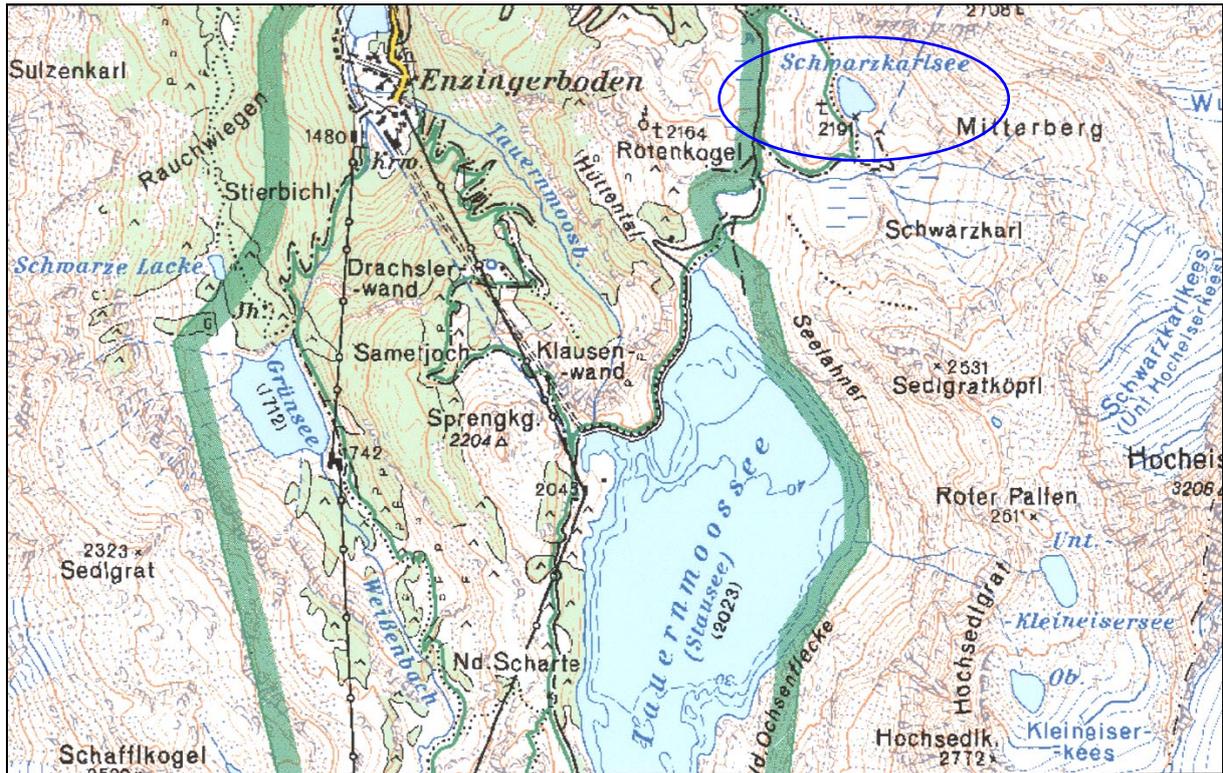


Abbildung 4.8.2: Geographische Lage des Schwarzkarlsees

## 4.8.2 Geografische, morphometrische und hydrologische Daten

Tabelle 4.8.1: Morphometrische Parameter des Schwarzkarlsees

Koordinaten im BMN	Rechtswert	m	398 450
	Hochwert	m	125 950
Geografische Länge Ost			12°39'
Geografische Breite Nord			47°10'
Höhenangabe		m ü. A.	2 175
Seehöhe bei MW	h	m ü. A.	2 175
Seefläche bei MW	F	ha	2,015
Volumen bei MW	V	m <sup>3</sup>	66 350
Länge	l <sub>max</sub>	m	200
Breite	b <sub>max</sub>	m	140
Tiefe	z <sub>m</sub>	m	5,6
mittlere Tiefe	z <sub>mittl</sub>	m	3,26
relative Tiefe	z <sub>r</sub>	%	3,5
kritische Tiefe	z <sub>cr</sub>	m	11,9
Umfang	L	m	586
Uferentwicklung	D <sub>L</sub>	1	1,16

Tabelle 4.8.2: Spiegelflächen und Volumina des Schwarzkarlsees

Wassertiefe m	Spiegelfläche m <sup>2</sup>	Inhalt m <sup>3</sup>	
		Summen	Schichten
0	20 150	0	
3	12 700	48 850	48 850
4	8 800	59 550	10 700
5	3 650	65 600	6 050
5,6	0	66 350	750

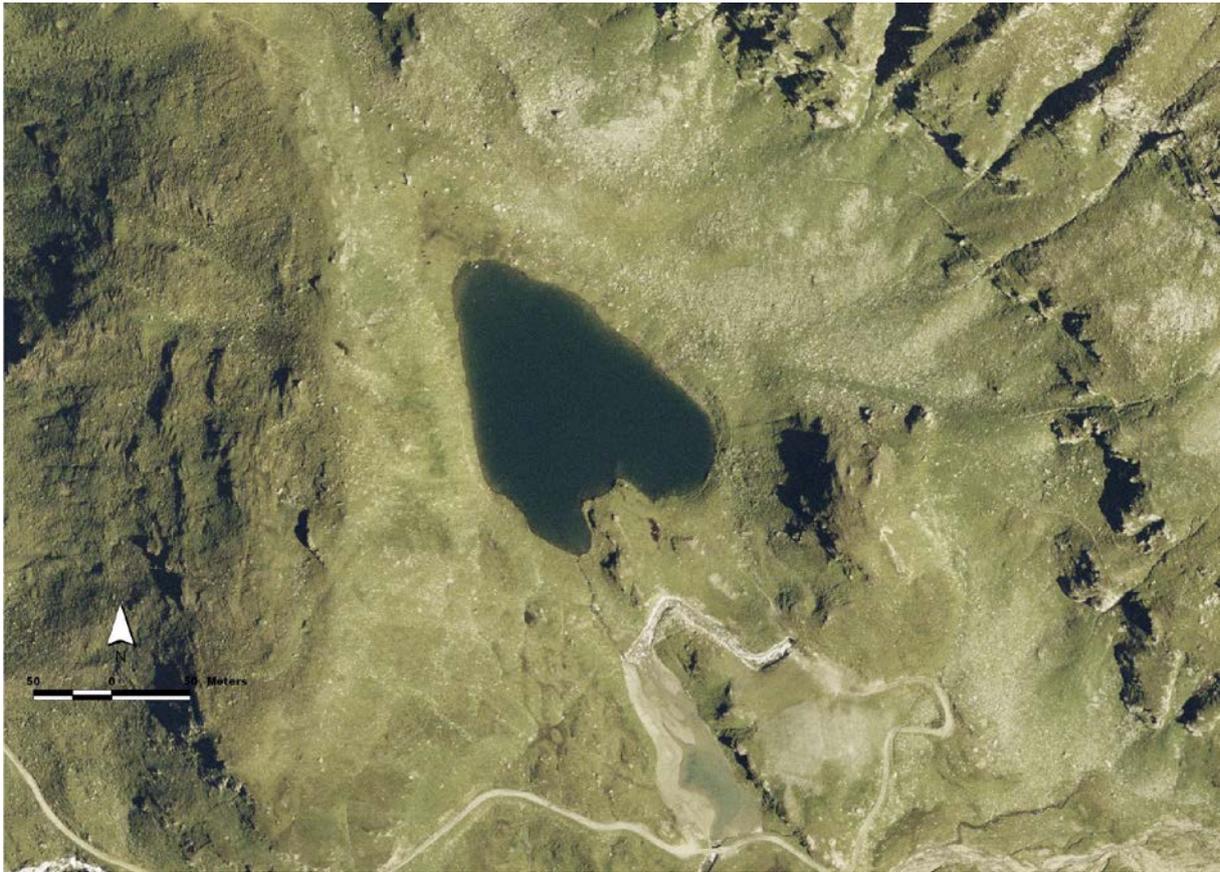


Abbildung 4.8.3: Schwarzkarlsee

### 4.8.3 Probenahmetermine

Über den Schwarzkarlsee liegen bisher nur Ergebnisse der Untersuchung vom 20.8.2001 vor.

### 4.8.4 Physikalische und chemische Messdaten

#### 4.8.4.1 Sichttiefe

Die Sichttiefe im Schwarzkarlsee betrug 4,2 m.

#### 4.8.4.2 Temperatur

Der See war am Untersuchungstag wegen seiner geringen Tiefe praktisch homotherm. Die Tempera-

tur lag zwischen 14,6 °C an der Oberfläche und 14,5 °C in 4,5 m Tiefe.

#### 4.8.4.3 pH-Wert

Auch der pH-Wert zeigt ein einheitliches Tiefenprofil. Der mit pH 8,45 verhältnismäßig hohe Wert wird wegen der geringen Karbonatpufferung der im ge-

samten Wasserkörper stattfindenden biogenen Entkalkung durch die Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons verursacht.

#### 4.8.4.4 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist wegen der Lage des kleinen Sees im Kristallin erwartungsgemäß recht

niedrig. Sie liegt im gesamten Wasserkörper bei 30  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

#### 4.8.4.5 Sauerstoff

Die Sauerstoffkonzentration lag in der gesamten Wassersäule bei rund 8,6 mg/l. Die relative Sauer-

stoffsättigung erreicht im gesamten Wasserkörper rund 108 %.

#### 4.8.4.6 Gesamtphosphor

Die Konzentration des Gesamtphosphors (Abb. 4.8.4) ist für einen Gebirgssee verhältnismäßig hoch. Das Maximum von 0,019 mg/l wurde in der Oberflächenschicht gemessen. Gegen die Tiefe nahm

der Phosphorgehalt geringfügig auf 0,014 mg/l ab. Der volumsbezogene Mittelwert des Gesamtphosphors beläuft sich auf 0,0154 mg/l.

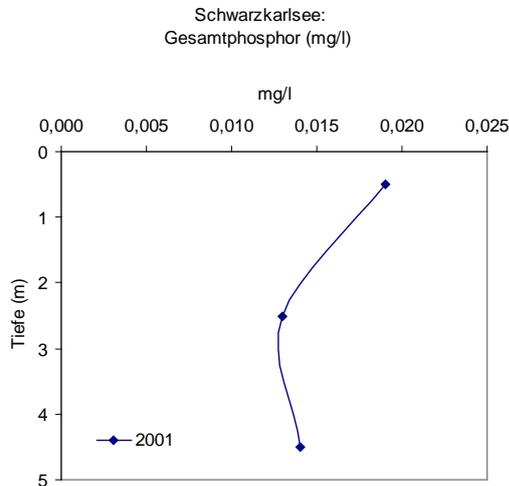


Abbildung 4.8.4: Gesamtphosphor im Schwarzkarlsee

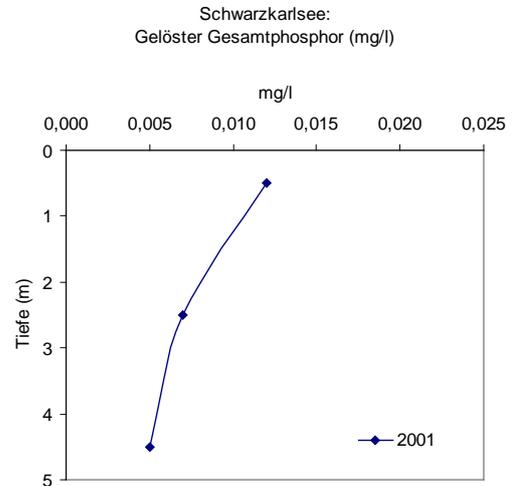


Abbildung 4.8.5: Gelöster Gesamtphosphor im Schwarzkarlsee

#### 4.8.4.7 Gelöster Phosphor

Auch die Konzentration des gelösten Phosphors ist für ein Gewässer in dieser Höhenlage verhältnismäßig hoch. Von 0,012 mg/l an der Oberfläche sinkt die Konzentration zum Grund hin auf 0,005 mg/l ab

(Abbildung 4.8.5). Die volumsbezogene mittlere Konzentration des gelösten Phosphors betrug 0,0084 mg/l.

#### 4.8.4.8 Nitrat-Stickstoff

In Abbildung 4.8.6 ist das Tiefenprofil des Nitrat-Stickstoffs dargestellt. Die Konzentration zeigt ein Maximum bei 2,5 m mit 0,043 mg/l, ist aber sonst

mit Werten um 0,012 mg/l gering. Die volumsbezogene mittlere Nitratkonzentration liegt bei 0,025 mg/l.

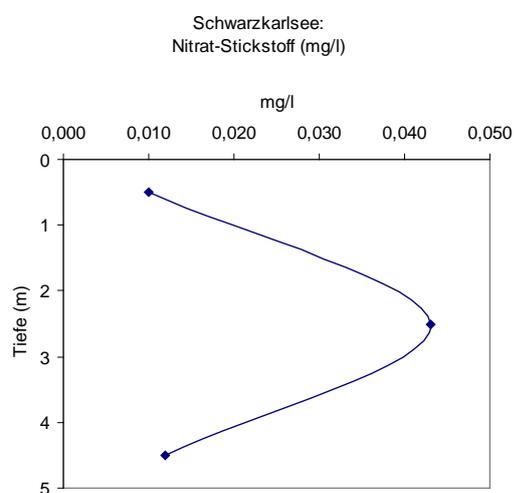


Abbildung 4.8.6: Nitrat-Stickstoff im Schwarzkarlsee

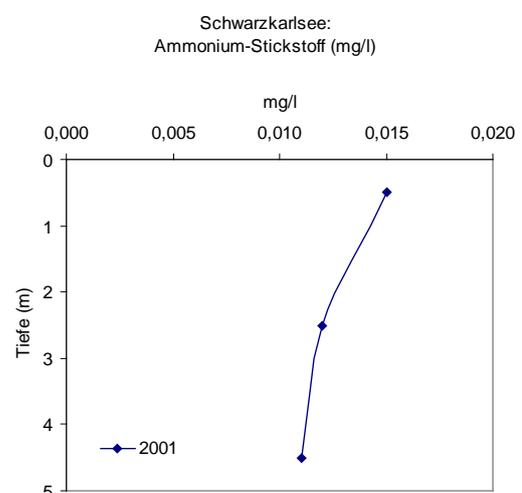


Abbildung 4.8.7: Ammonium-Stickstoff im Schwarzkarlsee 2001

#### 4.8.4.9 Ammonium-Stickstoff

Die Ammonium-Stickstoff-Konzentration verläuft im Tiefenprofil gleichmäßig und nimmt zum Grund hin von 0,015 mg/l auf 0,011 mg/l ab (Abbildung 4.8.7).

Die volumsbezogene mittlere Konzentration beträgt 0,013 mg/l.

#### 4.8.4.10 Ionenbilanzen

In Tabelle 4.8.3 sind die Daten für die Ionenbilanzen des Schwarzkarlsees zusammengefasst. Die Alkalinität ist mit rund 0,23 mval/l sehr gering. Auch die Kalziumkonzentrationen von rund 4,1 mg/l und die Magnesiumwerte von 0,9 mg/l sind niedrig. Die Natriumkonzentrationen nehmen von oben nach unten zu und erreichen Werte von 0,20 bis 0,50 mg/l. Dassel-

be gilt für das Kalium, das von rund 0,6 mg/l an der Oberfläche auf 0,84 mg/l in 4,5 m Tiefe zunimmt. Der Nitrit-Stickstoff lag unter der Nachweisgrenze. Mit 0,1 mg/l ist der Chloridwert sehr niedrig. Der Sulfatgehalt ist mit durchschnittlich 1,6 mg/l ebenfalls gering.

Tabelle 4.8.3: Ionenbilanzen im Schwarzkarlsee vom 20.8.2001

Tiefe	°C	Ca+Mg	Alk.	Ca	Mg	Na	K	Cl
in m		mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	14,6	0,28	0,23	4,2	0,9	0,20	0,59	0,10
2,5	14,5	0,27	0,23	4,0	0,9	0,25	0,62	0,10
4,5	14,5	0,28	0,24	4,2	0,9	0,50	0,84	0,10

Tiefe	SO <sub>4</sub>	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Ionenbilanz	Mehrheit
in m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
0,5	1,50	0,019	0,012	0,010	0,002	0,015	0,0397	KATIONEN
2,5	1,60	0,013	0,007	0,043	0,002	0,012	0,0306	KATIONEN
4,5	1,70	0,014	0,005	0,012	0,002	0,011	0,0450	KATIONEN

### 4.8.5 Biologische Parameter

#### 4.8.5.1 Phytoplankton

Am Untersuchungstag war die Phytoplanktonbiomasse von rund 1,3 mg/l im Schwarzkarlsee für einen Gebirgssee sehr hoch. Den Großteil der Phytoplankton Biomasse stellen die Grünalgen mit 78,1 %, wovon vor allem eine *Oocystis*-Art beteiligt war. Die ande-

ren Gruppen weisen mit jeweils rund 5 % der Biomasse sehr ähnliche Anteile auf. Die absoluten Anteile der einzelnen Algengruppen sind in Abbildung 4.8.8 dargestellt.

Tabelle 4.8.4: Artenliste des Phytoplanktons im Schwarzkarlsee

Artenliste	Sommer 2001 (Mischprobe 0 bis 4,8 m Tiefe)
CHLOROPHYTA (GRÜNALGEN)	
Chlorophyceae	
<i>Crucigenia rectangularis</i>	x
<i>Oocystis</i> sp.	x
<i>Pediastrum boryanum</i> + spp.	x
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	x
CONJUGATOPHYCEAE (JOCHALGEN/ZIERALGEN)	
<i>Cosmarium</i> cf. <i>depressum</i>	x
<i>Plenrotaenium</i> sp.	x
<i>Staurastrum</i> cf. <i>paradoxum</i>	x
CHRYSOPHYTA (GELBALGEN)	
Chrysophyceae (Goldalgen)	
<i>Mallomonas</i> sp.	x
CRYPTOPHYTA (KRYPTOFLAGELLATEN)	
<i>Cryptomonas erosa</i> + sp.	x
<i>Cryptomonas marsonii</i> + sp. S	x
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>rostratiformis</i>	x
<i>Rhodomonas minuta</i>	x
DINOPHYTA (DINOFLAGELLATEN)	
<i>Peridinium</i> cf. <i>willei</i>	x
PICOPLANTON (<5µm) indet. exkl. Bakteria	

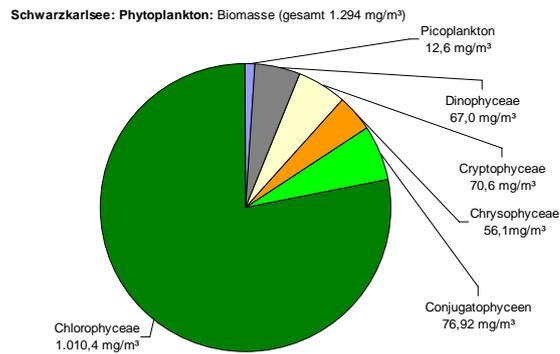


Abbildung 4.8.8: Phytoplankton-Biomasseanteile (mg/m<sup>3</sup>) im Schwarzkarlsee

#### 4.8.5.2 Zoobenthos

Aus dem Schwarzkarlsee wurden 2001 Proben aus 3 Tiefenstufen untersucht (0,5 m, 2,5 m und 4,8 m). In Tabelle 4.8.5 sind die gefundenen Arten gelistet. Es wurden 40 verschiedene Taxa nachgewiesen, davon waren 14 Nematoden-Arten.

Die Tabelle 4.8.6 gibt für die drei Größenfraktionen die Originalzählraten (Individuen pro Probe) und die Abundanzen der Taxa wider. Für die Großgruppen sind die Gesamtabundanzen und die Biomassen (in Trocken- und Frischmasse) aufgelistet (Tabelle 4.8.7).

Tabelle 4.8.5: Artenliste der benthischen Evertebraten im Schwarzkarlsee

Artenliste	Sommer 2001
TURBELLARIA (STRUDELWÜRMER)	
„Micro-Turbellaria“	x
NEMATODA (FADENWÜRMER)	
Enoplida	
Ironidae	
<i>Ironus tenuicaudatus</i> DE MAN	x
Tobrilidae	
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i> BASTIAN	x
Tripylidae	
<i>Tripyla glomerans</i> BASTIAN	x
Dorylaimidae	
<i>Epidorylaimus</i> sp.	x
Monhysterida	
Monhysteridae	
<i>Eumonhystera barbata</i> ANDRÁSSY	x
<i>Eumonhystera filiformis</i> BASTIAN	x
<i>Eumonhystera vulgaris</i> DE MAN	x
<i>Eumonhystera</i> sp.	x
<i>Monhystera paludicola</i> DE MAN	x
<i>Monhystera wangi</i> WU & HOEPLI	x
<i>Monhystera</i> sp.	x
Araeolaimida	
Halaphanolaimidae	
<i>Aphanolaimus aquaticus</i> DADAY	x
Chromadorida	
Rhabdolaimidae	
<i>Rhabdolaimus aquaticus</i> DE MAN	x
Ethmolaimidae	
<i>Ethmolaimus pratensis</i> DE MAN	x
BIVALVIA (MUSCHELN)	
Sphaeriidae	
<i>Pisidium</i> sp.	x

Artenliste	Sommer 2001
OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER)	
Naididae	
<i>Chaetogaster langi</i> BRETSCHER	x
Tubificidae	
Tubificidae gen. sp. juv.	x
Enchytraeidae	
Enchytraeidae gen. sp. juv.	x
OSTRACODA (MUSCHELKREBSE)	
Cypridoidea	
Cyprididae	
<i>Cypria ophtalmica</i> (JURINE)	x
COPEPODA (RUDERFÜSSER)	
Harpacticoida	
Canthocamptidae	
Canthocamptidae gen. sp. (Copepodid-Stadium)	x
<i>Bryocamptus equinatus</i> (MRÁZEK)	x
<i>Bryocamptus rhaeticus</i> (SCHMEIL)	x
<i>Bryocamptus zschokkei</i> (SCHMEIL)	
Cyclopoida	
Cyclopoida gen. sp. (Copepodid-Stadium)	x
Cyclopidae	
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (FISCHER)	x
<i>Encyclops serrulatus</i> (FISCHER)	x
ANOMOPODA	
Chydoridae	
<i>Acroperus harpae</i> (BAIRD)	x
<i>Biapertura affinis</i> (LEYDIG)	x
<i>Camptocercus rectirostris</i> SCHOEDLER	x
<i>Pleuroxus uncinatus</i> (JURINE)	x

Artenliste	Sommer 2001
MEGALOPTERA (SCHLAMMFLIEGEN)	
Sialidae	
<i>Sialis lutaria</i> (LINNAEUS)	x
<i>Sialis</i> sp. juv.	x
DIPTERA (ZWEIFLÜGLER)	
Chironomidae	
Tanypodinae	
<i>Procladius</i> sp. A	x
<i>Procladius</i> sp. B	x

Artenliste	Sommer 2001
<i>Procladius</i> sp. juv.	x
Chironominae – Chironomini	
<i>Chironomus anthracinus</i> (ZETTERSTEDT)	x
<i>Chironomus</i> sp.	x
Chironominae – Tanytarsini	
<i>Micropectra</i> cf. <i>apposita/notescens</i>	x
<i>Tanytarsus</i> sp. C	x
<i>Tanytarsus</i> sp. juv.	x

Tabelle 4.8.6: Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten aus dem Schwarzkarlsee 2001

Tiefenstufe	Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten aus dem Schwarzkarlsee 2001																	
	Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten aus dem Schwarzkarlsee 2001																	
	Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten aus dem Schwarzkarlsee 2001																	
Fraktion [mm]	0.5 m			2.5 m			4.8 m			0.5 m			2.5 m			4.8 m		
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
TURBELLARIA										0	1887	0	0	629	0	0	0	0
„Micro-Turbellaria“		6			1					0	1887	0	0	629	0	0	0	0
NEMATODA										0	69497	56918	314	2516	194969	1572	5031	40252
Ironidae										0	56289	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ironus tenuicaudatus</i>		179								0	56289	0	0	0	0	0	0	0
Tobrilidae										0	2201	3145	0	0	0	0	0	0
<i>Tobrilus</i> cf. <i>pellucidus</i>		7	10							0	2201	3145	0	0	0	0	0	0
Tripylidae										0	6289	5031	0	0	0	0	0	0
<i>Tripyla glomerans</i>		20	16							0	6289	5031	0	0	0	0	0	0
Dorylaimidae										0	0	314	0	0	0	0	0	0
<i>Epidorylaimus</i> sp.			1							0	0	314	0	0	0	0	0	0
Monhysteridae										0	3774	46855	314	1258	93082	1572	5031	32704
<i>Eumonhystera barbata</i>			1							0	0	314	0	0	0	0	0	0
<i>Eumonhystera filiformis</i>						2		2		0	0	0	0	0	2516	0	0	2516
<i>Eumonyhystera vulgaris</i>		1	1							0	314	314	0	0	0	0	0	0
<i>Eumonhystera</i> sp.						1				0	0	0	0	0	1258	0	0	0
<i>Monhystera paludicola</i>		10	146	1	2	69	5	8	23	0	3145	45912	314	1258	86792	1572	5031	28931
<i>Monhystera wangi</i>		1	1			2				0	314	314	0	0	2516	0	0	0
<i>Monhystera</i> sp.								1		0	0	0	0	0	0	0	0	1258
Halaphanolaimidae										0	314	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphanolaimus aquaticus</i>		1								0	314	0	0	0	0	0	0	0
Rhabdolaimidae										0	0	0	0	0	3774	0	0	0
<i>Rhabdolaimus aquaticus</i>						3				0	0	0	0	0	3774	0	0	0
Ethmolaimidae										0	629	1572	0	1258	98113	0	0	7547
<i>Ethmolaimus pratensis</i>		2	5		2	78			6	0	629	1572	0	1258	98113	0	0	7547
BIVALVIA										629	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaeriidae										629	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.		2								629	0	0	0	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA										5660	9434	9748	314	0	0	0	0	0
Naididae										0	0	8805	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetogaster langi</i>			28							0	0	8805	0	0	0	0	0	0
Tubificidae										5660	6918	0	314	0	0	0	0	0
Tubificidae gen. sp. juv.	18	22		1						5660	6918	0	314	0	0	0	0	0
Enchytraeidae										0	2516	943	0	0	0	0	0	0
Enchytraeidae gen. sp. juv.		8	3							0	2516	943	0	0	0	0	0	0
OSTRACODA										0	3774	0	0	29560	0	0	84906	0

Tiefenstufe	Zählraten [Ind. pro Probe]									Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]								
	0.5 m			2.5 m			4.8 m			0.5 m			2.5 m			4.8 m		
	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2	>1	0.2-1	0.1-0.2
Cyprididae										0	3774	0	0	29560	0	0	84906	0
<i>Cypria ophthalmica</i>		12			47				135	0	3774	0	0	29560	0	0	84906	0
HARPACTICOIDA										0	8490	0	0	0	0	0	0	0
Canthocamptidae										0	8490	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bryocamptus equinatus</i>		3								0	943	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bryocamptus rhaeticus</i>		23								0	7233	0	0	0	0	0	0	0
Canthocamptidae gen.sp.		1								0	314	0	0	0	0	0	0	0
Cop.										0	628	0	0	1258	0	0	3774	0
CYCLOPOIDA										0	628	0	0	1258	0	0	3774	0
Cyclopidae										0	628	0	0	1258	0	0	3774	0
<i>Acanthocyclops vernalis</i>		1			1					0	314	0	0	629	0	0	0	0
Cyclopidae gen. sp. Cop.					1				5	0	0	0	0	629	0	0	3145	0
<i>Encyclops serrulatus</i>		1							1	0	314	0	0	0	0	0	629	0
ANOMOPODA										0	16666	0	0	26415	0	0	8805	0
Chydoridae										0	16666	0	0	26415	0	0	8805	0
<i>Acroperus harpae</i>		1								0	314	0	0	0	0	0	0	0
Aloninae gen. sp. juv.		1								0	314	0	0	0	0	0	0	0
<i>Biapertura affinis</i>		51			42					0	16038	0	0	26415	0	0	0	0
<i>Camplocercus rectirostris</i>									1	0	0	0	0	0	0	0	629	0
<i>Pleuroscus uncinatus</i>									13	0	0	0	0	0	0	0	8176	0
MEGALOPTERA										0	314	0	314	0	0	0	0	0
Sialidae										0	314	0	314	0	0	0	0	0
<i>Sialis lutaria</i>					1					0	0	0	314	0	0	0	0	0
<i>Sialis</i> sp. juv.		1								0	314	0	0	0	0	0	0	0
DIPTERA										629	5661	0	943	6918	0	2516	13837	0
Chironomidae										629	5661	0	943	6918	0	2516	13837	0
<i>Procladius</i> sp. A									4	0	0	0	0	0	0	1258	0	0
<i>Procladius</i> sp. B		2			2					629	0	0	629	0	0	0	0	0
<i>Procladius</i> sp. juv.		8			1	11			3	0	2516	0	314	6918	0	0	1887	0
<i>Chironomus anthracinus</i>									2	0	0	0	0	0	0	629	0	0
<i>Chironomus</i> sp.									2	0	0	0	0	0	0	0	1258	0
<i>Micropectra apposita/notescens</i>		10								0	3145	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. C									2	0	0	0	0	0	0	629	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp. juv.									17	0	0	0	0	0	0	0	10692	0

Tabelle 4.8.7: Gesamtabundanz und Biomassen (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertabraten aus dem Schwarzkarlsee 2001

Tiefenstufe	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]		
	0.5 m	2.5 m	4.8 m	0.5 m	2.5 m	4.8 m	0.5 m	2.5 m	4.8 m
„Micro“-Turbellaria	1.887	629	0	3	1	0	17	6	0
Nematoda	126.415	197.799	46.855	63	99	24	379	594	145
Bivalvia	629	0	0	74	0	0	443	0	0
Oligochaeta	24.843	314	0	7.181	393	0	43.087	2.358	0
Ostracoda	3.774	29.560	84.906	19	148	425	113	887	2547
Harpacticoida	8.491	0	0	17	0	0	102	0	0
Cyclopoida	629	1.258	3.774	6	7	18	37	41	110
Anomopoda	16.667	26.415	8.805	25	40	13	150	238	79
Megaloptera	314	314	0	42	1.956	0	255	11.736	0
Chironomidae	6.289	7.862	16.352	7.345	7.584	46.272	44.072	45.502	27.7631

Tiefenstufe	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]			Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]		
	0.5 m	2.5 m	4.8 m	0.5 m	2.5 m	4.8 m	0.5 m	2.5 m	4.8 m
Summe	189.937	264.151	160.692	14.776	10.227	46.752	88.655	61.361	280.513

Zahlenmäßig dominierten in 0,5 m und 2,5 m Tiefe Nematoden, in 4,8 m Tiefe waren großteils Ostracoden zu finden (Abb. 4.8.9). Betrachtet man die Biomasse, sind es aber vor allem Chironomiden,

welche den Hauptanteil stellen. Die Zählwerte ergaben eine maximale Abundanz von 264.151 Ind./m<sup>2</sup> und eine maximale Biomasse von 280.513 mg fw/m<sup>2</sup>, was als sehr hoch einzustufen ist (Abb. 4.8.9).

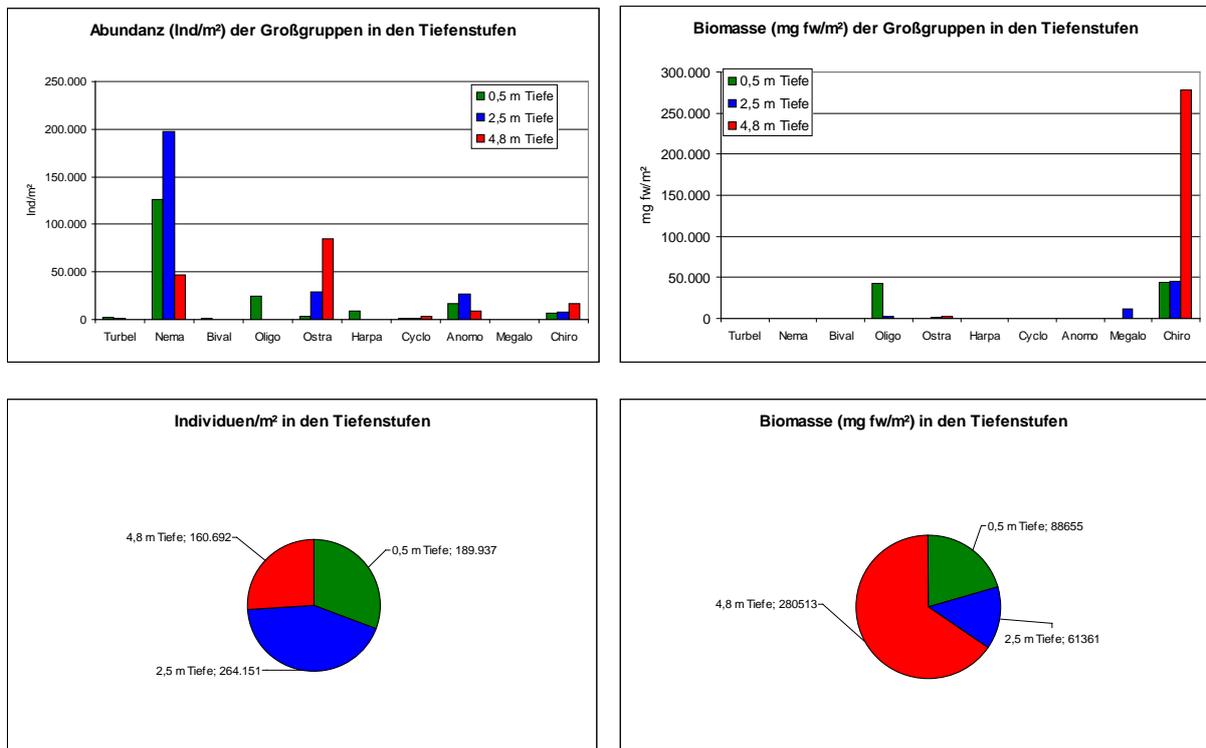


Abbildung 4.8.9: Abundanzen und Biomassen der benthischen Evertebraten im Schwarzkarlsee 2001

#### 4.8.5.3 Mollusken

Im Schwarzkarlsee wurde am Untersuchungstermin nur die Muschel-Gattung *Pisidium* nachgewiesen.

Tabelle 4.8.8: Molluskenfunde im Schwarzkarlsee 2001

Art	Individuendichte	Fundort
<i>Pisidium</i> sp.	vereinzelt bis mäßig	vor allem in sandig, schlammigen Bereichen des Nord- und Westufers und Kuhtritten

#### 4.8.6 Zusammenfassung

Der Schwarzkarlsee war im Sommer 2001 am Untersuchungstag thermisch nicht geschichtet. Der gesamte Wasserkörper war bis zum Grund mit Sauerstoff leicht übersättigt. Die geologisch bedingte Leitfähigkeit ist mit 30  $\mu\text{S}/\text{cm}$  erwartungsgemäß niedrig. Auf Grund des geringen Kalkanteiles im Einzugsgebiet ist die Pufferkapazität gering. Die Photosynthesetätigkeit des Phytoplanktons macht sich deshalb durch die Erhöhung des pH-Wertes bemerkbar.

Die Sichttiefe betrug 4,2 m. Mit einem mittleren Gesamtphosphorgehalt von 0,0154 mg/l weist der Schwarzkarlsee für ein Gewässer in dieser Lage ungewöhnlich hohe Werte auf. Damit wäre er als mesotroph einzustufen.

Die Phytoplankton- und Zoobenthosuntersuchungen ergaben vergleichsweise hohe bis sehr hohe Biomassewerte für den Schwarzkarlsee.

#### 4.8.7 Literatur zum Schwarzkarlsee

LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ (2001): Sind die Schneckenpopulationen Salzburger Bergseen

- mit humanpathogenen Gabelschwanzlarven befallen? (Bearbeitung: JEKEL I. , ZICK D.) – unveröff. Bericht, 1 - 36
- LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ (2002): Zoo-benthosuntersuchung verschiedener Seen Salzburgs, Teil 1: Angersee, Lungauer Klaffersee, Zwerfenbergsee, Landschitzseen, Seewaldsee, Prebersee, Schwarzkarlsee, Seetaler See - Bearbeiter: G. WOLFRAM und M. SALBRECHTER), unveröff. Bericht, 1 - 34
- FUGGER E. (1899): Salzburgs Seen V. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 39: 1-16

## 4.9 Grünsee / Stubachtal (Gemeinde Uttendorf)

### 4.9.1 Allgemeines

Das Stubachtal ist ein südliches Seitental der Salzach im Oberpinzgau, das von der Stubache entwässert wird. Es beginnt bei Köhnbichl und reicht bis zum Weißsee (2.250 m). Im Stubachtal liegen die ÖBB-Wasserkraftwerke Uttendorf (27 MW), Schneiderau (35 MW) und Enzingerboden (80 MW).

Der Grünsee liegt, wie auch die anderen Seen dieses Gebietes, im Bereich des Granitgneises der Granatspitzgruppe an der Nordwestflanke des Tales in 1.712 m Meereshöhe. Gespeist wird der See von seitlichen Zubringern des Weißenbaches, da dessen Ursprung im Weißsee gesammelt und für hydroelektrische Nutzung zurückgehalten wird.

Der oberflächliche Abfluss fällt steil über die Daberkamm zum Enzinger Boden ab. In der Schneiderau vereinigt sich der Weissenbach, der auch den Tauernmoosbach aufnimmt, mit dem Schrabach und dem Ödbach als westlichem Quellast zur Stubache, die bei Uttendorf in die Salzach mündet.

Durch die Einbringung von Schotter über den Zufluss ist der Südteil des Sees, der im Jahr 1885 von FUGGER (1899) gelotet wurde, relativ flach. Sonst

fällt die Halde rasch in größere Tiefen ab. Der glaziale Ursprung des Seebeckens ist unverkennbar.

Zur Energiegewinnung wurde der See zwischen 1925 und 1929 um etwa 1 bis 2 m höher gestaut und mit dem Wasser eine zwischen dem See und dem Enzingerboden befindliche Turbine betrieben (JAGERSBERGER, mdl. Mitt.). Nach PECHLANER (1959) soll die Überstauung jedoch 4 m betragen. Seit 1929 wird der Grünsee im Kraftwerk Enzingerboden – Grünsee der Österreichischen Bundesbahnen zur Stromerzeugung genutzt und weist deshalb Spiegelschwankungen bis zu 2 m auf.

Erste limnologische Untersuchungen des Sees stammen aus dem Herbst 1958 (PECHLANER 1959). Neben chemischen und physikalischen Daten wurden auch Proben aus dem Benthos entnommen, in denen die Erbsenmuschel *Pisidium conventus* nachgewiesen wurde, die als kaltstenothele Art größere Tiefen von Voralpenseen bewohnt. Das Auftreten im Grünsee ist ein seltener Nachweis für deren Vorkommen in tiefen Hochseen der Alpen (KUIPER 1974).



Abbildung 4.9.1: Grünsee (Foto: Peter Wenger)

Aus der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts ist überliefert, dass im See kleine "Bergröteln" gefangen wurden. Dabei handelte es sich aller Wahrscheinlichkeit nach um Schwarzreuter des Seesaiblings. Ob das eine autochthone Fischpopulation war, kann nicht entschieden werden, ist aber unwahrscheinlich. Im 20. Jahrhundert wurden dann die verschiedensten Fischarten eingesetzt, beginnend mit "Gebirgsseesaiblingen" um die Jahrhundertwende und großen Bachforellen nach dem 1. Weltkrieg. In einem 10-

Jahresprojekt von 1989 bis 1998 wurde der See in einem mit wissenschaftlicher Begleitung des damaligen Bundesinstituts in Scharfling durchgeführten Besatzprojekt mit Bachsaiblingen, Seeforellen aus dem Grundl- und Walchensee, Bach und Regenbogenforellen, Äschen und Pfrillen besetzt (JAGERSBERGER mündliche Mitteilung). Der durchwegs ungenügende Konditionsfaktor der gefangenen Fische lässt auf ein unzureichendes Futterangebot schließen.



Abb. 4.9.2: Grünsee - Orthofoto (Quelle: SAGIS)

#### 4.9.2 Geografische, morphometrische und hydrologische Daten

Der Grünsee wurde erstmals im Jahr 1885 von FUGGER (1899) vermessen. Als Höhenlage werden von ihm 1.699 m angegeben. Nach PECHLANER (1959) wurde der See um 4 m höher gestaut, sodass sich der Wasserspiegel in 1.703 m Meereshöhe befinden müsste. Laut ÖK 50 liegt er jedoch 1.712 m ü. A. Anhand der von FUGGER angefertigten Seekarte

wurde die Größe des Sees mit rund 6 Hektar bestimmt. Nach späteren Angaben und nach dem Aufstau ist der Grünsee mit rund 11 Hektar knapp doppelt so groß. Als größte Tiefe wurden 32,2 m angegeben. PECHLANER entnahm allerdings Bodenproben aus 38 m Tiefe. Neuere morphometrische Daten sind derzeit nicht vorhanden.

Tabelle 4.9.1: Geografische Daten des Grünsees

Koordinaten im BMN	Rechtswert	m	395 965
	Hochwert	m	225 478
Geografische Länge Ost			12°37'
Geografische Breite Nord			47°09'
Höhenangabe		m ü. A.	1 712
Einzugsgebiet		km <sup>2</sup>	7,4

Anhand der alten Unterlagen und nach der hypsographischen Kurve hatte der See ein Volumen von etwa 1,024 Millionen Kubikmeter. Durch die Überstauung

von 4 Metern kann eine Erhöhung des Seeinhalts auf etwa 1,4 Millionen Kubikmeter geschätzt werden.

Tabelle 4.9.2.: Morphometrische Daten des Grünsees (nach PECHLANER 1959)

Seehöhe	h	m ü. A.	1 712
Seefläche	F	ha	11
Volumen bei MW	V	m <sup>3</sup>	geschätzt ca. 1 400 000
Länge	l <sub>max</sub>	m	530
Breite	b <sub>max</sub>	m	375
Tiefe	z <sub>m</sub>	m	≥38
Umfang	L	m	1.450
Uferentwicklung	D <sub>L</sub>	1	1,25

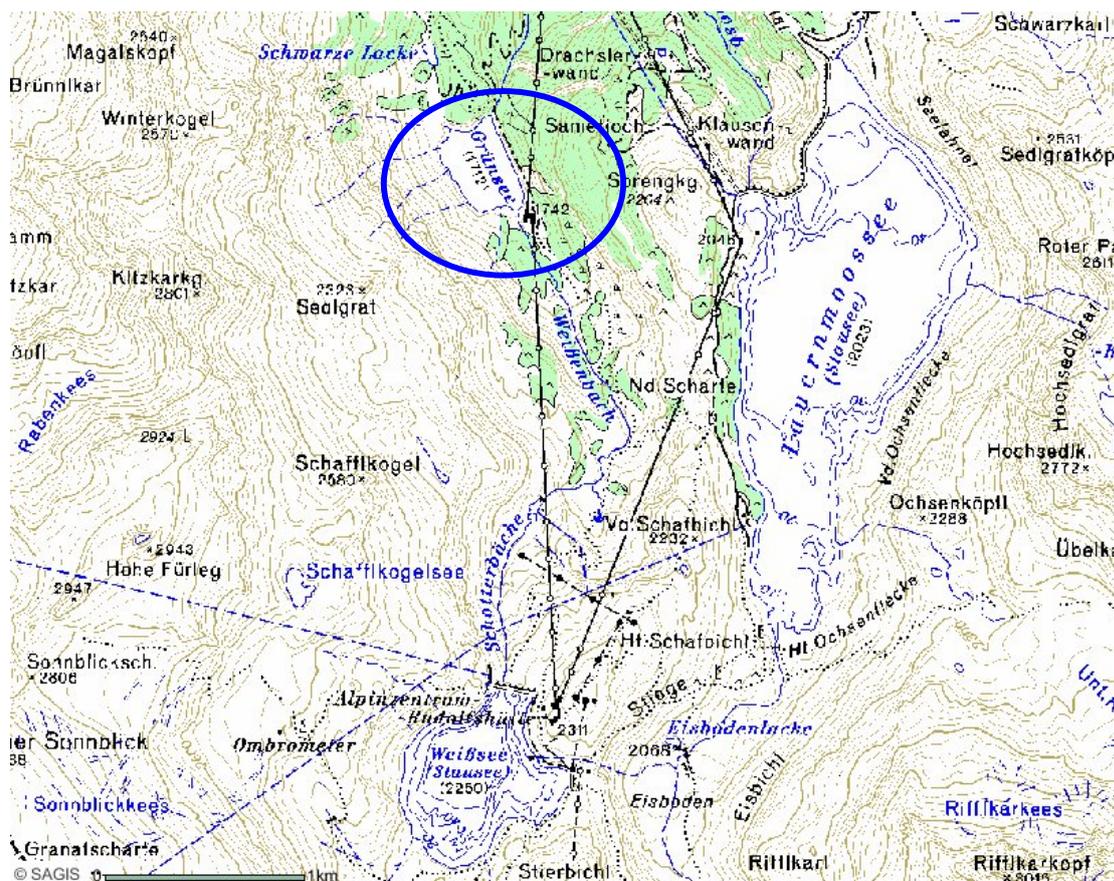


Abb. 4.9.3: Geographische Lage des Grünsees

### 4.9.3 Probenahme

Erste limnologische Ergebnisse aus dem Grünsee liegen von PECHLANER vom 29. September 1958 vor. Der Gewässerschutz des Landes Salzburg beprobte den See am 28. Juli 2008. In der Woche vor dieser

Probennahme erfolgte ein Kaltwettereinbruch mit starkem Schneefall, der zu einer geschlossenen Schneedecke führte, die zum Entnahmeterrmin aber wieder abgeschmolzen war.

### 4.9.4 Physikalische und chemische Messdaten

#### 4.9.4.1 Sichttiefe

Im Sommer 2008 betrug die Sichttiefe im Grünsee überraschender Weise nur 2,5 m (Abb. 4.9.4). Im Herbst 1958 betrug sie 4,1 m. Da die geringe Biomasse des Phytoplanktons nicht der Grund für diese

geringe Transparenz sein kann, ist anzunehmen, dass mit dem Schmelzwasser der vorangegangenen Schneefälle vermehrt Trübstoffe eingeschwemmt wurden.

#### 4.9.4.2 Temperatur

Zum Zeitpunkt der Untersuchung nahm die Temperatur klinograd von 14,1 °C an der Oberfläche auf 4,7 °C in 30 m auf, ohne eine klar definierte Unterteilung in Epi-, Meta- und Hypolimnion auszubilden

#### 4.9.4.3 pH-Wert

Der pH-Wert liegt entsprechend der Lage des Gewässers im Kristallin mit Werten von pH 6,62 bis 6,97 im leicht sauren Bereich. In der orthograden Verteilung nimmt er unterhalb von 9 m gegen die

(Abb. 4.9.4). Im Herbst 1958 nahm die Temperatur von 9,35 °C an der Oberfläche auf 5,2 °C in 28 m Tiefe ab.

Tiefe geringfügig ab (Abb. 4.9.5). Im September 1958 war der See mit pH 5,4 bzw. 5,5 im deutlich saureren Bereich (PECHLANER 1959).

Grünsee/Stubachtal:  
Temperatur (°C) und Sichttiefe (m)

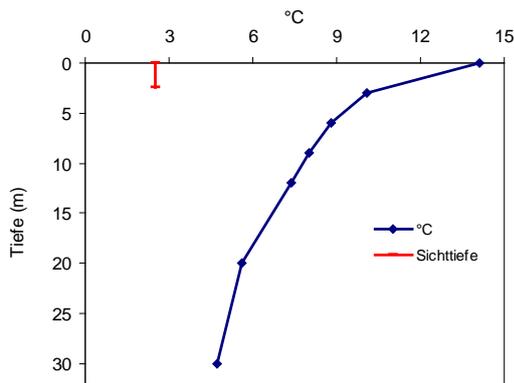


Abbildung 4.9.4: Temperatur (°C) und Sichttiefe (m)

Grünsee/Stubachtal:  
pH-Wert und Elektrische Leitfähigkeit

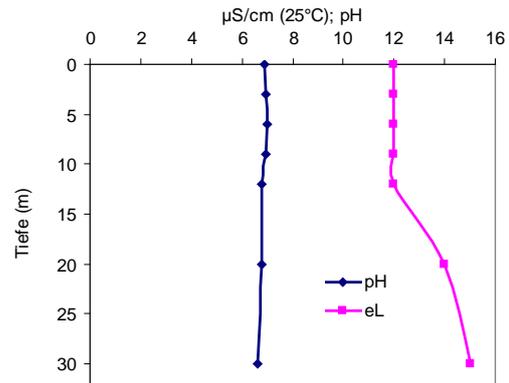


Abbildung 4.9.5: Elektrische Leitfähigkeit (µS/cm, 25°C) und pH-Wert

#### 4.9.4.4 Elektrische Leitfähigkeit

Wegen der geringen Ionenkonzentration ist die elektrische Leitfähigkeit mit Werten zwischen 12 µS/cm

und 15 µS/cm sehr niedrig. Eine geringe Zunahme ist in 20 und 30 m zu bemerken (Abb. 4.9.5).

Grünsee/Stubachtal:  
Sauerstoff

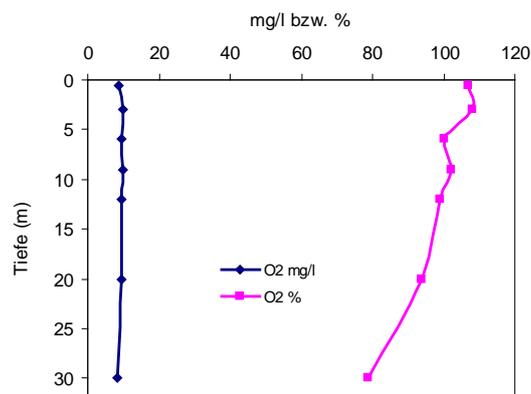


Abbildung 4.9.6: Sauerstoffgehalt (mg/l) und relative Sauerstoffsättigung (%)

#### 4.9.4.5 Sauerstoff

Der Sauerstoff ist im See orthograd verteilt. Die Werte schwanken geringfügig zwischen 9,9 mg/l in 3 m und 8,3 mg/l über Grund. Die relative Sauerstoffsättigung nimmt, mit einer leichten Inhomogeni-

tät in 3 m, relativ gleichmäßig von der Oberfläche bis über Grund ab. Sie bewegt sich zwischen 108% in 3m und 79% in 30 m (Abb. 4.9.6). Im gewichteten Mittel beträgt die Sättigung des Seewassers 99%.

Im September 1958 betrug der Sauerstoffgehalt im Grünsee zwischen 6,8 und 9,8 mg/l. Das entspricht

einer relativen Sauerstoffsättigung von 69 bis 109%.

#### 4.9.4.6 Phosphor

Der Gesamtphosphor erreicht Konzentrationen zwischen 3,6 und 10  $\mu\text{g/l}$ , das gewichtete Mittel liegt bei 6,8  $\mu\text{g/l}$ . Die inhomogene Verteilung in der Wassersäule zeigt Maxima in 3 und 30 m Tiefe, wobei das Tiefenmaximum im Wesentlichen durch partikulären Phosphor verursacht wird (Abb. 4.9.7). Die Konzentrationen laufen ungefähr parallel zum gelösten Kohlenstoff (Abb. 4.9.9) und zur Biomasse des Algenplanktons (Abb. 4.9.10).

Der gelöste Gesamtphosphor reicht von 1,8 bis 4,2  $\mu\text{g/l}$ , was einem Anteil zwischen ca. 30 und 50% des Gesamtphosphors entspricht. Insgesamt entspricht das generell niedrige Konzentrationsniveau des Phosphors einem nährstoffarmen Gewässer. Die Werte von 9 und 10  $\mu\text{g/l}$  in den oberen Wasserschichten dürften durch den Eintrag über das Schmelzwasser verursacht worden sein.

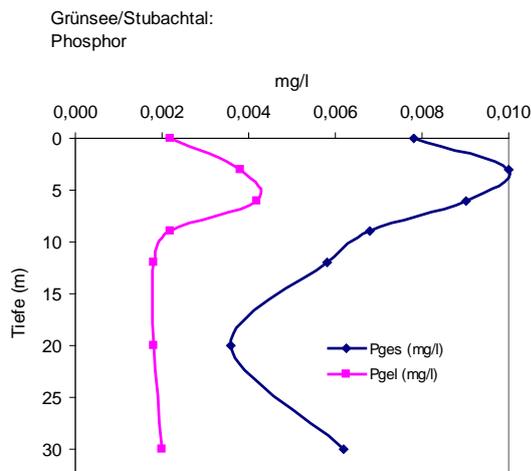


Abbildung 4.9.7: Phosphor (mg/l)

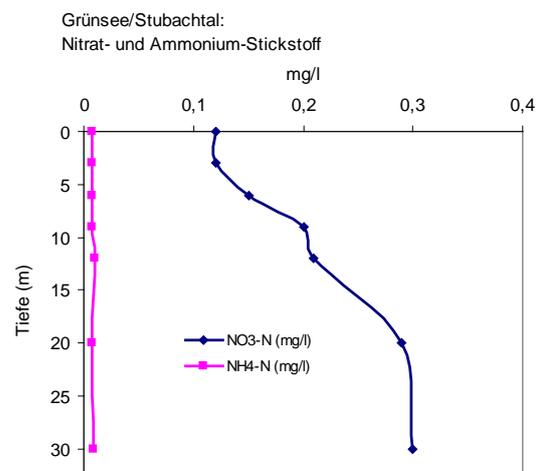


Abbildung 4.9.8: Stickstoff (mg/l)

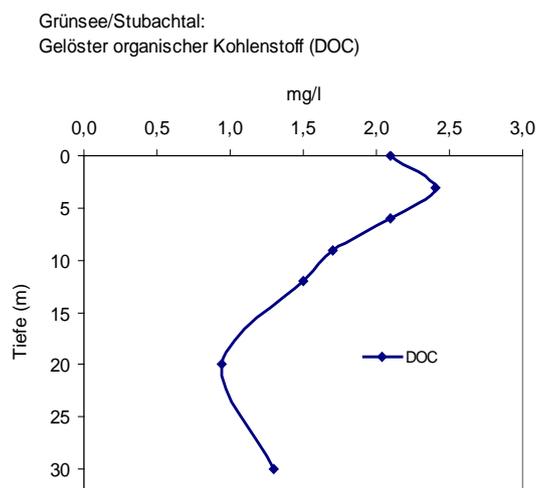


Abb. 4.9.9: Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

#### 4.9.4.7 Stickstoff

Der Nitrat-Stickstoff steigt von 0,12 mg/l von der Oberfläche bis zum Grund hin auf 0,3 mg/l an (Ab-

bildung 4.9.8). Die tiefenbezogene mittlere Konzentration erreicht 0,200 mg/l.

Der Ammonium-Stickstoff liegt an der Nachweisbarkeitsgrenze bzw. mit maximal 0,01 mg/l knapp dar-

über (Abb. 4.9.8 und Tab. 4.9.3).

#### 4.9.4.9 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

Die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) reichten von 0,9 bis 2,4 mg/l. Der volumsgewichtete Mittelwert lag bei 1,7 mg/l, was seiner meereshöhenbedingten Produktivität ent-

spricht. Die Maximalkonzentration von 2,4 mg/l lag in der euphotischen Zone der oberen Wasserschichten, was sich mit dem Maximum der Algenbiomasse deckt.

#### 4.9.4.10 Ionenbilanzen

In der Tabelle 4.9.3 sind die Daten für die Ionenbilanz des Grünsees zusammengefasst. Entsprechend der Lage im Kristallin sind die Konzentrationen niedrig.

Die Alkalinität schwankt zwischen 0,12 und 0,19 mval/l. Kalzium- und Magnesium variieren zwischen 0,13 und 0,22 mval/l, was Konzentrationen zwischen 2,5 und 4,4 mg/l Kalzium bzw. 0,12 bis

0,24 mg/l Magnesium entspricht. Auch Natrium mit durchschnittlich 0,39 mg/l und Kalium mit 0,17 mg/l sind in sehr geringen Konzentrationen nachweisbar. Nitrit wurde in keiner Tiefenstufe nachgewiesen. Das Chlorid ist mit 0,24 mg/l sehr niedrig, ebenso das Sulfat mit Konzentrationen von 0,7 bis 1,1 mg/l. Abgesehen in 9 m überwiegen die Kationen.

Tabelle 4.9.3: Ionenbilanzen im Grünsee

2008																
Tiefe	°C	Alk.	Ca	Ca+ Mg	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO <sub>4</sub>	P <sub>ges</sub>	P <sub>gel</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Ionen- bilanz
m		mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
0	14,1	0,12	0,13	0,14	2,5	0,12	0,33	0,1	0,2	0,72	0,0078	0,0022	0,120	0,0010	0,0070	0,0092
3	10,1	0,12	0,13	0,14	2,6	0,12	0,34	0,2	0,2	0,71	0,0100	0,0038	0,120	0,0010	0,0070	0,0104
6	8,8	0,19	0,22	0,23	4,4	0,12	0,34	0,1	0,2	0,85	0,0090	0,0042	0,150	0,0010	0,0070	0,0248
9	8,0	0,12	0,13	0,14	2,6	0,12	0,37	0,2	0,5	0,83	0,0068	0,0022	0,200	0,0010	0,0070	-0,0036
12	7,4	0,12	0,13	0,15	2,6	0,24	0,39	0,2	0,2	0,91	0,0058	0,0018	0,210	0,0010	0,0100	0,0122
20	5,6	0,12	0,14	0,15	2,8	0,12	0,48	0,2	0,2	1,10	0,0036	0,0018	0,290	0,0010	0,0070	0,0072
30	4,7	0,13	0,14	0,16	2,8	0,24	0,49	0,2	0,2	1,10	0,0062	0,0020	0,300	0,0010	0,0090	0,0066

### 4.9.5 Biologische Parameter

#### 4.9.5.1 Phytoplankton

In der Untersuchung wurden nur acht Phytoplanktonarten nachgewiesen. Keine der Großgruppen überwiegt dabei (Tab. 4.9.4). Der Großteil der Biomasse, bei der die Cryptophyceen, vor allem *Rhodomonas minuta*, überwogen, befindet sich in der Schicht bis

12 m Tiefe (Abb. 4.9.10). In 20 m konnte mit 40 mg/m<sup>3</sup> das Minimum festgestellt werden. Diese Verteilung deckt sich weitgehend mit der Tiefenverteilung der Phosphorkomponenten und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC).

Tabelle 4.9.4: Artenliste des Phytoplanktons

CYANOBACTERIA (Blaualgen)  
 CHLOROPHYCEAE (Grünalgen)  
 CHRYSOPHYCEAE (Goldalgen)  
 DINOPHYCEAE (Panzergeißlinge)  
 CRYPTOPHYCEAE (Kryptoflagellaten)  
 BACILLARIOPHYCEAE (Kieselalgen)  
 PICOPLANKTON < 5µm (exkl. Bacteria)

*Oscillatoria* sp.  
*Sphaerellopsis* sp.  
*Tetraedron* sp.  
*Dinobryon sertularia*  
*Peridinium* sp. kl.  
*Rhodomonas minuta*  
*Cryptomonas* sp. E  
*Fragilaria* sp.

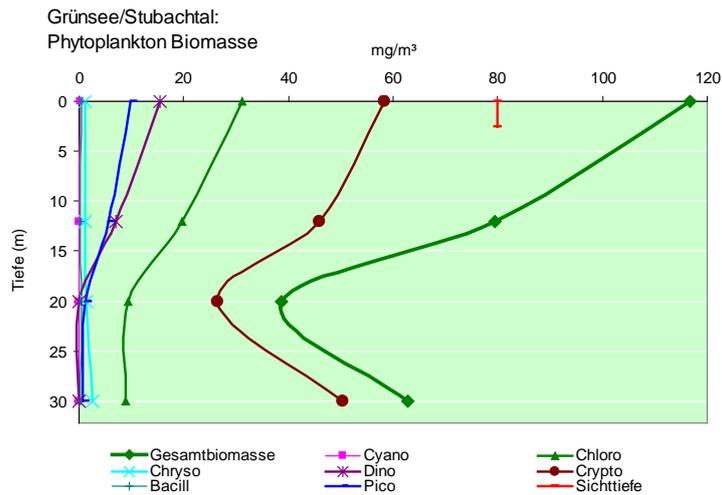


Abbildung 4.9.10: Phytoplankton im Grünsee: Biomasseverteilung der Großgruppen (mg/m<sup>3</sup>)

#### 4.9.5.2. Zooplankton

Die Zusammensetzung des tierischen Planktons ist für ein Gewässer dieser Höhenlagen relativ artenreich. Es überwogen die Rädertiere mit sechs Arten, wobei mit *Keratella hiemalis*, *Synchaeta cf. dolichoptera* und *Synchaeta cf. lakowitziana* die für höher gelegene nährstoffarme Gewässer typischen Faunenelemente vertreten waren. Ebenso charakteristisch ist das Auftreten von *Cyclops abyssorum tatricus* als einzigem Vertreter der Kleinkrebse im Freiwasser (s. Tab. 4.9.5). Die Individuendichte war mit rund 180 Individuen pro Liter an der Seeoberfläche bzw. 200 Tieren pro Liter in 12 m relativ hoch. Den Hauptanteil bildeten

in beiden Tiefenstufen *Kellicottia longispina* mit jeweils rund 145 Individuen pro Liter. In 12 m erreichte *Keratella hiemalis* mit 135 Ind/l fast die dieselbe Anzahl wie *Kellicottia longispina*. Das hier liegende Maximum wurde von rund 300 Zooplanktonorganismen gebildet. Nur in 30 m wurden reife Weibchen und Entwicklungsstadien von *Cyclops abyssorum tatricus* beobachtet. Hier wurden im Liter 23 Rotatorien und 2 Crustaceen nachgewiesen. Der tiefengewichtete Mittelwert lag mit 195 Tieren, bei einem Crustaceenanteil von 0,2%, im Liter relativ hoch.

Tabelle 4.9.5: Artenliste des Zooplanktons

ROTIFERA (Rädertiere)	<i>Ascomorpha ecaudis</i> <i>Kellicottia longispina</i> <i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella hiemalis</i> <i>Polyarthra cf. dolichoptera</i> <i>Synchaeta cf. lakowitziana</i>
CRUSTACEA (Schwebekrebse)	
Copepoda (Hüpferlinge)	<i>Cyclops abyssorum tatricus</i>

Im Gegensatz zur Individuenzahl war mit 19% der Anteil der Schwebekrebse am Mittelwert der Ge-

samtbiomasse von knapp 50 mg/m<sup>3</sup> (Abb. 4.9.10) deutlich höher.

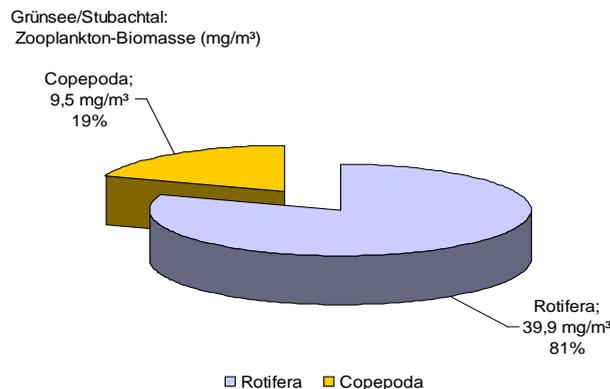


Abbildung 4.9.11: Zooplankton im Grünsee: Biomasseverteilung der Großgruppen (mg/m<sup>3</sup>)

#### 4.9.6 Zusammenfassung

Der Grünsee ist ein weitgehend unbelasteter oligotropher Weichwassersee, der hydroelektrisch genutzt wird, was sich in Spiegelschwankungen von 2 m auswirkt. Die elektrische Leitfähigkeit liegt bei 13  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , die Alkalinität bei 0,13 mval/l. Die zum Zeitpunkt der Untersuchung gemessenen maximalen Gesamtphosphorkonzentrationen von rund 10 bzw. 9  $\text{mg}/\text{m}^3$  in 3 und 6 m wurden durch allochthone Eintrag infolge des raschen Schmelzens der durch einen Kaltlufteinbruch gebildeten Schneedecke vor der Beprobung verursacht. Der volumsgewichtete Mittelwert für den Gesamtphosphor lag bei 6,8  $\text{mg}/\text{m}^3$ , der Nitratstickstoff bei 0,20  $\text{mg}/\text{l}$ . Der

Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff von durchschnittlich 1,7  $\text{mg}/\text{l}$  entspricht der meereshöhenbedingten Produktivität des Gewässers.

Mit acht Arten war das Phytoplankton gering entwickelt. Die Biomasse von durchschnittlich 90  $\text{mg}/\text{m}^3$  wurde von Cryptophyceen insbesondere von *Rhodomonas minuta* dominiert. Das Zooplankton war einem höher gelegenen Kleinsee entsprechend zusammengesetzt. Dominant waren die Rotatorienarten *Kellicottia longispina* und *Keratella hiemalis*. Die Schwebekrebse wurden lediglich *Cyclops abyssorum taticus* vertreten. Die mittlere Biomasse lag bei 195  $\text{mg}/\text{m}^3$ , an der der Kleinkrebs zu rund 1/5 beteiligt war.

#### 4.9.7 Literatur zum Grünsee

- BÖHM A. (1886): Die Hochseen der Ostalpen. - Mitt. Geogr. Ges. Wien, 29: 625-647  
FUGGER E. (1896): Die Hochseen. - Mitt. Geograph. Ges. Wien, 39: 638-672  
FUGGER E. (1899): Salzburger Seen V. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 39: 1-16  
KUIPER J. G. J. (1974): Die Pisidien der Hochalpengewässer. - Arch. Moll., 104: 1-27

- PECHLANER R. (1959): Zur Limnologie der Stauseen des Kapruner Tales und des Stubachtales. - Österr. Wasserwirtschaft, 11: 185-194  
WALLMANN H. (1868): Die Seen der Alpen. - Z. DÖAV, 4: 1-117  
ZWTTLINGER K., PARZER H. (1979): Landschaftsschutzgebiete in Salzburg. - Natur und Land, 1979: 122-129



# Limnologie der Speicher Mooserboden, Wasserfallboden, Tauernmoos und Durlassboden

Peter SCHABER & Paul JÄGER

Mit 11 Abbildungen und 9 Tabellen im Text sowie 8 Tabellen im Anhang

## 1 Einleitung

Das Bundesland Salzburg besitzt 13 Seen mit einer Oberfläche von mehr als 0,5 km<sup>2</sup>. Dazu gehören die hochgelegenen Speicherseen Mooserboden und Wasserfallboden im Kapruner Tal, der überstaute Tauernmoossee im Stubachtal und der Speicher Durlassboden im Wildgerlostal, der zum Teil in Tirol liegt. Die Speicherseen dienen weitestgehend der Erzeugung elektrischer Energie.

Verschiedene Autoren erwähnen die Seen vergleichend hinsichtlich der Höhenlage und Verteilung im Alpenraum (WALLMANN 1868, LINK 1950) oder verschiedener morphologischer, technischer und wirtschaftlicher Gegebenheiten (LENDL & PRODINGER 1955, NAGL & HICKEL 1973, TAUERNKRAFTWERKE AG 1995, STADLER 2007). Technische Gegebenheiten und Fakten sind in Schriften der TAUERNKRAFTWERKE AG (1995) und der VERBUND-Austrian Hydro Power AG (2007) publiziert.

Im Gegensatz zu anderen hochgelegenen natürlichen Seen existieren nur wenige Ergebnisse über die physikalischen und chemischen Belange in den Speicherseen. In den späten 1950er-Jahren erfolgten erste physikalische und chemische Untersuchungen der Kapruner Speicher und des Tauernmoossees (PECHLANER 1959, 1961a, 1961b, 1964). In Studien zur

"Wasserversorgung" der Energierversorgungsunternehmen wurden physikalische, chemische und mikrobiologische Daten der Kapruner Speicher und des Speichers Durlassboden gesammelt (FRISCHHERZ et al. 1991, ZIBUSCHKA et al. 1999).

HARTMANN (1917) berichtet über Funde von *Ceriodaphnia reticulata*, *Chydorus sphaericus* und Copepodidstadien von Cyclopiden, die in sumpfigen Wiesengraben des ehemaligen und dann überstaute Mooserbodens gefunden wurden. Beobachtungen am Phyto- und Zooplankton der Kapruner Speicher und des Tauernmoossees beschreibt PECHLANER (1959, 1961a, 1961b, 1964). RUTNER-KOLISKO (1959) findet im Wasserfallboden die in höher gelegenen Gewässern auftretende *Polyarthra dolichoptera* in ihrer typischen Form. Im Mooserboden trat an einem Probenentnahmetermin eine *Polyarthra proloba* auf, die an den anderen Terminen desselben Jahres jedoch nicht mehr gefunden wurde. Im Zuge dieser Erstaufnahme wurde auch das Zoobenthos berücksichtigt. Unter anderem wurden dabei im Tauernmoossee die zwei Erbsenmuschelarten *Pisidium liljeborgi* und *P. conventus* nachgewiesen (KUIPER 1974). Über umfassende limnophysikalische und -chemische Ergebnisse, das Phyto- und Zooplankton und letztlich auch über die Fischfauna im Speicher Durlassboden berichten SCHULZ et al. (1996).

Tab. 1: Geographische, hydrographische und morphometrische Daten der Speicher

Speicher	Stauziel (m ü. A.)	Absenkziel (m ü. A.)	Spiegelschwankung (m)	Maximale Tiefe (m)	Oberfläche (km <sup>2</sup> )	Einzugsgebiet (km <sup>2</sup> )	Länge (m)	Breite (m)	Nutzhalt (m <sup>3</sup> *10 <sup>6</sup> )
Mooserboden	2.036	1.960	76	90	1,62	99,3	2.990	1.090	84,9
Wasserfallboden	1.672	1.590	82	108	1,49	43,0	2.615	835	81,2
Tauernmoossee	2.023	1.984,5	38,5	59	1,45	50,1	2.300	980	55,3
Durlassboden	1.405	1.360	45	55	1,9	74,6	6.000	2.000	50,7

## 2 Die Speicher

### Mooserboden und Wasserfallboden

Die Kapruner Speicher Mooserboden und Wasserfallboden entstanden durch die Sperre geeigneter Talabschnitte. Das natürliche Einzugsgebiet des Speichers Mooserboden von 21,8 km<sup>2</sup> hat sich durch Überleitungen aus dem Mölleinzugsgebiet, der Käfer- und der Ebmattenbäche sowie des Weilingerbaches auf 99,3 km<sup>2</sup> vergrößert. Das Einzugsgebiet des Wasserfallbodens von 19,8 km<sup>2</sup> verringerte sich zwar durch die Ableitung der Ebmattenbäche und des

Weilingerbaches um 5,3 km<sup>2</sup>, durch Beileitungen aus den Einzugsgebieten des Mühl-, Dieters-, Grub-, Zeferet- und Hirzbaches erfolgte eine Vergrößerung auf 43 km<sup>2</sup>. Insgesamt beträgt der Einzugsgebietszuwachs der Kapruner Speicher rund 106 km<sup>2</sup> (BRANDECKER 1994). Etwa 60% des Wassers stammen aus der Südabdachung der Alpen. Es ist zum Großteil Schmelzwasser der Pasterze. Aus dem Wasserfallboden kann Wasser in den Mooserboden rück-

gepumpt werden, wodurch sich eine Vermischung verschiedener Wasserqualitäten ergibt.

### Tauernmoos

Die hydrologischen und morphometrischen Gegebenheiten des ursprünglichen Tauernmoossees haben sich durch die Überstauungen und durch Überleitungen aus anderen Gewässereinzugsgebieten wesentlich geändert (Abb. 1). Dieser nach der geologischen Karte des Großglocknergebietes von 1934 in 1.981 m Meereshöhe (in der "Reambulierung der 3. Franziszeischen Landesaufnahme" von 1889 wird die Meereshöhe mit 1.971 m ü. A. angegeben) gelegene See war bei einer Länge von 545 m und der Breite von 300 m rund 12 ha groß (HOFFER & LÄMMERMAYR 1925) und etwas mehr als 17 m tief (FUGGER 1899). Durch den Bau einer 28 m hohen Sperre im Zuge der Errichtung des Kraftwerkes Enzingerboden in den Jahren 1922 bis 1929 wurde der Tauernmoossee als Jahresspeicher mit einem Volumen von 21 Millionen Kubikmeter ausgebaut. Zusätzlich wurden in der Folge die Wässer aus dem Einzugsgebiet des Weißsees und über die "Beileitung Nord" die Wässer des Amer- und Salzplattensees in den Tauernmoosspeicher übergeleitet. Die Erweiterung des Speicherraum

es von 21 auf 55 Millionen Kubikmeter, wodurch das Stauziel um weitere 20 m auf 2.023 m ü. A. erhöht wurde, wurde 1973 beendet. Durch die Errichtung der Staumauer Tauernmoos II vergrößerte sich die Seefläche auf 1,45 km<sup>2</sup>, die maximale Tiefe erreicht 59 m. Eine zusätzliche Füllung des Speichers erfolgt seit 1971 durch die Beileitung Süd aus dem Einzugsgebiet des Landeggbaches mit dem Beimsee in Osttirol und der Beileitung Oberer Wurfbach. Durch diese Beileitungen werden Wässer aus einem Einzugsgebiet von 50,1 km<sup>2</sup> in den Speicher geleitet (ÖBB 1979).

### Durlassboden

Durch einen 83 m hohen Erddamm wird die Wilde Gerlos zu einem 1,9 km<sup>2</sup> großen Jahresspeicher gestaut. Ein Teil des Speichers liegt im Bundesland Tirol, wo auch die Energieerzeugung erfolgt. Das natürliche Einzugsgebiet von 43,9 km<sup>2</sup> wird durch Überleitungen aus dem Salzach- und Nadernacheinzugsgebiet um 30,7 km<sup>2</sup> vergrößert. Der Speicher ist maximal 55 m tief und besitzt einen Nutzinhalt von 50,7 Millionen Kubikmeter (Tab. 1).

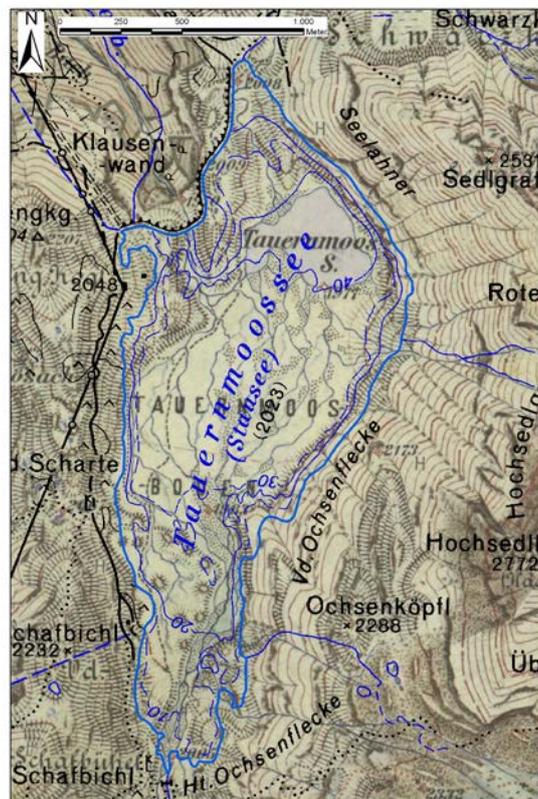


Abb. 1: Das Tauernmoos mit Überstauung

### 3 Physikalische und chemische Eigenschaften

#### 3.1 Temperatur, Schichtungsverhältnisse

Die Temperatur im 2.036 m ü. A. gelegenen Mooserboden nimmt an der Staumauer von der Oberfläche bis in 82 m von 8,0 auf 3,8 °C ab. Wie in Abbildung 2 ersichtlich nimmt die Temperatur an beiden Probenstellen bis in 20 m Tiefe gering aber kontinuierlich ab. Die raschere Temperaturabnahme zwischen 20 und 40 m von 6,9 auf 4,7 °C könnte man als Temperatursprungschicht deuten. Diese Schichtung scheint relativ stabil sein, da der darüber liegende Wasserkörper eine deutlich geringere elektrische Leitfähigkeit als das Tiefenwasser aufweist. Über Grund wurden 3,8 °C gemessen (Abb.2).

Im 360 m Höhenmeter tiefer gelegenen Wasserfallboden ist eine deutliche Temperaturschichtung ausgebildet. Die "warme" Oberflächenschicht mit Temperaturen zwischen 11,7 und 10,4 °C reicht bis min-

destens 12 m Tiefe. In 20 m werden bereits nur mehr 5,2 °C gemessen. In der Folge nimmt die Temperatur 3,8 °C ab (Abb. 2). Eine nahezu idente Temperaturverteilung in beiden Speichern, u. a. mit einer scharfen Temperaturschicht zwischen 8 und 15 m im Wasserfallboden, wurde auch von PECHLANER (1959) beobachtet. Dass es sich bei diesen beiden Wasserkörpern um verschiedene Wässer handelt, wird unter anderem durch die elektrische Leitfähigkeit, das Säurebindungsvermögen (Alkalinität) und die abfiltrierbaren Stoffe bestätigt.

Im Tauernmoospeicher nimmt die Temperatur von 9,9 °C an der Oberfläche gleichmäßig auf 6,5 °C in 53 m ab. Im Durlassboden beträgt der Temperaturgradient zwischen Oberfläche und 48 m Tiefe nur 2,1 °C.

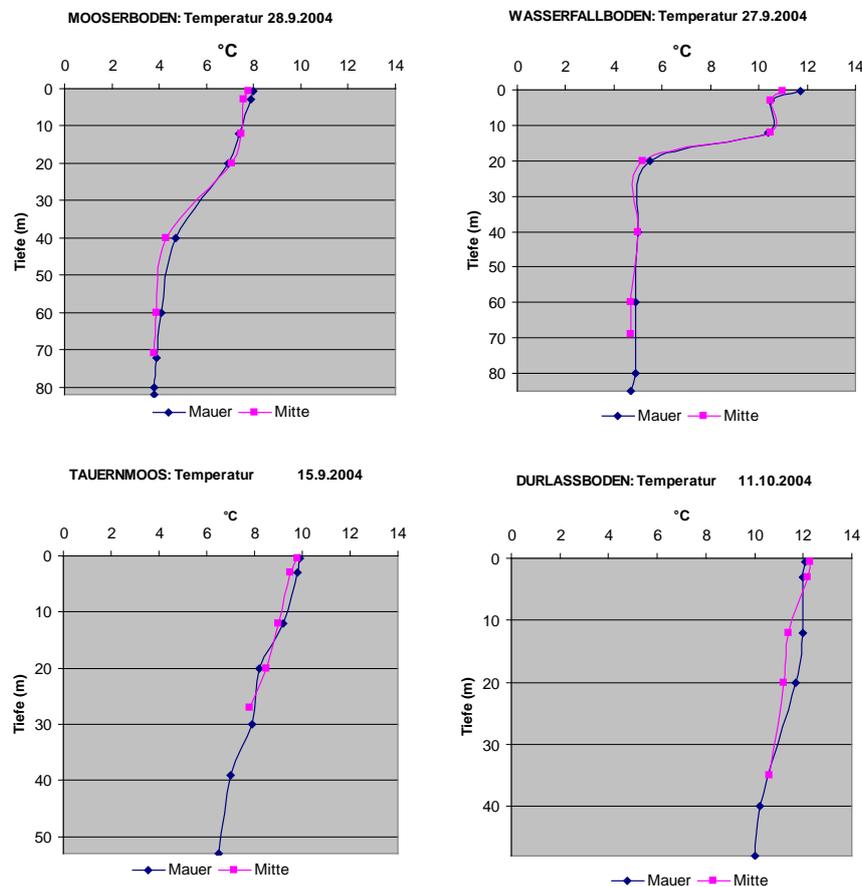


Abb. 2: Temperaturverteilung in den Speicherseen

#### 3.2 Abfiltrierbare Stoffe, Sichttiefe

In der Wasserschicht bis etwa 20 m waren die abfiltrierbaren Stoffe in den Kapruner Speichern an oder unter der Nachweisgrenze (Abb. 3). Im Mooserboden, dessen Wasser durch den direkten Gletschereinfluss und die Überleitung des Margaritzenseichers intensiver durch schluffige mineralische Bestandteile belastet ist, nimmt der Gehalt von 20 m

bis zum Grund regelmäßig auf 21 mg/l zu. Die Sichttiefe erreichte an beiden Probenstellen 2 m.

Im Wasserfallboden lagen die abfiltrierbaren Stoffe in der Wasserschicht bis 10 m an beiden Stellen unter der Nachweisgrenze von 3 mg/l. Zwischen 10 und 20 m Tiefe nimmt der Gehalt sprunghaft zu und verstärkt sich mit zunehmender Tiefe. Maximal wurde über Grund in Staumauernähe ein Gehalt von

13 mg/l gemessen. Die ungleichmäßige Verteilung der Schwebstofflast in der Wassersäule wird aus Abbildung 3 deutlich. Mit 6,3 m bzw. 6,5 m war die Transparenz des Speichers deutlich höher als im Mooserboden, der als "Vorklärung" für den darunter liegenden Wasserfallboden wirkt.

Im Tauernmoossee betrug die Sichttiefe 1,8 bzw. 1,9 m. PECHLANER (1959) maß im September 1958 eine Sichttiefe von lediglich 16 cm. Mit 7 m Sichttiefe an beiden Stellen war der Speicher Durlassboden sehr transparent (s. auch Abb. 11).

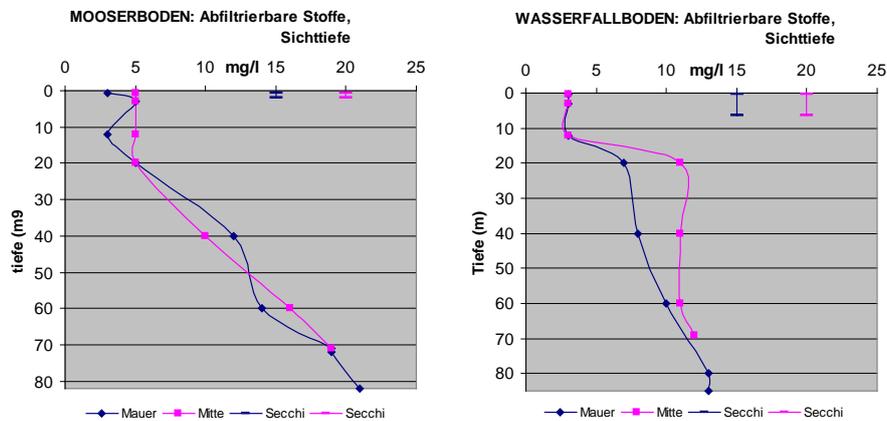


Abb. 3: Abfiltrierbare Stoffe (mg/l), Sichttiefe (m)

### 3.3 Elektrische Leitfähigkeit

Entsprechend der Lage der Speicherseen im Kristallin ist die elektrische Leitfähigkeit gering (Abb. 4). Die geringste Leitfähigkeit von durchschnittlich 35  $\mu\text{S}/\text{cm}$  weist der Tauernmoossee auf, dessen Einzugsgebiete ausschließlich auf Silikatuntergrund liegen. Das Einzugsgebiet des Durlassbodens liegt im Zentralgneis. Die elektrische Leitfähigkeit des Speicherwassers variiert zwischen 61 und 70  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Aus dem höheren Anteil an Kalkphylliten und Kalkglimmerschiefer in den Einzugsgebieten der Kapruner Speicher (FRISCHHERZ 1991) resultiert eine vergleichbar höhere elektrische Leitfähigkeit. So werden

im Mooserboden in der Wasserschicht bis in 20 m Leitfähigkeitswerte um 70  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen. Von 40 m bis über Grund liegen sie einheitlich um 97  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Im Wasserfallboden weist die Leitfähigkeit auf zwei qualitativ unterschiedliche Wasserkörper hin. In der Schicht von der Oberfläche bis in 12 m des Wasserfallbodens beträgt die Leitfähigkeit einheitlich 144  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Von 12 bis 20 m erfolgt eine rasche Abnahme um 35  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf rund 110  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Wasserkörper bis zum Grund (Abb. 4). Die Stabilität dieser Schichtung wird durch die Wassertemperatur aufrechterhalten.

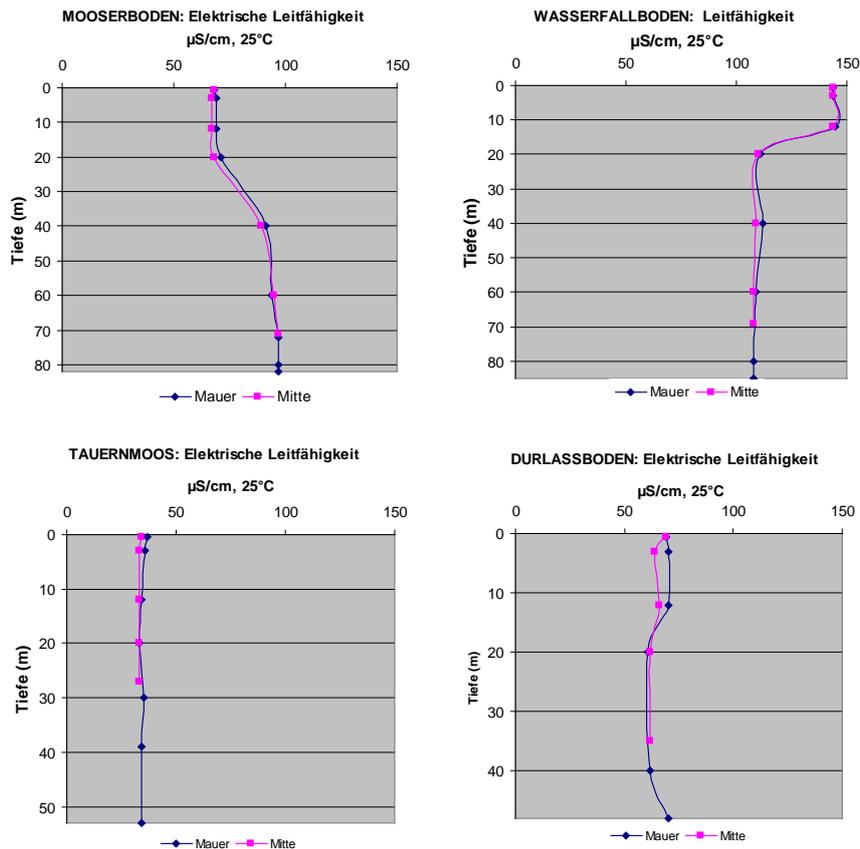


Abb. 4: Elektrische Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ,  $25^\circ\text{C}$ )

### 3.4 Alkalinität, Kalzium

Aufgrund der geologischen Situation sind die Wässer in den Speichern sehr weich und haben wegen der geringen Härte eine schwache Pufferkapazität gegenüber Säuren. Das geringste Säurebindungsvermögen besitzt der Tauernmoossee mit der durchschnittlichen Alkalinität von  $0,24 \text{ mval/l}$  (Abb. 5), was etwa  $0,7^\circ\text{dH}$  entspricht. Eine Schichtung innerhalb der Wassersäule war nicht erkennbar. Die Alkalinität im Speicher Durlassboden variiert von der Oberfläche bis zur Tiefe zwischen  $0,70$  und  $0,57 \text{ mval/l}$ . Mit durchschnittlich  $1,8^\circ\text{dH}$  ist auch dieses Wasser sehr weich. Im Mooserboden hat die Wassersäule bis zumindest  $12 \text{ m}$  Tiefe mit  $0,59 \text{ mval/l}$  ein einheitliches Säurebindungsvermögen. Gegen die Tiefe steigen die Werte auf maximal  $0,85 \text{ mval/l}$  an. Eine deutliche, jedoch umgekehrte Tiefenverteilung wie im Mooserboden wurde im Wasserfallboden beobachtet, wo in der Wasserschicht bis zumindest  $12 \text{ m}$  einheitlich an beiden Probenstellen  $1,30 \text{ mval/l}$  gemessen wurden.

Zwischen  $12$  und  $40 \text{ m}$  erfolgte eine Abnahme auf  $0,98$  und  $0,96 \text{ mval/l}$ . Mit  $2,8$  bis  $3,8^\circ\text{dH}$  ist auch das Wasser dieses Speichers sehr weich.

Die Alkalinität ist wesentlich mit der Anwesenheit von Kalzium korreliert. Die Konzentrationen des Kalziums betragen im Tauernmoossee an der Stau-mauer durchschnittlich  $5,3 \text{ mg/l}$  in der Mitte  $4,7 \text{ mg/l}$ . Im Durlassboden schwankt der Kalzium-gehalt zwischen  $9,6$  und  $11,0 \text{ mg/l}$ . Die Tiefenverteilung ist von der Seeoberfläche bis in die Tiefe praktisch ident. Im Mooserboden nimmt der Gehalt von rund  $12 \text{ mg/l}$  auf knapp  $18 \text{ mg/l}$  über Grund zu. Im Wasserfallboden entspricht die Tiefenverteilung dem Muster von Temperatur, Leitfähigkeit und Alkalinität. Bis  $12 \text{ m}$  Tiefe wurden etwas mehr als  $27 \text{ mg/l}$  gemessen. Von  $40 \text{ m}$  abwärts betrug die Konzentration um rund  $20 \text{ mg/l}$  (s. Tabellen im Anhang).

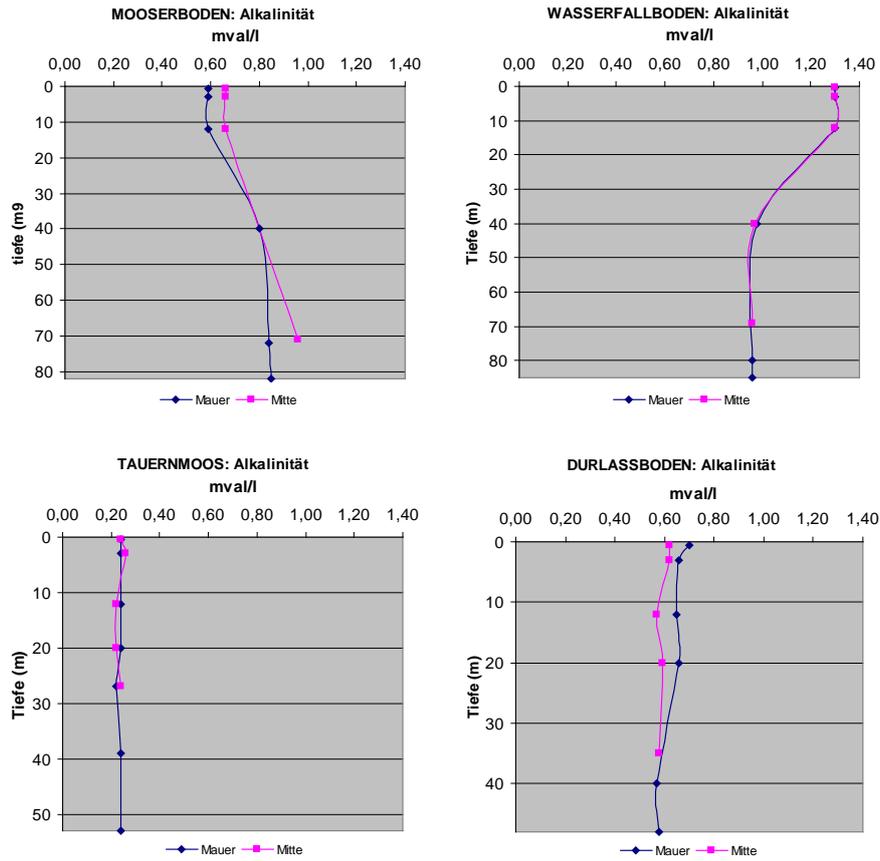


Abb. 5: Alkalinität (mval/l)

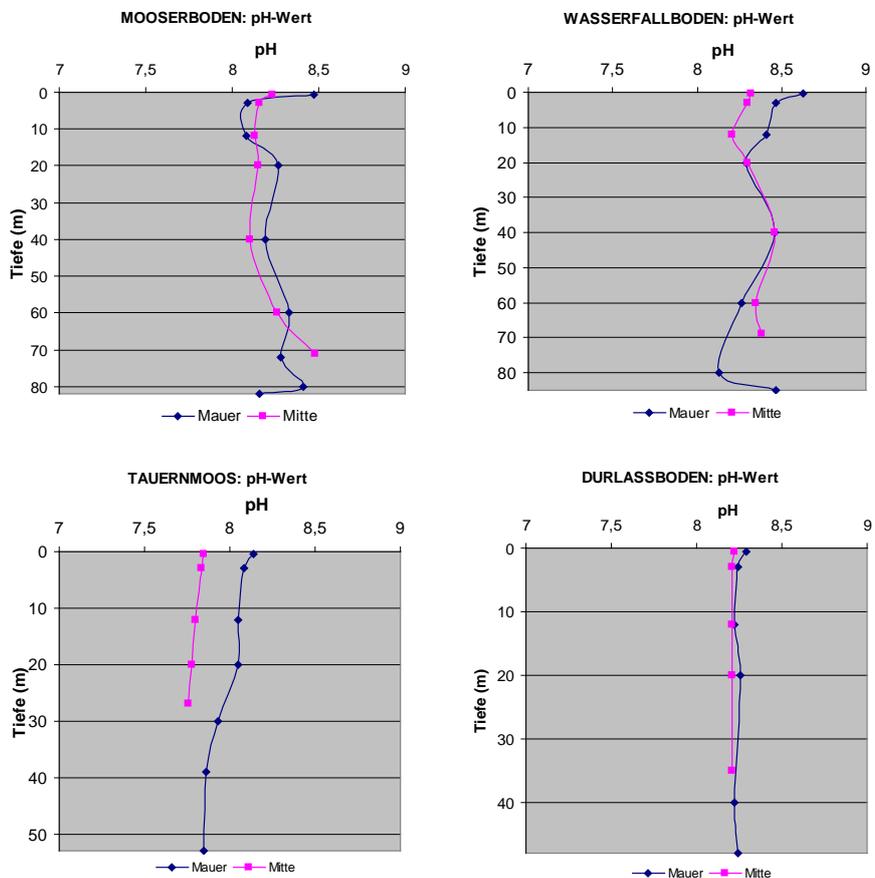


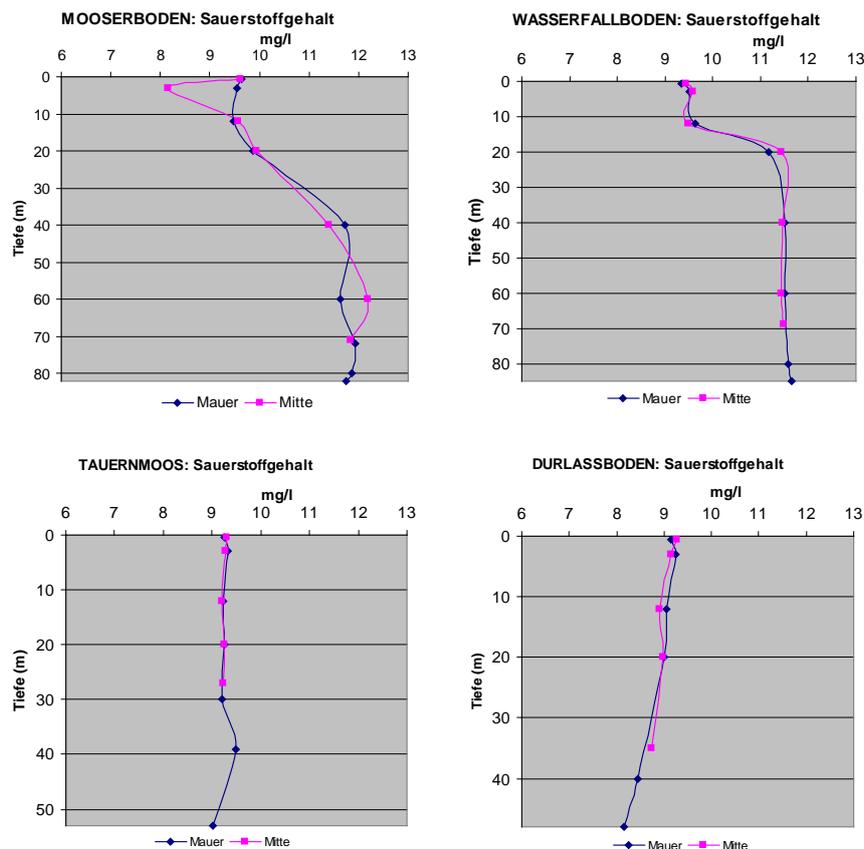
Abb. 6: pH-Wert

### 3.5 pH-Wert

Obwohl die Speicher im Kristallin liegen und zu erwarten wäre, dass die pH-Werte (Abb. 6) im oder nahe am sauren Bereich liegen würden, wurden in den Kapruner Speichern und im Durlassboden durchwegs Werte über pH 8 gemessen. Im Durlassboden sind die Werte von oben nach unten praktisch ident, während in den Kapruner Speichern der Tie-

fenverlauf offenbar durch den Pumpspeicherbetrieb uneinheitlich ist.

Im Durlassboden ist mit zunehmender Tiefe kaum eine Variabilität erkennbar. Im Tauernmoos ist an der Staumauer eine relativ regelmäßige, in Werten aber nur geringfügige Abnahme mit der Tiefe zu erkennen.



Tab. 7: Sauerstoffgehalt (mg/l)

### 3.6 Sauerstoff

Das Wasser der Speicherseen ist ausreichend mit Sauerstoff versorgt (Abb. 7). Im Tauernmoossee ist die Sauerstoffkonzentration in der gesamten Wassersäule mit Werten zwischen 9,0 und 9,5 mg/l weitgehend gleich. Das Wasser ist zu 96 bis 104% mit Sauerstoff gesättigt. Im Durlassboden nimmt die Konzentration von der Oberfläche von 9,2 mg/l auf 8,2 mg/l geringfügig ab. Die relative Sauerstoffsättigung reicht von 103 bis 86%.

Im Mooserboden ist die Tiefenverteilung von Sauerstoffgehalt und Sättigung relativ variabel. Die Konzentrationen im Wasserkörper bis 20 m liegen zwischen 9,5 bis knapp 10 mg/l, darunter deutlich unterschiedlich zwischen 11,4 und 12,2 mg/l. Die Sätti-

gung nimmt von rund 100% auf 115% zu. Diese Unregelmäßigkeit der Sauerstoffverteilung im Speicher dürfte auf die Betriebsweise als Pumpspeicher zurück zu führen sein.

Im Speicher Wasserfallboden konnte wie bei den bisher besprochenen Parametern eine deutliche Schichtung des Sauerstoffgehaltes mit einer mindestens 12 m mächtigen Oberflächenschicht beobachtet werden, in der die Konzentrationen um 9,5 mg/l liegen, bzw. die Sauerstoffsättigung um 108% erreicht. Von 20 m bis zum Grund nimmt die Konzentration geringfügig von 11,2 auf 11,7 mg/l. Das entspricht einer Sättigung von rund 113%.

### 3.7 Phosphor

Die Phosphorkonzentrationen sind in den Kapruner Speichern erwartungsgemäß sehr gering (Abb. 8). Der Gesamtphosphor im Rohwasser reicht im Mooserboden von der Nachweisgrenze von 0,0015 mg/l bis maximal 0,0095 mg/l über Grund. Als Durchschnitt wurden im tiefengewichteten Mittel 0,0062 mg/l berechnet. Der Speicher Wasserfallboden ist noch nährstoffärmer als der höher gelegene Mooserboden. Der Gesamtphosphor im Rohwasser reicht von der Nachweisgrenze bis 0,0069 mg/l, der tiefengewichtete Durchschnitt liegt bei weniger als 0,0053 mg/l. Der gelöste Anteil lag in beiden Speicherseen an bzw. unter der Nachweisgrenze.

Die Verteilung des Phosphors in der Wassersäule

korrespondiert in beiden Speichern weitgehend mit dem Schwebstoffgehalt.

Im Speicher Tauernmoos betrug die mittlere Konzentration vor der Staumauer 0,078 mg/l, an der Probenstelle in der Seemitte 0,0116 mg/l. Vor der Staumauer sind die Konzentrationen im Wasserkörper von der Oberfläche zur Tiefe ziemlich ähnlich, was auch für den gelösten Anteil gilt. In der Seemitte nimmt der Gehalt von der Oberfläche bis in 20 m auf 0,0160 mg/l zu, was durch einen höheren Anteil an partikulärem Phosphor verursacht wird. An der Staumauer liegen rund 46% des Gesamtphosphors, in der Mitte bzw. 34% in gelöster Form vor (Abb. 8).

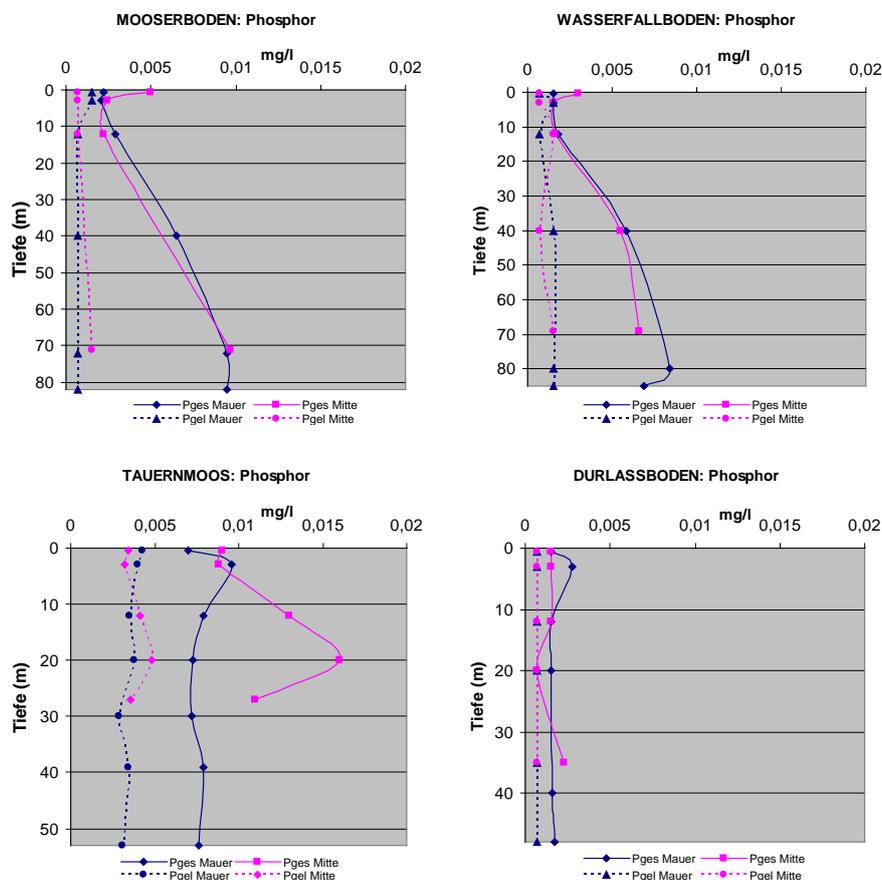


Abb. 8.: Phosphor (mg/l)

### 3.8 Stickstoff

Die Nitrat-Stickstoffkonzentration nimmt im Mooserboden an der Staumauer von der Oberfläche bis in 40 m geringfügig zu. In der Tiefe liegen sie in der Größenordnung der Oberfläche. Der Durchschnitt liegt hier bei 0,250 mg/l. In der Speichermitte bewegen sich die Werte zwischen 0,230 und 0,250 mg/l. Im Wasserfallboden liegt die Schwankungsbreite an beiden Probenstellen zwischen 0,210 und 0,250 mg/l. Im Durchschnitt beträgt der Gehalt an Nitrat-Stickstoff 0,240 mg/l.

Im Tauernmoossee war bis in 39 m eine Zunahme von 0,190 mg/l auf 0,260 mg/l zu beobachten. Über

Grund erreichte die Konzentration 0,200 mg/l. Als tiefengewichteter Durchschnitt wurden 0,22 mg/l berechnet. Im Durlassboden nimmt die Konzentration von oben nach unten geringfügig zu. Mit 0,205 mg/l ist die Durchschnittskonzentration in diesem Speicher im Vergleich zu den anderen am niedrigsten.

Der Gehalt an Ammonium-Stickstoff, dem primären Abbauprodukt organischer Substanzen, lag im Durlassboden zwischen der Nachweisgrenze und "nicht nachweisbar". Im Tauernmoossee lag der Parameter in allen Tiefen an der Nachweisgrenze von 0,01 mg/l.

In den Kapruner Speichern ist der Gehalt an Ammonium-Stickstoff ebenfalls gering. Auffallend sind die etwas höheren Konzentrationen im höher gelegenen Mooserboden, wo an der Mauer ein Durchschnittswert von 0,015 mg/l und in Speichermitte 0,020 mg/l

nachgewiesen werden konnte. Im Wasserfallboden war Ammonium-Stickstoff an der Mauer nur "nachweisbar". In der Mitte wurden maximal 0,0190 mg/l gemessen. Der gewichtete Mittelwert lag unter 0,014 mg/l.

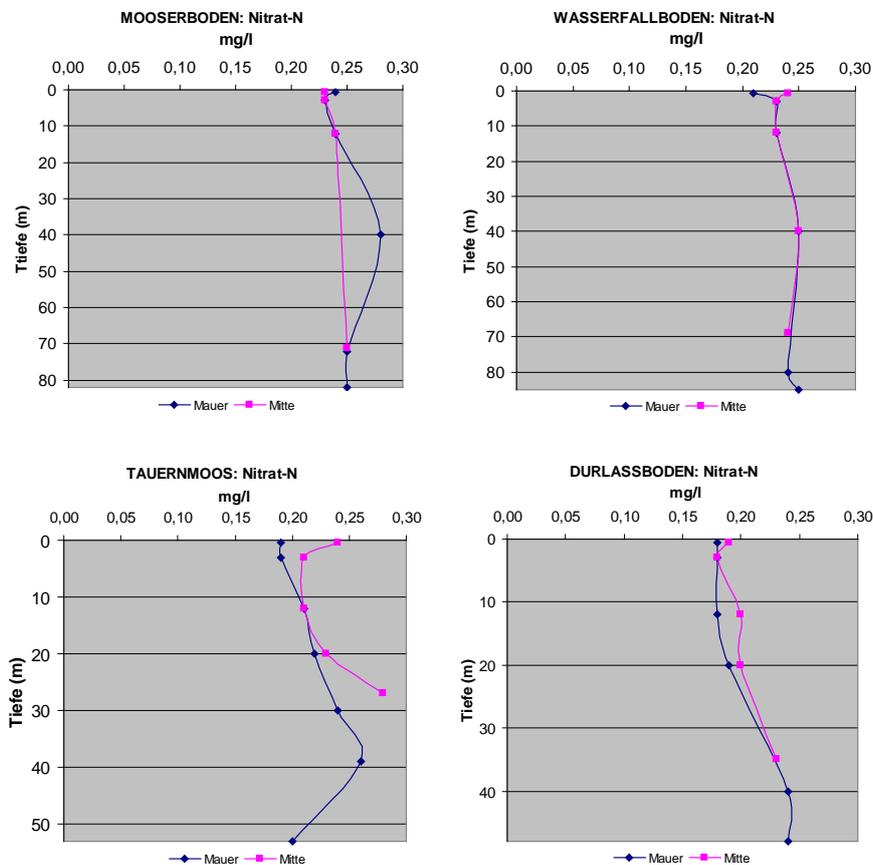


Abb. 9: Nitrat-Stickstoff (mg/l)

## 4 Phytoplankton

Der Artenreichtum an Algen hält sich in den Speichern in Grenzen. In den Speichern Mooserboden, Wasserfallboden und Tauernmoos konnten jeweils 11, im Durlassboden 15 Arten nachgewiesen werden. Am häufigsten waren Kieselalgenarten, gefolgt von Vertretern der Kryptoflagellaten und Panzergeißelalgen (Tab. 2).

Die Biomasse ist, wie für diese Speicherseen zu erwarten ist, gering. Wie aus Abbildung 10 ersichtlich ist, betrug im Mooserboden, dem höchstgelegenen und praktisch als Sedimentierbecken für schluffhaltiges Gletscherwasser wirkend, die Schwebalgenbiomasse im tiefengewichteten Mittel nur 16 bzw. 19 mg/l. Im tiefer gelegenen Wasserfallboden ist die Biomasse um den Faktor 5 bis 7 höher und mit 102 bzw. 112 mg/m<sup>3</sup> an den beiden Probestellen etwa gleich stark entwickelt. Während im Mooserboden die Algengesellschaft von Kryptoflagellaten und Picoplankton - 0,2 bis 2 Mikrometer große Photosynthese betreibende Zellen - dominiert wird, herrschen im Wasserfallboden Kieselalgen vor. Die Verteilung in der Wassersäule ist in beiden Speichern sehr unterschiedlich (Abb. 11). Im Mooserboden nimmt die ohnehin schon geringe Algenbiomasse, die

im Wesentlichen die Wasserschicht bis 20 m bewohnt, gleichmäßig ab. Diese Planktonarmut wird durch die von mineralischen Partikeln verursachte geringe Sichttiefe von 2 m und den sehr niedrigen Nährstoffgehalt verursacht. Auch im Wasserfallboden ist die Algenverteilung an beiden Probestellen sehr ähnlich. Das Maximum der Schwebalgen mit Werten von rund 315 bis 480 mg/m<sup>3</sup> findet sich in der Schicht bis 12 m; darunter erreicht die Biomasse nur mehr Werte zwischen 25 und 40 mg/m<sup>3</sup>. Aufgrund der mit 6,5 m deutlich höheren Transparenz des Wassers ist der höhere Lichtgenuss für die stärkere Biomassenentwicklung verantwortlich, da die Phosphorkonzentrationen mit denen im Mooserboden vergleichbar sind (s. Abb. 9).

Im Speicher Tauernmoos wird das Algenplankton an beiden Stellen von Kryptoflagellaten dominiert, deren Anteil 87% erreicht. Mit rund 400 mg/m<sup>3</sup> ist die durchschnittliche Algendichte in der Speichermitte um das 2,5-fache höher als über der tiefsten Stelle in der Nähe der Staumauer (Abb. 10). An der Probestelle Mitte befindet sich das Minimum an der Seeoberfläche, das Maximum über Grund, wobei die

Werte von oben nach unten zunehmen, an der Mauer ist die Verteilung umgekehrt (Abb. 11).

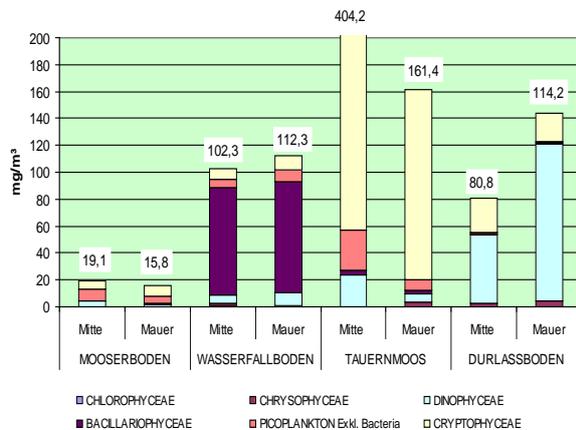
Das Algenplankton des Durlassbodens wurde am Untersuchungstag von Panzergeißelalgen mit 62 bzw. 81% beherrscht. Die gewichteten Mittelwerte liegen um 80 und 115 mg/m<sup>3</sup> (Abb. 10). Im Herbst 1988 wurde mit durchschnittlich 960 mg/m<sup>3</sup> eine wesentlich

höhere Algendichte, ebenfalls bei Dominanz von Dinophyceen, festgestellt. Der höchste Einzelwert erreichte damals 1.954 mg/m<sup>3</sup> (SCHULZ et al. 1996). Im Herbst 2004 befand sich das Biomassemaximum von 0,37 mg/l vor der Staumauer bzw. 0,28 mg/l in der Seemitte in den oberflächlichen Wasserschichten (Abb. 11).

Tabelle 2: Phytoplankton - Artenliste

Arten	Mooserboden	Wasserfallboden	Tauernmoos	Durlassboden	Arten	Mooserboden	Wasserfallboden	Tauernmoos	Durlassboden
<b>Cyanobacteria (Blualgen)</b>					<b>Dinophyceae (Panzerflag.)</b>				
<i>Oscillatoria sp.</i>	•				<i>Gymnodinium belveticum</i>	•		•	•
<b>Chlorophyceae (Grünalgen)</b>					<i>Gymnodinium sp.</i>	•		•	
<i>Carteria sp.</i>		•			<i>Gymnodinium gr.sp.</i>		•		
<i>Chlamydomonas sp.</i>		•			<i>Gymnodinium kl.sp.</i>		•		
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>				•	<i>Gymnodinium uberrimum</i>				•
<b>Chrysophyceae (Goldalgen)</b>					<i>Gymnodinium kl.sp.</i>				•
<i>Dinobryon divergens</i>				•	<i>Peridinium cf. willei</i>	•			
<i>Dinobryon sertularia</i>			•		<i>Peridinium kl.sp.</i>	•			
<i>Kephyrion sp.</i>		•			<b>Bacillariophyceae (Kiesel-)</b>				
<i>Mallomonas caudata</i>			•		<i>Achnanthes sp.</i>		•		
<i>Mallomonas sp.</i>				•	<i>Asterionella formosa</i>			•	•
<b>Cryptophyceae (Kryptoflag.)</b>					<i>Aulacoseira islandica</i>				•
<i>Cryptomonas erosa</i>		•	•	•	<i>Cyclotella bodanica</i>	•		•	•
<i>Cryptomonas marsonii</i>				•	<i>Cyclotella cf. comensis</i>	•	•		•
<i>Cryptomonas cf. rostratiformis</i>	•		•		<i>Fragilaria crotonensis</i>			•	
<i>Cryptomonas kl.sp. E</i>	•				<i>Nitzschia acicularis</i>		•		
<i>Cryptomonas kl.sp. S</i>					<i>Synedra acus</i>			•	
<i>Rhodomonas minuta</i>	•	•	•	•	<i>Synedra sp.</i>	•	•		•
					<b>Picoplankton (&lt; 5µm) indet.</b>				
					Exkl. Bacteria	•	•	•	•

a) Biomasse (mg/m<sup>3</sup>)



b) Anteile der Algengruppen an der Biomasse (%)

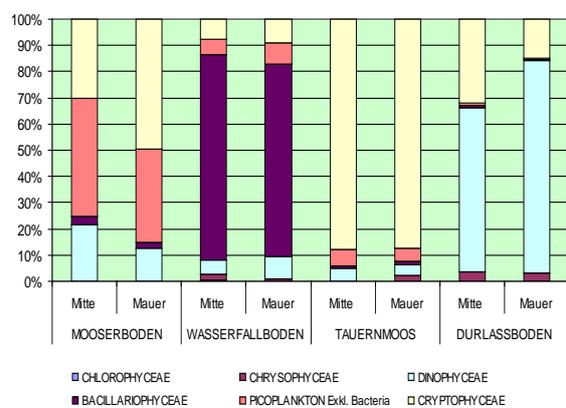


Abb. 10: Phytoplankton: a) Biomasse (mg/m<sup>3</sup>), b) Prozentanteile der Algengruppen am tiefengewichteten Mittelwert

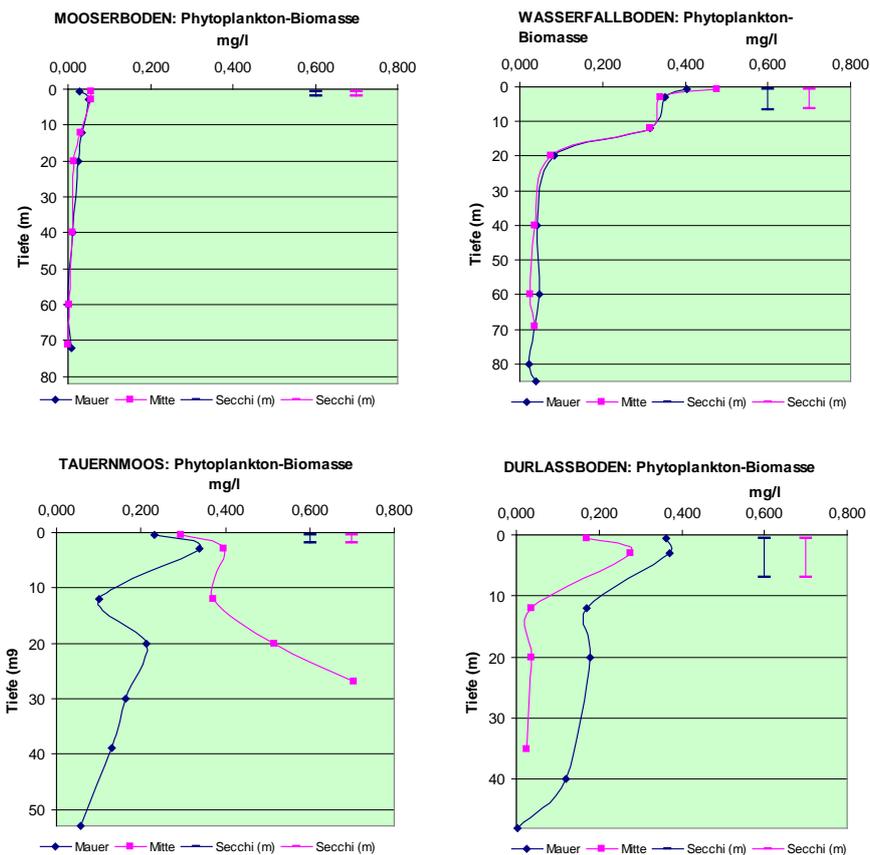


Abb. 11: Tiefenverteilung der Phytoplanktonbiomasse und Sichttiefe

## 5 Benthalfauna

Die Bearbeitung der Benthalfauna erfolgte durch die DWS Hydro-Ökologie GmbH, Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung, Wien.

### 5.1 Arteninventar

In Tabelle 3 sind alle in den vier Speicherseen nachgewiesenen benthischen Evertebraten aufgelistet. Die meisten Taxa konnten unter den Nematoden nach-

gewiesen werden, gefolgt von den Chironomidae und „Micro-Crustacea“ (v. a. Cyclopoida).

Tab. 3: Artenliste der an den 8 Probenstellen im Durlass-, Wasserfall-, Mooserboden und Tauernmoossee nachgewiesenen benthischen Evertebraten (DUR = Durlassboden; TAU = Tauernmoossee, WAS = Wasserfallboden, MOO = Mooserboden)

Tiergruppen	Arten	Mooserboden		Wasserfallboden		Tauernmoossee		Durlassboden	
		MOO 71	MOO 82	WAS 69	WAS 85	TAU 28	TAU 54	DUR 35	DUR 48
<b>Tricladida</b>									
Planariidae									
	<i>Crenobia alpina</i>		x		x				
<b>Nematoda</b>									
Nematoda Gen.sp.									
Ironidae									
	<i>Ironus tenuicaudatus</i>					x	x	x	x
Tobrilidae									
	<i>Tobrilus</i> sp.			x					
	<i>Tobrilus gracilis</i>	x							
	<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>				x	x	x	x	x
	<i>Tobrilus stefanski</i>			x					x
Mononchidae									
	<i>Mononchus aquaticus</i>	x	x	x	x	x			
Dorylaimidae									
	<i>Dorylaimus stagnalis</i>				x	x		x	x
	<i>Eudorylaimus</i> sp.						x		
	<i>Mesodorylaimus</i> sp.							x	x

Tabelle 3, Fortsetzung

Tiergruppen	Arten	Mooserboden		Wasserfallboden		Tauernmoossee		Durlassboden	
		MOO 71	MOO 82	WAS 69	WAS 85	TAU 28	TAU 54	DUR 35	DUR 48
<b>Qudsianematidae</b>									
	<i>Epidorylaimus consobrinus</i>		x				x		
<b>Monhysteridae</b>									
	<i>Eumonhystera longicaudata</i>	x							
	<i>Eumonhystera</i> sp.		x						
	<i>Monhystera</i> cf. <i>stagnalis</i>							x	
<b>Ethmolaimidae</b>									
	<i>Ethmolaimus pratensis</i>							x	
<b>Hoplolaimidae</b>									
	<i>Helicotylenchus</i> sp.								x
<b>Bivalvia</b>									
<b>Sphaeriidae</b>									
	<i>Pisidium casertanum</i>								x
	<i>Pisidium conventus</i>						x		
<b>Oligochaeta</b>									
<b>Naididae</b>									
	<i>Nais communis</i>			x					x
	<i>Stylaria lacustris</i>								x
<b>Tubificidae</b>									
	Tubificidae Gen.sp. juv.			x	x	x	x		x
<b>Enchytraeidae</b>									
	Enchytraeidae Gen.sp.juv.				x				
<b>Lumbriculidae</b>									
	<i>Stygodrilus beringianus</i>				x				
	Lumbriculidae Gen.sp.juv.				x	x			
<b>Ostracoda</b>									
<b>Candonidae</b>									
	<i>Candona neglecta</i>					x			
<b>Cyprididae</b>									
	<i>Cypridopsis vidua</i>								x
<b>Cyclopoida</b>									
	Cyclopinae Gen.sp. (Cop)	x		x	x				
	<i>Cyclops</i> sp.								x
	<i>Diacyclops bicuspidatus</i>								x
	<i>Diacyclops</i> sp.			x					
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>				x				
	<i>Eucyclops</i> sp. (Cop)	x							
	<i>Paracyclops fimbriatus</i>								x
<b>Anomopoda</b>									
<b>Chydoridae</b>									
	<i>Ledygia acanthocerooides</i>								x
<b>Diptera</b>									
<b>Chironomidae</b>									
<b>Tanypodinae</b>									
	<i>Zavrelimyia</i> sp.								x
<b>Prodiamesinae</b>									
	<i>Monodiamesa</i> sp.								x
<b>Orthocladiinae</b>									
	<i>Heleniella</i> sp.			x					
<b>Chironomini</b>									
	<i>Paracladopelma</i> cf. <i>nigritula</i>							x	x
	<i>Polypedilum laetum</i>			x					

## 5.2 Individuendichte und Biomasse

In den nachfolgenden Tab. 4–7 sind die Individuendichten für die vier Hochgebirgsspeicher Durlassboden, Tauernmoossee, zusammenfassend dargestellt. Es werden die Originalzählraten (Individuen pro Probe) und die Abundanzen – separat für die drei

Größenfraktionen – aller Taxa angegeben. In Tab. 8 sind für die Großgruppen zudem die Gesamt-abundanz und die Biomasse (in Trocken- und Frischgewicht) in den beiden Seen aufgelistet.

Tab. 4: Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten im Durlassboden vor Staumauer (DUR 48) und in Seemitte (DUR 35)

Seecode	Zähl- und Abundanzdaten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]					
	DUR 48			DUR 35			DUR 48			DUR 35		
	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1
<b>Fraktion</b>												
<b>Nematoda</b>							0	5450	1467	419	10270	4192
Ironidae							0	2096	210	210	6498	838
<i>Ironus tenuicaudatus</i>		10	1	1	31	1	0	2096	210	210	6498	838
Tobrilidae							0	1048	210	0	1048	838
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>		4	1		5	1	0	838	210	0	1048	838
<i>Tobrilus stefanski</i>		1					0	210	0	0	0	0
Dorylaimidae							0	2306	838	210	2725	2515
<i>Dorylaimus stagnalis</i>		9	3	1	10	2	0	1886	629	210	2096	1677
<i>Mesodorylaimus</i> sp.		2	1		3	1	0	419	210	0	629	838
Hoplolaimidae							0	0	210	0	0	0
<i>Helicotylenchus</i> sp.			1				0	0	210	0	0	0
<b>Bivalvia</b>							210	0	0	0	0	0
Sphaeriidae							210	0	0	0	0	0
<i>Pisidium casertanum</i>	1						210	0	0	0	0	0
<b>Oligochaeta</b>							629	1258	0	0	0	0
Naididae							210	419	0	0	0	0
<i>Nais communis</i>		1					0	210	0	0	0	0
<i>Stylaria lacustris</i>	1	1					210	210	0	0	0	0
Tubificidae							419	838	0	0	0	0
Tubificidae Gen.sp. juv.	2	4					419	838	0	0	0	0
<b>Ostracoda</b>							0	629	0	0	0	0
Cyprididae							0	629	0	0	0	0
<i>Cypridopsis vidua</i>			3				0	629	0	0	0	0
<b>Cyclopoida</b>							419	838	0	0	0	0
<i>Cyclops</i> sp.	2						419	0	0	0	0	0
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>		1					0	210	0	0	0	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		3					0	629	0	0	0	0
<b>Anomopoda</b>							629	0	0	0	0	0
Chydoridae							629	0	0	0	0	0
<i>Leydigia acanthocercoides</i>	3						629	0	0	0	0	0
<b>Diptera</b>							210	1467	0	0	210	0
Chironomidae							210	1467	0	0	210	0
Tanytopodinae							0	210	0	0	0	0
<i>Zavrelimyia</i> sp.		1					0	210	0	0	0	0
Prodiamesinae							210	0	0	0	0	0
<i>Monodiamesa</i> sp.	1						210	0	0	0	0	0
Chironomini							0	1258	0	0	210	0
<i>Paracladopelma cf. nigrifluta</i>		6			1		0	1258	0	0	210	0

Tab. 5: Zähl- und Abundanzdaten benthischer Evertrebraten aus dem Tauernmoossee in einer Tiefe von 28 und 54 m.

Seecode	Zähl- und Abundanzdaten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]					
	TAU 28			TAU 54			TAU 28			TAU 54		
	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1
<b>Fraktion</b>												
<b>Nematoda</b>							0	2306	1677	0	3982	13414
Nematoda Gen.sp.							0	0	0	0	0	13414
Ironidae							0	210	0	0	2096	0
<i>Ironus tenuicaudatus</i>		1			10		0	210	0	0	2096	0
Tobrilidae							0	1886	0	0	629	0
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>		9			3		0	1886	0	0	629	0
Mononchidae							0	210	0	0	0	0
<i>Mononchus aquaticus</i>		1					0	210	0	0	0	0
Dorylaimidae							0	0	838	0	210	0
<i>Dorylaimus stagnalis</i>			1				0	0	838	0	0	0
<i>Eudorylaimus</i> sp.					1		0	0	0	0	210	0
Qudsianematidae							0	0	838	0	0	0
<i>Epidorylaimus consobrinus</i>			1				0	0	838	0	0	0
Monhysteridae							0	0	0	0	838	0
<i>Monhystera cf. stagnalis</i>					4		0	0	0	0	838	0
Ethmolaimidae							0	0	0	0	210	0
<i>Ethmolaimus pratensis</i>					1		0	0	0	0	210	0
<b>Bivalvia</b>							0	0	0	2096	0	0
Sphaeriidae							0	0	0	2096	0	0
<i>Pisidium conventus</i>				10			0	0	0	2096	0	0

Tabelle 5, Fortsetzung

Seecode	Zählraten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]					
	TAU 28			TAU 54			TAU 28			TAU 54		
	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1
<b>Oligochaeta</b>							419	629	0	3144	2934	0
Tubificidae							0	629	0	3144	2934	0
<i>Tubificidae</i> Gen.sp. juv.		3		15	14		0	629	0	3144	2934	0
Lumbriculidae							419	0	0	0	0	0
<i>Lumbriculidae</i> Gen.sp.juv.	2						419	0	0	0	0	0
<b>Ostracoda</b>							0	210	0	0	0	0
Candonidae							0	210	0	0	0	0
<i>Candona neglecta</i>		1					0	210	0	0	0	0

Tab. 6: Zählraten und Abundanz benthischer Evertibraten aus dem Wasserfallboden (Tiefe 69 und 85 m).

Seecode	Zählraten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]					
	WAS 69			WAS 85			WAS 69			WAS 85		
	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1
<b>Fraktion</b>												
<b>Tricladida</b>							0	0	0	1048	0	0
Planariidae							0	0	0	1048	0	0
<i>Crenobia alpina</i>				5			0	0	0	1048	0	0
<b>Nematoda</b>							0	838	838	0	1886	838
Tobrilidae							0	419	838	0	838	838
<i>Tobrilus</i> sp.			1				0	0	838	0	0	0
<i>Tobrilus cf. pellucidus</i>					4	1	0	0	0	0	838	838
<i>Tobrilus stefanski</i>		2					0	419	0	0	0	0
Mononchidae							0	419	0	0	838	0
<i>Mononchus aquaticus</i>		2			4		0	419	0	0	838	0
Dorylaimidae							0	0	0	0	210	0
<i>Dorylaimus stagnalis</i>					1		0	0	0	0	210	0
<b>Oligochaeta</b>							2306	2306	0	2515	1467	0
Naididae							210	0	0	0	0	0
<i>Nais communis</i>	1						210	0	0	0	0	0
Tubificidae							2096	2306	0	2096	1048	0
<i>Tubificidae</i> Gen.sp. juv.	10	11		10	5		2096	2306	0	2096	1048	0
Enchytraeidae							0	0	0	0	210	0
<i>Enchytraeidae</i> Gen.sp.juv.					1		0	0	0	0	210	0
Lumbriculidae							0	0	0	419	210	0
<i>Stylodrilus beringianus</i>				2			0	0	0	419	0	0
<i>Lumbriculidae</i> Gen.sp.juv.					1		0	0	0	0	210	0
<b>Cyclopoida</b>							0	1048	0	0	419	0
Cyclopinae gen.sp. (Cop)		2			1		0	419	0	0	210	0
<i>Diacyclops</i> sp.		3					0	629	0	0	0	0
<i>Mesocyclops leuckarti</i>					1		0	0	0	0	210	0
<b>Diptera</b>							419	0	0	0	0	0
Chironomidae							419	0	0	0	0	0
Orthocladinae							210	0	0	0	0	0
<i>Heleniella</i> sp.	1						210	0	0	0	0	0
Chironomini							210	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum lactum</i>	1						210	0	0	0	0	0

Tab. 7: Zählraten und Abundanz benthischer Evertibraten aus dem Mooserboden (Tiefe 71 und 82 m).

Seecode	Zählraten [Ind. pro Probe]						Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]					
	MOO 71			MOO 82			MOO 71			MOO 82		
	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1	>0.5	0.5-0.2	0.2-0.1
<b>Fraktion</b>												
<b>Tricladida</b>							0	0	0	210	0	0
Planariidae							0	0	0	210	0	0
<i>Crenobia alpina</i>				1			0	0	0	210	0	0
<b>Nematoda</b>							0	5240	4192	0	9013	5030
Tobrilidae							0	210	0	0	0	0
<i>Tobrilus gracilis</i>		1					0	210	0	0	0	0
Mononchidae							0	5030	838	0	8594	4192
<i>Mononchus aquaticus</i>		24	1		41	5	0	5030	838	0	8594	4192
Qudsianematidae							0	0	0	0	419	0
<i>Epidorylaimus consobrinus</i>					2		0	0	0	0	419	0
Monhysteridae							0	0	3354	0	0	838
<i>Eumonhystera longicaudatula</i>				4			0	0	3354	0	0	0
<i>Eumonhystera</i> sp.						1	0	0	0	0	0	838

Tabelle 7, Fortsetzung

Seecode	Zählraten [Ind. pro Probe]				Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]					
	MOO 71		MOO 82		MOO 71		MOO 82			
Cyclopoida					0	629	0	0	0	0
Cyclopinae gen.sp. (Cop)	2				0	419	0	0	0	0
Eucyclops sp. (Cop)	1				0	210	0	0	0	0

Die Gesamtabundanz der benthischen Wirbellosen an den vier Untersuchungsstandorten lagen in den vier Speicherseen zwischen rund 6.000 und 26.000 Ind./m<sup>2</sup> (Tab. 8 und 9). Sowohl die geringste als auch die höchste Dichte war dabei im Tauernmoossee in den beiden Tiefen von 28 bzw. 54 m zu verzeichnen. Es dominierten Individuen aus der Größenfraktion <200 µm. Diese Größenklasse wird zum allergrößten Teil von den Nematoden repräsentiert.

Die höchste Biomasse wurde ebenfalls im Tauernmoossee mit 2.2 g dw/m<sup>2</sup> (entspricht rund 13 g fw/m<sup>2</sup>) erhoben. 84% davon entfielen auf die Oligochaeta, die im Profundal vor allem mit Tubificiden vertreten waren (Tab. 8). Die geringste Biomasse wurde im Mooserboden mit 0.013 g dw/m<sup>2</sup> (Tab. 9) festgestellt. In diesem Fall wurde der Hauptanteil von den Nematoden mit 69 % bestritten. Die geringe Biomasse lag darin begründet, dass nur Vertreter aus der Gruppe der Nematoda und Cyclopoida nachgewiesen werden konnten.

Tab. 8: Gesamtabundanz und Biomasse (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertebraten aus dem Durlassboden und dem Tauernmoossee.

	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]				Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]				Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]			
	DUR St	DUR M	TAU 28	TAU 54	DUR St	DUR M	TAU 28	TAU 54	DUR St	DUR M	TAU 28	TAU 54
Nematoda	6917	14882	4821	17397	7	15	5	17	42	89	29	104
Sphaeriidae	210	0	0	2096	367	0	0	349	2201	0	0	2096
Oligochaeta	1886	0	1048	6078	320	0	107	1844	1921	0	645	11061
Ostracoda	629	0	210	0	3	0	1	0	19	0	6	0
Cyclopoida	1258	0	0	0	8	0	0	0	47	0	0	0
Chydoridae	629	0	0	0	2	0	0	0	11	0	0	0
Chironomidae	1677	210	0	0	137	7	0	0	824	40	0	0
<b>Summe</b>	13205	15091	6078	25571	844	22	113	2210	5064	129	680	13261

Tab. 9. Gesamtabundanz und Biomasse (dw = Trockenmasse, fw = Frischmasse) für die Großgruppen benthischer Evertebraten aus dem Wasserfall- und Mooserboden.

	Abundanz [Ind. m <sup>-2</sup> ]				Biomasse [mg dw m <sup>-2</sup> ]				Biomasse [mg fw m <sup>-2</sup> ]			
	WAS 69	WAS 85	MOO 71	MOO 82	WAS 69	WAS 85	MOO 71	MOO 82	WAS 69	WAS 85	MOO 71	MOO 82
Nematoda	1677	2725	9432	14043	2	3	9	14	10	16	57	84
Tricladida	0	1048	0	210	0	444	0	103	0	2664	0	616
Oligochaeta	4611	3982	0	0	909	807	0	0	5456	4844	0	0
Cyclopoida	1048	419	629	0	7	3	4	0	43	18	24	0
Chironomidae	419	0	0	0	63	0	0	0	375	0	0	0
<b>Summe</b>	7755	8174	10061	14253	981	1257	13	117	5885	7542	80	700

## 6 Literatur

BRANDECKER H. (1994): Abflussverhältnisse. - in: Gesamtuntersuchung Salzach (GUS), Teiluntersuchung 1.1 Gewässercharakteristik und Abflussverhältnisse - Land Salzburg und BMFLUW, Teil 2, 127 - 183

FRISCHHERZ H. (1991): Eignung von Wasser aus Hochgebirgsspeichern für die Trinkwassernutzung. - Schr. Forschungsinitiative des Verbundkonzerns, 7: I-VI, 1 - 241

FUGGER E. (1899): Salzburger Seen V. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 39: 1 - 16

HARTMANN O. (1917): Beitrag zur Kenntnis der Cladoceren- und Copepodenfauna Österreichs. - Arch. Hydrobiol., 11: 82 - 102

HOFFER M., LÄMMERMAYR L. (1925): Junk's Naturführer: Salzburg. - W. Junk, Berlin, 1 - 406

KUIPER J. G. J. (1974): Die Pisidien der Hochalpengewässer. - Arch. Moll., 104: 1 - 27

- LENDL E., PRODINGER F. (in Zusammenarbeit mit W. PFITZNER und K. WILLVONSEDER) (1955): Salzburger Atlas (Atlas II/1), Kartenblatt 9: Seen
- LINK H. (1950): Die Speicherseen der Ostalpen. - Z. DÖAV, Jg. 1950: 130 - 144
- MÜLLER Guido (1974): Salzburgs Seen XII. Zur Verkehrsgeographie der Seen Salzburgs und seiner Nachbargebiete. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 112/113: 575 - 588
- NAGL H., HICKEL W. (1973): Die Seen Österreichs und ihre wirtschaftliche Bedeutung. - Österreich in Geschichte und Literatur mit Geographie, 17: 312 - 342
- ÖBB (1979): Die neue Tauernmoossperrre der österreichischen Bundesbahnen. - Broschüre, 1 - 20
- PECHLANER R. (1959): Zur Limnologie der Stauseen des Kapruner Tales und des Stubachtales. - Österr. Wasserwirtschaft, 11: 185 - 194
- PECHLANER R. (1961a): Umweltsbedingungen und Lebewelt in alpinen Speicherseen. - Wasser und Abwasser, Bd. 1961: 190 - 244
- PECHLANER R. (1961b): Die limnologischen Verhältnisse in den Kapruner Stauseen. - Verh. internat. Ver. Limnol., 14: 1144 - 1145
- PECHLANER R. (1964): Plankton production in natural lakes and hydroelectric water-basins in the alpine region of the Austrian Alps. - Verh. internat. Ver. Limnol., 15: 375 - 383
- RUTNER-KOLISKO Agnes (1959): Über die Populationen der *Polyarthra dolichoptera* Idelson (Rotatoria) in den Kapruner Stauseen. - Anz. math.-nat. Kl., Österr. Akad. Wiss., 59: 1 - 6
- SCHULZ N., DEISINGER Gerhild, EISNER J., SCHABER P., TRAER K., WIESER Gabriele (1996): Fische unter den Entwicklungsvoraussetzungen in hochgelegenen Speicherseen der Alpen. - Schr. Forsch. im Verbund, 23: 1 - 274
- STADLER, M. (2007): Sensible Ökosysteme: Sehr gute Wasserqualität in den Seen. - Salzburger Woche „Reine Natur“: 4 - 5
- TAUERNKRAFTWERKE AG (1995): Die Kraftwerke - Technische Daten, Fakten, Übersichten. - Broschüre, 1 - 65
- VERBUND-AUSTRIAN HYDRO POWER AG (2007): Die Wasserkraftwerke der AHP in Salzburg. - Broschüre, 1 - 19
- WALLMANN H. (1868): Die Seen der Alpen. - Z. DÖAV, 4: 1 - 117
- ZIBUSCHKA F., FÜRHACKER M., LINDNER G., GANAHL P., RIEDLSPERGER H. P. (1999): Langzeituntersuchung über Trinkwassernutzung aus Hochgebirgsspeichern. - Schr. Forsch. im Verbund, 58: 1 - 52

**MOOSERBODEN  
Staumauer**
**Wetter:** bedeckt

**Sichtiefe (m):** 2,0

**Luft (°C):** 10,5

**Entnahmedatum:** 28.9.2004

**Wind:** 2 S

**Wasserfarbe:** grünblau

**Entnommen von:** Wenger, Reif, Achleitner

Tiefe	°C	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ca+Mg	Alk.	Ca		Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	DOC	Abfilt.	GlühV	Phyto-B
in m			µS/cm	mg/l	Sätt.	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	8,0	8,47	68	9,7	103	0,67	0,59	0,61	12,2	<0,16	0,79	0,0022	0,0015	0,240	0,0090	0,0210	<0,23	6,0	0,53	<3,0		0,027
3	7,9	8,09	69	9,5	101	0,66	0,59	0,61	12,2	<0,16	0,75	0,0021	0,0015	0,230	0,0080	0,0220	<0,07	5,7	0,58	<5,0		0,049
12	7,4	8,08	69	9,5	99	0,67	0,59	0,62	12,4	<0,16	0,77	0,0029	<0,0007	0,240	0,0100	0,0250	<0,23	5,9	0,55	<3,0		0,035
20	6,9	8,27	71	9,9	102															<5,0		0,024
40	4,7	8,19	91	11,7	115	0,91	0,8	0,83	16,6	<0,16	0,78	0,0065	<0,0007	0,280	0,0050	0,0110	<0,23	6,7	0,56	12	2,0	0,012
60	4,1	8,33	94	11,6	112															14	1,3	0,001
72	3,9	8,28	97	11,9	115	0,96	0,84	0,87	17,4	<0,16	0,76	0,0095	<0,0007	0,250	0,0060	0,0110	<0,07	7,5	0,57	19	2,9	0,008
80	3,8	8,41	97	11,9	113															19	1,5	0,004
82	3,8	8,16	97	11,7	112	0,97	0,85	0,88	17,6	<0,16	0,76	0,0095	<0,0007	0,250	0,0060	0,0100	<0,23	7,7	0,55	21	1,9	
Mittel *)	5,4	8,24	85	11,0	109	0,85	0,75	0,78	15,5	<0,16	0,77	0,0062	<0,0008	0,2571	0,0067	0,0151	<0,18	6,7	0,56	<11,6	1,6	0,016

\*) Tiefengewichtet

**MOOSERBODEN Mitte**
**Wetter:** bedeckt

**Sichtiefe (m):** 2,0

**Luft (°C):** 10,5

**Entnahmedatum:** 28.9.2004

**Wind:** 2 S

**Wasserfarbe:** grünblau

**Entnommen von:** Wenger, Reif, Achleitner

Tiefe	°C	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ca+Mg	Alk.	Ca		Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	DOC	Abfilt.	GlühV	Phyto-B
in m			µS/cm	mg/l	Sätt.	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	7,8	8,23	68	9,61	102	0,66	0,58	0,60	12,0	<0,16	0,80	0,0050	<0,0007	0,230	<0,0070	0,0200	<0,07	5,7	0,57	<5,0		0,055
3	7,6	8,16	67	8,16	86	0,66	0,58	0,60	12,0	<0,16	0,78	0,0024	<0,0007	0,230	0,0080	0,0200	<0,07	5,8	0,56	<5,0		0,057
12	7,5	8,13	67	9,56	101	0,66	0,58	0,61	12,2	<0,16	0,76	0,0022	<0,0007	0,240	0,0100	0,0230	<0,23	5,9	0,50	<5,0		0,031
20	7,1	8,15	68	9,95	104															<5,0		0,015
40	4,3	8,10	89	11,39	110															10	1	0,011
60	3,9	8,26	95	12,2	117															16	1,6	0,001
71	3,8	8,48	97	11,85	113	0,96	0,84	0,87	17,4	<0,16	0,77	0,0097	0,0015	0,250	<0,0050	0,0170	<0,23	7,4	0,53	19	2,7	0,001
Mittel *)	5,5	8,186	82	10,8	107	0,78	0,69	0,72	14,4	<0,16	0,77	0,0054	<0,0010	0,243	<0,0077	0,0202	<0,21	6,5	0,52	<10,3		0,016

\*) Tiefengewichtet

WASSERFALLBODEN Staumauer Wetter: heiter Sichttiefe (m): 6,5 Luft (°C): 13,4 Entnahmedatum: 27.9.2004

Wind: 2 S Wasserfarbe: grünblau Entnommen von: Wenger, Reif, Achleitner

Tiefe	°C	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ca+Mg	Alk.	Ca		Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	DOC	Abfilt.	GlühV	Phyto-B
in m			µS/cm	mg/l	Sätt.	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	11,7	8,63	144	9,4	109	1,5	1,30	1,36	27,3	<0,16	0,63	<0,0015	<0,0007	0,210	<0,005	<0,0100	<0,23	8,9	0,70	<3		0,404
3	10,5	8,47	144	9,5	108	1,5	1,30	1,36	27,3	0,17	0,65	<0,0015	<0,0015	0,230	0,0060	<0,0100	0,30	9,1	0,77	<3		0,350
12	10,4	8,41	145	9,6	109	1,5	1,30	1,37	27,5	<0,16	0,60	0,0018	<0,0007	0,230	0,0060	<0,0100	<0,23	9,1	0,76	<3		0,316
20	5,5	8,29	111	11,2	112															7		0,083
40	5,0	8,46	112	11,5	114	1,1	0,98	1,01	20,2	<0,16	0,77	0,0058	<0,0015	0,250	<0,005	<0,0100	0,24	7,7	0,62	8		0,041
60	4,9	8,26	109	11,5	113															10	1,8	0,047
80	4,9	8,13	108	11,6	112	1,1	0,96	0,99	19,8	<0,16	0,77	0,0084	<0,0015	0,240	<0,005	<0,0100	<0,23	7,6	0,56	13	1,0	0,022
85	4,7	8,47	108	11,7	114	1,1	0,96	0,99	19,8	<0,16	0,78	0,0069	<0,0015	0,250	<0,005	<0,0100	<0,23	7,6	0,52	13	1,4	0,039
Mittel *)	6,1	8,34	117	11,1	112	1,2	1,07	1,11	22,3	<0,16	0,72	<0,0053	<0,0013	0,241	<0,0053	<0,0100	<0,24	8,1	0,64	<8,2		0,102

\*) Tiefengewichtet

WASSERFALLBODEN Mitte Wetter: heiter Sichttiefe (m): 6,3 Luft (°C): 13,4 Entnahmedatum: 27.9.2004

Wind: 2 S Wasserfarbe: grünblau Entnommen von: Wenger, Reif, Achleitner

Tiefe	°C	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ca+Mg	Alk.	Ca		Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	DOC	Abfilt.	GlühV	Phyto-B
in m			µS/cm	mg/l	Sätt.	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	11,0	8,32	144	9,4	108	1,50	1,30	1,36	27,3	<0,16	0,63	0,0030	<0,0007	0,240	0,0080	0,0130	0,27	9,3	0,71	<3		0,478
3	10,5	8,30	144	9,6	108	1,50	1,30	1,37	27,5	<0,16	0,64	<0,0015	<0,0007	0,230	0,0060	<0,0100	<0,23	9,2	0,79	<3		0,340
12	10,5	8,21	144	9,5	107	1,50	1,30	1,36	27,3	<0,16	0,65	0,0017	<0,0015	0,230	0,0070	<0,0100	<0,23	9,3	0,74	<3		0,314
20	5,2	8,30	110	11,4	113															11	2,0	0,076
40	5,0	8,46	109	11,5	130	1,10	0,97	1,00	20,0	<0,16	0,76	0,0055	<0,0007	0,250	0,0060	0,0150	<0,23	7,9	0,58	11	1,4	0,036
60	4,7	8,35	108	11,4	112															11	2,3	0,025
69	4,7	8,38	108	11,5	113	1,10	0,96	0,99	19,8	<0,16	0,77	0,0066	<0,0015	0,240	0,0070	0,0190	<0,23	7,7	0,57	12	1,3	0,035
Mittel *)	6,2	8,35	117	11,0	116	1,25	1,09	1,13	22,7	<0,16	0,72	0,0043	<0,0011	0,241	0,0065	<0,0140	<0,23	8,4	0,64	<9,2	1,4	0,112

\*) Tiefengewichtet

**TAUERMOOSSEE  
Mauer**

Wetter: Regen

Sichttiefe (m): 1,9

Luft (°C): 12,1

Entnahmedatum: 15.9.2004

Wind: -

Wasserfarbe: milchigtürkis

Entnommen von: Reif, Zick, Achleitner

Tiefe	°C	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ca+Mg	Alk.	Ca		Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	DOC	Abfilt.	GlühV	Phyto-B
in m			µS/cm	mg/l	Sätt.	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	9,9	8,14	37	9,3	103	0,33	0,24	0,28	5,6	0,53	0,52	0,0070	0,0043	0,190	<0,005	<0,010	<0,23	3,2	0,66	<0,01		0,231
3	9,8	8,08	36	9,3	104	0,32	0,24	0,27	5,4	0,36	0,54	0,0096	0,0040	0,190	<0,005	<0,010	<0,23	3,2	0,57	<0,01		0,339
12	9,2	8,05	34	9,2	101	0,31	0,24	0,27	5,4	0,51	0,53	0,0079	0,0035	0,210	<0,005	<0,010	<0,23	3,2	0,58	<0,01		0,100
20	8,2	8,05	33	9,3	99	0,29	0,24	0,25	5,0	0,31	0,52	0,0073	0,0038	0,220	<0,005	<0,010	<0,23	3,1	0,52	<0,01		0,212
30	7,9	7,93	35	9,2	98	0,30	0,22	0,26	5,2	0,44	0,45	0,0072	0,0029	0,240	<0,005	<0,010	<0,23	3,2	0,49	<0,01		0,165
39	7,0	7,86	34	9,5	99	0,31	0,24	0,27	5,4	0,35	0,43	0,0079	0,0034	0,260	<0,005	<0,010	<0,23	3,0	0,71	<0,01		0,130
53	6,5	7,85	34	9,0	93	0,30	0,24	0,27	5,4	0,40	0,45	0,0076	0,0031	0,200	<0,005	<0,010	<0,23	3,3	0,53	<0,01		0,059
Mittel *)	8,1	7,97	34	9,3	99	0,31	0,24	0,27	5,3	0,40	0,48	0,0078	0,0034	0,224	<0,005	<0,010	<0,23	3,2	0,6	<0,01		0,161

\*) Tiefengewichtet

**TAUERMOOSSEE  
Mitte**

Wetter: Regen

Sichttiefe (m): 1,8

Luft (°C): 8,7

Entnahmedatum: 15.9.2004

Wind: -

Wasserfarbe: türkisgrün

Entnommen von: Reif, Zick, Achleitner

Tiefe	°C	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ca+Mg	Alk.	Ca		Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	DOC	Abfilt.	GlühV	Phyto-B
in m			µS/cm	mg/l	Sätt.	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	9,8	7,85	34	9,29	103	0,30	0,24	0,27	5,4	0,47	0,62	0,0090	0,0034	0,240	<0,005	<0,010	<0,23	3,3	0,53	<0,01		0,295
3	9,5	7,83	33	9,28	102	0,27	0,26	0,24	4,8	0,32	0,36	0,0088	0,0032	0,210	<0,005	<0,010	<0,23	3,3	0,53	<0,01		0,396
12	9,0	7,8	33	9,21	100	0,29	0,22	0,24	4,8	0,30	0,40	0,0130	0,0041	0,210	<0,005	<0,010	<0,23	3,2	0,50	<0,01	33	0,371
20	8,5	7,78	33	9,25	100	0,27	0,22	0,22	4,4	0,33	0,76	0,0160	0,0048	0,230	<0,005	<0,010	<0,23	3,1	0,51	<0,01	26	0,516
27	7,8	7,76	33	9,23	98	0,26	0,24	0,22	4,4	0,33	0,27	0,0110	0,0036	0,280	<0,005	<0,010	<0,23	3,1	0,51	<0,01		0,704
Mittel *)	8,9	7,80	33	9,2	100	0,28	0,23	0,23	4,7	0,33	0,49	0,0124	0,0040	0,226	<0,005	<0,010	<0,23	3,2	0,51	<0,01	18	0,456

\*) Tiefengewichtet

**DURLASSBODEN  
Staumauer**

**Wetter:** bedeckt

**Sichttiefe (m):** 7,0

**Luft (°C):** 8,9

**Entnahmedatum:** 11.10.2004

**Wind:** 3-4 O

**Wasserfarbe:** dunkelgrün

**Entnommen von:** Wenger, Reif, Achleitner

Tiefe	°C	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ca+Mg	Alk.	Ca		Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	DOC	Abfilt.	Phyto-B
in m			µS/cm	mg/l	Sätt.	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	12,1	8,29	69	9,2	101	0,67	0,70	0,54	10,8	0,56	0,67	<0,0015	<0,0007	0,180	0,0160	<0,0100	0,49	4,3	0,96	<3,0	0,363
3	12,0	8,24	70	9,3	102	0,67	0,66	0,54	10,8	0,54	0,66	0,0028	<0,0007	0,180	0,0100	<0,0100	0,49	4,4	0,93	<3,0	0,370
12	12,0	8,22	70	9,1	100	0,67	0,65	0,54	10,8	0,54	0,66	<0,0015	<0,0007	0,180	0,0130	<0,0033	0,49	4,5	0,96	<3,0	0,171
20	11,7	8,26	61	9,0	98	0,67	0,66	0,54	10,8	0,53	0,63	<0,0015	<0,0007	0,190	0,0120	<0,0100	0,47	4,5	1,16	<3,0	0,180
40	10,2	8,22	62	8,4	89	0,59	0,57	0,48	9,6	0,43	0,63	0,0016	<0,0007	0,240	0,0120	<0,0033	0,36	3,7	0,87	<3,0	0,120
48	10,0	8,24	70	8,2	86	0,61	0,58	0,50	10,0	0,44	0,64	0,0017	<0,0007	0,240	0,0110	<0,0033	0,35	3,6	0,88	<3,0	0,004
Mittel *)	11,22	8,24	65	8,8	95	0,64	0,63	0,52	10,4	0,50	0,64	0,0017	<0,0007	0,205	0,0120	<0,0063	0,43	4,2	0,98	<3,0	0,176

\*) Tiefengewichtet

**DURLASSBODEN Mitte**

**Wetter:** bedeckt

**Sichttiefe (m):** 7,0

**Luft (°C):** 8,9

**Entnahmedatum:** 11.10.2004

**Wind:** 3-4 O

**Wasserfarbe:** dunkelgrün

**Entnommen von:** Wenger, Reif, Achleitner

Tiefe	°C	pH	eL (25°C)	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Ca+Mg	Alk.	Ca		Na	K	ges.P	gel.P	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Cl	SO <sub>4</sub>	DOC	Abfilt.	Phyto-B
in m			µS/cm	mg/l	Sätt.	mval/l	mval/l	mval/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
0,5	12,3	8,22	69	9,3	103	0,68	0,62	0,55	11,0	0,53	0,65	<0,0015	<0,0007	0,190	0,0150	<0,0033	0,49	4,6	0,95	<3,0	0,170
3	12,2	8,21	64	9,1	101	0,67	0,62	0,54	10,8	0,54	0,64	<0,0015	<0,0007	0,180	0,0100	<0,0033	0,48	4,4	0,98	<3,0	0,277
12	11,4	8,21	66	8,9	97	0,62	0,57	0,51	10,2	0,48	0,66	<0,0015	<0,0007	0,200	0,0170	<0,0033	0,40	4,0	1,03	<3,0	0,037
20	11,2	8,21	62	9,0	94	0,64	0,59	0,51	10,2	0,56	0,71	<0,0007	<0,0007	0,200	0,0140	<0,0033	0,42	4,2	0,91	<3,0	0,035
35	10,6	8,21	62	8,7	93	0,6	0,58	0,49	9,8	0,51	0,68	0,0023	<0,0007	0,230	0,0120	<0,0033	0,38	3,9	1,01	<3,0	0,025
Mittel *)	11,3	8,21	64	8,9	96	0,63	0,59	0,51	10,3	0,53	0,68	0,0014	<0,0007	0,203	0,0137	<0,0033	0,42	4,1	0,97	<3,0	0,081

\*) Tiefengewichtet

# Fischereibiologische Untersuchungen an vier Bergseen im Bundesland Salzburg

Paul JÄGER, Daniela ZICK<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling 18, 5310 Mondsee

Mit 31 Abbildungen, 11 Tabellen und 27 Diagramme im Text

## Zusammenfassung

Im Sommer 2001 wurde an vier Salzburger Gebirgsseen (Oberer-, Mittlerer- und Unterer Landschitzsee, Tappenkarsee) eine Fischereibiologische Untersuchung durchgeführt. Wahrscheinlich wurden alle untersuchten Gewässer bereits im Mittelalter mit Fischen besetzt. Der Hauptfisch war der Seesaibling (*Salvelinus alpinus*). In den untersuchten Höhenlagen (zwischen 1778 m und 2060 m) lebt eine Hungerform des Seesaiblings, der sogenannte Schwarzreuter. Die Saiblinge erreichten in den Landschitzseen eine Mittlere Totallänge von ca. 13 cm im Tappenkarsee von ca. 15 cm. Trotz der geringen Größe sind sie meist sehr alt (Oberer Landschitzsee: 14,2 cm/11 Jahre!).

Die Geschlechtsreife tritt durchschnittlich im 3. Jahr ein, es wurde also keine extreme Frühreife beobachtet, welche in der Literatur häufig für Zwergwüchser beschrieben ist. Bemerkenswert ist jedoch die geringe Größe beim Eintritt in die Geschlechtsreife. Am Unterer Landschitzsee war bereits ein 10,1 cm langer Milchne laichreif.

Die Saiblingpopulationen des Tappenkarsees und der Landschitzseen haben sich im Lauf von einigen hundert Jahren bezüglich Wüchsigkeit, Geschlechtsreife und Laichzeiten zu neuen Ökophänotypen entwickelt. Ihre verwandtschaftlich verschiedene Herkunft ist noch genetisch nachweisbar.

Eine Veränderung des Gencodes ist noch nicht erfolgt (JÄGER et al. 2010).

## GLIEDERUNG

ZUSAMMENFASSUNG.....	193
1 EINLEITUNG.....	194
2 MATERIAL UND METHODE.....	195
2.1 Befischung.....	195
2.2 Datenaufnahme vor Ort.....	195
2.3 Altersbestimmung.....	195
2.4 Statistische Auswertung.....	195
3 UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	201
3.1 Landschitzseen.....	201
3.2 Tappenkarsee.....	202
4 ERGEBNISSE.....	203
4.1 Artenliste.....	203
4.2 Oberer Landschitzsee.....	205
4.3 Mittlerer Landschitzsee.....	208
4.4 Unterer Landschitzsee.....	212
4.5 Tappenkarsee.....	216
4.6 Zusammenfassende Statistik.....	219
5 DISKUSSION.....	221
5.1 Der Seesaibling ( <i>Salvelinus alpinus</i> L.).....	221
5.2 Fischbestand der untersuchten Gewässer.....	222
6 VERZEICHNISSE.....	226
Abbildungsverzeichnis.....	226
Tabellenverzeichnis.....	226
Diagrammverzeichnis.....	226
7 ZITIERTE UND WEITERFÜHRENDE LITERATUR.....	227
8 ANHANG.....	229
8.1 Rohdatentabelle: Oberer Landschitzsee.....	229
8.2 Rohdatentabelle: Mittlerer Landschitzsee.....	229
8.3 Rohdatentabelle: Unterer Landschitzsee.....	230
8.4 Rohdatentabelle: Tappenkarsee.....	230

# 1 Einleitung

Im Auftrag der Salzburger Landesregierung (Abt. Naturschutz, Ref. Gewässerschutz) wurde im Sommer 2001 an vier Gebirgsseen (Oberer, Mittlerer, Unterer Landschitzsee, 23. - 25.07.2001 und Tappenkarsee 27. - 28.08.2001) eine Fischbiologische Untersuchung durchgeführt. Im vorliegenden Bericht sind die Ergebnisse der Fischereibiologischen Bestandesaufnahme zusammengestellt. Arbeiten über die Fischparasiten im Magen-/Darmtrakt (KONECNY 2010) und die Genetik (JÄGER et al. 2010) werden von den jeweiligen Bearbeitern verfasst.

Gebirgsseen zählen zu den extremsten Lebensräumen für Fische und bei zahlreichen Gewässern in hochalpinen Lagen stellt sich die Frage, wie die Tiere dorthin gelangt sein könnten. Für eine natürliche Einwanderung besteht meist keine Möglichkeit, denn nur die wenigsten stehenden Gewässer der alpinen Höhenstufe besitzen einen passierbaren Abfluss. Meistens verhindern eingeschaltete Steilstufen oder örtliches Versickern in schotterigem Boden die Besiedelung mit Fischen (PECHLANER 1966, 1968).

Die Salmonidenbestände in Hochgebirgsseen gehen zu einem großen Teil auf künstlichen Besatz im Mittelalter

zurück (PESTA 1929, 1948). Unterlagen aus dem 15. und 16. Jahrhundert (Tiroler Fischereibuch, 1504) belegen Versuche Fische in extremen Höhenlagen Tirols einzusetzen. Als begeisterte Jäger und Fischer führten vor allem Erzherzog Sigismund von Tirol († 1496) und Kaiser Maximilian I. († 1519) regelrechte Besatzaktionen durch (DIEM 1963; PECHLANER 1968, 1984a). Auch im Auftrag von Klöstern wurden zahlreiche Gebirgsseen mit Salmoniden besetzt (PESTA 1948). Heute kann man sich wohl kaum noch vorstellen mit welcher Mühe die Fische „anno dazumal“ in diese Höhen transportiert wurden! Selbst in die hintersten Seitentäler gelangten damals Saiblinge oder Bachforellen. Die Fischeinsätze verfolgten hauptsächlich den Zweck, bei Gams- und Steinbockjagden den Speisezettel der Jagdgesellschaft aufzubessern (NIEDERWOLFSGRUBER 1992). Da die Kosten für die Bewirtschaftung jedoch zu hoch lagen, verschwand bald nach dem Tod von Kaiser Maximilian I. das Interesse an den hochgelegenen Fischwässern. So lässt sich der Besatz in der alpinen Höhenlage Großteils in das 15. oder 16. Jahrhundert datieren (PECHLANER 1968, 1984a).

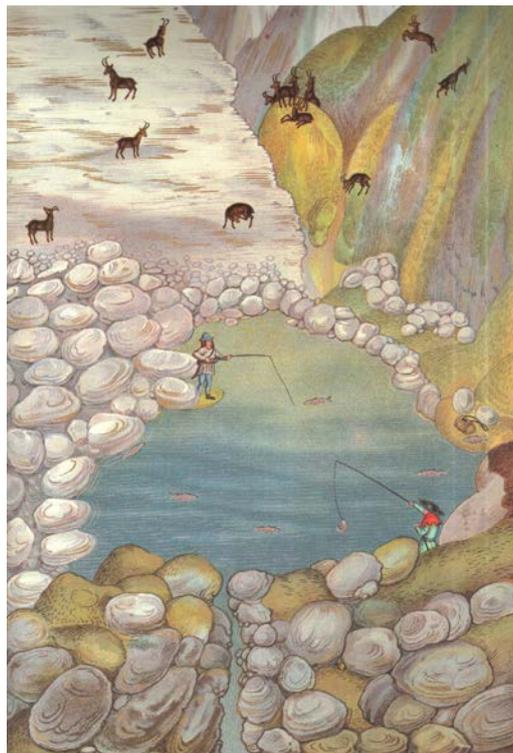


Abb. 1: Der Wildsee am Widdersberg (Originalzeichnung von J. KÖLDERER, Tiroler Fischereibuch, 1504; aus: NIEDERWOLFSGRUBER 1992)

In einigen Gewässern konnten Seesaiblinge oder Bachforellen stabile Populationen ausbilden und sich so bis heute erhalten. Die ausgesprochen harten Lebensbedingungen in den oligotrophen Gebirgsseen (lange Eisbedeckung, wenig Nahrung, tiefe Temperaturen) führen jedoch zur Ausbildung von Hungerformen. Beim See-

saibling spricht man vom sogenannten „Schwarzreuter“. Diese Fische erreichen kaum mehr als 15 bis 20 cm Gesamtlänge und werden bereits mit 12 cm geschlechtsreif. In seltenen Fällen fängt man auch „Normalsaiblinge“ oder „Wildfangsaiblinge“ mit bis zu 60 cm Gesamtlänge (SCHABETSBERGER et al. 1996).

## 2 Material und Methode

### 2.1 Befischung

Als Fanggeräte kamen Kiemennetze zum Einsatz. Diese haben eine sehr starke Selektionswirkung, was zur Bevorzugung bestimmter Längenklassen führt. Um die tatsächlichen Verhältnisse im Untersuchungsgewässer möglichst gut erfassen zu können, verwendet man für Bestandesaufnahmen meist Multimaschennetze. Durch die Staffelung der verschiedenen Maschenweiten wird die Selektivität der Kiemennetze verringert (HAMMAR, FILIPSSON 1985).

Von einem Schlauchboot aus wurden pro Gewässer ein Riedlingsnetz (50 m Schwimmleine, 3 m Höhe; MW: 20 mm) und 3 bis 8 Multimaschennetze (Monofilament

survey nets type „S-Rev: 42 m Schwimmleine, 1,5 m Höhe; 14 Netzabschnitte mit jeweils 3,5 m Länge; Maschenweiten: 6,25 mm; 8 mm; 10 mm; 12,5 mm; 16,5 mm; 22 mm; 25 mm; 30 mm; 33 mm; 38 mm; 43 mm; 50 mm; 60 mm; 75 mm) gesetzt.

Alle Netze kamen auf Grund (Abb. 2) und wurden (außer am Oberen Landschitzsee) über Nacht exponiert. Nach dem morgendlichen Heben der Netze erfolgte die Aufarbeitung der Fische getrennt nach Art und Maschenweite. Zusätzlich kamen einige mit der Angel gefangene Fische zur Untersuchung (Abb. 7-9).

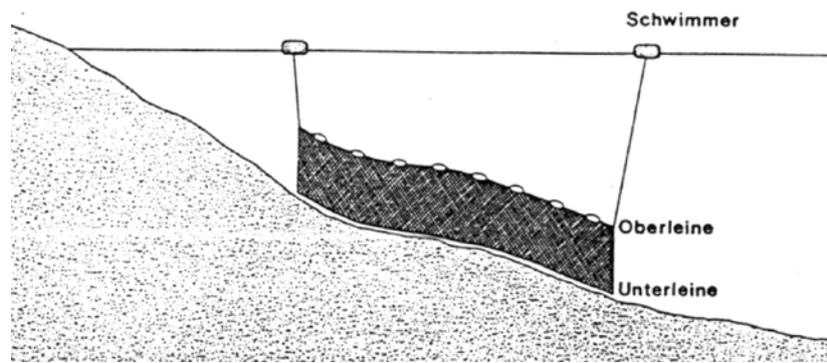


Abb. 2: Grundnetz (aus: KLEIN 1990)

### 2.2 Datenaufnahme vor Ort

Von jedem Fisch erfasste man Totallänge, Frischgewicht und Geschlecht (Abb. 4/5). Zur Bestimmung des Alters wurden von einigen Tieren die Sagitta-Otolithen entnommen und ins Labor transportiert. Die Otolithen liegen im Labyrinth des Fischohres und sind durch spalten und spreizen des Schädeldaches (Abb.6) zu entfernen (WILLIAMS & BEDFORD 1974).

Für eine parasitologische Untersuchung (KONECNY 2010) wurde der Magen-Darm-Trakt entnommen und konserviert (70%iger Alkohol). Ebenso erfolgte ein Fettflossklipping zur genetischen Untersuchung (JÄGER et al.2010) der Fische (Konservierung in 96%igem Alkohol).

### 2.3 Altersbestimmung

Im Labor wurden die Otolithen mit feinem Schleifpapier (800  $\mu\text{m}$ ) angeschliffen. Um nicht zu viel abzuschleifen, fand dabei eine ständige Kontrolle unter dem Binokular statt (1 Tropfen Glycerin erleichtert die Durchsicht). Danach wurden die Gehörsteinchen auf einem Objektträger in Harz (Araldite CY 212) eingebettet. Zur vollständigen Aushärtung des Harzes müssen die Präparate anschließend bei 60 °C für 24 Stunden im Wärmeschrank trocknen.

In unseren Gewässern zeichnen sich hauptsächlich auf

Grund der klimatischen Verhältnisse Wachstumsperioden an den Hartteilen der Fische ab. Bei den heimischen Knochenfischen eignet sich der Sagitta-Otolith auf Grund seiner Größe und der oft kontrastreichen Strukturen für die Altersbestimmung am besten. Im Mikroskop erscheinen die weiten Sommerringe opak und die engeren Winterringe hyalin. Diese Strukturen sind nicht schwer zu erkennen, schwierig wird es jedoch, sie exakt in eine zeitliche Beziehung zu setzen (STEINER 1974).

Die Altersbestimmung erfolgte mittels Mikroskop (Vergrößerung: x 25/bzw. x 40). Da sich die Bestimmung als ausgesprochen schwierig erwies, wurden alle Präparate mindestens viermal durchgesehen. Zwei Lesedurchgänge erfolgten dabei mit Hilfe einer Videoübertragung vom Mikroskop zu einem Bildschirm, wodurch das Zählen der Altersringe von zwei Personen gleichzeitig möglich wurde. Die Diskussion über tatsächliche Jahresringe oder eventuell Störringe wurde fortgeführt bis weitgehend Gewissheit über die Altersangabe bestand. Durch die immer enger werdenden Ringstrukturen am Randbereich des Otolithen muss aber dennoch eine Unsicherheit von +/- 1 Jahr angegeben werden.

Zur Fotodokumentation konnten anschließend mit einer Digitalkamera (Nikon E990) Bilder der Präparate erstellt werden (Abb. 12/13).

### 2.4 Statistische Auswertung

Die statistischen Berechnungen wurde mit Excel Office 2000 durchgeführt (ebenso die Erstellung der Dia-

gramme). Um für jeden See die gleiche Stichprobenanzahl zu erhalten, erfolgte vor der ANOVA (Vergleich der Totallängen) eine Stichprobenziehung (n = 100).

### Längen-Gewichtsrelation

$$G = a \cdot L^b$$

G = Gewicht

L = Länge

a,b = Konstanten, durch die Regressionsanalyse geschätzt

Im allgemeinen hat der Exponent b einen Wert zwischen 2 und 4. Die logarithmische Transformation der Längen-Gewichtsdaten ergibt eine lineare Beziehung, welche durch die Regressionsgleichung

$$\log G = \log a + b \log L$$

ausgedrückt wird. Bei isometrischem Wachstum hat b den Wert 3,0. Eine größere bzw. kleinere Zahl gibt ein allometrisches Wachstum an (TESCH 1971, RICKER 1979).

Die Längen-Gewichtsrelation ermöglicht somit eine vergleichende Beurteilung der Wachstumsverhältnisse einer Fischart aus verschiedenen Gewässern.

### Konditionsfaktor nach Fulton

Der Konditionsfaktor dient zur Beurteilung des „Ernährungszustandes“ von Fischen. Er wird zum Vergleich von Geschlechtern oder verschiedenen Populationen einer Art herangezogen.

$$K = 100 G/L^3$$

Der Fultonsche Konditionsfaktor liefert jedoch nur bei nahezu isometrischem Wachstum brauchbare Daten. Liegt allometrisches Wachstum vor, sollte der aus der Längen-Gewichtsbeziehung ermittelte Regressionskoeffizient herangezogen werden.

$$K' = 100 G/L^b$$

G = Gewicht

L = Länge

b = geschätzter Wert aus der Regressionsanalyse

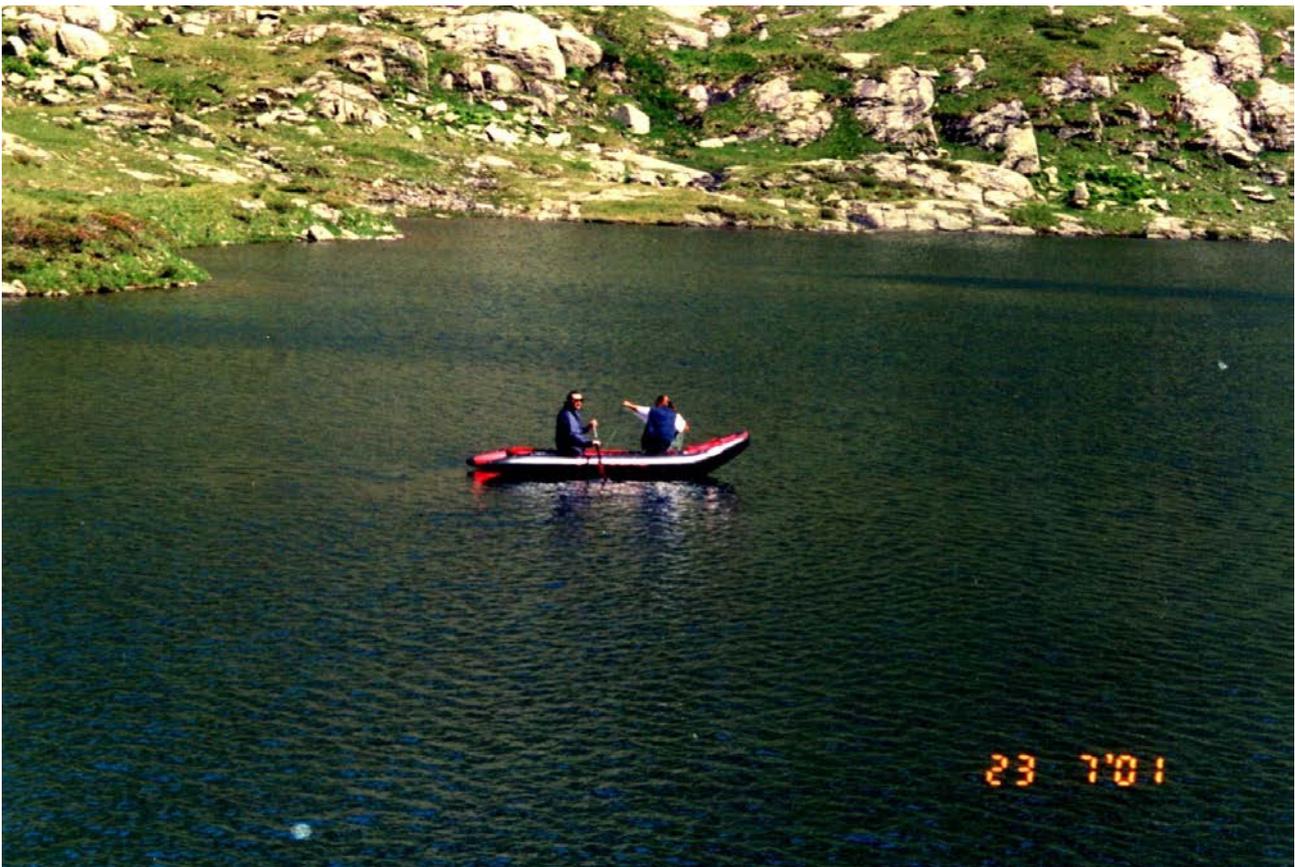


Abb. 3: Netzsetzen vom Schlauchboot aus (Foto: WENGER)



Abb. 4: Netzausnehmen und sofortiges aufarbeiten der Fische (Foto: JÄGER)



Abb. 5: Längenmessung der Schwarzreuter (Foto: JÄGER)

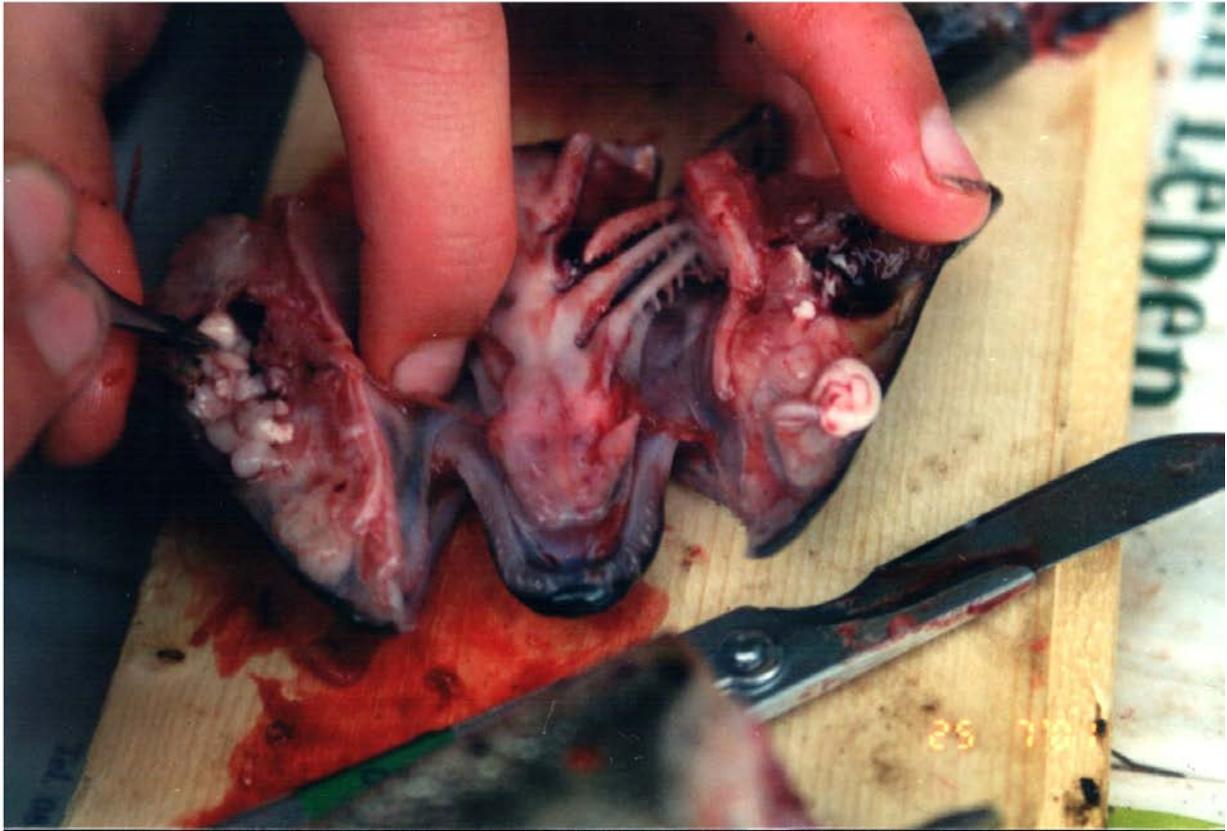


Abb. 6: Entnahme der Otolithen bei gespaltenem Schädeldach (Foto: REIF)



Abb. 7: (oben links) Bachforelle/Unterer Landschitzsee (Foto: JÄGER)



Abb. 8: (oben rechts) Schwarzreuter/Oberer Landschitzsee (Foto: JÄGER)



Abb. 9: (unten) Bachforelle/Abfluss Unterer Landschitzsee (Foto: JÄGER)



Abb. 10: (links) Archivierung der Otolithenpräparate (Foto: ZICK)

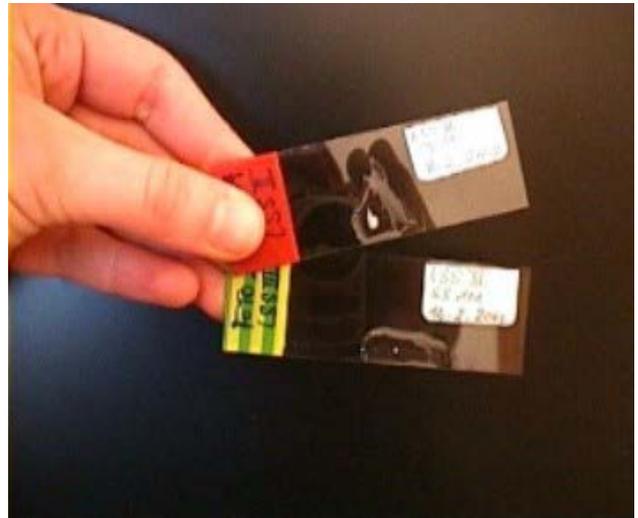


Abb. 11: (rechts) Otolithenpräparate (Foto: ZICK)

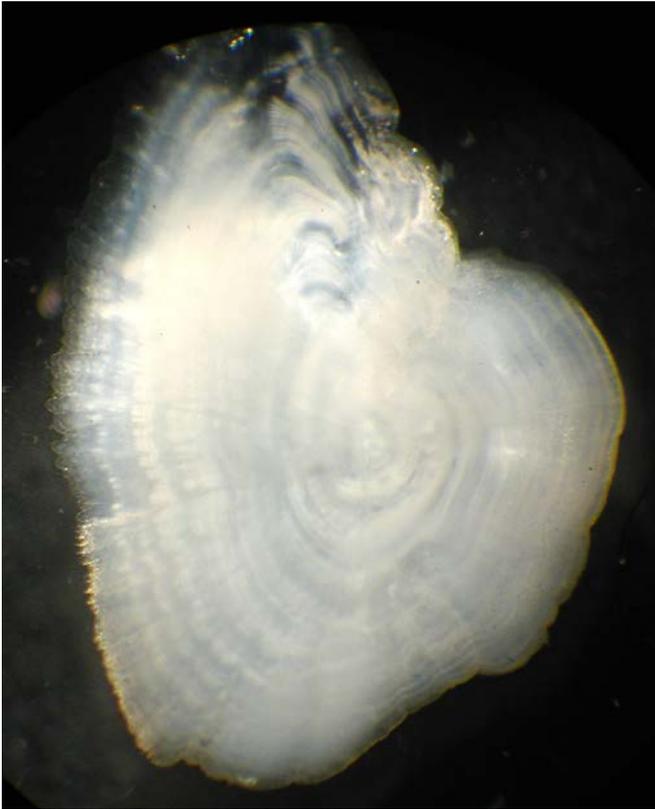


Abb. 12: (links) 11+ Seesaibling aus dem Tappenkarsee (Foto: ZICK)



Abb. 13: (rechts) 3+ Seesaibling aus dem Tappenkarsee (Foto: ZICK)

### 3 Untersuchungsgebiet

#### Land Salzburg

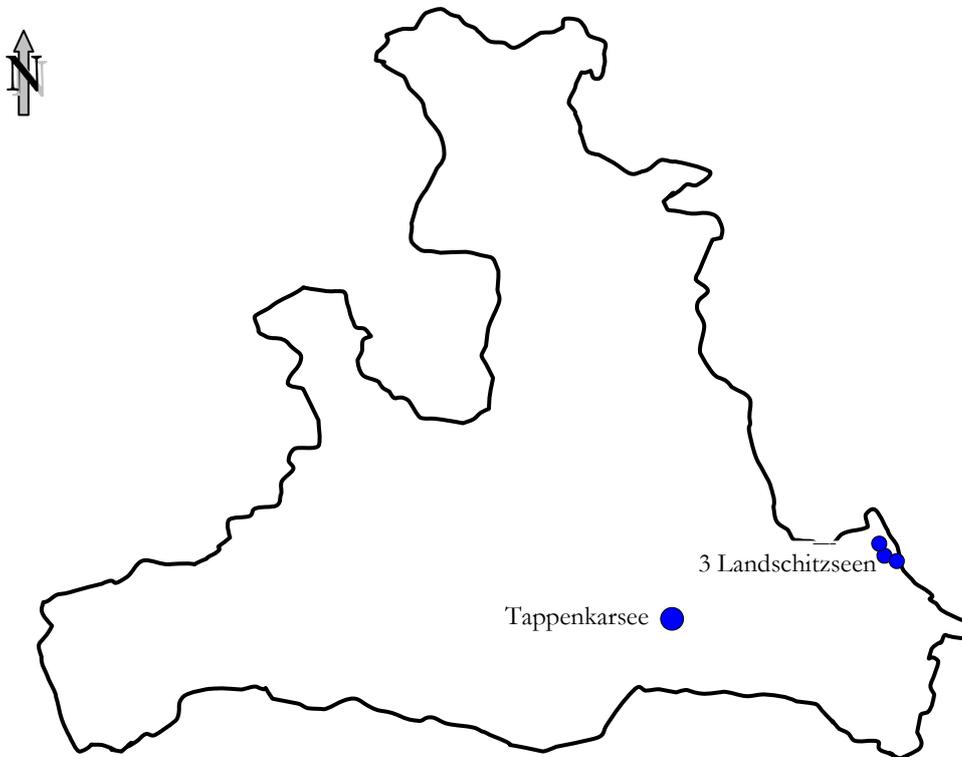


Abb. 14: Lage der untersuchten Bergseen

Tab. 1: Untersuchte Bergseen im Bundesland Salzburg

Nr.	Gewässer	Seegröße	Seehöhe	Bezirk	Gemeinde
	Landschitzsee (oberer)	8,6 ha	2060 m	Tamsweg	Lessach
	Landschitzsee (mittlerer)	6,5 ha	1937 m	Tamsweg	Lessach
	Landschitzsee (unterer)	11,19 ha	1778 m	Tamsweg	Lessach
	Tappenkarsee	23,08 ha	1792 m	St. Johann	Kleinarl

#### 3.1 Landschitzseen

Die Landschitzseen liegen in den Schladminger Tauern (Lungau). Es handelt sich dabei um eine dreiteilige Seenkette zwischen 1778 m und 2060 m Meereshöhe. Die Karseen entstanden vor zirka 10.000 Jahren (KUHNS 2002). Als typische Erinnerungen an die Eiszeit sind die Schleifspuren des Murgletschers zu erkennen. Zwischen Unterem und Mittlerem Landschitzsee findet man als Zeitzeugen sogar eine Gletschermühle, dass sogenannte „Kinderbad“ ( $\varnothing = 40 \text{ cm}$ ). An Schmelzwassersturz-  
bächen bildeten sich manchmal Strudellöcher mit schlei-

fenden Kugeln und so entstand auch dieses 60 cm tiefe Loch (ORTNER & SAGMEISTER 1992).

Die streng oligotrophen Landschitzseen sind zirka 5 Monate lang eisfrei und in ihnen leben zahlreiche Schwarzreuter (HONSIG-ERLENBURG 1980). Früher wurden die äußerst schmackhaften Fische von den Landschitzhaltern vor allem zum „Zeitvertreib“ geangelt. Heute obliegt die Bewirtschaftung nach fischerei-ökologischen Grundsätzen dem Forstbetrieb Tamsweg (HAUER 2001).



Abb. 15: (links) Lage der Landschitzseen (Postkarte der Gemeinde Lessach)

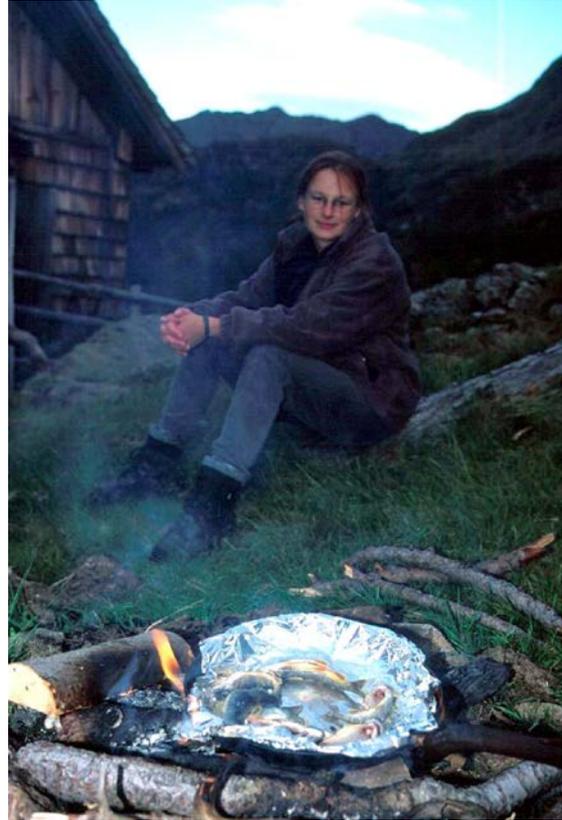


Abb. 16: (rechts) Zubereitung der geangelten Schwarzreuter (Foto: HAUER)

### 3.2 Tappenkarsee

Das Tappenkar liegt am Westende der Radstätter Tauern (Pongau) und ist gleichzeitig der südlichste Teil des Kleinarltales. Als eine Folge der komplizierten Alpenentstehung treffen rings herum unterschiedlichste Gesteine zusammen (Tauernfenster). Der in 1733 m Höhe gelegene Tappenkarsee ist einer der größten Seen natürlichen Ursprungs in der subalpinen Stufe der Ostalpen (HEISELMAYER 1980). Er entstand nach der letzten Eiszeit (SEEFELDNER 1961). Eine Barriere zwischen dem heutigen Maierkogel und dem Weißgrubenkopf (Kalk- und Dolomitriegel) führte zu verstärkter Tiefenschürfung des Gletschers und so zur Auskolkung des heutigen Seebe-

ckens („Engstellen-See, KUHN 2002). Nach dem Rückgang des Eises setzte die Seenbildung im Bereich des Kolkes ein. Zu Beginn des Postglazials war er sicher noch um  $\frac{1}{4}$  größer als heute. Seither wird er stetig von Süden her angefüllt, wie eine typische Anlandungszone mit Schwemmmaterial zeigt (HEISELMAYER 1980).

Die fischereiliche Bewirtschaftung des Tappenkarsees oblag im Mittelalter den Erzbischöfen von Salzburg. Er zählte zu den Hofküchenseen der Erzbischöfe, welche die wohlschmeckenden Saiblinge sehr schätzten (FREUDLSPERGER 1915).

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Artenliste

In den befischten Gebirgsseen konnten 4 verschiedene Fischarten nachgewiesen werden. Wenn nicht anders vermerkt erfolgte die Beschreibung der Arten nach

GERSTMEIER, ROMIG (1998), MUUS, DAHLSTRÖM (1998) und BERGBAUER, FREI (2000). Zeichnungen aus: Steinbachs Naturführer (TEROFAL 1984).

#### KLASSE OSTEICHTHYES (Knochenfische)

Ordnung: Salmoniformes (Lachsartige)

Familie: Salmonidae (Lachse)

Art: *Salmo trutta f. fario* (LINNAEUS)

Art: *Salvelinus alpinus* (LINNAEUS)

Ordnung: Cypriniformes (Karpfenartige)

Familie: Cyprinidae (Weißfische)

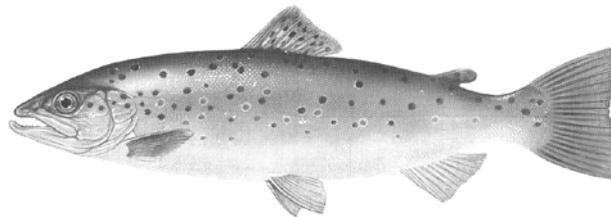
Art: *Phoxinus phoxinus* (LINNAEUS)

Ordnung: Scorpaeniformes (Drachenkopffartige)

Familie: Cottidae (Groppen)

Art: *Cottus gobio* (LINNAEUS)

#### 4.1.1 Die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*)



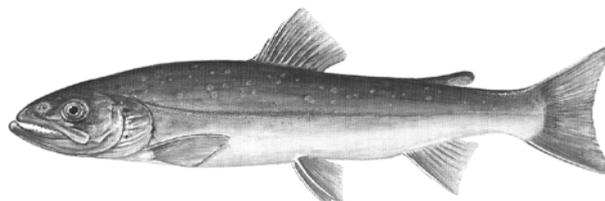
Die Forelle, *Salmo trutta*, kann in verschiedenen „Morphen“ vorkommen. Anadrome Meer- und Seeforellen werden bis zu 1,3 m lang und 30 kg schwer, stationäre Süßwasserformen erreichen hingegen nur um 50 cm Länge.

Die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) ist von Nordskandinavien bis in den Mittelmeerraum verbreitet. So unterschiedlich die Gewässer sind, in denen sie lebt, so unterschiedlich ist auch ihr Erscheinungsbild. Aus nahrungsarmen Gewässern wie Hochgebirgsseen sind zum Beispiel kleinwüchsige sogenannte Steinforellen bekannt (STEINBÖCK 1950a). Als wichtiges Bestimmungsmerkmal gelten vor allem die hell umrandeten, roten Flecken. Als Wohngewässer bevorzugt die Bachforelle Bereiche mit ausreichend Unterständen sowie Kies- und Geröllgrund.

Bachforellen sind standorttreu und zeigen ein ausgeprägtes Revierverhalten. In den ersten Jahren besteht ihre Nahrung aus Benthos, ältere Fische stellen auch Fischen nach. Die Laichzeit fällt zwischen Oktober und Jänner. Das Weibchen legt mit dem Schwanz flache Laichgruben an. Nach dem Besamen deckt das Männchen die Eier wieder mit Kies zu. Die Jungen bleiben zunächst im Lückensystem des Kiesgrundes.

Als geschätzter Speise- und Angelfisch werden die Bestände der Bachforelle durch Besatzmaßnahmen vielerorts gestützt, damit aber genetisch meist verfälscht.

#### 4.1.2 Der Seesaibling (*Salvelinus alpinus*)



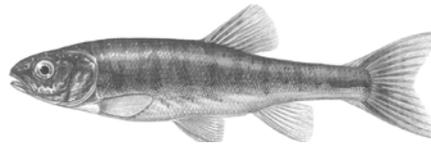
Der Seesaibling ist der am

extremsten an tiefe Tem-

peraturen angepasste Süßwasserfisch (JAGSCH 1987). Er lebt bevorzugt in kalten, sauerstoffreichen Gebirgsseen. Die Stammform, der anadrome Wandersaibling, kommt in den Küstengewässern und Zuflüssen des nördlichen Eismeer vor. Die stationären Saiblingsbestände in den bayerischen und österreichischen Alpen-/Voralpenseen weisen einen besonders großen Formenreichtum auf

(„*Salvelinus alpinus* – Komplex“, siehe Diskussion). Seine auffällige Färbung unterscheidet ihn von den Forellenarten. Vor allem in der Laichzeit (Oktober bis Jänner) sind die Milchner mit ihrer orange-roten Bauchseite ausgesprochen farbenfroh.

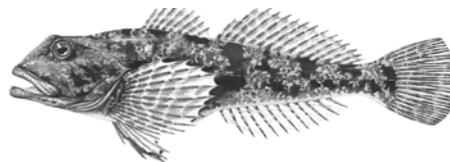
#### 4.1.3 Die Elritze oder Pfrille (*Phoxinus phoxinus*)



Die **Elritze oder Pfrille** besiedelt klare, sauerstoffreiche Gewässer. Typische Lebensräume sind kleine Bäche und flache, kiesgründige Gebirgsseen. Dort leben sie in teilweise sehr großen Schwärmen nahe der Wasseroberfläche. Als Versteckplätze dienen ihnen zum Beispiel überhängende Ufer mit Wurzelgewirr, Steine oder dichte Pflanzengruppen. Da die Palette der Fressfeinde groß ist, entfernen sie sich meist nicht weit von diesen Zu-

fluchsorten. Der Schwarm bietet den Tieren zusätzlich einen guten Schutz, zumal sich Räuber häufig im letzten Augenblick nicht „entscheiden“ können und letztendlich gar keinen Fisch erwischen. Von April bis Juli unternehmen Elritzen kurze Laichwanderungen und ziehen in kleinen Schwärmen an flache, kiesige Gewässerstellen.

#### 4.1.4 Die Koppe, Mühlkoppe oder Groppe (*Cottus gobio*)



Die **Koppe** bewohnt meist flache, schnell fließende Gewässer der Forellen- und Äschenregion. Tagsüber sind Koppen meist unter oder zwischen Steinen verborgen, erst in der Dämmerung kommen sie heraus und bewegen sich in merkwürdig „hüpfend, robbender“ Weise dicht über dem Boden. Sie schwimmen niemals im freien Wasser und selbst kleinste Sohlschwellen bilden unüberwindbare Hindernisse. Dadurch kam es in der heutigen Zeit überall zur Isolierung von Populationen. Als Nahrung dienen der Mühlkoppe vorwiegend wirbellose Tiere wie Bachflohkrebse, Insektenlarven aber auch Fischlaich und Brut.

Zwischen Februar und Mai ist ihre Fortpflanzungszeit, dann legen die Weibchen ihre klebrigen, rötlichgelben Eier an vom Männchen vorbereiteten Laichgruben (meist unter Steinen) ab. Das Männchen bewacht und befächelt das Gelege, bis die Brut schließlich schlüpft. Mühlkoppen sind äußerst empfindlich gegenüber Gewässerverunreinigung, Schlammablagerung und wasserbaulichen Maßnahmen. Früher wurden Koppen auch als Laich- und Bruträuber, sowie als vermeintliche Nahrungskonkurrenten der Bachforelle verfolgt. Auch wenn sie Laich und Jungfische der Bachforelle fressen, dienen sie natürlich auch den Forellen selbst als Futterfische.

## 4.2 Oberer Landschitzsee



Abb. 17: Oberer Landschitzsee (Foto: HAUER)

Tab. 2: Zusammenfassung der wichtigsten Informationen am Beprobungstag

Allgemeines	
Datum der Befischung	23.7.2001
Seehöhe	2060 m
Fläche	8,6 ha
Wetterlage am Beprobungstag	heiter
Wassertemperatur	9,3 °C - 10,7 °C
Wasserstand	mittel
Lufttemperatur	13 °C
Wind	Windstärke 1 aus SW
Netze	3 Multimaschennetze 1 Riedlingsnetz
Netzexpositionszeit	4 Stunden (11:00 bis 15:00)
Nachgewiesene Fischarten	Seesaibling

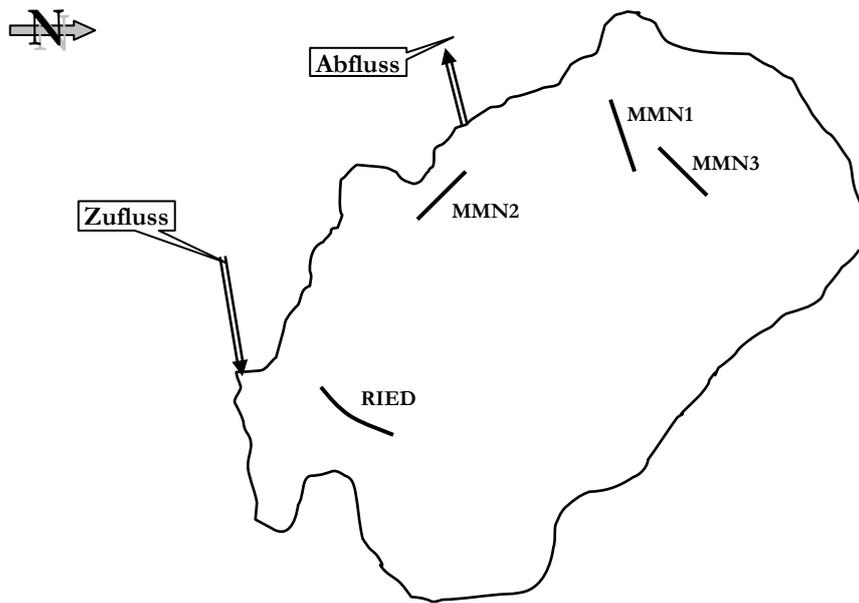
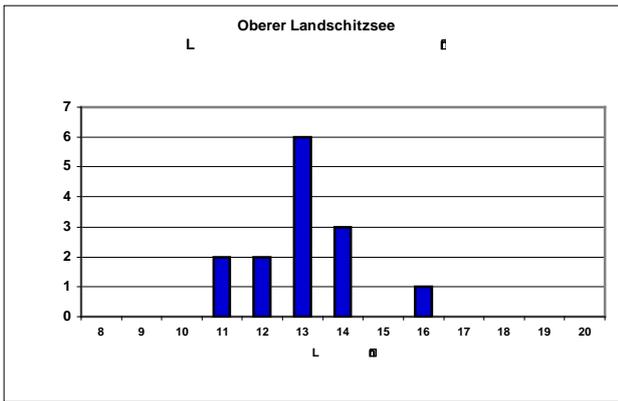


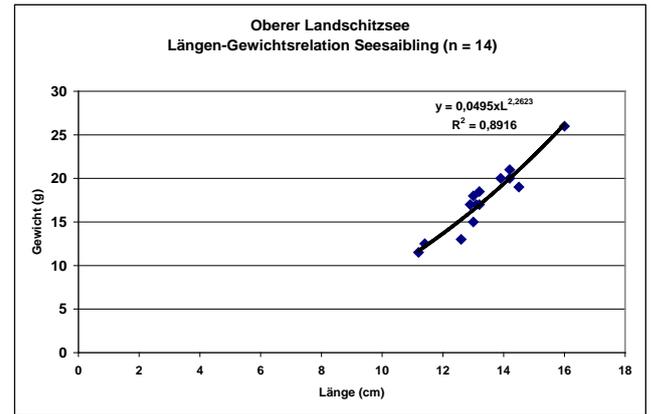
Abb. 18: Schematische Darstellung des Oberen Landschitzsees/Befischungsstellen



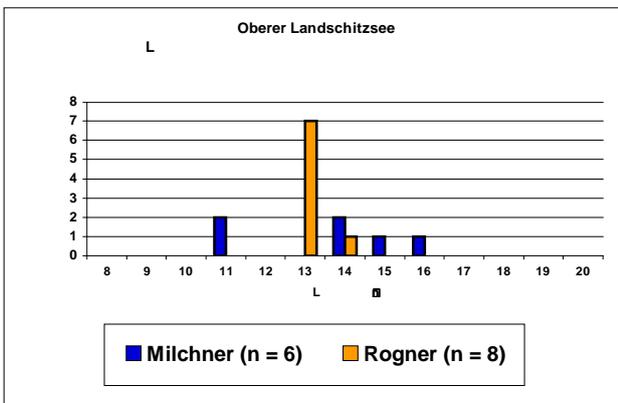
Abb. 19: Netzsetzen am Oberen Landschitzsee (Foto: WENGER)



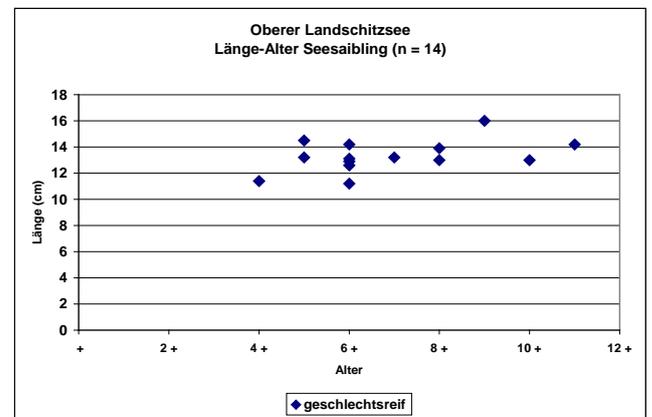
Diag. 1: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Oberer Landschitzsee



Diag. 3: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge/Oberer Landschitzsee



Diag. 2: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Oberer Landschitzsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht



Diag. 4: Länge-Alter der Seesaiblinge/Oberer Landschitzsee

### 4.3 Mittlerer Landschitzsee

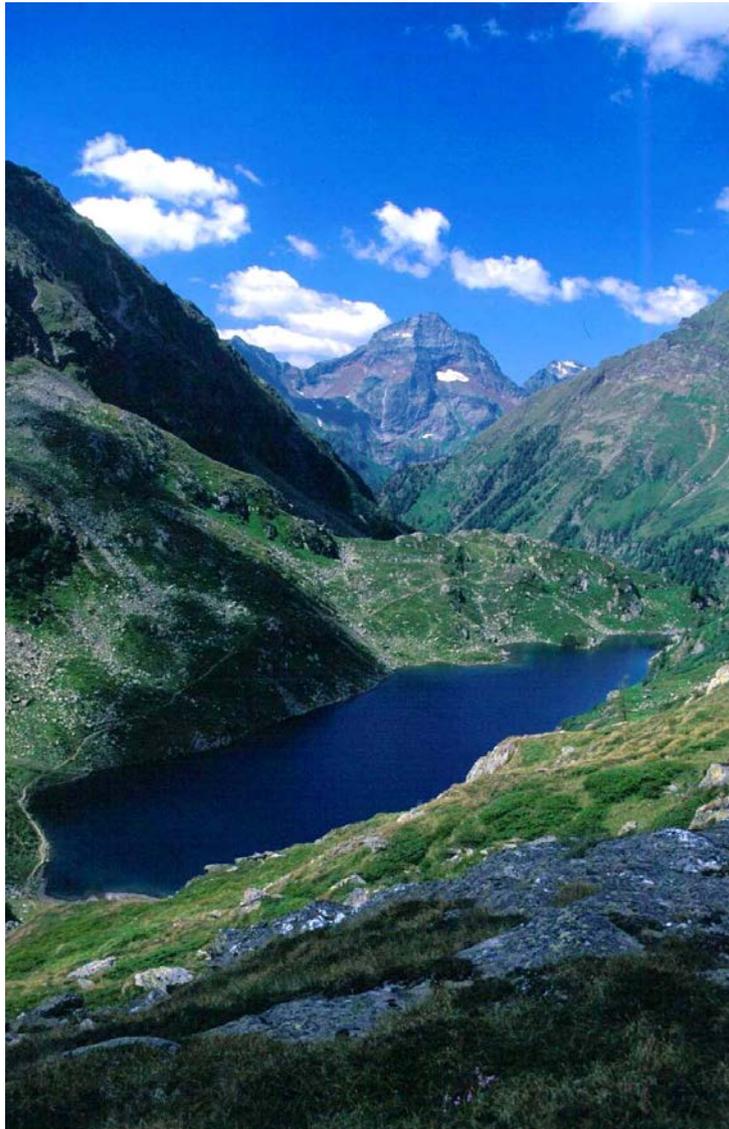


Abb. 20: Mittlerer Landschitzsee (Foto: HAUER)

Tab. 3: Zusammenfassung der wichtigsten Informationen am Beprobungstag

Allgemeines	
Datum der Befischung	23.7.-24.7.2001
Seehöhe	1937 m
Fläche	6,5 ha
Wetterlage am Beprobungstag	heiter
Wassertemperatur	7,4 °C - 8,8 °C
Wasserstand	mittel
Lufttemperatur	11 °C
Wind	Windstärke 3 aus O
Netze	3 Multimaschennetze 1 Riedlingsnetz
Netzexpositionszeit	14 Stunden (19:30 bis 9:30)
Nachgewiesene Fischarten	Seesaibling

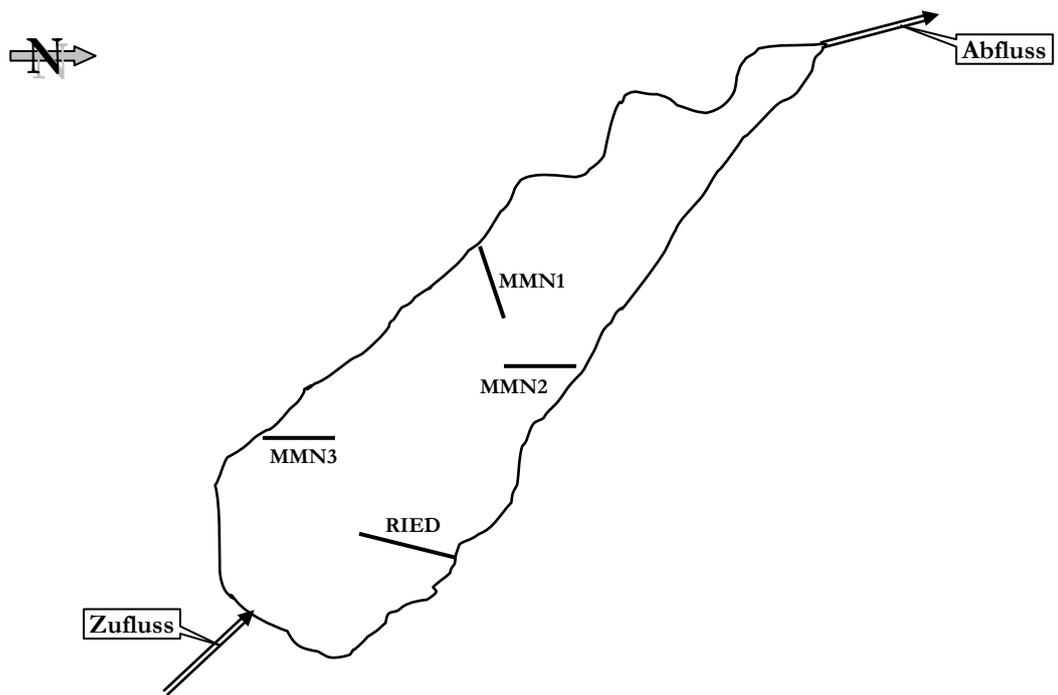
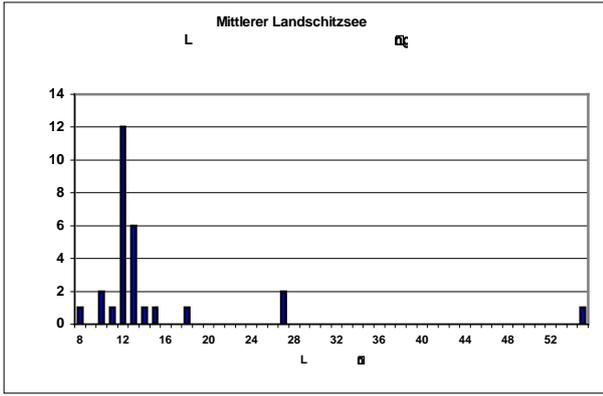


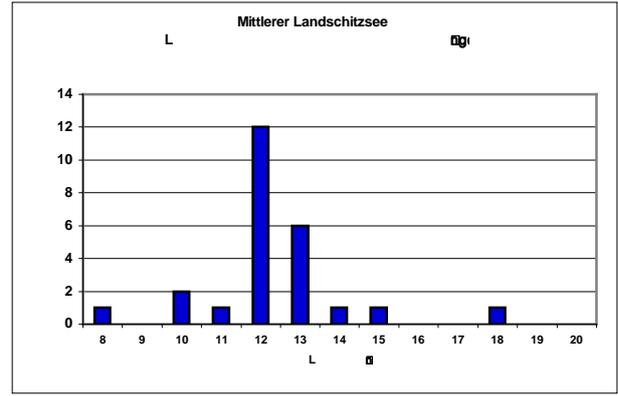
Abb. 21: Schematische Darstellung des Mittleren Landsitzsees/Befischungsstellen



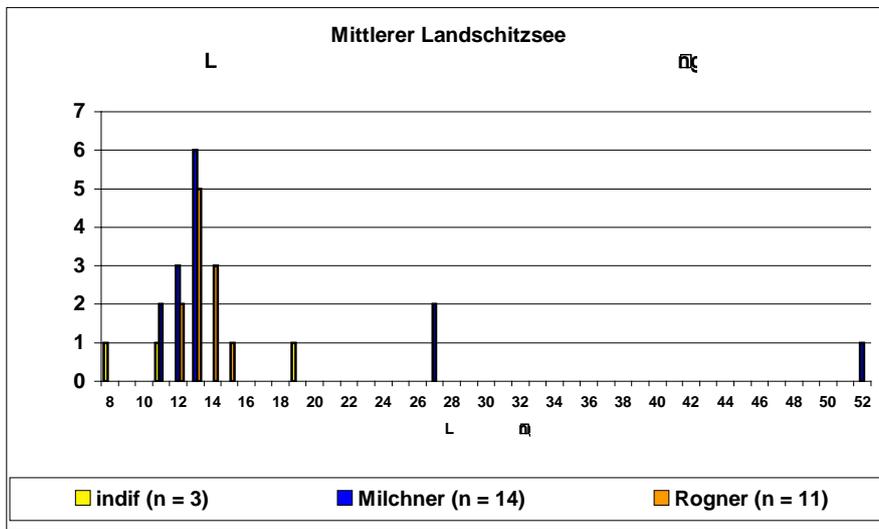
Abb. 22: Alle gefangenen Fische vom Mittleren Landsitzsee (Foto: JÄGER)



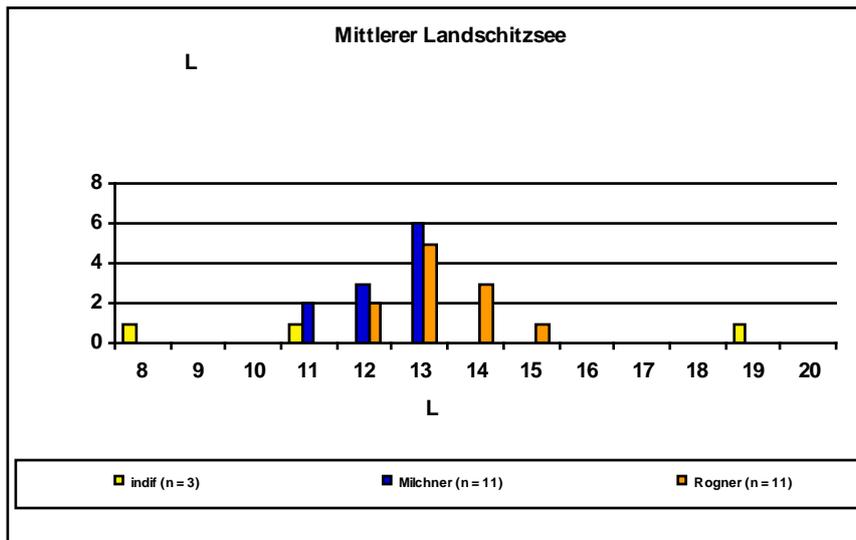
Diag. 5: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Mittlerer Landschitzsee



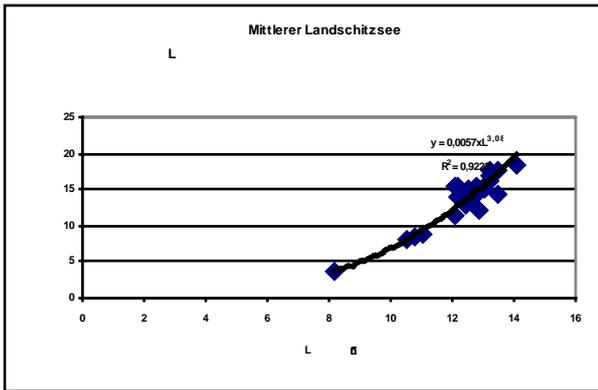
Diag. 6: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm (< 20 cm)/Mittlerer Landschitzsee



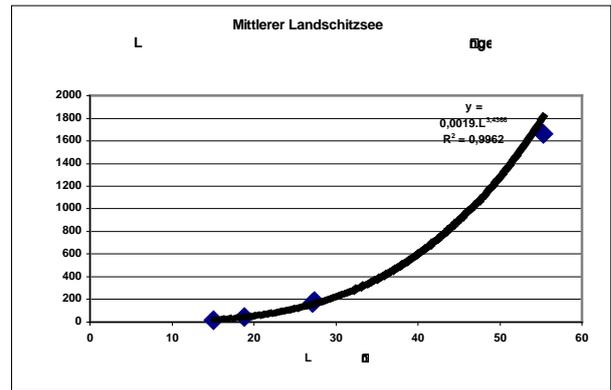
Diag. 7: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Mittlerer Landschitzsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht



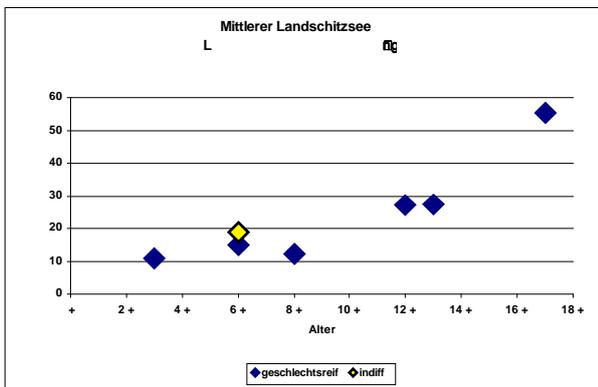
Diag. 8: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm (< 20 cm)/Mittlerer Landschitzsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht



Diag. 9: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge (< 20 cm)/Mittlerer Landsitzsee



Diag. 10: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge (> 15 cm)/Mittlerer Landsitzsee



Diag. 11: Länge-Alter der Seesaiblinge/Mittlerer Landsitzsee



Abb. 23: Wildfangsaibling aus dem Mittleren Landsitzsee (Foto: JÄGER)

#### 4.4 Unterer Landschitzsee



Abb. 24: Unterer Landschitzsee (Foto: HAUER)

Tab. 4: Zusammenfassung der wichtigsten Informationen am Beprobungstag

Allgemeines	
Datum der Befischung	24.7.-25.7.2001
Seehöhe	1778 m
Fläche	11,19 ha
Wetterlage am Beprobungstag	bewölkt
Wassertemperatur	9,2 °C - 10,9 °C
Wasserstand	mittel
Lufttemperatur	11 °C
Wind	Windstärke 3 aus N
Netze	3 Multimaschennetze 1 Riedlingsnetz
Netzexpositionszeit	17, 5 Stunden (17:00 bis 10:30)
Nachgewiesene Fischarten	Seesaibling, Bachforelle, Elritze, Koppe

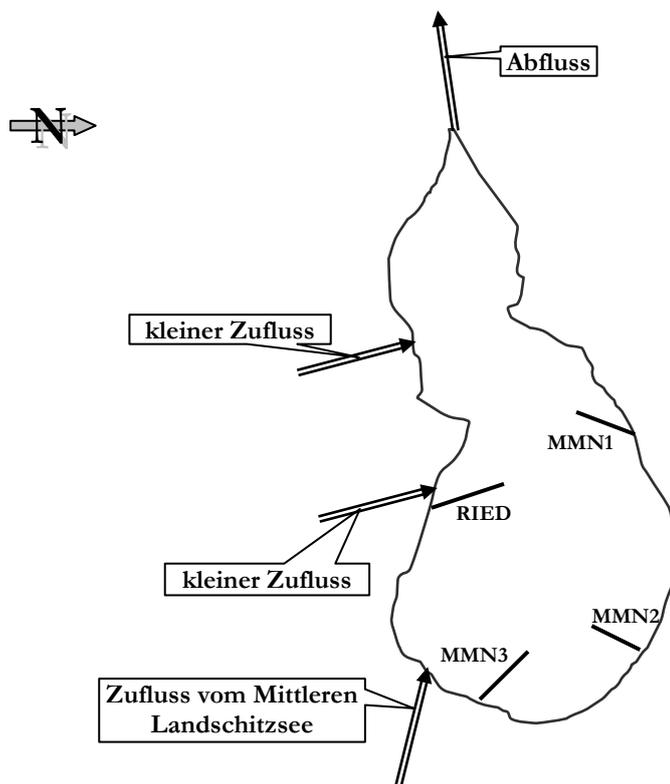
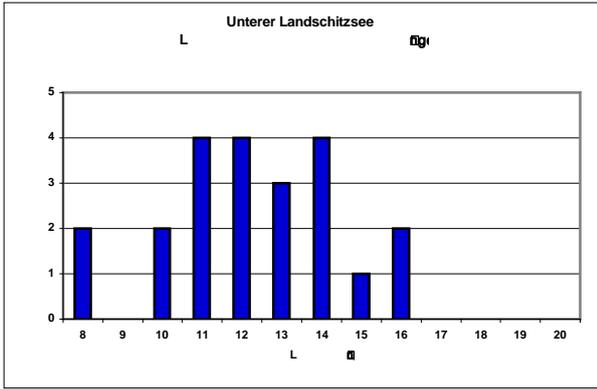


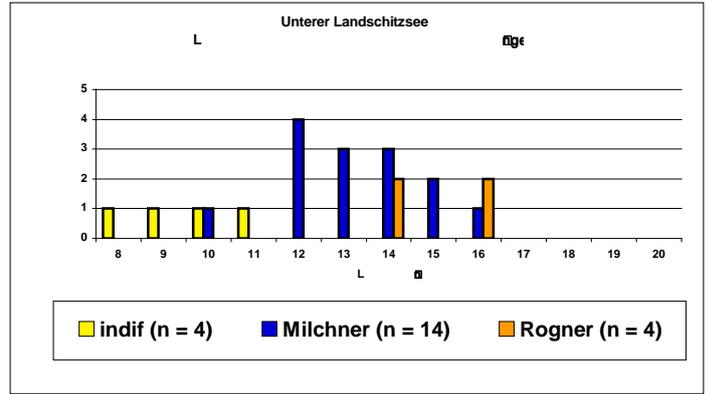
Abb. 25: Schematische Darstellung des Unteren Landschitzsees/Befischungsstellen



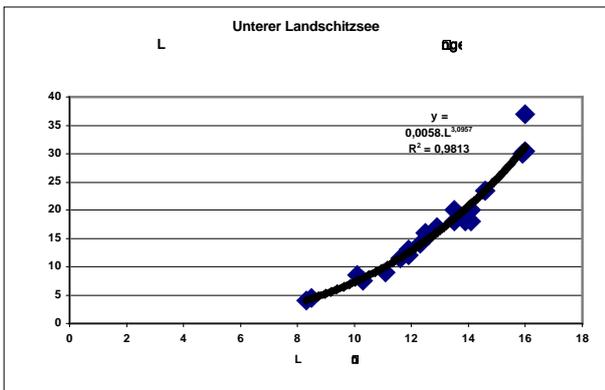
Abb. 26: Aufarbeiten der Fische bei der Bacheralm (Foto: REIF)



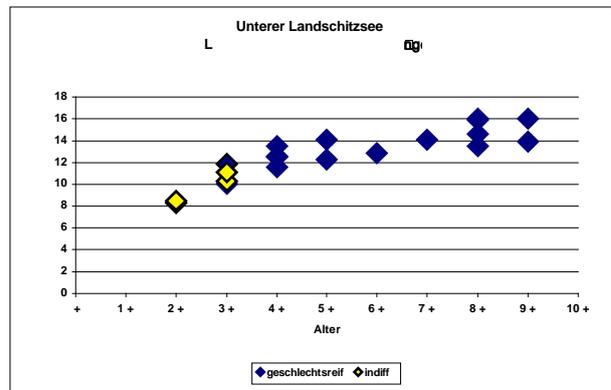
Diag. 12: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Unterer Landschitzsee



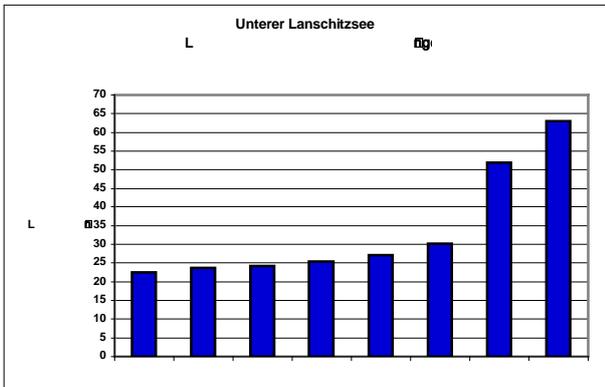
Diag. 13: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Unterer Landschitzsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht



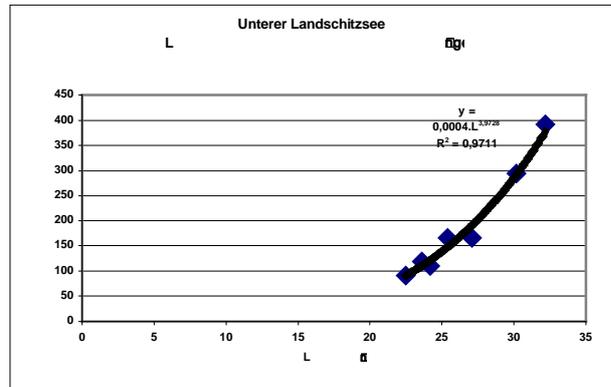
Diag. 14: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge/Unterer Landschitzsee



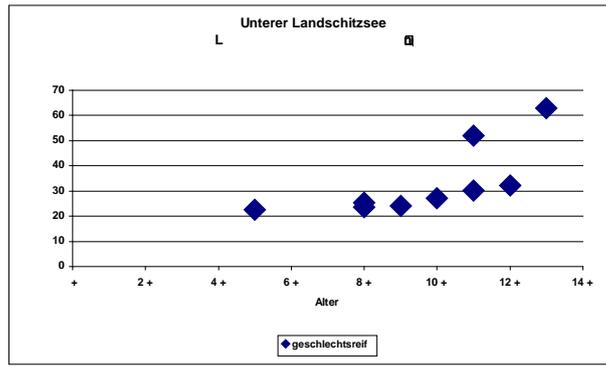
Diag. 15: Länge-Alter der Seesaiblinge/Unterer Landschitzsee



Diag. 16: Längenverteilung der Bachforellen/Unterer Landschitzsee



Diag. 17: Längen-Gewichtsrelation der Bachforellen/Unterer Landschitzsee



Diag. 18: Länge-Alter der Bachforellen/Unterer Landschitzsee



Abb. 27: Netzaufnahmen bei der Bacheralm (Foto: WENGER)

## 4.5 Tappenkarsee



Abb. 28: Tappenkarsee (Foto: JÄGER)

Tab. 5: Zusammenfassung der wichtigsten Informationen am Beprobungstag

Allgemeines	
Datum der Befischung	27.8.-28.8.2001
Seehöhe	1762 m
Fläche	23,8 ha
Wetterlage am Beprobungstag	bewölkt
Wassertemperatur	3,3 °C - 15,8 °C
Wasserstand	mittel
Lufttemperatur	19,1 °C
Wind	Windstärke 2 aus N
Netze	8 Multimaschennetze 1 Riedlingsnetz
Netzexpositionszeit	19 Stunden (15:00 bis 10:00)
Nachgewiesene Fischarten	Seesaibling, Elritze

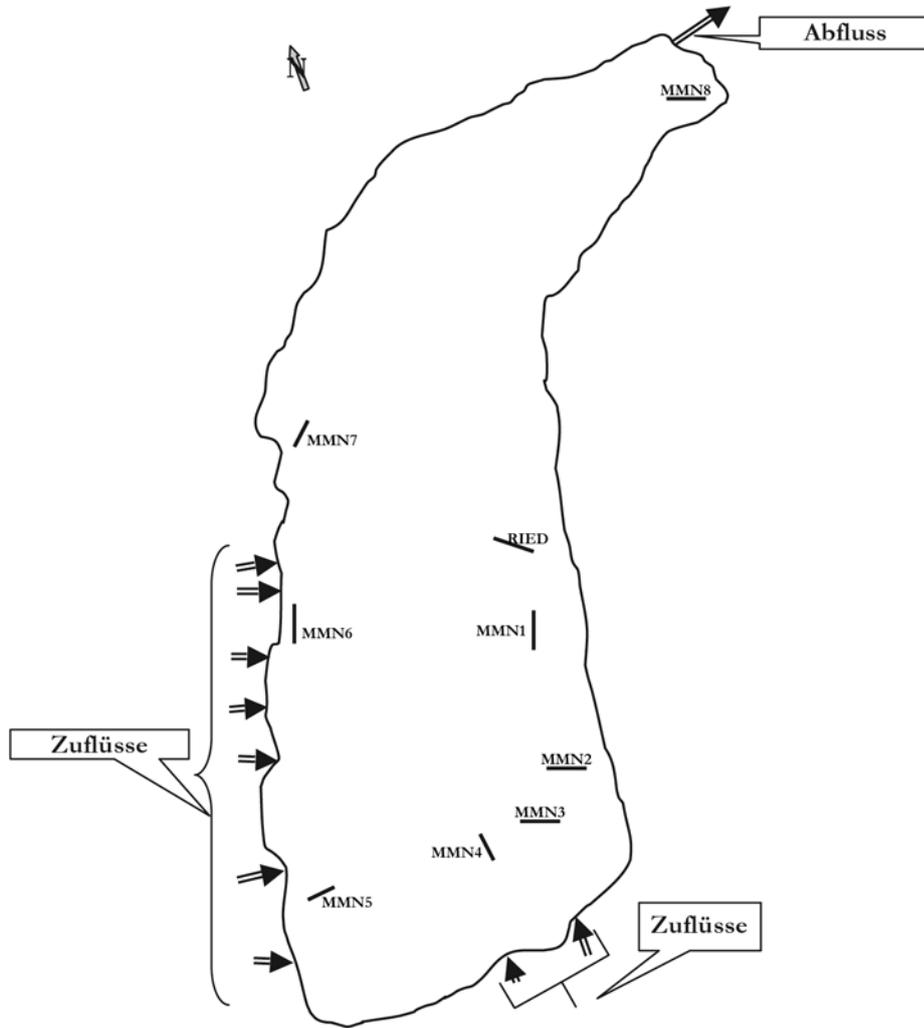
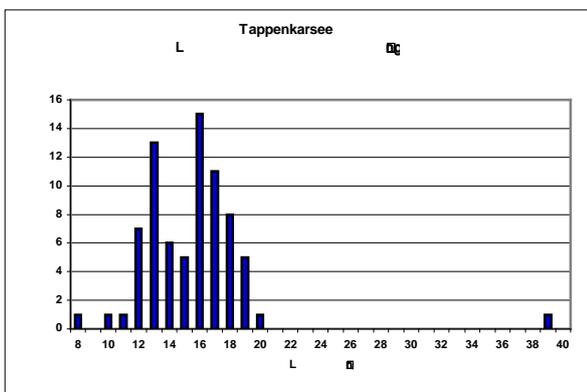
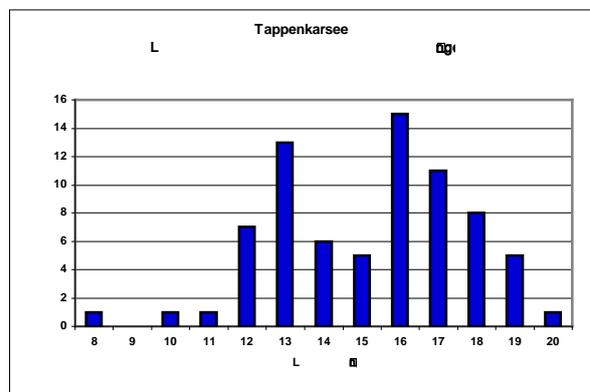


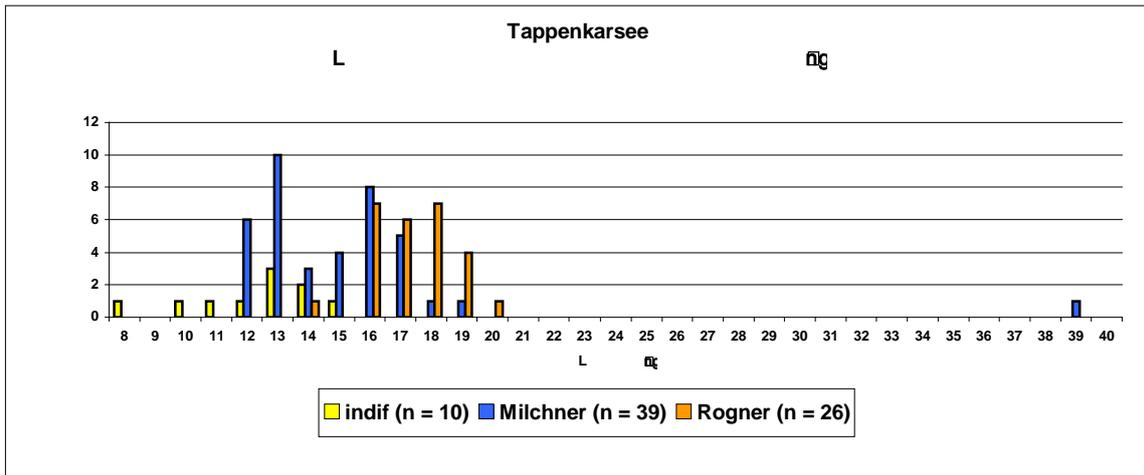
Abb. 29: Schematische Darstellung des Tappenkarsees/Befischungsstellen



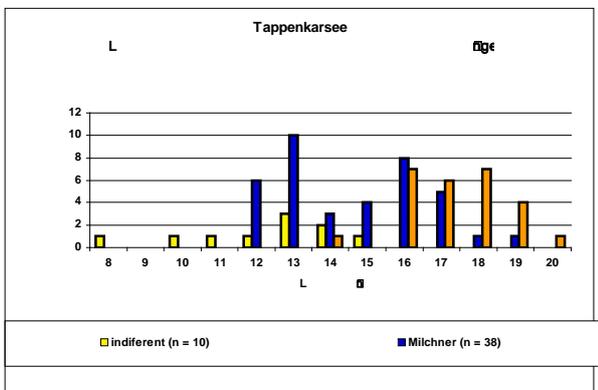
Diag. 19: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Tappenkarsee



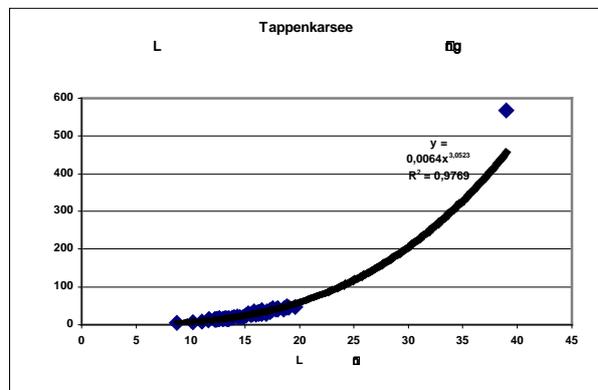
Diag. 20: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm (< 20 cm)/Tappenkarsee



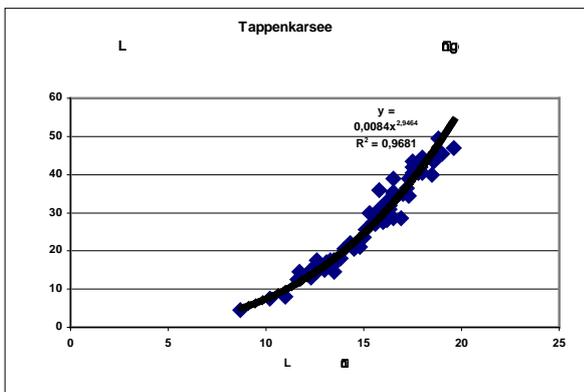
Diag. 21: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Tappenkarsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht



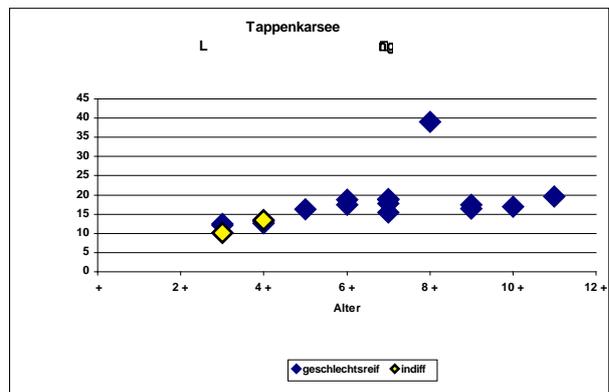
Diag. 22: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm (< 20 cm)/Tappenkarsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht



Diag. 23: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge/Tappenkarsee



Diag. 24: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge (< 20 cm) /Tappenkarsee



Diag. 25: Länge-Alter der Seesaiblinge/Tappenkarsee



Abb. 30: Altersbestimmung über Bildschirm (Foto: ZICK)

## 4.6 Zusammenfassende Statistik

### Oberer Landschitzsee (14 Seesaiblinge)

Tab. 6: Statistik: Oberer Landschitzsee

	6 Milchner	8 Rogner	0 indiff	Gesamt
Mittlere Totallänge:	13,5	13,2		13,3
Median/Totallänge:	14,1	13,1		13,2
Min:	11,2	12,6		11,2
Max:	16,0	14,2		16,0
Kondition (K/K'):)	0,73	0,75		0,74/4,99
Mittleres Gewicht (g):	18,2	17,1		17,5
Gesamtgewicht (g):				245,5

### Unterer Landschitzsee (22 Seesaiblinge)

Tab. 8: Statistik: Unterer Landschitzsee

	14 Milch-ner	4 Rogner	4 indiff	Gesamt
Mittlere Totallänge:	13,1	14,8	9,6	12,7
Median/Totallänge:	12,8	14,9	9,4	12,8
Min :	10,1	13,5	8,3	8,3
Max :	16,0	16,0	11,1	16,0
Kondition (K/K'):)	0,76	0,76	0,69	0,75/0,58
Mittleres Gewicht (g):	13,2	18,0	13,9	16,9
Gesamtgewicht (g):				371,0

### Mittlerer Landschitzsee (28 Seesaiblinge)

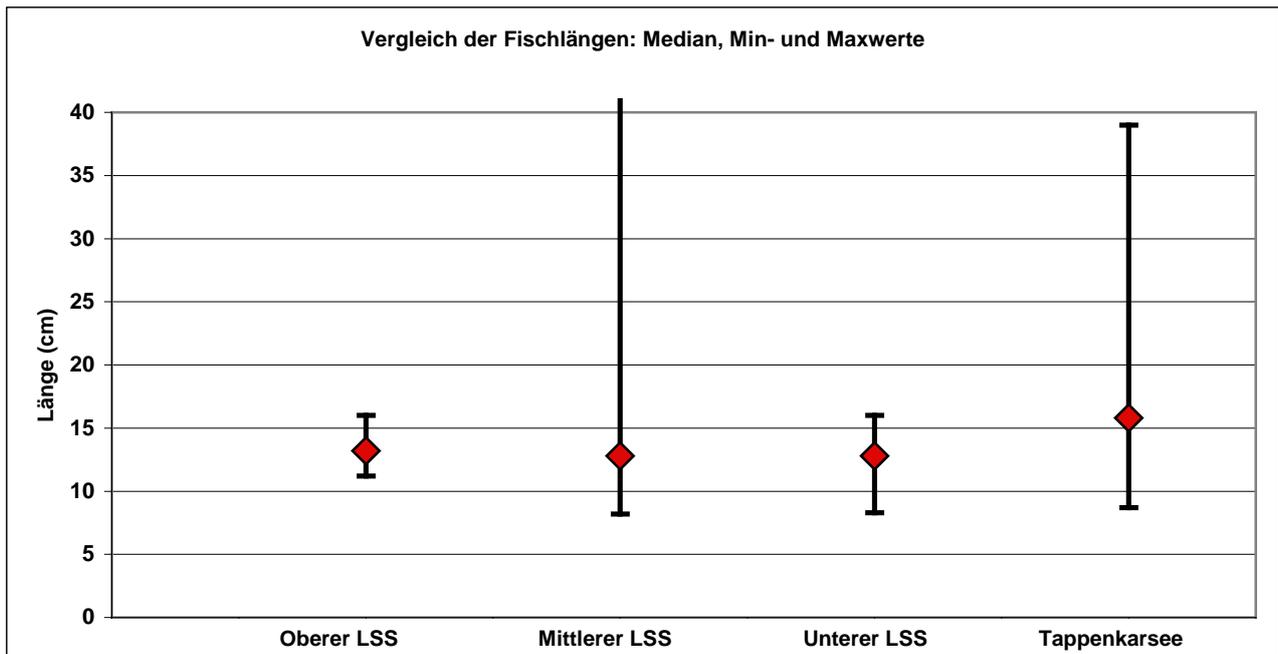
Tab. 7: Statistik: Mittlerer Landschitzsee

	14 Milch-ner	11 Rogner	3 indiff	Gesamt
Mittlere Totallänge:	17,5	13,2	12,7	15,3
Median/Totallänge:	12,6	13,2	11,0	12,8
Min:	10,5	12,1	8,2	8,2
Max:	55,3	15,0	18,8	55,3
Kondition (K/K'):)	0,77	0,67	0,67	0,72/0,82
Mittleres Gewicht (g):	154,5	15,3	19,7	85,4
Gesamtgewicht (g):				2390,5

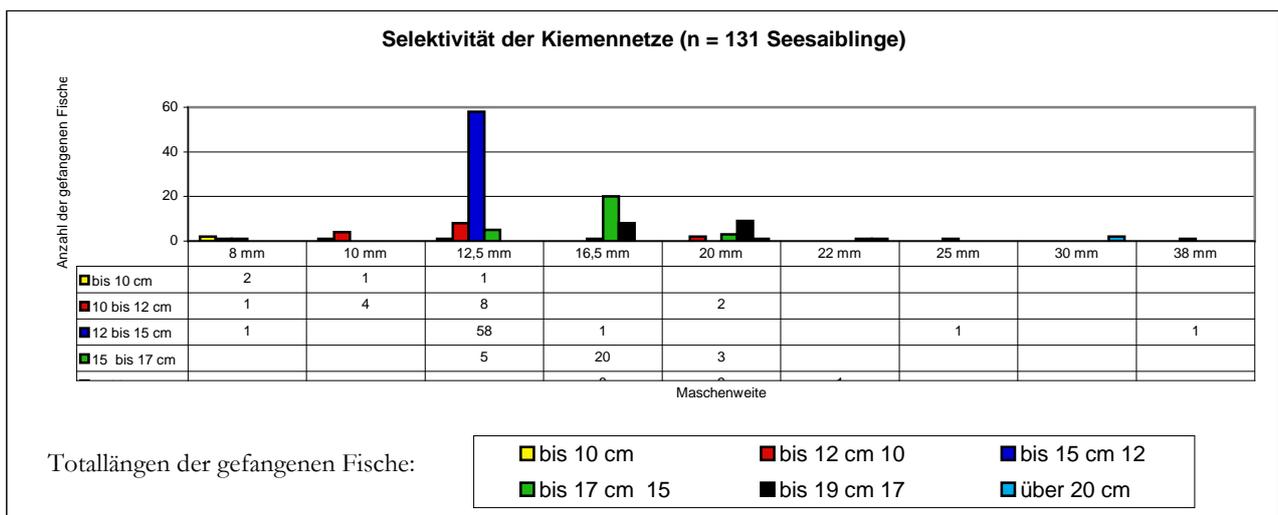
### Tappenkarsee (75 Seesaiblinge)

Tab. 9: Statistik: Tappenkarsee

	39 Milch-ner	26 Rogner	10 indiff	Gesamt
Mittlere Totallänge:	15,1	17,1	12,3	15,4
Median/Totallänge:	14,5	17,1	13,1	15,8
Min:	11,7	13,5	8,7	8,7
Max:	39,0	19,6	15,1	39,0
Kondition (K/K'):)	0,75	0,74	0,69	0,74/0,84
Mittleres Gewicht (g):	37,6	37,0	13,9	34,2
Gesamtgewicht (g):				2566,0



Diag. 26: Totallängen der Seesaiblinge aller vier untersuchten Bergseen



Diag. 27: Selektivität der Kiemennetze

ANOVA: Einfaktorielle Varianzanalyse der Totallängen (alle untersuchten Gewässer)  
(nach einer durchgeführten Stichprobenziehung: n = 100)

Tab. 10: ANOVA der Totallängen (alle untersuchten Gewässer)

Gruppen	Anzahl	Summe	Mittelwert	Varianz
Oberer Landschitzsee	100	1337,2	13,372	1,2113
Mittlerer Landschitzsee	100	1480,0	14,800	66,109
Unterer Landschitzsee	100	1282,7	12,827	4,3711
Tappenkarsee	100	1538,9	15,389	4,6955

Streuungsursache	Quadratsummen (SS)	Freiheitsgrade (df)	Mittlere Quadratsumme (MS)	Prüfgröße (F)	P-Wert	kritischer F-Wert
Unterschiede zwischen den Gruppen	430,2	3	143,400	7,5091	7E-05	2,6274
Innerhalb der Gruppen	7562,4	396	19,097			
Gesamt	7992,6	399				

ANOVA: Einfaktorielle Varianzanalyse der Totallängen (3 Landschitzseen)  
(nach einer durchgeführten Stichprobenziehung; n = 100)

Tab. 11: ANOVA der Totallängen (3 Landschitzseen)

Gruppen	Anzahl	Summe	Mittelwert	Varianz
Oberer Landschitzsee	100	1337,2	13,372	1,2113
Mittlerer Landschitzsee	100	1480,0	14,800	66,109
Unterer Landschitzsee	100	1282,7	12,827	4,3711

Streuungsursache	Quadratsummen (SS)	Freiheitsgrade (df)	Mittlere Quadratsumme (MS)	Prüfgröße (F)	P-Wert	kritischer F-Wert
Unterschiede zwischen den Gruppen	207,631267	2	103,815633	4,34424075	0,01381625	3,02615888
Innerhalb der Gruppen	7097,4987	297	23,8973020			
Gesamt	7305,12997	299				

## 5 Diskussion

### 5.1 Der Seesaibling (*Salvelinus alpinus* L.)

Nach der letzten Eiszeit bildete der zirkumpolar verbreitete, kaltstenotheime Wandersaibling (*Salvelinus alpinus*) in verschiedenen Binnengewässern stationäre Seesaiblingspopulationen aus. Ursprünglich war die Alpennordseite in Europa die südliche Verbreitungsgrenze, durch Besatzmaßnahmen wurde der Seesaibling aber auch in Oberitalienischen und Kärntner Seen eingebürgert (DOLJAN 1920, RUHLÉ 1977).

Der Alpine Seesaibling, *Salvelinus alpinus salvelinus* (L.), ist wohl eine der schönsten Fischarten unserer Gewässer. Wirtschaftlich gesehen zählt der Saibling zu den wichtigsten heimischen Arten. Anthropogene Eingriffe wie Eutrophierung, Zerstörung von Uferstrukturen und Laichregionen, intensive Befischung, usw. führten jedoch vielerorts zu starken Bestandseinbußen. Trotz der Bemühungen zur Erhaltung der Seesaiblinge sind die Bestände in vielen Gewässern weiterhin rückläufig (JAGSCH 1987).

Saiblinge sind bereits seit langem Forschungsobjekt der Fischereibiologie (DÖRFEL 1974). Die Aufspaltung in zahllose Lokalformen bereitet bei der taxonomischen Einteilung jedoch immer noch große Schwierigkeiten (BEHNKE 1980). Unterschiedliche Saiblingsformen treten nicht nur in verschiedenen Gebieten auf, sondern auch innerhalb eines einzigen Gewässers. Besonders in großen, tiefen Seen können verschiedene Teilpopulationen mit unterschiedlicher Größe, Farbe, Tiefenverteilung, Laichzeit und -verhalten leben (JOHNSON 1980).

Ursprünglich wies jeder Saiblingssee mindestens eine eigene gewässerspezifische Ausbildungsform auf. Im Sinne des Artenschutzes sollte also nicht nur die Art als solche, sondern auch die Formenvielfalt erhalten werden (JAGSCH 1990). Aber gerade diese Formenvielfalt wurde und wird durch Verfrachten von Besatzmaterial gefährdet.

Die unterschiedlichen Erscheinungsbilder der variablen Art „Seesaibling“ haben zahlreiche Autoren beschäftigt (DOLJAN 1920, HAEMPEL 1924, NERESHEIMER 1941, STEINMANN 1942, REISINGER 1953, BRENNER 1980, NORDENG 1983). Die Einteilung der verschiedenen Saiblingsformen entwickelte sich zum „Saiblingsproblem“. In mitteleuropäischen Seen kann man nach DOLJAN (1920) häufig vier Grundtypen unterscheiden:

**Normalsaibling:** pelagisch lebender Planktonfresser oder benthivorer Bodenfisch

**Wildfangsaibling:** Räuber größerer Tiefen, 1-10 kg schwer

**Schwarzreuter:** Kümmerform des Normalsaiblings, frisst hauptsächlich Anflugnahrung und Benthos (Hochgebirgsseen)

**Tiefseesaibling:** An das Leben in großen Tiefen angepasst, möglicherweise eine Hungerform (NERESHEIMER, 1941), der Tiefseesaibling im Bodensee wird von BEHNKE (1980) als eigene Art, *Salvelinus profundus*, beschrieben. Die Rasseneinteilung von DOLJAN (1920) löste zahlreiche Diskussionen aus. Viele Autoren betonen die Eigenständigkeit der einzelnen Formen oder Unterarten und begründen dies mit genetischer Differenzierung (HAEMPEL 1924, NERESHEIMER 1941). Andere sind wiederum der Ansicht, dass die in den Alpenseen vorkommenden Saiblingsformen Standortmodifikationen eines genotypisch recht einheitlichen Bestandes darstellen. Dem nach würden vor allem die Umwelteinflüsse die Wüchsigkeit des Saiblings bestimmen (STEINMANN 1942, STEINBÖCK 1950b, REISINGER 1953, RUHLÉ 1989).

Zahlreiche Umsetzungsversuche von Seesaiblingen aus Nährstoffarmen in nährstoffreichere Gewässer und umgekehrt sowie die Aufzucht verschiedener „Saiblingsformen“ unter gleichen Umweltbedingungen haben gezeigt,

dass sich alle „Formen“ durch Standortwechsel ineinander überführen lassen (REISINGER 1953). STEINBÖCK (1949 a, b) berichtet zum Beispiel von einem Versuchsfisch aus dem Schwarzsee/Sölden (2792 m) mit 15,0 cm Länge, welcher gut gefüttert in 6 Monaten um 5 cm gewachsen war. Kleinwüchsige Formen können auch großwüchsige Tiere in ihrer Nachkommenschaft haben und umgekehrt (NORDENG 1983, HINDAR & JONSSON 1993). Daher hätte das „Saiblingsproblem“ eigentlich schon lange als gelöst betrachtet werden müssen (HONSIG-ERLENBURG 1980). Die vier „Saiblingsformen“ sind Ökophänotypen, die Variationen sind also nicht genetisch fixiert, sondern hängen von den jeweiligen Entwicklungsbedingungen ab.

Trotzdem ist bis heute der Grund für die Entstehung dieser verschiedenen Formen umstritten. Neben den Umweltbedingungen könnten möglicherweise zusätzlich genetische Veränderungen zum unterschiedlichen Wuchs führen. (SVEDÄNG 1990, SKÚLASON et al. 1993).

## 5.2 Fischbestand der untersuchten Gewässer

Wahrscheinlich wurden auch die in der vorliegenden Studie untersuchten Landschitzseen bereits im Mittelalter mit Seesaiblingen aus dem Salzkammergut besetzt (HONSIG-ERLENBURG 1980). Im Tappenkarsee liegt die Zeit des Erstbesatzes mit Sicherheit schon sehr weit zurück. Die kleinwüchsigen Saiblinge waren nämlich bereits bei den Salzburger Erzbischöfen im 16./17. Jahrhundert ausgesprochen beliebt und der Tappenkarsee war neben Fuschel-, Hinter- und Kleinarsee (=Jägersee) sogar ein „Hofküchensee“ (FREUDLSPERGER 1915).

In Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898 (JÄGER, SCHILLINGER 1988) werden für die 4 untersuchten Gewässer folgende Arten angegeben:

**Landschitzseen:** Saibling, Seeforelle

**Tappenkarsee:** Bachforelle, Saibling, Koppe

In der vorliegenden Untersuchung konnten jedoch nicht dieselben Arten nachgewiesen werden.

### 5.2.1 Landschitzseen

In den beiden oberen **Landschitzseen** wurden lediglich Saiblinge gefangen, im unteren Landschitzsee gingen zusätzlich Bachforellen (jedoch keine Seeforellen!) in die Netze. Im Unteren Landschitzsee findet man neben den Salmoniden auch Koppen und Elritzen.

PESTA (1929) gesteht Koppen und Elritzen ein natürliches Vorkommen in Hochgebirgsseen zu, doch sind wahrscheinlich auch diese großteils durch den Menschen dort hin gelangt (STEINBÖCK 1949a). So wurden sie zum Beispiel als Futterfische für die Salmoniden mitbesetzt (FREUDLSPERGER 1921, SCHABETSBERGER et al. 1996) oder kamen als lebende Köderfische in die Seen. Es scheint jedenfalls nahezu unmöglich, dass in für Salmoniden unerreichbare Gewässer, Elritzen und Koppen auf natürlichem Weg gelangen konnten.

An den Landschitzseen wurden bereits mehrere Untersuchungen in Bezug auf die kleinen Schwarzreuter durchgeführt:

HONSIG-ERLENBURG (1980) bearbeitete in seiner Dissertation insgesamt 3 Schwarzreuter aus dem Mittleren Landschitzsee. Die damals gemessenen Totallängen der 3 bis 4-jährigen Fische stimmen mit den aktuellen Daten gut überein. Als Nahrung diente den Saiblingen 1980 in erster Linie Anflug, aber auch Chironomidenlarven und Mollusken. DOJAN (1920) und NERESHEIMER (1941) besuchten ebenfalls die Landschitzseen und beobachteten das Anflugfressen der Fische. Da der Magen-Darmtrakt zur Parasitenuntersuchung an Dr. KONECNY ging, wurden in der vorliegenden Studie keine speziellen Mageninhaltsanalysen durchgeführt. Beim Entnehmen des Magen-Darmtraktes vielen aber trotzdem zahlreiche Anfluginsekten und Pisidien auf.

HAEMPEL (1924) gibt das Vermessen von Landschitzsee Fischen an, bedauerlicherweise befinden sich dann jedoch keine Angaben über die Ergebnisse in seiner Arbeit.

### Oberer Landschitzsee

Auf Grund des Zeitdruckes wurden im Oberen Landschitzsee die Netze lediglich für 4 Stunden ausgebracht. 9 Saiblinge gingen dabei in die Kiemennetze und 5 Fische konnten zusätzlich mit der Angel gefangen werden (Abb. 8). Die Mittlere Länge von nur 13,3 cm zeigt deutlich die Kleinwüchsigkeit der Schwarzreuter in 2060 m Seehöhe. Die Längen-Gewichtsrelation ist nicht sehr stark ausgebildet ( $R^2 = 0,89$ ). Der Gleichungs-Exponent ( $b = 2,3$ ) weist auf ein stark allometrisches Wachstum hin. (Die Stichprobenanzahl liegt mit  $n = 14$  jedoch sehr nieder). Es ist kaum ein typischer Jahreszuwachs zu erkennen. Trotz der geringen Größe erreichten die Fische ein Alter zwischen 4 und 11 Jahren und waren alle geschlechtsreif. Obwohl in der vorliegenden Untersuchung nur Schwarzreuter gefangen wurden, leben im Oberen Landschitzsee auch über 50 cm große Wildfangsaiblinge. Im Gästebuch der Bacheralm ist ein Rekordfang dokumentiert. Herr ROTTENSTEINER T. angelte am 29. Juli 1979 einen 52 cm langen und 1,7 kg schweren Seesaibling!

### Mittlerer Landschitzsee

Bei einer Expositionszeit von 14 Stunden gingen insgesamt 28 Seesaiblinge in die Netze. Besonders fängig zeigte sich dabei das Multimaschennetz 1 (MMN1), welches am Westufer etwas seichter (ca. 6-12 m) gesetzt war. Im Riedlingsnetz konnte ein wunderschöner Wildfangsaiblingsmilchner (55,3 cm Länge/1,6 kg) gefangen werden. Die allgemeinen Durchschnittsgrößen liegen jedoch auch im Mittleren Landschitzsee um 13 cm. Die Längen-Gewichtsrelation der Saiblinge  $< 15$  cm gibt ein nahezu allometrisches Wachstum an ( $b = 3,1$ ). Durch die Nahrungsumstellung der Wildfangsaiblinge auf Fischnahrung kommt es zu einer wesentlich schnelleren Gewichtszunahme bei größeren Tieren ( $b = 3,4$ ). Man sieht bei den Schwarzreutern wieder kaum einen jährlichen Längenzuwachs, erst die Wildfangsaiblinge nehmen merklich an Größe zu. An sieben Fischen wurde das Alter zwischen 3 und 17 Jahren bestimmt. Drei Saiblinge waren noch nicht geschlechtsreif. Auffällig dabei ist ein indifferenter Fisch mit 19 cm Totallänge.

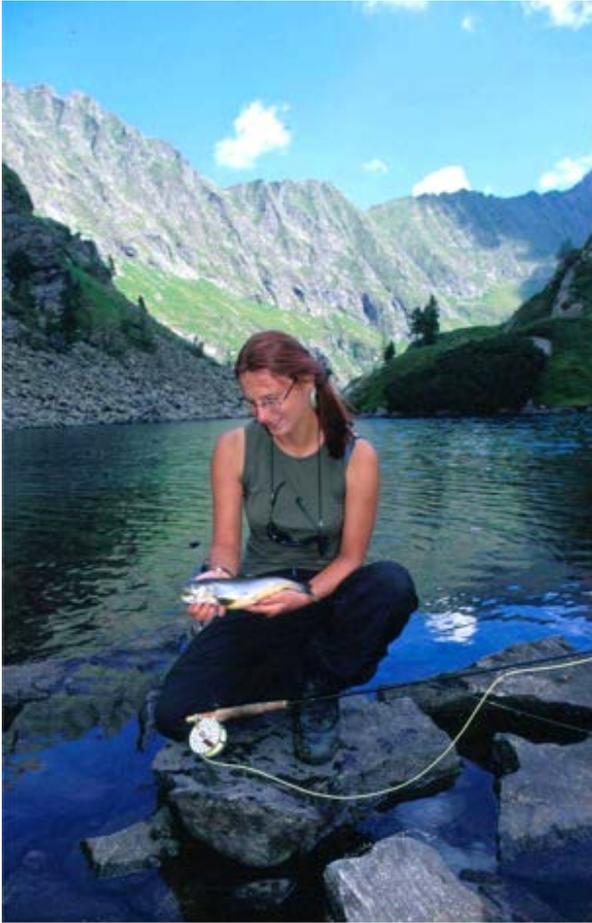


Abb. 31: Seesaibling aus dem Mittleren Landschitzsee (Foto: HAUER)

### Unterer Landschitzsee

Bei 17,5 Stunden Netzexpositionszeit konnten im Unteren Landschitzsee insgesamt 29 Fische gefangen werden. Neben den 22 Seesaiblingen gingen auch 7 Bachforellen in die Netze. Elritzen und Koppen waren nicht in den Netzfängen, wurden jedoch zusätzlich beobachtet. Die Mittlere Länge der Saiblinge ist 12,8 cm. Wie man aus der Längen-Gewichtsrelation sieht, liegt ein nahezu allometrisches Wachstum vor ( $b = 3,1$ ) und auch die Korrelation ist gut ausgeprägt ( $R^2 = 0,98$ ). Im Unteren Landschitzsee konnten die jüngsten Fische gefangen werden, 2 bis 9 Jahre ergab die Altersbestimmung. Vier Saiblinge waren noch nicht geschlechtsreif.

Alle Bachforellen zeigten einen sehr guten Ernährungszustand. Die Längen-Gewichtrelation gibt ein ausgesprochen gutes Wachstum ( $b = 3,9$ ) bei guter Korrelation ( $R^2 = 0,97$ ) an. (Mit  $n = 7$  liegt jedoch der Stichprobenumfang sehr nieder). Diese Fische waren zwischen 5 und 12 Jahre alt.

Bei den Bachforellen konnten zusätzlich 2 mit der Angel erbeutete Fische untersucht werden. Ein Landschitzseefischer fing am Untersuchungstag einen Milchner mit 63 cm Totallänge (Abb. 7) direkt im See und JÄGER P. konnte in einem Gumpen etwas unterhalb des Sees einen Milchner mit 52 cm Totallänge (Abb. 9) angeln. Die Altersbestimmung ergab 13 bzw. 11 Jahre für diese wun-

derschönen Bachforellen. Das Länge-Alter-Diagramm zeigt die für dieses Gewässer eher ungewöhnliche Größe dieser beiden Forellen.

### 5.2.2 Tappenkarsee

Im Tappenkarsee leben zahlreiche Saiblinge und Elritzen. Die in Kollmanns Fischereikarte angegebenen Koppen und Bachforellen konnten nicht nachgewiesen werden. Laut mündlicher Mitteilung eines Sportfischers (SCHALLER H.) leben in diesem Gewässer mit großer Sicherheit keine Forellen und wahrscheinlich ebenso keine Koppen. Auch der Salzburger Fischereiverband gibt für Sportfischer nur den Saibling im Tappenkarsee an (HAUPOLTER 2001). Möglicherweise wurde für die Fischereikarte 1898 der Jägersee kartiert und die dortigen Fischarten für den höher gelegenen Tappenkarsee übernommen.

Die Tappenkarsee-Saiblinge waren bei den Erzbischöfen in kulinarischer Hinsicht sehr geschätzt. Das die Schwarzreuter bei besseren Nahrungsbedingungen größer werden (vergl.: Diskussion, Der Seesaibling), wussten die Salzburger Fischmeister schon im 16./17. Jahrhundert. Auf Grund der Kleinwüchsigkeit, wurden jährlich 5000 bis 6000 Stück Schwarzreuter in den weiter unten gelegenen Kleinarlersee (Jägersee) gesetzt, um dort besser abzuwachsen. Vom Jägersee kamen dann jährlich 2000 bis 3000 Stück in den Hintersee um ihre Endgröße zu erreichen. Zahlreiche Saiblinge aus dem Hintersee wurden schließlich noch weiter in die Hellbrunner Weiher verfrachtet (FREUDLSPERGER 1915).

Diese kurze Beschreibung liefert einen guten Eindruck vom ungeahnt häufigen Fischtransport im 16./17. Jahrhundert.

Bei einer Netzexpositionszeit von 19 Stunden konnten insgesamt 75 Seesaiblinge gefangen werden. Am fängigsten zeigte sich hier das etwas seichter gesetzte Multimaschennetz 8 (MMN8) am Nord-Westende des Sees (ca. 6 m - 12 m Tiefe). Das zweigipfelige Längenfrequenzdiagramm geht mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Netzselektivität (vergl. Diag. 27) zurück. Die angrenzenden Maschenweiten 12,5 mm und 16,5 mm liegen relativ weit auseinander, möglicherweise sind daher Fische mit ca. 15 cm Totallänge etwas unterrepräsentiert.

Die Mittlere Totallänge der Saiblinge liegt bei 15,3 cm. HAEMPEL (1924) beschreibt für den „Toppenkarsee“ 3-jährige Schwarzreuter mit einer Länge von 13,5 cm, dies stimmt genau mit den Beobachtungen aus der vorliegenden Studie überein. Die Längen-Gewichtsrelation der Fische  $< 20$  cm zeigt ein nahezu allometrisches Wachstum ( $b = 2,9$ ) bei relativ guter Korrelation ( $R^2 = 0,97$ ). Von 19 Fischen wurde das Alter zwischen 3 und 11 Jahre bestimmt. Von allen gefangenen Fischen, waren insgesamt 10 noch nicht geschlechtsreif.

### 5.2.3 Allgemeine Beurteilung, Totallänge, Alter, Geschlechtsraife, Laichreife

#### Totallänge

Nach dem Besatz von Hochgebirgsseen mit Seesaiblingen bilden sich meist zahlenmäßig starke Populationen aus, deren Individuen aber klein bleiben. Die Gründe für die starke Vermehrung sieht PECHLANER (1983, 1984b) in den günstigen Ernährungsbedingungen

beim Einsatz in fischlose Seen, die günstigen Laichmöglichkeiten und im Fehlen natürlicher Feinde. Die starke Nahrungskonkurrenz der Saiblinge untereinander und das durch übermäßigen Fraßdruck unterdrückte Aufkommen autochthoner Nahrung führen jedoch bald zu sehr schlechten Ernährungsbedingungen und damit zu Hungerformen (PECHLANER 1983, 1984b).

Die Schwarzreuter am Tappenkarsee sind durchschnittlich um 2 cm größer als jene der Landschitzseen. Eine durchgeführte ANOVA der Totallängen belegte diesen subjektiven Eindruck der Größendifferenz. Eine weitere ANOVA für die Totallängen in den drei Landschitzseen, ergab hier keinen signifikanten Unterschied mehr.

Der Tappenkarsee liegt mit 1792 m Seehöhe zwischen Unteren (1778 m) und Mittleren Landschitzsee (1939 m), die Geologie ist jedoch völlig unterschiedlich. Das Kalkgestein im Einzugsgebiet des Tappenkarsees ermöglicht wahrscheinlich eine höhere Produktivität im See als bei den im Kristallin gelegenen Landschitzseen. Auf Grund der besseren Nahrungsverhältnisse können die Saiblinge dort auch eine größere Totallänge erreichen. Am Konditionsfaktor (0,72-0,74) sieht man jedoch keinen Unterschied zwischen den Landschitzsee- und den Tappenkarseesaiblingen.

Das für den Seesaibling gesetzlich vorgeschriebene Brittelmaß von 25 cm wird in den untersuchten Gebirgsseen nur in Ausnahmefällen erreicht.

Im Längenfrequenzdiagramm zeigt sich, dass im Allgemeinen die Rogner etwas größer sind als die Milchner. Die selben Resultate erzielten eigene Beobachtungen am Grundlsee, oder die Studien am Lunzer Seesaibling (JUNGWIRTH & KUMMER 1995). Lediglich die vereinzelt Wildfangsaiblinge sind meist Milchner.

An den Alter-Länge Diagrammen sieht man, dass die Saiblinge in den ersten Jahren verhältnismäßig gut wachsen, anschließend aber kaum noch an Größe zunehmen. Vor allem am Oberen Landschitzsee sind alle Fische trotz eines Altersunterschiedes von 8 Jahren nahezu gleich groß.

### Altersbestimmung

Die Altersbestimmung stellt eine der wichtigsten Grundlagen für fischereibiologische Untersuchungen dar. Das Alter gibt im Zusammenhang mit Längen- und Gewichtsdaten Aufschluss über die Zusammensetzung einer Population, ihre Alter beim Eintritt in die Geschlechtsreife, die Lebensdauer, Sterblichkeit, das Wachstum und die Produktion (MORALES-NIN 1992). Seit über 250 Jahren werden Methoden erarbeitet, um das Alter möglichst rasch und präzise feststellen zu können. Die erwünschte Genauigkeit hat man bisher jedoch in den wenigsten Fällen erreicht.

Die einfachste Art zur Bestimmung des Fischalters ist die „Peterson Methode“. Durch die Analyse von Größenklassen können Jahrgänge zugeordnet werden. Die Anwendung ist jedoch nur sinnvoll, wenn man eine große Anzahl von Fischen einer Population für die Untersuchung zur Verfügung hat.

Auch wenn im Tappenkarsee insgesamt 75 Saiblinge ge-

fangen wurden, eignet sich diese Methode nicht für das Hochgebirge. Die Fische zeigen hier kaum einen jährlichen Zuwachs und somit keine Altersgruppen. Das zweigipfelige Längenfrequenzdiagramm zeigt also keine Jahrgänge, sondern die Selektivität des Kiemennetzes.

Die am häufigsten angewandte Methode das Fischalter zu bestimmen ist die Alterslesung an Hand von Hartteilen. Dafür kommen bei Knochenfischen nahezu sämtliche Skeletteile und die Statolithen des Fischohres in Frage. Alle Hartteile weisen meist konzentrische Wachstumsstrukturen auf. Durch den jahreszeitlichen Wechsel der äußeren Umwelteinflüsse kommt es beim Wachstum der Fische zu erheblichen Schwankungen. In den Sommermonaten bewirken wärmeres Wasser und erhöhtes Nahrungsangebot ein schnelles Wachsen, während die Wintermonate meist einen Wachstumsstillstand bringen (SCHULZ 1977). Breite und schmale „Ringbanden“ belegen dieses schnelle und langsame Wachstum und werden als Sommer- bzw. Winterringe bezeichnet. Ein schmales und ein breites Band ergeben somit ein Jahr (STEINER 1974). Bestimmte Verhaltensweisen und äußere Einflüsse können jedoch stets zur Bildung von sogenannten „Störstrukturen“ oder „Störungen“ führen.

Saiblinge haben sehr kleine Otolithen. Die Einbettung in Araldite CY 212 Harz hat den großen Vorteil die Otolithen etwas aufzuhellen. Zudem eignen sich die beschrifteten Objektträger gut zum Archivieren und auch das Hantieren beim wiederholten Alterbestimmen ist erleichtert.

Nach mehrmaligem Durchsehen konnte das Alter am Großteil der Otolithen gut festgestellt werden. Die Jahresbanden waren an den Landschitzsee Präparaten wesentlich deutlicher zu sehen als bei jenen des Tappenkarsees. Je älter der Fisch war, desto schwieriger wurde die exakte Altersbestimmung. Der Wildfangsaibling aus dem Mittleren Landschitzsee war mit 17 Jahren der älteste Fisch. Bei den Schwarzreutern ging der älteste Fisch mit 11 Jahren und 14,2 cm Länge im Oberen Landschitzsee ins Netz.

### Geschlechtsreife

Der Eintritt in die Geschlechtsreife erfolgt normalerweise bei Milchnern durchschnittlich im 3. Jahr und bei Rognern im 3. oder 4. Jahr (JUNGWIRTH & KUMMER 1999). Im Lunzersee werden die Rogner erst im 4. bis 5. Jahr reif (JUNGWIRTH & KUMMER 1995).

Bei den Kleinwüchsigen Saiblingen dürfte die Laichreife allerdings schon früher einsetzen (STEINBÖCK 1950, PECHLANER 1968, NORDENG 1987) SVEDÅNG (1990) stellte bei schwedischen „Kleinwüchsern“ zum Beispiel bereits bei 1+/2+ Fischen die Geschlechtsreife fest.

Es wird in der Literatur häufig beschrieben, dass Zwergenwuchs offenbar Frühreife zur Folge hat. Bei ständiger Nahrungsknappheit ist das Erreichen der „Normalgröße“ für die Geschlechtsreife ausgeschlossen. Daher muss zur Erhaltung der Art schon ab einer „Minimalgröße“ jede über den Betriebsstoffwechsel hinaus verfügbare Energie zur Erlangung der Geschlechtsreife aufgewendet werden (STEINBÖCK 1950b). Ist genug Nahrung da, kann der Fisch bis zur „Normalgröße“

wachsen und erst dann in die Gonaden investieren.

Nach PECHLANER (1968) handelt es sich bei dem Zusammenhang zwischen Körpergröße und Geschlechtsreife möglicherweise doch um eine genetische Veränderung. Die Verminderung der Minimalgröße für die Erlangung der Geschlechtsreife, lässt sich ihm zufolge als eine genotypische Änderung auf Grund des Selektionsdruckes erklären. Nach dem künstlichen Besatz sonst unzugänglicher Seen setzt eine Vermehrung der Saiblinge bzw. Bachforellen ein, welche schließlich die Nahrungsproduktion dieser Gewässer überfordert. Die Übervölkerung verhindert das Erreichen einer „normalen“ Körpergröße immer mehr. Zur Fortpflanzung gelangen daher bevorzugt jene Fische, die im Rahmen der individuellen Schwankungen der Reaktionsnorm nach relativ geringem Körperwachstum bereits ihre Gonaden reifen können. Auch SVEDÄNG (1990) gibt vorhandene genetische Veränderungen für die Frühreife der Zwergwüchser an.

In den untersuchten Gebirgsseen ist keine extrem frühe Laichreife der Schwarzreuter ausgeprägt. Im Mittleren Landschitzsee war sogar ein 6-jähriger Fisch (19 cm Länge) noch unreif. Es handelt sich dabei wahrscheinlich um einen angehenden Wildfangsaibling, der zunächst alle Energie ins Wachstum steckt anstatt sie in die Gonadenreife zu investieren. Im Unteren Landschitzsee und im Tappenkarsee sind die 2-jährigen Fische noch indifferent, bei den 3-jährigen Fische beginnen sich die Milchner zu entwickeln. CAVALLI & CHAPPAZ (1996) kamen zu ähnlichem Ergebnis in den Französischen Alpen. SCHABETSBERGER et al. (1996) fanden sogar extreme Spätlaicher unter den Schwarzreutern in Salzburger Gebirgsseen. So tritt die Laichreife im Oberen Schwarzsee erst mit etwa 9 bis 10 Jahren und einer Gesamtlänge von 15 cm ein (SCHABETSBERGER et al. 1996).

Auch wenn das Alter beim Eintritt in die Geschlechts-

reife nicht ungewöhnlich war, so beeindruckte doch die Größe. Am Unteren Landschitzsee war ein Milchner mit 10,1 cm Totallänge bereits reif und auch am Tappenkarsee erreichten Fische schon mit 12 cm die Laichreife. PECHLANER (1968) gibt als Minimallänge für den Vorderen Finstertaler See 12 cm und für den Berglersee 10,8 cm an.

### **Laichreife**

Von den Seesaiblingen der großen Alpenseen ist bekannt, dass in großen Seen verschiedene Teilpopulationen mit unterschiedlichen Laichzeiten und Laichverhalten leben können (JOHNSON 1980).

In den nördlichen Gletschrandseen des Alpenvorlandes laichen die Saiblinge im Spätherbst und Anfang Winter.

Die genetischen Untersuchungen der Saiblingen der Landschitzseen hat ergeben, dass sie mit den Altausseher Saiblingen am nächsten verwandt sind (JÄGER et al. 2010).

Sämtliche gefangenen Saiblinge des Oberen Landschitzseen auf 2070m Seehöhe waren bereits im Juli laichreif.

Im Mittleren und Unteren Landschitzseen zwischen 1937 und 1778 m Seehöhe waren 90 % der der gefangenen Saiblinge im Juli laichreif.

Die Seesaiblinge des Tappenkarsees, welche in engster genetischer Verwandtschaft zu den Saiblingen des Königssees (JÄGER et al. 2010) stehen, waren im August laichreif.

Die Anpassung der Laichzeiten der Saiblinge an das Klima im Hochgebirge mit dem frühen Winterbeginn beweist, dass die ins Hochgebirge verbrachten Saiblingspopulationen im Laufe von wenigen hundert Jahren die Anpassung an ihren neuen Lebensraum und die neuen Temperaturbedingungen vollzogen und eigene Ökophänotypen entwickelt haben.

Eine Veränderung des Gencodes ist noch nicht erfolgt.

## 6 Verzeichnisse

### Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Der Wildsee am Widdersberg (Originalzeichnung von J. KÖLDERER, Tiroler Fischereibuch, 1504; aus: NIEDERWOLFSGRUBER 1992).....	194
Abb. 2: Grundnetz (aus: KLEIN 1990) .....	195
Abb. 3: Netzsetzen vom Schlauchboot aus (Foto: WENGER) .....	196
Abb. 4: Netzausnehmen und sofortiges aufarbeiten der Fische (Foto: JÄGER).....	197
Abb. 5: Längenmessung der Schwarzreuter (Foto: JÄGER) .....	197
Abb. 6: Entnahme der Otolithen bei gespaltenem Schädeldach (Foto: REIF).....	198
Abb. 7: (oben links) Bachforelle/Unterer Landschitzsee (Foto: JÄGER)      Abb. 8: (oben rechts) Schwarzreuter/Oberer Landschitzsee (Foto: JÄGER) .....	198
Abb. 9: (unten) Bachforelle/Abfluss Unterer Landschitzsee (Foto: JÄGER).....	199
Abb. 10: (links) Archivierung der Otolithenpräparate (Foto: ZICK)      Abb. 11: (rechts) Otolithenpräparate (Foto: ZICK) .....	199
Abb. 12: (links) 11+ Seesaibling aus dem Tappenkarsee (Foto: ZICK) .....	200
Abb. 13: (rechts) 3+ Seesaibling aus dem Tappenkarsee (Foto: ZICK).....	200
Abb. 14: Lage der untersuchten Bergseen .....	201
Abb. 15: (links) Lage der Landschitzseen (Postkarte der Gemeinde Lessach).....	202
Abb. 16: (rechts) Zubereitung der geangelten Schwarzreuter (Foto: HAUER) .....	202
Abb. 17: Oberer Landschitzsee (Foto: HAUER) .....	205
Abb. 18: Schematische Darstellung des Oberen Landschitzsees/Befischungsstellen .....	206
Abb. 19: Netzsetzen am Oberen Landschitzsee (Foto: WENGER) .....	206
Abb. 20: Mittlerer Landschitzsee (Foto: HAUER).....	208
Abb. 21: Schematische Darstellung des Mittleren Landschitzsees/Befischungsstellen.....	209
Abb. 22: Alle gefangenen Fische vom Mittleren Landschitzsee (Foto: JÄGER).....	209
Abb. 23: Wildfangsaibling aus dem Mittleren Landschitzsee (Foto: JÄGER).....	211
Abb. 24: Unterer Landschitzsee (Foto: HAUER) .....	212
Abb. 25: Schematische Darstellung des Unteren Landschitzsees/Befischungsstellen .....	213
Abb. 26: Aufarbeiten der Fische bei der Bacheralm (Foto: REIF).....	213
Abb. 27: Netzaufnahmen bei der Bacheralm (Foto: WENGER) .....	215
Abb. 28: Tappenkarsee (Foto: JÄGER).....	216
Abb. 29: Schematische Darstellung des Tappenkarsees/Befischungsstellen .....	217
Abb. 30: Altersbestimmung über Bildschirm (Foto: ZICK).....	219
Abb. 31: Seesaibling aus dem Mittleren Landschitzsee (Foto: HAUER).....	223

### Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Untersuchte Bergseen im Bundesland Salzburg .....	201
Tab. 2: Zusammenfassung der wichtigsten Informationen am Beprobungstag.....	205
Tab. 3: Zusammenfassung der wichtigsten Informationen am Beprobungstag.....	208
Tab. 4: Zusammenfassung der wichtigsten Informationen am Beprobungstag.....	212
Tab. 5: Zusammenfassung der wichtigsten Informationen am Beprobungstag.....	216
Tab. 6: Statistik: Oberer Landschitzsee.....	219
Tab. 7: Statistik: Mittlerer Landschitzsee .....	219
Tab. 8: Statistik: Unterer Landschitzsee .....	219
Tab. 9: Statistik: Tappenkarsee .....	219
Tab. 10: ANOVA der Totallängen (alle untersuchten Gewässer).....	220
Tab. 11: ANOVA der Totallängen (3 Landschitzseen).....	221

### Diagrammverzeichnis

Diag. 1: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Oberer Landschitzsee .....	207
Diag. 2: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Oberer Landschitzsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht .....	207
Diag. 3: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge/Oberer Landschitzsee .....	207
Diag. 4: Länge-Alter der Seesaiblinge/Oberer Landschitzsee .....	207
Diag. 5: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Mittlerer Landschitzsee .....	210
Diag. 6: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm (< 20 cm)/Mittlerer Landschitzsee .....	210
Diag. 7: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Mittlerer Landschitzsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht.....	210
Diag. 8: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm (< 20 cm)/Mittlerer Landschitzsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht.....	210
Diag. 9: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge (< 20 cm)/Mittlerer Landschitzsee.....	211
Diag. 10: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge (> 15 cm)/Mittlerer Landschitzsee.....	211
Diag. 11: Länge-Alter der Seesaiblinge/Mittlerer Landschitzsee .....	211
Diag. 12: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Unterer Landschitzsee .....	214
Diag. 13: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Unterer Landschitzsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht .....	214

Diag. 14: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge/Unterer Landschitzsee .....	214
Diag. 15: Länge-Alter der Seesaiblinge/Unterer Landschitzsee .....	214
Diag. 16: Längenverteilung der Bachforellen/Unterer Landschitzsee .....	214
Diag. 17: Längen-Gewichtsrelation der Bachforellen/Unterer Landschitzsee .....	214
Diag. 18: Länge-Alter der Bachforellen/Unterer Landschitzsee .....	215
Diag. 19: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Tappenkarsee .....	217
Diag. 20: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm (< 20 cm)/Tappenkarsee .....	217
Diag. 21: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm/Tappenkarsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht.....	218
Diag. 22: Saiblings-Längenfrequenzdiagramm (< 20 cm)/Tappenkarsee: aufgetrennt nach dem Geschlecht.....	218
Diag. 23: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge/Tappenkarsee.....	218
Diag. 24: Längen-Gewichtsrelation der Seesaiblinge (< 20 cm) /Tappenkarsee .....	218
Diag. 25: Länge-Alter der Seesaiblinge/Tappenkarsee .....	218
Diag. 26: Totallängen der Seesaiblinge aller vier untersuchten Bergseen .....	220
Diag. 27: Selektivität der Kiemennetze .....	220

## 7 Zitierte und weiterführende Literatur

- BEHNKE R.J. (1980): A systematic review of the genus *Salvelinus*: In: Charrs (ed. E.K. BALON), Dr. W. Junk bv. Publishers, the Hague: 441 - 480
- BERGBAUER M., FREY H. (2000): Süßwasserfische richtig bestimmen. Jahrvlerlag, Hamburg. 1 - 160
- BRENNER T. (1980): The arctic charr, *Salvelinus alpinus salvelinus* in the prealpine Attersee, Austria. In: BALON E.K. (ed.) Charrs, Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, Netherlands: 765 - 772
- CAVALLI L., CHAPPAZ R. (1996): Diet, growth and reproduction of the Arctic charr in a high alpine lake. *Journal of Fish Biology* 49: 953 - 964
- DIEM H. (1963): Beiträge zur Fischerei Nordtirols. Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum in Innsbruck Jg. 1963/43: 5 - 132
- DOLJAN E. (1920): Der Seesaibling (*Salmo salvelinus*) und seine wirtschaftliche Bedeutung. Österreichische Fischerei Zeitung 17: 86 - 104
- DÖRFEL H.J. (1974): Untersuchungen zur Problematik der Saiblingspopulationen (*Salvelinus alpinus* L.) im Überlinger See (Bodensee). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 47: 80 - 105
- FREUDLSPERGER H. (1915): Die Fischerei im Erzstift Salzburg. Österreichische Fischereizeitung Jg. 12: 51 - 52
- FREUDLSPERGER H. (1921): Die Fischerei im Erzstift Salzburg. Österr. Fischerei Z Jg. 18: 89 - 91, 97 - 98, 105 - 107, 114 - 116, 121 - 124
- GERSTMIEIER R., ROMIG T. (1998): Die Süßwasserfische Europas: für Naturfreunde und Angler. Kosmos VL. Stuttgart. 1 - 367
- HAEMPEL O. (1924): Studien am Seesaibling mehrerer österreichischer Alpenseen. In: Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie (Hrsg.: F. LENZ). 129 - 135
- HAMMAR J., FILIPSSON O. (1985): Ecological Testfishing with Lundgren Gillnets of Multiple Mesh Size: the Drottningholm Technique Modified for Newfoundland Arctic Char Populations. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningh.* 62: 12 - 35
- HAUER W. (2001): Auf Wildsaiblinge im Reich des Steinadlers. In: Österreichs Fischerei Jg. 54: 248 - 250
- HAUPOLTER (2001): Salzburger Fischereiverband: [www.land-sbg.gv.at/landesforst/fischwo.htm](http://www.land-sbg.gv.at/landesforst/fischwo.htm)
- HEISELMAYER P. (1980): Vegetation und Geländeklima am Tappenkar. Habilitationsschrift. Universität Salzburg. 1 - 90
- HINDAR K., JONSSON B. (1993): Ecological polymorphism in Arctic charr. *Biological Journal* 48: 63 - 74
- HONSIG-ERLENBURG W. (1980): Die Variation morphometrischer und biochemischer Merkmale des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Hallstättersee. Dissertation, Universität Wien.
- JÄGER P., LAHNSTEINER F., ZICK D. (2010): Woher stammen die Saiblingspopulationen in Salzburger Gebirgsseen? - Amt der Salzburger Landesregierung Reihe Gewässerschutz, 7: 245 - 273
- JÄGER P., SCHILLINGER I. (1988): Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898. Österreichs Fischerei Jg. 41: 202 - 209
- JAGSCH A. (1987): Die heutige Situation der Seesaiblingsbestände in Alpenseen. *Alpen-Fisch* 1987. Tagungsbericht: 66 - 84
- JAGSCH A. (1990): Untersuchungen über Seesaiblingsbestände und Versuche zur Aufzucht von Laichmaterial aus verschiedenen Seesaiblingspopulationen mehrerer Seen des Salzkammergutes. Forschungsprojekt 1986-1990, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- JOHNSON L. (1980): The arctic charr. In: Charrs (ed. E.K. BALON), Dr. W. Junk bv. Publishers, the Hague: 15 - 98
- JUNGWIRTH M., KUMMER H. (1995): Seesaiblingsprojekt - Lunzersee. Populationsdynamische Untersuchungen des Seesaiblings- (*Salvelinus alpinus*, L.) im Lunzer Untersee unter besonderer Berücksichtigung der natürlichen Reproduktion sowie der Effektivität von Besatzmaßnahmen. Projektbericht; (Auftraggeber: Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, BM für Land und Forstwirtschaft, BM für Umwelt und Familie, Amt der NÖ Landesregierung) 1 - 63
- JUNGWIRTH M., KUMMER H. (1999): Populationsdynamische Untersuchungen der Seesaiblings- (*Salvelinus alpinus*) Population im Lunzer Untersee. Projektbericht; (Auftraggeber: Bundesministerium für Wissenschaft und Verkehr, BM für Land und Forstwirtschaft, BM für Umwelt, Jugend und Familie, Amt der NÖ Landesregierung) 1 - 8

- KLEIN M. (1990): Fischereibiologische Untersuchungen an Fischbeständen des Königssees, Obersees und Grünsees im Nationalpark Berchtesgaden. In: Fischbiologie des Königssees. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 21: 3 - 67
- KONECNY R. (2010): Parasitologische Untersuchungen in Salzburger Seen. - Amt der Salzburger Landesregierung, Reihe Gewässerschutz, 3: 103 - 128
- KUHN (2002): Geomorphologie-Landschaftsformen: www.homepage.boku.ac.at
- MORALES-NIN B. (1992): Determination of growth in bony fishes from otolith microstructure. FAO Fisheries Technical Paper 322: 1 - 51
- MUUS B.J., DAHLSTRÖM P. (1998): Süßwasserfische Europas – Biologie, Fang, wirtschaftliche Bedeutung. BLV, München, Wien, Zürich. 1 - 223
- NERESHEIMER E. (1941): Die Lachsartigen (Salmoniden) 1. Teil. In: Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas (Hrsg.: DEMOLL R. & H.N. MAIER) Band IIIa, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 219 - 370
- NIEDERWOLFSGRUBER F. (1992): Kaiser Maximilian I. Jagd- und Fischereibücher. Jagd und Fischerei in den Alpenländern im 16. Jahrhundert. Pinguin Verlag Innsbruck. 1 - 75
- NORDENG H. (1983): Solution to the „Char Problem“ based on Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) in Norway. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1372 - 1387
- ORTNER F., SAGMEISTER R. (1992): Lessach im Lungau, Geschichte und Gegenwart eines Dorfes. (Hrsg.: Gemeinde Lessach). Salzburger Druckerei. 1 - 383
- PECHLANER R. (1966): Salmonideneinsätze in Hochgebirgsseen und –tümpel der Ostalpen. Verh. Internat. Verein. Limnol. 16: 1182 - 1191
- PECHLANER R. (1968): Hochgebirgsseen als Lebensraum für Salmoniden. Zool. Anz. Suppl 32: 750 - 757
- PECHLANER R. (1983): Individual and population size of arctic in high-mountain lakes of Tirol. In: ISACF 3: 131 - 136
- PECHLANER R. (1984a): Historical evidence for the introduction of arctic charr into high-mountain lakes of the Alps by man. In: JOHNSON L. & B.L. BURNS (eds.) Biology of the arctic charr. Proceedings of the International Symposium on arctic charr, Winnipeg, Manitoba 1981: 549 - 557
- PECHLANER R. (1984b): Dwarf Populations of arctic charr in high-mountain lakes of the Alps resulting from under-exploitation. In: JOHNSON L. & B.L. BURNS (eds.) Biology of the arctic charr. Proceedings of the International Symposium on arctic charr, Winnipeg, Manitoba 1981: 319 - 327
- PECHLANER R. (1987): Habitats of charr (*Salvelinus alpinus salvelinus* (L.)) at high elevations of the Alps in Austria. ISACF 4: 113 - 119
- PESTA O. (1929): Der Hochgebirgssee der Alpen. Versuch einer limnologischen Charakteristik. In: Die Binnengewässer. Einzeldarstellungen aus der Limnologie und deren Nachbargebieten. (Hrsg.: A. THIENEMANN) Band VIII, E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung. 1 - 156
- PESTA O. (1948): Edelfische (Salmoniden) in Hochgebirgsseen. Österreichs Fischerei Jg. 1: 61 - 63
- POSTKARTE LANDSCHITZSEE: Oz Druck- und Verlags GsmBH, 79618 Rheinfelden, Römerstr. 90
- REISINGER E. (1953): Zum Seesabilingsproblem. Carinthia II 63: 74 - 102
- RICKER W.E. (1979): Growth rates and models. In: HOAR W.S., RANDALL D.J. & J.R. BRETT (eds.). Fish Physiology, Vol. VIII. Academic Press, London. 677 - 743
- RUHLÉ C. (1977): Biologie und Bewirtschaftung des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Zugersee. Swiss. J. Hydrology 39: 12 - 45
- RUHLÉ C. (1989): Growth pattern and maturation in arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) of Lake Walenstadt, Switzerland. Aquatic Sciences 51: 296 - 305
- SCHABETSBERGER R., GASSNER H., LUGER M., JERSABEK CH., BROZEK S., GOLDSCHMID A. (1996): Das Wachstum von Saiblingen in sechs Salzburger Gebirgsseen. Österreichs Fischerei Jg. 49: 137 - 142
- SCHULZ N. (1977): Untersuchungen zum Problem der Seesaiblinge des Achensees (Tirol, Österreich). Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum, Innsbruck 57: 79 - 102
- SEEFELDNER E. (1961): Salzburg und seine Landschaften, eine geographische Landeskunde. Das Bergland-Buch VL, Salzburg, Stuttgart. 1 - 573
- SKÚLASON S., SNORRASON S.S., OTA D., NOAKES D.L.G. (1993): Genetically based differences in foraging behaviour among sympatric morphs of arctic charr (Pisces: Salmonidae). Animal Behaviour 45: 1179 - 1192
- STEINBÖCK O. (1949a): Der Schwarzsee, 2792 m ü. M., ob Sölden Ötztal, der höchste Fischsee der Alpen. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie. Band X: 442 - 450
- STEINBÖCK O. (1949b): Fischereimöglichkeiten in Hochgebirgsseen. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie. Band X: 451 - 459
- STEINBÖCK O. (1950a): Richtlinien für den Einsatz in Hochgebirgsseen. Österreichs Fischerei 3: 73 - 79
- STEINBÖCK O. (1950b): Probleme der Ernährung und des Wachstums bei Salmoniden. Schweizerische Fischereizeitung Jg. 58/4: 108 - 111
- STEINER V. (1974): Zur Altersbestimmung bei Fischen. Österreichs Fischerei. Jg. 27: 125 - 136
- STEINMANN P. (1942): Experimentelle Untersuchungen über die Wüchsigkeit der Seesaiblinge (Rötel). Schweizerische Fischerei-Zeitung 50: 217 - 224
- SVEDÅNG H. (1990): Genetic basis of life-history variation of dwarf and normal Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), in Stora Rösjön, central Sweden. Journal of Fish Biology 36: 917 - 932
- TEROFAL F. (1984): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. Steinbachs Naturführer (Hrsg.: STEINBACH G.) Mosaik Verlag. 1 - 287
- TESCH F.W. (1971): Age and growth. In: RICKER W.E. (ed.) Fish Production in Fresh Waters. Blackwell, Oxford. 98 - 130
- WILLIAMS T., BEDFORD B.C. (1974): The use of otoliths for age determination. In: BAGENAL T.B. (ed.), Ageing of fish. Proceedings of an International Symposium, Unwin Brothers, Old Woking, Surrey: 114 - 123

## 8 Anhang

### 8.1 Rohdatentabelle: Oberer Landschitzsee

Nr.	Art	Länge (cm)	Gew (g)	Kondfakt	K'	Gesch	Netz	Alter
1	Seesaibling	13,2	18,5	0,80	5,43	w	MMN1 16,5	7 +
2	Seesaibling	13	18	0,82	5,47	w	MMN1 38	8 +
3	Seesaibling	12,9	17	0,79	5,25	w	MMN1 12,5	6 +
4	Seesaibling	13,1	17	0,76	5,07	w	MMN1 12,5	6 +
5	Seesaibling	14,2	21	0,73	5,22	w	MMN1 12,5	6 +
6	Seesaibling	13	15	0,68	4,56	w	MMN1 12,5	10 +
7	Seesaibling	12,6	13	0,65	4,24	w	MMN1 12, 5	6 +
8	Seesaibling	13,2	17	0,74	4,99	w	MMN1 12,5	5 +
9	Seesaibling	11,2	11,5	0,82	4,89	m	RIED 20	6 +
10	Seesaibling	16	26	0,63	4,94	m	Angel	9 +
11	Seesaibling	14,2	s20	0,70	4,98	m	Angel	11 +
12	Seesaibling	14,5	19	0,62	4,51	m	Angel	5 +
13	Seesaibling	11,4	12,5	0,84	5,11	m	Angel	4 +
14	Seesaibling	13,9	20	0,74	5,22	m	Angel	8 +

### 8.2 Rohdatentabelle: Mittlerer Landschitzsee

Nr.	Art	Länge (cm)	Gew (g)	Kondfakt	K'	Gesch	Netz	Alter
1	Seesaibling	27,1	166	0,83	0,98	m	MMN1 30mm	12 +
2	Seesaibling	12,5	15	0,77	0,87	m	MMN1 12,5mm	
3	Seesaibling	14,1	18,5	0,66	0,75	w	MMN1 12,5mm	
4	Seesaibling	12,1	15,5	0,87	0,99	m	MMN1 12,5mm	
5	Seesaibling	13,5	17,5	0,71	0,81	w	MMN1 12,5mm	
6	Seesaibling	12,7	14	0,68	0,78	m	MMN1 12,5mm	
7	Seesaibling	13	15	0,68	0,78	m	MMN1 12,5mm	
8	Seesaibling	12,8	15,5	0,74	0,84	w	MMN1 12,5mm	
9	Seesaibling	12,4	13	0,68	0,77	m	MMN1 12,5mm	
10	Seesaibling	12,2	15,5	0,85	0,97	m	MMN1 12,5mm	
11	Seesaibling	12,8	14,5	0,69	0,79	m	MMN1 12,5mm	
12	Seesaibling	13,2	17,5	0,76	0,87	m	MMN1 12,5mm	
13	Seesaibling	13,2	16	0,70	0,79	w	MMN1 12,5mm	
14	Seesaibling	11	9	0,68	0,76	indiff	MMN1 10mm	
15	Seesaibling	8,2	3,5	0,63	0,71	indiff	MMN1 10mm	
16	Seesaibling	12,1	11,5	0,65	0,74	w	MMN1 8mm	
17	Seesaibling	10,5	8	0,69	0,78	m	MMN1 12,5mm	
18	Seesaibling	10,8	8,5	0,67	0,76	m	MMN2 10mm	3 +
19	Seesaibling	12,2	14	0,77	0,87	w	MMN2 12,5mm	8 +
20	Seesaibling	15	18	0,53	0,61	w	MMN2 12,5mm	6 +
21	Seesaibling	12,5	14,5	0,74	0,84	m	MMN2 12,5mm	
22	Seesaibling	55,3	1663	0,98	1,20	m	RIED 20mm	17 +
23	Seesaibling	18,8	46,5	0,70	0,81	indiff	RIED 20mm	6 +
24	Seesaibling	13,2	17	0,74	0,84	w	MMN3 12,5mm	
25	Seesaibling	12,5	14	0,72	0,81	w	MMN3 12,5mm	
26	Seesaibling	13,5	14,5	0,59	0,67	w	MMN3 12,5mm	
27	Seesaibling	12,9	12	0,56	0,64	w	MMN3 12,5mm	
28	Seesaibling	27,4	183	0,89	1,05	m	MMN3 30mm	13 +

### 8.3 Rohdatentabelle: Unterer Landschitzsee

Nr.	Art	Länge (cm)	Gew (g)	Kondfakt	K'	Gesch	Netz	Otol
1	Bachforelle	27,1	166	0,83		m	SSN 20mm	10 +
2	Seesaibling	16	37	0,90	0,68	w	RIED 20mm	9 +
3	Bachforelle	32,2	392	1,17		w	SSN 20mm	12 +
4	Seesaibling	16	30,5	0,74	0,56	m	RIED 20mm	8 +
5	Bachforelle	30,2	295	1,07		m	SSN 20mm	11 +
6	Seesaibling	13,9	18	0,67	0,52	w	MMN1 8mm	9 +
7	Seesaibling	14,6	23,5	0,76	0,58	m	MMN1 12,5mm	8 +
8	Seesaibling	13,5	18	0,73	0,56	w	MMN1 12,5mm	8 +
9	Seesaibling	12,5	16	0,82	0,64	m	MMN1 12,5mm	4 +
10	Seesaibling	15,9	30	0,75	0,57	w	MMN1 12,5mm	8 +
11	Bachforelle	23,6	119	0,91		m	MMN1 30mm	8 +
12	Bachforelle	25,4	165	1,01		m	MMN1 45mm	8 +
13	Seesaibling	13,5	20	0,81	0,63	m	MMN2 12,5mm	4 +
14	Seesaibling	14,1	18	0,64	0,49	m	MMN2 12,5mm	7 +
15	Seesaibling	12,3	14	0,75	0,59	m	MMN2 12,5mm	5 +
16	Seesaibling	14,6	23,5	0,76	0,58	m	MMN2 12,5mm	
17	Seesaibling	12,6	15,5	0,77	0,60	m	MMN2 12,5mm	4 +
18	Seesaibling	11,9	13	0,77	0,60	m	MMN2 12,5mm	3 +
19	Seesaibling	14,1	20	0,71	0,55	m	MMN2 12,5mm	5 +
20	Seesaibling	12,9	17	0,79	0,61	m	MMN2 12,5mm	6 +
21	Bachforelle	22,5	91	0,80		m	MMN2 25mm	5 +
22	Seesaibling	8,3	4	0,70	0,57	indiff	MMN2 8mm	2 +
23	Bachforelle	24,2	110	0,78		m	MMN2 22mm	9 +
24	Seesaibling	11,9	12	0,71	0,56	m	MMN2 12,5mm	3 +
25	Seesaibling	8,5	4,5	0,73	0,59	indiff	MMN3 12,5mm	2 +
26	Seesaibling	11,1	9	0,66	0,52	indiff	MMN3 12,5mm	3 +
27	Seesaibling	10,1	8,5	0,83	0,65	m	MMN3 12,5mm	3 +
28	Seesaibling	11,6	11,5	0,74	0,58	m	MMN3 12,5mm	4 +
29	Seesaibling	10,3	7,5	0,69	0,54	indiff	MMN3 20mm	3 +
30	Bachforelle	63				m	Legschnur	13 +
31	Bachforelle	52				m	Angel	11 +

### 8.4 Rohdatentabelle: Tappenkarsee

Nr.	Art	Länge (cm)	Gew (g)	Kondfakt	K'	Gesch	Netz	Alter
1	Seesaibling	17,5	43,5	0,81	0,94	w	RIED 20 mm	9 +
2	Seesaibling	19	45,5	0,66	0,77	w	RIED 20 mm	7 +
3	Seesaibling	18	40,5	0,69	0,80	w	RIED 20 mm	
4	Seesaibling	17,5	40	0,75	0,86	m	RIED 20 mm	6 +
5	Seesaibling	18,8	46	0,69	0,80	w	RIED 20 mm	7 +
6	Seesaibling	17,8	40,5	0,72	0,83	w	RIED 20 mm	7 +
7	Seesaibling	15,8	36	0,91	1,05	w	RIED 20 mm	
8	Seesaibling	18,8	49,5	0,74	0,86	w	RIED 20 mm	6 +
9	Seesaibling	19,6	47	0,62	0,72	w	RIED 20 mm	11 +
10	Seesaibling	12,3	14	0,75	0,85	m	MMN2 12,5mm	
11	Seesaibling	12,4	14,5	0,76	0,86	m	MMN2 12,5mm	3 +
12	Seesaibling	15,5	27,5	0,74	0,85	w	MMN3 16,5mm	
13	Seesaibling	16,5	34	0,76	0,87	w	MMN3 16,5mm	9 +
14	Seesaibling	16,9	28,5	0,59	0,68	w	MMN3 16,5mm	10 +
15	Seesaibling	15,5	27,5	0,74	0,85	w	MMN3 16,5mm	7 +
16	Seesaibling	13,1	17	0,76	0,86	m	MMN3 12,5mm	4 +

Nr.	Art	Länge (cm)	Gew (g)	Kondfakt	K'	Gesch	Netz	Alter
17	Seesäibling	13,5	17,5	0,71	0,81	w	MMN3 12,5mm	
18	Seesäibling	13,5	14,5	0,59	0,67	indiff	MMN3 12,5mm	4 +
19	Seesäibling	13,5	17,5	0,71	0,81	m	MMN4 12,5mm	
20	Seesäibling	12,6	14,5	0,72	0,82	m	MMN4 12,5mm	4 +
21	Seesäibling	13,4	16	0,66	0,76	m	MMN4 12,5mm	
22	Seesäibling	13,3	17,5	0,74	0,85	m	MMN4 12,5mm	
23	Seesäibling	16,2	32	0,75	0,87	w	MMN4 16,5mm	5 +
24	Seesäibling	17,3	39	0,75	0,87	m	MMN4 16,5mm	
25	Seesäibling	17,2	36,5	0,72	0,83	w	MMN4 16,5mm	
26	Seesäibling	15,9	29,5	0,73	0,84	m	MMN4 16,5mm	
27	Seesäibling	10,2	7,5	0,71	0,79	indiff	MMN5 10 mm	3 +
30	Seesäibling	14,5	20,5	0,67	0,77	m	MMN5 12,5mm	
31	Seesäibling	13,3	16	0,68	0,77	indiff	MMN5 12,5mm	
32	Seesäibling	12,2	14,5	0,80	0,90	m	MMN5 12,5mm	
33	Seesäibling	12,5	15	0,77	0,87	m	MMN5 12,5mm	
34	Seesäibling	16,5	28,5	0,63	0,73	m	MMN5 16,5mm	
35	Seesäibling	39	568	0,96	1,15	m	MMN5 22 mm	8 +
36	Seesäibling	15,6	27	0,71	0,82	m	MMN5 16,5mm	
37	Seesäibling	13	15	0,68	0,78	m	MMN6 12,5mm	
38	Seesäibling	12,2	14	0,77	0,87	m	MMN6 12,5mm	3 +
39	Seesäibling	16,1	32	0,77	0,88	m	MMN6 16,5mm	
40	Seesäibling	16,3	32	0,74	0,85	m	MMN6 16,5mm	
41	Seesäibling	17	35	0,71	0,82	w	MMN6 16,5mm	
42	Seesäibling	17,9	42	0,73	0,85	w	MMN6 22 mm	
43	Seesäibling	15,8	31	0,79	0,90	w	MMN6 16,5mm	
44	Seesäibling	16,3	31	0,72	0,82	m	MMN6 16,5mm	
45	Seesäibling	17,5	40,5	0,76	0,87	w	MMN6 16,5mm	
46	Seesäibling	16,6	34	0,74	0,86	m	MMN6 16,5mm	
47	Seesäibling	11	8	0,60	0,68	indiff	MMN7 10 mm	
48	Seesäibling	13,2	16,5	0,72	0,82	indiff	MMN7 12,5mm	
49	Seesäibling	16	27,5	0,67	0,77	m	MMN7 12,5mm	
50	Seesäibling	16,3	32	0,74	0,85	m	MMN8 ? mm	
51	Seesäibling	12,5	14,5	0,74	0,84	m	MMN8 ? mm	
52	Seesäibling	18,6	43,5	0,68	0,78	m	MMN8 ? mm	
53	Seesäibling	8,7	4,5	0,68	0,76	indiff	MMN8 8 mm	
54	Seesäibling	14,8	21	0,65	0,74	m	MMN8 25 mm	
55	Seesäibling	16,5	35	0,78	0,90	m	MMN8 16,5mm	
56	Seesäibling	18	44,5	0,76	0,88	w	MMN8 16,5mm	
57	Seesäibling	17,3	34,5	0,67	0,77	m	MMN8 16,5mm	
58	Seesäibling	17,5	42	0,78	0,90	w	MMN8 16,5mm	
59	Seesäibling	16,2	32,5	0,76	0,88	m	MMN8 16,5mm	
60	Seesäibling	18,5	40	0,63	0,73	w	MMN8 16,5mm	
61	Seesäibling	16,2	33	0,78	0,89	w	MMN8 16,5mm	
62	Seesäibling	15,3	30	0,84	0,96	m	MMN8 16,5mm	
63	Seesäibling	16,5	39	0,87	1,00	w	MMN8 16,5mm	
64	Seesäibling	16,5	35,5	0,79	0,91	w	MMN8 16,5mm	
65	Seesäibling	15,1	25,5	0,74	0,85	indiff	MMN8 12,5mm	
66	Seesäibling	14	20,5	0,75	0,85	m	MMN8 12,5mm	
s67	Seesäibling	16,2	28	0,66	0,76	w	MMN8 16,5mm	
68	Seesäibling	12,6	15,5	0,77	0,88	m	MMN8 12,5mm	
69	Seesäibling	12,6	16,5	0,82	0,94	m	MMN8 12,5mm	
70	Seesäibling	14,3	22	0,75	0,86	m	MMN8 12,5mm	
71	Seesäibling	12,3	13	0,70	0,79	m	MMN8 12,5mm	

Nr.	Art	Länge (cm)	Gew (g)	Kondfakt	K'	Gesch	Netz	Alter
72	Seesaibling	15	23,5	0,70	0,80	m	MMN8 12,5mm	
73	Seesaibling	12,6	17,5	0,87	0,99	m	MMN8 12,5mm	
74	Seesaibling	13,8	18	0,68	0,78	indiff	MMN8 12,5mm	
75	Seesaibling	12,9	16	0,75	0,85	indiff	MMN8 12,5mm	
76	Seesaibling	11,6	12,5	0,80	0,91	indiff	MMN8 12,5mm	
77	Seesaibling	11,7	14,5	0,91	1,02	m	MMN8 12,5mm	

# Paläolimnologische Untersuchungen an Salzburger Bergseen

**Roland SCHMIDT<sup>1</sup>, Christian KAMENIK<sup>2</sup>**

Mit 2 Abbildungen und 10 Tabellen im Text

<sup>1</sup>Institut für Limnologie · Österreichische Akademie der Wissenschaften · Mondseestraße 9 · A-5310 Mondsee · Österreich · [roland.schmidt@oeaw.ac.at](mailto:roland.schmidt@oeaw.ac.at)

<sup>2</sup>Oeschger Centre for Climate Change Research · Universität Bern · Erlachstrasse 9a · CH-3012 Bern · Schweiz · [christian.kamenik@giub.unibe.ch](mailto:christian.kamenik@giub.unibe.ch)

## GLIEDERUNG

1	EINLEITUNG.....	233
2	VORANTHOPOGENER ZEITABSCHNITT.....	235
3	ANTHOPOGENER ZEITABSCHNITT.....	237
4	LITERTUR.....	237

## 1 Einleitung

Alpine Ökosysteme reagieren sehr sensibel auf Klimaveränderungen (PSENNER 2003). Die Sedimente von Gebirgsseen stellen Archive dar, welche Informationen über vergangene Klima- und Umweltbedingungen speichern. Die paläolimnologische Auswertung dieser Archive aus Seen der Niederen Tauern (östliche Zentralalpen) lieferte Langzeitdaten, die die klimatische Variabilität des Holozäns (also der letzten ca. 11500 Jahre) als auch die Verknüpfung Klima/Mensch widerspiegeln. Die Hochlagen der Alpen wurden zumindest seit der Jungsteinzeit begangen wie der Fund des Eismannes in den Tiroler Alpen belegt (BORTENSCHLAGER 2000). In den Niederen Tauern weisen archäologische Funde am Sölkpass auf einen 6000 Jahre alten Saumpfad über die Alpen (HEBERT 2003, MANDL-NEUMANN und MANDL 2003). Nach Pollenanalysen zu schließen, verstärkte sich seit der Bronzezeit der menschliche Einfluß in der Tauernregion und weitete sich in Folge zur Almkultur aus (z.B. BORTENSCHLAGER 1967, KRAL 1985a, b, KRISAI et al. 1991, BROSCHE 2000, DRESCHER-SCHNEIDER 2003, SCHMIDT 2003, SCHMIDT et al. 2007). Dadurch sind viele unserer Alpenseen zwar abgelegen, aber zumeist nicht unbeeinträchtigt von menschlicher Aktivität.

Allgemein sind Alpenseen durch eine längere Eisbedeckung und eine damit verkürzte produktive Periode, mäßige sommerliche Erwärmung, Nährstoffarmut, Lichttransparenz bis in größere Wassertiefen, erhöhte UV-Strahlung und durch Einflüsse, die sich aus Vegetationsbedeckung, Böden und Geologie des Einzugsgebietes ergeben, gekennzeichnet. Manche der durch Klima und Mensch bedingten Veränderungen lassen sich mit Hilfe von aquatischen Bioindikatoren, von sedimentologischen Kenngrößen und Pollen quantitativ rekonstruieren. Ein multi-

disziplinärer paläolimnologischer Ansatz erhöht die Aussagekraft und Verlässlichkeit dieser quantitativen Rekonstruktionen.

Aufgrund ihrer gegen Abbau weitgehend resistenten silikatischen (SiO<sub>2</sub>) Zellstruktur, hohen Abundanzen und vielfach engen Toleranzen gegenüber Umweltparametern (als wichtiges Kriterium von Bioindikatoren) stellen Kieselalgen und Dauerstadien (Zysten) von Goldalgen (Chrysophyceen) bedeutende Indikatororganismen in Alpenseen dar. Um diese Algen für eine quantitative Rekonstruktion von Umweltvariablen verwenden zu können, müssen diese kalibriert werden. Dazu wurden in 45 Seen der Niederen Tauern die prozentuelle Zusammensetzung der silikatischen Reste von Kieselalgen und Goldalgen Dauerstadien (Zysten) aus rezenten Sedimenten und Sedimentfallen dieser Seen untersucht. Diese wurden mit gemessenen chemisch/physikalischen Parametern des Freiwassers in Bezug gesetzt. Mehrmalig wurden pH und Leitfähigkeit während der Sommer- und Herbstmonate gemessen und einmalig die erweiterte Wasserchemie bestimmt (KAMENIK 2001, Tabelle in SCHMIDT et al. 2004b). Für die Messung der Wassertemperatur wurden automatische Temperaturschreiber verwendet, die die oberflächennahe Wassertemperatur in 2-Stunden Intervallen über die Jahre 1998/99 aufzeichneten. Als Zeitpunkt der Frühjahrs- und Herbstdurchmischung wurde das Erreichen der oberflächennahen Wassertemperatur von 4° Celsius definiert. Mittels multivariater statistischer Methoden wurde gezeigt, dass pH und der Zeitpunkt der Herbstdurchmischung (Kieselalgen) sowie Alkalinität und Zeitpunkt der Frühjahrsdurchmischung (Goldalgen Zysten) die Verteilung dieser Organismen in den Seen der Niederen Tauern (NT) am besten erklärten (SCHMIDT et al. 2004a, KAMENIK &

SCHMIDT 2005). Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) war ebenfalls signifikant, erklärte jedoch einen deutlich geringeren Anteil der Variabilität innerhalb der Organismengruppen. Für diese statistisch signifikanten Umweltvariablen wurden mathematische Modelle (basierend auf gewichteten Mitteln und Regressionen) entwickelt, die die Ableitung dieser Umweltvariablen aus den Abundanzen der fossilen Diatomeen und Zysten in den Sedimentkernen erlauben. Die Methode gewichteter Mittel geht von der Prämisse aus, dass Arten dort am häufigsten sind, wo sie ihr Umweltoptimum haben (zur Methode siehe u.a. BIRKS et al. 1990, BIRKS 1998).

Mit Hilfe der mathematischen Modelle (MARCHETTO & SCHMIDT 1993, SCHMIDT et al. 2004a, KAMENIK & SCHMIDT 2005) und der fossilen Kieselalgen und Goldalgen-Zysten aus Sedimentkernen des Oberen und Unteren Landschitzsees (OBLAN, ULAN) wurden pH, der Zeitpunkt der Frühjahrs- ( $S_{mix}$ ) und Herbstdurchmischung ( $A_{mix}$ ) und DOC rekonstruiert. Frühjahrs- und Herbstdurchmischung werden im wesentlichen von der Temperatur bestimmt. Die Temperatur ist wiederum abhängig von der Meereshöhe. Als weiterer Schritt in der Klimarekonstruktion wurde für die letzten 4000 Jahre des Oberen Landschitzsees aus  $A_{mix}$  und  $S_{mix}$  und Meereshöhen/Temperatur-Korrelationen Temperaturanomalien berechnet (SCHMIDT et al. 2007). Weiters wurden an den Sedimentkernen geochemische und Pollenanalysen durchgeführt, um klimatische von anthropogenen Einflüsse zu trennen (SCHMIDT et al. 2008).

Die Sedimentkerne aus dem Oberen und Unteren Landschitzsee wurden mit einem modifizierten Kullenberg-Rammkolbenlot (Firma UWITEC Mondsee) im Bereich der tiefsten Stellen der Seen entnommen. Die Datierung der Kerne erfolgte mittels AMS Radiocarbonatierung ( $^{14}C$ ). Für das Alter-Tiefenmodell (basierend auf HEEGAARD et al. 2005) wurden baumringkalibrierte  $^{14}C$ -Daten vorwiegend terrestrischer Pflanzenreste verwendet. Die angegebenen Alter sind aufgrund der Fehlergrenzen in der Datierung als ungefähre Alter vor heute (v. h.) bzw. Kalenderjahre vor oder nach Christus angegeben.

Die Landschitzseen bilden eine Seenkette zwischen ca. 2100 und 1750 m in einem Seitental des Lessachtales im Lungau (Land Salzburg), auf der Südabdachung der Niederen Tauern (Abbildung 1). Während der Untere und Mittlere Landschitzsee im Bereich der von Zirbe (*Pinus cembra*) und Lärche (*Larix decidua*) dominierten Wald- und Baumgrenze liegen, liegt der karartig durch Moränen gedämmte Obere Landschitzsee heute über der Baumgrenze. Im Einzugsgebiet der Seen liegen Almweiden (über der Waldgrenze zumeist Schafe, darunter Kühe und Pferde). Lokal kommen im Waldgrenzbereich Bergföhre (*Pinus mugo*) und auf wasserzügigen und/oder länger schneebedeckten Arealen die Grünerle (*Alnus viridis*) vor. Geologisch überwiegen kristalline Gesteine (Granite, Gneisse), kleinflächiger durchsetzt mit metamorphen Kalken oder kalkhaltigen Schiefern. Die morphometrischen und limnologischen Daten des Oberen und Unteren Landschitzsees sind in SCHMIDT et al. (2004b) und KAMENIK & SCHMIDT (2005) zusammengefasst.

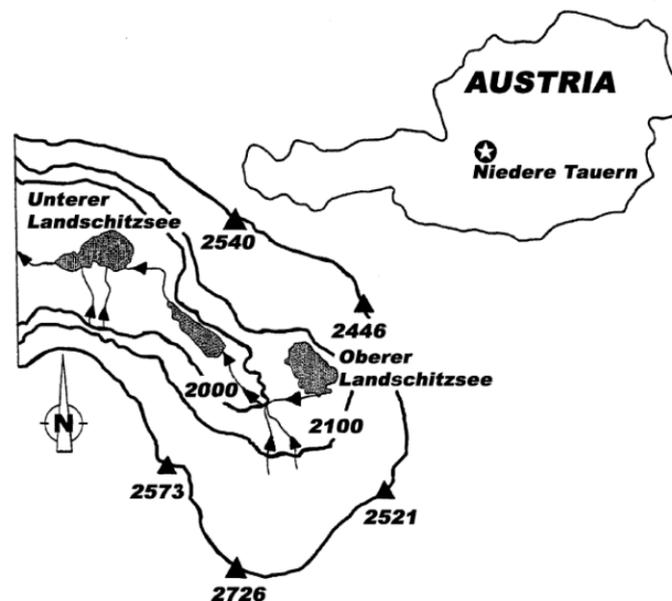


Abbildung 1: Position der drei Landschitzseen im Salzburger Lungau mit Entwässerung (Pfeile), den 2000 und 2100 m Höhenlinien und der Gebirgsumrahmung mit den höchsten Gipfeln (Dreiecke) (aus Schmidt et al. 2002).

Die Kernaussagen der im Rahmen mehrerer aufeinanderfolgenden Forschungsprojekte – EU-Projekt CHILL 10000 (Climate History as recorded by ecologically sensitive Arctic and Alpine Lakes in Eu-

rope during the Last 10,000 Years: A multi-proxy approach), Österreichischer Forschungsfond (FWF-Projekt P14912-B06), Programm Alpenforschung der Österr. Akademie der Wissenschaften (Projekt

CLIM-LAND) – durchgeführten paläolimnologischen Untersuchungen des Oberen und Unteren Landschitzsees, die in einer Dissertation (KAMENIK 2001) und zwei Diplomarbeiten (KAIBLINGER 2003 und ROTH 2006) sowie internationalen Journalen veröffentlicht wurden (SCHMIDT et al. 2002, 2004a, b,

2006, 2007, 2008, KAMENIK & SCHMIDT 2005, KAMENIK et al. 2005, 2007, THOMPSON et al. 2005, 2008) werden hier in vereinfachter Form zusammengefasst. Eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse vom Oberen Landschitzsee findet sich auch bei SCHMIDT et al. (2009a, b).

## 2 Voranthropogener Zeitabschnitt (ca. 11500 bis 4000 vor heute)

Da ältere Sedimente nicht erfasst wurden, dürfte sich der Obere Landschitzsee nach Abschmelzen eines Kargletschers der Späteiszeit gebildet haben. Dieser kann der Jüngerer Dryas zugewiesen werden, der letzten markanten Gletschervorstoßphase des ausgehenden Spätglazials (KERSCHNER 1985). In Folge dürften während des Holozäns im Gebiet keine Gletscher mehr bestanden haben. Die Abschmelzphase war durch minerogene Sedimente gekennzeichnet, welche wenige bis keine biologischen Indikatoren enthielten. Es folgte eine früh-Holozäne See-phase, die von einem um etwa 0.5 Einheiten gegen-

über heute höheren pH und erhöhter Alkalinität geprägt war. Dies deckt sich mit Beobachtungen an vergleichbaren heutigen pro-glazialen Seen Alaskas, wo innerhalb der letzten 200 Jahre eisfrei gewordene Seen die höchsten pH/Alkalinitäts-Werte aufwiesen (ENGSTROM et al. 2000). Wie in Alaska wird dies auch am Oberen Landschitzsee mit der Verwitterung von über der Baumgrenze gelegenen Rohböden erklärt (Abbildung 2). Hinzu kam im frühen Holozän ein wahrscheinlich überwiegend warmes und trockenes Klima.

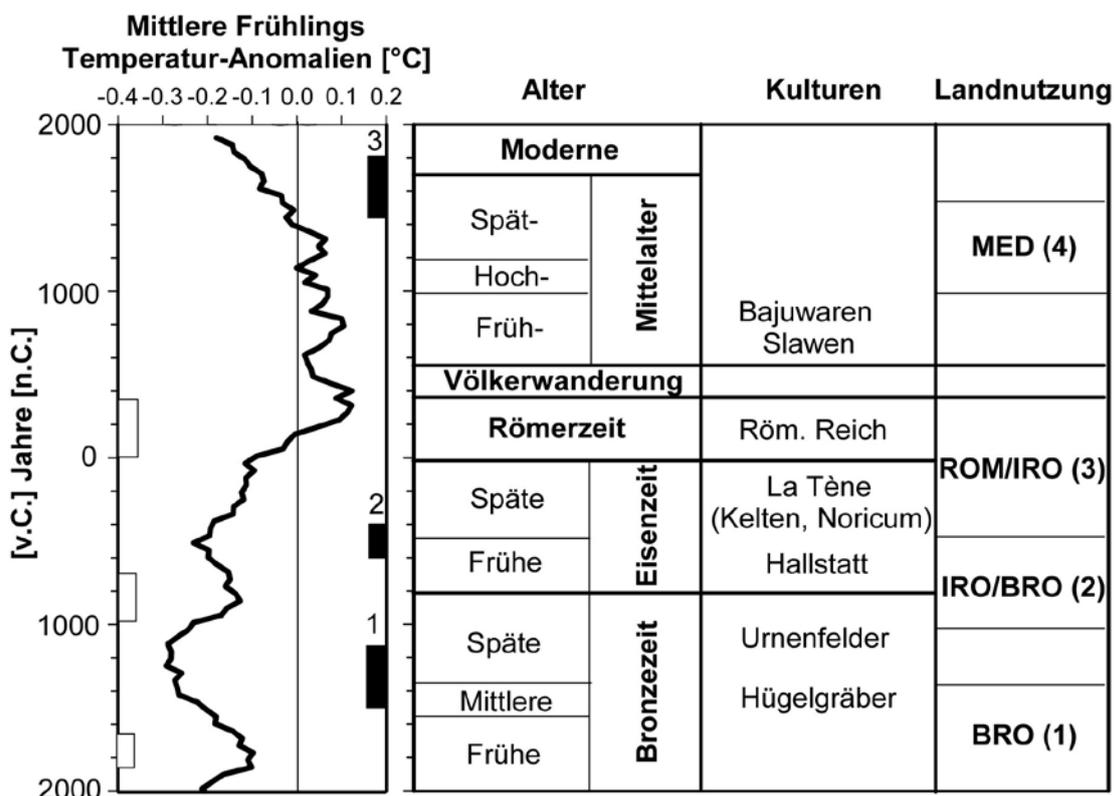


Abb. 2: Landnutzungsphasen im Sedimentkern Oberer Landschitzsee ObLAN (BRO = Bronzezeit, IRO = Eisenzeit, ROM = Römerzeit, MED = Mittelalter) in Bezug zu Kultur, Altersepochen und Klimazeiger (schwarze Säulen = Gletschervorstoßperioden: 1 = Lössen, 2 = Gletschervorstöße zwischen ca. 700 bis 400 v. Chr., 3 = "Kleine Eiszeit"; weiße Säulen = Baumgrenzen höher als 1980; NICOLUSSI und PATZELT 2000, NICOLUSSI et al. 2005) (verändert nach SCHMIDT et al., im Druck).

Wie rezente Messungen im Oberen Landschitzsee seitens des Amtes der Salzburger Landesregierung (P. JÄGER, pers. Mitt.) zeigten, stieg der pH während

der warmen Sommer 2003 und 2005 deutlich an (über pH 8), was mit erhöhter Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons erklärt wird.

Auf diese früh-Holozäne Wärmeperiode folgte von ca. 10600 bis 7600 vor heute in ObLAN eine Periode früher Herbstdurchmischung, die durch einen gegenläufigen Trend erneuter Erwärmung um ca. 9000 BP unterbrochen wurde. Vermutlich führten kalte und niederschlagsreiche Klimaschwankungen zur Bildung perennierender Schneefelder im Einzugsgebiet des Sees, deren Schmelzwässer die Temperaturen des Sees niedrig hielten. Zwei dieser Klimaverschlechterungen dürften mit markanten Gletschervorstößen in den Ostalpen übereinstimmen, die von PATZELT und BORTENSCHLAGER (1973) als Venediger- und Frosnitzschwankung bezeichnet wurden, und deren Ausdehnung und neue zeitliche Einordnung von NICOLUSSI und PATZELT (2000) beschrieben wurde. Eine besonders kühle und niederschlags- und damit erosionsreiche Phase von ObLAN stimmt mit der sogenannten 8200er Kältephase überein, wie sie von Sauerstoffisotopen ( $\delta^{18}\text{O}$ ) aus Eiskernen des Grönländischen Inlandeises (u.a. DANSGAARD et al. 1993, GROOTES et al. 1993) und aus biogenen Karbonaten nördlicher Voralpenseen (von GRAFENSTEIN et al. 1998) beschrieben wurde. Die erwähnten markanten negativen Klimaschwankungen im Zeitraum 10600 bis 7600 stimmen mit großräumigen Klimaschwankungen in den Alpen überein, wie sie aus unterschiedlichen Klimaarchiven, wie zum Beispiel Gletscher und Baumringe, ermittelt wurden (u. a. NICOLUSSI et al. 2005).

Von ca. 7600 bis 7000 BP erwärmte sich der Obere Landschitzsee, wie aus dem späteren Zeitpunkt der Herbstdurchmischung geschlossen werden kann. Vergleichsweise wurden während des extrem warmen Sommers 2003 oberflächennah ca. 17°C gemessen (P. JÄGER, Amt der Salzburger Landesregierung, pers. Mitt.). Die Schichtungsverhältnisse scheinen im Oberen Landschitzsee labil zu sein. Während im August 2003 keine thermische Schichtung festgestellt werden konnte, war im Juli 2005 eine solche deutlich vorhanden. Im Zuge der mittel-Holozänen Klimaerwärmung verschwanden wahrscheinlich perennierende Schneefelder im Einzugsgebiet. Der Obere Landschitzsee war somit vor 7600 Jahren ein, aufgrund lokaler Gegebenheiten, unterkühlter, von THOMPSON et al. (2005) als „ultra-sensitiv“ bezeichneter See, der erst im Zuge einer Klimaerwärmung ein Gleichgewicht mit der Lufttemperatur erreichte. Eine Kiesablagerung, die im Unteren Landschitzsee mit der Bohrung nicht mehr durchteuft werden konnte, weist vermutlich auf eine verstärkte Abschmelzphase während dieser Erwärmung hin. Die folgende mehrphasige Wärmezeit zwischen ca. 7000 und 6000 vor heute (der ältere Abschnitt dürfte schnee- und erosionsärmer als der jüngere gewesen sein), die in den Alpen durch vorherrschend geringe Gletscherausdehnung und hohe Waldgrenzen (u. a. NICOLUSSI et al. 2005) gekennzeichnet war, wurde auch als „postglaziale Wärmezeit“ oder „postglaziales Klimaoptimum“ bezeichnet. Eng mit der Vegetationsdecke und den Böden im Einzugsgebiet und damit indirekt der Meereshöhe und dem Temperaturgradienten ist der DOC verbunden.

Allgemein nimmt der DOC-Gehalt in den Seen der Alpen mit zunehmender Meereshöhe ab (SOMMARUGA-WÖGRATH et al. 1999). Mit der Erwärmung, und der damit verbundenen Vegetationsentwicklung, erhöhte sich der Gehalt an DOC in den Landschitzseen. Das Kohlenstoff-/Stickstoff (C/N) Verhältnis im Sediment verschob sich jedoch zugunsten des Stickstoffs. Letzteres könnte mit Veränderungen in der Vegetationsdecke (z. B. Erhöhung der Baumgrenze) erklärt werden. Neben bodenabhängigen Einflüssen (wie in der früh-Holozänen Initialphase der Vegetations- und Bodenbildung) wird der pH in Alpenseen in der vor-industriellen Zeit (also vor Einfluss saurer aerischer industrieller Depositionen, bekannt als „Saurer Regen“) auch von der Temperatur gesteuert (PSENNER & SCHMIDT 1992, SCHMIDT & PSENNER 1992, KOINIG et al. 1998); bei Temperaturerhöhung steigt allgemein der pH und *vice versa*. Faktoren, die zu einer pH-Erhöhung unter warmem Klima führen, sind eine längere eisfreie Periode mit erhöhter Wassertemperatur und Primärproduktion, ein geringerer Niederschlag und damit verbunden eine längere Wassererneuerungszeit, Kationeneinträge ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) aus chemischer Verwitterung sowie die seeinterne Alkalinitätsproduktion (WÖGRATH & PSENNER 1995, SOMMARUGA-WÖGRATH et al. 1997, KOINIG et al. 1998). Schmelzwässer können, wie vermutlich auch im Falle ObLAN, zu Beginn von Wärmeperioden zu temporärer pH-Erniedrigung führen. Schmelzwässer könnten auch Abweichungen von der ansonst signifikanten linearen Beziehung zwischen Kalziumkonzentration im Sediment ( $\text{Ca}^{2+}$ ) und dem mit Hilfe von Diatomeen rekonstruierten pH in ObLAN erklären. Zum Einfluss von  $\text{Ca}^{2+}$  und anderer Kenngrößen des Einzugsgebietes auf den Chemismus der Seen der Niederen Tauern siehe KAMENIK et al. (2001). Der pH fiel vom früh-Holozänen Höchstwert zu den erwähnten Kaltphasen des älteren Holozäns hin ab und erreichte während des postglazialen Klimaoptimums in ObLAN als auch ULan den aktuellen Wert um pH 7. Zwischen 6000 und 5000 v. h. setzte in beiden Seen ein Trend zur pH Erniedrigung ein, die mit zwei ausgeprägten negativen Klimaschwankungen und einer stufenweisen Erhöhung der Humidität (schneereichere Verhältnisse) erklärt wurde. Letztere wurde pollenanalytisch durch die Ausbreitung von Buche und Tanne im Lungau (dieser ist heute buchenfrei) sowie geochemisch/mineralogisch durch verstärkte Verwitterung und Abtrag (z.B. erhöhter Quarzanteil) angezeigt. Beide Kaltphasen sind in ObLAN durch eine kurze, aber prägnante, Warmphase voneinander getrennt. FRITZ und UCİK (2001) wiesen für die Südabdachung der Hohen Tauern erhöhte klastische Einträge zwischen ca. 5900 und 5100 vor heute nach, die sie mit den Rotmoos-Schwankungen (BORTENSCHLAGER 1970, PATZELT und BORTENSCHLAGER 1973) in Verbindung brachten. Schneereiche Winter dürften im Zeitraum 5000 bis 4000 v. h. fortbestanden haben (siehe unten).

### 3 Anthropogener Zeitabschnitt (2000 v. Chr. bis heute)

Aufgrund pollenanalytisch erfasster Zeigerpflanzen für menschlichen Einfluss konnten in ObLAN vier Landnutzungs-Phasen festgestellt werden: (1) Ältere Bronzezeit, (2) Jüngere Bronze + Hallstattzeit, (3) Kelten/Römerzeit, (4) Hoch- bis Spätmittelalter. Die abgeleiteten Frühlings- und Herbst-Temperaturanomalien während der zwei Jahrtausende v. Chr. waren hochsignifikant miteinander korreliert und wiesen zwei markante Minima um ca. 1300 und 600 v. Chr. auf. Diese trennten die Landnutzungs-Phasen (1) und (2) sowie (2) und (3) (SCHMIDT et al. 2007). Auf die kalte und feuchte Klimaschwankung um 1300 v. Chr. mit verstärkter Erosion und Sedimentumlagerung, wie diese durch Veränderungen im Magnetismus (Gipfel im saturierten isothermalen remanenten Magnetismus), erhöhter Korngröße und Pollen anthropogener Zeigerpflanzen in den Sedimenten von Ulan angezeigt wurde, setzte am Unteren Landschitzsee in der jüngeren Bronzezeit die Phase der Almrodungen ein. Die Rodungstätigkeit (wahrscheinlich Brandrodung) führte zu einem vorübergehenden Schub von DOC und einem deutlich niedrigere C/N-Plateau. Letzteres resultierte vermutlich aus Verlusten organischen Materials durch Rodung seeufernaher Wälder und erhöhtem Stickstoffangebot. Einen ersten Höhepunkt erfuhr die Hochlagenbewirtschaftung um die Landschitzseen in der Kelten/Römerzeit, die nur mehr durch jene des Hoch- bis Spätmittelalters übertroffen wurde. Der römische Aufschwung dürfte mit Transportwegen über die Alpen (siehe Straßensiedlung

Immurium, das heutige Moosham, FLEISCHER und MOUCKA-WEITZEL 1998) und mit einer Wärmeperiode in Zusammenhang stehen. Die Wärmeperiode der Römerzeit und die Mittelalterliche Warmphase (zwischen ca. 900 bis 1400) wiesen mit heute vergleichbare mittlere Frühlings-Temperaturanomalien auf oder übertrafen diese sogar leicht (Abbildung 2). Ab dem Mittelalter scheint die enge Koppelung zwischen mittleren Frühlings- und Herbsttemperaturen aufgehoben. Möglicherweise veränderten sich die großräumigen klimatischen Strömungsmuster, und der Lungau wurde kontinentaler im Vergleich zu den feuchteren zwei Jahrtausenden vor Christus. Kontinentale Bedingungen begünstigten eine verstärkte Hochlagennutzung. Im Mittelalter jedoch beeinflusste nicht mehr ausschließlich das Klima diese Nutzungsform, sondern es nahmen andere Aspekte wie Bergbau, Jagd, Belehungen und Eigentumsverhältnisse und Bevölkerungswachstum an Bedeutung zu (siehe u.a. MUTSCHLECHNER 1967, KATSCHNER 1984, ORTNER und SAGMEISTER 1992). Dies erklärt die trotz instabileren Klimas intensive Hochlagenutzung bis in das 16. Jh.. Während der Klimaverschlechterung der sogenannten „Kleinen Eiszeit“ (Gletschervorstöße im Zeitraum 17. bis 19. Jh) erfolgte jedoch wie allgemein in den Alpen (siehe u.a. STOLZ 1930) ein deutlicher wirtschaftlicher Einbruch.

Die Abbildung 2 gibt eine Übersicht über die vier Landnutzungsphasen von ObLAN in Bezug zu Kulturen und Klimazeigern.

### 4 Zitierte und Weiterführende Literatur

- BIRKS H.J.B., LINE J.M., JUGGINS S., STEVENSON A. C., TER BRAAK C.J.F. (1990): Diatoms and pH reconstruction. - *Phil. Trans. R. Soc., Lond.* B327: 263 - 278
- BIRKS H. J. B. (1998): Numerical tools in palaeolimnology – Progress, potentialities, and problems. - *J. Paleolim.* 20: 307 - 332
- BORTENSCHLAGER S. (1967): Pollenanalytische Untersuchungen des Seemooses im Lungau (Salzburg). - *Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien* 107: 57 - 74
- BORTENSCHLAGER S. (1970): Waldgrenz- und Klimaschwankungen im pollenanalytischen Bild des Gurgler Rotmooses. - *Mitt. Ostalp.-dinar. Ges. Vegetationskde.* 11: 19 - 26
- BORTENSCHLAGER S. (2000): The Iceman`s environment. - In: BORTENSCHLAGER S., OEGGL K. (Eds.), *The Iceman and his Natural Environment. The Man in the Ice, Volume 4.* - Springer-Verlag, Wien, New York, 11 - 24
- BROSCH U. (2000): Pollenanalytische Untersuchungen zur spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte am Seetaler See (Salzburg, Lungau). - *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark*, 130: 169 - 201
- DANSGAARD W., JOHNSEN S.J., CLAUSEN H.B., DAHL D., JEHNSEN D., GUNDESTROP N.S., HAMMER C.U., HVIDEBERG C.S., STEFFENSEN J.P., SVEINBJORNS-DOTTIR A.E., JOUZEL J., BOND G. (1993). Evidence for general instability of past climate from a 250-kyr ice-core record. - *Nature* 364: 218 - 220
- DRESCHER-SCHNEIDER R. (2003): Pollenanalytische Untersuchungen an einem Bodenprofil im Zusammenhang mit dem urgeschichtlichen Brandopferplatz auf dem Sölkpass (1780 m NN, Niedere Tauern, Steiermark). In: MANDL F. (ed.) *Sölkpass ein 6000 Jahre alter Saumpfad über die Alpen*, - ANISA, 89 - 112
- ENGSTROM D. R., FRITZ S. C., ALMEDINGER J. E., JUGGINS S. (2000): Chemical and biological trends during lake evolution in recently deglaciated terrain. - *Nature* 408: 161 - 166
- FRITZ A., UCIK F. H. (2001): Klimageschichte der Hohen Tauern. Spätwürmzeitliche und postglaziale Klima- und Vegetationsentwicklung in den südlichen Hohen Tauern (Ostalpen, Kärnten). Ergebnisse der Bohrungen am Stappitzer See bei Mallnitz. - *Nationalpark Hohe Tauern, Wissenschaftliche Mitteilungen, Sonderband 3*, 1 – 99

- FLEISCHER R., MOUCKA-WEITZEL V. (1998): Die römische Straßenstation Immurium-Moosham im Salzburger Lungau. - *Archäologie in Salzburg*, Bd. 4: 1 – 320
- GROOTES P. M., STUIVER M., WHITE J. W. C., JOHNSEN S., JOUZEL J. (1993): Comparison of oxygen isotope records from the GISP2 and GRIP Greenland Ice cores. - *Nature* 366: 552 - 554
- HEBERT B. (2003): Archäologische Untersuchungen auf dem Sölkpass. Altwege, ein hochalpiner urgeschichtlicher Brandopferplatz und weitere Funde von der Steinzeit bis in die Moderne. In: MANDL F. (ed.) *Sölkpass. Ein 6000 Jahre alter Saumpfad über die Alpen*. - ANISA 49 - 88
- HEEGAARD E., BIRKS H. J. B., TELFORD R. J. (2005): Relationship between calibrated ages and depth in stratigraphical sequences: an estimation procedure by mixed-effect regression. - *Holocene* 15: 612 - 618
- KAIBLINGER C. M. (2003): Rekonstruktion klimabhängiger Umweltvariablen mittels Diatomeen in einem hochalpinen See der Zentralalpen (Oberer Landschitzsee, Niedere Tauern). - Diplomarbeit an der Fakultät für Naturwissenschaften und Mathematik der Universität Wien, 1 - 57
- KAMENIK C. (2001): Chrysophyte resting stages in mountain lakes. Indicators of human impact and climate change. Dissertation Leopold Franzens Universität Innsbruck und Institut für Limnologie, Österr. - Akademie der Wissenschaften, 1 - 114
- KAMENIK C., SCHMIDT R. (2005): Chrysophyte resting stages – a tool for reconstructing winter/spring climate from Alpine lake sediments. - *Boreas* 34: 477 - 489
- KAMENIK C., SCHMIDT R., KUM G., PSENNER R. (2001): The influence of catchment characteristics on the water chemistry of mountain Lakes. - *Arct. Antarct. Alpine Res.* 33: 404 - 409
- KAMENIK C., KOINIG K.A., SCHMIDT R. (2005): Potential effects of pre-industrial lead pollution on algal assemblages from an Alpine lake. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 29: 535 - 538
- KAMENIK C., SZEROCZYNSKA K., SCHMIDT R. (2007). Relationships among recent Alpine Cladocera remains and their environment - implications for climate-change studies. - *Hydrobiologia* 594: 33 - 46
- KATSCHNER E. (1984): Erlebnis Lungau. Kleinod im Salzburger Land. - Leopold Stocker Verlag, Graz, Stuttgart, 1 - 200
- KERSCHNER H. (1985): Quantitative palaeoclimatic inferences from Late Glacial snowline, timberline and rock glacier data, Tyrolian Alps, Austria. - *Z. Gletscherkd. Glazialgeol.* 21: 363 - 369
- KOINIG K.A., SCHMIDT R., SOMMARUGA-WÖGRATH S., TESSADRI R., PSENNER R. (1998): Climate change as the primary cause of pH shifts in a high alpine lake. - *Water Air Soil Pollut.* 104: 167 - 180
- KRAL F. (1985a): Zur natürlichen und anthropogenen Waldentwicklung im Gasteiner Raum. Pollenanalyse und Radiocarbonatierung. - In: FRANZ H. (Ed.). *Beiträge zu den Wechselbeziehungen zwischen den Hochgebirgsökosystemen und dem Menschen*. - *Ver. D. österr. MAB-Progr.* 9: 207 - 220
- KRAL F. (1985b): Zur postglazialen Waldentwicklung in den südlichen Hohen Tauern mit besonderer Berücksichtigung des menschlichen Einflusses. - *Sitzungsber. Österr. Akad. Wiss. Math.-nat. Kl., Abt. I*, 194, 247 - 289
- KRISAI R., BURGSTALLER B., EHMER-KÜNKELE U., SCHIFFER R., WURM E. (1991): Die Moore des Ost-Lungau. Heutige Vegetation, Entstehung, Waldgeschichte ihrer Umgebung. - *Sauteria* 5: 1 - 240
- MANDL-NEUMANN H., MANDL F. (2003): Der Sölkpass in Geschichte und Gegenwart. In MANDL F. (Ed.) *Sölkpass. Ein 6000 Jahre alter Saumpfad über die Alpen*, - ANISA 5 - 43
- MARCHETTO A., SCHMIDT R. (1993): A regional calibration data set to infer lakewater pH from sediment diatom assemblages in alpine lakes. - *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 51: 115 - 125
- MUTSCHLECHNER G. (1967): Über den Bergbau im Lungau. *Mitt. Ges. Salzburg. - Landeskd.* 107: 129 - 168
- NICOLUSSI K., PATZELT G. (2000): Untersuchungen zur Holozänen Gletscherentwicklung von Pasterze und Gepatschferner (Ostalpen). - *Z. Gletscherkd. Glazialgeol.* 36, 1 - 87
- NICOLUSSI K., KAUFMANN M., PATZELT G., PINDUR P., SCHISSLING P. (2005): Holocene tree-line variability in the Kauner Valley, Central Eastern Alps indicated by dendrochronological analysis of living trees and subfossil logs. - *Veget. Hist. Archaeobot.* 14: 221 - 234
- ORTNER F., SAGMEISTER R. (1992): Lessach im Lungau. Geschichte und Gegenwart eines Dorfes. - *Gemeinde Lessach*, 1 - 383
- PATZELT G., S. BORTENSCHLAGER (1973): Postglaziale Gletscher- und Klimaschwankungen in der Vedeigergruppe (Hohe Tauer, Ostalpen). - *Z. Geomorph. N.F. Suppl.* 16: 25 - 72
- PSENNER R. (2003): Alpine Lakes: Extreme ecosystems under the Pressures of Global Change. - *EAWAG news* 55: 12 - 14
- PSENNER R., SCHMIDT R. (1992): Climate-driven pH control of remote alpine lakes and effects of acid deposition. - *Nature* 356: 781 - 783
- ROTH M. (2006): Rekonstruktion Holozäner Umweltveränderungen in einem Alpinen See mittels Diatomeen und Chrysophyceen (Oberer Landschitzsee, Niedere Tauern). Diplomarbeit Fakultät für Naturwissenschaften der Universität Salzburg und Institut für Limnologie, - *Österr. Akademie der Wissenschaften*, 1 - 72
- SCHMIDT R., PSENNER R. (1992): Climate changes and anthropogenic impacts as causes for pH fluctuations in remote high alpine lakes. - *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.* 32: 31 - 57
- SCHMIDT R., KOINIG K.A., THOMPSON R., KAMENIK C. (2002): A multi proxy core study of the last 7000 years of climate and alpine land-use impacts on an Austrian mountain lake (Unterer Landschitzsee, Niedere Tauern). - *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.* 187: 101 - 120
- SCHMIDT R. (2003): Einflüsse holozäner Klimaschwankungen und der Almwirtschaft auf alpine

- Seen der Zentralalpen (Lungau), - Amt der Salzburger Landesregierung, Manuskript 1 - 23
- SCHMIDT R., KAMENIK C., KAIBLINGER C., HETZEL M. (2004a): Tracking Holocene environmental changes in an alpine lake sediment core: application of regional diatom calibration, geochemistry, and pollen. - *J. Paleolimnol.* 32: 177 - 196
- SCHMIDT R., KAMENIK C., LANGE-BERTLOT H., KLEE R. (2004b): *Fragilaria* and *Staurorsira* taxa (Bacillariophyceae) from surface sediment samples of 40 lakes in the central Austrian Alps (Niedere Tauern) in relation to environmental variables. - *J. Limnol.* 63: 171 - 189
- SCHMIDT R., KAMENIK C., TESSADRI R., KOINIG K.A. (2006): Climatic changes from 12,000 to 4,000 years ago in the Austrian Central Alps tracked by sedimentological and biological proxies of a lake sediment core. - *J. Paleolimnol.* 35: 491 - 505
- SCHMIDT R., KAMENIK C., ROTH M. (2007): Siliceous algae-based seasonal temperature inference and indicator pollen tracking ca. 4,000 years of climate/land use dependency in the southern Austrian Alps. - *J. Paleolimnol.* 38: 541 - 554
- SCHMIDT R., ROTH M., TESSADRI R., WECKSTRÖM K. (2008): Disentangling Late-Holocene Climate and land use impacts on an Austrian alpine lake using seasonal temperature anomalies, ice-cover, sedimentology, and pollen tracers. - *J. Paleolimnol.* 40: 543 - 469
- SCHMIDT R., KAMENIK C., ROTH M. (2009a): Der Einfluss des Klimas auf die Hochlagennutzung in den südlichen Niederen Tauern (Lungau) während der letzten 4000 Jahre. In: SCHMIDT R., MATULLA C., PSENNER R., (Eds.), Klimawandel in Österreich. Die letzten 20.000 Jahre ... und ein Blick voraus. - alpine space – man & environment 6: 87 - 96
- SCHMIDT R., KAMENIK C., KAIBLINGER C., TESSADRI R. (2009b): Klimaschwankungen und – trends des älteren Holozäns in den südlichen Niederen Tauern: multidisziplinäre Auswertung eines Sedimentkerns. In SCHMIDT R., MATULLA C., PSENNER R. (Eds.), Klimawandel in Österreich. Die letzten 20.000 Jahre ... und ein Blick voraus. – alpine space – man & environment 6: 55 - 64
- SOMMARUGA-WÖGRATH S., KOINIG K.A., SCHMIDT R., SOMMARUGA R., TESSADRI R., PSENNER R. (1997): Temperature effects on the acidity of remote alpine lakes. - *Nature* 387: 64 - 70
- SOMMARUGA-WÖGRATH S., PSENNER R., SCHAFERER E., KOINIG K.A., SOMMARUGA-WÖGRATH R. (1999): Dissolved organic carbon concentration and phytoplankton biomass in high-mountain lakes of the Austrian Alps: Potential effects of climate warming on UV underwater attenuation. - *Arct. Antarct. Alpine Res.* 31: 247 - 253
- STOLZ O. (1930): Die Schwaighöfe in Tirol – Ein Beitrag zur Siedlungs- und Wirtschaftsgeschichte der Hochalpentäler. – *Wiss. Veröff. des Deutschen und Österr. Alpenvereins* 5: 1 - 197
- THOMPSON R., KAMENIK C., SCHMIDT R. (2005): Ultra-sensitive Alpine lakes and climate change. - *J. Limnol.* 64: 139 - 152
- VON GRAFENTEIN U., ERLLENKEUSER H., MÜLLER J. (1998): The cold event 8200 years ago documented in oxygen isotope records of precipitation in Europe and Greenland. – *Clim. Dynam.* 14: 73 - 81
- WÖGRATH S., PSENNER R. (1995): Seasonal, annual and long-term variability in the water chemistry of a remote high mountain lake: acid rain *versus* natural changes. - *Water Air Soil Pollut.* 85: 359 - 364



## Woher stammen die Saiblingspopulationen der Salzburger Hochgebirgsseen?

Phänotypische und genotypische Untersuchungen autochthoner Saiblingspopulationen

Paul JÄGER<sup>1</sup>, Franz LAHNSTEINER<sup>2</sup>, Daniela ZICK<sup>3</sup>

Mit 34 Abbildungen und 14 Tabellen im Text

<sup>1</sup> Land Salzburg, Referat 4/44 – Gewässerschutz, Postfach 527, A - 5010 Salzburg

<sup>2</sup> Universität Salzburg, Abteilung für organismische Biologie, Hellbrunnerstr. 34, 5020 Salzburg

<sup>3</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling 18, 5310 Mondsee

### GLIEDERUNG

1	EINLEITUNG.....	242
2	DER SEESAIBLING.....	242
3	UNTERSUCHUNGSGEBIET UND UNTERSUCHTE FISCHPOPULATIONEN.....	244
4	METHODIK.....	245
5	ERGEBNISSE.....	247
6	DISKUSSION.....	255
7	LITERATUR.....	260

### Zusammenfassung

Der Genotyp und Phänotyp ausgewählter Seesaiblingspopulationen aus Hochgebirgsseen, aus verschiedenen Saiblingsseen am Alpennordrand zwischen Traunsee und Königssee und von Museumsproben wurden untersucht.

Die Hochgebirgsseen waren bis zu ihrem Besatz mit Seesaiblingen im Mittelalter fischleer.

Der Besatz erfolgte mit Brütlingen aus damals schon erfolgreichen Saiblingszuchten an den bekannten Saiblingsseen.

#### Ergebnisse Genotyp

Basierend auf der Analyse von mitochondrieller DNA und von Mikrosatelliten DNA konnten autochthone und allochthone Populationen identifiziert werden und so die Herkunft von Seesaiblingen verschiedener Hochgebirgsseen geklärt werden. Genetische Diversität und Heterozygotiegrad wurden bestimmt, was insbesondere für die isolierten Hochgebirgspopulationen eine bedeutende Rolle spielt. Da Mikrosatelliten-DNA viel kurzfristige Änderungen im Genotyp aufzeigt als mitochondrielle DNA, konnte aus diesen Daten auch geschlossen werden, zwischen welchen Populationen in der jüngeren Vergangenheit Genfluss stattfand.

#### Ergebnisse Phänotyp

Auch im Phänotyp der untersuchten Seesaiblingspopulationen zeigten sich klare Unterschiede.

Die Untersuchungen der 4 Saiblingspopulationen der Hochgebirgsseen haben gezeigt, dass sich diese Populationen über Wüchsigkeit, Geschlechtsreife und Laichzeiten zu neuen Ökophänotypen entwickelt haben. Ihre verwandtschaftliche Herkunft aus verschiedenen Saiblingsseen des nördlichen Alpenrandes ist nur genetisch nachweisbar.

Es hat sich die Annahme bestätigt, dass in den Hochgebirgsseen ein reinerbiges Genreservoir von Saiblingspopulationen aus verschiedenen Seen des Alpennordrandes vorhanden ist.

Weiters hat sich gezeigt, dass die Saiblingspopulationen in den großen Seen des Alpennordrandes zwischen Traunsee und Königssee vielfach durch Fremdbesatz durchmischt wurden und ursprüngliche Stammformen in solchen Seen meist nicht mehr gefunden werden konnten.

# 1 Einleitung

Die Erhaltung der ursprünglichen gewässertypenspezifischen Fischpopulationen in den Gewässern ist eine Jahrzehnte alte Forderung der Ökologen. Nur solche Populationen haben sich optimal an die Standortbedingungen angepasst und sind damit im Stande, auch allenfalls veränderten Umweltbedingungen Widerstand zu leisten. Das Auffinden und vor allem die Erhaltung solcher Fischpopulationen gehört seit Jahren zu den Zielen des Gewässerschutzes in Salzburg.

Untersuchungen zur nacheiszeitlichen Entwicklung des Salzburger Gewässersystems nach der letzten Eiszeit haben gezeigt, dass die Kaltwasserfische, zu welchen auch die holarktischen Formen des Seesaiblings (*salvelinus alpinus*), zählen vor etwa 14.500 bis etwa 12.000 Jahren die großen Seen des Alpennordrandes besiedeln konnten (IBETSBERGER, JÄGER, HÄUPL 2009, JÄGER, HÄUPL, IBETSBERGER 2009).

In die Hochgebirgsseen kamen die Seesaiblinge vor mehreren hundert Jahren durch Besatz aus Fischzuchten. Sie sollten für Bergknappen, Jäger und Almpersonal Zusatznahrung bringen.

Die Saiblinge in den Bergseen blieben meist klein, nur wenige Exemplare erreichten die aus den großen Seen der tieferen Regionen bekannten Größen und zwar dann, wenn sie zum Kannibalismus übergingen.

In AIGNER'S Beschreibung von Salzburgs Fischen aus dem Jahr 1855 finden sich z. B. eine Reihe von Varietäten der Forellen in den Fließgewässern wie die Alpenforelle, die Bachforelle, die Goldforelle, die Steinforelle und die Waldforelle. Die See- oder Grauforelle, der Herbst-Lachs und der Mai-Lachs werden als besonders großwüchsige Formen der Seen beschrieben. Alle drei Formen gibt er für den Wallersee an.

AIGNER (1855) unterscheidet diese Formen über phänotypische Merkmale, er unterscheidet die Waller-

seeformen aber zusätzlich über ihre verschiedenen Laichzeiten im Herbst bzw. im Mai.

Genetische und phänologische Untersuchungen von LAHNSTEINER & JAGSCH (2003) und LAHNSTEINER et al (2003) an Forellenpopulationen haben gezeigt, dass es schwierig ist, bei den Forellen noch isolierte eigenständige Populationen zu finden. Selbst Vergleiche mit Museumsfischen zeigten die starke Durchkreuzung der Forellenpopulationen schon im 19. Jahrhundert.

AIGNER unterscheidet auf Grund des Phänotyps auch Varietäten von den Saiblingen des Mondsees, des Fuschlsees, des Hintersees sowie den "Roten" und "Weißen Saibling" aus dem Königsee und dazu noch die "Schwarzreiter" als Kleinform aus dem Königsee.

Diese kleinen Saiblinge, welche mit den Köpfen in den Netzen hängen bleiben, eignen sich nach AIGNER (1855) nicht mehr zur Lebendaufbewahrung in Behältern.

"Sie werden nach dem Auslösen aus den Netzen in einen Zuber geworfen, eingesalzen und geräuchert. Sie heißen eigentlich Schwarzraucher und schmecken vorzüglich".

Aus diesen Beobachtungen stellte sich die Frage, ob sich die phänotypisch beschriebenen verschiedenen Saiblingspopulationen auch genetisch unterscheiden würden und ob dann die Herkunft der Populationen in den Bergseen nachzuweisen wäre.

Umgekehrt wäre es dann auch möglich, allenfalls verschollene Populationen in den großen Seen über das Auffinden in Bergseen wieder nachzuzüchten. Dass dies problemlos möglich ist, belegen Fischereiberichte aus früheren Jahren z.B. von FREUDLSPERGER (1936).

## 2 Der Seesaibling (*Salvelinus alpinus* L.)

Nach der letzten Eiszeit bildete der zirkumpolar verbreitete, kaltstenotherme Wandersaibling (*Salvelinus alpinus*) in verschiedenen Binnengewässern stationäre Seesaiblingspopulationen aus. Ursprünglich war die Alpennordseite in Europa die südliche Verbreitungsgrenze. Durch Besatzmaßnahmen wurde der Seesaibling aber auch in Oberitalienischen und Kärntner Seen eingebürgert (DOLJAN 1920, RUHLÉ 1977).

Der alpine Seesaibling, *Salvelinus alpinus* (L.), ist wohl eine der schönsten Fischarten unserer Gewässer. Wirtschaftlich gesehen zählt der Saibling zu den wichtigsten heimischen Arten. Anthropogene Eingriffe wie Eutrophierung, Zerstörung von Uferstrukturen und Laichregionen, intensive Befischung, usw. führten jedoch vielerorts zu starken Bestandseinbußen. Trotz der Bemühungen zur Erhaltung der Seesaiblinge waren die Bestände in vielen Gewässern rückläufig (JAGSCH 1987).

Saiblinge sind bereits seit langem Forschungsobjekt

der Fischereibiologie (DÖRFEL 1974). Die Aufspaltung in zahllose Lokalformen bereitet bei der taxonomischen Einteilung jedoch immer noch große Schwierigkeiten (BEHNKE 1980, 1989). Die phänotypische Erscheinungsform und Ökologie von Seesaiblingen ist extrem variabel (KLEMETSEN et al. 2003). Unterschiedliche Saiblingsformen treten nicht nur in verschiedenen Gebieten auf, sondern auch innerhalb eines einzigen Gewässers. Besonders in großen, tiefen Seen können verschiedene Teilpopulationen mit unterschiedlicher Größe, Farbe, Tiefenverteilung, Laichzeit und -verhalten leben (JOHNSON 1980).

Ursprünglich wies jeder Saiblingssee mindestens eine eigene gewässerspezifische Ausbildungsform auf. Im Sinne des Artenschutzes sollte also nicht nur die Art als solche, sondern auch die Formenvielfalt erhalten werden (JAGSCH 1990). Aber gerade diese Formenvielfalt wurde und wird durch Verfrachten von Besatzmaterial gefährdet.

Die unterschiedlichen Erscheinungsbilder der variablen Art „Seesaibling“ haben zahlreiche Autoren beschäftigt (DOLJAN 1920, HAEMPEL 1924, NERESHEIMER 1941, STEINMANN 1942, REISINGER 1953, BRENNER 1980, NORDENG 1983, HINDAR & JONSSON 1993, KLEMETSEN et al. 2002a). Die Einteilung der verschiedenen Saiblingsformen entwickelte sich zum „Saiblingsproblem“. In mitteleuropäischen Seen kann man nach Doljan (1920) häufig vier Grundtypen unterscheiden:

**Normalsaibling:** pelagisch lebender Planktonfresser oder benthivorer Bodenfisch

**Wildfangsaibling:** Räuber größerer Tiefen, 1-10 kg schwer

**Schwarzreuter:** Kümmerform des Normalsaiblings, frisst hauptsächlich Anflugsahrung und Benthosorganismen (Hochgebirgsseen)

**Tiefseesaibling:** An das Leben in großen Tiefen angepasst, möglicherweise eine Hungerform (NERESHEIMER 1941), der Tiefseesaibling im Bodensee wird von BEHNKE (1980) als eigene Art, *Salvelinus profundus*, beschrieben.

Die Rasseneinteilung von DOLJAN (1920) löste zahlreiche Diskussionen aus. Viele Autoren betonen die Eigenständigkeit der einzelnen Formen oder Unterarten und begründen dies mit genetischer Differenzierung (HAEMPEL 1924, NERESHEIMER 1941, SKULASON et al 1996, EIRIKSSON et al. 1999). Andere sind wiederum der Ansicht, dass die in den Alpenseen vorkommenden Saiblingsformen Standortmodifikationen eines genotypisch recht einheitlichen Bestandes darstellen. Demnach würden vor allem die Umwelteinflüsse die Wüchsigkeit des Saiblings bestimmen (STEINMANN 1942, STEINBÖCK 1950b, REISINGER 1953, RUHLÉ 1989).

Zahlreiche Umsetzungsversuche von Seesaiblingen aus nährstoffarmen in nährstoffreichere Gewässer und umgekehrt sowie die Aufzucht verschiedener „Saiblingsformen“ unter gleichen Umweltbedingungen haben gezeigt, dass sich alle „Formen“ durch Standortwechsel ineinander überführen lassen (REISINGER 1953, ELIASSEN et al 1998, KLEMETSEN et al. 2002b). STEINBÖCK (1949 a, b) berichtet zum Beispiel von einem Versuchsfisch aus dem Schwarzsee/Sölden (2792 m) mit 15,0 cm Länge, welcher gut gefüttert in 6 Monaten um 5 cm gewachsen war. Kleinwüchsige Formen können auch großwüchsige Tiere in ihrer Nachkommenschaft haben und umgekehrt (NORDENG 1983, HINDAR & JONSSON 1993)

Daher hätte das „Saiblingsproblem“ eigentlich schon lange als gelöst betrachtet werden müssen (HONSGERLENBURG 1980). Die vier Grundtypen nach DOLJAN (1920) „Saiblingsformen“ sind Ökophänotypen, die Variationen sind also nicht genetisch fixiert, sondern hängen von den jeweiligen Entwicklungsbedingungen ab.

Trotzdem ist bis heute der Grund für die Entstehung dieser verschiedenen Formen umstritten. Neben den Umweltbedingungen könnten möglicherweise zu-

sätzlich genetische Veränderungen zum unterschiedlichen Wuchs führen. (SVEDÄNG 1990, SKULASON et al. 1993).

Vom UMWELTBUNDESAMT BERLIN wurde 2001 ein Forschungsbericht über die Veränderung der genetischen Vielfalt von Saiblingspopulationen in Bayern veröffentlicht.

Diese Untersuchungen beleuchten einen wichtigen Aspekt zum Thema postglaziale Ausbreitung des Seesaiblings im bayrisch-salzburgischen Raum.

Zitat: "Im Rahmen des Teilprojekts zur Phylogeographie und Besatzeinfluß des alpinen Seesaiblings (*Salvelinus umbla*) wurden neun Populationen aus dem Donaueinzugsbereich in Bayern und Österreich und eine aus dem Rheineinzug mit Mikrosatelliten und durch die Sequenzierung eines Bereichs der Kontrollregion der mitochondrialen DNA charakterisiert. Es zeigte sich in der Mikrosatellitenanalyse, dass alle Populationen des Donauraums jeweils deutlich voneinander verschieden sind, wobei aber in verschiedenen populationsgenetischen Analysen Populationen aus benachbarten Seen näher miteinander verwandt sind, als weit auseinanderliegende. Die Analyse der Kontrollregion ergab 17 Haplotypen, wobei einer sehr häufig ist und in acht von zehn Populationen präsent ist. Andere Haplotypen wurden in niedriger Frequenz jeweils in nur einem See, oder in sehr nahe benachbarten Seen gefunden.

Die einzige und wichtige Ausnahme betrifft auch die morphologisch aberrante Population des Ammersees, die ausschließlich durch 4 Haplotypen charakterisiert ist, die in keiner anderen Population gefunden werden konnten. Diese Eigenheiten sprechen dafür, dass diese Population eine eigene, bisher unbeschriebene Art darstellt, die für den bayerischen Ammersee endemisch ist. Die Ergebnisse aus der Analyse aller untersuchten Loci ergänzen sich und zeigen, dass die heutigen Populationen aus einer Ursprungspopulation stammen, es aber offensichtlich in den letzten 12000 Jahren zu einer deutlichen allopatrischen Differenzierung kam.

Zur Analyse des Besatzeinflusses wurden die Ergebnisse der phylogeographischen Analyse mit einer Selbstklassifikationsanalyse aller Individuen auf der Basis der gefundenen Mikrosatellitenallelfrequenzen durchgeführt. Es zeigte sich, dass das Einbringen von allochthonem Besatzmaterial in große intakte Seenpopulationen nur geringen und mit den angewandten Mitteln nicht eindeutig identifizierbare Spuren hinterlassen hat.

Auf der anderen Seite konnte für die zwischenzeitlich durch Umweltverschlechterungen stark beeinträchtigte Population des Starnberger Sees wahrscheinlich gemacht werden, dass die Kombination von starker Umweltverschlechterung (die sich auf die absolute Populationsgröße des Seesaiblings auswirkte) und starkem Besatz mit allochthonem Material zu einer drastischen Verfälschung des autochthonen Bestandes führte."

### 3 Untersuchungsgebiet und untersuchte Fischpopulationen



Abbildung 1: Lage der untersuchten Seen

- Hochgebirgsseen (1 = Tappenkarsee, 2 = Oberer, Mittlerer und Unterer Landschitzsee, 3 = Zwerfenbergsee und Lungauer Klaffersee)
- Saiblingsseen am Alpennordrand (1 = Königssee, 2 = Fuschlsee 3 = Mondsee, 4 = Wolfgangsee, 5 = Attersee, 6 = Traunsee, 7 = Altausseer See, 8 = Grundlsee)

#### Untersuchungsperiode 2001 - 2003

Saiblingspopulationen aus Hochgebirgsseen: Um möglichst unverfälschte Saiblingspopulationen von Bergseen zu erhalten, wurden aus der KOLLMANN'schen Fischereikarte von Salzburg aus dem Jahr 1898 (JÄGER & SCHILLINGER 1988) Saiblingsseen herausgesucht, welche möglichst weite Zugangswege haben.

Aus folgenden Hochgebirgsseen wurden im Einverständnis mit den Fischereirechtsinhabern in den Jahren 2001 bis 2003 Seesaiblinge gefangen und bezüglich Längenwachstum, Altersaufbau, Geschlechtsreife und laichreife, sowie phänotypologisch und genetisch untersucht: Oberer-, Mittlerer- und Unterer Landschitzsee, Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee im Lessachtal im Lungau sowie der Tappenkarsee oberhalb von Kleinarl im Pongau.

Aus dem Tappenkarsee ist bekannt, dass dieser keinen Nachbesatz aus anderen Seen erhält.

#### Untersuchungsperiode 2003 - 2004

Zur genetischen Identifikation der verschiedenen Saiblingspopulationen wurden 2003 und 2004 Saiblinge vom Grundlsee, Altausseer See, Traunsee, Wolfgangsee, Attersee, Mondsee, Fuschlsee und Königssee genetisch und phänologisch untersucht.

Um Aufschluss über ursprüngliche Seesaiblingsgenotypen im Untersuchungsgebiet zu erhalten, wurden auch konservierte Proben aus dem Naturhistorischen Museum in Wien vom Grundlsee (1888), Josersee (Hochschwab, Niederösterreich) 1228 m (1879), Hallstättersee (1884), Langbathsee (1884), Lunzer Obersee (1953-1979), Riesachsee (Gfölleralm oberhalb Schladming) 1338 m (1884) bearbeitet.

## 4 Methodik

Die Herkunft der untersuchten Saiblinge wurde in Kapitel 3 beschrieben

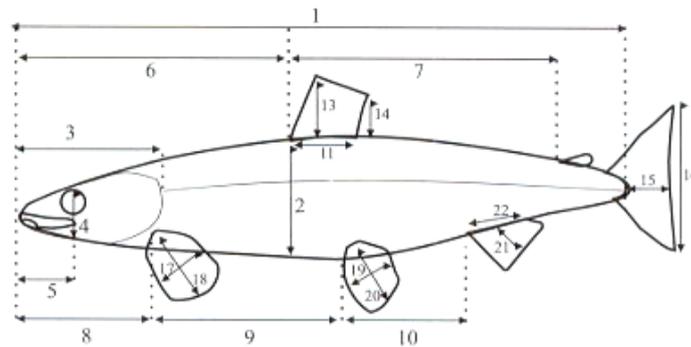


Abbildung 1a: Vermessungsschema (nach: LAHNSTEINER 2003). 1 Körperlänge, 2 Körperhöhe, 3 Kopflänge, 4 Kopfbreite, 5 Länge des Mundspalts, 6 Abstand Kopfspitze – Rückenflosse, 7 Abstand Rückenflosse – Fettflosse, 8 Abstand Kopfspitze – Brustflosse, 9 Abstand Brustflosse – Bauchflosse, 10 Abstand Bauchflosse – Afterflosse, 11 Länge der Rückenflosse, 13 und 14 Höhe der Rückenflosse, 15 Länge der Schwanzflosse, 16 Breite der Schwanzflosse, 17 Breite der Brustflosse, 18 Länge der Brustflosse, 19 Breite der Bauchflosse, 20 Länge der Bauchflosse, 21 Breite der Afterflosse, 22 Länge der Afterflosse. Übersichtshalber sind folgende Parameter nicht eingezeichnet: Augendurchmesser, Abstand Kopfspitze – Auge

### 4.1 Freilandarbeit

#### 4.1.1 Eigene Befischungen in den Bergseen

Als Fangeräte kamen, je nach Gewässergröße, zwischen 3 und 8 Multimaschen-Kiemennetze zum Einsatz (Fa. Lundgren; Länge: 42 m, Höhe: 1,5 m; Maschenweiten: 6 mm bis 75 mm). Um auch größere Fische effektiver fangen zu können, wurde ein zusätzliches Netz mit 20 mm Maschenweite (Länge: 50 m, Höhe: 3 m) verwendet. Alle Netze kamen auf Grund und wurden (außer am Oberen Landschitzsee und am Lungauer Klaffersee) über Nacht exponiert. Nach dem morgendlichen Heben der Netze erfolgte die Aufarbeitung der Fische getrennt nach Art und Maschenweite. Zusätzlich kamen einige mit der Angel gefangene Fische zur Untersuchung.

#### 4.1.2 Datenaufnahme vor Ort

Von jedem gefangenen Fisch erfasste man zunächst Totallänge, Frischgewicht und Geschlechtsreife. Zur Bestimmung des Alters wurden von einigen Tieren die Sagitta-Otolithen entnommen und ins Labor transportiert. Für eine parasitologische Untersuchung wurde teilweise der Magen-Darm-Trakt entnommen und konserviert (70%iger Alkohol). Ebenso erfolgte von mindestens 15 Fischen ein Flossenklipping zur genetischen Untersuchung der Fische (Konservierung in 96%igem Alkohol). Für die morphometrische Vermessung wurden 5 unversehrte Fische konserviert (70%iger Alkohol).

### 4.2 Laborarbeit

#### 4.2.1 Phänotypologische Vermessung

HONSIG-ERLENBURG hat 1980 mit einem von ihm entwickelten Vermessungssatz die Variation morphometrischer und biochemischer Merkmale der Saiblinge des Hallstätter Sees untersucht und konnte zwei phänotypologisch verschiedene Saiblingspopulationen nachweisen. Dieser methodische Ansatz wurde auch bei dieser Untersuchung gewählt.

Für die phänotypologischen Untersuchungen wurden an jeweils 5 Fischen pro Population die in Abbildung 1a dargestellten morphometrischen Parameter gemessen. Für die Populationen Grundlsee (1888), Hallstättersee (1884) und Langbathsee (1884) war nur eine Probe vorhanden. Es wurde angenommen, dass diese für die ganze Population repräsentativ war. Um den methodischen Fehler möglichst gering zu halten, wurden alle Untersuchungen von derselben Person durchgeführt. Flossenbreiten wurden in maximal gespreiztem Zustand gemessen.

Die ausgewählten 24 Messparameter (nach: LAHNSTEINER 2003), sind in Abb. 2 dargestellt. Um subjektiv bedingte Messfehler auszuschließen, wurden die Vermessungen immer von derselben Person durchgeführt. Dabei kamen gängige Messgeräte wie Lineal, Schublehre und Maßband zum Einsatz.

#### 4.2.2 Genetische Untersuchung

Von den zu untersuchenden Fischen wurden Gewebeproben entnommen und in 96% Äthanol konserviert. Die Museumsproben waren bereits in Alkohol konserviert. 15 Individuen wurden pro Population untersucht, bei den Museumsproben 1 – 5 Fische je nach Vorhandensein. Die DNA wurde mittels NucleoSpin Verfahren (Macherey-Nagel GmbH Deutschland) extrahiert. Zur genotypischen Analyse wurden Restriktionslängenpolymorphismus (RFLP) von mitochondrialer DNA (mtDNA) und Mikrosatellitenanalyse durchgeführt. Zur RFLP-Analyse von mtDNA wurden das ND1 Segment, das ND5/6 Segment und das Cytochrome-B/ Kontrollregion Segment mittels Polymerasekettenreaktion (PCR) amplifiziert (30 Zyklen jeweils 30 sec bei 95°C, 45 sec bei 52°C, 150 sec bei 72°C) und mit Restriktionsenzymen behandelt (Tabelle 7). Die resul-

tierenden DNA-Fragmente wurden mittels Polyacrylamidgelelektrophorese und einem Tris-Borat-Buffer-System auf Minigelen aufgetrennt. Zur Mikrosatellitenanalyse wurden vier Primerpaare verwendet, die in Tabelle 7 aufgeführt sind. Die DNA wurde wiederum mittels PCR amplifiziert, wobei die PCR Bedingungen mit Ausnahme der Annealing Temperatur (Tabelle 7) der Methodik für mtDNA glichen. Die amplifizierten Mikrosatellitenabschnitte wurden mittels Polyacrylamidgelelektrophorese auf Sequenzierungsgelen aufgetrennt.

#### 4.2.3 Altersbestimmung

Im Labor wurden die Otolithen mit feinem Schleifpapier (800 µm) angeschliffen und in ein Zwei-Komponenten-Harz (Araldite CY 212) auf einem Objektträger eingebettet. Zur vollständigen Aushärtung des Harzes müssen die Präparate anschließend bei 60°C für 24 Stunden im Wärmeschrank trocknen.

Die Altersbestimmung erfolgte mittels Mikroskop (Vergrößerung: x 25/bzw. x 40). Da sich die Bestimmung als ausgesprochen schwierig erwies, wurden alle Präparate mindestens viermal durchgesehen. Zwei Lesedurchgänge erfolgten dabei mit Hilfe einer Videoübertragung vom Mikroskop zu einem Bildschirm, wodurch das Zählen der Altersringe von zwei Personen gleichzeitig möglich wurde. Die Diskussion über tatsächliche Jahresringe oder eventuell Störringe wurde fortgeführt bis weitgehend Gewissheit über die Altersangabe bestand. Durch die immer enger werdenden Ringstrukturen am Randbereich des Otolithen muss aber dennoch eine Unsicherheit von ±1 Jahr angegeben werden.

Bei den Seesaiblingen der fischereilich bewirtschafteten Gewässer, wurde jeweils von drei morphometrisch vermessenen Fischen das Alter bestimmt.

### 4.3 Statistische Auswertung

#### 4.3.1 Auswertung der Daten aus der morphometrischen Untersuchung

Alle morphometrischen Parameter werden auf die Fischgröße bezogen und über die Standardlänge vereinheitlicht.

Die Beziehung zwischen Standardlänge und den morphometrischen Parametern war ohne Ausnahme linear (Daten nicht gezeigt). Deshalb konnten die morphometrischen Parameter auf folgende Weise linear transformiert werden (HOLCÍK et al., 1989, CADRIN 2000):

Transformierter Parameter = (Gemessener Parameter/Standardlänge) x 100

Die Analyse der morphometrischen Daten erfolgte auf 2 Arten. Um die paarweisen Unterschiede zwischen den Populationen darstellen zu können, wurde eine Mahalanobis Distanzmatrix berechnet (DUJARDIN 2002). Unter Verwendung dieser Distanzmatrix wurden mit der Phylip Software (FELSENSTEIN 1995) Dendrogramme (Neighbor joining trees) angefertigt. Diese Methode zeigt die Unterschiede und Verwandtschaftsbeziehungen zwischen Phänotypen, aber nicht in welchen Parametern sich die Phänotypen unterscheiden. Um diese Frage zu klären, wurden eine Varianzanalyse (ANOVA mit Dunetts` s T3 posthoc Test) und eine Diskriminanzanalyse angewandt. Basierend auf den Ergebnissen der Mahalanobis Distanzmatrix, wurden die Phänotypen für die weiteren

Analysen in folgende 3 Gruppen eingeteilt: Tieflandseen (Salzkammergutseen, Königssee, Wocheinersee), Bergseen und Proben aus dem Museum. Die Mittelwerte der transformierten morphometrischen Parameter wurden für die 3 Gruppen mittels ANOVA bei einem Signifikanzniveau von  $\alpha = 0.005$  verglichen. Dann wurde eine Faktoranalyse durchgeführt, um die Parameter auf Korrelationen zueinander zu untersuchen. Die mittels Faktoranalyse aus den morphometrischen Parametern extrahierten Faktoren wurden für die Diskriminanzanalyse verwendet. Details der Methodik sind in HOLCÍK et al. (1989) und CADRIN (2000) beschrieben.

#### 4.3.2 Auswertung der Daten aus der genetischen Untersuchung

Zur Auswertung wurden die Gele digitalisiert und die Größe der DNA Moleküle bestimmt. Für die mtDNA wurde eine Restriktions-Fragment Matrix erstellt. Die genetische Variabilität innerhalb einer Population wurde im Arlequin Programm berechnet. Zur Bestimmung der genetischen Variabilität zwischen den Populationen wurde im REAP Programm (MCELROY et al. 1992) für die vorkommenden Haplotypen eine Distanzmatrix der Nukleotidsubstitutionen erstellt. Diese wurde zur Erstellung von Dendrogrammen (Neighbor joining trees) mittels der Phylip Software (FELSENSTEIN 1995) verwendet. Für die Mikrosatelliten wurde eine Allelmatrix erstellt. Im Arlequinprogramm wurde die beobachtete und erwartete Heterozygotie, sowie mögliche Abweichungen vom Hardy-Weinberg Gleichgewicht berechnet. Genetische Unterschiede zwischen den Populationen wurden als die Anzahl von unterschiedlichen Allelen zwischen Haplotypen mittels einer  $F_{ST}$ -Statistik dargestellt. Der errechnete  $F_{ST}$ -Wert gibt dabei die Wahrscheinlichkeit an, das zwei Allele, die aus zwei verschiedenen Populationen entnommen werden, abstammungsidentisch sind. Die resultierende Distanzmatrix wurde wiederum zur Erstellung von Dendrogrammen (Neighbor joining trees) mittels der Phylip Software (FELSENSTEIN 1995) verwendet.

#### 4.3.3 Fischereiökologische Untersuchung

Für die Bergseen erfolgte eine statistische Auswertung der Daten hinsichtlich fischereiökologischer Parameter. Alle Berechnungen wurden mit Excel, SigmaPlot oder SigmaStat durchgeführt.

Ermittlung des Konditionsfaktors nach Fulton

Der Konditionsfaktor dient zur Beurteilung des „Ernährungszustandes“ von Fischen. Er wird zum Vergleich von Geschlechtern oder verschiedenen Populationen einer Art herangezogen.

$$K = 100 \times G/L^3$$

G = Gewicht  
L = Länge

Die Wachstumskurven der Schwarzreuter wurden nach von Bertalanffy berechnet.

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Phänotypische Untersuchungen

Basierend auf der Mahalanobis Distanzmatrix (Tabelle 11) und dem daraus resultierenden Neighbour joining tree Dendrogramm (Abbildung 33) konnten 2 Gruppen von Phänotypen unterschieden werden, die Phänotypen der Salzkammergutseen und die Phänotypen der Bergseen und der Museumsproben. Isolierte Phänotypen, die keiner der beiden Gruppen zugeordnet wurden, waren die vom Tappenkarsee (2003), Wocheinersee (2003), Joseersee (1879) und Grundlsee (2003) (Abbildung 33). Zu den Phänotypen der Salzkammergutseen wurde auch der Phänotyp der Königsseesaiblinge zugeordnet. Innerhalb dieser Gruppe war der Phänotyp der Atterseesaiblinge sehr isoliert positioniert.

Wurden die morphometrischen Parameter der Seesaiblingsphänotypen der Tieflandseen mit denen der Hochgebirgsseen und der Museumsproben verglichen, zeigten sich folgende Unterschiede (Tabelle 12). Seesaiblinge der Hochgebirgsseen und die Museumsproben unterschieden sich von den Seesaiblingen der Tieflandseen in den Körperproportionen, da sie eine geringere Körperhöhe, und einen geringeren Abstand zwischen Brust- und Bauchflosse hatten. Auch die Flossen unterschieden sich. Bei Saiblingen der Hochgebirgsseen und aus dem Museum war die Rückenflosse höher als bei Saiblingen aus den Tieflandseen, die Schwanzflosse und die Brust- und Bauchflosse waren länger und schmaler. Spezifisch für Saiblinge der Hochgebirgsseen war der Kopf länger und breiter als bei Saiblingen aus den Tieflandseen und aus dem Museum. Der Abstand zwischen Bauch- und Afterflosse war geringer, der Augendurchmesser größer. Folgende Parameter wiesen keine Unterschiede auf: Länge des Mundspalts, Abstand Kopfspitze - Auge, Abstand Kopfspitze-Rückenflosse, Abstand Kopfspitze-Brustflosse, Abstand Rückenflosse-Fettflosse, Länge Rückenflosse, Länge und Breite der Afterflosse.

Mittels Faktorenanalyse wurden die morphometrischen Parameter auf Korrelationen zueinander untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 13 dargestellt. Anschließend wurde eine Diskriminanzanalyse durchgeführt, wobei die 5 in Tabelle 13 dargestellten Faktoren als abhängige Variablen und der Populationscode als unabhängige Variable verwendet wurde. Diese Analyse testete, ob sich die Seesaiblingsphänotypen aus den Tieflandseen, den Hochgebirgsseen und die Museumsproben unterscheiden lassen. Folgendes Ergebnis wurde erhalten: Mit 2 kanonischen Variablenfunktionen konnte eine Varianz von 100 % erklärt werden (Tabelle 14). Die grafische Lösung dieser Funktionen ist in Abbildung 34 dargestellt. Konform zu den Ergebnissen der Mahalanobis Distanzmatrix zeigte sich, dass die Phänotypen der Tieflandseen von denen der Hochgebirgsseen und Museumspopulationen abgegrenzt sind, die Phänotypen der Hochgebirgsseen und Museumspopulationen aber zueinander Überlappungen aufweisen. Mit der Diskriminanzanalyse konnte auch überprüft werden, ob einzelne Individuen den vorher definierten Gruppen wieder zugeordnet werden konnten. Dies gelang für 91,5% der untersuchten Individuen. Alle anderen getesteten Gruppeneinteilungen brachten eine bedeutend geringere Rate positiver Klassifizierungsergebnisse.

### 5.2 Genotypische Untersuchungen

Basierend auf der Restriktions-Fragment Matrix der mitochondrialen DNA konnten die Haplotypen der untersuchten Seesaiblingspopulationen definiert werden. Alle Populationen außer jener vom Mondsee besaßen einen eigenen mit einer Häufigkeit von  $\geq 80\%$  vorkommenden Haplotyp. In der Mondseepopulation wurden drei verschiedene Haplotypen gefunden, die mit ungefähr gleicher Häufigkeit vorkamen. Die Haplotypenzusammensetzung und die resultierende Nukleotiddiversität innerhalb der Populationen sind in Tabelle 7 dargestellt. Die Nukleotiddiversität war für die Seesaiblingspopulationen aus den Hochgebirgsseen ( $0,0114 \pm 0,0075$  - Werte für alle Populationen gepoolt) geringer als für die der Tieflandseen ( $0,0203 \pm 0,0223$  - Werte für alle Populationen gepoolt). Dieser Unterschied war aber nicht statistisch signifikant. Für verschiedene Proben aus dem Museum konnte die Nukleotiddiversität nicht berechnet werden, da nur eine Probe pro Population vorhanden war (Tabelle 7).

Alle untersuchten Mikrosatellitenloci waren polymorph (Tabelle 7). Die genetische Diversität der Mikrosatellitendaten war mehr als 10-mal höher als die der mitochondrialen DNA. Sie ist für die einzelnen Populationen in Tabelle 9 zusammen mit der beobachteten und erwarteten Heterozygotie aufgelistet. Tabelle 9 zeigt auch, dass von den untersuchten Populationen nur jene vom Zwerfenbergsee eine statistisch signifikante Abweichung vom Hardy-Weinberg Gleichgewicht aufwies (Tabelle 9). Zwischen den Hochgebirgsseen ( $0,5339 \pm 0,6098$  - Werte für alle Hochgebirgsseen gepoolt) und den Tieflandseen bestanden basierend auf der Mikrosatelliten-DNA keine Unterschiede in der genetischen Diversität ( $0,0654 \pm 0,0742$  Werte für alle Tieflandseen gepoolt). Für die Populationen vom Hallstättersee (1884), Langbathsee (1884) und Grundlsee (1888) war jeweils nur eine Probe vorhanden. Für diese konnten die oben angeführten Berechnungen nicht durchgeführt werden (Tabelle 8).

Basierend auf der Restriktions-Fragment Matrix wurde für die vorkommenden Haplotypen eine Distanzmatrix der Nukleotidsubstitutionen berechnet, basierend auf der Allelmatrix der Mikrosatelliten-DNA eine Distanzmatrix der Fst Werte (Tabelle 10). Die Distanzwerte für die Nukleotidsubstitutionen der mt-DNA für den paarweisen Vergleich der Populationen sind in Tabelle 10 unterhalb der Diagonale dargestellt, die  $F_{ST}$  Werte oberhalb der Diagonale. Zur grafischen Veranschaulichung der genetischen Unterschiede wurden Neighbor joining tree Dendrogramme verwendet. Zuerst wurde ein Dendrogramm erstellt, um die genetischen Verwandtschaftsbeziehungen zwischen den Salzkammergutseen, dem Königssee und den Museumsproben darzustellen (Abbildungen 2 und 4). Die Hochgebirgsseen und der Wocheinersee wurden nicht miteinbezogen. Das Dendrogramm basierend auf der mitochondrialen DNA (Abbildung 29) gruppierte Fuschlsee (2003) und Attersee (2003), und Lunzer See (1953-1979) und Grundlsee (1888 und 2003)

in gemeinsame Gruppen, die zusammen mit dem Altauseer See (2003) zu einer übergeordneten Gruppe zusammengefasst werden konnten. Weiters werden Hallstättersee (1884) und Langbathsee (1884) sowie Mondsee (2003) und Wolfgangsee (2003) zu einer gemeinsamen, aber isoliert positionierten Gruppe zusammengefasst (Abbildung 29). Das Dendrogramm basierend auf den  $F_{ST}$ -Werten (Abbildung 31) der Mikrosatelliten-DNA gruppiert die Populationen Attersee, Altauseer See, Grundlsee, Fuschlsee, Lunzer See, Mondsee und Wolfgangsee in eine gemeinsame Gruppe, während die übrigen Populationen isoliert positioniert wurden.

Anschließend wurden die Populationen der Hochgebirgsseen und des Wocheinersees in die Analyse miteinbezogen (Abbildungen 30 und 32). Dabei wurde die Population des Oberen Landschitzsees eng zur Population des Altauseer Sees gruppiert. Auch die Populationen des mittleren und unteren Landschitzsees zeigten eine Verwandtschaft zur Population des Altauseer Sees. Die Population des Lungauer Klaffersees wurde zu den Populationen von Hallstättersee (1884) und Langbathsee (1884) positioniert, die Population des Wocheinersees und des Tappenkarsees zeigten eine Verwandtschaft mit der des Königssees. Diese Ergebnisse waren gleich für die Dendrogramme, die basierend auf mtDNA und Mikrosatelliten-DNA erstellt wurden (Abbildungen 30 und 32). Die Populationen Zwerfenbergsee, (2003), Riesach (1884) und Josersee (1879) wurden in den Dendrogrammen nicht eindeutig positioniert. Wiederholte Simulation von Dendrogrammkonstruktionen brachte für diese Populationen keine klaren Ergebnisse.

### 5.3 Fischereibiologische Untersuchung der Bergseen

Die Daten stammen aus dem ersten Beitrag über fischereibiologische Untersuchungen an 4 Bergseen im Bundesland Salzburg von JÄGER und ZICK (2001).

#### Oberer Landschitzsee (2.067 m)

Auf Grund des Zeitdruckes wurden im Oberen Landschitzsee die Netze lediglich für 4 Stunden ausgebracht. 9 Saiblinge gingen dabei in die Kiemennetze und 5 Fische konnten zusätzlich mit der Angel gefangen werden. Die Mittlere Länge von nur 13,3 cm zeigt deutlich die Kleinwüchsigkeit der Schwarzreuter in 2067 m Seehöhe. Es ist kaum ein typischer Jahreszuwachs zu erkennen. Trotz der geringen Größe erreichten die Fische ein Alter zwischen 4 und 11 Jahren und waren alle geschlechtsreif. Obwohl in der vorliegenden Untersuchung nur Schwarzreuter gefangen wurden, leben im Oberen Landschitzsee auch über 50 cm große Wildfangsaiblinge.

Im Gästebuch der Bacheralm ist ein Rekordfang dokumentiert.

Herr T. Rottensteiner angelte am 29. Juli 1979 einen 52 cm langen und 1,7 kg schweres Exemplar eines Seesaiblings.

#### Mittlerer Landschitzsee (1.938)

Bei einer Expositionszeit von 14 Stunden gingen insgesamt 28 Seesaiblinge in die Netze. Die allgemeinen Durchschnittsgrößen liegen auch im Mittleren Landschitzsee um 13 cm. Man sieht bei den Schwarzreutern

wieder kaum einen jährlichen Längenzuwachs, erst die Wildfangsaiblinge nehmen merklich an Größe zu. An sieben Fischen wurde das Alter zwischen 3 und 17 Jahren bestimmt. Drei Saiblinge waren noch nicht geschlechtsreif. Auffällig dabei ist ein indifferenter Fisch mit 19 cm Totallänge.

#### Unterer Landschitzsee (1.782 m)

Bei 17,5 Stunden Netzexpositionszeit konnten im Unteren Landschitzsee insgesamt 29 Fische gefangen werden. Neben den 22 Seesaiblingen gingen auch 7 Bachforellen in die Netze. Elritzen und Koppen waren nicht in den Netzfängen, wurden jedoch zusätzlich beobachtet. Die Mittlere Länge der Saiblinge ist 12,8 cm. Im Unteren Landschitzsee konnten die jüngsten Fische gefangen werden, 2 bis 9 Jahre ergab die Altersbestimmung. Vier Saiblinge waren noch nicht geschlechtsreif.

#### Tappenkarsee (1.761 m)

Bei einer Netzexpositionszeit von 19 Stunden konnten insgesamt 75 Seesaiblinge gefangen werden. Die Mittlere Totallänge der Saiblinge liegt bei 15,3 cm. Haempel (1924) beschreibt für den „Toppenkarsee“ 3-jährige Schwarzreuter mit einer Länge von 13,5 cm, dies stimmt mit den Beobachtungen aus der vorliegenden Studie überein. Von 19 Fischen wurde das Alter zwischen 3 und 11 Jahre bestimmt. Von allen gefangenen Fischen, waren insgesamt 10 noch nicht geschlechtsreif.

#### Zwerfenbergsee (2.025 m)

Bei einer Netzexpositionszeit von 5 Stunden konnten 20 Seesaiblinge gefangen werden. Mit einer mittleren Totallänge von 12,6 cm, entsprechen die Längen etwa denen der Landschitzseefische. Von 19 Fischen konnte das Alter zwischen 3 und 9 Jahren bestimmt werden. Wie auch bei den anderen Bergseen ist kaum ein Längenzuwachs zu beobachten, weiters waren alle Fische geschlechtsreif. Im Zwerfenbergsee konnte auch ein wunderschöner Wildfangsaibling mit 46 cm Länge gefangen werden.

#### Lungauer Klaffersee (2.195 m)

Insgesamt wurden hier nur 5 Fische mit der Angel gefangen. Die mittlere Länge ist mit 11 cm etwas geringer als bei den anderen Bergseen, aber auf Grund der geringen Stichprobenzahl können keine sicheren Aussagen gemacht werden. Alle gefangenen Fische waren im Alter von 4 bis 6 Jahren geschlechtsreif.

In den Tabellen 1 bis 6 wurden die Längen, Gewichts- und Konditionsdaten der großteils kleinwüchsigen Seesaiblinge der befischten Bergseen zusammengefasst. Die mit einem \* gekennzeichneten Daten, zeigen die jeweiligen Berechnungen inklusive der Wildfangsaiblinge über 20 cm Länge. Der größte Seesaibling wurde im Mittleren Landschitzsee mit 55,3 cm Länge gefangen.

In den Abbildungen 3 bis 6 sind die Totallängen und Konditionsfaktoren der Seesaiblinge dargestellt. Eine Anova ergab, dass die Seesaiblinge der Landschitzseen, Klaffersee und Zwerfenbergsee statistisch signifikant kleiner sind als jene des Tappenkarsees (Tabelle 13). Eine Anova der Konditionsfaktoren, zeigte keine statistisch relevanten Unterschiede zwischen den Bergseen an (Tabelle 14).

In den Abbildungen 7 bis 14 sind die Längenfrequenz-

diagramme der einzelnen Bergseen (ohne Klaffersee) dargestellt. Da im Mittleren Landschitzsee, Tappenkarsee und Zwerfenbergsee neben den Schwarzreutern große Wildfangsaiblinge gefangen wurden, erfolgte die Darstellung der Längenfrequenzdiagramme für die kleinstwüchsigen Saiblinge extra.

Die Abbildungen 15 bis 21 zeigen die Ergebnisse der Altersbestimmungen. Der älteste Fisch war mit 17 Jahren der große Wildfangsaibling aus dem Mittleren Landschitzsee. Im Unteren Landschitzsee konnten die jüngsten Seesaiblinge mit 2 Jahren gefangen werden.

Der Eintritt in die Geschlechtsreife (Abbildung 23 und 24) erfolgt bei den Landschitzseefischen ab einer Länge von 10 cm, im Tappenkarsee werden die ersten Saiblinge

ab 12 cm Länge laichreif. Wenn man das Alter (Abbildung 25 und 26) betrachtet, werden die Landschitzseefische mit 3+ und 4+, durchschnittlich etwas jünger geschlechtsreif als die Tappenkarseefische. Im Zwerfenbergsee und im Klaffersee konnten keine jungen (unreifen) Fische gefangen werden. Wahrscheinlich erlangen sie aber die Laichreife mit gleicher Länge und Alter wie die Landschitzseefische.

Die Wachstumsberechnung nach von Bertalanffy ergibt eine mittlere maximale Länge von 14,5 cm in den Landschitzseen, im Zwerfenbergsee und im Lungauer Klaffersee und 18,4 cm im Tappenkarsee (Abbildung 27 und 28).

Tabelle 1: Statistik Übersicht, Oberer Landschitzsee

	Milchner (n = 6)	Rogner (n = 8)	indiff. (n = 0)	Summe (n = 14)
MW Länge	13,5	13,2		13,3
Min. Länge	11,2	12,6		11,2
Max. Länge	16,0	14,2		16,0
MW Kondition	0,73	0,75		0,74
MW Gewicht	18,2	17,1		17,5

Tabelle 2: Statistik Übersicht, Mittlerer Landschitzsee

	Milchner (n = 14)	Rogner (n = 11)	indiff. (n = 3)	Summe (n = 28)
MW Länge	12,2	13,2	12,7	12,7
MW Länge*	17,5	13,2	12,7	15,3
Min. Länge	10,5	12,1	8,2	8,2
Max. Länge	55,3	15,0	18,8	55,3
MW Kondition	0,74	0,67	0,67	0,70
MW Kondition*	0,77	0,67	0,67	0,72
MW Gewicht	12,7	15,3	19,7	15,1
MW Gewicht*	154,5	15,3	19,7	85,4

Tabelle 3: Statistik Übersicht, Unterer Landschitzsee

	Milchner (n = 14)	Rogner (n = 4)	indiff. (n = 4)	Summe (n = 22)
MW Länge	13,1	14,8	9,6	12,7
Min. Länge	10,1	13,5	8,3	8,3
Max. Länge	16,0	16,0	11,1	16,0
MW Kondition	0,76	0,76	0,69	0,75
MW Gewicht	13,2	18,0	13,9	16,9

Tabelle 4: Statistik Übersicht, Tappenkarsee

	Milchner (n = 39)	Rogner (n = 26)	indiff. (n = 10)	Summe (n = 75)
MW Länge	14,5	17,1	12,3	15,1
MW Länge*	15,1	17,1	12,3	15,4
Min. Länge	11,7	13,5	8,7	8,7
Max. Länge	39	19,6	15,1	39
MW Kondition	0,74	0,74	0,69	0,73
MW Kondition*	0,75	0,74	0,69	0,74
MW Gewicht	23,6	37,0	13,9	27
MW Gewicht*	37,6	37,0	13,9	34,2

Tabelle 5: Statistik Übersicht, Zwerfenbergsee

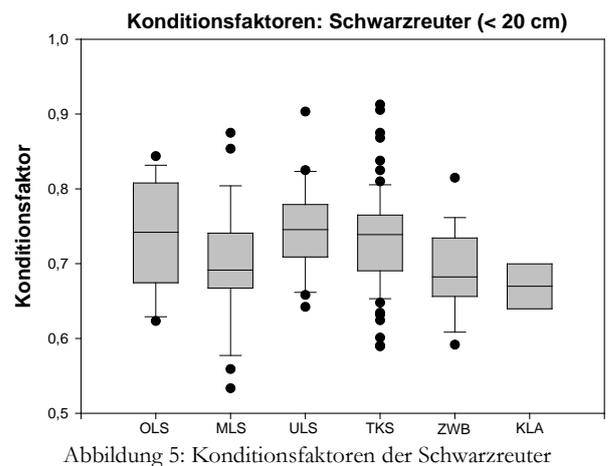
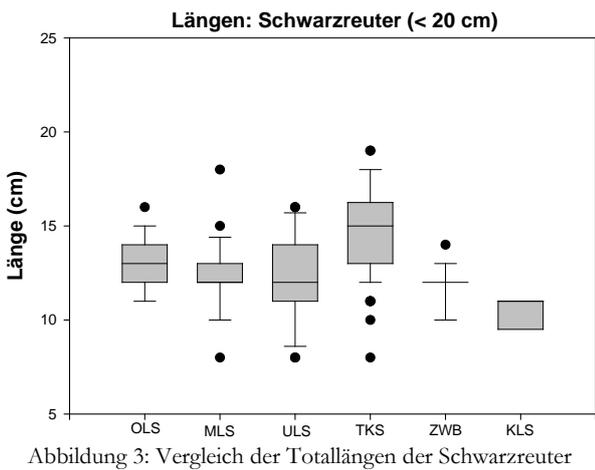
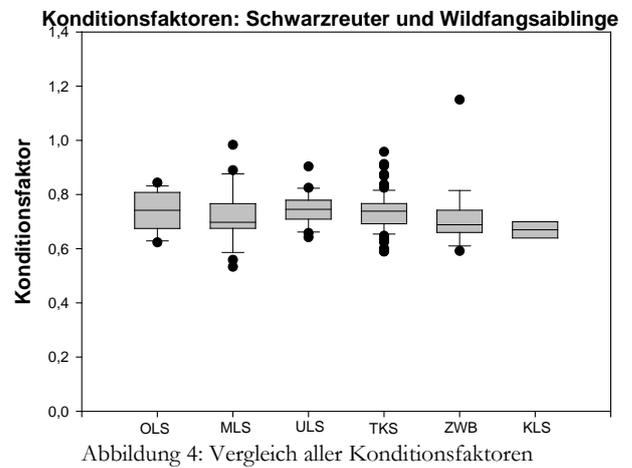
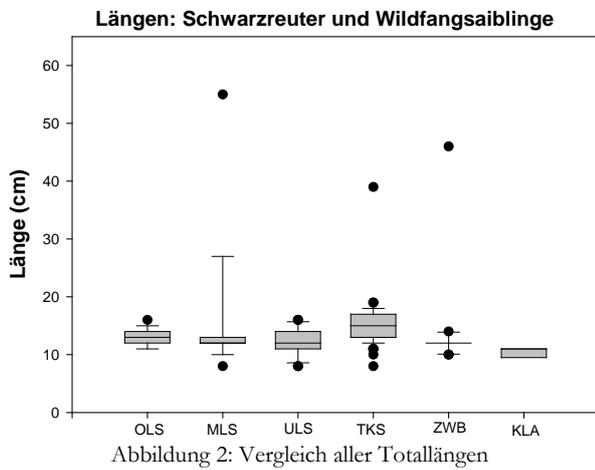
	Milchner (n = 13)	Rogner (n = 4)	unbest. (n = 2)	Summe (n = 18)
MW Länge	12,6	13,0	12,0	12,6
MW Länge*	12,6	13,0	29,0	14,3

	Milchner (n = 13)	Rogner (n = 4)	unbest. (n = 2)	Summe (n = 18)
Min. Länge	10,6	12,6	12,0	10,6
Max. Länge	15,0	13,7	46,0	46
MW Kondition	0,70	0,68	0,67	0,69
MW Kondition*	0,70	0,68	0,91	0,71
MW Gewicht	14,2	15,0	11,5	14,2
MW Gewicht*	14,2	15,0	563	72,1

Unbest.: von einem Schwarzreuter konnte auf Grund der schlechten Konservierung kein Geschlecht mehr bestimmt werden, vom Wildfangsaibling war kein Geschlecht bekannt; weiters war von einem Schwarzreuter kein Gewicht bekannt.

Tabelle 6: Statistik Übersicht, Lungauer Klaffersee

	Milchner (n = 4)	Rogner (n = 1)	indiff. (n = 0)	Summe (n = 5)
MW Länge	10,9	11,6		11,0
Min. Länge	9,9	11,6		9,0
Max. Länge	11,5	11,6		11,6
MW Kondition	0,68	0,64		0,67
MW Gewicht	8,8	10,0		9,0



# Längenfrequenzdiagramme

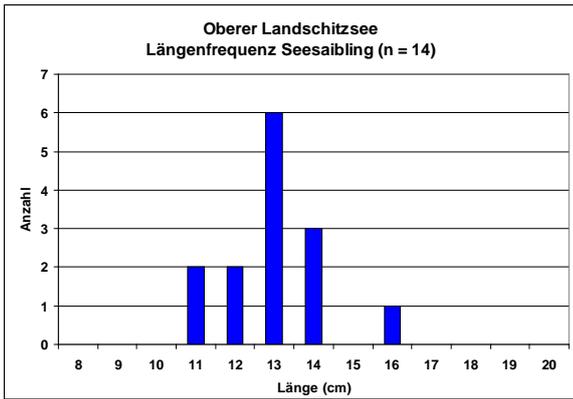


Abbildung 6: Längenfrequenz, Oberer Landschitzsee

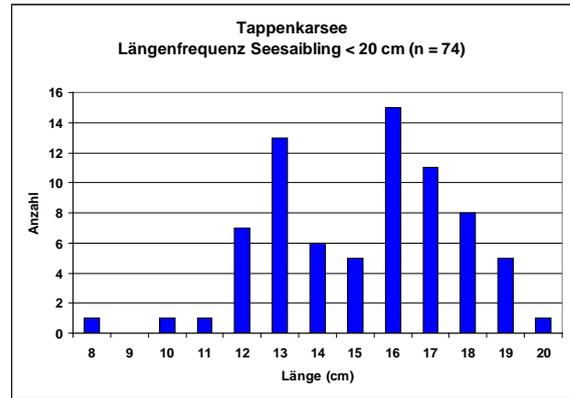


Abbildung 10: Längenfrequenz, Tappenkarsee

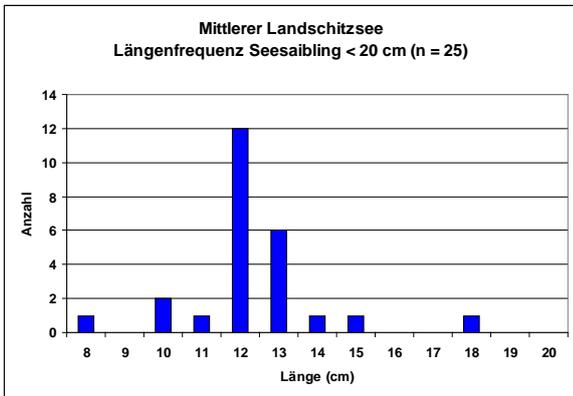


Abbildung 7: Längenfrequenz, Mittlerer Landschitzsee

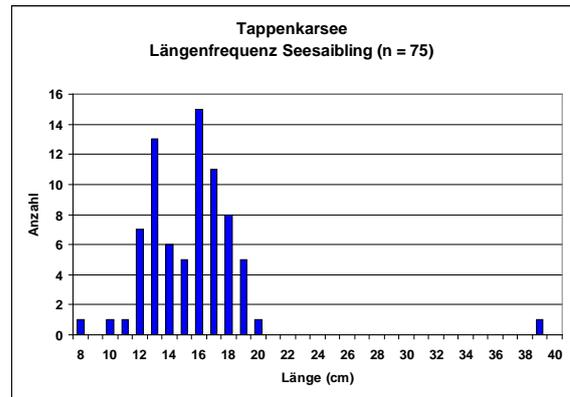


Abbildung 11: Längenfrequenz, Tappenkarsee (incl. > 20 cm)

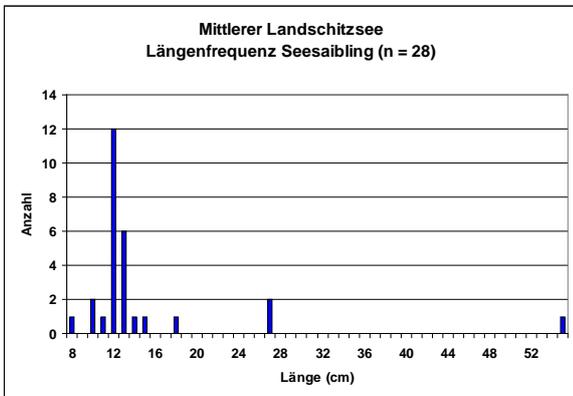


Abb 8: Längenfrequenz, Mittlerer Landschitzsee (incl. > 20 cm)

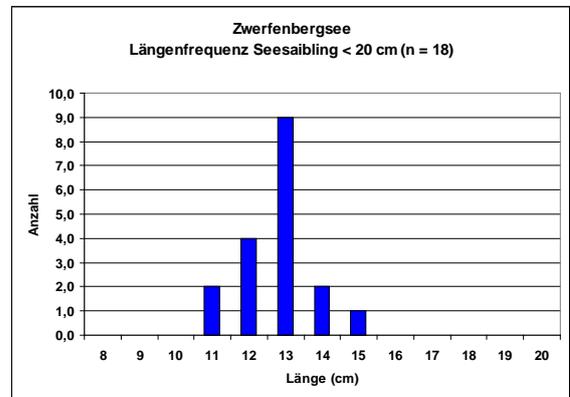


Abbildung 12: Längenfrequenz, Zwerfenbergsee

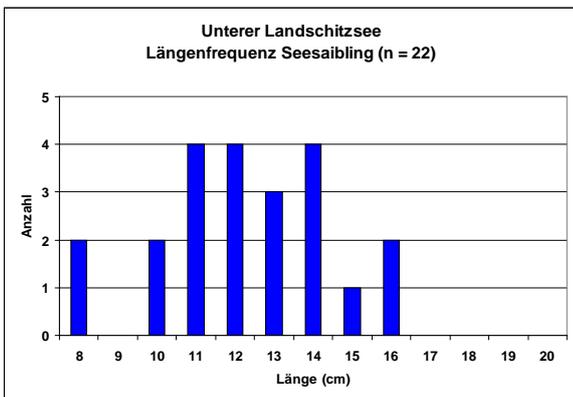


Abbildung 9: Längenfrequenz, Unterer Landschitzsee m)

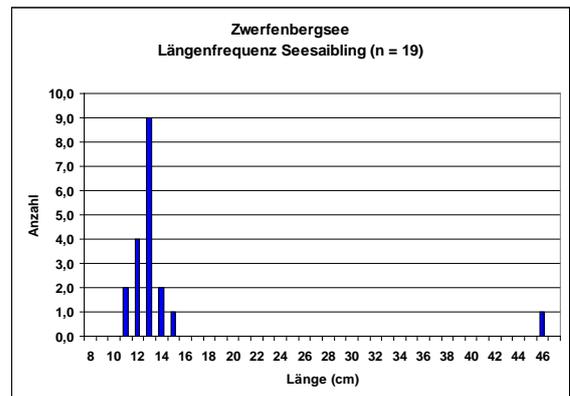


Abbildung 13: Längenfrequenz, Zwerfenbergsee (incl. > 20 cm)

## Länge / Alter

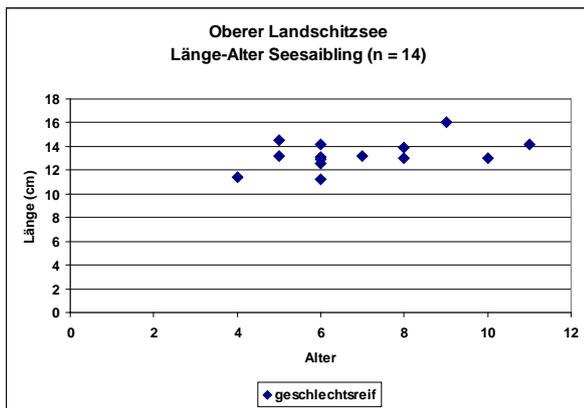


Abbildung 14: Länge/Alter, Oberer Landschitzsee

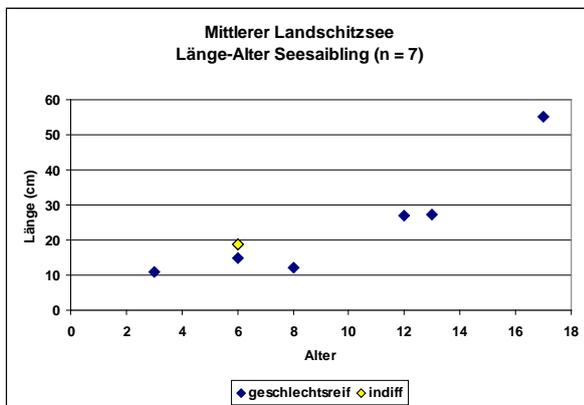


Abbildung 15: Länge/Alter, Mittlerer Landschitzsee

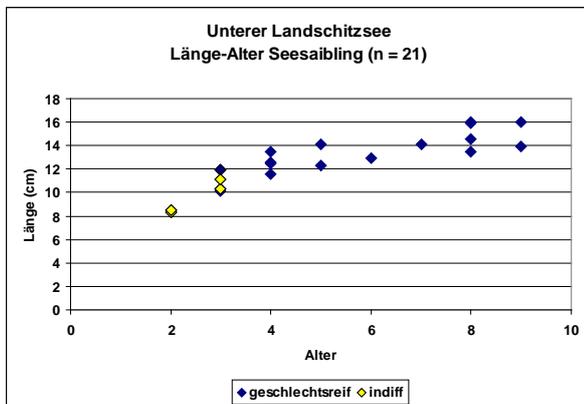


Abbildung 16: Länge/Alter, Unterer Landschitzsee

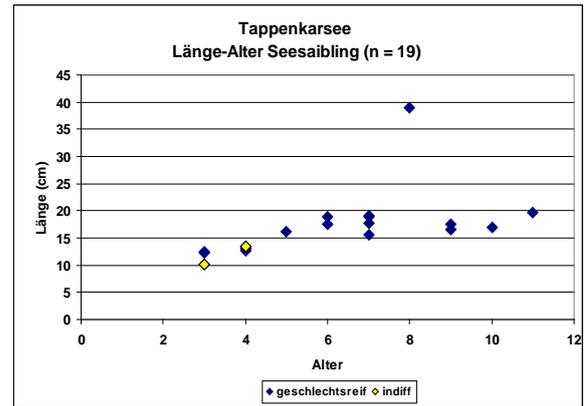


Abbildung 18: Länge/Alter, Tappenkarsee

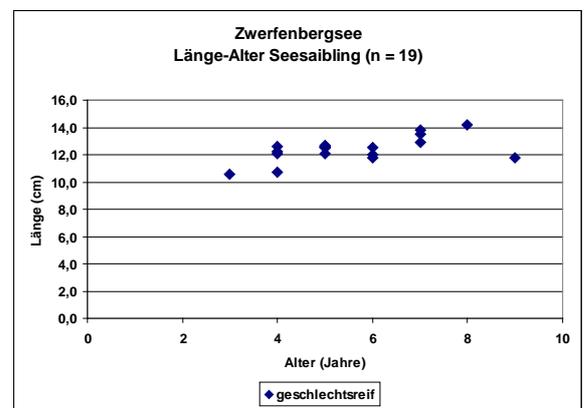


Abbildung 19: Länge/Alter, Zwerfenbergsee

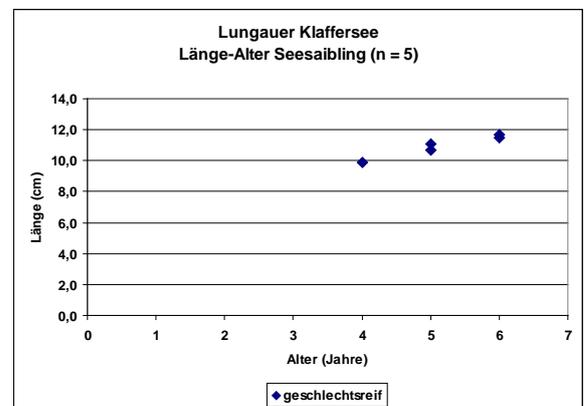
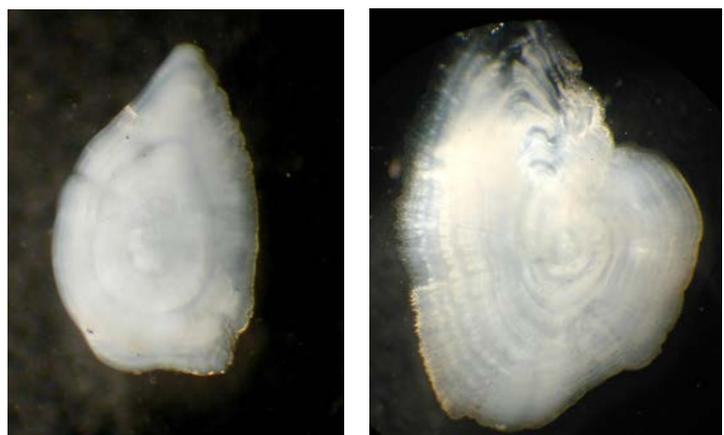


Abbildung 20: Länge/Alter, Klaffersee

Abbildung 17: rechts: 3+ Seesaibling, links: 11+ Seesaibling (beide aus dem Tappenkarsee, Fotos: Zick)



## Länge Laichreife / Alter Laichreife

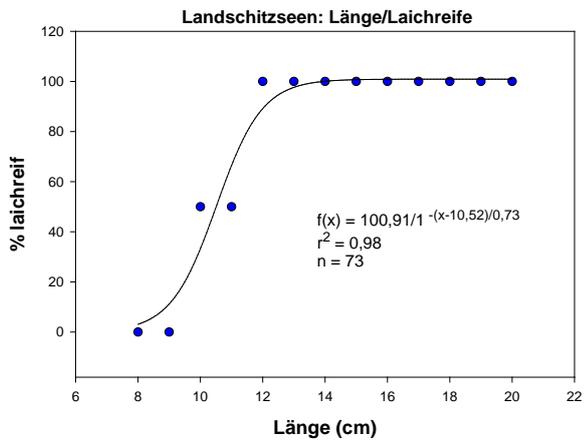


Abbildung 21: Länge/Laichreife, alle drei Landschitzseen

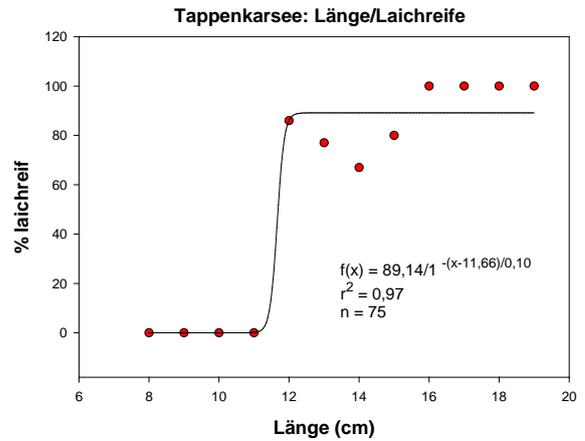


Abbildung 23: Länge/Laichreife, Tappenkarsee

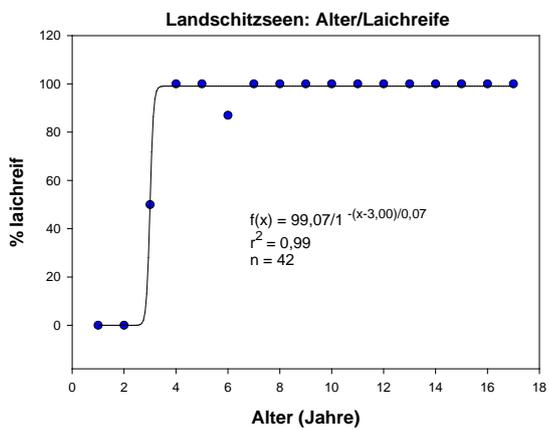


Abbildung 22: Alter/Laichreife, alle drei Landschitzseen

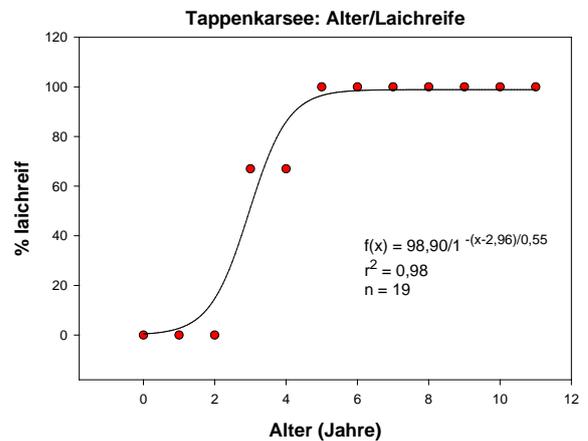


Abbildung 24: Alter/Laichreife, Tappenkarsee

## Länge/Alter – Wachstum

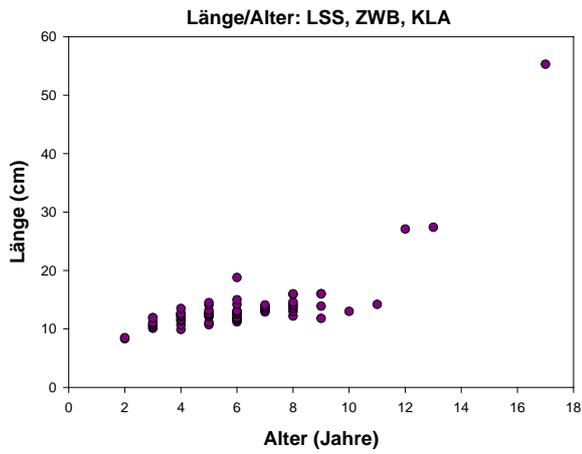


Abbildung 25: Länge/Alter. LSS, ZWB und KLA

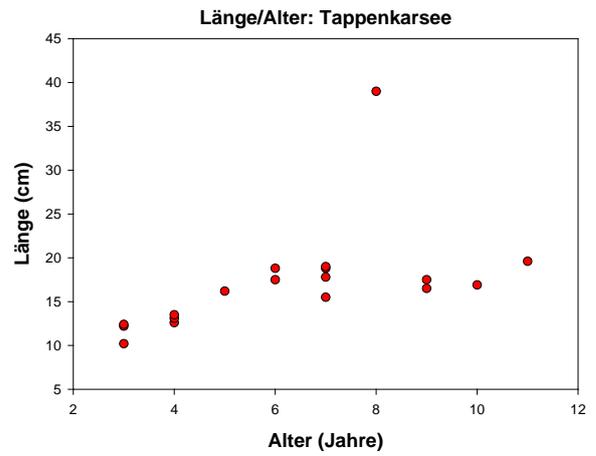


Abbildung 27: Alter/Länge, Tappenkarsee

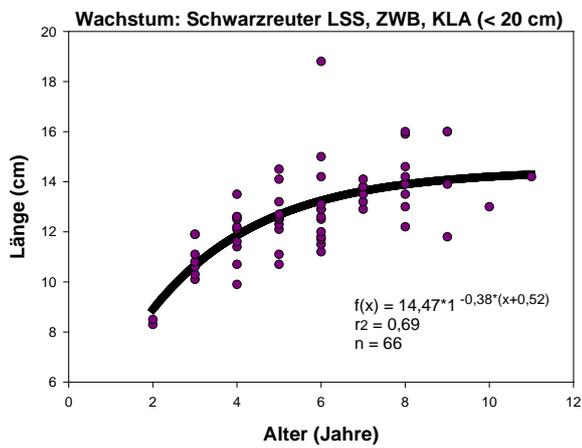


Abbildung 26: Wachstum der Schwarzreuter, LSS, ZWB, KLS

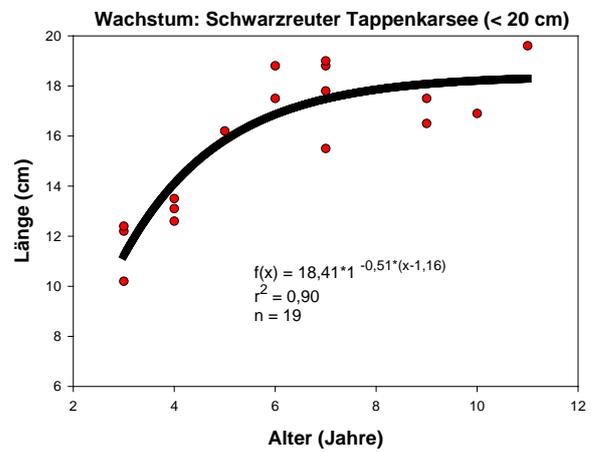


Abbildung 28: Wachstum der Schwarzreuter, Tappenkarsee

## 6 Diskussion der Ergebnisse

### 6.1 Phänotyp

Generell kann die Diversität im Phänotyp genetisch fixiert sein, oder eine Adaption an unterschiedliche Umweltbedingungen darstellen. Die Tatsache, dass die Seesaiblingspopulationen der Salzkammergutseen und des Königssees, also der Tieflandseen, und die Seesaiblingspopulationen der Hochgebirgsseen mit wenigen Ausnahmen untereinander einen sehr ähnlichen Phänotyp aufwiesen (siehe Mahalanobis Distanzmatrix und dazugehöriges Dendrogramm), lässt darauf schließen, dass der Phänotyp hauptsächlich eine Adaption an verschiedene Umweltbedingungen darstellt. Umweltbedingte Unterschiede im Phänotyp von Saiblingen sind seit langem bekannt.

So wird zwischen pelagischen Normalsaiblingen in der Freiwasserzone, Kümmerformen des Normalsaiblings in höhergelegenen, nährstoffarmen, kalten Seen und Tiefensaiblingen, einer kleinwüchsigen Form, die in der Tiefe großer Seen lebt, unterschieden. Die Museumsproben waren im Phänotyp mit Ausnahme der Population des Josersees den Populationen der Hochgebirgsseen sehr ähnlich. Diese Ähnlichkeit kann nur für die Seesaiblinge aus dem Riesachsee durch einen vergleichbaren Lebensraum (Gebirgssee) erklärt werden. Andere Erklärungsmöglichkeiten resultieren aus einem detaillierten Vergleich der morphometrischen Parameter. In diesem Vergleich zeigte sich, dass die Hochgebirgspopulationen neben der geringen Größe (die nicht in die Analyse inkludiert wurde) eine geringere Körperhöhe, und einen längeren und breiteren Kopf als die Tieflandpopulationen aufwiesen. Museumspopulationen nahmen dabei eine Mittelposition zwischen Tieflandseen und Hochgebirgsseen ein.

Die angeführten morphometrischen Parameter spiegeln den Ernährungsstatus der Fische wieder (HEGRENES 2001, LAHNSTEINER et al. 2003). Geringe Körperhöhe und großer Kopf sind charakteristisch für einen schlechten Ernährungsstatus (LAHNSTEINER et al. 2003), resultieren in Hochgebirgsseen aus der generellen Nahrungsarmut und für die Museumspopulationen wahrscheinlich aus der Oligotrophie der Seen im Beprobungszeitraum. Hochrückigkeit und kleiner Kopf sind dagegen Kennzeichen für einen guten Ernährungsstatus (LAHNSTEINER et al. 2003) und typisch für die Seesaiblinge der Salzkammergutseen und des Königssees. Deutliche Unterschiede waren auch in der Insertion der Flossen und in der Form der Flossen erkennbar. Saiblinge der Hochgebirgsseen und aus dem Museum hatten einen geringeren Abstand zwischen Brust- und Bauchflosse, die Rückenflosse war höher und die Schwanz-, Brust- und Bauchflosse waren länger und schmaler. Unterschiedliche Flossenform und Insertion könnten auf Unterschiede im Verhalten schließen lassen, wobei insbesondere das Fressverhalten eine entscheidende Rolle spielen könnte.

Ähnliche Unterschiede in der Form der Flossen wurden auf zwischen rezenten *Salmo-trutta*-Populationen und *Salmo-trutta*-Populationen aus dem 19. Jahrhundert gefunden (LAHNSTEINER et al. 2003). Wie aus der Mahalanobis Distanzmatrix und dem dazugehörigen Dendrogramm weiters ersichtlich ist, ist der Phänotyp aller untersuchten Seesaiblingspopulationen trotz der angeführten Ähnlichkeiten spezifisch. Kein Phänotyp ist mit einem anderen völlig ident. Auch diese Unterschiede müssen als umweltbedingt angesehen werden, da weder für Seesaiblingspopulationen der Tieflandseen noch für die der Hochgebirgsseen oder für die Proben aus dem Museum eine Korrelation zwischen der Distanzmatrix basierend auf genetischen Markern und der Distanzmatrix basierend auf morphologischen Markern gefunden werden konnte.

### 6.2 Genotyp

Populationsgenetische Untersuchungen werden mit mitochondrieller DNA (mtDNA) und mit Mikrosatelliten DNA (Awise 2000) durchgeführt. Die haploide mtDNA wird als eine sich nicht kombinierende genetische Einheit über die mütterliche Linie vererbt und ist für phylogeographische Unterscheidungen geeignet (BERNATCHEZ et al. 1992). Mikrosatelliten sind sich wiederholende Nukleotidsequenzen diploider DNA, wobei die Anzahl der Wiederholungen spezifisch ist (Awise 2000). Mikrosatelliten werden als genetisch selektionsneutral betrachtet und sind daher geeignet die genetischen Differenzierung innerhalb von Populationen und den Genfluss zu ermitteln.

Die Untersuchungen der mitochondriellen DNA zeigen, dass jeder untersuchten Seesaiblingspopulation mit Ausnahme der des Mondsees ein eigener Genotyp (Haplotyp) zuzuordnen ist, und sich Populationen nicht aus Genotypen anderer Populationen zusammensetzen.

Basierend auf der Analyse der Mikrosatelliten-DNA zeigte sich, dass die isolierten Populationen aus den Hochgebirgsseen, die aus einem wahrscheinlich einmaligen Besatz mit einer begrenzten Stückzahl hervorgegangen sind, eine gleich hohe genetische Diversität aufweisen wie die größeren Populationen der Tieflandseen, wo vor der anthropogenen Unterbrechung des Gewässerkontinuums Genfluss durch natürliche Migration stattfand und heute durch Besatz stattfindet. Da Mikrosatelliten-DNA innerhalb eines Individuums unterschiedlich kombiniert wird, gibt sie zusätzlich Aufschluss über dessen Homo- bzw. Heterozygotie und über den Inzuchtgrad einer Population. Der Test auf das Hardy Weinberg Gleichgewicht, der zur Ermittlung dieser Parameter durchgeführt wurde, zeigte, dass für alle untersuchten Populationen mit Ausnahme jener des Zwerfenbergsees die beobachtete mit der berechneten Heterozygotie übereinstimmte, also eine freie Kombination der Gene gegeben war. Für den Zwerfenbergsee ist eine Abweichung

vom Hardy Weinberg Gleichgewicht statistisch gesichert und damit könnten Inzuchteffekte auftreten. Andere Populationen, die nahe an der statistischen Grenze für eine Abweichung vom Hardy Weinberg Gleichgewicht liegen, sind die des Lungauer Klaffersees und des unteren Landschitzsees.

Für alle Tieflandseen können Abweichungen vom Hardy Weinberg Gleichgewicht und damit Inzuchteffekte mit Sicherheit ausgeschlossen werden.

Die Ergebnisse der Distanzmatrix der Nukleotidsubstitutionen der mtDNA und die daraus resultierenden Dendrogramme zeigen, dass der Haplotyp der rezenten Grundlsee population mit der von 1888 große Ähnlichkeit aufweist, d. h. dass diese Population eine ursprüngliche darstellt. Die genetische Ähnlichkeit der Lunzer Seesaiblinge und der Grundlsee saiblinge kann daher durch Besatz des Lunzer Sees mit Grundlsee saiblingen erklärt werden. Attersee, Altausseer See, Grundlsee, und Fuschlsee wurden in eine einheitliche Gruppe positioniert, was darin begründet liegt, dass sie aus derselben phylogeographischen Region bzw. demselben Haupteinzugsgebiet stammen. Es ist auffällig, dass die Haplotypen vom Wolfgangsee (2003) und vom Mondsee (2003) sowie vom Langbathsee (1888) und vom Hallstättersee (1888) isoliert zu den vorher angeführten Populationen positioniert wurden. Für die Haplotypen vom Mondsee und Wolfgangsee kann dies damit erklärt werden, dass Seesaiblinge intensiv nachbesetzt und die ursprünglichen Haplotypen verdrängt wurden. Für die Haplotypen vom Hallstättersee und Langbathsee konnte keine Erklärung gefunden werden. Es muss aber in Betracht gezogen werden, dass vom Langbathsee und Hallstättersee jeweils nur eine Probe vorhanden war, die möglicherweise nicht für die gesamte Population repräsentativ war.

Betrachtet man die Dendrogramme, die aus der Distanzmatrix der  $F_{ST}$ -Werte der Mikrosatelliten DNA resultieren, zeigt sich, dass Attersee, Altausseer See, Grundlsee, Fuschlsee, Lunzer See, Mondsee und Wolfgangsee sehr eng zueinander positioniert wurden. Da Mikrosatelliten DNA viel kurzfristige Änderungen im Genotyp aufweist als mtDNA, kann aus diesen Daten eindeutig geschlossen werden, dass zwischen den Populationen Genfluss stattfand. Da dieser nicht durch natürliche Migration zu erklären ist, müssen dafür Besatzmaßnahmen verantwortlich gemacht werden. Auch bei Verwendung von Mikrosatellitenmarkern fällt die isolierte Positionierung von Langbathsee (1888) und Hallstättersee (1888) auf.

Da Saiblinge aus den Salzkammergutseen vor mehreren Hundert Jahren in diversen Bergseen und am Ende des 2. Weltkriegs im Wocheinersee in Slowenien ausgesetzt wurden, war eine weitere Frage, ob die Herkunft der Populationen in den Bergseen nachzuweisen wäre. Basierend auf der Analyse von mtDNA zeigte sich, dass der Haplotyp des Oberen Landschitzsees eng zum Haplotyp des Altausseer Sees gruppiert wurde, während die Haplotypen des mittleren und unteren Landschitzsees eine geringere

Verwandtschaft zum Altausseer See aufwiesen. Möglicherweise wurden der mittlere und der untere Landschitzsee mehrmals besetzt, oder vom Besatz im Oberen Landschitzsee konnten sich nur die Haplotypen des Altausseer Sees etablieren. Da die Landschitzseen vor mehreren Hundert Jahren besetzt wurden, kann in umgekehrter Schlussfolgerung daraus geschlossen werden, dass der Altausseer See noch eine ursprüngliche Seesaiblingpopulation aufweist.

Die Population des Lungauer Klaffersees wurde zu den alten Populationen von Hallstättersee (1884) und Langbathsee (1884) positioniert und stellt damit möglicherweise eine Genreserve dar, um die ursprünglichen Seesaiblingpopulationen aus diesen Regionen nachzuzüchten. Für die beschriebenen Verwandtschaftsbeziehungen sind die Ergebnisse mit mtDNA und Mikrosatelliten-DNA ident, was darauf schließen lässt, dass keine kurzfristigen Vermischungen stattfanden, die mit mt-DNA Markern nicht erkennbar sind.

Die Population des Wocheinersees zeigte eine Verwandtschaft mit der des Königssees. Es wurde angenommen, dass die Wocheinerseesaiblinge ursprüngliche Wolfgangseesaiblinge sind. Dies kann aber aufgrund der vorliegenden genetischen Untersuchungen ausgeschlossen werden. Der Königssee selbst enthält eine ursprüngliche Seesaiblingpopulation wie eindeutig in einer anderen Studie bewiesen wurde (ENGELBRECHT et al 2002).

Es ist bekannt (HÖPPLINGER N., mündliche Mitteilung), dass der Wolfgangsee Anfang 20. Jahrhunderts mit Königsseesaiblingen besetzt wurde und diese (oder Kreuzungen von ursprünglichen Wolfgangseesaiblingen und Königsseesaiblingen) dann auch in den Wocheinersee verfrachtet wurden. Die Hochgebirgspopulationen vom Tappenkarsee und Zwerfenbergsee ebenso wie die Populationen aus Riesach (1884) und Josersee (1879) konnten keinen anderen Populationen klar zugeordnet werden.

### 6.3 Fischereibiologische Untersuchung der Bergseen

Wahrscheinlich wurden auch die in der vorliegenden Studie untersuchten Bergseen bereits im Mittelalter mit Seesaiblingen besetzt. Im Tappenkarsee liegt die Zeit des Erstbesatzes mit Sicherheit schon sehr weit zurück. Die kleinwüchsigen Saiblinge waren bereits bei den Salzburger Erzbischöfen im 16./17. Jahrhundert ausgesprochen beliebt und der Tappenkarsee war neben Fuschlsee, Hintersee und Jägersee in Kleinarl sogar ein „Hofküchensee“ (FREUDLSPERGER 1915).

In KOLLMANN'S Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898 (JÄGER und SCHILLINGER 2003) werden für die untersuchten Gewässer folgende Arten angegeben:

Landschitzseen: Saibling, Seeforelle  
Tappenkarsee: Bachforelle, Saibling, Koppe  
Zwerfenbergsee: Saibling, Seeforelle  
Lungauer Klaffersee: Saibling, Seeforelle

In der vorliegenden Untersuchung konnten jedoch

nicht alle angegebenen Arten nachgewiesen werden, ein Umstand, welcher bei den Angaben von KOLLMANN öfter beobachtet wird.

#### **Landschitzseen** (2.067 m bis 1.782 m)

In den beiden oberen Landschitzseen wurden lediglich Saiblinge gefangen, im unteren Landschitzsee gingen zusätzlich Bachforellen (jedoch keine Seeforellen) in die Netze. Im Unteren Landschitzsee findet man neben den Salmoniden auch Koppen und Elritzen.

PESTA (1929) gesteht Koppen und Elritzen ein natürliches Vorkommen in Hochgebirgsseen zu, doch sind wahrscheinlich auch diese großteils durch den Menschen dort hin gelangt (STEINBÖCK 1949a). So wurden sie zum Beispiel als Futterfische für die Salmoniden mitbesetzt (FREUDLSPERGER 1921) oder kamen als lebende Köderfische in die Seen. Es scheint jedenfalls nahezu unmöglich, dass in für Salmoniden unerreichbare Gewässer, Elritzen und Koppen auf natürlichem Weg gelangen konnten.

An den Landschitzseen wurden bereits mehreren Untersuchungen in Bezug auf die kleinen Schwarzreuter durchgeführt. HONSIG-ERLENBURG (1980) bearbeitete in seiner Dissertation insgesamt 3 Schwarzreuter aus dem Mittleren Landschitzsee. Die damals gemessenen Totallängen der 3 bis 4-jährigen Fische stimmen mit den aktuellen Daten gut überein. Als Nahrung diente den Saiblingen 1980 in erster Linie Anflug, aber auch Chironomidenlarven und Mollusken. DOJAN (1920) und NERESHEIMER (1941) besuchten ebenfalls die Landschitzseen und beobachteten das Anflugfressen der Fische. In der vorliegenden Studie wurden keine speziellen Mageninhaltsanalysen durchgeführt, beim Entnehmen des Magen-Darmtraktes für Untersuchung auf Parasiten fielen aber trotzdem zahlreiche Anfluginsekten und Pisidien auf. HAEMPEL (1924) gibt das Vermessen von Landschitzsee Fischen an, bedauerlicherweise befinden sich dann jedoch keine Angaben über die Ergebnisse in seiner Arbeit.

#### **Tappenkarsee** (1.761 m)

Im Tappenkarsee leben neben den Saiblingen zahlreiche Elritzen. Die in Kollmanns Fischereikarte angegebenen Koppen und Bachforellen konnten nicht nachgewiesen werden. Laut mündlicher Mitteilung eines Sportfischers (H. Schaller) leben in diesem Gewässer mit großer Sicherheit keine Forellen und wahrscheinlich ebenso keine Koppen. Auch der Salzburger Fischereiverband gibt für Sportfischer nur den Saibling im Tappenkarsee an (HAUPOLTER 2001). Möglicherweise wurde für die Fischereikarte 1898 der Jägersee kartiert und die dortigen Fischarten für den höher gelegenen Tappenkarsee übernommen.

Die Tappenkarsee-Saiblinge waren bei den Erzbischöfen in kulinarischer Hinsicht sehr geschätzt. Dass die Schwarzreuter bei besseren Nahrungsbedingungen größer werden, wussten die Salzburger Fischmeister schon im 16./17. Jahrhundert. Auf Grund der Kleinwüchsigkeit, wurden jährlich 5000 bis 6000 Stück Schwarzreuter in den weiter unten gelegenen Kleinarlersee (Jägersee) gesetzt, um dort besser

abzuwachsen. Vom Jägersee kamen dann jährlich 2000 bis 3000 Stück in den Faistenauer Hintersee um ihre Endgröße zu erreichen. Zahlreiche Saiblinge aus dem Hintersee wurden schließlich noch weiter in die Hellbrunner Weiher verfrachtet (FREUDLSPERGER 1915). Diese kurze Beschreibung liefert einen guten Eindruck vom ungeahnt häufigen Fischtransport im 16./17. Jahrhundert.

#### **Lungauer Klaffersee und Zwerfenbergsee** (2.195 m bis 2.025 m)

Auch hier konnten in der vorliegenden Untersuchung keine Seeforellen wie KOLLMANN (1898) angibt, sondern nur Seesaiblinge gefangen werden.

## **6.4 Allgemeine Beurteilung**

### **6.4.1 Längenwachstum**

Das für den Seesaibling gesetzlich vorgeschriebene Brittelmaß von 25 cm wird in den untersuchten Gebirgsseen nur in Ausnahmefällen erreicht. Es herrschen die kleinwüchsigen Schwarzreuter vor. An den Alter-Länge Diagrammen sieht man, dass die Saiblinge in den ersten Jahren verhältnismäßig gut wachsen, anschließend aber kaum noch an Größe zunehmen. Vor allem am Oberen Landschitzsee sind alle Fische trotz des Altersunterschiedes von 8 Jahren nahezu gleich groß.

Nach dem Besatz von Hochgebirgsseen mit Seesaiblingen bilden sich meist zahlenmäßig starke Populationen aus, deren Individuen aber klein bleiben. Die Gründe für die starke Vermehrung sieht PECHLANER (1983, 1984b) in den günstigen Ernährungsbedingungen beim Einsatz in fischlose Seen, die günstigen Laichmöglichkeiten und im Fehlen natürlicher Feinde. Die starke Nahrungskonkurrenz der Saiblinge untereinander und das durch übermäßigen Fraßdruck unterdrückte Aufkommen autochthoner Nahrung führen jedoch bald zu sehr schlechten Ernährungsbedingungen und damit zu Hungerformen (PECHLANER 1983, 1984b).

Kannibalismus ist bei Seesaiblingen weit verbreitet. Vor allem in nördlichen geografischen Breiten und in hohen Gebirgslagen nimmt diese Tendenz zu. HAMMAR (2000) nimmt an, dass Nahrungsknappheit und langsames juveniles Wachstum zu Kanibalismus in den Svalbard Seen führt. Auch in den untersuchten Hochgebirgsseen konnten einige Wildfangsaiblinge nachgewiesen werden. Der Fraßdruck dieser großen Fische hat eine Schlüsselfunktion für die Populationsstruktur der Schwarzreuter (SVENNING & BORGSTROM 1995; FINSTAD et al. 2001).

Die Schwarzreuter im Tappenkarsee sind durchschnittlich um 2 cm größer als jene der Lungauer Bergseen. Eine durchgeführte ANOVA der Totallängen belegte diesen subjektiven Eindruck der Größendifferenz. Eine weitere ANOVA für die Totallängen in den drei Landschitzseen, Zwerfenbergsee und Lungauer Klaffersee ergab hier keinen signifikanten Unterschied mehr.

Der Tappenkarsee liegt mit 1.792 m Seehöhe zwischen Unterem (1.778 m) und Mittlerem Landschitzsee

(1.939 m), die Geologie ist jedoch völlig unterschiedlich. Das Kalkgestein im Einzugsgebiet des Tappenkarsees ermöglicht wahrscheinlich eine höhere Produktivität im See als bei den im Kristallin gelegenen Lungauer Gewässern. Auf Grund der besseren Nahrungsverhältnisse können die Saiblinge dort auch eine größere Totallänge erreichen. Am Konditionsfaktor (0,72-0,74) sieht man keinen Unterschied zwischen den untersuchten Bergseen. Verglichen mit normalwüchsigen Seesaiblingen der großen Österreichischen Seen, liegt der Konditionsfaktor jedoch sehr nieder.

#### 6.4.2 Altersbestimmung

Die Altersbestimmung stellt eine der wichtigsten Grundlagen für fischereibiologische Untersuchungen dar. Das Alter gibt im Zusammenhang mit Längen- und Gewichtsdaten Aufschluss über die Zusammensetzung einer Population, ihr Alter beim Eintritt in die Geschlechtsreife, die Lebensdauer, Sterblichkeit, das Wachstum und die Produktion (MORALES-NIN 1992). Seit über 250 Jahren werden Methoden erarbeitet, um das Alter möglichst rasch und präzise feststellen zu können. Die erwünschte Genauigkeit hat man bisher jedoch in den wenigsten Fällen erreicht.

Die einfachste Art zur Bestimmung des Fischalters ist die „Peterson Methode“. Durch die Analyse von Größenklassen können Jahrgänge zugeordnet werden. Die Anwendung ist jedoch nur sinnvoll, wenn man eine große Anzahl von Fischen einer Population für die Untersuchung zur Verfügung hat.

Auch wenn im Tappenkarsee insgesamt 75 Saiblinge gefangen wurden, eignet sich diese Methode nicht für das Hochgebirge. Die Fische zeigen hier kaum noch einen jährlichen Zuwachs und somit keine Altersgruppen. Das zweigipfelige Längenfrequenzdiagramm zeigt hier keine Jahrgänge, sondern die Selektivität des Kiemennetzes.

Die am häufigsten angewandte Methode das Fischalter zu bestimmen ist die Alterslesung an Hand von Hartteilen. Dafür kommen bei Knochenfischen nahezu sämtliche Skeletteile und die Statolithen des Fischohres in Frage. Alle Hartteile weisen meist konzentrische Wachstumsstrukturen auf. Durch den jahreszeitlichen Wechsel der äußeren Umwelteinflüsse kommt es beim Wachstum der Fische zu erheblichen Schwankungen. In den Sommermonaten bewirken wärmeres Wasser und erhöhtes Nahrungsangebot ein schnelles Wachsen, während die Wintermonate meist einen Wachstumsstillstand bringen (SCHULZ 1977). Breite und schmale „Ringbänder“ belegen dieses schnelle und langsame Wachstum und werden als Sommer- bzw. Winterringe bezeichnet. Ein schmales und ein breites Band ergeben somit ein Jahr (STEINER 1974). Bestimmte Verhaltensweisen und äußere Einflüsse können jedoch stets zur Bildung von so genannten „Störstrukturen“ oder „Störriegen“ führen.

Saiblinge haben sehr kleine Otolithen. Die Einbettung in Araldite CY 212 Harz hat den großen Vorteil die Otolithen etwas aufzuhellen. Nach mehrmaligem Durchsehen konnte das Alter am Großteil der Otolithen gut festgestellt werden. Je älter der Fisch war, desto schwieriger

wurde die exakte Altersbestimmung. Der Wildfangsaibling aus dem Mittleren Landschitzsee war mit 17 Jahren der älteste Fisch. Bei den Schwarzreutern ging der älteste Fisch mit 11 Jahren und 14,2 cm Länge im Oberen Landschitzsee ins Netz.

#### 6.4.3 Geschlechtsreife

Der Eintritt in die Geschlechtsreife erfolgt bei Milchneben der „Normalsaiblinge“ durchschnittlich im 3. Jahr und bei Rognern im 3. oder 4. Jahr (JUNGWIRTH und KUMMER 1999). Im Lunzer See werden die Rogner erst im 4. bis 5. Jahr reif (JUNGWIRTH & KUMMER 1995).

Bei den kleinwüchsigen Saiblingen dürfte die Laichreife allerdings schon früher einsetzen (STEINBÖCK 1950a, PECHLANER 1968, NORDENG 1983). SVEDÄNG (1990) stellte bei schwedischen „Kleinwüchsern“ zum Beispiel bereits bei 1+ / 2+ Fischen die Geschlechtsreife fest.

Es wird in der Literatur häufig beschrieben, dass Zwergenwuchs offenbar Frühreife zur Folge hat. Bei ständiger Nahrungsknappheit ist das Erreichen der „Normalgröße“ für die Geschlechtsreife ausgeschlossen. Daher muss zur Erhaltung der Art schon ab einer „Minimalgröße“ jede über den Stoffwechsel hinaus verfügbare Energie zur Erlangung der Geschlechtsreife aufgewendet werden (STEINBÖCK 1950b). Ist genug Nahrung da, kann der Fisch bis zur „Normalgröße“ wachsen und erst dann in die Gonaden investieren.

Nach PECHLANER (1968) handelt es sich bei dem Zusammenhang zwischen Körpergröße und Geschlechtsreife möglicherweise doch um eine genetische Veränderung. Die Verminderung der Minimalgröße für die Erlangung der Geschlechtsreife, lässt sich demzufolge als eine genotypische Änderung auf Grund des Selektionsdruckes erklären. Nach dem künstlichen Besatz sonst unzugänglicher Seen setzte eine Vermehrung der Saiblinge bzw. Bachforellen ein, die schließlich die Nahrungsproduktion dieser Gewässer überfordert. Die Übervölkerung verhinderte das Erreichen einer „normalen“ Körpergröße immer mehr. Zur Fortpflanzung gelangten daher bevorzugt jene Fische, die im Rahmen der individuellen Schwankungen der Reaktionsnorm nach relativ geringem Körperwachstum bereits ihre Gonaden reifen konnten. Auch SVEDÄNG (1990) gibt vorhandene genetische Veränderungen für die Frühreife der Zwergwüchser an.

In den untersuchten Gebirgsseen ist keine extrem frühe Laichreife der Schwarzreuter ausgeprägt. Im Mittleren Landschitzsee war sogar ein 6-jähriger Fisch (19 cm Länge) noch unreif. Es handelt sich dabei wahrscheinlich um einen angehenden „Wildfangsaibling“, der zunächst alle Energie in das Wachstum steckt, anstatt sie in die Gonadenreife zu investieren. Im Unteren Landschitzsee und im Tappenkarsee sind die 2-jährigen Fische noch indifferent, bei den 3-jährigen Fischen beginnen sich die Milchneben zu entwickeln. CAVALLI & CHAPPAZ (1996) kamen zu ähnlichem Ergebnis in den Französischen Alpen. SCHA-BETSBERGER et al. (1996) fanden sogar extreme Spät-

laicher unter den Schwarzreutern in Salzburger Gebirgsseen. So tritt die Laichreife im Oberen Schwarzsee im Lungau erst mit etwa 9 bis 10 Jahren und einer Gesamtlänge von 15 cm ein.

Auch wenn das Alter beim Eintritt in die Geschlechtsreife nicht ungewöhnlich war, so beeindruckte doch die Größe. Am Unteren Landschitzsee war ein Milchnebel mit 10,1 cm Totallänge bereits reif und am Tappenkarsee erreichten Fische auch schon mit 12 cm die Laichreife. Damit gehören sie zur den kleinsten laichreifen Fischen in den Alpen. PECHLANER (1968) gibt als Minimallänge für den Vorderen Finstertaler See 12 cm und für den Berglersee 10,8 cm an. Die bisher kleinsten laichreifen Seesaiblinge wurden mit 7 cm Totallänge in Grönland (RIGET et al. 2000) und Norwegen gemessen (KLEMETSEN et al. 2002b). Für die stationäre Seesaiblingsform geben zahlreiche Autoren 15 bis 20 cm Länge beim Eintritt in die Geschlechtsreife an (KLEMETSEN et al. 2002a).

#### **6.4.4 Laichreife**

Von den Seesaiblingen der großen Alpenseen ist bekannt, dass in großen Seen verschiedene Teilpopulationen mit unterschiedlichen Laichzeiten und Laichverhalten leben können (JOHNSON 1980).

In den nördlichen Gletschrandseen des Alpenvor-

randes laichen die Saiblinge im Spätherbst und Anfang Winter.

Die genetischen Untersuchungen der Saiblingen der Landschitzseen hat ergeben, dass sie mit den Altausseher Saiblingen am nächsten verwandt sind.

Sämtliche gefangenen Saiblinge des Oberen Landschitzseen auf 2070m Seehöhe waren bereits im Juli laichreif (JÄGER und ZICK 2001).

Im Mittleren und Unteren Landschitzseen zwischen 1937 und 1778 m Seehöhe waren 90 % der der gefangenen Saiblinge im Juli laichreif (JÄGER und ZICK 2001).

Die Seesaiblinge des Tappenkarsees, welche in engster genetischer Verwandtschaft zu den Saiblingen des Königssees stehen, waren im August laichreif (JÄGER und ZICK 2001).

Die Anpassung der Laichzeiten der Saiblinge an das Klima im Hochgebirge mit dem frühen Winterbeginn beweist, dass die ins Hochgebirge verbrachten Saiblingpopulationen im Laufe von wenigen hundert Jahren die Anpassung an ihren neuen Lebensraum und die neuen Temperaturbedingungen vollzogen und eigene Ökophänotypen entwickelt haben.

Eine Veränderung des Gencodes ist noch nicht erfolgt.

## 7 Zitierte und weiterführende Literatur

- AIGNER J. (1855): Salzburg's Fische- Systematische Übersicht der in Salzburg von Herrn Josef Aigner gezogenen Fische. - Jber. 1855, Carolinum Augusteum Salzburg, Jg. 1855: 72 - 81
- BEHNKE R.J. (1980): A systematic review of the genus *Salvelinus*: In: Charrs (Ed. E.K. BALON), - Junk, The Hague: 441 - 480
- BEHNKE R.J. (1989): Interpreting the phylogeny of *Salvelinus*. *Physiol. Ecol. Japan* 1: 35 - 48
- BERGBAUER M., FREY H. (2000): Süßwasserfische richtig bestimmen. - Jahrvlerlag, Hamburg, 1 - 160
- BRENNER T. (1980): The arctic charr, *Salvelinus alpinus salvelinus* in the prealpine Attersee, Austria. In: Balon E.K. (ed.) Charrs, Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. - Junk, The Hague: 765 - 772
- CAVALLI L., CHAPPAZ R. (1996): Diet, growth and reproduction of the Arctic charr in a high alpine lake. - *J. Fish Biol.* 49: 953 - 964
- DIEM H. (1963): Beiträge zur Fischerei Nordtirols. Veröff. Mus. Ferdinandeum Innsbruck 1963/43: 5 - 132
- DOJAN E. (1920): Der Seesaibling (*Salmo salvelinus*) und seine wirtschaftliche Bedeutung. - *Österr. Fischerei-Z.* 17: 86 - 104
- DÖRFEL H.J. (1974): Untersuchungen zur Problematik der Saiblingspopulationen (*Salvelinus alpinus* L.) im Überlinger See (Bodensee). - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 47: 80 - 105
- ELIASSEN R.E., JOHNSEN H.K., MAYER I., JOBLING M. (1998): Contrasts in osmoregulatory capacity of two Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) strains from northern Norway. - *Aquaculture* 168: 255 - 269
- FINSTAD A., JANSEN P.A., LANGELAND A. (2001): Production and predation rates in a cannibalistic Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) population. - *Ecol. Freshwat. Fish* 10: 220 - 226
- FREUDLSPERGER H. (1915): Die Fischerei im Erzstift Salzburg. - *Österr. Fischerei Z.* 12: 51 - 52
- FREUDLSPERGER H. (1921): Die Fischerei im Erzstift Salzburg. - *Österr. Fischerei Z.* 18: 89 - 91, 97 - 98, 105 - 107, 114 - 116, 121 - 124
- FREUDLSPERGER H. (1936): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. - *Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde*, 76: 81 - 128
- GERSTMEIER R., ROMIG T. (1998): Die Süßwasserfische Europas: für Naturfreunde und Angler. - Kosmos Stuttgart, 1 - 367
- HAEMPEL O. (1924): Studien am Seesaibling mehrerer österreichischer Alpenseen. In: *Verh. Int. Ver. Limnol.* 129 - 135
- HAMMAR J., FILIPSSON O. (1985): Ecological Testfishing with Lundgren Gillnets of Multiple Mesh Size: the Drottningholm Technique Modified for Newfoundland Arctic Char Populations. - *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningh.* 62: 12 - 35
- HAMMAR J. (2000): Cannibals and parasites: conflicting regulators of bimodality in high latitude Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. - *Oikos* 88: 33 - 47
- HAUER W. (2001): Auf Wildsaiblinge im Reich des Steinadlers. - *Österr. Fischerei* 54: 248 - 250
- HAUPOLTER (2001): Salzburger Fischereiverband: [www.landsbg.gv.at/landesforst/fischwo.htm](http://www.landsbg.gv.at/landesforst/fischwo.htm)
- HEISELMAYER P. (1980): Vegetation und Geländeklima am Tappenkar. Habilitationsschrift. - Universität Salzburg, 1 - 90
- HINDAR K., JONSSON B. (1993): Ecological polymorphism in Arctic charr. *Biol. J.* 48: 63 - 74
- HONSIG-ERLENBURG W. (1980): Die Variation morphometrischer und biochemischer Merkmale des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Hallstättersee. Dissertation, Universität Wien.
- IBETSBERGER H., JÄGER P., HÄUPL M. (2010): Die nacheiszeitliche Entwicklung des Salzburger Gewässernetzes aus der Sicht der Wiederbesiedlung des Salzburger Gewässernetzes mit Fischen. - Amt der Salzburger Landesregierung, Reihe Gewässerschutz, 14 (in Vorbereitung)
- JÄGER P., SCHILLINGER I. (1988): Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898. - *Österr. Fischerei* 41: 202 - 209
- JÄGER P., SCHILLINGER I. (2003): Kollmanns Fischereikarte von Salzburg. Fische in Salzburger Gewässer. Stand 1898. Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 1, 10 Sektionen. 1 Gesamtblatt, - Amt der Salzburger Landesregierung.
- JÄGER P., HÄUPL M., IBETSBERGER H. (2010): Die nacheiszeitliche Besiedlung der Salzburger Gewässer durch Fische. - Amt der Salzburger Landesregierung, Reihe Gewässerschutz, 14 (in Vorbereitung)
- JÄGER P., ZICK D. (2010): Fischereibiologische Untersuchungen an 4 Bergseen im Bundesland Salzburg. - Amt der Salzburger Landesregierung, Reihe Gewässerschutz, 7: 193 - 234
- JAGSCH A. (1987): Die heutige Situation der Seesaiblingsbestände in Alpenseen. *Alpen-Fisch* 1987. Tagungsbericht: 66 - 84
- JAGSCH A. (1990): Untersuchungen über Seesaiblingsbestände und Versuche zur Aufzucht von Laichmaterial aus verschiedenen Seesaiblingspopulationen mehrerer Seen des Salzkammergutes. Forschungsprojekt 1986-1990, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- JOHNSON L. (1980): The arctic charr. In: Charrs (ed. E.K. Balon), Junk, the Hague: 15 - 98
- JUNGWIRTH M., KUMMER H. (1995): Seesaiblingsprojekt - Lunzersee. Populationsdynamische Untersuchungen des Seesaiblings- (*Salvelinus alpinus*, L.) im Lunzer Untersee unter besonderer Berücksichtigung der natürlichen Reproduktion sowie der Effektivität von Besatzmaßnahmen. Projektbericht; (Auftraggeber: Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, BM für Land und Forstwirtschaft, BM für Umwelt und Familie, Amt der NÖ Landesregierung) 1 - 63
- JUNGWIRTH M., KUMMER H. (1999): Populationsdynamische Untersuchungen der Seesaiblings- (*Salvelinus alpinus*) Population im Lunzer Untersee. Projektbericht; (Auftraggeber: Bundesministerium für Wissenschaft und Verkehr, BM für Land und Forstwirtschaft, BM für Umwelt, Jugend und Familie, Amt der NÖ Landesregierung) 1 - 8
- KLEIN M. (1990): Fischereibiologische Untersuchungen an Fischbeständen des Königssees, Obersees und Grünsees im Nationalpark Berchtesgaden. In: *Fischbiologie des Königssees. Nationalpark Berchtesgaden*, Forschungsbericht 21: 3 - 67
- KLEMETSEN A., AMUNDSEN P.A., DEMPSON J.B., JONSSON B., JONSSON N., O'CONNELL M.F., MORTENSEN E. (2003): Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. - *Ecol. Freshwat. Fish* 12: 1 - 59
- KLEMETSEN A., AMUNDSEN P.A., GROTNES P.E., KNUDSEN R., KRISTOFFERSEN R., SVENNING M.A. (2002a): Takvatn through 20 years: long-term effects of an experimental mass removal of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, from a subarctic lake. - *Env. Biol. Fishes* 64: 39 - 47

- KLEMETSEN A., ELLIOTT J.M., KNUDSEN R., SORENSEN P. (2002b): Evidence for genetic differences in the offspring of two sympatric morphs of Arctic charr. *J. Fish. Biol.* 60: 933 - 950
- KUHN (2002): Geomorphologie-Landschaftsformen: [www.homepage.boku.ac.at](http://www.homepage.boku.ac.at)
- LAHNSTEINER F., JAGSCH A., JÄGER P. (2003): Unterschiede im Phaenotyp von Bachforellen und Seeforellen aus rezenten Wildpopulationen, aus Wildpopulationen des 19. Jahrhunderts und aus Zuchten. - *Österr. Fischerei*, 56, Heft 11/ 12, 298 - 306.
- LAHNSTEINER F., JAGSCH A. (2003): Der Genotyp rezenter österreichischer *Salmo trutta*-Populationen im Vergleich zu Populationen des 19. Jahrhunderts, basierend auf RFLP von mtDNA. - *Österr. Fischerei*, Jg. 56: 268 - 274
- MUUS B.J., DAHLSTRÖM P. (1998): Süßwasserfische Eurpoas - Biologie, Fang, wirtschaftliche Bedeutung. - BLV, München, Wien, Zürich. 1 - 223
- MORALES-NIN B. (1992): Determination of growth in bony fishes from otolith microstructure. - *FAO Fish. Tech. Pap.* 322: 1 - 51
- NERESHEIMER E. (1941): Die Lachsartigen (Salmoniden) 1. Teil. In: Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas (Hrsg.: Demoll R. & H.N. Maier) Band IIIa, Schweizerbart, Stuttgart. 219 - 370
- NIEDERWOLFSGRUBER F. (1992): Kaiser Maximilian I. Jagd- und Fischereibücher. Jagd und Fischerei in den Alpenländern im 16. Jahrhundert. - Pinguin Verlag Innsbruck. 1 - 75
- NORDENG H. (1983): Solution to the „Char Problem“ based on Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) in Norway. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1372 - 1387
- ORTNER F., SAGMEISTER R. (1992): Lessach im Lungau, Geschichte und Gegenwart eines Dorfes. (Hrsg.: Gemeinde Lessach). - Salzburger Druckerei. 1 - 383
- PECHLANER R. (1966): Salmonideneinsätze in Hochgebirgsseen und -tümpel der Ostalpen. - *Verh. Int. Ver. Limnol.* 16: 1182 - 1191
- PECHLANER R. (1968): Hochgebirgsseen als Lebensraum für Salmoniden. - *Zool. Anz. Suppl.* 32: 750 - 757
- PECHLANER R. (1983): Individual and population size of arctic in high-mountain lakes of Tirol. In: *ISACF* 3: 131 - 136
- PECHLANER R. (1984a): Historical evidence for the introduction of arctic charr into high-mountain lakes of the Alps by man. In: Johnson L. & B.L. Burns (eds.) *Biology of the arctic charr. Proceedings of the International Symposium on arctic charr, Winnipeg, Manitoba 1981*: 549 - 557
- PECHLANER R. (1984b): Dwarf Populations of arctic charr in high-mountain lakes of the Alps resulting from under-exploitation. In: Johnson L. & B.L. Burns (eds.) *Biology of the arctic charr. Proceedings of the International Symposium on arctic charr, Winnipeg, Manitoba 1981*: 319 - 327
- PECHLANER R. (1987): Habitats of charr (*Salvelinus alpinus salvelinus* (L.)) at high elevations of the Alps in Austria. - *ISACF* 4: 113 - 119
- PESTA O. (1929): Der Hochgebirgssee der Alpen. Versuch einer limnologischen Charakteristik. In: Die Binnengewässer. Einzeldarstellungen aus der Limnologie und deren Nachbargebieten. (Hrsg.: A. Thienemann) Band VIII. - E. Schweizerbart, Stuttgart. 1 - 156
- PESTA O. (1948): Edelfische (Salmoniden) in Hochgebirgsseen. - *Österr. Fischerei*. 1: 61 - 63
- Postkarte Landschitzsee: Oz Druck- und Verlags GsmbH, 79618 Rheinfelden, Römerstr. 90.
- REISINGER E. (1953): Zum Seesaiblingsproblem. - *Carinthia* II 63: 74 - 102
- RICKER W.E. (1979): Growth rates and models. In: Hoar W.S., Randall D.J. & J.R. Brett (eds.). *Fish Physiology*, Vol. VIII. - Academic Press, London. 677 - 743
- RIGET F., JEPPESEN E., LANDKILDEHUS F., LAURIDSEN T.L., GEERTZ-HANSEN PL., CRISTOFFERSEN K., SPRHOLT H. (2000): Landlocked Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) population structure and lake morphometry in Greenland - is there a connection? - *Polar Biol.* 23: 550 - 558
- RUHLÉ C. (1977): Biologie und Bewirtschaftung des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Zugersee. - *Swiss. J. Hydrol.* 39: 12 - 45
- RUHLÉ C. (1989): Growth pattern and maturation in arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) of Lake Walenstadt, Switzerland. - *Aquat. Sci.* 51: 296 - 305
- SCHABETSBERGER R., GASSNER H., LUGER M., JERSABEK CH., BROZEK S., GOLDSCHMID A. (1996): Das Wachstum von Saiblingen in sechs Salzburger Gebirgsseen. - *Österr. Fischerei* 49: 137 - 142
- SCHULZ N. (1977): Untersuchungen zum Problem der Seesaiblinge des Achensees (Tirol, Österreich). - *Veröff. Mus. Ferdinandeum, Innsbruck* 57: 79 - 102
- SEEFELDNER E. (1961): Salzburg und seine Landschaften, eine geographische Landeskunde. Das Bergland-Buch - VL, Salzburg, Stuttgart. 1 - 573
- SKÜLASON S., SNORRASON S.S., OTA D., NOAKES D.L.G. (1993): Genetically based differences in foraging behaviour among sympatric morphs of arctic charr (Pisces: Salmonidae). - *Anim. Behav.* 45: 1179 - 1192
- STEINBÖCK O. (1949a): Der Schwarzsee, 2792 m ü. M., ob Sölden Ötztal, der höchste Fischsee der Alpen. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 10: 442 - 450
- STEINBÖCK O. (1949b): Fischereimöglichkeiten in Hochgebirgsseen. - *Verh. Int. Ver. Limnol.* 10: 451 - 459
- STEINBÖCK O. (1950a): Richtlinien für den Einsatz in Hochgebirgsseen. - *Österr. Fischerei* 3: 73 - 79.
- STEINBÖCK O. (1950b): Probleme der Ernährung und des Wachstums bei Salmoniden. - *Schweiz. Fischerei-Z.* 58: 108 - 111
- STEINER V. (1974): Zur Altersbestimmung bei Fischen. - *Österr. Fischerei*. 27: 125 - 136
- STEINMANN P. (1942): Experimentelle Untersuchungen über die Wüchsigkeit der Seesaiblinge (Rötel). - *Schweiz. Fischerei-Zeitung* 50: 217 - 224
- SVEDÅNG H. (1990): Genetic basis of life-history variation of dwarf and normal Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), in Stora Rösjön, central Sweden. - *J. Fish Biol.* 36: 917 - 932
- SVENNING M.A., Borgstrom R. (1995): Population structure in landlocked Spitzbergen Arctic charr. Sustained by cannibalism? *Nord. - J. Freshwat. Res.* 71: 424 - 431
- TEROFAL F. (1984): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. Steinbachs Naturführer (Hrsg.: Steinbach G.) - Mosaik Verlag. 1 - 287
- TESCH F.W. (1971): Age and growth. In: Ricker W.E. (ed.) *Fish Production in Fresh Waters*. - Blackwell, Oxford. 98 - 130
- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (2001): Molekulare und populationsökologische Charakterisierung autochthoner und durch Besatz beeinflusster Salmonidenpopulationen (Bachforelle, Alpenseesaiblinge) in Bayern. *Forschungsbericht* 296 85 900, UBA-FB 000 188. 1 - 206
- WILLIAMS T., BEDFORD B.C. (1974): The use of otoliths for age determination. In: Bagenal T.B. (ed.), *Ageing of fish. Proceedings of an International Symposium*, Unwin Brothers, Old Woking, Surrey: 114

## 8 Anhang

Tabelle 7: Untersuchte DNA-Abschnitte und Details der Untersuchungsbedingungen. Für die mitochondrielle DNA sind in der Spalte Untersuchungsbedingungen die verwendeten Restriktionsenzyme und in Klammer die Anzahl der Fragmentmuster angegeben. Für die Mikrosatelliten DNA sind in der Spalte Untersuchungsbedingungen die Annealing-Temperatur in °C und hinter dem Beistrich die Anzahl der beobachteten Allele angegeben.

amplifizierter DNA Abschnitt	Primersequenz	Untersuchungsbedingungen
mitochondrielle DNA		
ND1 Segment <sup>1</sup>	5'-GCCTCGCCTGTTACCAAAAACAT-3' 5'-GGTATGGGCCCGAAAGCTTA-3'	AluI (2), AvaII (9), HaeIII (10), HinfI (17), Taq I (10)
ND 5/6 Segment <sup>1</sup>	5'-AATAGCTCATCCATTGGTCTTAGG-3' 5'-TAACAACGGTGGTTTTTCAAGTCA-3	ClaI (11), HinfI (10), HpaII (11), TaqI (2), Xba (12)
Cytochrome B / Kontrollregion <sup>2</sup>	5'-TGACTTGAAAAACCACCGTTGTTA-3' 5'-GTGTTATGCTTTAGTTAAGC-3'	ClaI (3), XbaI (1), HpaII (2)
Mikrosatelliten DNA		
Sa72ZIMa <sup>1</sup>	5'-AAC TTC AAG ATA TAT GAT GT -3' 5'-ATT CGT TTA GTC TGA GAA -3'	43°C, 14
T3-13 <sup>4</sup>	5'-CCAGTTAGGGTTCATTGTCC-3' 5'-CGTTACACCTCTCAACAGATG-3'	54°C, 8
Str85INRA <sup>5</sup>	5'-GGAAGGAAGGGAGAAAGGT-3' 5'-GGAATACTAATACTAACA-3'	55°C, 12
Str15INRA <sup>6</sup>	5'-TGCAGGCAGACGGATCAGGC-3 5'-AATCCTCTACGTAAGGGATTGC-3'	58°C, 4

<sup>1</sup> NIELSEN et al. 1998; <sup>2</sup> BERNATCHEZ and OSINOV 1995; <sup>4</sup> ZARDOYA et al. 1995; <sup>5</sup> HALL & NAWROCKI 1995; <sup>6</sup> ESTOUP et al. 1993

Tabelle 8: Haplotypzusammensetzung für die untersuchten Seesaiblingspopulationen basierend auf Restriktionsfragmentlängenpolymorphismus (RFLP) von mitochondrialer DNA. Die Anordnung der Großbuchstaben gibt die RFLP Muster in folgender Reihenfolge wieder: RD1- AluI, RD1- AvaII, RD1- HaeIII, RD1- HinfI, RD1- Taq I, ND5/6 - ClaI, ND5/6 - HinfI, ND5/6 - HpaII, ND5/6 - TaqI, ND5/6 - Xba, Cyt B/D - ClaI, Cyt B/D - XbaI, Cyt B/D - HpaII. Nukleotiddiversität = Mittelwert ± Standardabweichung (für Beprobung und stochastische Prozesse). In der Spalte Population gibt die Zahl in Klammer die Anzahl der untersuchten Individuen an. Für Populationen wo nur eine Probe zur Verfügung stand, konnte die Nukleotiddiversität nicht berechnet werden.

Population	Haplotyp												Nukleotiddiversität	
Altaussee, 2003 (15)	B	C	B	A	B	B	B	B	B	A	A	A	B	0,0090 ± 0,0077
Attersee, 2003 (15)	C	D	C	C	A	C	C	D	B	A	A	A	A	0,0041 ± 0,0045
Fuschlsee, 2003 (15)	C	E	C	C	A	D	D	E	B	B	A	A	A	0,0000 ± 0,0000
Grundlsee, 2003 (15)	B	K	B	D	A	E	E	E	H	B	A	A	A	0,0328 ± 0,0215
Grundlsee, 1888 (1)	B	F	D	D	A	E	E	F	C	A	A	A	A	-
Hallstättersee, 1884 (1)	B	M	H	I	A	K	I	H	I	A	A	A	A	-
Josersee, 1879 (3)	B	P	I	J	A	C	A	J	H	A	A	A	A	0,0065 ± 0,0032
Klaffersee, 2003 (15)	G	J	G	H	A	J	I	K	D	A	A	A	A	0,0189 ± 0,0146
Königssee, 2003 (15)	E	G	E	B	A	H	C	H	D	A	B	A	A	0,0181 ± 0,0134
Langbathsee, 1884 (1)	B	L	B	I	A	K	I	J	I	A	A	A	A	-
Lunzersee, 1953-1979 (9)	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	0,0301 ± 0,0209
Landschitzsee, unterer, 2003 (15)	A	A	B	B	A	A	A	B	A	A	A	A	A	0,0164 ± 0,0121
Landschitzsee, mittlerer, 2003 (10)	B	B	C	A	A	B	A	C	A	A	A	A	A	0,0043 ± 0,0053
Landschitzsee, oberer, 2003 (15)	I	N	F	D	B	E	J	E	E	A	C	A	A	0,0172 ± 0,0126
Mondsee, 2003 (15)	A	H	E	F	A	I	H	I	E	A	A	A	A	0,0735 ± 0,0458
Riesach, 1884 (1)	G	O	I	G	A	L	A	H	J	A	A	A	A	-
Tappenkarsee, 2003 (12)	B	B	C	E	A	G	F	F	C	A	A	A	A	0,0000 ± 0,0000
Wocheiner See, 2003 (15)	D	B	E	B	A	G	G	G	C	A	A	A	A	0,0082 ± 0,0072
Wolfgangsee, 2003 (15)	F	I	F	G	B	I	A	J	F	A	A	A	A	0,0073 ± 0,0067
Zwerfenbergsee, 2003 (15)	H	G	G	E	A	F	I	L	G	A	A	A	B	0,0164 ± 0,0121

Tabelle 9: Genetische Diversität, beobachtete ( $H_O$ ) und erwartete Heterozygotie ( $H_E$ ), sowie die Wahrscheinlichkeit P für eine signifikante Abweichung vom Hardy Weinberg Gleichgewicht. Der Test auf das Hardy-Weinberg-Gleichgewicht vergleicht den Grad der beobachteten Heterozygotie mit einer Computersimulation aller möglichen Kombination der Marker unter Idealbedingungen (erwartete Heterozygotie). Stimmen die gemessenen und die simulierten Werte überein, befinden sich die Marker und damit die Population im Gleichgewicht, sind sie statistisch verschieden ( $P < 0.01$ ), kommt es zu einer Abweichung von diesem Gleichgewicht.

Population	Genetische Diversität	$H_O$	$H_E$	P
Altaussee See, 2003	0,576 ± 0,376	0,464 ± 0,137	0,637 ± 0,165	0,251
Attersee, , 2003	0,576 ± 0,376	0,500 ± 0,274	0,654 ± 0,254	0,352
Fuschlsee, 2003	0,643 ± 0,417	0,708 ± 0,250	0,693 ± 0,128	0,381
Grundlsee, 2003	0,604 ± 0,391	1,000 ± 0,000	0,600 ± 0,000	0,399
Grundlsee, 1888	-	-	-	-
Hallstättersee, 1884	-	-	-	-
Jossee, 1879	0,500 ± 0,376	0,444 ± 0,509	0,800 ± 0,200	0,224
Klaffersee, 2003	0,644 ± 0,426	0,750 ± 0,300	0,700 ± 0,171	0,149
Königssee, 2003	0,436 ± 0,302	0,464 ± 0,295	0,522 ± 0,107	0,392
Langbathsee, 1884	-	-	-	-
Lunzer Obersee, 2003	0,535 ± 0,379	0,625 ± 0,479	0,589 ± 0,147	0,428
Landschitzsee, unterer, 2003	0,643 ± 0,417	0,792 ± 0,417	0,682 ± 0,150	0,112
Landschitzsee, mittlerer, 2003	0,651 ± 0,443	0,875 ± 0,250	0,696 ± 0,132	0,640
Landschitzsee, oberer, 2003	0,522 ± 0,353	0,667 ± 0,408	0,633 ± 0,112	0,339
Mondsee, 2003	0,472 ± 0,321	0,571 ± 0,165	0,525 ± 0,127	0,618
Riesach, 2003	-	-	-	-
Tappenkarsee, 2003	0,688 ± 0,450	0,750 ± 0,191	0,756 ± 0,041	0,336
Wocheiner See, 2003	0,560 ± 0,373	0,833 ± 0,192	0,561 ± 0,076	0,575
Wolfgangsee, 2003	0,521 ± 0,347	0,667 ± 0,360	0,700 ± 0,287	0,208
Zwerfenbergsee, 2003	0,511 ± 0,346	1,000 ± 0,000	0,682 ± 0,136	0,065

Tabelle 10: Paarweise Unterschiede zwischen den untersuchten Seesaiblingspopulationen in der Mikrosatelliten-DNA (Matrix der FST- Werte) (oberhalb der Diagonale) und in der mitochondriellen DNA (Matrix der Nukleotidsubstitutionen) (unterhalb der Diagonale). LSS – Landschitzsee.

	LSS, unterer, 2003	LSS, mittlerer, 2003	LSS, oberer, 2003	Altauseer See, 2003	Attersee, 2003	Fuschlsee, 2003	Grundlsee, 2003	Tappenkarsee, 2003	Wocheinersee, 2003	Königssee, 2003	Mondsee, 2003	Wolfgangsee, 2003	Klaffersee, 2003	Zwerfenbergsee, 2003	Grundlsee, 1888	Langbathsee, 1884	Hallstättersee, 1884	Lunzersee, 1953-1979	Riesach, 1884	Jossersee, 1879
LSS, unterer, 2003		0,1927	0,3253	0,1465	0,2472	0,2756	0,3086	0,2375	0,2681	0,4373	0,3658	0,3352	0,3322	0,3838	0,3539	0,4563	0,5144	0,3197	0,4563	0,3749
LSS, mittlerer, 2003	0,0044		0,3916	0,2408	0,3535	0,3280	0,3430	0,2933	0,3586	0,4718	0,3993	0,3675	0,3521	0,4081	0,4023	0,5054	0,5704	0,3667	0,5054	0,4108
LSS, oberer, 2003	0,0136	0,0178		0,3871	0,3768	0,3563	0,3854	0,3623	0,3882	0,5224	0,4411	0,4150	0,4184	0,4485	0,4546	0,5609	0,6143	0,4169	0,5609	0,4861
Altauseer See, 2003	0,0123	0,0150	0,0144		0,2866	0,3188	0,3441	0,2390	0,2532	0,4274	0,3842	0,3423	0,3298	0,4010	0,4078	0,4247	0,4878	0,3735	0,4247	0,3149
Attersee, 2003	0,0199	0,0185	0,0297	0,0247		0,1953	0,2111	0,2723	0,2892	0,4695	0,3300	0,3280	0,3285	0,3034	0,2982	0,5227	0,5583	0,2764	0,4925	0,4101
Fuschlsee, 2003	0,0203	0,0190	0,0292	0,0216	0,0073		0,1601	0,2723	0,3034	0,4443	0,3722	0,3128	0,3159	0,3182	0,3058	0,4887	0,5337	0,3074	0,4784	0,4009
Grundlsee, 2003	0,0267	0,0268	0,0297	0,0233	0,0272	0,0259		0,2598	0,3467	0,4587	0,3057	0,3665	0,3728	0,3972	0,2233	0,5060	0,5565	0,2523	0,5018	0,4281
Tappenkarsee, 2003	0,0309	0,0330	0,0194	0,0285	0,0331	0,0300	0,0245		0,1789	0,2465	0,3452	0,3505	0,2087	0,2769	0,3813	0,3654	0,4376	0,3506	0,3654	0,3059
Wocheinersee, 2003	0,0308	0,0348	0,0264	0,0309	0,0347	0,0327	0,0258	0,0185		0,3694	0,3952	0,3635	0,3035	0,3230	0,4095	0,4748	0,5371	0,3720	0,4748	0,3870
Königssee, 2003	0,0272	0,0291	0,0233	0,0289	0,0342	0,0351	0,0313	0,0279	0,0165		0,5453	0,5206	0,3928	0,4813	0,5585	0,5378	0,5981	0,5228	0,5378	0,4515
Mondsee, 2003	0,0254	0,0256	0,0340	0,0393	0,0338	0,0363	0,0355	0,0416	0,0369	0,0253		0,3076	0,4500	0,4554	0,4225	0,5876	0,6372	0,3954	0,5876	0,5147
Wolfgangsee, 2003	0,0239	0,0225	0,0231	0,0321	0,0289	0,0296	0,0256	0,0329	0,0419	0,0261	0,0160		0,4194	0,4230	0,4286	0,5566	0,6065	0,3906	0,5566	0,4799
Klaffersee, 2003	0,0266	0,0253	0,0278	0,0270	0,0286	0,0290	0,0287	0,0336	0,0324	0,0184	0,0263	0,0207		0,2616	0,077	0,1813	0,1905	0,3584	0,2409	0,2500
Zwerfenbergsee, 2003	0,0265	0,0237	0,0310	0,0267	0,0271	0,0259	0,0249	0,0207	0,0192	0,0201	0,0247	0,0272	0,0165		0,4799	0,5399	0,5602	0,4432	0,5192	0,4729
Grundlsee, 1888	0,0195	0,0196	0,0264	0,0192	0,0242	0,0215	0,0074	0,0251	0,0281	0,0313	0,0352	0,0275	0,0226	0,0238		0,6250	0,7000	0,0103	0,6000	0,4698
Langbathsee, 1884	0,0281	0,0238	0,0295	0,0299	0,0240	0,0292	0,0244	0,0305	0,0381	0,0292	0,0277	0,0179	0,0133	0,0143	0,0207		0,4000	0,5687	0,5200	0,4667
Hallstättersee, 1884	0,0259	0,0228	0,0286	0,0294	0,0306	0,0346	0,0260	0,0343	0,0327	0,0210	0,0264	0,0207	0,0087	0,0125	0,0239	0,0068		0,6336	0,5500	0,5125
Lunzersee, 1953-1979	0,0330	0,0293	0,0360	0,0391	0,0301	0,0286	0,0149	0,0374	0,0322	0,0321	0,0275	0,0208	0,0252	0,0282	0,0158	0,0280	0,0283		0,5248	0,3918
Riesach, 1884	0,0274	0,0263	0,0286	0,0307	0,0352	0,0321	0,0348	0,0425	0,0415	0,0223	0,0287	0,0177	0,0177	0,0282	0,0329	0,0277	0,0199	0,0303		0,3600
Jossersee, 1879	0,0323	0,0258	0,0274	0,0349	0,0281	0,0300	0,0221	0,0253	0,0317	0,0300	0,0337	0,0194	0,0213	0,0208	0,0235	0,0178	0,0187	0,0303	0,0271	

Tabelle 11: Paarweise Unterschiede im Phänotyp zwischen den untersuchten Seesaiblingspopulationen basierend auf einer Mahalanobis Distanzmatrix. Von den Populationen der Landschützseen waren keine Proben vorhanden.

	Altauseer See, 2003	Attersee, 2003	Fuschlsee, 2003	Grundlsee, 2003	Tappenkarsee, 2003	Wocheinersee, 2003	Königssee, 2003	Mondsee, 2003	Wolfgangsee, 2003	Klaffersee, 2003	Zwerfenbergsee, 2003	Grundlsee, 1888	Langbathsee, 1884	Hallstättersee, 1884	Lunzersee, 1953-1979	Riesach, 1884	Jossersee, 1879
Altauseer See, 2003	0,00																
Attersee, 2003	8,38	0,00															
Fuschlsee, 2003	4,69	6,56	0,00														
Grundlsee, 2003	7,38	8,59	6,30	0,00													
Tappenkarsee, 2003	7,30	9,00	6,99	6,14	0,00												
Wocheinersee, 2003	6,90	8,46	6,65	6,01	5,63	0,00											
Königssee, 2003	7,51	7,53	5,86	6,27	5,37	5,31	0,00										
Mondsee, 2003	5,29	7,38	3,86	6,28	5,87	5,44	3,58	0,00									
Wolfgangsee, 2003	4,45	7,34	2,34	6,17	6,78	5,98	5,77	3,53	0,00								
Klaffersee, 2003	9,66	9,87	9,88	8,49	9,48	9,71	8,62	8,75	9,45	0,00							
Zwerfenbergsee, 2003	8,77	10,14	9,53	7,87	8,72	9,51	8,68	8,66	8,84	4,87	0,00						
Grundlsee, 1888	8,43	11,40	9,03	8,37	8,98	8,90	9,15	8,77	8,34	6,63	6,45	0,00					
Langbathsee, 1884	8,02	10,49	8,83	7,95	8,67	8,89	8,60	7,71	8,26	5,27	5,33	5,42	0,00				
Hallstättersee, 1884	6,92	10,21	8,22	8,30	9,20	9,04	8,65	7,46	7,62	6,73	5,78	7,08	4,92	0,00			
Lunzersee, 1953-1979	7,97	11,68	8,69	7,71	9,45	8,93	8,86	8,05	7,91	6,72	6,15	4,68	5,62	6,90	0,00		
Riesach, 1884	7,84	10,29	8,63	8,40	9,11	9,24	8,89	8,05	7,91	6,90	4,58	7,57	6,48	5,10	6,99	0,00	
Jossersee, 1879	7,81	10,20	7,31	5,56	6,84	7,07	7,08	7,08	7,15	7,36	8,23	7,66	7,53	8,12	7,32	8,52	0,00

Tabelle 12: Unterschiede in morphometrischen Parametern zwischen Seesaiblingspopulationen aus den Tieflandseen, den Hochgebirgsseen und den Museumsproben. Die Daten sind mit Ausnahme der Standardlänge ohne Einheit, da sie in Standardlänge transformiert wurden. Die Analyse erfolgte mittels ANOVA und anschließend Dunetts` s T3 posthoc Test. n = Anzahl der Proben. Daten die mit dem gleichen Buchstaben überschrieben sind, sind nicht signifikant unterschiedlich ( P>0.005)

	Tiefland (n = 40)	Gebirge (n = 15)	Museum (n = 16)
Standardlänge, cm	23,81 ± 5,95 <sup>a</sup>	11,70 ± 2,61 <sup>b</sup>	19,26 ± 3,43 <sup>c</sup>
Körperhöhe	21,84 ± 2,03 <sup>a</sup>	19,76 ± 1,62 <sup>b</sup>	19,39 ± 2,51 <sup>b</sup>
Kopflänge	23,31 ± 1,45 <sup>a</sup>	25,05 ± 0,95 <sup>b</sup>	24,15 ± 2,00 <sup>a, b</sup>
Kopfbreite	10,56 ± 0,62 <sup>a</sup>	11,94 ± 0,77 <sup>c</sup>	10,92 ± 1,03 <sup>a</sup>
Abstand Brustflosse-Bauchflosse	31,96 ± 1,91 <sup>a</sup>	30,59 ± 1,22 <sup>b</sup>	30,47 ± 1,38 <sup>b</sup>
Abstand Bauchflosse-Afterflosse	21,83 ± 1,45 <sup>a</sup>	19,95 ± 1,00 <sup>b</sup>	21,28 ± 1,43 <sup>a</sup>
Höhe Rückenflosse (vorne)	13,20 ± 0,98 <sup>a</sup>	17,10 ± 1,87 <sup>b</sup>	17,12 ± 2,24 <sup>b</sup>
Höhe Rückenflosse (hinten)	7,96 ± 0,89 <sup>a</sup>	9,09 ± 0,93 <sup>b</sup>	8,52 ± 1,52 <sup>a, b</sup>
Länge Schwanzflosse	7,04 ± 0,75 <sup>a</sup>	8,14 ± 0,90 <sup>b</sup>	8,32 ± 1,27 <sup>b</sup>
Breite Schwanzflosse	33,67 ± 2,21 <sup>a</sup>	26,40 ± 6,72 <sup>b</sup>	27,59 ± 3,11 <sup>b</sup>
Breite Brustflosse	15,39 ± 2,01 <sup>a</sup>	11,87 ± 3,00 <sup>b</sup>	12,68 ± 2,96 <sup>b</sup>
Länge Brustflosse	17,50 ± 1,30 <sup>a</sup>	18,25 ± 1,24 <sup>b</sup>	18,31 ± 1,46 <sup>b</sup>
Breite Bauchflosse	12,22 ± 1,43 <sup>a</sup>	7,90 ± 2,80 <sup>b</sup>	8,78 ± 1,84 <sup>b</sup>
Länge Bauchflosse	13,36 ± 1,15 <sup>a</sup>	13,90 ± 0,86 <sup>b</sup>	14,10 ± 2,04 <sup>b</sup>
Augendurchmesser	4,49 ± 1,01 <sup>a</sup>	6,21 ± 0,51 <sup>b</sup>	4,85 ± 0,72 <sup>a</sup>

Tabelle 13: Korrelationen zwischen den untersuchten morphometrischen Parametern basierend auf der Faktoranalyse. Varimax-Drehung mit Kaiser Normalisierung.

Faktor	Var.*	Parameter (in Klammer die Werte der Komponentenmatrix)
Faktor 1	34,0	Höhe Rückenflosse (hinten) (0,829), Höhe Rückenflosse (vorne) (0,689), Kopfbreite (0,741), Kopflänge (0,847), Abstand Kopfspitze - Brustflosse (0,772), Länge Bauchflosse (0,861), Länge Brustflosse (0,897), Länge Schwanzflosse (0,625), Mundspalt (0,740)
Faktor 2	20,9	Abstand Bauchflosse - Afterflosse (0,562), Breite Bauchflosse (0,926), Breite Brustflosse (0,872), Breite Schwanzflosse (0,866), Körperhöhe (0,708)
Faktor 3	8,7	Breite Afterflosse (0,735), Länge Rückenflosse (0,760)
Faktor 4	6,3	Abstand Brustflosse - Bauchflosse (0,189), Länge Afterflosse (0,773), Abstand Rückenflosse - Fettflosse (0,872)
Faktor 5	5,4	Augendurchmesser (0,619), Abstand Kopfspitze - Auge (0,589), Abstand Kopfspitze - Rückenflosse (0,647)

erklärte Varianz in %

Tabelle 14: Standardisierte kanonische Variablenfunktionen basierend auf den 5 mittels Faktoranalyse berechneten Faktoren. VAR – erklärte Varianz, WL - Wilks' Lambda, P – Signifikanz

	Standardisierte kanonische Variablenfunktionen	VAR	WL	P
Funktion 1	$y = 1,010x_1 - 1,248x_2 + 0,46x_3 + 0,196x_4 - 0,154x_5 - 0,221x_6$	91,2	0,144	0,000
Funktion 2	$y = -0,261x_1 + 0,021x_2 + 0,507x_3 + 0,868x_4 + 0,170x_5 + 0,215x_6$	8,8	0,720	0,001

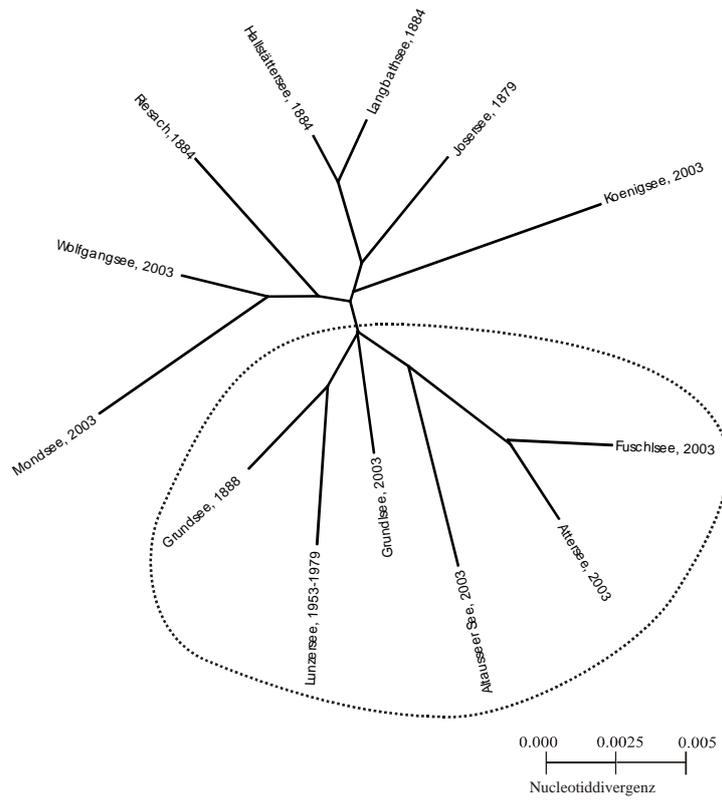


Abbildung 29: Genetische Verwandtschaft (Distanzmatrix der Nukleotidsubstitutionen der mtDNA) zwischen den Seesaiblingspopulationen der Salzkammergutseen, des Königssees und der Museumsproben (unrooted Neighbour joining tree).

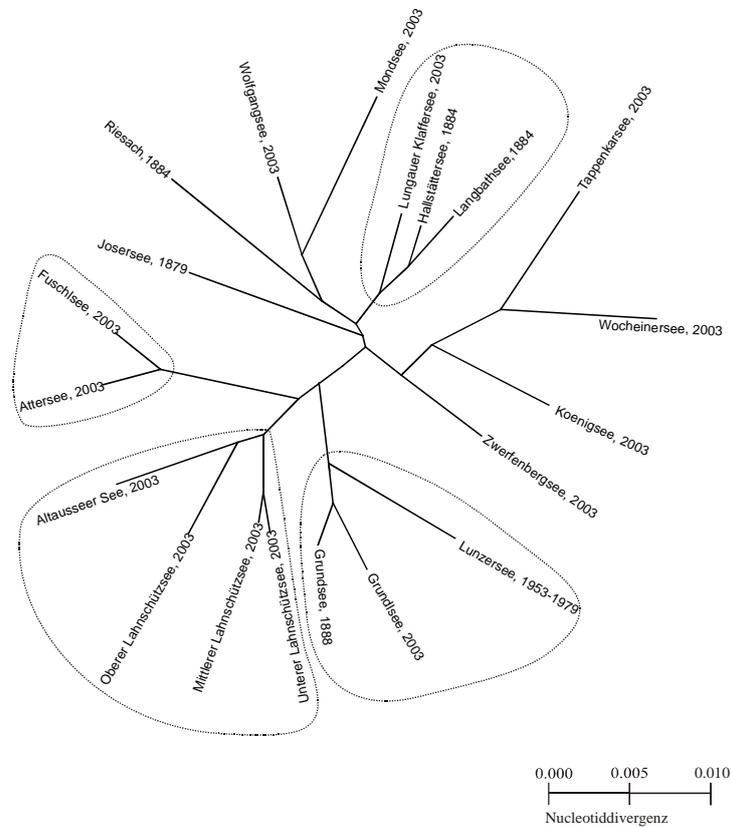


Abbildung 30: Genetische Verwandtschaft (Distanzmatrix der Nukleotidsubstitutionen der mtDNA) der Seesaiblingspopulationen der Salzkammergutseen, des Königssees und der Museumsproben zu den Hochgebirgsseen und zum Wocheinersee (unrooted Neighbour joining tree).

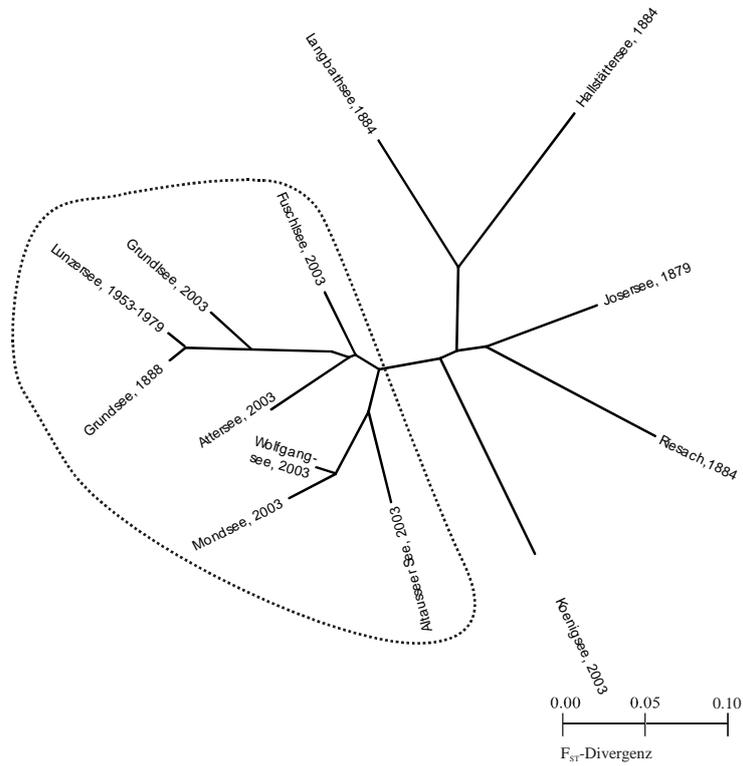


Abbildung 31: Genetische Verwandtschaft (Distanzmatrix der  $F_{ST}$ -Werte der Mikrosatelliten DNA) zwischen den Seesaiblingspopulationen der Salzkammergutseen, des Königssees und der Museumsproben (unrooted Neighbour joining tree).

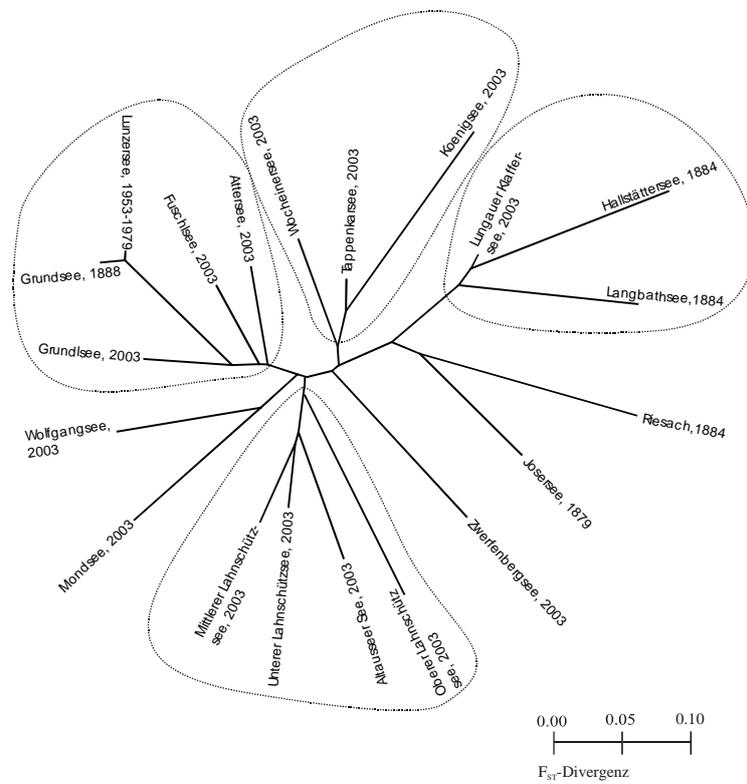


Abbildung 32: Genetische Verwandtschaft (Distanzmatrix der  $F_{ST}$ -Werte der Mikrosatelliten DNA) der Seesaiblingspopulationen der Salzkammergutseen, des Königssees und der Museumsproben zu den Hochgebirgsseen und zum Wocheinersee (unrooted Neighbour joining tree).

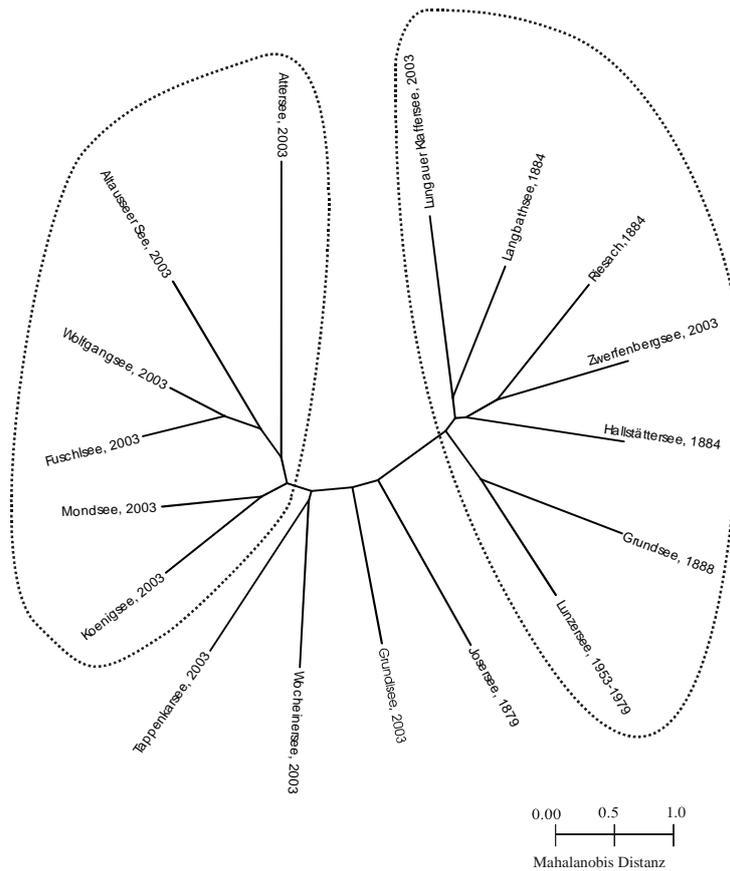


Abbildung 33: Ähnlichkeiten im Phänotyp der Seesaiblingspopulationen der Salzkammergutseen, des Königssees und der Museumsproben zu den Hochgebirgsseen und zum Wocheinersee basierend auf den Werten der Mahalanobis- Distanzmatrix (unrooted Neighbour joining tree).

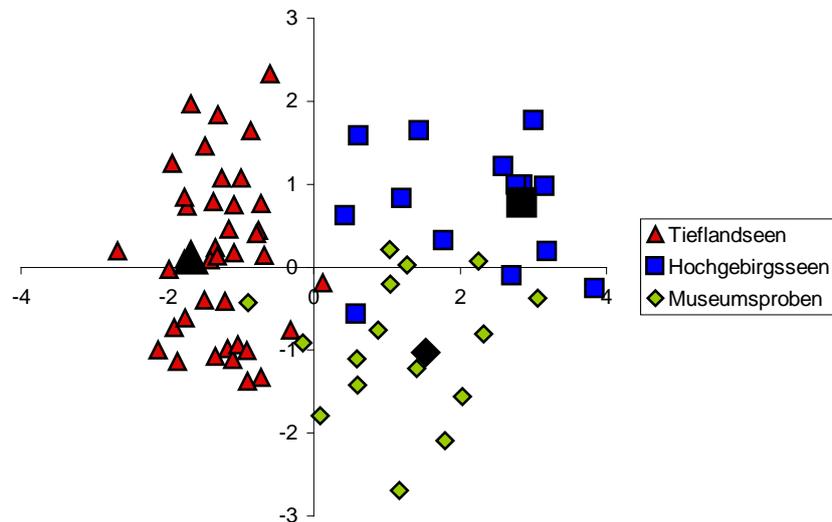


Abbildung 34: Grafische Lösung der standardisierten kanonische Variablenfunktionen aus Tabelle 14. Jedes Symbol repräsentiert einen individuellen Fisch. Die großen schwarzen Symbole markieren die jeweiligen Gruppenzentroide.

# Publikationen des Gewässerschutzes

## Reihe Gewässerschutz

Bereits erschienen:

Band 1 (1999) 2. Auflage (2002)	<b>Salzburger Fischpass-Fibel</b> Erfahrungen zu Bau und Betrieb von Fischaufstiegshilfen im Land Salzburg
Band 2 (2000)	<b>Die Salzburger Fließgewässer</b> Biologische Gewässergüte und ökologische Funktionsfähigkeit 1995–2000
Band 3 (2010)	<b>Parasiten in Salzburger Seen</b> Beiträge zur Parasitologie von Schnecken, Fischen und Wasservögeln. Der Mensch als Fehlwirt.
Band 5 (2002) 2. Auflage (2004)	<b>Das Grundwasser in Salzburg</b> Die Güte ausgewählter Brunnen und Quellen 1992–2001 - Fortschreibung bis 2003
Band 6 (2002)	<b>Kommunale Abwasserreinigung in Salzburg</b> Funktion und Reinigungsleistung der kommunalen Kläranlagen - Biologie der Belebtschlämme - Kosten.
Band 7 (2010)	<b>Limnologie ausgewählter Salzburger Bergseen</b> Limnologische Kenndaten – Fische - Archive der Klimaentwicklung
Band 8 (2000) 2. Auflage (2004)	<b>Leitfaden für Gewässeraufsichtsorgane</b> Stand 2007
Band 9 (2000)	<b>Hydromorphologische Fließgewässeraufnahme von Salzburg 2003</b> Erhebung ökologisch signifikanter hydromorphologischer Belastungen im Sinne der WRRL
Band 11 (2005)	<b>Reinigung von Straßenabwässern</b> Wirksamkeit von Retentionsfilterbecken zur Reinigung von Straßenoberflächenwässern
Band 12 (2007)	<b>Kommunale Abwasserreinigung in Salzburg II</b> Funktion und Reinigungsleistung der kommunalen Kläranlagen Stand 2006 – Der Wirkungsgrad von Fettfängen
Band 13 (2008)	<b>Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg</b> Funktion und Reinigungsleistung – Belebtschlamm und Aufwuchs

In Vorbereitung:

Band 4	<b>Zur Limnologie der großen Salzburger Seen</b> Projekt Vorlandseen Teil 3 und weitere aktuelle Berichte von den großen Salzburger Seen
Band 10	<b>Beiträge zur Limnologie der Salzburger Fließgewässer</b> Anthropogene Belastungen und ihre Auswirkungen
Band 14	<b>Nacheiszeitliche Entwicklung des Salzburger Gewässernetzes</b> Wiederbesiedlung der Salzburger Gewässer mit Fischen nach der letzten Eiszeit
Band 15	<b>Makrophyten in großen Salzburger Seen</b> Untersuchungen zum Qualitätselement Makrophyten
Band 17	<b>Salzburger Fischpassfibel Band 2</b> Salzburger Restwasserleitfaden und aktueller Stand der Technik zum Bau von Fischwanderhilfen
Band 18	<b>Vorkommen autochthoner Bachforellen in Salzburg</b> Urforelle quo natas ?!
Band 19	<b>Der Salzburger Fliegen-Atlas</b> Auswertung der Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchungen für Fliegenfischer

Die Bände sind gegen einen Unkostenbeitrag beim Amt der Salzburger Landesregierung,  
Referat Gewässerschutz, Postfach 527, 5010 Salzburg, zu beziehen.

Einige Bände sind unter <https://service.salzburg.gv.at/landversand/landversand.sf> als kostenloser Download verfügbar.

E-mail: [gewaesserschutz@salzburg.gv.at](mailto:gewaesserschutz@salzburg.gv.at)

Home: <http://www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz/>

GEWÄSSERSCHUTZ AKTUELL



*Land Salzburg*

*Für unser Land!*