

FZKA-BWPLUS

Effizienz und ökologische Auswirkungen einer Kalzitaufspülung als interne Restaurierungsmaßnahme für eutrophierte Standgewässer

von

Doris Stüben¹, Thomas Neumann¹, Ute Berg¹, Karl Wurm², Ulrike Markert³

¹Institut für Petrographie und Geochemie, Universität Karlsruhe

²Gewässerökologisches Labor, D-72181 Starzach-Felldorf

³Lehrstuhl Tierphysiologie, Abteilung Physiologische Ökologie der Tiere, Eberhard-Karls-Universität Tübingen

Förderkennzeichen: PAÖ-N 98006

Die Arbeiten des Projektes Angewandte Ökologie wurden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert.

Februar 2001

Effizienz und ökologische Auswirkungen einer Kalzitaufspülung als interne Restaurierungsmaßnahme für eutrophierte Standgewässer (N 98 006)

Doris Stüben¹, Thomas Neumann¹, Ute Berg¹, Karl Wurm², Ulrike Markert³

¹Institut für Petrographie und Geochemie, Universität Karlsruhe, Kaiserstraße 12, D-76128 Karlsruhe

²Gewässerökologisches Labor, Tulpenstraße 4, D-72181 Starzach-Felldorf

³Lehrstuhl Tierphysiologie, Abteilung Physiologische Ökologie der Tiere, Eberhard-Karls-Universität Tübingen

Zusammenfassung

Zur Bewertung und Optimierung der Kalzitaufspülung als internes Seenrestaurierungsverfahren wurde im März 1999 während der Frühjahrszirkulation das Sediment einer 2000 m² großen Testfläche im Kirchentellinsfurter Eppelsee mit einer 1 cm mächtigen Kalzitmehlsschicht beaufschlagt. Die unmittelbaren und längerfristigen Effekte dieser Maßnahme hinsichtlich der Eliminierung von Nährstoffen und organischer Substanz aus der Wassersäule, der Reduzierung der Nährstofffreisetzung aus dem Sediment und der Auswirkungen auf die Vitalität benthaler und pelagialer Organismen wurde von März 1999 bis August 2000 dokumentiert.

Hydrochemische Untersuchungen unmittelbar nach der Sedimentation der Kalzitmehlssuspension ergaben ca. 20 % bis 25 % geringere TP-, PP- und Chl *a*-Gehalte in der unteren Wassersäule (3 - 5 m Tiefe) im Vergleich zu den gemessenen Konzentrationen vor der Durchführung der Maßnahme. Die längerfristige Barrierewirkung der Kalzitschicht wurde sehr stark durch Bioturbation und eventuell durch hydrodynamische Prozesse beeinträchtigt. Dennoch zeigten (i) Stoffflußberechnungen mit Hilfe von Inkubationskammern, (ii) Porenwassergradienten und (iii) Laborversuche mit anoxisch inkubierten Sedimentkernen um durchschnittlich 40 % bis 60 % geringere P-Flüsse sowie um 15 % geringere Maximal-P-Konzentrationen im überstehenden Wasser (i, iii) bzw. Porenwasser (ii) der Testfläche mit dispergierter Kalzitschicht im Vergleich zur unbehandelten Referenzstation. Intakte Kalzitschichten von 1 cm Mächtigkeit konnten im Laborversuch dagegen den P-Fluß sowie die freigesetzten P-Konzentrationen um ca. 85 % reduzieren und wären für eine großflächige Anwendung wünschenswert.

Die ausgeprägten Bioturbationsprozesse machen deutlich, daß die Vitalität von *Chironomus plumosus* sowie von *Tubifex spp.* durch den Kalzitmeleintrag nicht beeinträchtigt wurde. *Anodonta cygnea* als Weichsubstratbewohner überlebt auch Kalzitbarrieren von 2.5 cm Mächtigkeit. Noch flexible junge *Dreissena polymorpha* können nach der Kalzitabdeckung neues Hartsustrat besiedeln, während die Mortalitätsrate für die älteren Muscheln nach der Überdeckung sehr hoch war. Keine schädigende Wirkung hatte die Kalzitaufspülung auf zwei für

Kalzitaufspülung

meso- bis eutrophe Seen charakteristische Makrophyten: den Wasserhahnenfuß *Ranunculus trichophyllus* sowie die Armleuchteralge *Chara spp.*

Schlagworte: interne Seenrestaurierungsmaßnahme, Kalzitaufspülung, Baggersee, Eutrophierung, Nährstoffflüsse, ökologische Auswirkungen, Mortalität, Biozönose.

Efficiency and ecological effects of a calcite application as an internal method for the restoration of eutrophic fresh water lakes

Doris Stüben¹, Thomas Neumann¹, Ute Berg¹, Karl Wurm², Ulrike Markert³

¹Institut für Petrographie und Geochemie, Universität Karlsruhe, Kaiserstraße 12, D-76128 Karlsruhe

²Gewässerökologisches Labor, Tulpenstraße 4, D-72181 Starzach-Felldorf

³Lehrstuhl Tierphysiologie, Abteilung Physiologische Ökologie der Tiere, Eberhard-Karls-Universität Tübingen

Summary

In order to evaluate and optimise the use of calcite as an internal restoration method of eutrophic fresh water lakes, a calcite/water mixture was sprayed over a 2000 m² area of Lake Epplesee near Kirchentellinsfurt, Germany, in March 1999, during the spring turnover. After sedimentation, the calcite formed a 10 mm thick layer covering the surface of the bottom sediments. The immediate and long-term efficiency of the measure 1) to eliminate nutrients and organic material from the water column, 2) to reduce nutrient release from bottom sediments, and its influence on the vitality of benthic and pelagic organisms was investigated from March 1999 until August 2000.

Hydrochemical measurements conducted immediately after the calcite spraying, showed that the calcite/water suspension in general reduced total phosphorus (TP), particular total phosphorus (PP) and Chlorophyll-*a* in the water column, especially from the lower water column (3 - 5 m) by about 20-25% during sedimentation. The long term barrier efficiency of the layer has since been considerably reduced by bioturbation, and possibly by bottom currents. At the test site, flux calculation across the sediment/water interface based on (i) benthic chamber experiments, (ii) pore water gradients, and (iii) incubation experiments with anoxic sediments, show that P fluxes were reduced by 40 - 60% into the overlying water column. This results in lower maximum P concentration in the bottom waters by about 15%, in comparison to a reference site. In laboratory experiments, a 10 mm undisturbed thick calcite layer reduced the P flux and release from the underlying sediments by about 85%, which would be desirable for an extensive whole-lake application.

Bioturbation processes demonstrated clearly that the calcite cover does not affect the vitality of *Chironomus plumosus*, *Tubifex spp.* and *Anodonta cygnea* that lives in soft sediments. These species survived even after burial under a 25 mm calcite layer. The mortality rate of adult *Dreissena polymorpha* was high after burial because they are fixed to rocks on the sediment bottom, whereas young mussels, which are more flexible, were able to escape out of the calcite cover. The calcite application did not damage the two macrophytes *Ranunculus trichophyllus* and *Chara spp.*, both being characteristic of mesotrophic and eutrophic lakes.

Key words: internal restoration of lakes, calcite application, gravel-pit lake, eutrophication, nutrient fluxes, ecological consequence, mortality

1 Einleitung

1.1 Interne Restaurierungsmaßnahme

Standgewässer werden häufig durch anthropogene Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen sowie durch gewerbliche und kommunale Abwässer u. a. sehr stark mit Nährstoffen belastet. Spätsommerliche Blaualgen-Massenentwicklungen (Cyanobakterien) sind sichtbarer Ausdruck dieser fortschreitenden Eutrophierungsentwicklung (RÖNICKE et al. 1995). Diese Entwicklung steht im krassen Gegensatz zu den steigenden Nutzungsansprüchen an die Gewässer. Da durch Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet nur sehr langfristig eine Verbesserung der Gewässerqualität erzielt werden kann, sind zusätzliche interne Restaurierungsmaßnahmen dann sinnvoll, wenn sich das Gewässer bei erfolgreicher Anwendung relativ rasch auf ein niedrigeres P-Niveau einstellen könnte (HUPFER & ZIPPEL 1998).

Interne Maßnahmen wie z. B. eine Tiefenwasserbelüftung führen oft nur über sehr ausgedehnte Zeiträume zu einer kurzfristigen Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse und sind durch den notwendigen Langzeitbetrieb sehr kostenintensiv (WEHRLI et al. 1995). Die Fällung von Nährstoffen aus der Wassersäule mit Aluminium- oder Eisensalzen ist aufgrund ihrer potentiellen Toxizität bzw. einer starken pH-Wertänderung umstritten (KLAPPER 1992b, COOKE ET AL. 1993). Schonendere, ökotechnologische Verfahren, die auf einer Intensivierung natürlicher Selbstreinigungsmechanismen basieren (KOSCHEL 1995), sind daher eher in den Mittelpunkt des Interesses gerückt. Hierzu zählt die natürliche Kalzitfällung in Hartwasserseen, die sogenannte biogene Entkalkung, (ROSSKNECHT 1980, KOSCHEL et al. 1983), die durch den photosynthetischen CO₂-Entzug von Algen und Makrophyten, der damit verbundenen pH-Erhöhung sowie durch die sommerliche Temperaturerhöhung und folglich einer Überschreitung des Löslichkeitsprodukts von Kalzit ausgelöst werden kann, vor allem in meso- bis leicht eutrophen Seen (GONSCIORCZYK et al. 1995). Dabei können (i) gelöste anorganische und organische Stoffe, (ii) partikuläre Nährstoffe aus dem Freiwasser kopräzipitiert sowie (iii) anorganische und organische Stoffe im Sediment gebunden werden (KOSCHEL et al. 1983, KOSCHEL 1995). Nach MURPHY (1987, in HOUSE 1990) können durch die biogene Karbonatfällung ca. 97 % des P aus dem Epilimnion entfernt werden. KLEINER (1988) schätzte, daß ca. 35 % der gesamten P-Verarmung im Epilimnion des Bodensees der Kopräzipitation mit Kalzit zuzuschreiben sind. Die Ausfällung von partikulärem und gelöstem P mit Kalzit aus dem Freiwasser sowie eine erhöhte P-Bindungs- und Rückhaltekapazität im Sediment soll der für einen eutrophen Gewässerzustand charakteristischen Cyanobakterienmassenentwicklung entgegenwirken. Die P-Kopräzipitation steigt mit zunehmenden pH-Werten (MURPHY et al. 1990). Aufgrund der kleinen Löslichkeitsprodukte von Kalzium-Phosphaten dürfte es eigentlich kein Eutrophierungsproblem geben (DONNERT & SALECKER 1999). Jedoch können höhere P-Gehalte das Kristallwachstum von Kalzit hemmen und starke Übersättigungen hervorrufen

(HOUSE 1987, DOVE & HOHELLA 1993, DANEN-LOUWERSE et al. 1995). Weitere Inhibitoren der Kalzitbildung sind organische Liganden (INSKEEP & BLOOM 1986, LEBRON & SUAREZ 1996), Magnesium und Eisen (HOUSE et al. 1986).

Mit einer sogenannten Kalzitaufspülung könnte der natürliche Kalzitfällungsprozeß mit dem Ziel der Selbstreinigung in Hartwasserseen (BABIN et al. 1994) simuliert bzw. induziert oder intensiviert werden.

Epilimnische CaO- und Ca(OH)₂-Zugaben (PREPAS et al. 1997) führten an verschiedenen Hartwasserseen in Kanada zu einer kurzzeitigen Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse und des TP-Gehaltes um ca. 30 bzw. 50 %. Langfristige Effekte konnten nur durch Mehrfachanwendungen erzielt werden. Die rasche pH-Erhöhung bis auf pH 12 führt zu Schädigungen der Gewässerbiozönose (MISKIMMIN et al. 1995). Zur Vermeidung der negativen Auswirkungen der pH-Erhöhung wird für fischereiwirtschaftlich genutzte Seen eine mehrmalige und großflächige CaCO₃-Zugabe empfohlen. Langfristig erhöht sich die Bindungskapazität der Sedimente für P und Schwermetalle (MURPHY & PREPAS 1990). Im allgemeinen war jedoch die Zugabe von CaCO₃ in allen untersuchten Gewässern erheblich weniger effizient als Ca(OH)₂ (MURPHY et al. 1990, ZHANG & PREPAS 1996).

Hypolimnische und pH-kontrollierte CaO- bzw. Ca(OH)₂-Zugaben erwiesen sich an brandenburgischen Seen auch längerfristig effizienter als eine epilimnische Aufspülung. Die induzierte Kalzitfällung führte zu einer Verringerung der TP- und SRP-Konzentrationen im Wasser um 73 bzw. 96 % und verhinderte durch eine pH-Erhöhung auf über 8 in den obersten 2 cm des Sedimentes die Kalzit- und P-Freisetzung aus dem Sediment ins Freiwasser (DITTRICH et al. 1995, 1997, 2000).

1989 wurde am Rudower See in Mecklenburg-Vorpommern, einem polymiktischen Flachsee, erstmalig eine Aufspülung mit im See natürlich vorhandener kalkreicher Seekreide als Restaurierungsmaßnahme gegen die Eutrophierung durchgeführt (KLAPPER 1992a, RÖNICKE et al. 1995). Langzeitauswirkungen wurden nicht ausreichend dokumentiert.

1995 wurde der Arendsee in Sachsen-Anhalt als Fallbeispiel für einen 50 m tiefen, dimiktischen Einsturzsee gegen Ende der Sommerstagnation mit einer Aufspülung seeeigener Seekreide versehen. Die Untersuchungen zeigten, daß nicht das Sediment die Haupt-P-Quelle des Arendsees ist sondern die organische Neuauflage (HUPFER et al. 2000). Mit der Aufspülung konnte das gewünschte Ziel der nachhaltigen P-Reduzierung nicht erreicht werden (HUPFER & STEINBERG 1997, HUPFER et al. 2000). Andererseits kam es durch die Erhöhung der Siliziumkonzentrationen mit der Seekreide zu einem Rückgang der Cyanophyceenentwicklung (RÖNICKE 1998). Im Folgejahr der Aufspülung wurde eine verstärkte biogene Karbonatfällung dokumentiert, die Phosphat wesentlich effizienter kopräzipitiert als die Seekreide (WALPERSDORF 2000).

Kalzitauflösung

Die kontroversen Diskussionen über die Effizienz interner Maßnahmen mit kalzitischen Materialien macht deutlich, daß es noch keine ausreichend umfassenden Untersuchungen zur längerfristigen Effizienz bei Ganzsee-Experimenten und vor allem zu den Auswirkungen des relativ hohen Kalziteintrags auf die Gewässerbiozönose gibt. Der Vorteil dieser Methode ist, daß sie im Vergleich zu anderen seeinternen Maßnahmen relativ kostengünstig (KLAPPER 1992b), recht einfach und schnell durchführbar, ökologisch sanft ist, d.h. bislang als nicht toxisch eingestuft wird (PREPAS et al. 1997).

Mit dem Einsatz von Kalzitmehl versprach man sich durch die zusätzlich höhere spezifische Oberfläche im Vergleich zur Seekreide eine effizientere Anwendung, die durch vergleichende Laborversuche bestätigt werden konnte (EHBRECHT 1999). Das Kalzitmehl wird aus dem Abbau der obersten Weißjurakalke der Schwäbischen Alb und anschließender Aufmahlung zu Korngrößen hauptsächlich im Feinschluffbereich für die Zementherstellung gewonnen und steht als sehr reines kalzitisches Naturprodukt mit geringen Quarzanteilen in ausreichenden Mengen zur Verfügung.

Zur Charakterisierung der Effizienz einer Sedimentabdeckung mit Kalzitmehl hinsichtlich der Mikro- und Makronährstofffreisetzung am Fallbeispiel des eutrophen Kirchentellinsfurter Baggersees bei Tübingen (Baden-Württemberg) (Abb. 1.2.1) erwies sich in Laborversuchen bereits eine 1 cm mächtige Kalzitmehlschicht hinsichtlich der Nährstofffreisetzung aus dem Sediment in die Wassersäule als durchaus günstige Barriere für Phosphat, Eisen und Mangan (STÜBEN et al. 1999). Zur Überprüfung der Übertragbarkeit dieser Ergebnisse wurde im Frühjahr 1999 im Kirchentellinsfurter Baggersee (Epplesee) dieser natürliche Rohstoff als Fällmittel und zur Sedimentabdeckung während der Frühjahrszirkulation versuchsweise epilimnisch als wässrige Suspension auf eine 2000 m² große Testfläche aufgebracht.

Da aufgrund der geringen Größe der Testfläche (1 %) im Vergleich zur gesamten Seefläche kein positiver Effekt für die Wasserqualität des Sees erwartet werden konnte, stand im Rahmen des Projektes die Betrachtung der Prozesse an der Sediment- bzw. Kalzitschicht-/Wasser-Kontaktzone im Vordergrund. Zielsetzung war, die unmittelbaren Effekte der Maßnahme aber vor allem auch die Langzeitstabilität der Kalzitschicht hinsichtlich der erwünschten Barrierewirkung zunächst kleinräumig unter *in situ*-Bedingungen zu bewerten. Ziel von Aquarienversuchen war es, mögliche Einschränkungen der Vitalität der für Baggerseen typischen pelagialen und benthalen Fauna sowie ausgewählten Makrophyten nach einer Kalzitzugabe in Abhängigkeit der eingebrachten Kalzitmehlmenge zu dokumentieren. Aus diesen Untersuchungen sollte eine weitere Optimierung hinsichtlich einer allgemeineren Anwendbarkeit des Verfahrens abgeleitet werden.

1.2 Das Untersuchungsgebiet

Der ca. 6 km nordöstlich von Tübingen auf der Gemarkung Kirchentellinsfurt gelegene, di- bis polymiktische, nahezu zu- und abflußlose Baggersee Epple (Abb. 1.2.1) mit einer Fläche von ca. 25.6 ha zeichnet sich durch eine drastisch fortschreitende Eutrophierungsentwicklung aus, die an massiven Cyanophyceenblüten während der Sommermonate seit 1995 deutlich wird (WURM & MAI 1997). Die Nährstoffrücklösung aus dem anoxischen Sediment ist vermutlich in starkem Maße mitverantwortlich für eine fast ständige Phosphatnachlieferung in das Freiwasser des durchschnittlich 4.3 m und maximal 5.5 m tiefen Eppleeses. Da die Minimierung der externen Phosphateinträge - nährstoffreiches Grund- und Neckarwasser, atmosphärische Deposition, Oberflächenabspülung, Badegäste und Wasservögel - erst langfristig positive Effekte zeigt, könnte eine Kalzitaufspülung die Verbesserung der Gewässergüte beschleunigen. Die Gemeinde Kirchentellinsfurt zeigte großes Interesse an dem naturnahen und kostengünstigen Verfahren der Kalzitaufspülung, da der See seit den 60er Jahren überregionale Bedeutung als Wassersport- und Naherholungssee hat.

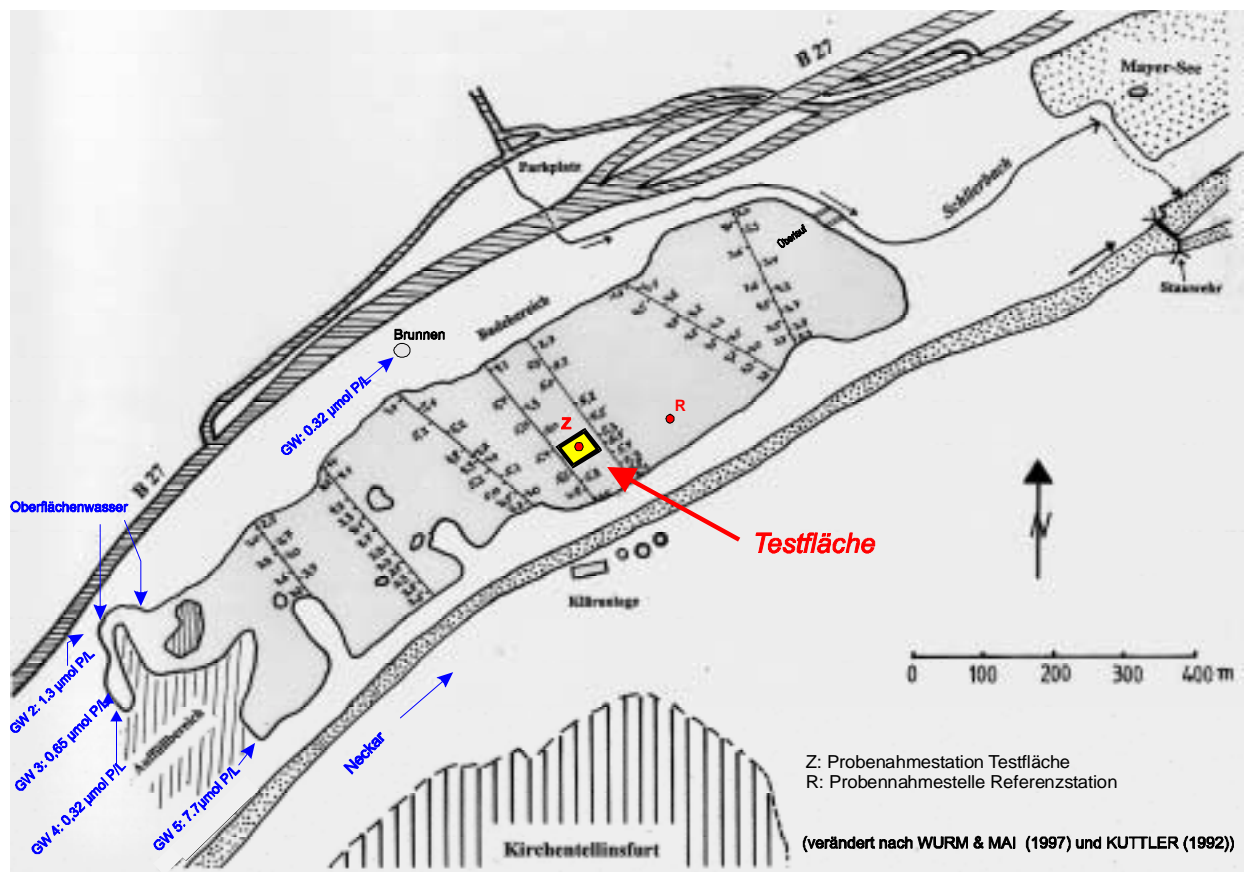


Abb. 1.1: Test- und Referenzstation im tiefsten Bereich des Eppleeses bei Kirchentellinsfurt. Eingezeichnet sind die Oberflächenuzuflüsse zum Eppleesee und Phosphoreinträge (P) über die Grundwasserzutrittstellen (GW). Die verzeichneten Seetiefen wurden über Echolotmessungen auf 7 Transekten ermittelt (WURM & MAI 1997).

2 Untersuchungskonzept

- Untersuchung von kalzitischen Materialien und ihren Eigenschaften bezüglich der P-Eliminierung und Barrierewirkung im Labor.
- Einrichtung eines 2000 m² großen Testfeldes im Frühjahr 1999 im tiefsten Bereich des eutrophen Eppelsees, das durch die Kalzitaufspülung mit einer 1 cm mächtigen Kalzitschicht auf dem Sediment versehen wurde.
- Auswahl einer Referenz-Meßstation, die mit der Testfläche von den Randparametern übereinstimmt.
- Ein hydrochemisches, physikalisches und geochemisches Monitoring direkt vor und nach der Kalzitaufspülung im Frühjahr 1999 im Bereich des Testfeldes zur Charakterisierung der unmittelbaren Effekte auf das Sediment, die Wassersäule und die Sediment-/Wasser-Kontaktzone im Vergleich zur Referenzstation.
- Zur Untersuchung der längerfristigen Auswirkungen der Kalzitaufspülung Durchführung von Meßkampagnen im Frühjahr (Zirkulation) und Sommer (anoxisches Tiefenwasser) 1999 und 2000 mit jeweiligen Untersuchungen der Wassersäule, des Porenwassers und der Sedimente sowohl auf der Testfläche (Z) als auch an einer vergleichbaren Referenzstation (R), die von der Aufspülung unbeeinflusst blieb.
- Erfassung der Stoffflüsse an der Sediment-/Wassergrenzfläche über Porenwasseranalysen und mit einer Inkubationskammer in saisonaler und lokaler Abhängigkeit.
- Laborversuche mit anoxisch inkubierten Sedimentkernen hinsichtlich der P-Freisetzung aus dem Sediment der Testfläche (mit bioturbat eingearbeiteter Kalzitschicht) im Vergleich zur Referenzstation und Sediment mit einer frischen, 1 cm mächtigen Kalzitmehlaufgabe.
- Laboruntersuchungen zu möglichen Beeinträchtigungen der Vitalität der pelagialen (*Daphnia* spp.) und benthalen Fauna (*Chironomus plumosus*, *Chaoborus* spp., *Tubifex* spp., sessile Organismen wie z. B. *Dreissena polymorpha* (Hartsubstratbewohner) und *Anodonta cygnea* (Weichsubstratbewohner)) durch unterschiedlich mächtige Kalzitmehlüberdeckungen.
- Laborversuche zur Reaktion ausgewählter Makrophyten (*Ranunculus trichophyllus*, *Chara* spp.) auf den Kalzitmehleintrag.

3 Material und Methoden

3.1 Probennahme im Gelände

Zur Untersuchung der Auswirkungen der Kalzitmehlauflösung auf die Nährstofffreisetzung im Bereich der Sediment/Wasser-Grenze wurden zwei Meßstationen eingerichtet (Abb. 1.2.1), eine auf der Testfläche (Z: 48°32.433'N, 9°09.097'E) sowie eine weitere ohne Kalzitabdeckung (R: 48°32.436'N, 9°09.201'E). Die Stationen befinden sich mit 5.2 m im tiefsten Bereich des Sees in vergleichbarer Wassertiefe.

Die Feldmessungen erstreckten sich über den Zeitraum März 1999 bis August 2000. Jeweils zum Zeitpunkt der Frühjahrszirkulation und der sommerlichen Anoxie in der tieferen Wassersäule wurden das Freiwasser, das Porenwasser und das Sediment beprobt.

3.1.1 Frei- und Porenwasser

Die Wasserproben wurden an beiden Meßstationen mit einer Unterwasserpumpe gewonnen und für die Analytik gelöster Nährstoffe und Spurenelemente filtriert (Cellulose-Acetatfilter, Porengröße 0.45 µm).

Zur Porenwassergewinnung wurden Sedimentkerne in 1-cm-Abschnitte unter N₂-Atmosphäre zerteilt, zentrifugiert und anschließend filtriert. Für die Nährstoff- und Spurenelementanalysen sowie für die Alkalinitätsbestimmung wurden Frei- und Porenwasserproben in vorbereitete Gefäße gefüllt. Die Anionenproben wurden in Braunglasflaschen eingefroren aufbewahrt. Für die Spurenelementbestimmung und Phosphatanalytik wurden konditionierte PE-Behälter verwendet und die Spurenelementproben mit HNO₃ ^{suprapur subboiled} (100 µl pro 100 ml Frei- und 5 µl pro 2 ml Porenwasser) angesäuert, die Proben gekühlt aufbewahrt.

3.1.2 *In situ*-Sensormessungen

Parallel zur Wasserprobennahme wurden im Frühjahr 1999 an den Meßstellen Tiefenprofile der Parameter Druck, Temperatur, Leitfähigkeit, pH, Sauerstoff (O₂), Chlorophyll a (Chl. a) und Trübung mit dem Multisensorsystem MINIBAT (STÜBEN et al. 1994 und 1998) aufgenommen. Die Position der Meßstationen wurde mit einem GPS (Ant180) der Fa. Apelco, USA, ermittelt. Die Gerätesteuerung und die Datenaufzeichnung erfolgten mit dem Programm Graphic Ocean Package GOP 3.10 der Fa. ADM Elektronik, Warnau.

Zusätzlich wurden im Freiwasser während allen Meßkampagnen Tiefenprofile der Parameter Temperatur, Leitfähigkeit, pH und Sauerstoff in 0.5 bis 1 m-Abständen mit WTW-Sensoren aufgenommen.

Kalzitaufspülung

3.1.3 Sediment

Sedimentkerne mit 6 cm Durchmesser und ca. 0.3 m Länge wurden an beiden Meßstellen mit einem Mondsee-Corer (UWITEC, Mondsee, Österreich) entnommen. Je Meßstation wurde ein Kern für eine detaillierte Beschreibung halbiert. Die Farbbestimmung erfolgte am feuchten Sediment anhand der MUNSELL SOIL COLOR CHARTS (1990). Ein zweiter Kern wurde in 1-cm-Scheiben zerteilt und für die geochemischen Analysen gefriergetrocknet. Ein dritter Kern wurde zur Wassergehaltsbestimmung verwendet. Für Freisetzungsversuche im Labor wurden weitere Kerne entnommen und teilweise mit einer frischen Kalzitmehlschicht von 1 cm überdeckt, das überstehende Wasser beprobt, gemäß 3.1.1 aufbereitet und nach 3.2 analysiert.

3.2 Laborversuche zu den ökologischen Auswirkungen des Kalziteintrags

Die Versuche zur Vitalität der benthischen Organismen wurden in Aquarien mit einer Grundfläche von 20 x 40 cm durchgeführt, die mit Wasser und Sediment aus dem Eppelsee befüllt wurden und in einer Klimakammer bei nahezu konstant 8 °C im Dunkeln unter ausreichender Sauerstoffbelüftung gehalten. Als Testorganismen wurden mit Ausnahme der Makrophyten (*Ranunculus trichophyllus*, *Chara spp.*) die gleichen Organismen (Arten bzw. Gattungen) verwendet, die auch im Eppelsee vorkommen (*Chironomus plumosus*, *Chaoborus spp.*, *Tubifex spp.*, *Dreissena polymorpha*, *Anodonta cygnea*, *Daphnia spp.*). Aufgrund der geringen Populationsdichte im Eppelsee wurden zusätzlich Testorganismen aus dem Zoohandel bzw. im Falle von *Dreissena* Organismen aus dem Bodensee verwendet. Nach einer mehrtägigen Adaptionsphase wurden die in den Testaquarien befindlichen Organismen - wenn nicht anders vermerkt - jeweils mit einer Kalzitschicht von ca. 1 cm überdeckt. Die gekalkten Aquarien werden im folgenden mit einem * gekennzeichnet.

3.3 Analytik

Einen Überblick über die verwendeten Analysemethoden und der bestimmten Parameter gibt die Tab. 3.3.1

Tab. 3.3.1: Übersicht über die bestimmten Parameter und die verwendeten Analysenmethoden

Parameter	Methodik
Freiwasser, Porenwasser	
Druck, Temperatur, Leitfähigkeit, pH, O ₂ , Trübung, Chlorophyll a	Sensoren, Potentiometrie
Alkalinität	Titrimetrie (VAN DEN BERG & ROGERS 1987)
Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻	Ionenchromatographie (EN 1 SO 10304-1)
SRP, TDP, TP, Si	Photometrie (DIN 38405 D 11), (GRASSHOFF et al. 1983)
Ca, Mg, K, Na	Atomabsorptionsspektroskopie (Flammen-AAS)
Fe, Mn, Zn	Totalreflexions-Röntgenfluoreszenz (TRFA)
Sediment, Kalzitmehl	
Mineralogie	Röntgendiffraktometrie (XRD)
Hauptelemente	Winkeldispersive Röntgenfluoreszenz (WD-RFA)
Org. und anorg. C (TOC, TIC)	Infrarotabsorptionsspektroskopie (CSA)
TP	HCl-Aufschluß, Photometrie (DIN 38405 D 11)
Farbe; natürlicher Wassergehalt, Porosität, Dichte	Munsell Soil Color Charts; Standardmethoden (Stechringe) (GONSIORCZYK et al. 1997)
Korngrößenverteilung Kalzitmehl	Pipettmethode nach KÖHN (DIN19683 Teil 2)
Gewässerökologie	
Phyto- und Zooplankton	quantitativ nach UTERMÖHL (1955)
Chl a	DIN 38412 - L16
Sichttiefe	Secchischeibe
Benthosuntersuchungen	Versuchsaquarien mit Sediment und Wasser aus dem Epplesee und Testorganismen aus dem See und dem Zoohandel

3.4 Modellierung von Elementspeziationen und thermodynamischen Gleichgewichten im Porenwasser, Stoffflußberechnungen

Die chemische Speziierung und thermodynamischen Gleichgewichte wurden aus den im Freiwasser-, Tiefenwasser, Bodenwasser und Porenwasser gelösten Nähr- und Spurenelementkonzentrationen für eine detailliertere Milieucharakterisierung mit ChemEQL (MÜLLER 1996) modelliert. Speziations- und Gleichgewichtsbetrachtungen wurden für Normalbedingungen (25 °C und 10⁵ Pa) durchgeführt.

Der Sättigungsindex für Kalziumkarbonat wurde mit den Aktivitäten des freien Ca²⁺ und CO₃²⁻ aus der Speziationsberechnung ermittelt:

Kalzitaufspülung

$$SI = \log \frac{[Ca^{2+}][CO_3^{2-}]}{K}, K = 10^{-8.48}$$

Stoffflüsse gelöster Nähr- und Spurenelemente im Bereich der Sediment/Wasser-Grenze wurden nach dem 1. Fick'schen Gesetz (BERNER 1980) unter Berücksichtigung der Porosität und Tortuosität (ULLMAN & ALLER 1982) des Sedimentes berechnet. Die Diffusionskoeffizienten wurden jeweils durch lineare Interpolation nach LI & GREGORY (1974) temperaturkorrigiert.

$$J = -\phi * D_s * dC * dx^{-1}$$

$$J = \text{Fluß } (\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ h})$$

$$\phi = \text{Porosität}$$

$$D_s = \text{Sedimentdiffusionskoeffizient, } D_s = D_0, \text{ temperaturkorrigiert, } * \phi^2 \text{ (cm}^2/\text{s)}$$

$$dC \cdot dx^{-1} = \text{Konzentrationsgradient (mol}/\text{m}^4)$$

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Trophieentwicklung des Kirchentellinsfurter Baggersees

Der Epplesee befindet sich nach der Höhe der trophierelevanten Parameter Gesamtphosphor und Chlorophyll *a* im Untersuchungszeitraum 1999/2000 im eutrophen Bereich. Die Daten zur Trophiebeurteilung für das Jahr 1991 wurden aus KUTTLER (1992), für 1995/96 aus WURM & MAI (1997) und für 1997 aus KÄSTNER (1998) entnommen.

Der Phosphorinhalt des Eppleeses hat sich im Jahresmittel zwischen den Zeiträumen 1991 und 1995/96 von durchschnittlich 21 µg P/l auf 45 µg P/l mehr als verdoppelt. Während zwischen den Jahren 1995/96 und 1997 nahezu konstante Verhältnisse auftraten, kam es im Jahr 1999 wiederum zu einem starken Anstieg der Phosphatkonzentrationen auf das bisher höchste Niveau von 57 µg P/l (Tab. 4.1.1).

Tab. 4.1.1: Entwicklung der trophierelevanten Parameter im Epplesee

	1991	1996	1997	1999	2000
P-Seeoberfläche µg P/l	21	39	36	57	38
P-Volumengewichtet µg P/l		45	43		
Chl. <i>a</i> trophogene Zone, Mittel µg/l	12	26	17	37	14
Chl. <i>a</i> Maximum µg/l	60	72	58	112	25
Sichttiefe	1.1	1.8	> 1.5	1.2	> 1.5

1996 und 1997 wurden die limnologischen Untersuchungen in der gesamten trophogenen Zone der Wassersäule des Eppleeses durchgeführt, 1999 und 2000 nur an der Seeoberfläche. Daher sind die mittleren jährlichen Angaben für TP, Chl *a* sowie Phyto- und Zooplankton nur bedingt vergleichbar.

Innerhalb der Algenbiozönose vollzog sich zwischen den Jahren 1996 und 1999 ein deutlicher Wandel; 1999 traten verstärkt coccale Cyanophyceen (*Microcystis aeruginosa*) sowie neben der bisher allein dominanten *Aphanizomenon flos-aquae* weitere fädige Cyanophyceen v. a. aus der Gattung *Anabaena* (*A. flos-aquae*, *A. solitaria*, *A. cf. circinalis*) in den Vordergrund.

Dies ist insofern von Bedeutung, da sich zum einen durch das vermehrte Auftreten dieser Blaualgenspezies die Verschlechterung der Trophielage des Eppleeses dokumentiert. Zum anderen produzieren gerade die Cyanophyceen aus den Gattungen *Microcystis* und *Anabaena* sogenannte Microcystine, die hepatotoxisch wirken. Im Jahr 1999 wurden von FRANK (Universität Ulm, mündl. Mittlg.) Microcystine im Epplesee nachgewiesen, allerdings noch in Konzentrationen, die unterhalb der Toxizitätsschwelle für Menschen lagen.

Kalzitaufspülung

Dieser negative Trend setzte sich jedoch im Jahr 2000 nicht fort, stattdessen wurde ein deutlicher Rückgang der P-Konzentrationen bis auf 38 $\mu\text{g P/l}$ beobachtet, wie aus Abbildung 4.1.1 deutlich wird.

Es läßt sich daher nicht mit Sicherheit feststellen, ob dieser Rückgang eine tatsächliche und auch längerfristige Verbesserung des trophischen Belastungszustandes darstellt, oder ob es sich nur um ein hauptsächlich witterungsbedingtes Phänomen handelt. Ein für das Algenwachstum ungünstiger Witterungsverlauf hat neben verringerten Algenbiomassen auch geringere Phosphorkonzentrationen in der Wassersäule zur Folge. Zudem hat eine häufige Unterbrechung der Schönwetterperioden im Sommerhalbjahr die Folge, daß der maximal 5,5 m tiefe Eppelsee nur über sehr kurze Perioden einschichtet und damit die Phosphorrücklösung aufgrund der kurzen Perioden mit anaerober Sediment/Wasser-Grenzfläche verringert wird.

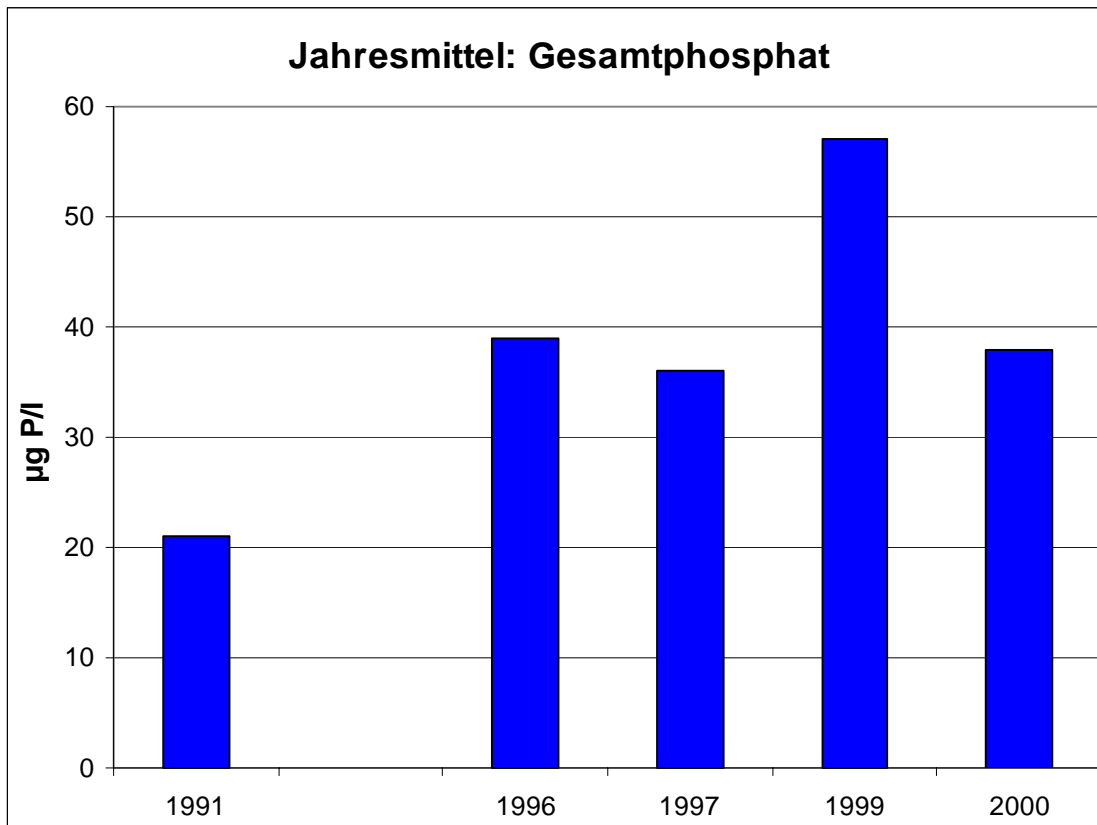


Abb. 4.1.1: Entwicklung der Gesamtphosphatkonzentrationen (Jahresmittel in $\mu\text{g P/l}$) im Eppelsee (Seeoberfläche) zwischen den Jahren 1991 und 2000.

Die jährlichen Schwankungen der Trophieparameter deuten darauf hin, daß es sich nicht um einen eindeutigen Trend, sondern in erster Linie um witterungsbedingte Unterschiede handelt.

Am augenfälligsten drückt sich die Veränderung des trophischen Zustandes in der Entwicklung der Planktonalgen im Eppelsee aus. Während es zwischen den Jahren 1995 und 1999 in jedem Jahr zu einer deutlichen Blaualgenmassenvermehrung („Blüte“) im Zeitraum August/September kam, blieb diese Blaualgenblüte im Jahr 2000 nahezu vollständig aus.

Der Verlauf der Chlorophyll-a Konzentrationen zeichnet diese Entwicklung sehr deutlich nach. Aus Abbildung 4.1.2 ist ersichtlich, daß das Chlorophyll-Maximum im Jahr 2000 noch unter den Werten im Jahr 1991 lag, wobei nicht sicher ist, daß bei dem monatlichen Probennahmeturnus tatsächlich alle Maxima der Algenentwicklung erfaßt werden konnten.

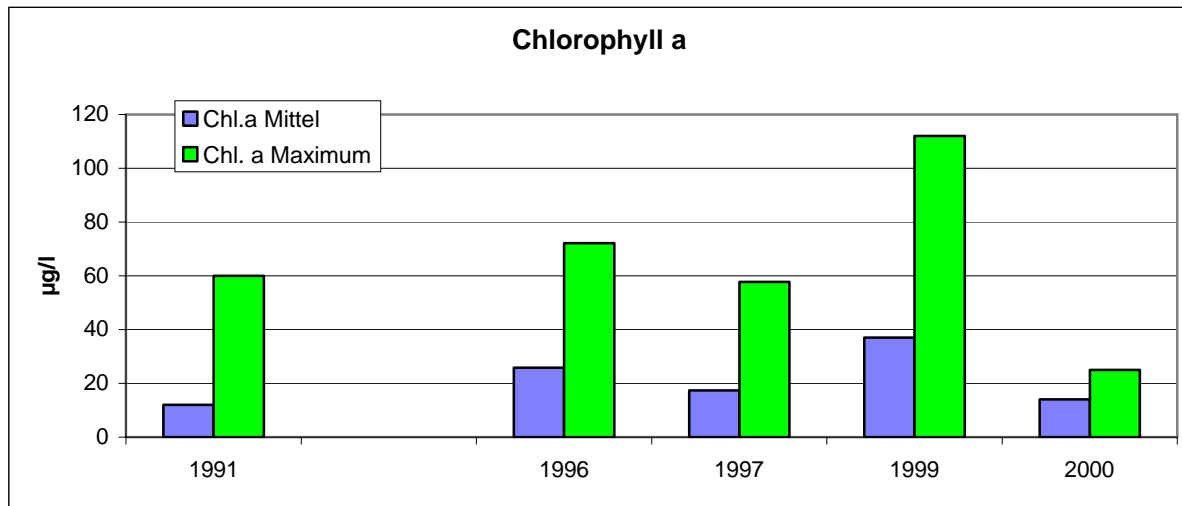


Abb. 4.1.2: Entwicklung der Chlorophyll a-Konzentrationen (in µg/l) im Eppelsee dargestellt als Jahresmittel und Maxima in den Jahren 1991 bis 2000

Wie Abbildung 4.1.3 zeigt, blieb nicht nur die Blaualgenmassenvermehrung im Spätsommer 2000 aus, sondern auch die in jedem Sommer im Anschluß an das Klarwasserstadium stattfindende Blüte der Dinophycee (Hornalge) *Ceratium hirundinella*. Es konnten zwar auch im Jahr 2000 Blaualgen (Spezies der Gattungen *Anabaena*, *Aphanizomenon* und *Microcystis*) im Eppelsee nachgewiesen werden, jedoch nur in ganz geringen Zelldichten.

Im Sommer/Herbst 2000 traten verstärkt die Chlorophyceen und die Cryptophyceen in den Vordergrund.

Kalzitaufspülung

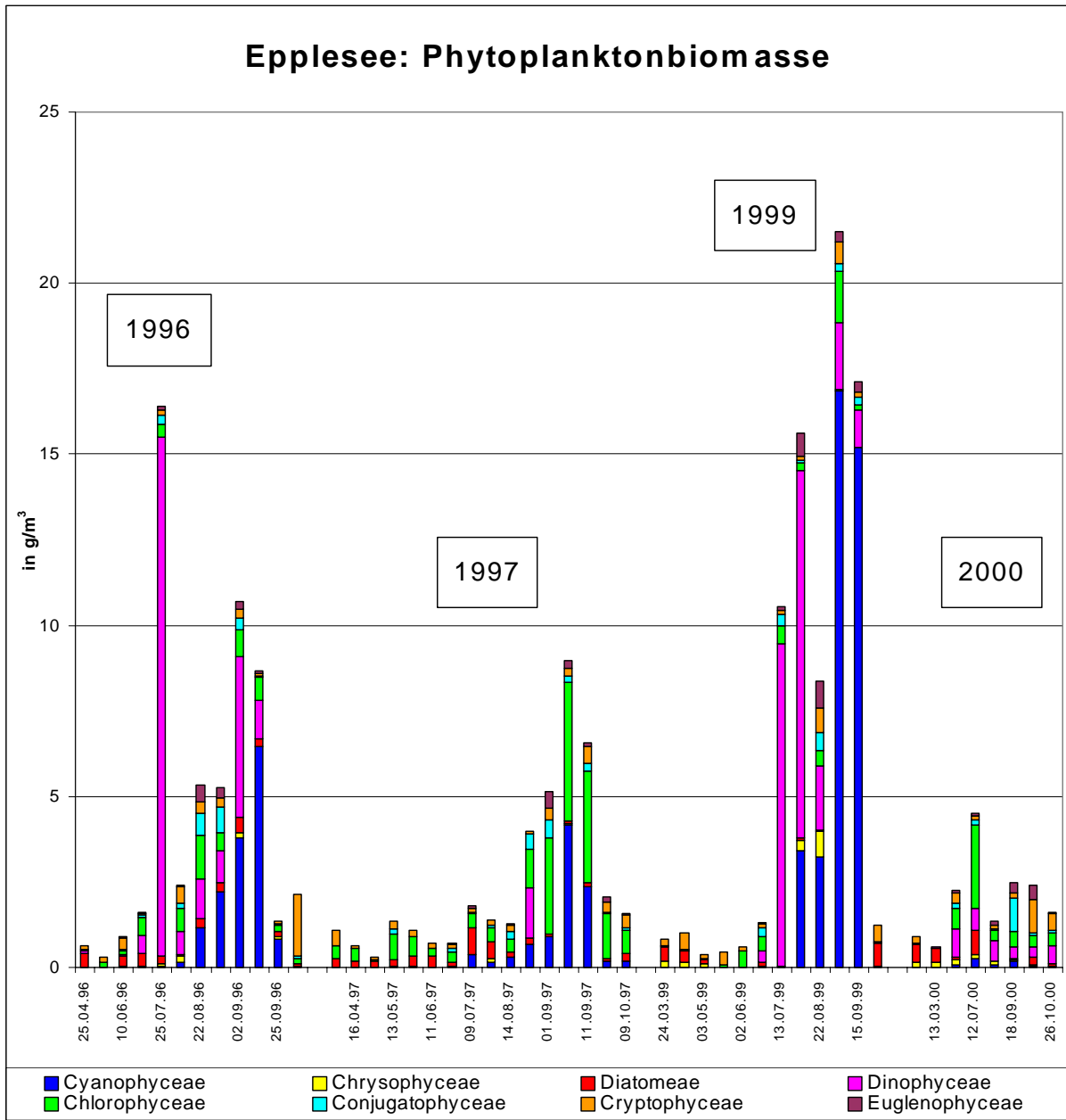


Abb. 4.1.3: Entwicklung und Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse (g/m^3) im Eppelsee zwischen den Jahren 1996 und 2000

Im Zooplankton des Eppelsees dominieren die für eutrophe Gewässer charakteristischen Kleinfiltrierer. In Bezug auf die Biomasse kommt den Copepoden die größte Bedeutung zu; hier dominieren v.a. die cyclopiden Formen, während *Eudiaptomus spp.* seltener beobachtet wird. Unter den Phyllopoden treten v. a. *Bosmina longirostris* und *Daphnia cucullata* in Erscheinung.

Auch unter den Rotatorien dominieren die kleineren Formen aus den Gattungen *Keratella*, *Polyarthra*, *Brachionus* und seltener große Rädertiere wie *Asplanchna priodonta*.

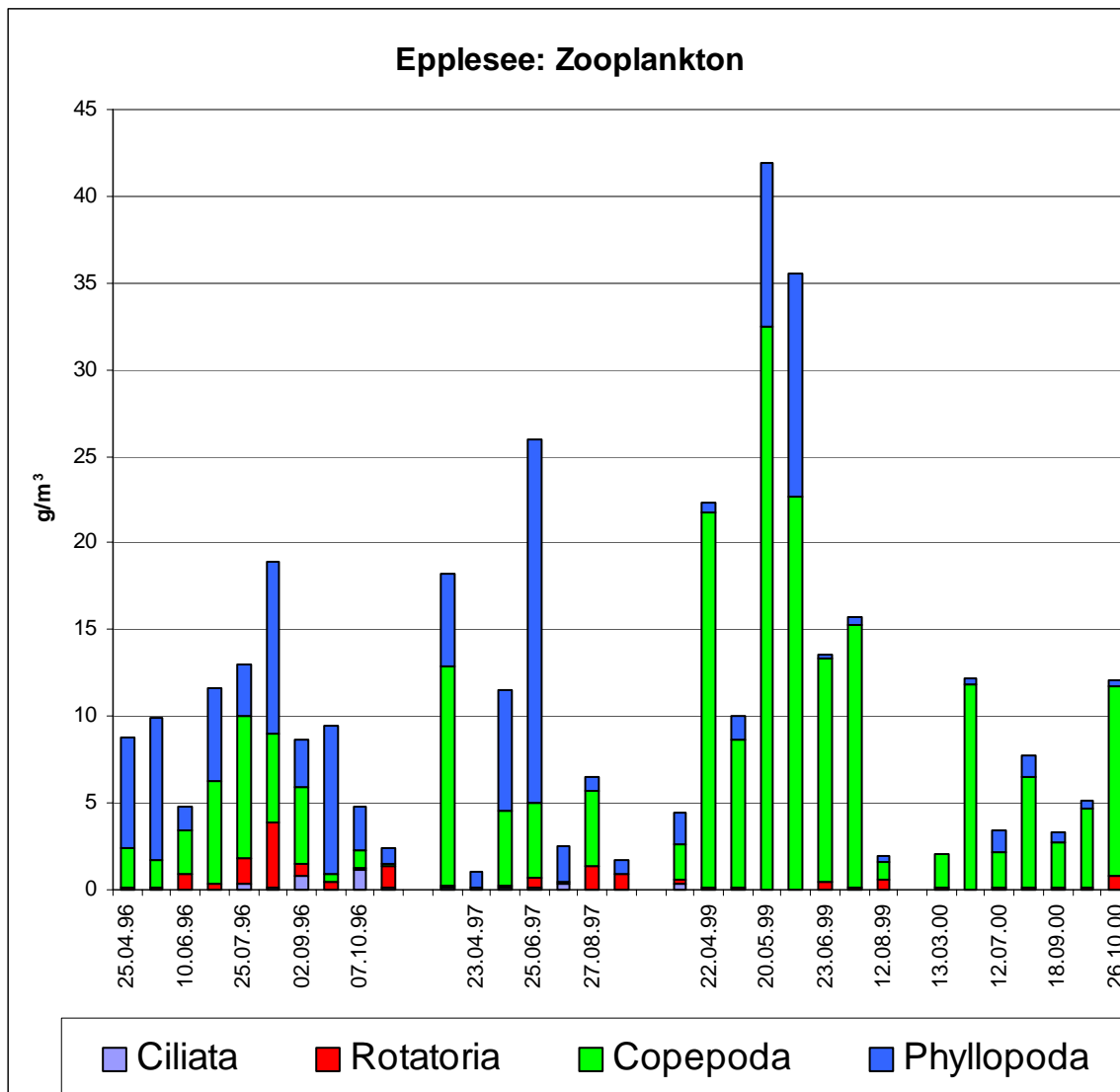


Abb. 4.1.4: Entwicklung und Zusammensetzung der Zooplanktonbiomasse (g/m^3) im Eppelsee zwischen den Jahren 1996 und 2000

Ende Mai 1999 trat im Anschluß an die starke Entwicklung des Zooplanktons im Eppelsee ein Klarwasserstadium auf, das von einer Erhöhung der Sichttiefe von 1,9 m auf 4 m innerhalb von 2 Wochen begleitet wurde.

Kalzitaufspülung

4.2 Unmittelbare Effekte der Kalzitaufspülung

4.2.1 Auswirkungen der Kalzitaufspülung auf die Wassersäule im März 1999

Das für die Aufspülung verwendete Kalzitmehl entstammt dem Abbau und anschließender Aufmahlung von Malmkalken der Schwäbischen Alb durch die Firma Rohrbach-Zement aus Dotternhausen. Die Korngrößen des Materials liegen hauptsächlich im Feinschluffbereich zwischen 2.0 - 6.3 μm (30 %). Beugungdiffraktogramme mehrerer Kalzitmehlchargen-Proben ergaben, daß es sich um fast reinen Kalzit mit geringsten Beimengungen an Quarz handelt. Der Gesamtphosphat-(TP-)Gehalt beträgt mit 2.0 - 4.2 $\mu\text{mol/g}$ Trockengewicht ca. 5 - 10 % der durchschnittlichen TP-Konzentration des Sediments, so daß ein zusätzlicher relevanter P-Eintrag durch die Aufspülungsmaßnahme nicht gegeben ist (STÜBEN et al. 2000).

Die Kalzitaufspülung führte im Tiefenwasser zwischen 4 bis 5 m zu einer Zunahme der Trübung von 0.4 % auf 0.6 - 0.7 % durch mineralische Partikel im Vergleich zum Milieu direkt vor der Aufspülung sowie zu einer leichten Abnahme der Alkalinität von 4.0 auf 3.8 meq/L. Parallel dazu nahm die Menge an suspendiertem Material von ca. 4.0 - 4.5 mg/L vor der Aufspülung auf bis zu 7.0 mg/L nach der Maßnahme zu. Mit der Kalzitaufspülung verbunden war eine Sauerstoff- und Redoxpotentialabnahme von 105 auf 80 % bzw. von 200 auf 126 mV. Dies läßt auf Resuspensionsprozesse des Oberflächensedimentes während der Aufspülung schließen sowie auf einen verstärkten Abbau des resuspendierten organischen Materials unter Sauerstoffzehrung, sichtbar auch an der stärkeren Sulfatreduktion und Konzentrationszunahmen von gelöstem Fe (0.02 $\mu\text{mol/L}$ \rightarrow 0.12 $\mu\text{mol/L}$), Mn (0.15 \rightarrow 0.20 $\mu\text{mol/L}$) und Zn (n.n. \rightarrow 0.03 $\mu\text{mol/L}$).

Die Gehalte an partikulärem (und gelöstem) Si nahmen in der oberen Wassersäule von 33 auf 32 $\mu\text{mol/L}$ (von 26 auf 22 $\mu\text{mol/L}$) leicht ab. Gleichzeitig erfolgte eine schwache Zunahme von partikulärem (und gelöstem) Si von 36 auf 39 $\mu\text{mol/L}$ (von 27 auf 32 $\mu\text{mol/L}$) in den unteren 4 bis 5 m der Wassersäule. Der Gehalt an partikulärem Phosphat (PP) sowie an TP verringerte sich in der unteren Wassersäule (3 - 5 m Tiefe) um durchschnittlich 20 % bzw. 25 % auf ca. 0.6 $\mu\text{mol/L}$ TP bzw. 0.8 $\mu\text{mol/L}$ PP im Vergleich zu Konzentrationen vor der Maßnahme von ca. 0.8 $\mu\text{mol/L}$ TP bzw. 1.1 $\mu\text{mol/L}$ PP. Die *Chl a*-Messungen mit dem MINIBAT (STÜBEN et al. 1994) ergaben in der unteren Wassersäule nach der Aufspülung im Mittel 20 % geringere *Chl a*-Konzentrationen als vor der Maßnahme.

Durchgeführte Laborversuche hinsichtlich der Eliminierung von Phosphat aus der Wassersäule mit Hilfe von Kalzitmehl dokumentieren, daß bei niedrigen P-Konzentrationen (0.32 - 3.2 $\mu\text{mol/L}$) 94 % SRP durch Interaktion mit dem Kalzitmehl (1g/L) aus der Lösung eliminiert werden kann (MATTHEWS 1999). Bei höheren P-Konzentrationen (32.3 - 323 $\mu\text{mol/L}$) wurden ca. 67 - 70 % des gelösten P entfernt. Vergleichbare Versuche von BERG (1998) ergaben eine ca. 70 %ige Eliminierung bei einer Ausgangskonzentration von 1.60 $\mu\text{mol/L}$ P und 1.15 g/L

Kalzitmehl, bzw. eine ca. 90 %ige bei doppelter Kalzitmehlmenge (STÜBEN et al. 1999). MATTHEWS (1999) zeigte, daß eine Zugabe von Kalzitmehl zu einer Abnahme der Phytoplanktonkonzentration innerhalb eines Tages führte. Der Rückgang ist jedoch wie für Phosphat stark konzentrationsabhängig.

Wir erklären die günstigeren Laborergebnisse gegenüber den Felddaten mit (i) höheren Temperaturen im Labor (20 °C) als im Gelände (9 °C), die zu einer Beschleunigung der Interaktion von Kalzitmehl und Phosphatlösung führen und (ii) dem geringeren Volumen (1 L) im Laborversuch gegenüber dem großen Volumen einer 5-m-Wassersäule im Feldversuch. Bei gleichen Feststoff- und P-Konzentrationen sowie gleicher Versuchsdauer (ca. 24 h) ist eine intensivere Reaktion zwischen gelöster Phase und Feststoff im Schüttelversuch eher gegeben als bei einer einmaligen Sedimentation des Kalzitmehl durch die Wassersäule.

Die Laborversuche fanden jeweils mit P-Lösungen auf der Basis bidestillierten Wassers statt, so daß es vermutlich zu einer teilweisen Lösung des Kalzites kam und Kalziumphosphate ausfallen konnten, was im Gegensatz zu den Rahmenbedingungen im Gelände zur effizienteren SRP-Eliminierung führte. Laborversuche mit Seewasser werden diesbezüglich momentan in einer Diplomarbeit am Institut für Petrographie und Geochemie durchgeführt. MATTHEWS (1999) Versuche mit Seewasser ergaben, daß nur bei höheren P-Konzentrationen (1.6 µmol/L) und hohen Kalzitmehlzugaben (10 - 20 g) eine positive Wirkung (99 %ige Reduktion) innerhalb von einer Woche festgestellt werden konnte.

4.2.2 Auswirkungen der Kalzitaufspülung auf das Sediment

Die Kalzitaufspülung vom 27. März 1999 führte zu einer Abdeckung des Sedimentes mit einer gleichmäßigen 1 cm mächtigen Kalzitschicht auf einem ca. 2000 m² großen Feld im tiefsten Seebereich in Wassertiefen um 5.5 m. Dabei wurde vermutlich die wasserreiche oberste Sedimentschicht aufgewirbelt und setzte sich als ca. 1 bis 3 mm mächtige Lage mit den feinsten Kalzitmehlparkeln über die Kalzitschicht. Dies konnte durch erhöhte Fe-, Mn-, Mg- Ca- und Al-Gehalte der Auflage im Vergleich zur reinen Kalzitmehlsuspension bestätigt werden. Im obersten cm war durchschnittlich eine deutlich geringere Porosität von 0.6 gegenüber des Oberflächensedimentes der Referenzstation (0.9) sowie ein geringerer Wassergehalt von 50 - 55 % gegenüber 85 % festzustellen (Abb. 4.2.2.1 a)

Kalzitaufspülung

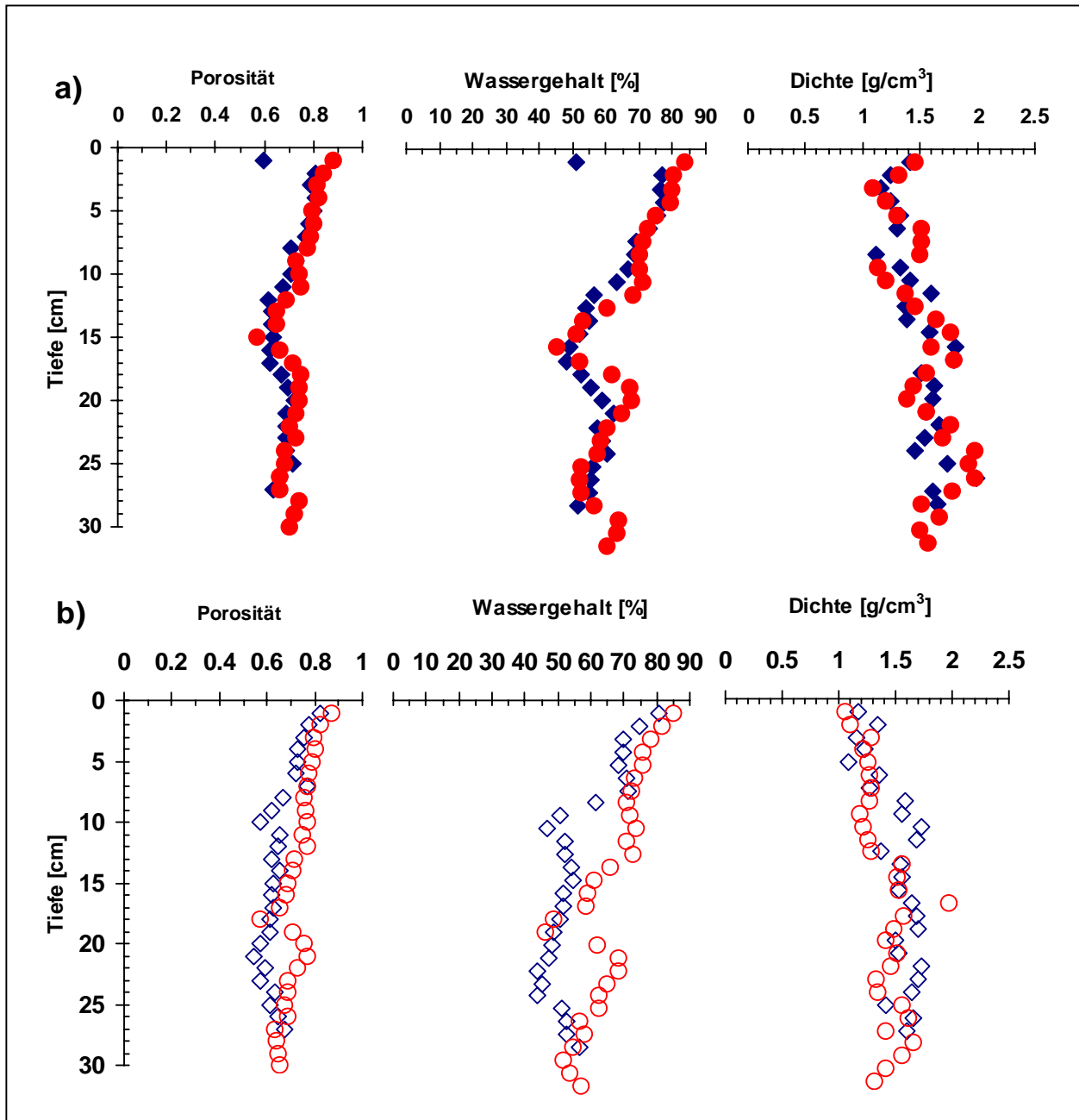


Abb. 4.2.2.1: Porosität, Wassergehalt und Dichte des Sedimentes von Referenz- (R) und Teststation (Z) a) im Frühjahr 1999 (● R, ◆ Z) direkt nach der Kalzitaufspülung und b) im Sommer 1999 (○ R, ◇ Z).

4.3 Längerfristige Effizienz der Kalzitaufspülung

Die längerfristige Effizienz der Kalzitaufspülung kann nur für den Untersuchungszeitraum März 1999 bis August 2000 beurteilt werden. Eine darüber hinausgehende Prognose ist daher kritisch. Innerhalb weniger Monate wurde die Intaktheit der Kalzitschicht sehr stark beeinträchtigt, wobei vor allem Bioturbation und hydrodynamische Parameter verantwortlich sein könnten.

Da gewisse Unterschiede im Tiefenwasser unmittelbar nach der Aufspülung meßbar waren, wurden im Sommer 1999 sowie Frühjahr und Sommer 2000 weitere Untersuchungen des Freiwassers an der Testfläche (Z) und des Tiefenwassers an der Referenzstation (R) durchgeführt. Dabei konnten im allgemeinen keine wesentlichen hydrochemischen Unterschiede zwischen den beiden Stationen festgestellt werden. Saisonale Unterschiede traten aufgrund des jahreszeitlich bedingten unterschiedlichen Redoxmilieus im Tiefenwasser auf.

4.3.1 Auswirkungen der Kalzitaufspülung auf das Sediment

Die im März 1999 aufgespülte 1 cm mächtige Kalzitaufspülung war im Juli 1999 nur noch stellenweise als deutliche weiße Lage erkennbar. Porosität, Wassergehalt und Dichte entsprachen im wesentlichen den Werten der Referenzstation (Abb. 4.2.2.1 b). Die Kalzitschicht wurde im Sommer bereits von sedimentierender Biomasse abgedeckt bzw. mit dem Oberflächensediment vermischt.

Im September 1999 ließen sich Kalzitmehlanreicherungen bis in ca. 10 cm Sedimenttiefe feststellen, was eine intensive Einarbeitung des kalzitischen Materials in das unterliegende Sediment vermuten läßt. Dies bestätigen auch die Messungen der anorganischen Kohlenstoffgehalte (TIC) im Sedimentprofil (Abb. 4.3.1.1): Im März 1999 nach der Kalzitaufspülung waren an der Sedimentoberfläche erhöhte TIC-Gehalte von 8.5 % festzustellen. Insgesamt waren die TIC-Gehalte gegenüber der Referenzstation bis in 4.5 cm Tiefe erhöht. Unterhalb der Kalzitschicht (ab 4.5 cm Tiefe) lagen die durchschnittlichen TIC-Gehalte von März bis September 1999 bei 4.0 %, was gleichzeitig auch den durchschnittlichen TIC-Gehalt der Referenzstation im gesamten Tiefenprofil entspricht. Im Juli konnte auf der Testfläche ein TIC-Maximum von 8.5 % in 1.5 cm Tiefe unter der organischen Neuauflage gemessen werden. Im September lag der TIC im Oberflächensediment nur noch bei 7.0 %, jedoch konnte in 6.5 bis 9.5 cm Tiefe eine weitere Anreicherung von 4.0 % auf 5.5 % festgestellt werden. Im März 2000 konnten durch derartige Stichproben insgesamt geringere TIC-Gehalte von ca 6.0 bis 6.5 % im Oberflächensediment bis in 5.5 cm Tiefe gemessen werden. Es deutet sich an, daß das Kalzitmehl mit fortschreitender Zeit ins Sediment eingearbeitet und vermischt wird, was durch derzeit laufende Laboruntersuchungen bezüglich der Bioturbation von Herrn Dr. Wurm (Gewässerökologisches Labor) und Frau cand. biol. Markert (Universität Tübingen) quantifiziert wird. Es kann davon ausgegangen werden, daß die Bioturbation hauptsächlich für das Einarbeiten der Kalzitschicht ins Oberflächensediment verantwortlich ist. Resuspension und Verdriftung von Kalzitmehl können jedoch nicht ausgeschlossen werden, da der See ab Windstärken von ≥ 2 Bft vollständig zirkuliert (KUTTLER 1992) und in der Hauptwindrichtung im Neckartal liegt. Taucher berichteten immer wieder von auftretenden Strömungen im Tiefenwasser.

Kalzitaufspülung

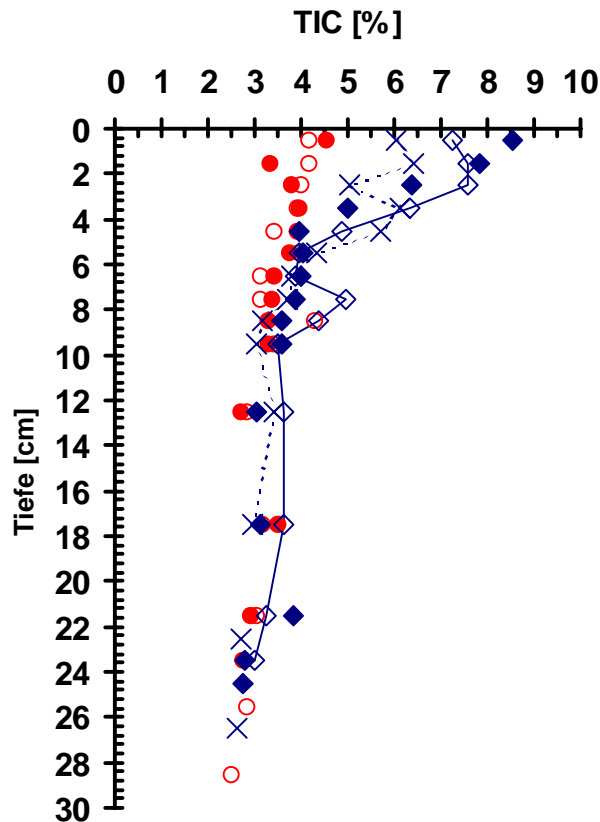


Abb. 4.3.1.1: Gehalt an TIC im Sediment von Testfläche (Z) und Referenzstation (R) im Frühjahr 1999 (● R, ◆ Z) und Sommer 1999 (○ R, ◇ Z) sowie Frühjahr 2000 (X Z). direkt nach der Kalzitaufspülung und b) im Sommer 1999.

Eine Bilanzierung der TIC-Gehalte als CaCO_3 über die Sedimentdichte, Testflächengröße und Einmischungstiefe machte jedoch deutlich, daß das aufgespülte Kalzitmehl (ca. 30 t) mengenmäßig noch weitestgehend im Oberflächensediment enthalten sein muß. Für März 1999 wurden aus den Stichproben ca. 29 t berechnet, für Juli und September 1999 sowie März 2000 ca. 22 t bis 32 t.

4.3.2 Auswirkungen der Kalzitaufspülung auf die Stoffflüsse an der Sediment-/Wassergrenze und die Porenwasserzusammensetzung

Im Frühjahr und Sommer 2000 wurden Porenwässer an beiden Meßstationen gewonnen. Aus den Tiefenprofilen wird deutlich, daß die Konzentrationsgradienten von SRP, Mn und SO_4 im Bereich der Sediment-/Wassergrenze an der Referenzstation sich über eine geringere Tiefe erstrecken und 1 cm höher beginnen im Vergleich zur Testfläche. Im Frühjahr reicherten sich die Nährstoffe SRP und Mn mit maximalen Konzentrationen von ca. 35 (Z) - 40 $\mu\text{mol/L}$ (R) bzw. 60 (R) - 70 $\mu\text{mol/L}$ (Z) aufgrund der höheren Sauerstoffeindringtiefe ca. 1 - 3 cm tiefer als im Sommer an (Abb. 4.3.2.1 a und b). Im Sommer 2000 sind die SRP- und Mn-Konzentrationen im

Bodenwasser der Referenzstation mit ca. 65 bzw. 80 $\mu\text{mol/L}$ gegenüber der Testfläche mit ca. 55 bzw. 60 $\mu\text{mol/L}$ erhöht (Abb. 4.3.2.1 b).

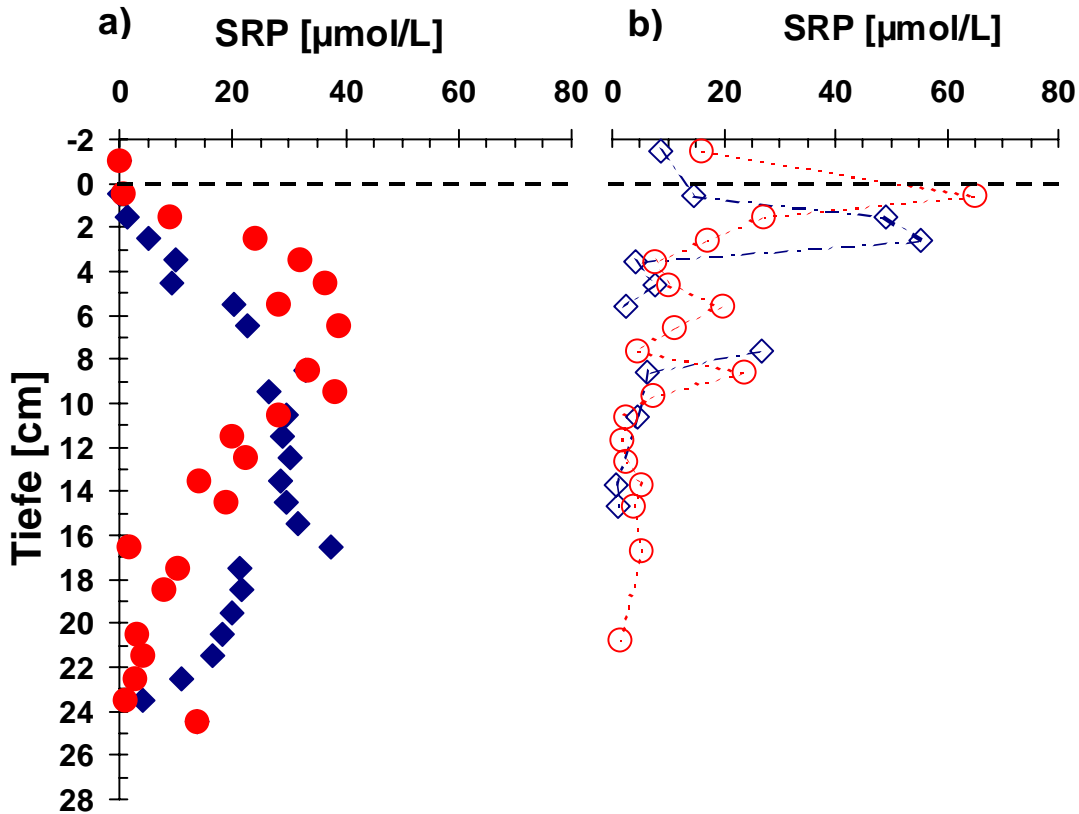


Abb. 4.3.2.1: Porenwassertiefenprofile an Referenzstation (R) und Testfläche (Z) für SRP a) 27. März 2000 (● R, ◆ Z), b) 12. August 2000 (○ R, ◇ Z). (--- Sediment-/Wassergrenze)

Die Meßwerte deuten drauf hin, daß eine "verzögerte bzw. gehemmte Diffusion" im Porenwasser auf der Testfläche stattfindet. Dieser Umstand kann auf eine P-Kalzit-Interaktion im oberen Sediment auf der Testfläche zurückgeführt werden. Die maximalen SRP-Konzentrationen sind sowohl im Frühjahr 2000 als auch im Sommer 2000 auf der Testfläche um ca. 15 %, die diffusiven Flüsse um durchschnittlich 50 % geringer als an der Referenzstelle.

Die Quantifizierung der Stoffflüsse an der Sediment-/Wassergrenze erfolgte mit Hilfe einer Inkubationskammer über die zeitliche Konzentrationsänderung in einem abgeschlossenen Wasservolumen und über eine definierte Fläche an der Sediment-/Wassergrenze. Dazu wurden zwei Inkubationskammern aus Plexiglas (30 x 30 x 30 cm) in Anlehnung an GLUD et al. (1995) angefertigt. Der Einsatz dieser Kammern erfolgte während der Periode mit anoxischem Tiefenwasser im September 1999 mit je 8stündiger Inkubation an R und Z sowie im August 2000 mit 8stündiger und 8tägiger Inkubation sowie während der Zirkulation im März 2000 über eine Woche mit täglicher Beprobung. Aufgrund der oxischen Bedingungen an der Sediment-

Kalzitaufspülung

/Wassergrenze fand keine nennenswerte Nährstofffreisetzung während der Zirkulationsperiode im Frühjahr 2000 statt (Tab. 4.3.2.1).

Tab. 4.3.2.1 Mittlere Phosphorflüsse an Referenzstation und Testfläche im August 1999 (1 Tag mit stündlicher Probennahme) und August 2000 (1 Tag mit stündlicher Probennahme und 1 Woche mit täglicher Probennahme).

Flux [$\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$]	Referenzstation		Testfläche	
	SRP	TDP	SRP	TDP
August 1999	7.3	11.8	5.7	7.3
März 2000	0.04	0.04	0.2	0.3
August 2000	29	33	28	31

Im August 1999 unterschieden sich die maximal freigesetzten SRP-Konzentrationen beider Stationen um ca. 15 %, die Flüsse um 20 (SRP) bis 40 % (TDP), wobei die höheren Werte jeweils an der Referenzstation zu finden waren. Im August 2000 war kein wesentlicher Unterschied zwischen beiden Meßstationen mehr erkennbar. Die Flüsse lagen bei ca. $30 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ und damit ca. 3-4fach höher als im Sommer 1999. Dies kann auf die unterschiedliche klimatische Entwicklung der beiden Untersuchungsjahre zurückgeführt werden. Die Messung 1999 fand erst gegen Ende der sommerlichen Schichtung statt, während die Flußmessung im Sommer 2000 zu Beginn einer Heißwetterperiode durchgeführt wurde nach einem kühl-feuchten Sommer. Es ist davon auszugehen, daß hier die gemessenen hohen P-Flüsse durch die Mineralisierung der frisch sedimentierten organischen Biomasse als durch Freisetzungsprozesse aus dem Sediment verursacht wurden. Splittet man die durchschnittlichen Flüsse des Sommers 2000 zeitlich auf, so sind die Flüsse am 1. Meßtag mit ca. $45 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (SRP) bzw $65 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (TDP) am höchsten und nehmen im Laufe der Meßwoche asymptotisch immer mehr ab. Dabei war der Fluß auf der Testfläche jeweils höher als an der Referenzmeßstelle. Hinweise auf Mineralisierungsprozesse des organischen Materials im Tiefenwasser geben auch die Sättigungsindizes für Kalzit. Während Frei- (SI=1) und Porenwasser (SI=1.5) stark an Kalzit übersättigt sind, befand sich das sommerliche Tiefenwasser 2000 im Sättigungsgleichgewicht, verursacht durch einen deutlich erhöhten CO_2 -Partialdruck, der auf die erhöhte Mineralisierung des organischen Materials zurückgeführt werden kann. Der CO_2 -Partialdruck wurde mit dem Programm BWASA (EBERLE & DONNERT 1991) ermittelt. 1999 trat im Sommer kein Sättigungsgleichgewicht, sondern eine leichte Übersättigung im Tiefenwasser auf (Abb.4.3.2.2).

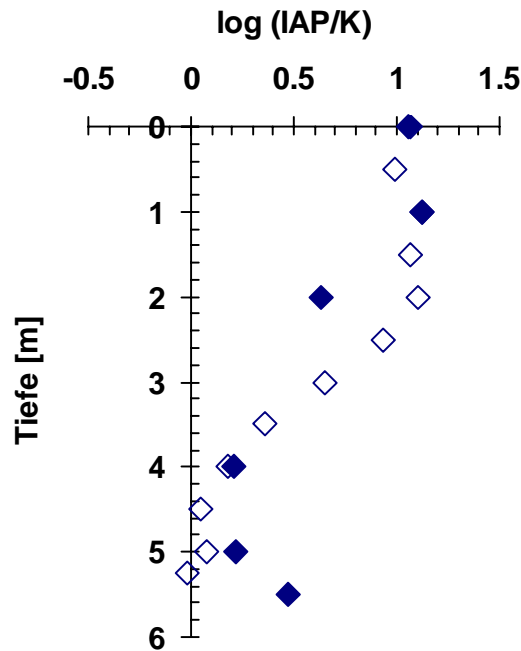


Abb. 4.3.2.2: Sättigungsindex für Kalzit im Freiwasser der Testfläche im Juli 1999 (◆) und August 2000 (◇)

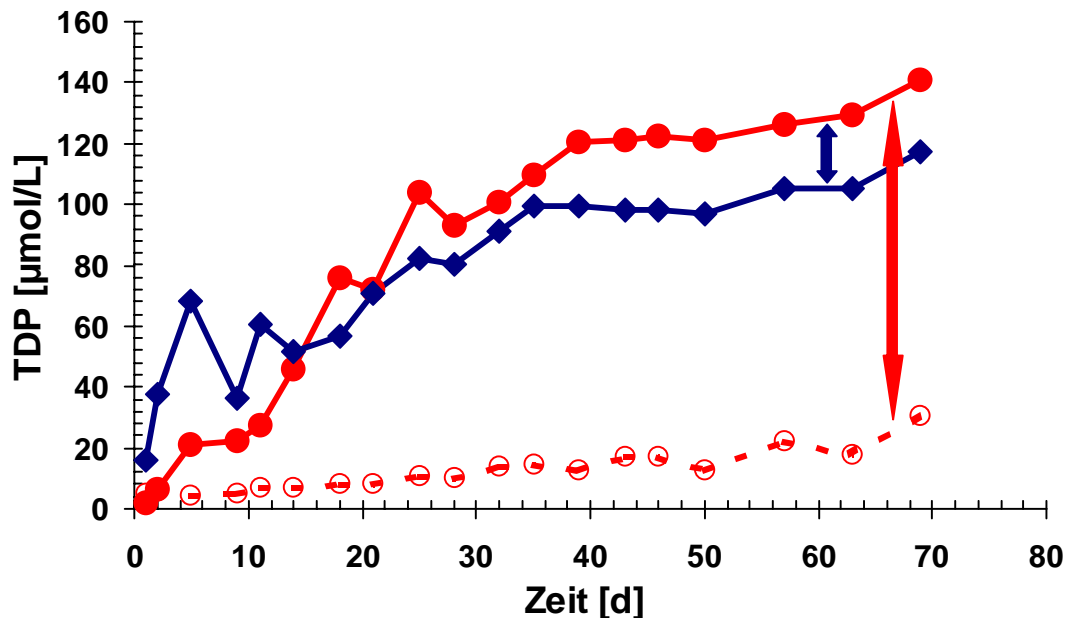


Abb 4.3.2.3: Konzentrationsverläufe für TDP in den überstehenden Baggersee-Bodenwässern anoxisch inkubierter Sedimentkerne: ● Referenzstation, ◆ Testfläche mit bioturbat ins Sediment eingearbeiteter Kalzitschicht, ○ Referenzstation mit einer 1 cm mächtigen frischen Kalzitschicht.

Inkubationsversuche mit Sedimentkernen von Testfläche mit bioturbat eingearbeiteter Kalzitschicht im Vergleich zu Referenzkernen ohne Kalzitaufgabe und einer frisch aufgebracht

Kalzitaufspülung

Kalzitschicht von 1 cm Mächtigkeit erbrachten ebenfalls TDP-Konzentrationsunterschiede von ca. 15 % im Freiwasser während der maximalen Freisetzung zwischen Referenz- und Testflächenkern. Die Flußunterschiede betragen ca. 32 % (R: $22 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$, Z: $15 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$). Eine frische Kalzitschicht reduzierte dagegen die maximal freigesetzte TDP-Konzentration um ca. 80 % wie auch den TDP-Fluß von ca. $22 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ auf ca. $4.3 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (Abb. 4.3.2.3).

Die Unterschiede der diffusiven Phosphatflüsse sowie der Bruttofreisetzungen in Inkubationskammer und Laborversuch zwischen Referenz- und Testfläche sind prozentual gut vergleichbar. Die Größenordnungen unterscheiden sich jedoch beträchtlich. Die Porenwasserflüsse für P sind aufgrund der Diffusion mit $1.3 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (Z) bzw. $3.5 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (R) im Sommer 2000 wesentlich geringer, die im Laborversuch ermittelten Flüsse von ca. 15 (Z) - 22 (R) $\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ dagegen höher als die im Sommer 1999 *in situ* ermittelten Flüsse von ca. 7.3 - 12 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. *In situ* gemessene Flüsse spiegeln jedoch die Geländebedingungen im allgemeinen am realistischsten wider (GÄCHTER et al. 1988, GÄCHTER & MEYER 1990, SINKE 1992), erfassen aber nicht die Resedimentation des Phosphates in der Wassersäule.

Stellt man die internen P-Einträge aus dem Sediment ins Freiwasser (Sommer 1999) von ca. 50 - 250 kg/a den externen Einträgen von ca. 73 kg/a P nach WURM & MAI (1997) entgegen, ergibt sich ein mindestens gleich hoher bis dreifach höherer interner P-Input, je nach betrachteter Freisetzungsfläche und -dauer während der Sommermonate mit anoxischem Tiefenwasser. Es ist deshalb davon auszugehen, daß das Sediment die Haupt-P-Quelle für den Baggersee darstellt und eine der wichtigsten Grundvoraussetzungen für die erfolgreiche Anwendung der Kalzitaufspülung gegeben ist. Andererseits konnte die Effizienz der Kalzitschicht bezüglich der bis zu ca. 70 %igen (BERG 1998) - 85 %igen (Stüben et al. 2000) Reduktion der P-Freisetzung aus den Inkubationsversuchen im Gelände nicht erzielt werden, da die Intaktheit der Barrierschicht im See stark durch bioturbate und eventuell hydrodynamische Prozesse beeinträchtigt wurde. Die geringe Barrierewirkung der Kalzitaufspülung auf der Testfläche reicht nach unserem derzeitigen Kenntnisstand nicht aus, um das P-Niveau des Sees durch eine großflächige Maßnahme längerfristig zu senken. Es ist davon auszugehen, daß eine mächtigere und stabilisierte Auflage, z. B. Kalzit/Sand-Gemische (DONNERT et al. 2000), die Auswirkungen der Bioturbation minimiert, ohne gleichzeitig schädigende Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose hervorzurufen.

4.4 Ökologische Auswirkungen der Kalziteinbringung auf die aquatischen Organismen

Die Kalziteinbringung wirkt sich auf die einzelnen untersuchten Gewässerorganismen sehr unterschiedlich aus, was in Zusammenhang mit ihrer jeweiligen Lebensweise und den damit erfolgten spezifischen Anpassungen an die Umweltbedingungen steht.

4.4.1 Versuche mit dem Wasserhahnenfuß *Ranunculus trichophyllus* und der Armleuchteralge *Chara spp.*

Den Wasserpflanzen *Ranunculus trichophyllus* und *Chara spp.* (Tafel A, Bild a) bereitete die in einer Mächtigkeit von 1 cm aufgebrauchte Kalkschicht keine Probleme. Das ihnen zunächst anhaftende Kalzitmehl wird im Lauf der Zeit von der Wasserströmung abgespült. Die dem Sediment aufliegende Kalkschicht sollte ferner auch keinen Einfluß auf die Nährstoffaufnahme aus dem Sediment haben, so daß das Wachstum nicht beeinträchtigt wird. Überleben und Wachstum der beiden Pflanzengruppen war in den gekalkten Aquarien und in den Kontrollgruppen nahezu identisch.

4.4.2 Versuche mit der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) und der Teichmuschel (*Anodonta cygnea*)

Nach der ersten Kalkung, die zu einer Überdeckung mit maximal 1 cm Kalzitmehl führte, gelang es den meisten Wandermuscheln (*Dreissena polymorpha*), sich innerhalb einer Woche vom größten Teil der Kalkschicht zu befreien (Tafel A, Bild c). Mit der Erhöhung der Schichtdicke auf insgesamt 3 cm durch die zweite Kalkzugabe wurde ihnen diese Möglichkeit weitgehend genommen. Einige kleinere Exemplare, deren Fuß noch nicht verkümmert ist, lösten sich daraufhin von ihrem bisherigen Anheftungsort und wanderten auf der Suche nach neuem geeigneten Hartsubstrat einige Zentimeter über die Kalkschicht (Tafel A, Bild d).

Der Teichmuschel *Anodonta cygnea* gelingt es dagegen sehr gut, sich auch aus der bis zu 3 cm mächtigen Kalküberdeckung zu befreien und sich mit Hilfe des Fußes (Tafel A, Bild b). Durch ihre filtrierende Ernährungsweise färben sie den Kalk dunkel ein.

Tab. 4.4.2.1: Mortalität von *Dreissena* in den Aquarien Dreis I - IV*
(die gekalkten Aquarien sind durch * gekennzeichnet)

	Anzahl der eingesetzten Tiere	Anzahl der Toten am 11.08.2000	Anzahl der Toten am 09.10.2000	Überlebende am Versuchsende
Dreis I	114	1	14	99
Dreis II*	86	13	54	19
Dreis III	99	0	11	88
Dreis IV*	82	9	59	14

Die Mortalität ist in den gekalkten Aquarien Dreis II* und IV* bei *Dreissena* nach der ersten Kalkzugabe mit insgesamt 22 Toten gegenüber einer toten Wandermuschel in Aquarium Dreis I bereits deutlich erhöht (Tab. 4.4.2.1). Nach der zweiten Kalkung steigt die Mortalitätsrate massiv an, während sie in den ungekalkten Becken relativ niedrig bleibt. Von 114 eingesetzten Tieren sterben in Aquarium Dreis I nur fünfzehn, 99 überleben die Versuchbedingungen. In Aquarium Dreis III ist das Verhältnis von elf Toten zu 88 Überlebenden sogar noch besser. Dagegen

Kalzitaufspülung

überstehen nur neunzehn bzw. vierzehn Wandermuscheln die zweimalige Kalkzugabe in den Aquarien Dreis II* und IV*. In Dreis II* sterben insgesamt 67, in Dreis IV* 68 Tiere (Abb. 4.4.2.1).

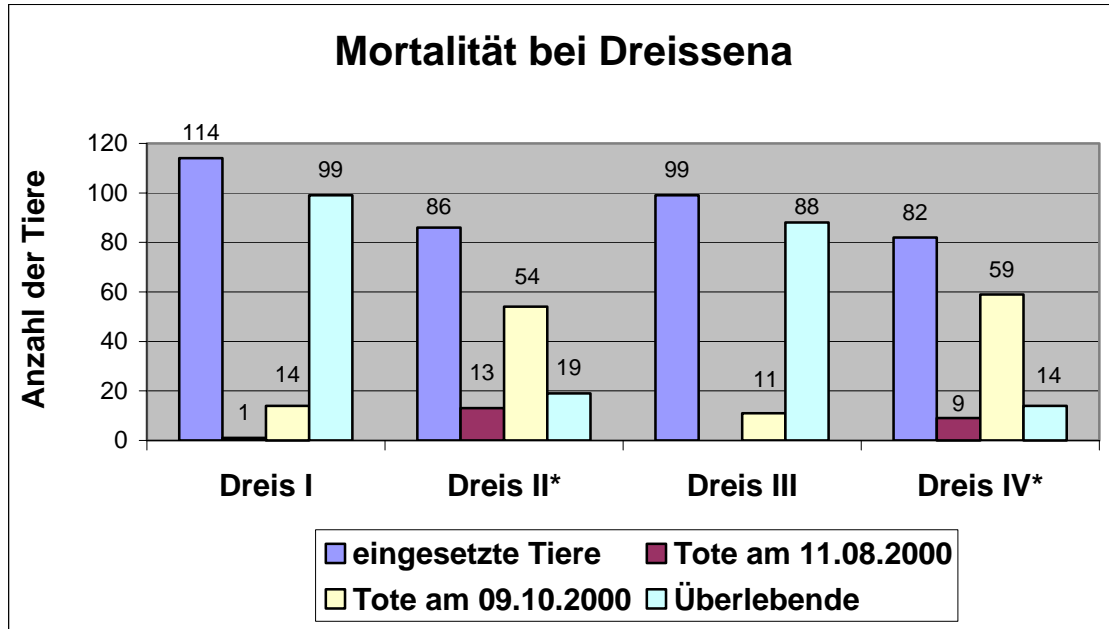


Abb. 4.4.2.1: Mortalität in den Aquarien Dreis I - IV* (*= Versuchsbecken mit Kalkung)

Im Gegensatz zu *Dreissena polymorpha* überlebten alle Individuen der Teichmuschel *Anodonta cygnea* die Kalkzugabe ohne sichtbare Probleme.

Dieser Unterschied zwischen den beiden Muschelarten ist in erster Linie in ihrer jeweiligen Lebensweise begründet.

Die sessil auf Hartsubstrat lebende *Dreissena polymorpha* hat kaum eine Möglichkeit, der Kalzitüberdeckung auszuweichen. Ist die Schicht nicht zu mächtig, ist sie zwar noch in der Lage, sich mit Hilfe des Atemwasserstromes wieder ausreichend zu befreien, bei größerer Schichtdicke entfällt diese Option jedoch, wie der deutliche Unterschied der Mortalitätsrate zwischen beiden Kalkungen zeigt. Nur junge Individuen bei denen der Fuß noch nicht zurückgebildet ist, haben dann noch die Gelegenheit, ihre Byssusfäden zu lösen und sich „zu Fuß“ ein geeigneteres Habitat zu suchen. Dies wird auch durch die Tatsache bestätigt, daß die meisten Überlebenden in den gekalkten Aquarien relativ klein sind.

Anodonta cygnea ist es dagegen gewohnt, auf Weichsubstrat zu leben und es auch nach Nahrung zu durchpflügen, so daß sie mit der Kalzitschicht keine großen Probleme hat.

Tafel A



Bild a): Aquarium mit Characeen am 26.09. 2000, ca. einen Monat nach der Kalkung



Bild b): *Anodonta cygnea* bewegt sich aktiv durch die Kalzitschicht



Bild c): *Dreissena polymorpha* kann sich durch eine 1 cm Kalzitschicht hindurch „freischaffen“



Bild d): Juvenile *Dreissena polymorpha* versucht nach der 3 cm mächtigen Kalzit-Überdeckung „zu Fuß“ neues Anheftungssubstrat zu finden



Bild e): Das ungekalkte Versuchsbecken mit Tubifex spp.



Bild f): Das Versuchsbecken mit Tubifex spp. 5 Wochen nach der Kalzitzugabe (Reste des Kalzits sind an der hellen Farbe zu erkennen)

Kalzitaufspülung

4.4.3 Versuche mit dem Schlammröhrenwurm *Tubifex spp.*

Ebenso wie die Teichmuschel hat auch der Schlammröhrenwurm *Tubifex spp.* keinerlei Probleme mit der Kalzitschicht. Die Geschwindigkeit der Einarbeitung des Kalzitmehl durch die Tubificiden zeigt dies sehr deutlich.

Nach knapp einem Monat war in der Aufsicht kein Unterschied mehr zwischen dem gekalkten und dem ungekalkten Aquarium festzustellen und selbst nach über einem halben Jahr war kein Unterschied in der Aktivität der Tubificiden zwischen beiden Versuchsbecken zu erkennen.

Tab. 4.4.3.1: Grad der Überdeckung der Kalzitschicht mit Schlamm im Aquarium Tubifex II*

	08.03.00	11.03.00	13.03.00	17.03.00	20.03.00	22.03.00	27.03.00	03.04.00
Überdeckung [%]	0	10	33	80	85	90	95	100

Die Überdeckung der ca. 1 cm mächtigen Kalzitschicht mit Schlamm durch die Bioturbation geschieht im Aquarium Tub II* mit der höchsten Geschwindigkeit aller Versuchsaquarien. Schon nach zehn Tagen sind 80 % der Oberfläche mit einer bis zu 1 cm dicken Schlammschicht überdeckt (Tab. 4.4.3.1). Knapp zwei Wochen nach der Kalkzugabe beträgt die Mächtigkeit der Überdeckung bereits 2 cm, eine weitere Woche danach ist sie auf 3 cm angewachsen und hat sich auf über 95 % der Fläche ausgebreitet. Fünf Wochen nach dem Aufbringen des Kalzitmehl ist von der Kalkschicht nur noch eine graue Färbung übrig, in der vereinzelte Kalzitreste zu erkennen sind. Die Bilder e und f der Tafel A zeigen, daß im späteren Verlauf des Versuchs kein Unterschied mehr zwischen dem gekalkten und dem ungekalkten Tubifex-Becken ersichtlich ist. Gegen Versuchsende betrug die Besiedlungsdichte in den gekalkten Becken ca. 100 000 Individuen/ m², in den ungekalkten Aquarien ca. 75 000 Individuen/ m².

Das von Aquarium Tub II* erstellte Kalzit-Tiefenprofil bestätigt anhand der untersuchten oberen drei Zentimeter eindeutig den optischen Eindruck, daß das Kalkmehl von den Tubificiden sehr gleichmäßig in die gesamte Schlammschicht eingearbeitet worden ist. Der Kalzitanteil liegt von Zentimeter 1 bis 3 zwischen 39,5 und 43,1 %.

4.4.3 Versuche mit dem Blattfußkrebs *Daphnia spp.*

Direkt nach der Kalkzugabe gruben sich die Daphnien, die durch das Kalzitmehl mit auf den Grund gerissen worden sind, wieder aus der Kalkschicht aus. Im Anschluß an die Kalkung wurden keine Beeinträchtigung, d. h. kein sichtbarer Populationsrückgang festgestellt.

Die teilweise hohe Mortalitätsrate des Wasserfloh *Daphnia spp.* steht nicht mit der Kalzitaufgabe in kausaler Verbindung, da sie sowohl in den gekalkten und den ungekalkten Versuchsbecken in ähnlicher Größenordnung lag. Erste deutliche Abnahmen der Besiedlungsdichte traten nach ca. 1 Woche auf. Es ist zu vermuten, daß eher das mangelnde

Nahrungsangebot bei hoher Populationsdichte der Daphnien und die in den Versuchsbecken nachgewiesenen Fraßfeinde - in diesem Fall räuberische Chaoboruslarven, die mit dem Sediment aus dem Epplesee eingebracht wurden - neben der langen Versuchsdauer für die hohe Sterblichkeit verantwortlich sind.

Eine Woche nach der Kalkung sind in den Aquarien Daph I und II* viele Tote (< 100) zu sehen, während es in den Aquarien Daph III (< 50) und IV* (< 20) deutlich weniger sind. Erneut bedeutend weniger lebende Wasserflöhe sind eine weitere Woche später in den Aquarien zu beobachten. Drei Wochen nach der Zugabe der Kalzitschicht sind in Daph I - IV* jeweils nur noch vereinzelte Individuen zu erkennen.

Die Mortalität ist vor allem in den Aquarien Daph I und II* extrem hoch (Abb. 4.4.4.1). Da in diesen beiden Aquarien zusammen mit den überlebenden Wasserflöhen auch noch 21 bzw. 14 lebende Chaoboruslarven gefunden worden sind, liegt die Vermutung nahe, daß die räuberische Lebensweise von *Chaoborus* mit zu dieser höheren Mortalität beigetragen hat.

Auch die Tatsachen, daß aufgrund der Dunkelhaltung sehr wahrscheinlich nicht genügend verwertbares Futter (planktische Algen) für die Daphnien in den Aquarien zur Verfügung stand und daß die Versuchsdauer von zweieinhalb Monaten relativ lang ist im Hinblick auf die Generationsdauer von Wasserflöhen, müssen als mögliche Ursachen der höheren Mortalität in Betracht gezogen werden. Es ist noch zu bemerken, daß es sich bei den Überlebenden in Aquarium Daph III überwiegend um recht große Individuen gehandelt hat, während in Daph IV* hauptsächlich kleine bis sehr kleine Tiere überlebt haben.

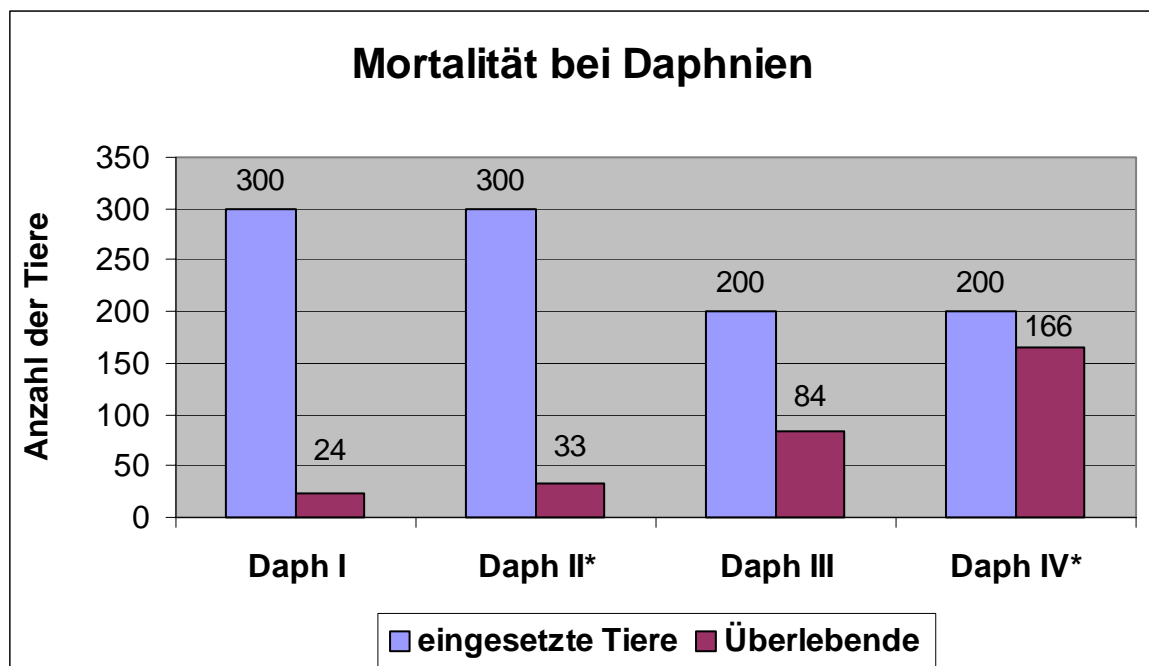


Abb. 4.4.4.1: Mortalität in den Aquarien Daph I - IV*

Kalzitaufspülung

Über die Wechselwirkung zwischen der Kalzitfällung und dem Zooplankton ist generell noch sehr wenig bekannt (DITTRICH 1998).

4.4.4 Versuche mit der räuberischen Büschelmückenlarve *Chaoborus spp.*

Es war kein Unterschied in Bezug auf die Vitalität und das Verhalten von Chaoboruslarven zwischen den gekalkten und ungekalkten Aquarien zu erkennen. Wie in allen anderen Aquarien, kann aber auch hier festgestellt werden, daß das Wasser in den gekalkten Aquarien klarer wurde.

Die Mortalität ist in den Aquarien Chao I und II* gegenüber Chao III und IV* erhöht, da in die beiden ersten Aquarien ca. doppelt so viele Tiere eingesetzt worden sind (Abb. 4.4.5.1). Ein Einfluß der Kalzitüberdeckung kann nicht festgestellt werden. Zu beachten ist, daß nicht davon ausgegangen werden kann, dass sich die für die räuberisch lebenden Chaoboruslarven geeignete Nahrung in ausreichender Menge in den Aquarien befunden hat.

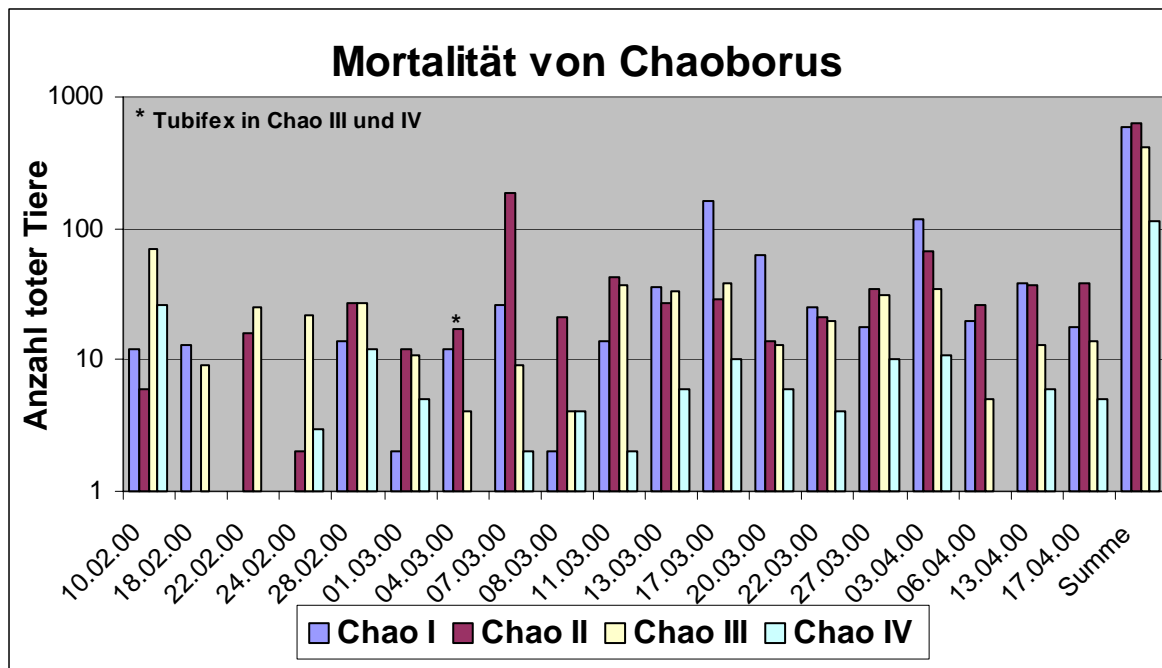


Abb. 4.4.5.1: Mortalität in den Aquarien Chao I - IV* (Die Becken Chao II* und Chao IV* wurden gekalkt) (Darstellung im logarithmischen Maßstab)

4.4.5 Versuche mit der Zuckmückenlarve *Chironomus plumosus*.

Bereits wenige Tage nach der Kalkzugabe haben sich die Chironomiden überall zumindest vereinzelt durch die Kalzitschicht hindurchgearbeitet. Auffällig sind die teilweise ausgeprägten Kriechspuren auf der Kalkschicht, die im ungekalkten Sediment nicht zu beobachten sind.

Die relativ hohe Anzahl toter Chironomiden vor der Kalkzugabe am 10.02.2000 in allen Aquarien dürfte darauf zurückzuführen sein, daß von den aus dem Zoohandel eingesetzten Tieren

einige den bis zum Versuchsbeginn herrschenden Bedingungen zum Opfer gefallen sind (Abb. 4.4.6.1). Nach der Kalkung findet man bis auf eine Ausnahme nur noch in den gekalkten Aquarien Chi II* und IV* abgestorbene Individuen. Besonders in Becken Chi II* befinden sich mit insgesamt 22 Toten seit der Kalkzugabe recht viele abgestorbene Organismen. Ursprünglich eingesetzt worden sind in Chi I, II* und IV* etwa 60 Tiere und in Chi III und V jeweils um die 70 Individuen.

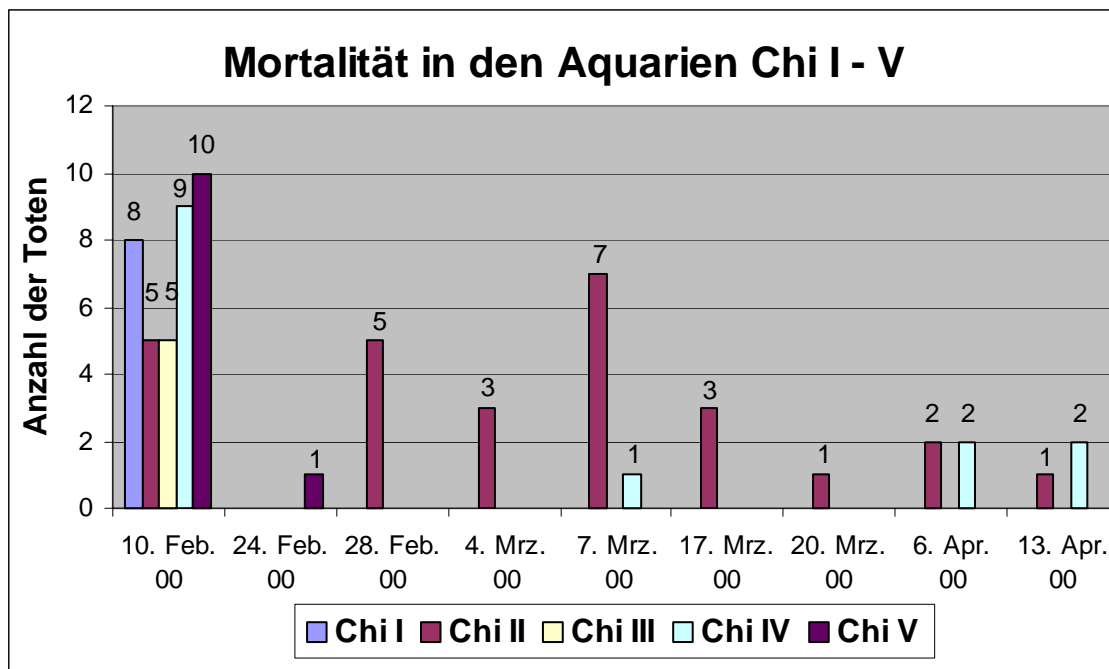


Abb. 4.4.6.1: Mortalität in den Aquarien Chi I - V (Kalkzugabe bei Chi II und Chi IV)

Ergebnisse der Aquarien Chi a* - e*

In die Aquarien Chi a bis Chi d wurden Chironomiden mit einer Populationsdichte von 366 Larven/m² eingesetzt. Versuchsbecken Chi a wurde mit 1 cm, Chi b mit 2cm und Chi c mit 2,5 cm mächtiger Calcitauflage versehen, nachdem sich die Tiere einige Tage adaptieren konnten. Das Becken Chi d diente ungekalkt und mit der gleichen Larvendichte als Kontrolle. Becken Chi e wurde nur mit 244 Chironomidenlarven/m² besetzt und ebenfalls mit einer 1 cm mächtigen Kalzitschicht versehen.

Auffallend bei dieser Versuchsreihe ist, daß die Aktivität der Chironomiden in den Aquarien Chi a* und e* weitgehend gleich ist, obwohl in Chi e* mit 20 Tieren pro Becken eine geringere Anzahl von Zuckmückenlarven eingesetzt worden ist als in Chi a* bis Chi d mit je 30 Individuen. Weiterhin ist es bemerkenswert, daß sich die Überdeckung der aufgebrachtten Kalzitschicht im Becken Chi c* (2,5 cm) zwar etwas langsamer als in Chi a* (1 cm), jedoch erheblich schneller als in Chi b* (2 cm) vollzieht, obwohl in Chi c* mit 2,5 cm eine mächtigere Schichtdicke zu durcharbeiten ist als in Chi b* mit 2 cm.

Kalzitaufspülung

Die Mortalität ist mit insgesamt dreizehn toten Larven seit der Kalkzugabe in den Aquarien Chi a*, b*, c* und e* gegenüber nur einer toten Zuckmückenlarve im ungekalkten Becken Chi d deutlich erhöht (Abb. 4.4.6.2). Das Absterben von sechs Chironomiden am 7. März 2000 noch vor der Kalkung ist vermutlich auf die Haltungsbedingungen vor Versuchsbeginn zurückzuführen. Im Verlauf der dreimonatigen Versuchsdauer wurden tote oder geschlüpfte Exemplare ersetzt.

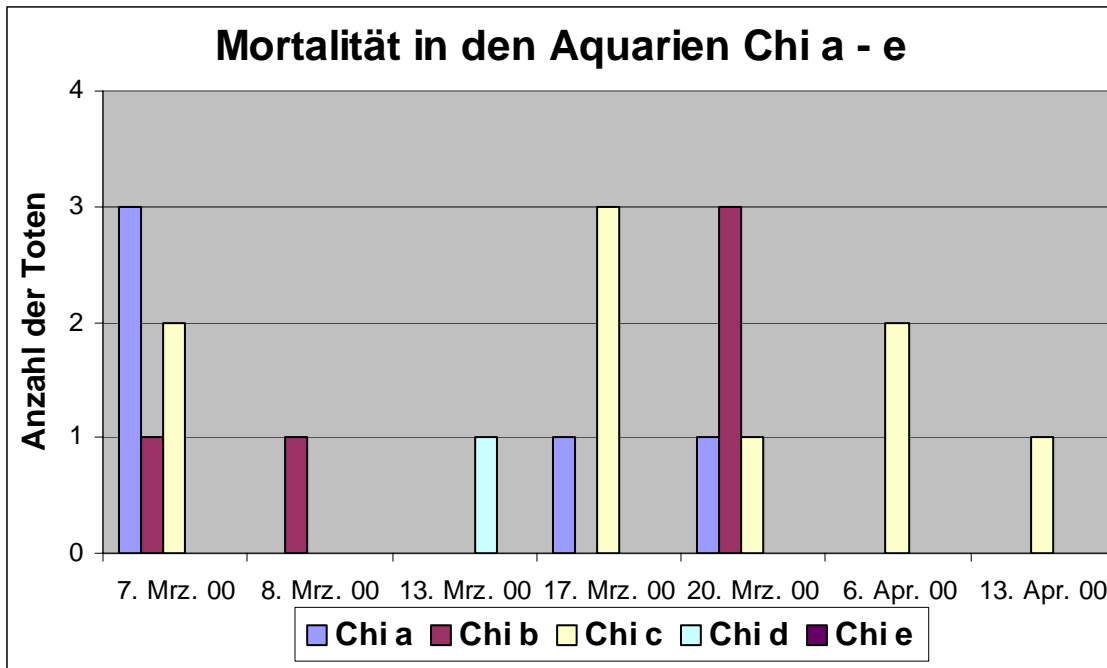


Abb. 4.4.6.2: Mortalität der Chironomiden in den Aquarien Chi a* - e*

Anzumerken ist noch, daß in den Kontrollbecken mit Larven von *Chironomus plumosus*, die aus dem Eppelsee entnommen worden sind, sowohl im gekalkten als auch im ungekalkten Vergleichsbecken keine Verluste aufgetreten sind. Es ist somit auch bei dieser Organismengruppe nur von einer geringen Belastung (Mortalität) durch die Kalzitaufbringung auszugehen.

Angaben über die Auswirkungen der Kalziteinbringung auf die aquatische Organismenwelt lassen sich in der wissenschaftlichen Literatur nur sehr spärlich finden. Die zahlreichen Arbeiten, die sich mit der Kalkeinbringung in versauerte Gewässer beschäftigen, berichten nahezu übereinstimmend nur von sehr positiven Auswirkungen dieser Maßnahme auf die Entwicklung von Zooplankton, Makrozoobenthos und letztlich auch die Fischfauna, was v. a. auf die durch die Kalkeinbringung verbesserten Lebensbedingungen (pH-Erhöhung, erhöhte Pufferkapazität etc.) zurückgeführt wird (s. z. B. PREPAS et al. (1997), CHATTERJEE & SAHA (1991), NYBERG (1998), EKSTROM & HORNSTROM (1995), RASK (1991), KELLER et al. (1990)).

5 Schlußfolgerung und Ausblick

Es hat sich gezeigt, daß eine intakte Kalzitschicht die Phosphatfreisetzung aus dem Sediment effizient und auch längerfristig reduzieren kann. Die Intaktheit der Kalzitbarriere auf dem Sediment ist daher eine wesentliche Voraussetzung für den Erfolg der Maßnahme. Aus den vorgestellten Ergebnissen wird jedoch auch deutlich, daß die Stabilität der Kalzitschicht am Fallbeispiel des Eppelsees sehr stark von seespezifischen biologischen und hydrodynamischen Parametern beeinträchtigt wurde. Die Bioturbation führt im allgemeinen zu einem verstärkten Porenwassertransport in das Freiwasser (HOLDREN & ARMSTRONG 1980, PHILLIPS et al. 1994), was für die Eutrophierungsentwicklung des Sees entscheidend sein kann. Nach ENELL & LÖFGREN (1988) erhöht eine Anzahl von ca. 1000 Individuen pro m² die Flüsse aus dem Sediment in die Wassersäule um das 2 bis 4fache. Laborversuche zu den Wechselwirkungen zwischen der benthalen Invertebratenfauna und unterschiedlich mächtigen Kalzitaufgaben werden daher zur Zeit auch hinsichtlich der Auswirkungen auf die Nährstofftransportprozesse an der Sediment/Wassergrenze durchgeführt.

Hydrodynamische Prozesse können vor allem in Flachseen zu häufiger Resuspension des Oberflächensedimentes bzw. der Kalzitschicht führen und sollten näher quantifiziert werden, da sie die Stabilität der Barriere erheblich beeinträchtigen können. Die Morphometrie eines flachen Sees birgt die Anfälligkeit für windinduzierte Turbulenzen im unteren Wasserkörper sowie die Schaffung günstiger Lebensbedingungen für Benthosorganismen in sich und könnte Grenzen der effizienten Anwendbarkeit der Kalzitaufspülung aufzeigen.

Der nachhaltige Erfolg der Kalzitaufspülung wird daher in erster Linie von den oben aufgeführten und weiteren seespezifischen Parametern (z. B. Haupteintragsquelle von P, Sättigungszustände für Karbonate und Phosphate) abhängen. Bei einer Übertragbarkeit auf andere Seen sollten alle diese Parameter im Vorfeld möglichst genau quantifiziert werden. Dabei müssen die saisonal unterschiedlichen Ausmaße der Einflußfaktoren berücksichtigt werden. Die Optimierung seeunspezifischer Parameter (Materialeigenschaften des Kalzits: spezifische Oberfläche und Oberflächenrauigkeit, Stabilität und Mächtigkeit der Barriere) könnte die Effizienz der Maßnahme zusätzlich begünstigen. Eine große Hilfestellung für potentielle Anwender der Restaurierungsmaßnahme könnte ein Bewertungskatalog mit einer Zusammenstellung quantifizierter seespezifischer (Bioturbation, windinduzierte Turbulenzen, Haupteintragsquelle des Phosphors) und seeunspezifischer Parameter (Qualität und Eigenschaft des Kalzits hinsichtlich der P-Bindung, Barriereaufbau und -mächtigkeit) als Entscheidungsgrundlage leisten. Dieser Bewertungskatalog ist das Ziel des Folgeprojektes BWC 20002.

6 Danksagung

Dank sagen möchten wir folgenden Personen und Institutionen:

Der Freiwilligen Feuerwehr Kirchentellinsfurt sowie der Firma Rohrbach-Zement, Dotternhausen, für die großzügige Unterstützung bei der Durchführung der Kalzitaufspülung.

Der Gemeinde Kirchentellinsfurt für ihre Geduld sowie den zur Verfügung gestellten Schuppen für die Vor-Ort-Analytik.

Herrn Heusel und der Firma Epple für die Bereitstellung des Ruderbootes für die Probennahme.

Der DLRG des Bezirks Tübingen sowie Herrn Kosok für die zahlreichen Taucheinsätze im See.

Frau Preuss, Frau Reinhardt und Frau Ehbrecht vom Institut für Petrographie und Geochemie der Universität Karlsruhe für die Unterstützung bei Probennahme und Analytik.

Herrn Schaupp, der Mineralogie-Werkstatt sowie der FZU-Werkstatt der Universität Karlsruhe insbesondere für die Anfertigung der Inkubationskammern.

Der Abteilung Physiologische Ökologie der Tiere der Universität Tübingen für die Bereitstellung der Aquarien und des Kühlraumes.

Besonderer Dank gilt dem Land Baden-Württemberg für die finanzielle Unterstützung des Projektes.

7 Literatur

- BABIN, J.; E.E. PREPAS; T.P. MURPHY; M. SEREDIK; P.J. CURTIS; Y. ZHANG; P.A. CHAMBERS; (1994): Impact of lime on sediment phosphorus release in hardwater lakes: the case of hypereutrophic Halfmoon Lake, Alberta. *Lake and Reserv. Manage.* **8** (2): 131-142.
- BERG, U. (1998): Effektivität von Calcitaufgaben auf die Nährstoffrücklösung aus Sedimenten eutrophierter Baggerseen. Diplomarbeit am Institut für Petrographie und Geochemie, Universität Karlsruhe, unveröffentlicht.
- COOKE, G.D. (1993): Effectiveness of Al, Ca, Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes. *Hydrobiologia* **253**: 325-335.
- CHATTERJEE, D. K.; G. N. SAHA (1991): Effect of lime on fish pond soils. *Journal of the Inland Fisheries Society of India* **18/1**: 41 - 44.
- DANEN-LOUWERSE, H.J.; L. LIJKLEMA; M. COENRAATS (1995): Coprecipitation of phosphate with calcium carbonate in lake Veluwe. *Wat. Res.* **29** (7):1781-1785.
- DITTRICH, M.; A. HEISER; R. KOSCHEL (1995): Kombination von künstlicher Kalzitfällung und Tiefenwasserbelüftung zur Restaurierung eutrophierter Hartwasserseen - Enclosureversuche. In: JAEGER, D.; R. KOSCHEL [Hrsg.]: Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. *Limnologie aktuell* **8**: 239-253, G. Fischer Verlag, Stuttgart - Jena, 325 pp.
- DITTRICH, M.; T. DITTRICH; L. SIEBER; R. KOSCHEL (1997): A balance analysis of phosphorus elimination by artificial calcite precipitation in a stratified hardwater lake. *Wat. Res.* **31** (2): 237-248.
- DITTRICH, M. (1998): Phosphorelimination in geschichteten Hartwasserseen durch hypolimnisch induzierte Kalzitfällung kombiniert mit Tiefenwasserbelüftung. – Dissertation, Technische Universität, Brandenburg.
- DITTRICH, M.; P.CASPER; R. KOSCHEL (2000): Changes in the porewater chemistry of profundal sediments in response to artificial hypolimnetic calcite precipitation. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* **55**; in press.
- DONNERT, D.; M. SALECKER (1999): Elimination of phosphorus from waste water by crystallization. *Environmental Technology* **20**: 735-742.
- DONNERT, D.; T. JAKOB; M. SALECKER (2000): Einsatz von CaCO₃ als Barriere - Material zur Rückhaltung von Phosphat und Schwermetallen in Sedimenten. Wasserchemische Gesellschaft, GDCh, Jahrestagung, 29.-31. Mai 2000, Weimar.
- DOVE, P.M.; M.F. JR. HOCELLA (1993): Calcite precipitation mechanisms and inhibition by orthophosphate: In situ observations by Scanning Force Microscopy. *Geochim. Cosmochim. Acta* **57**: 705-714.
- EBERLE, S.H.; D. DONNERT (1991): Berechnung des pH-Wertes der Calcitsättigung eines Trinkwassers unter Berücksichtigung der Komplexbildung. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* **24**: 258-268.
- EHBRECHT, A. (1998): Untersuchungen der P-Adsorption an verschiedenen Aufspülmaterialien zum Zweck der internen Seenrestaurierung. Studienarbeit am Institut für Petrographie und Geochemie, Universität Karlsruhe, unveröffentlicht.
- EKSTROM, C.; E. HORNSTROM (1995): Development of zooplankton in relation to lime treatment in two acidified lakes. *Water Air and Soil Pollution* **85**: 925 - 930.
- ENELL, M.; S. LÖFGREN (1988): Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. *Hydrobiologia* **170**: 103-132.

Kalzitaufspülung

- GÄCHTER, R.; J.S. MEYER, A. MARES (1988): Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.* **33/6**, part 2: 1542-1558.
- GÄCHTER, R.; J.S. MEYER (1990): Mechanisms controlling fluxes of nutrients across the sediment/water interface in a eutrophic lake. In: BAUDO, R.; J.GIESY; H. MUNTAU [eds.]: *Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*, Lewis Publishers, Ann Arbor: 131-162.
- GLUD, R. N.; J. K. GUNDERSEN; N. P. REVSBECH; B. B. JØRGENSEN; M. HÜTTEL (1995): Calibration and performance of the stirred flux chamber from the benthic lander *Elinor*. *Deep-Sea Research* **42/6**: 1029-1042.
- GONSIORCZYK, T.; P. CASPER; R. KOSCHEL (1995): Vergleichende Sedimentuntersuchungen zum Kohlenstoff- und Phosphorgehalt in baltischen Seen. *Limnologica* **3/4**: 365-379.
- GONSIORCZYK, T.; P. CASPER; R. KOSCHEL (1997): Variations of phosphorus release from sediments in stratified lakes. *Wat. Air Soil Pollut.* **99**: 427-434.
- GRASSHOFF, K.; M. EHRHARDT; K. KREMLING (1983): *Methods of seawater analysis*. 2. ed., Verlag Chemie, Weinheim.
- HOLDREN, G. C.; D. E. ARMSTRONG (1980): Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environ. Sci. Tech.* **14/1**: 79-87.
- HOUSE, W.A. (1987): Inhibition of calcite crystall growth by inorganic phosphate. *J. Colloid Interface Sci.* **119**: 505-511.
- HOUSE, W.A. (1990): The prediction of phosphate coprecipitation with calcite in freshwaters. *Wat. Res.* **24** (8): 1017-1023.
- HOUSE, W.A.; H. CASEY; L.DONALDSON; S. SMITH (1986): Factors affecting the coprecipitation of inorganic phosphate with calcite in hardwaters - I. Laboratory Studies. *Wat. Res.* **20** (7): 917-922.
- HUPFER, M.; J. STEINBERG (1997): Auswirkungen von Restaurierungsverfahren auf den Phosphat-Rückhalt in Seesedimenten. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* **41/6**: 238-244.
- HUPFER, M.; H. RÖNICKE; P. HERZSPRUNG (1997): Interne P-Belastung im Arendsee nach der Seekreideaufspülung. *Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Jahrestagung 1996*: 241-245.
- HUPFER, M.; B. ZIPPEL (1998): Steuerung der Phosphat-Retention durch seeinterne Maßnahmen - Erfahrungen und konzeptionelle Ansätze. In: *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen, BMBF-Abschlußbericht Forschungsverbundvorhaben "Stehende Gewässer" 1993-1998*, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH [Hrsg.], 465 pp.
- HUPFER, M.; R. PÖTHIG; R. BRÜGGEMANN; W. GELLER (2000): Mechanical Resuspension of autochthonous calcite (Seekreide) failed to control internal phosphorus cycle in a eutrophic lake. *Wat. Res.* **34**: 859-867.
- INSKEEP, W.P.; P.R. BLOOM (1986): Kinetics of calcite precipitation in the presence of water-soluble organic ligands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **50**: 1167-1172.
- KÄSTNER, I. (1998): *Trophie der unterschiedlichen Baggerseen im Neckartal bei Tübingen – Ursachen und Auswirkungen*. – Diplomarbeit, Universität Tübingen.
- KELLER, W.; L. A. MOLOT; R. W. GRIFFITHS; N. D. YAN (1990): Changes in the Zoobenthos Community of Acidified Bowland Lake after Whole-Lake Neutralization and Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) Reintroduction. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. **47**: 440 - 445.

- KLAPPER, H. (1992a): Calcite covering of sediments as a possible way of curbing blue-green algae. In: SUTCLIFFE, D.W.; J.G. JONES [Hrsg.]: Eutrophication: Research and Application to water supply. Freshwater Biol. Ass., Ambleside: 107-111.
- KLAPPER, H. (1992b): Eutrophierung und Gewässerschutz. Gustav Fischer, Jena, 277 S.
- KLEINER, J. (1988): Coprecipitation of Phosphate with Calcite in Lake Water: A Laboratory Experiment Modelling Phosphorus Removal with Calcite in Lake Constance. Wat. Res. **22** (10): 1259-1265.
- KOSCHEL, R.; J. BENNDORF; G. PROFT; F. RECKNAGEL (1983): Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. Arch. Hydrobiol. **98**, 3: 380-408.
- KOSCHEL, R. (1990): Pelagic calcite precipitation and trophic state of hardwater lakes. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. **33**: 713-722.
- KOSCHEL, R. (1995): Möglichkeiten und Grenzen von ökotechnischen Verfahren zur Restaurierung von Standgewässern. In: JÄGER, D.; R. KOSCHEL [Hrsg.]: Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Limnologie aktuell **8**: 11-20, G. Fischer Verlag, Stuttgart - Jena, 325 pp.
- KUTTLER, B. (1992): Limnologische Untersuchungen über den Baggersee in Kirchentellinsfurt (Kreis Tübingen). Dissertation, Universität Tübingen, unveröffentlicht.
- LEBRON, I.; D.L. SUAREZ (1996): Calcite nucleation and precipitation kinetics as affected by dissolved organic matter at 25°C and pH > 7.5. Geochim. Cosmochim. Acta **60** (15): 2765-2776.
- LI, Y.H., S. GREGORY (1974): Diffusion of ions in sea water and deep-sea sediments. Geochim. Cosmochim. Acta **38**: 703-714.
- MATTHEWS, R. (1999): Untersuchungen zur Kalfällung in eutrophen Seen am Beispiel Kiesbaggersee Kirchentellinsfurt. Fakultät für Biologie, Universität Tübingen, unveröffentlicht.
- MISKIMMIN, B.M.; W.F. DONAHUE; D. WATSON (1995): Invertebrate community response to experimental lime (Ca(OH)₂) treatment of an eutrophic pond. Aquat. Sci. **57** (1): 21-30.
- MÜLLER, B. (1996): ChemEQL (Version 2.0), EAWAG, Kastanienbaum, Schweiz.
- MUNSELL SOIL COLOR CHARTS (1990): Munsell color, Macbeth Division of Kollmorgan Instruments Corporation, Baltimore, Maryland.
- MURPHY, T.P.; E.E. PREPAS (1990): Lime treatment of hardwater lakes to reduce eutrophication. Verh. Internat. Verein. Limnol. **24**: 327-334.
- MURPHY, T.P.; E.E. PREPAS; J.T. LIM; J.M. CROSBY; D.T. WALTY (1990): Evaluation of calcium carbonate and calcium hydroxide treatments of prairie drinking water dugouts. Lake Reserv. Manage. **6**: 101-108.
- NYBERG, P. (1998): Biotic effects in planktonic crustacean communities in acidified Swedish forest lakes after liming. Water Air and Soil Pollution **101**: 257 - 288
- PHILLIPS, G.; R. JACKSON; C. BENNETT; A. CHILVERS (1994): The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for biomanipulation. Hydrobiologia **275/276**: 445-456.

Kalzitaufspülung

- PREPAS, E.E.; T.P. MURPHY; W.P. DINSMORE; J.M. BURKE; P.A. CHAMBERS; S. REEDYK (1997): Lake Management based on lime application and hypolimnetic oxygenation: the experience in eutrophic hardwater lakes in Alberta. *Water Qual. Res. J. Canada* **32** (2): 273-293.
- RASK, M. (1991): Iso Valkjärvi research: an introduction to a multidisciplinary lake liming study. *Finnish Fisheries Research* **12**, 25 - 34.
- ROSSKNECHT, H. (1980): Phosphatelimination durch autochthone Calcitfällung im Bodensee-Obersee. *Arch. Hydrobiol.* **88**(3): 328-344.
- RÖNICKE, H.; M. BEYER; J. TITTEL (1995): Möglichkeiten zur Steuerung der Blaualgendynamik in eutrophierten stehenden Gewässern durch Maßnahmen zur Seenrestaurierung. In: JÄGER, D.; R. KOSCHEL [Hrsg.]: *Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Limnologie aktuell* **8**: 133-156, G. Fischer Verlag, Stuttgart - Jena, 325 pp.
- RÖNICKE, H.; M. BEYER; W. ELSNER (1998): Seekreideaufspülung am Arendsee - ein neues Restaurierungsverfahren für überdüngte Hartwasserseen. *GAIA* **7** (2): 117-126.
- SINKE, A.J.C. (1992): Phosphorus dynamics in the sediment of a eutrophic lake. Diss. Univ. Wageningen.
- STÜBEN, D.; P. HAUSHAHN; K. STÜBEN (1994): A new simple system for in-situ measurement, mapping and sampling of dissolved trace elements in aquatic systems. *Underwater Systems Design* **16**: 5-14.
- STÜBEN, D.; E. WALPERSDORF; K. VOSS; H. RÖNICKE; M. SCHIMMELE; M. BABOROWSKI; G. LUTHER; W. ELSNER (1998): Application of lake marl at Lake Arendsee, NE-Germany: First results of a geochemical monitoring during the restoration experiment. *Sci. Tot. Env.* **218**: 33-44.
- STÜBEN, D.; T. NEUMANN; U. BERG (1999): Effizienz und ökologische Auswirkungen einer Calcitaufspülung als interne Restaurierungsmaßnahme für eutrophierte Standgewässer (N 98 006). *Berichtsreihe FZKA-BWPLUS*, F. HORSCH et al. [Hrsg.]: *Diskussionskreis "Gesundheit der Waldökosysteme (und sonstiger Ökosysteme)" beim Statusseminar des BWPLUS, März 1999.*
- STÜBEN, D.; T. NEUMANN; U. BERG (2000): Effizienz und ökologische Auswirkungen einer Calcitaufspülung als interne Restaurierungsmaßnahme für eutrophierte Standgewässer (N 98 006). *Berichtsreihe FZKA-BWPLUS*, F. HORSCH et al. [Hrsg.]: *Statusseminar des BWPLUS, März 2000.*
- ULLMAN, W.J.; R.C. ALLER (1982): Diffusion coefficients in near shore marine sediments. *Limnol. Oceanogr.* **27** (3): 552-556.
- URBAN, N. R.; C. DINKEL; B. WEHRLI (1997): Solute transfer across the sediment surface of a eutrophic lake: Porewater profiles from dialysis samplers. *Aquat. Sci.* **59**: 1-25.
- VAN DEN BERG, C.M.G.; H. ROGERS (1987): Determination of alkalinities of estuarine waters by a two-point potentiometric titration. *Mar. Chem.* **20**: 219-226.
- WALPERSDORF, E. (2000): Nähr- und Spurenelementdynamik im Sediment/Wasser-Kontaktbereich nach einer Seekreideaufspülung - Plotstudie Arendsee. *Dissertation, Fakultät für Bio- und Geowissenschaften, Universität Karlsruhe.*
- WEHRLI, B.; A. WÜEST; D. IMBODEN (1995): Sind biogen meromiktische Seen intern sanierbar? Fallbeispiel Zugersee. In: JÄGER, D.; R. KOSCHEL [Hrsg.]: *Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Limnologie aktuell* **8**: 29-37.

- WURM, K.; MAI, K. (1997): Limnologische Untersuchung des Eppelsees bei Kirchentellinsfurt. Abschlußbericht März 1996 bis Dezember 1996, 76 pp.
- ZHANG, Y.; E.E. PREPAS (1996): Short-term effects of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ additions on phytoplankton biomass: a comparison of laboratory and in situ experiments. *Wat. Res.* **30**: 1285-1294.