

Kalzitfällung und Nahrungskettenmanipulation

Rainer KOSCHEL, Peter KASPRZAK & Alf SCHREIBER

1. Einführung

Autochthone Kalzitfällungen sind ein weitverbreiteter Vorgang in kalzium- und karbonatreichen Gewässern. Entsprechend ist das Phänomen der Kalzitfällung in fast allen Seen zu beobachten, die in kalkreichen Einzugsgebieten liegen (MINDER 1923, OHLE 1952, ROSSKNECHT 1977, KELTS & HSÜ 1978, STRONG & EADIE 1978, SCHRÖDER et al. 1983, STABEL 1986, KOSCHEL et al. 1987, KOSCHEL 1990). In diesen Seen entsteht durch den CO₂-Verbrauch (u.a. durch die Photosynthese der Algen und Wasserpflanzen) eine CaCO₃-Übersättigung, die zur Ausfällung von Kalzit führt. Die Kalzitfällung ist mit verschiedenen ökologischen Reaktionen und Effekten, wie Mitfällung von Phosphor und verstärkter Sedimentation gekoppelt, die insgesamt gegen die Eutrophierung gerichtet sind (OTSUKI & WETZEL 1972, KOSCHEL et al. 1983, 1985, JÄGER & RÖHRS 1990).

Zum ökosystemaren Verständnis der Kalzitfällung müssen eine Vielzahl von Vernetzungen im Stoffhaushalt der Gewässer berücksichtigt werden. Von grundlegender Bedeutung sind die Gleichgewichtsreaktionen des Kalk-Kohlensäure-Systems, ihre Bezüge zum Nahrungsnetz und ihre Abhängigkeit von chemischen und physikalischen Faktoren (vgl. Tab. 3). Die Veränderungen innerhalb der Gleichgewichtsreaktionen des Kalk-Kohlensäure-Systems führen zu Fällungs- oder Lösungsvorgängen von Kalziumkarbonat (SIGG & STUMM 1989). Diese Gleichgewichtsreaktionen bilden die Grundlage für die Berechnung von Kalkfällungen (USDOWSKI et al. 1979, PROFT & STUTTER 1993, SCHERNEWSKI et al. 1994). Entscheidend werden die Gleichgewichte durch die CO₂-Nettoassimilation beeinflusst, d. h. durch die Differenz von CO₂-Assimilation und -Dissimilation. Im Nahrungsnetz der Seen sind das insbesondere der CO₂-Verbrauch durch die Photosynthese und die CO₂-Anreicherung durch die Mineralisationstätigkeit der Bakterien.

Auch die filtrierenden Cladoceren können direkt durch Aufnahme von Kalzit oder indirekt durch die Reduzierung der Algen die Kalzitfällung beeinflussen (HANSON et al. 1990, VanderPLOEG et al. 1987). Darüber hinaus wird die Kalzitfällung durch verschiedene Wasserinhaltsstoffe stimuliert und inhibiert, die direkt oder indirekt mit dem Stofffluss im Nahrungsnetz verbunden sind.

So können hohe Konzentrationen an gelöstem Phosphor die Kalzitfällung so stark hemmen, daß teil-

weise beträchtliche CaCO₃-Übersättigungen auftreten, ohne daß Kalzit ausgefällt wird (HOUSE 1987, 1990). Gelöste organische Verbindungen oder verschiedenen Kationen können ähnliche Effekte auslösen (GREEN et al. 1985).

Über die Steuerung dieser Prozesse und ihre quantitativen Bezüge zum Stoffhaushalt wissen wir vergleichsweise sehr wenig. Wir wollen deshalb in diesem Artikel die Phänologie der Kalzitfällung in Seen, ihre Regulation und ökologische Bedeutung etwas näher behandeln und vor allem auch die Wechselwirkungen beleuchten, die im Nahrungsnetz bestehen oder durch Nahrungskettenmanipulation, ausgelöst werden. Zum Gesamtverständnis der Nahrungskettenmanipulation muß auf die anderen Beiträge dieses Bandes verwiesen werden.

2. Phänologie der Kalzitfällung im Pelagial von Seen

In der Regel beginnen Kalzitfällungen im späten Frühjahr. Besonders häufig treten sie in unseren Breiten im Zeitraum Juni bis September auf. In den Sommermonaten ist die Konzentration von Kalzit im Epilimnion der "Hartwasserseen" häufig >1 mg/l (Tab. 1). In verschiedenen oligo- bis eutrophen Seen ergaben sich im Sommer im Epilimnion Mittelwerte von 0,2 bis 1,2 g CaCO₃ (Tab. 2). Es treten je nach Größe der Kristalle Sedimentationsgeschwindigkeiten zwischen 3 bis 100 m/d auf (ROSSKNECHT 1980, STURM 1985, KOSCHEL et al. 1987). Bei einer angenommenen Sedimentationsgeschwindigkeit der Kalzitkristalle von 5 m/d können von Mai bis September in den von uns untersuchten geschichteten Seen 150 bis 900 t CaCO₃ pro km² Seeoberfläche im Epilimnion (0 m bis 5 m Tiefe) gebildet werden und sedimentieren (Tab. 2).

Diese Kalzitproduktion verläuft jedoch nicht gleichmäßig über den Sommer verteilt. Sie ist vielmehr von einer ausgeprägten Dynamik gekennzeichnet (Abb. 1). Innerhalb kurzer Zeiträume können große Unterschiede in der Konzentration des partikulären CaCO₃ auftreten. Die Kalzitfällung kann in mehreren Perioden mit unterschiedlicher Intensität und Frequenz erfolgen (Abb. 1). Quantität und Periodizität können von Jahr zu Jahr unterschiedlich sein.

Auch die Morphologie der Kalzitkristalle weist in Abhängigkeit von Übersättigung und der Konzentration von Wasserinhaltsstoffen (Adsorption) charakteristische Eigenheiten auf (RAIDT & KO-

Tabelle 1

CaCO₃-Konzentration während des Sommers im Epilimnion von verschiedenen geschichteten Hartwasserseen in Nord- und Süddeutschland (Mecklenburger Seenplatte, Osterseen) sowie in Österreich (Salzkammergut)

See	Trophie	CaCO ₃ (mg/l)	Datum	See	Trophie	CaCO ₃ (mg/l)	Datum
Stechlinsee	oligotroph	0,4	23.08.94	Fuschelsee	mesotroph ³⁾	2,7	28.06.90
Breiter Luzin	leicht eutroph	2,1	31.08.94	Mondsee	leicht eutroph ³⁾	2,6	17.07.90
Tollensesee	eutroph	1,5	17.08.94	Obertrumer See	eutroph ³⁾	1,4	02.07.90
Lieps 1)	eutroph	12,7	30.06.92	Grabensee	eutroph ³⁾	2,3	02.07.90
Dagowsee	eutroph	1,3	16.06.94	Wallersee	eutroph ³⁾	2,2	02.07.90
Schmaler Luzin, CB ²⁾	leicht eutroph	1,3	19.07.94	Ostersee	eutroph ⁴⁾	1,6	16.09.92
Haussee	eutroph	2,7	02.08.94	Fohnsee	eutroph ⁴⁾	2,1	16.09.92

1) polymiktischer Flachsee, 2) CB-Carwitzer Becken, 3) BMLF 1989, 4) MELZER 1991

Tabelle 2

Mittlere Konzentration und Produktion an partikulärem Kalziumkarbonat im Epilimnion von Seen der Mecklenburger Seenplatte und des Mondsees (Salzkammergut, Österreich)

See	Zeitraum	n	mittl. CaCO ₃ - Konzentration ¹⁾ (mg/l) SD ²⁾	mittl. CaCO ₃ - Konzentration ³⁾ (g/m ²)	mittl. CaCO ₃ - Produktion ⁴⁾ (t/km ² *Jahr)
Stechlinsee, oligotroph	1992 bis 1995	35	0,29 ±0,10	1,5	215
Mondsee, leicht eutroph ⁵⁾	1990		1,20	6,0	900
Breiter Luzin, eutroph	1992 bis 1995	32	1,04 ±0,33	5,2	780
Schmaler Luzin, eutroph	1992 bis 1995	32	0,39 ±0,28	2,0	290
Dagowsee, eutroph	1993 bis 1995	15	0,28 ±0,02	1,4	215
Tollensesee, eutroph	1992 bis 1995	22	0,42 ±0,27	2,1	315
Feldberger Haussee, hocheutroph	1992 bis 1995	37	0,70 ±0,28	3,5	520

1) 0 m bis 5 m Tiefe (Mai-September), 2) SD- Standardabweichung bezogen auf mittl. CaCO₃-Konzentration/Jahr, 3) Epilimnion bis 5 m Tiefe (Mai bis September), 4) kalkuliert für eine Sedimentationsgeschwindigkeit von 5 m/d (Mai bis September), 5) nach BMLF 1989

SCHEL 1988, 1993, Abb. 2a,b,c). Die Kalzite können migritisch wachsen und stark verästelte Dendriten ausbilden (Abb. 2 a). Derartige Kristalle wurden insbesondere bei intensiven Kalzitfällungen während ansteigender CaCO₃-Übersättigung im epilimnischen Bereich von meso- bis leicht eutrophen Seen beobachtet.

Sehr häufig verläuft jedoch das Kristallwachstum mit zunehmender Adsorption von Fremdstoffen als gehemmtes Flächenwachstum (Abb. 2 b, c). Diese Formen sind charakteristisch für die meisten eutro-

phen Seen. Änderungen im trophischen Status wirken sich entsprechend auf die Morphologie und Eigenschaften der Kalzitkristalle aus (KOSCHEL et al. 1990).

3. Regulation der Kalzitfällung

Die Bildung von Kalzit kann erst erfolgen, wenn einerseits die CO₂ Konzentration einen sehr niedrigen Schwellenwert unterschritten hat (gelöster anorganischer Kohlenstoff <1 mg CO₂/l, KOSCHEL

Tabelle 3

Kontrollfaktoren der Kalzitfällung in Seen

biogene Faktoren	chemische Faktoren	physikalische Faktoren
Nahrungsnetz:	Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichte:	Geologie, Hydrologie, Meteorologie:
<u>Phytoplankton, -benthos:</u> CO ₂ -Assimilation, CO ₂ -Dissimilation, Strukturelemente (u.a. Chara, Phacotus)	<u>Ionen des</u> <u>Kalk-Kohlensäure-System:</u> (H ⁺ , OH ⁻ , HCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻ , Ca ²⁺)	<u>außerhalb des Sees:</u> Globalstrahlung, Niederschlag, Wind, ober- und unterirdische Zuflüsse,
<u>Bakterien:</u> CO ₂ -Dissimilation, phototrophe CO ₂ -Assimilation, Fermentationsprozesse, Strukturelemente (u.a. Achromatium)	<u>Ionenkonzentration:</u> Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ , SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻	Stofftransport, Einzugsgebietsfaktoren
<u>Tiere:</u> Grazing Zooplankton, CO ₂ -Dissimilation, Strukturelemente (u.a. Mollusken)	<u>Inhibitoren der Kalzitfällung:</u> Phosphor, Magnesium, organisch gelöste Stoffe	<u>innerhalb des Sees:</u> Temperatur, Zirkulation, Turbulenz, Strömung
	<u>Nuklei:</u> Mikropartikel, algenbürtige Partikel	

Tabelle 4

Maximale CaCO₃-Sättigungswerte im euphotischen Bereich von Hartwasserseen (KÜCHLER-KRISCHUN 1990)

See	Trophie	Max. SI-Wert	Literatur
Lake Michigan	oligotroph	4	STRONG & EADIE 1978
Green Lake, Feyettville	oligotroph	9	BRUNSKILL 1969
Stechlinsee	oligotroph	8,9 ¹⁾	diese Arbeit
Lake Erie	mesotroph	5,5	STRONG & EADIE 1978
Cazenovia Lake	mesotroph	6	EFFLER et al. 1982
Lake Ontario	mesotroph	6	STRONG & EADIE 1978
Green Lake, Jamesville	mesotroph	7	EFFLER et al. 1978
Bodensee	mesotroph	10	STABEL 1986
Zürichsee	mesotroph	11	KELTS & HSU 1978
Bodensee	mesotroph	>15	STABEL 1985
Bodensee	mesotroph	15	KÜCHLER-KRISCHUN & KLEINER 1989
Mondsee	leicht eutroph	9	KOSCHEL 1996
Breiter Luzin	eutroph	11,9 ¹⁾	diese Arbeit
Acton Lake	eutroph	14	GREEN et al. 1985
Lake Michigan, Green Bay	eutroph	19,5	EFFLER & DRISCOLL 1985
Lake Huron, Saginaw Bay	eutroph	20	EFFLER 1984
Feldberger Haussee	hoch eutroph	21,5 ¹⁾	diese Arbeit
Onondaga Lake	hypertroph	13	EFFLER & DRISCOLL 1985
Black Lake	hypertroph	19	MURPHY et al. 1983

¹⁾ Mitte Mai bis Mitte September 1995

Tabelle 5

Größe, Kalzitgehalt und kalkulierte Sedimentationsgeschwindigkeit von Fäkalpellets des Crustaceenplanktons im Lake Michigan (KOMAR et al.1981, VANDERPLOEG et al. 1987)

Datum	n	Länge (µm)	Breite (µm)	Kalzitgehalt (Volumen%)	Sedimentationsgeschwindigkeit (m/d) ¹⁾	
					- Kalzit	+ Kalzit
20.05.1978	22	43,7 ±8,2	24,1 ±4,1	0,0	7,3	7,3
25.07.1978	6	28,5 ±6,3	14,5 ±2,6	0,0	2,7	2,7
20.09.1978	18	40,1 ±10,4	20,0 ±3,6	68,3	5,2	21,2

1) kalkuliert für 7° C

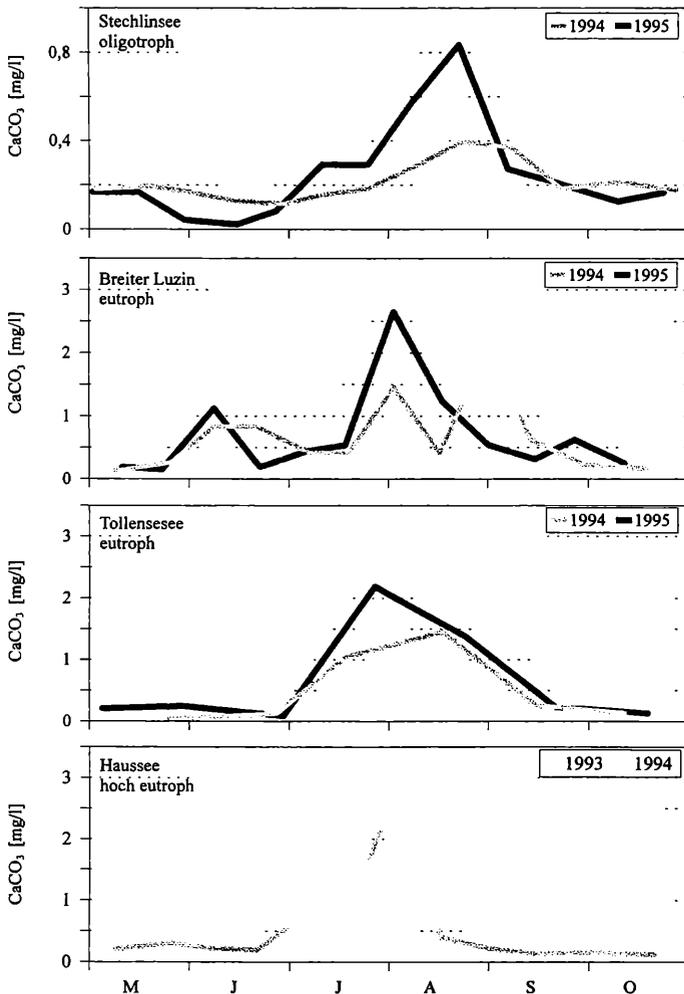


Abbildung 1

Dynamik und Konzentration von Kalzit im Epilimnion (0 m bis 5 m Tiefe) oligo- bis eutropher Seen der Mecklenburger Seenplatte

et al. 1987) und andererseits eine genügend hohe CaCO_3 -Übersättigung vorhanden ist. Diese kritische CaCO_3 -Übersättigung muß überschritten werden, damit stabile Kristallisationskeime (Nuklei) gebildet werden und Kalzit ausfallen kann.

In unseren Gewässern erfolgt die Bildung von Kalzit ausschließlich durch heterogene Nukleierung, da in der Regel genügend kleine Partikel einer Größe $<0,1 \mu\text{m}$ bis $5 \mu\text{m}$ und somit Nukleierungskatalysatoren vorhanden sind. An diesen Partikeloberflächen bilden die kristallbildenden Ionen Ca^{2+} und CO_3^{2-}

mit relativ kleiner Aktivierungsenergie Nuclei. Die Kalzitkristalle wachsen dann oberflächenkontrolliert weiter (vgl. SIGG & STUMM 1989, KOSCHEL & RAIDT 1988). Die kritische CaCO_3 -Übersättigung bzw. die Höhe des Sättigungsindex (SI), bei der Kalzitfällungen ausgelöst werden, ist von See zu See und auch im Jahreszyklus innerhalb eines Sees unterschiedlich (Tab. 4).

Nukleierung, Wachstumskinetik sowie die Menge der gebildeten Kalzitkristalle werden von einer Vielzahl von biologischen, chemischen und physi-

kalischen Faktoren beeinflusst (Tab. 3). In oligotrophen Seen kann es bereits zu Kalzitfällungen bei Sättigungsindizes <5 kommen. In mesotrophen Seen müssen in der Regel Werte zwischen 5 und 15 erreicht werden. In eutrophen und hocheutrophen Seen können teilweise noch höhere Sättigungsindizes auftreten (Tab. 4). Im Frühjahr muß häufig eine höhere CaCO_3 -Übersättigung überschritten werden

als im Sommer bevor es zur Kalzitfällung kommt. Das ist u.a. dadurch bedingt, daß im Sommer die Konzentration an gelösten PO_4^{3-} -Phosphor niedriger ist als im Frühjahr und somit die Hemmung der Kalzitfällung durch Phosphor minimiert wird. Werden Kalzitkristalle in die Seen über die Zuflüsse eingetragen, kann das Kalzitwachstum im See bei einer relativ niedrigen Übersättigung erfolgen, da

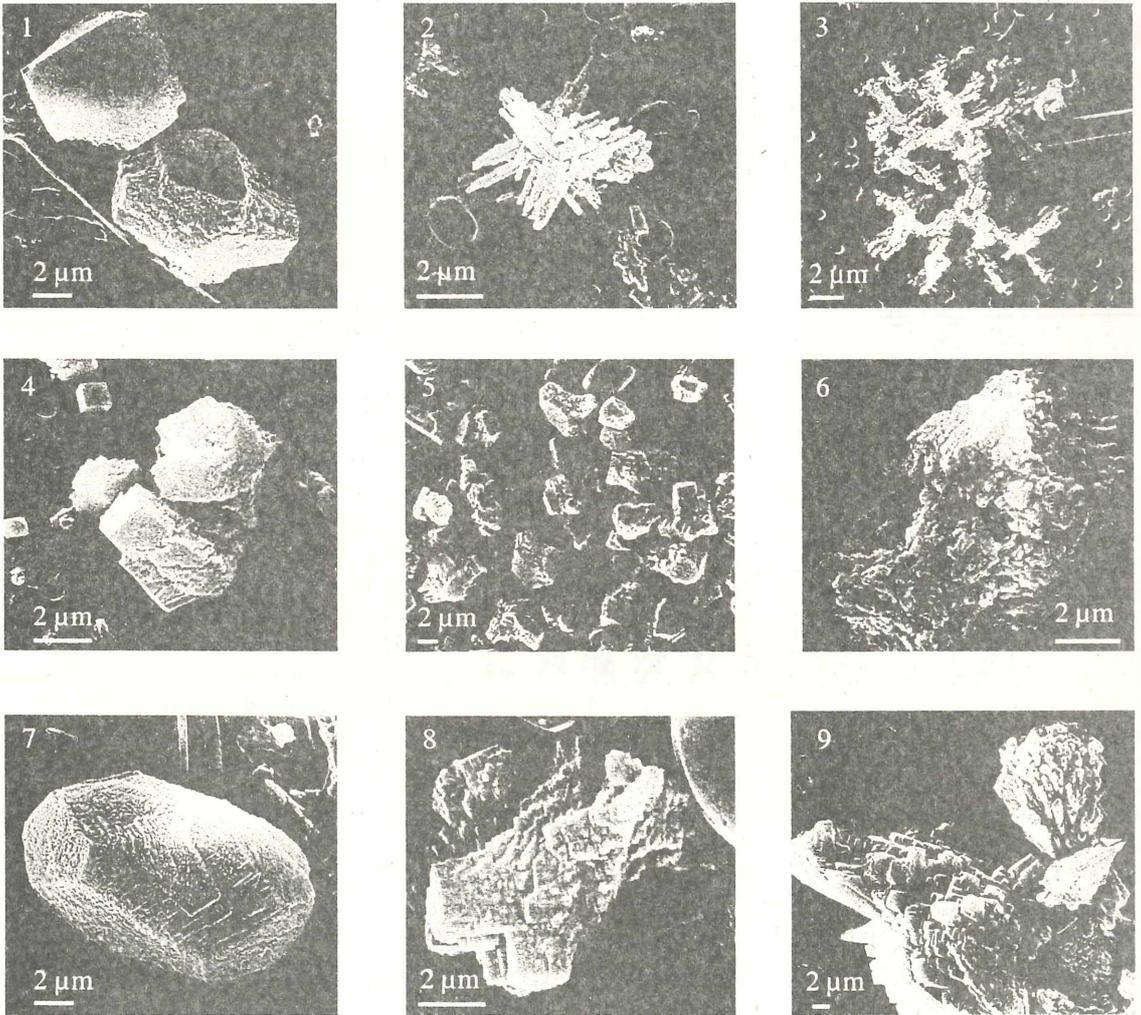


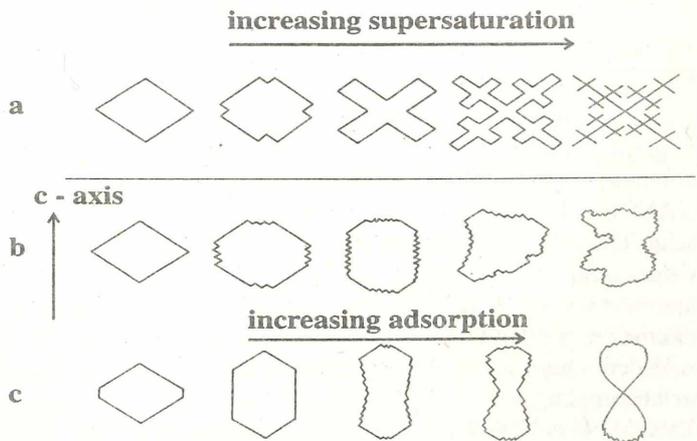
Abbildung 2

REM-Aufnahmen von Kalzitkristallen aus dem Freiwasser verschiedener Seen und schematische Darstellung des Kalzitwachstums in Abhängigkeit von ansteigender Übersättigung und Adsorption von Fremdstoffen (verändert nach RAIDT & KOSCHEL 1993, KOSCHEL 1996)

Herkunft der Kalzitkristalle auf den REM-Fotos:
 1-Tollensee, 14.07.88, 0 m (RAIDT & KOSCHEL 1993),
 2-Ameisensee, 16.09.92, 0 m, 3-Dagowsee, 01.08.88,
 0-2,5 m (R&K 1993), 4/5-Mondsee, 14.08.90, 0-9 m
 (R&K 1993), 6-Stechlinsee, 15.07.89, 0 m (R&K 1993),
 7-Feldberger Haussee, 16.05.88, Sediment 0-2 cm (R&K
 1993), 8-Gr. Ostersee, 22.05.93, 0 m, 9-Feldberger Haus-
 see, 26.07.88, 2,5 m (KOSCHEL et al. 1990)

Schema Kalzitwachstum:

a: dendritisches Wachstum der Kalzitkristalle
 b/c: gehemmtes Flächenwachstum der Kalzitkristalle



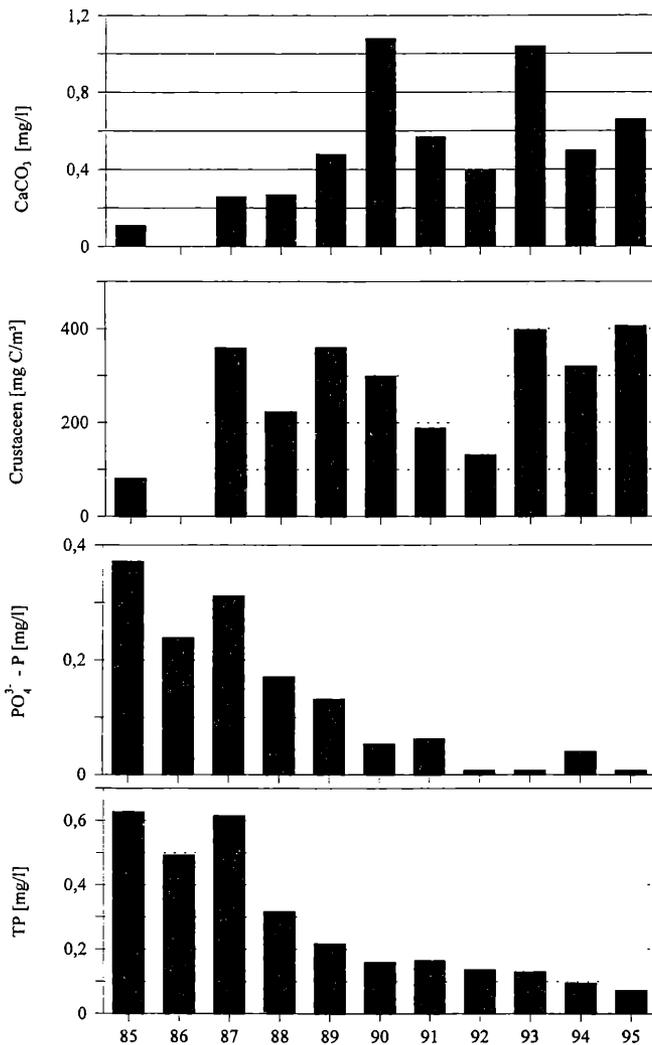


Abbildung 3

Sommermittelwerte der Gesamtposphor(TP)-, Orthophosphatphosphor (PO₄³⁻)-, und CaCO₃-Konzentration sowie Biomasse des Crustaceenplankton¹⁾ im Epilimnion des Feldberger Haussee von 1985 bis 1995

Phosphor, CaCO₃: arithmetisches Mittel, Mai - September, 0-5 m Tiefe Crustaceenplankton: arithmetisches Mittel, Mai - September, 0-6,5 m Tiefe

¹⁾ Crustaceenplankton nach KASPRZAK et al. 1993, KASPRZAK unveröff.

Nukleierungsprozesse bereits außerhalb der Seen in den Zuflüssen erfolgen. Ähnlich verhält es sich in kalkreichen polymiktischen Hartwasserseen. Dort werden ständig feinsuspendierte Sedimentpartikel mit einem entsprechend hohen Anteil der im Sediment vorhandenen Kalzitkristalle in das Freiwasser eingemischt.

4. Einfluß des Zooplanktons

Die Filtrationsraten des Cladocerenplankton beeinflussen direkt und indirekt die Kalzitfällung. Durch ein verstärktes Grazing können suspendierte Mineralpartikel gleichermaßen mit der Nahrung aufgenommen werden (ZUREK 1982, GLIWICZ 1986, VANDERPLOEG et al. 1987). Bei einer mineralischer Trübe durch Kalzitkristalle kann es durch das Crustaceenplanktons sogar zu Klarwasserstadien kommen. Dabei werden die aufgenommenen Kalzitkristalle mit den Fäzes oder Fäkalpellets ausgeschieden. Die mit Kalzit beschwerten Fäzes sedimentieren schneller (VANDERPLOEG et al. 1987, Tab. 5). Die Nährstoffverluste im euphotischen bzw. epilimnischen Bereich nehmen zu.

Dieser Prozeß nimmt höchstwahrscheinlich eine Schlüsselstellung ein, da durch die Mitfällung gelöster und partikulärer Substanzen, vor allem von Phosphorverbindungen, die Hemmung der Kalzitfällung vermindert wird. So konnten wir im Sommer in der hocheutrophen Periode des Feldberger Haussees vor 1985 mit PO₄³⁻-P-Konzentrationen von teilweise >1 mg/l im Epilimnion kaum Kalzit nachweisen (KOSCHEL et al. 1993, KOSCHEL 1995). Erst nachdem die PO₄³⁻-P-Konzentration im Sommermittel den kritischen Schwellwert von 0,15 mg/l unterschritten hatte, kam es zu immer stärkeren Ausfällungen von Kalzit (Abb. 3). Diese Periode beginnt mit dem Start der Nahrungskettenmanipulation im Haussee. Durch eine intensive Abfischung der zooplanktonfressenden Fische kam es zu einem verstärktem Auftreten von Cladocerenplankton (KASPRZAK et al. 1993, KOSCHEL et al. 1993, KOSCHEL 1995, Abb. 3). Interessant ist, daß sich die zwischenzeitliche Verminderung des Crustaceenplanktons in den Jahren 1991 und 1992 ebenfalls in einer geringeren Intensität der Kalzitfällung widerspiegelt (Abb. 3).

Die Kalzitfällung wird aber nicht nur durch die Abnahme der P-Konzentration in Perioden hoher

Grazingraten mit verstärkter Sedimentation (Fäkalpellets), sondern auch durch die Verminderung der Nahrungspartikel direkt beeinflusst. Durch den Fraßdruck der Grazer werden die Algen und Bakterien teilweise sehr stark dezimiert, daß auch das Ausmaß und die Periodizität der CO₂-Assimilation und -Dissimilation davon betroffen sind. Das beeinflusst wiederum die Dynamik der Kalzitübersättigung. HANSON et al. (1990) wiesen im eutrophen Lake Christina (Minnesota; USA) eine verminderte Kalzitübersättigung in Perioden eines verstärkten Grazings von *Daphnia galeata* und *Daphnia pulex* im Frühsommer nach. Ähnliche Ergebnisse deuten sich in den von uns untersuchten Seen an. Im Breiter Luzin führte im Frühsommer 1995 ein Maximum von *Daphnia cucullata* zu einem ausgeprägten Klarwasserstadium, das sich auch in einer verminderten Konzentration an Kalzit widerspiegelt (Abb. 4). Auch im Feldberger Haussee treten intensive Kalzitfällungen erst nach den Maxima der planktischen Cladoceren auf (Abb. 5). Andererseits können aber hohe Kalzitkonzentrationen auch Einfluß auf das Grazing und Verhalten des Cladocerenplanktons nehmen. VANDERPLOEG et al. (1989) fanden bei *Daphnia pulex* mit zunehmender Kalzitkonzentration im Bereich von 0,1 bis 1,2 mm³ Kalzit/l eine Verminderung der Filtrationsrate von ca. 16%.

Aus dem Gesagten kann man für die Kalzitfällung innerhalb der Nahrungskette folgende Regulation annehmen (Abb. 6a, b): Während der Frühjahrsvollzirkulation ist die Konzentration an gelösten Nährstoffen hoch, besonders an Phosphor. Die pH-Werte sind noch relativ niedrig und die Konzentration an gelöstem anorganischen Kohlenstoff in der Regel größer als 1 mg/l. Entsprechend ist der Wasserkörper nur gering mit CaCO₃ übersättigt. Selbst wenn mit zunehmender Algenbiomasse und CO₂-Assimilation die pH-Werte ansteigen, die freie Kohlensäure abnimmt und damit auch die CaCO₃-Übersättigung ansteigt, muß es noch zu keiner Ausfällung von CaCO₃ kommen, da zu hohe Phosphorkonzentrationen die Kalzitfällung noch hemmen können (Abb. 6a). Vermindert sich dann bei weiterhin hoher CO₂-Nettoassimilation auch noch die Phosphorkonzentration durch den Einbau von Phosphor in die Algen- und Bakterienbiomasse mit nachfolgend verstärkter Sedimentation, so fällt schließlich Kalzit aus (6a, b).

Diese Ausfällung kann allerdings bei zu starkem Grazingdruck (Klarwasserstadien) verzögert werden, da in dieser Periode die Nettoassimilation ebenfalls zurückgeht und damit die CaCO₃-Übersättigung wieder abnehmen kann. Der Einfluß der Grazer muß aber nichtautotrophe Algen und heterotrophe Bakterien gleichermaßen betreffen. Die Cladoceren können auch bevorzugt Bakterien fressen. Derartige Perioden ergeben sich, wenn die Cladoceren die freißbaren Algen stark dezimiert haben und ein sehr hoher Anteil der Primärproduktion von nicht freißbaren größeren Phytoplanktern getragen

wird. Die Cladoceren sind jetzt zwangsläufig auf Bakteriennahrung angewiesen, sofern sie auch die Protozoen zuvor schon unterdrückt haben. Diese Bakteriennahrung ist in der Regel reichlich vorhanden, da der größte Anteil des Kohlenstoffluxus unter derartigen Bedingungen ohne Umwege über die heterotrophe bakterielle Produktion geht (BENNDORF et al. 1995). Ist der Grazingdruck auf die Bakterien groß genug, ist eine starke Verminderung der Bakterien zu erwarten. Damit nimmt auch die CO₂-Dissimilation durch planktische Bakterien ab. Bei gleichbleibend hoher Primärproduktion der nichtfressbaren Phytoplankter ist jetzt auch eine Zunahme der Nettoassimilation und der CaCO₃-Übersättigung denkbar (KASPRZAK et al. 1993). Derartige Konstellationen scheinen aber in hocheutrophen Standgewässern nicht sehr häufig zu sein. So konnte in der hocheutrophen Talsperre Bautzen bei einem Vergleich von mehreren Jahresgängen bislang nur in einem einzigen Fall nachgewiesen werden, daß extrem hohe Daphniendichten zu sehr geringen Werten der heterotrophen bakteriellen Produktion geführt hatten (BENNDORF et al. 1995).

5. Modellbetrachtungen

Mit Hilfe von mathematischen Modelluntersuchungen haben wir versucht, die Einflüsse der Nahrungskette und der Nahrungskettenmanipulation auf die Kalziddynamik zu analysieren, um weitere Hinweise zu erhalten, wie durch veränderte CO₂-Assimilation und -Dissimilation im Nahrungsnetz die Kalk-Kohlensäure-Dynamik beeinflusst wird (SCHREIBER 1993, SCHREIBER & KOSCHEL 1992, KOSCHEL et al. 1995).

Das verwendete Gesamtmodell beinhaltet folgende Grundlagen (Abb. 7):

Beschreibung der Nahrungsnetzdynamik (Grundlage: Seen- und Talsperrenmodell SALMO (BENNDORF & RECKNAGEL 1982, BENNDORF et al. 1985).

Beschreibung der Kalk-Kohlensäure-Dynamik durch Differentialgleichungen unter Verwendung vereinfachender Grundannahmen (Schreiber 1993, SCHREIBER & KOSCHEL 1992)

Kopplung der Nahrungsnetz- und Kalk-Kohlensäure-Dynamik in einem 2-Schicht-Modell (Epilimnion, Hypolimnion) unter Beachtung der Stofftransportprozesse, durch advektiven und diffusiven Austausch, Sedimentation und Rücklösung aus dem Sediment (KOSCHEL et al. 1995).

Als Modellfall haben wir die Verhältnisse in einem geschichteten, kalzium- und karbonatreichen eutrophen See ausgewählt. Mit dem analytischen Nahrungsnetzmodell SALMO kann das prinzipielle Verhalten eines solchen Systems relativ gut simuliert werden. Unsicherheiten gibt es, wenn mit dem Nahrungsnetzmodell das äußerst sensitive Kalk-Kohlensäure-System dynamisch gesteuert werden

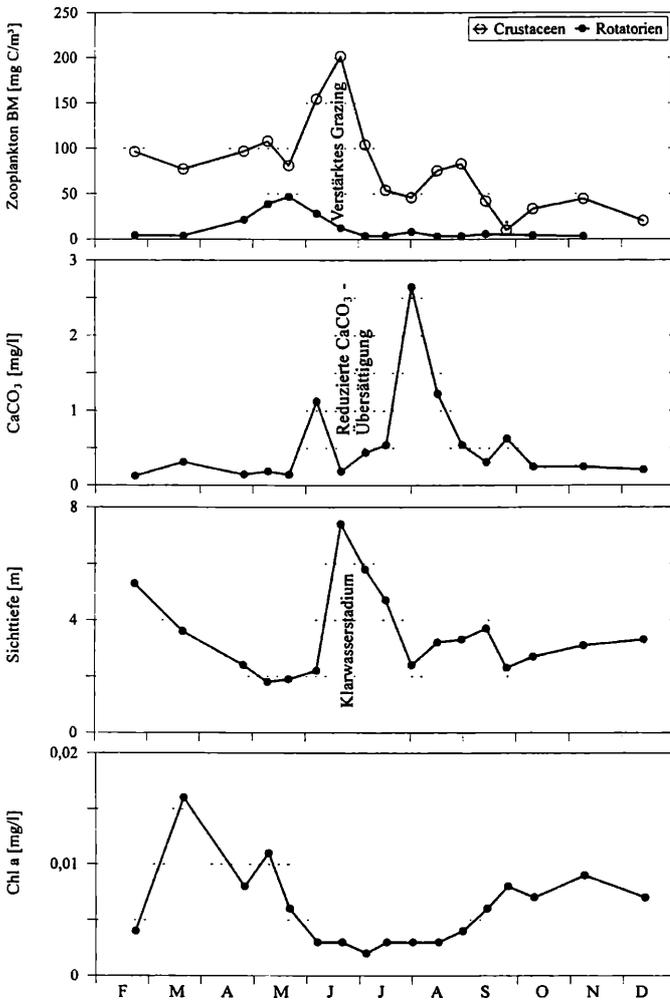


Abbildung 4

Mittlere Zooplanktonbiomasse¹⁾, CaCO₃-Konzentration, Sichttiefe und Chlorophyll a-Konzentration des Phytoplanktons im Breiten Luzin 1995

CaCO₃- und Chlorophyll a-Konzentration: Mittel 0 m - 5 m Tiefe, Zooplanktonbiomasse: Mittel 0 m - 25 m Tiefe

¹⁾ Crustaceenplankton nach KASPRZAK unveröff., Rotatorienplankton nach RONNEBERGER unveröff.

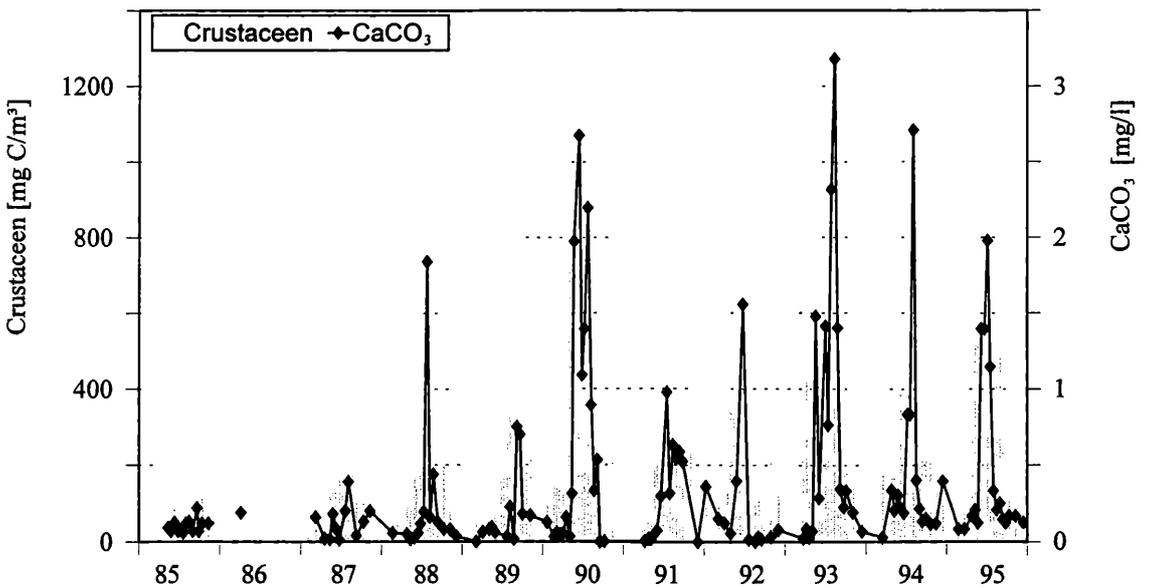


Abbildung 5

CaCO₃-Konzentration und Biomasse des Crustaceenplanktons¹⁾ und im Feldberger Haussee von 1985 bis 1995

CaCO₃: Mittel 0 m - 5 m Tiefe, Crustaceen: Mittel 0 m - 6,5 m

¹⁾ Crustaceenplankton nach KASPRZAK unveröff.

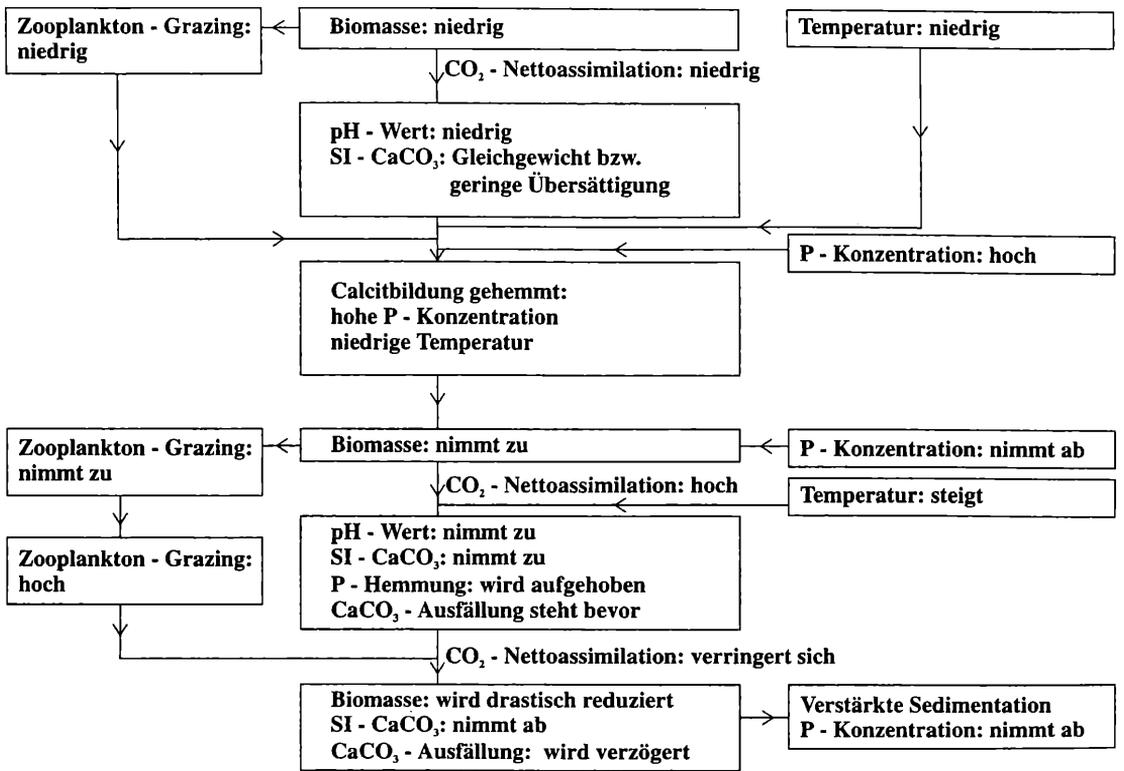


Abbildung 6

6 a: Schema der Regulation der Kalzitfällung in Seen unter dem Einfluß von zunehmender Planktonbiomasse, Temperatur und verstärktem Gazing des Crustaceenplanktons sowie abnehmender PO_4^{3-} -P-Konzentration im Frühjahr (stark verändert nach KLEINER 1990)

6 b: Schema der Regulation der Kalzitfällung in Seen unter dem Einfluß hoher Planktonbiomasse und Temperatur sowie vermindertem Crustaceenplanktongrazing und niedriger PO_4^{3-} -P-Konzentration im Frühsummer/Sommer (stark verändert nach KLEINER 1990)

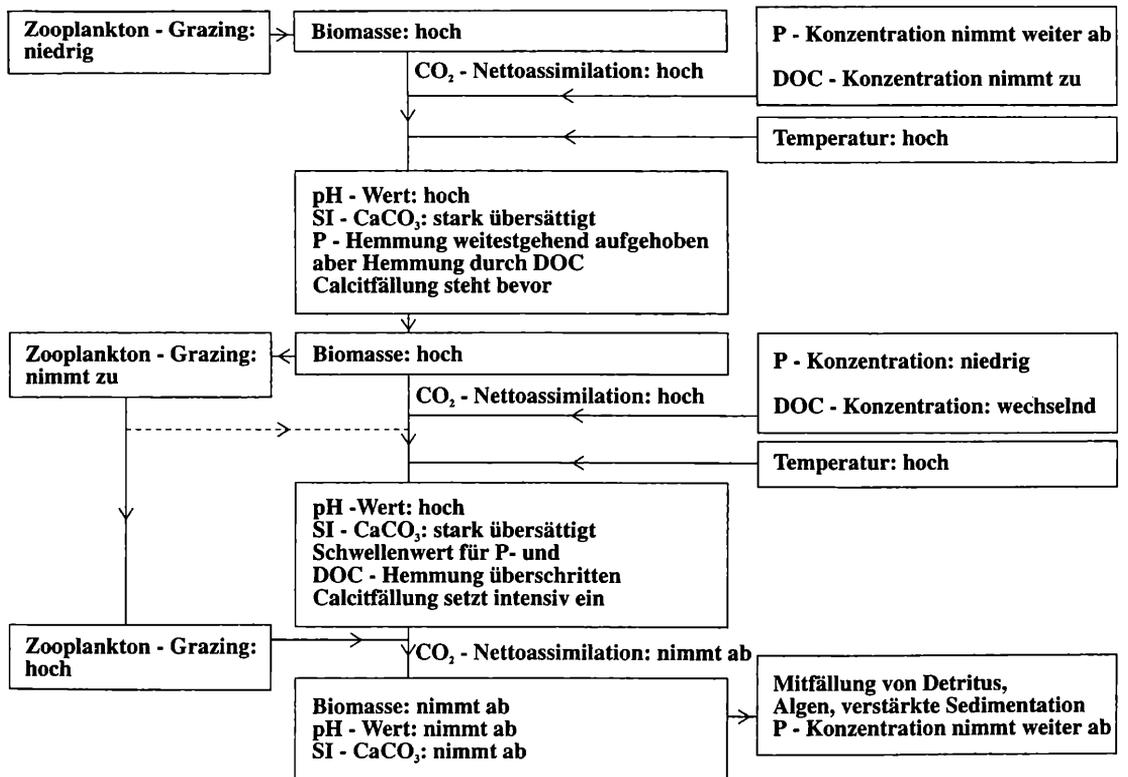


Abbildung 7

Schema des Gesamtmodells von Nahrungsnetz- und Kalzidynamik (KOSCHEL et al. 1995)

soll. In der gegenwärtigen Phase der Modellierung haben wir deshalb eine Anpassung von Parametern des SALMO-Modells vorgenommen, um die Phosphatdynamik für den eutrophen "Modellsee" (Biomaniipulationsobjekt "Feldberger Haussee") möglichst genau nachzuahmen. Das war notwendig, weil im SALMO-Modellansatz die CO_2 -Nettoassimilation proportional zur Phosphat-Nettoaufnahme durch das Nahrungsnetz eingeht und Phosphat in Bezug auf das Kalzitwachstum einen besonders wichtigen Inhibitor darstellt (HOUSE 1987).

Die Kopplung zwischen Nahrungsnetz- und Kalk-Kohlensäure-Dynamik erfolgt über die CO_2 -Nettoassimilation des Nahrungsnetzes, die die Differenz aus allen Assimilations- und Dissimilationsprozessen darstellt (Abb. 8). In den Modellansatz zur Kalk-Kohlensäure-Dynamik sind die "schnelle chemische Kinetik" der thermodynamischen Gleichgewichte im Kohlensäuresystem und die Kinetik der sehr viel langsamer ablaufenden Kalzitreaktion eingegangen. Ferner wurden die Hemmung der Kalzitbildung durch Phosphationen nach HOUSE (1987) sowie die übersättigungsabhängige durchschnittliche Größe der Kalzitkristalle nach KUNZ & STUMM (1984) berücksichtigt. Dieser Modellansatz zur Kalk-Kohlensäure-Dynamik gestattet es, die Kalzitbildung und -sedimentation zu jedem Zeitpunkt zu berechnen.

Abb. 9 zeigt, wie sich die Dynamik der CO_2 -Nettoassimilation im Nahrungsnetz auf die Übersättigung und die Kalzitkonzentration in unserem geschichteten eutrophen Modellsee auswirkt. Das Verhalten dieser Kriterien wird prinzipiell richtig simuliert. Erst wenn ein gewisser Grad von Übersättigung überschritten und ein entsprechender Schwellenwert der Phosphorkonzentration unterschritten werden, treten ausgeprägte Kalzitfällungen auf. Die Konzentration an anorganisch gelöstem Kohlenstoff nimmt im Hypolimnion auf Grund der negativen CO_2 -Nettoassimilation während der Sommerstagnation zu. Die Kalzitrücklösung spielt für die Zunahme an gelöstem anorganischen Kohlenstoff im Hypolimnion nur eine untergeordnete Rolle. Sie führt aber am Ende der Sommerstagnation zu einer Zunahme der Kalziumkonzentration im Hypolimnion.

Die Gegenüberstellung von Simulationen der CO_2 -Nettoassimilation unter Bedingungen der Nahrungskettenmanipulation (verminderter Fraßdruck der Fische auf das Zooplankton, verstärktes Grazing der Cladoceren) und fehlender Nahrungskettenmanipulation (hoher Fraßdruck der Fische auf das Zooplankton, vermindertes Grazing der Cladoceren) stützt teilweise die in situ gemachten Beobachtungen zum Einfluß der Nahrungskette auf die Kalzitfällung (Abb. 10). Es ergeben sich aber auch Abweichungen bei einem Vergleich der Simulations- und der Freilandergebnisse. Bei der Simulation mit Nahrungskettenmanipulation kommt es zu einer geringeren Kalzitfällung im Frühjahr/Frühsummer. Die-

ser Befund deckt sich nicht mit den Beobachtungen im Feldberger Haussee und Breiten Luzin (vgl. Abb. 4 u. 5). In beiden Seen wird zwar auch die Kalzitfällung während der Klarwasserperioden durch hohen Grazingdruck unterdrückt. Aber bereits kurze Zeit später, 1 bis 2 Wochen nach dem Klarwasserstadium und der durch Grazing verzögerten CaCO_3 -Ausfällung, treten besonders intensive Kalzitfällungen im Freiwasser auf. Das ist verständlich: Zum einen nimmt die CO_2 -Nettoassimilation und damit die CaCO_3 -Übersättigung nach einem Klarwasserstadium sehr schnell zu und zum anderen die Konzentration an gelösten Phosphor rasch ab. Im Modell konnten wir diese Phasenverschiebung bisher nur andeutungsweise in einer kurzzeitigen Erhöhung der CaCO_3 -Übersättigung wiederfinden. Im Modell zeigt die hochsommerliche zweite Kalzitfällungsperiode unter biomanipulierten Bedingungen jedoch keine Depression mehr.

Jeder Anstieg der Kalzitfällung bedeutet vermehrte Sedimentation und vermehrten Transport von Phosphor und Detritus zum Sediment. Die Hemmung der Kalzitfällung durch Phosphor wird dadurch immer mehr aufgehoben. Über mehrere Jahre durchgerechnete Szenarios bestätigen diese Beobachtungen. Der verstärkte Phosphorverlust führte auch im Modell zu einer von Jahr zu Jahr vermehrten Kalzitfällung. Dieser Prozess setzt sich jedoch nicht unbegrenzt fort.

In geschichteten Seen haben wir im leicht eutrophen bis mesotrophen Bereich offensichtlich den höchsten Wirkungsgrad erreicht (KOSCHEL 1990). Unter diesen Trophiebedingungen finden wir im Mittel sehr hohe Kalzitkonzentrationen im Freiwasser und im Sediment (KOSCHEL et al. 1987, GONSIORCZYK et al. 1995). Im oligo- und hocheutrophen Bereich liegen die entsprechenden Werte deutlich darunter.

6. Schlußfolgerungen

Inwieweit die Kalzitfällung als sehr bedeutsamer gegen die Eutrophierung gerichteter "Schutzmechanismus" in unseren geschichteten Hartwasserseen durch eine gezielte Beeinflussung des Fischbestandes (Nahrungskettenmanipulation) und damit des gesamten Nahrungsnetzes wirklich gesteuert werden kann, bleibt abzuwarten. Hier ist noch Forschungsbedarf vorhanden. Zum einen sind die Ökosystemmodelle analytisch noch nicht so ausgereift, daß mit hinreichender Genauigkeit und geringer Irrtumswahrscheinlichkeit die komplexen Zusammenhänge zwischen Nahrungsnetz und Kalk-Kohlensäuredynamik ausreichend reproduziert werden können. Zum anderen wissen wir über die im Ökosystem ablaufenden Prozesse zur Regulation der Kalzitfällung noch zu wenig.

Die im eutrophen Feldberger Haussee gemachten Beobachtungen sprechen dafür, daß es durch die Nahrungskettenmanipulation zu günstigeren Be-

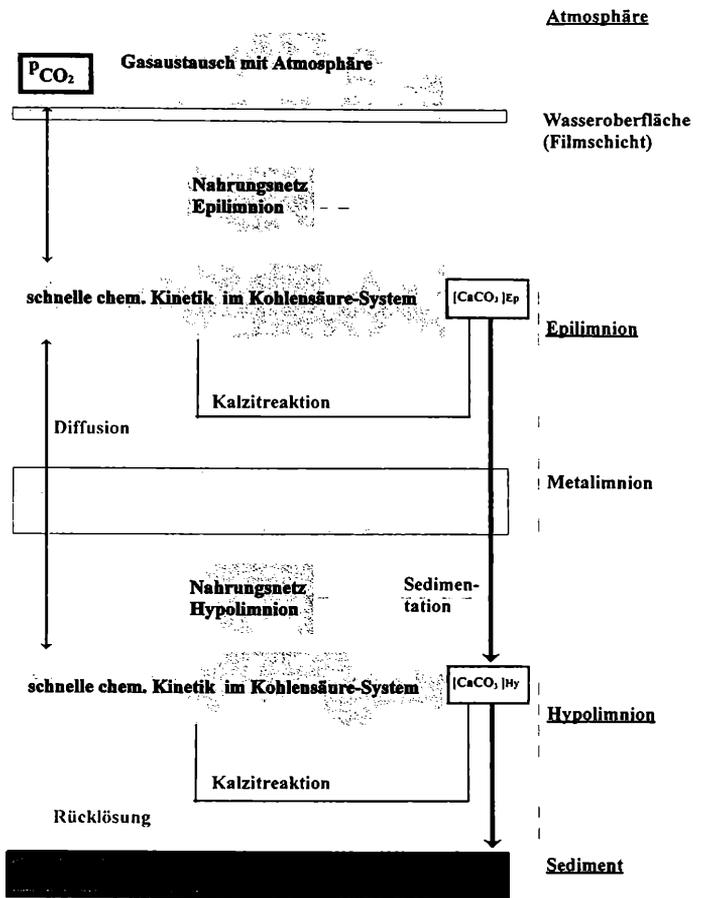


Abbildung 8
 Schema der CO₂- Nettoassimilation des Nahrungsnetzes und der Kopplung an das Kalk-Kohlensäure-System (KOSCHEL et al. 1995)

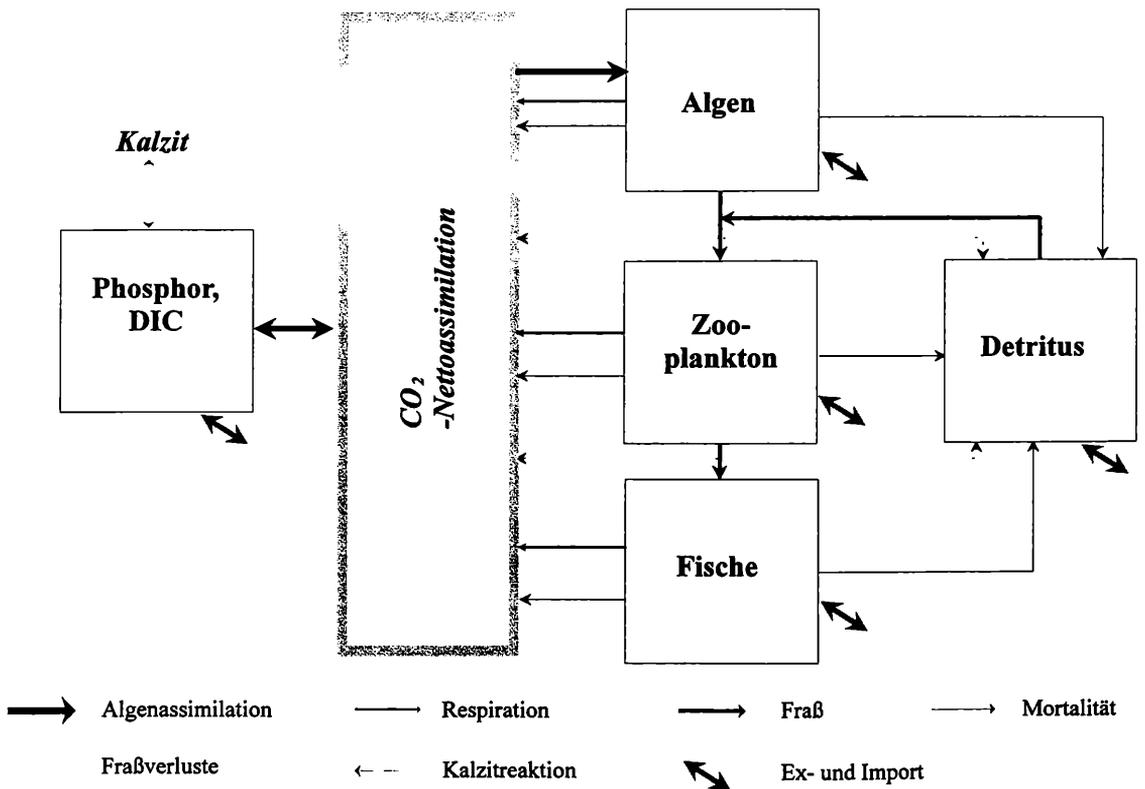


Abbildung 9
 Simulation der CO₂- Nettoassimilation des Nahrungsnetzes und der Kalk-Kohlensäure-Dynamik im Jahresverlauf in einem geschichteten eutrophen See (KOSCHEL et al. 1995)

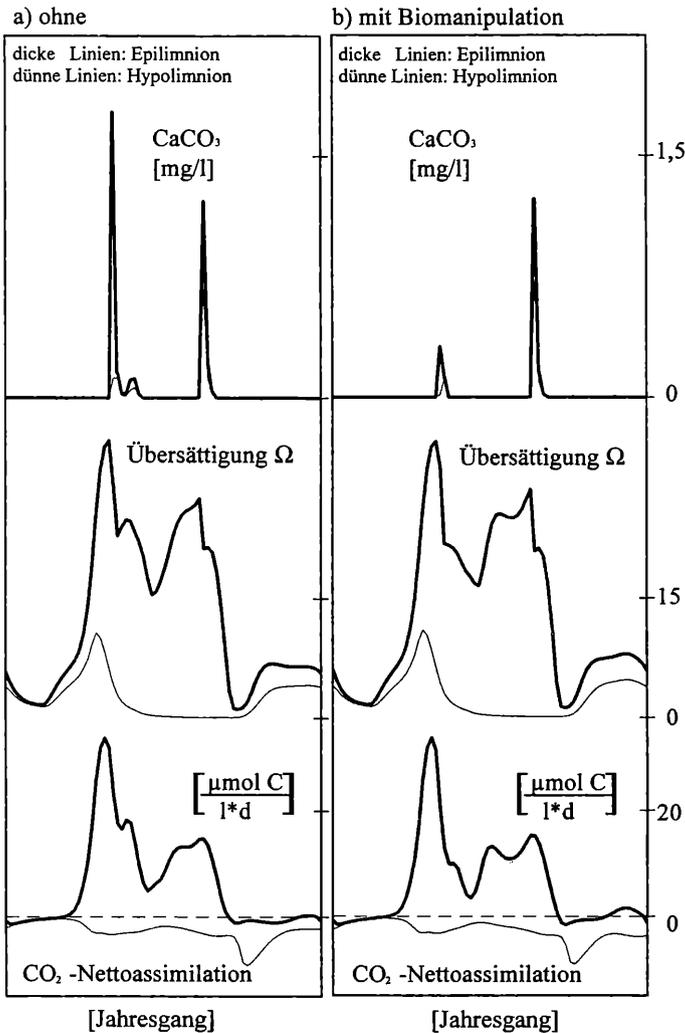


Abbildung 10

Simulation der CO_2 -Nettoassimilation des Nahrungsnetzes und der Kalk-Kohlensäure-Dynamik im Jahresverlauf unter biomanipulierten und nicht biomanipulierten Verhältnissen in einem geschichteten eutrophen See (KOSCHEL et al. 1995)

dingungen für Kalzitfällungen gekommen ist als vor diesem Eingriff. Dadurch kam es zu einer wesentlich schnelleren Verbesserung des Nährstoffregimes als auf Grundlage von bisher vorliegenden empirischen Modellvorstellungen zur Eutrophierungsminderung (SAS 1989) zu erwarten gewesen wäre. Im Feldberger Haussee waren 5 Jahre nach einer drastischen externen Lastreduzierung noch keine signifikanten Veränderungen der Phosphorkonzentration nachweisbar. Erst nach der Biomanipulation nahm mit dem Anstieg der Cladoceren im Plankton als Folge einer verstärkten Abfischung der zooplanktonfressenden Fische sukzessiv die Kalzitfällung zu. Die Kalzitfällung führte zu einer verstärkten Sedimentation von Phosphor. Innerhalb von sechs Jahren verminderte sich die Konzentration an gelöstem und partikulärem Phosphor im euphotischen Bereich sprunghaft um fast eine Zehnerpotenz.

Wir danken Frau Dipl.-Kristall. Reingard Roßberg und Herrn Dr. Helmut Raidt für die REM-Untersuchungen und die Überarbeitung der Graphiken, Herrn Dr. Diethelm Ronneberger für die Überlassung unveröffentlichter Daten zum Rotatorienplankton des Feldberger Haussees und des Breiten

Luzin, Herrn Dr. Peter Casper und Dipl.-Ing. Thomas Gonsiorczyk für kritische Hinweise, sowie Frau Johanna Dalchow, Frau Elke Mach, Frau Uta Mallok und Frau Anette Schmidt für die Durchführung der CaCO_3 -, Chlorophyll a- und Phosphoranalytik.

7. Zusammenfassung

In den von uns untersuchten geschichteten oligo- bis hocheutrophen Seen werden im euphotischen Bereich während der Sommermonate ca. 200 bis 900 t CaCO_3 pro km^2 Seeoberfläche gebildet. Die Kalzitfällung zeigt eine ausgeprägte Dynamik. Ausmaß und Periodizität sind von der CaCO_3 -Übersättigung sowie von der Konzentration verschiedener Inhibitoren, wie Phosphor und gelöste organische Stoffe abhängig. Die Intensität der CO_2 -Nettoassimilation im Nahrungsnetz (Photosynthese, Dissimilation, Mineralisation) reguliert die CaCO_3 -Übersättigung und die Kalzitfällung.

Die CaCO_3 -Übersättigung und Kalzitfällung werden direkt und indirekt von den Filtrationsraten des Cladocerenplanktons beeinflusst. Während des Klarwasserstadiums im Frühsommer vermindert

der hohe Fraßdruck des Zooplanktons zeitweise die Biomasse der Algen so stark, daß die CaCO_3 -Übersättigung nicht mehr ansteigt und Kalzitfällungen verzögert werden. Andererseits können in Perioden mit Kalzitfällung durch das Grazing der Cladoceren auch Kalzitpartikel verstärkt mit der Nahrung aufgenommen werden. In beiden Fällen "Verzögerung der Kalzitfällung durch hohes Grazing" und "Grazing während der Kalzitfällung" kommt es zu einer verstärkten Sedimentation von Fäzes und Fäkalpellets und darin gebundenen Phosphorverbindungen und einem verminderten Nährstoffrecycling im Epilimnion. Die Phosphorhemmung der Kalzitfällung wird dadurch sukzessiv aufgehoben.

Beobachtungen in einem hocheutrophen geschichteten See (Feldberger Haussee) ergaben nach 5 Jahre nach einer drastischen Reduzierung der externen Phosphorimporte keine signifikanten Veränderungen im Nährstoffregime. Erst nachdem durch die verstärkte Abfischung der zooplanktonfressenden Fische (Biomaniplulation) die Entwicklung des Cladocerenplanktons gefördert wurde, kam es zu gravierenden Verschiebungen. Parallel mit der Zunahme der Cladoceren nahm auch die Kalzitfällung zu. Die verstärkte Kalzitfällung führte zu einer schnellen Abnahme der Phosphorkonzentration. Innerhalb von sechs Jahren ging sie um ca. eine Zehnerpotenz zurück.

Ähnliche Resultate ergaben sich in Szenariostudien mit einem mathematischen Modell. Über die CO_2 -Assimilation des Nahrungsnetzes wurde das ökologische Seenmodell SALMO (TU Dresden, Institut für Hydrobiologie) mit einem Modell der Kalk-Kohlensäure-Dynamik gekoppelt und das Verhalten eines hocheutrophen Sees mit und ohne Biomaniplulation simuliert. Der simulierte, verstärkte Phosphorverlust (Sedimentation) führte zu einer verminderten phosphorbedingten Hemmung der CaCO_3 -Bildung und damit zur vermehrten Kalzitfällung.

Summary

The pelagic zone of calcium- and carbonate rich freshwaters is often characterised by autochthonous calcite precipitations. Depending on the trophic state our investigations indicate a production of 200 to 900 t CaCO_3 per km^2 in the euphotic zone of stratified lakes during summer.

This calcite precipitation is a clearly marked dynamic process. However, there are remarkable differences in both frequency and intensity within as well as between different years. The morphology of calcite crystals seems to depend strongly on the temporal and spatial changes of chemical and physical conditions.

The growth of calcite crystals is first of all influenced by the intensity of net CO_2 assimilation of the pelagic food web. With increasing net CO_2 assimilation, as a consequence CaCO_3 supersaturation increases which is finally followed by calcite precipitation. Moreover, it is strongly affected by a number

of inhibitors such as soluble phosphorus and organic materials.

Besides, assimilation and chemical inhibition, zooplankton grazing is the other most likely major factor influencing calcite precipitation. Since calcite crystals are well ingestible (2 - 20 μm) grazing may decrease the concentration. Furthermore, by feeding on algae and bacteria as well as due to its own respiration, zooplankton is able to decrease the level of supersaturation which might result in a retarded precipitation. This then influences the filtration rate of the cladoceran plankton and directly or indirectly the CaCO_3 supersaturation and calcite precipitation. A high grazing pressure of the zooplankton partly reduces the algal and bacterial population so much that the CaCO_3 supersaturation decreases and calcite precipitation is retarded. On the other hand, there is a strong uptake of food and calcite particles by grazing cladocerans during periods of calcite precipitation.

Another important mechanism may be increased elimination of particulate phosphorus out of the euphotic zone due to sedimentation of zooplankton fecal material. This fraction is no longer available to phosphorus recycling and consequently unable to inhibit calcite crystal growth.

A biomaniplulation experiment conducted in a highly eutrophic stratified hardwater lake (Lake Feldberger Haussee, Mecklenburger Seenplatte) resulted in both the increase of cladocerans as well as the intensification of calcite precipitation. Simultaneously a sudden and drastic decrease in phosphorus concentration was observed. Prior to biomaniplulation phosphorus level showed only minor changes and calcite precipitation was below detection level.

These field observations have been supported by theoretical consideration using a modified version of the ecological lake model SALMO (Technical University of Dresden, Institute of Hydrobiology) in association with a model of calcium-carbonic acid dynamics. The relationship between pelagic net assimilation of CO_2 and the calcite precipitation was subjected to scenarios simulating highly eutrophic conditions with and without biomaniplulation. Principally, the model reflected the relation between food web metabolism and the calcium-carbonic acid dynamics as observed in nature. Scenarios simulating increased phosphorus loss by sedimentation indicated less inhibition of calcite crystal growth and increased calcite precipitation, respectively.

8. Literatur

BENNDORF, J.; H. SCHULTZ, Th. MEHNER, P. RITTER, A. SELL, A. KÖTHE, R. HERBST, N. KAMJUNKE, A. BENNDORF & Th. PETZOLDT (1995): Einsatz der Nahrungskettenmanipulation zur Sanierung eutropher Seen. Schlußbericht BMBF-Forschungsvorhaben 0339423A. Technische Universität Dresden, 61 S.

- BENNDORF, J. & RECKNAGEL, F., 1982:
Problems of the application of the ecological model SALMO to lakes and reservoirs having various trophic states. - *Ecol. Modelling* 17: 129-145.
- BENNDORF, J.; R. KOSCHEL & F. RECKNAGEL (1985):
The pelagic zone of Lake Stechlin. An approach to a theoretical model. In: Casper, S.J. (ed.) 1985: *Lake Stechlin - a temperate oligotrophic lake*. - *Monographiae Biologicae* 58: 433-453. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers.
- BRUNSKILL, G.J. (1969):
Fayetteville Green Lake, New York. II. Precipitation and sedimentation of calcite in a meromictic lake with laminated sediments. - *Limnol. Oceanogr.* 14: 858-861.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BMFL) (Hrsg.) (1989):
Seenreinigung in Österreich (Fortschreibung 1981-1987). Wien, 175 S.
- CASPER, S.J. (ed.) (1985):
Lake Stechlin - a temperate oligotrophic lake. - *Monographiae Biologicae* 58. Dordrecht. Dr. W. Junk Publishers, XIV + 550 pp.
- EFFLER, S.W. (1984):
Carbonate equilibria and the distribution of inorganic carbon in Saginaw Bay. - *J. Great Lake Res.* 10: 3-14.
- EFFLER, S.W. & C.T. DRISCOLL (1985):
Calcium chemistry and deposition in ionically enriched Oondaga Lake, New York. - *Environ. Sci. Technol.* 19: 716-720.
- GLIWICZ, Z.M. (1986):
Suspended clay concentration controlled by filter-feeding zooplankton in a tropical reservoir. - *Nature* 323: 330-332.
- GONSIORCZYK, T.; P. CASPER & R. KOSCHEL (1995):
Vergleichende Sedimentuntersuchungen zum Kohlenstoff- und Phosphorgehalt in baltischen Seen. - *Limnologica* 25: 365-379.
- GREEN, W. J.; D.E. CANFIELD & B.A. STEINLY (1985):
Spatial variations in controls on the calcite saturation index in Acton Lake, Ohio. *Freshwater Biology* 15: 525-533.
- HANSON, M.A.; M.G. BUTLER, J.L. RICHARDSON & J. ARNDT (1990):
Indirect effects of fish predation on calcite supersaturation, precipitation and turbidity in a shallow prairie lake. - *Freshwater Biology* 24: 547-556.
- HARTLEY, A.M., HOUSE, W.A., CALLOW, M.E. & LEADBEATER, B.S.C. (1995):
The role of algae in the precipitation of calcite and the coprecipitation of phosphate in freshwaters. - *Internat. Revue ges. Hydrobiol.* 80: 385-414.
- HOUSE, W. A. (1987):
Inhibition of calcite crystal growth by inorganic phosphate. - *J. Colloid Interface Sci.* 119: 505-511.
- (1990):
The prediction of phosphate coprecipitation with calcite in freshwaters. - *Wat. Res.* 24: 1017-1023.
- JÄGER, P. & J. RÖHRS (1990):
Coprecipitation of phosphorus with calcite in the eutrophic Wallersee (alpine foreland of Salzburg, Austria). - *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 75: 153-173.
- KELTS, K. & K.J. HSÜ (1978):
Freshwater carbonate sedimentation. In: Lerman, A. (ed.): *Lakes-Chemistry, Geology, Physics*: 295-323. New York, Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag.
- KASPRZAK, P.; L. KRIENITZ & R. KOSCHEL (1993):
Biomaniipulation: a limnological in-lake ecotechnology of eutrophication management? - *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 52: 151-169.
- KLEINER, J. (1991):
Untersuchungen zur Calcitausfällung im Bodensee. *Konstanzer Dissertationen* 306, 200 S.
- KOMAR, P.D.; A.P. MORSE & L.F. SMALL (1981):
An analysis of sinking rates of natural copepod and euphausiid fecal pellets. - *Limnol. Oceanogr.* 26: 172-180.
- KOSCHEL, R. (1990):
Pelagic calcite precipitation and trophic state of hardwater lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 33: 713-722.
- (1995):
Manipulation of whole-lake ecosystems and long-term limnological observation in the Brandenburg-Mecklenburg lake district, Germany. - *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80: 1-12.
- (1996):
Structure and function of pelagic calcite precipitation in lake ecosystems. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25 (in press).
- KOSCHEL, R.; J. BENNDORF, G. PROFT & F. RECKNAGEL (1983):
Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. - *Arch. Hydrobiol.* 98: 380-408.
- KOSCHEL, R.; G. MOTHES & S.J. CASPER (1985):
The nuclear power plant and its role in the life of Lake Stechlin. In: Casper, S. J. (ed.): *Lake Stechlin - a temperate oligotrophic lake*. *Monogr. Biologicae* Vol. 58, Dordrecht: Dr. W. Junk Publ., 419-432.
- KOSCHEL, R.; G. PROFT & H. RAIDT (1987):
Autochthone Kalkfällung in Hartwasserseen der Mecklenburger Seenplatte. *Limnologica* 18: 317-338.
- KOSCHEL, R.; B. GIERING, P. KASPRZAK, G. PROFT & H. RAIDT (1990):
Changes of calcite precipitation and trophic conditions in two stratified hardwater lakes of the Baltic Lake District of the GDR. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 140-145.
- KOSCHEL, R.; P. KASPRZAK, L. KRIENITZ & D. RONNEBERGER (1993):
Long-term effects of reduced nutrient loading and food-web manipulation on plankton in a stratified Baltic hand-

- web manipulation on plankton in a stratified Baltic hand-water lake (Lake Haussee; Germany). - Verh. Internat. Verein. Limnol. 25, 647 - 651.
- KOSCHEL, R.; P. KASPRZAK, A. HEHMANN, H.-D. KRAUSCH, L. KRIENITZ, D. RONNEBERGER, A. SCHREIBER & K. WOLLMANN (1995): Einsatz der Nahrungskettenmanipulation zur Sanierung eutropher Seen. Schlußbericht BMBF-Forschungsvorhaben 0339401A. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin/Neuglobsow, 84 S.
- KÜCHLER-KRISCHUN, J. (1990): Nukleierung der Calcitfällung durch Phytoplankton. Konstanzer Dissertationen 276, 186 S.
- KÜCHLER-KRISCHUN, J. & J. KLEINER (1990): Heterogenously nucleated calcite precipitation in Lake Constance, a short resolution study. - Aquatic Sci. 52: 176-197.
- KUNZ, B. & W. STUMM (1984): Kinetik der Bildung und des Wachstums von Calciumcarbonat. - Vom Wasser 62: 279-293.
- MELZER, A. (1991): Bericht über die Exkursion der Kommission für Ökologie der BADW an die Osterseen anlässlich des Rundgespräches "Ökologie der oberbayerischen Seen" am 26. September 1989. In: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): Rundgespräche der Kommission für Ökologie. 2 Ökologie der oberbayerischen Seen. Verlag Dr. Friedrich Pfeil München: 171-177.
- MINDER, L. (1923): Die biogene Entkalkung im Zürichsee. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 1: 20-32.
- MURPHY, T.P.; K.J. HALL & I. YESAKI (1983): Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake. Limnol. Oceanogr. 28: 58-69.
- MURPHY, T. P. & E.E. PREPAS (1990): Lime treatment of hardwater lakes to reduce eutrophication. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 327 - 334.
- OTZUKI, A. & R.G. WETZEL (1972): Coprecipitation of phosphate with carbonates in a marl lake. - Limnol. Oceanogr. 17: 763-766.
- OHLE, W. (1952): Die hypolimnische Kohlendioxyd-Akkumulation als produktionsbiologischer Indikator. Arch. Hydrobiol. 46: 153-285.
- PROFT, G. & E. STUTTER (1993): Calcite precipitation in hard water lakes in calculation and experiment. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 78: 177-199.
- RAIDT, H. & R. KOSCHEL (1988): Morphology of calcite crystals in hardwater lakes. - Limnologia 19: 3-12.
- (1993): Variable morphology of calcite crystals in hardwater lakes. - Limnologia 23: 85-89.
- ROSSKNECHT, H. (1977): Zur autochthonen Calcitfällung im Bodensee-Obersee. - Arch. Hydrobiol. 25: 255-308.
- (1980): Phosphatelimination durch autochthone Calcitfällung im Bodensee-Obersee. - Arch. Hydrobiol. 81: 35-64.
- SAS, H. (ed.) (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. Academia Verlag Richarz GmbH, Sankt Augustin: 497 pp.
- SCHEFFER, M. (1991): Fish and nutrients interplay determines algal biomass: a minimal model. - Oikos 62: 271-282.
- SCHERNEWSKI, G.; L. THEESEN & K.E. KERGER (1994): Modelling thermal stratification and calcite precipitation of Lake Belau (northern Germany). - Ecological Modelling 75/76: 421-433.
- SCHREIBER, A. (1993): Dynamisches Modell zur Steuerung der Kalzitfällung durch das Nahrungsnetz - ein Ansatz. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 1993, Coburg, Erweiterte Zusammenfassungen: 157-161.
- SCHREIBER, A. & R. KOSCHEL (1992): Theoretische Betrachtung von Beziehungen zwischen Nahrungskette und Kalzitfällung. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 1992, Konstanz, Erweiterte Zusammenfassungen: 37-41.
- SCHRÖDER, H.G.; H. WINDOLPH & J. SCHNEIDER (1983): Bilanzierung der biogenen Karbonatproduktion eines oligotrophen Sees (Attersee, Salzkammergut - Österreich). - Arch. Hydrobiol. 97: 356-372.
- SIGG, L. & W. STUMM (1989): Aquatische Chemie. Zürich, Verlage der Fachvereine, 388 S.
- STABEL, H.-H. (1985): Mechanisms controlling the sedimentation sequence of various elements in prealpine lakes. In: Stumm, W. (ed.): Chemical processes in lakes. Wiley Publ., New York: 143-167.
- (1986): Calcite precipitation in Lake Constance. Chemical equilibrium, sedimentation, and nucleation by algae. - Limnol. Oceanogr. 31: 1081-1093.
- STRONG, A.E. & B.J. EADIE (1978): Satellite observations of calcium carbonate precipitation in the Great Lakes. - Limnol. Oceanogr. 23: 877-887.
- STURM, M. (1985): Schwebstoffe in Seen. - Mitt./Nouv. EAWAG 19: 9-15.
- USDOWSKI, E.; J. HOEFS & G. MENSCHERL (1979): Relationship between ¹³C and ¹⁸O fractionation and changes in major element composition in a recent calcite-depositing spring. A model of chemical variations with inorganic CaCO₃ precipitation. - Earth Planet. Sc. Lett. 42: 267-276.

VANDERPLOEG, H.A.; B.J. EADIE, J.R. LIEBIG, S.J.

TARAPCHAK & R.M. GLOVER (1987):

Contribution of calcite to the particle-size spectrum of Lake Michigan seston and its interactions with plankton.

- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 1898-1914.

ZUREK, R. (1982) :

Effect of suspended materials on zooplankton. - Acta Hydrobiol. 24: 233-251.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Rainer H. Koschel

Dr. Peter H. Kasprzak

Dipl.-Phys. Alf Schreiber

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Abteilung Limnologie Geschichteter Seen

Alte Fischerhütte 2

D-16775 Neuglobsow

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1997

Band/Volume: [3_1997](#)

Autor(en)/Author(s): Koschel Rainer H., Kasprzak Peter H., Schreiber Alf

Artikel/Article: [Kalzitfällung und Nahrungskettenmanipulation 61-76](#)