

Prozesssteuerung in geschädigten See-Ökosystemen

Von

WILHELM RIPL, Limnologiska institutionen, Lund

1. Einleitung

Limnische Ökosysteme sind im ursprünglichen Zustand optimierte Systeme, in denen als Verlustfaktor der Entropiezuwachs im Verhältnis zum umgebenden System klein ist. Dies bedeutet, dass die Prozesse im limnischen Ökosystem Chemostase sowie im Hinblick auf die biologischen Strukturkomponenten Homöostase anstreben. Eine grosse Zahl von biotischen und abiotischen Komponenten gewährleistet ein weitgehendes Gleichgewicht zwischen den beiden Grundprozessen Produktion und Respiration. Diese beiden Prozesse verlaufen in gesunden Ökosystemen zeitlich parallel und sind im Raum eng verkettet.

Kurze, von aussen induzierte Belastungspulse werden durch interne Kompensationsmechanismen meist rasch gedämpft. Stetige externe Belastung, vorwiegend anthropogener Art, führt jedoch zu erhöhtem internen Stoffwechsel und unvollständigen Stoffkreisläufen. Die Prozesse verlagern sich in Zeit und Raum und kommen aus der Phase. Die euphotische Zone schrumpft, und die Respirationen in der aphotischen Zone nehmen zu. Chemisch gebundene Energie in Form von intern produziertem organischen Material belastet nun in höherem Ausmass die Sedimente. Das im Sediment gespeicherte chemische Potential ist als Triebfeder der internen Nährstoffrezirkulation anzusehen und verhindert für lange Zeit das Erreichen eines chemischen Gleichgewichts zwischen den festen und gelösten Phasen im Sediment.

Es ergibt sich die Frage, wie ein so kompliziertes System mit einer Unzahl von verknüpften Prozessen gesteuert werden kann. Das Studium des Eutrophierungsprozesses weist in dieser Frage bereits einige Lösungsmöglichkeiten auf.

Eine Änderung der Eingangsparameter führt im Ökosystem zu einer veränderten Struktur und somit zu veränderten Prozessen. Jedem veränderten Eingangsparameter kann eine Anzahl von Strukturkomponenten und Prozessparametern zugeschrieben werden. Dieser Tatsache bedienen sich die oftmals verwendeten Belastungs- und Entlastungsmodelle. Die zur Zeit verwendeten Modelle sind jedoch meist sehr vereinfacht und tragen der komplizierten Struktur eines See-Ökosystems nicht Rechnung.

Eine weitere Möglichkeit, die Prozesse in limnischen Ökosystemen zu steuern, sind direkte Eingriffe in die Struktur des Ökosystems. Unser Institut in Lund beschäftigt sich seit 1966 mit Problemen dieser Art (BJÖRK, 1966). Vier neuere Beispiele sollen

Möglichkeiten zur Steuerung von geschädigten limnischen Ökosystemen aufzeigen und beleuchten.

Herrn Professor Dr. SVEN BJÖRK, Direktor des Instituts für Limnologie der Universität Lund, möchte ich sowohl für seine Unterstützung als auch für sein diesen Arbeiten entgegengebrachtes Interesse herzlich danken.

2. Die Restaurierung des Lillesees

Der Lillesee ist 7 km westlich der Stadt Värnamo im Gneisgebiet des südschwedischen Hochlands gelegen und weist eine Fläche von 4,2 ha, ein Volumen von 86000 m³ bei einer maximalen Tiefe von 4,2 m und einer mittleren Tiefe von 2 m auf (Fig. 1).

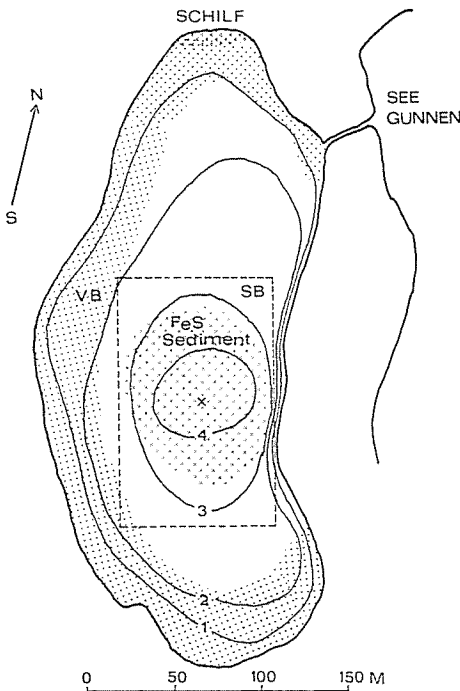


Fig. 1. Planskizze vom Lillesee mit Isohypsen.
 × = Probenahmestelle an der tiefsten Stelle (4,2 m). SB = sedimentbehandelte Fläche. VB = vegetationsbehandelte Fläche. Die mit Schilf ausgewiesene Fläche wurde nicht behandelt, um für nistende Vögel einen Biotop zu bewahren.

Ein Einzugsgebiet von ca. 1 km² beliefert den See mit einer Wasserfracht von etwa 10 l/sek. Dies ergibt eine theoretische Austauschzeit von nur 3–4 Monaten. Trotzdem ist der See durch seine windgeschützte Lage vom Frühsommer bis zum Spätherbst und im Winter stabil geschichtet. Kurze Durchmischungsperioden mit anschliessend kräftigem Wasserumsatz treten vor der Eisperiode und unmittelbar nach dem Eisauflauf auf.

Dieser kleine See wurde während 15 Jahren von einer Gemeinde mit etwa 300 Einwohnern als Vorfluter verwendet und jährlich mit ca. 300 kg Phosphor zusätzlich be-

lastet, während die natürliche Belastung auf ca. 10 kg Phosphor pro Jahr geschätzt wurde. Demzufolge expandierte der Makrophytenbestand und deckte ein Jahr nach Entlastung des Sees zirka 40% der Seeoberfläche. Diese Produktion, zusammen mit einer die restliche Seeoberfläche deckenden Wasserlinsenproduktion (30 Tonnen), belastete den See jährlich mit total 90 Tonnen organischen Materials, berechnet als Frischgewicht im Spätsommer.

Die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff wurden durch die hohe Bioaktivität vor allem vom Sediment der Tiefenzone rezirkuliert. Die im Jahre 1972 durchgeführten Untersuchungen von GRANÉLI und LEONARDSSON (1973) ergaben eine Phosphorauslösung von $50 \text{ mg P/m}^2 \cdot \text{Tag}$ und eine Stickstoffauslösung von $300 \text{ mg N/m}^2 \cdot \text{Tag}$ während der Monate Mai bis September. Unter der kompakten *Lemnadecke* fanden sich während des Sommers in 0,2 m Tiefe nur mehr Restsauerstoffkonzentrationen von weniger als $1 \text{ mg O}_2/\text{l}$; darunter war das gesamte Wasservolumen sauerstofffrei. Öfters kam es zu partiellen Fischsterben, wobei Barsche und Brachsen stärker abnahmen als Rotaugen. Eine kräftige Sulfatreduktion trat auf: ca. 300 mg SO_4^{--} wurden pro m^2 und Tag veratmet.

Bis 1974 hatten sich die Verhältnisse kaum geändert, mit Ausnahme einer sich immer noch ausbreitenden Heleophytengesellschaft. Massnahmen wurden geplant, um die Produktions- und Respirationsprozesse wieder ins Gleichgewicht zu bringen und eine hinreichende Sauerstoffversorgung im See zu gewährleisten. Zweifellos war die interne Belastung des Sediments durch die reichlich produzierte Makrophytenbiomasse zu hoch. Um die heterotrophe Dominanz im Metabolismus zu brechen, standen mehrere Wege zur Verfügung.

Methoden zur Reduktion der allzureichen Strandflora waren erprobt. Ein Entfernen des Sediments durch Saugbaggern erwies sich jedoch als schwierig, da für die Lagerung desselben kein Platz gefunden werden konnte. Belüftungsmethoden wurden in Erwägung gezogen, schienen jedoch im vorliegenden Fall zu langsam und zu aufwendig. Ein Ableiten des Hypolimnionwassers hätte allzugrosse Risiken für den benachbarten stromabwärts gelegenen See Gunnen mit sich gebracht.

An unserem Institut hatten Denitrifikationsstudien gezeigt, dass man Sediment durch Zusatz von Nitrat sehr rasch und wirkungsvoll oxydieren kann, dass ferner eine starke Interaktion zwischen dem Vorhandensein von Nitrat und dem Phosphorkreislauf vorlag. Versuche mit dem Sediment vom Lillesee zeigten, dass man durch eine derartige Behandlung das leicht abbaubare organische Material biochemisch unter Stickstoffentwicklung zu Kohlensäure und Wasser veratmen kann. Auf diese Weise erreicht man eine starke Herabsetzung der Sauerstoffzehrung an der Sedimentoberfläche (RIPL, 1976).

Die Diffusion des Nitrations ins Sediment erwies sich als wesentlich rascher als die Gasdiffusion des Sauerstoffs. Ausserdem konnte man durch die Wahl einer geeigneten Dichte der Nitratlösung eine gezielte Aktionstiefe im Sediment erreichen und die Wassersäule von hohen Nitratkonzentrationen verschonen.

Der Denitrifikationsprozess wies im Wasser sowie im Sediment eine apparente Kinetik erster Ordnung auf. Sowohl die Nitratverbrauchsrate wie die Stickstoffabgabe waren stabil. Die Temperaturabhängigkeit des Prozesses ergab im Bereich $5\text{--}15^\circ \text{C}$ eine Verdoppelung der Reaktionsgeschwindigkeit. Durch den Einfluss einer hohen Elek-

trollytkonzentration auf die kolloidale Struktur des Sediments wurde zudem ein geringerer Wassergehalt und eine bessere Sedimentierbarkeit erzielt.

Grosse Unterschiede in den Eigenschaften der Sedimente aus verschiedener Tiefe und die Tatsache, dass nur die Sedimente unter einer Wassertiefe von 3 m stark reduzierend und stark sulfidhaltig waren, liessen eine Behandlung ausschliesslich dieser Sedimente als notwendig erscheinen.

Die Sedimentanalysen hatten ergeben, dass hier der Eisengehalt bezogen auf die Trockensubstanz und somit die Sorptionskapazität für Phosphor im Verhältnis zu natürlich belasteten Sedimenten aus benachbarten Seen sehr gering war. Dies war eine Folge langandauernder anaerober Verhältnisse, unter denen ein Grossteil des vorhandenen Eisens verlagert und ausgewaschen worden war. Um das Eisen-Phosphor-Verhältnis zu erhöhen, beschloss man, dem Sediment auch Eisen in Form von Ferrichlorid zuzusetzen. Diese Massnahme bot weiterhin den Vorteil, dass das Sediment durch Protolyse des Eisens sauer gemacht wurde, wobei Schwefelwasserstoff an die Atmosphäre abging und deshalb nicht im Wasser oxydiert werden musste. Eine darauffolgende Einstellung eines optimalen pH-Wertes für die Denitrifikation mittels Kalziumhydroxids war einfach zu bewerkstelligen.

Die bei 4° C durchgeführten Laboratoriumsversuche ergaben für das Lillseesediment eine tägliche Nitratzehrung von 0,6–0,7% der zugesetzten Menge im Bereich von 50–200 g NO₃⁻ N pro m². Das Redoxpotential stieg unmittelbar nach Zusatz des Nitrats von -250 auf +200 mV an und sank erst nach völligem Verbrauch des Nitrats auf Werte zwischen -50 bis +50 mV ab. Der Kjeldahlstickstoffanteil im Sediment war nach Abschluss der Experimente nicht angestiegen. – Die Diffusionsgeschwindigkeit des Nitrats im Sediment betrug bei Beginn ca. 0,8–1,5 cm/Tag, kam jedoch nach 3–4 Wochen zum Stillstand. Insgesamt wurde nach einer Zugabe von 150 g NO₃⁻ N/m² eine 20–30 cm dicke Sedimentschicht oxydiert. Die entstehenden Gase wurden analysiert. Der Stickstoffanteil betrug über 90%. Die Restanteile bestanden aus Kohlensäure und Spuren von Methan. – Der Phosphatgehalt im Schlammwasser (Interstitialwasser) war während der Anwesenheit des Nitrats (auch ohne Eisenzugabe) von 10 mg P/l auf 50–100 µg abgefallen, stieg jedoch nach Auszehren des Nitrats auf rund 1 mg P/l an.

Zum Eintrag der Chemikalien ins Sediment war inzwischen in Zusammenarbeit mit dem Zentrallaboratorium für Physik der Atlas Copco AG, Stockholm, ein Prototyp entwickelt worden, der das Sediment mittels Druckluft über eine Breite von 6 m und eine Tiefe von 20 cm leicht aufwirbelte und mit einem rückwärtsliegenden Verteilerrohr für die Chemikalien versehen war. Mit diesem konnten die jeweiligen Chemikalien direkt ins Sediment injiziert werden.

Der Eingriff wurde im Mai 1975 durchgeführt. Insgesamt wurden 1,2 ha der Sedimentoberfläche behandelt. Der Eintrag eines Zusatzes benötigte bei einem effektiven täglichen Betrieb von 4–5 Stunden 5 Tage. Auf diese Weise wurden 146 g Eisen, 180 g Ca als Kalziumhydroxyd und 141 g N als Ca-Nitrat pro m² appliziert (Fig. 2). Die Totalphosphorkonzentrationen sowie die Nitratsstickstoffkonzentrationen für die gesamte Untersuchungsperiode sind in Figur 3 zusammengestellt. Die Daten beziehen sich auf Bestimmungen in 0,5, 1, 2, 3 und 4 m Tiefe, aus denen unter Berücksichtigung der Schichtvolumina Mittelwerte für den ganzen See berechnet wurden.

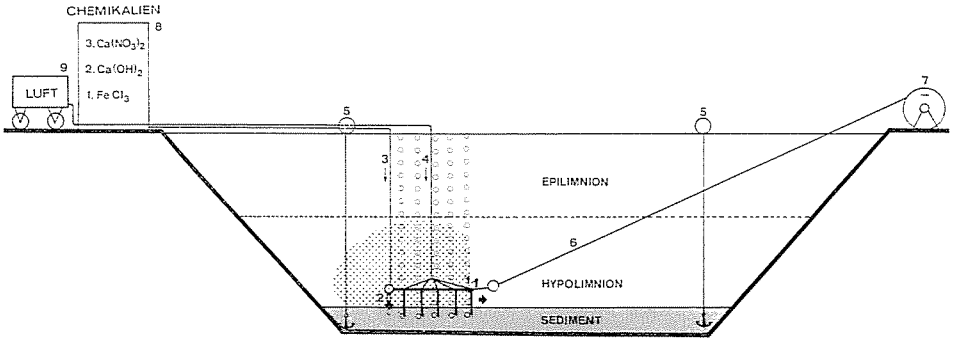


Fig. 2. Übersichtsskizze über die Sedimentbehandlung.

- | | |
|--------------------------------------|---------------------------------------|
| 1. Gerät zum Chemikalieneintrag | 6. Zugleine |
| 2. Injektoren für die Chemikalien | 7. Seilwinde |
| 3. Förderleitung für die Chemikalien | 8. Mischbehälter mit Chemikalienpumpe |
| 4. Förderleitung für Luft | 9. Druckluftkompressor |
| 5. Positionsbojen | |

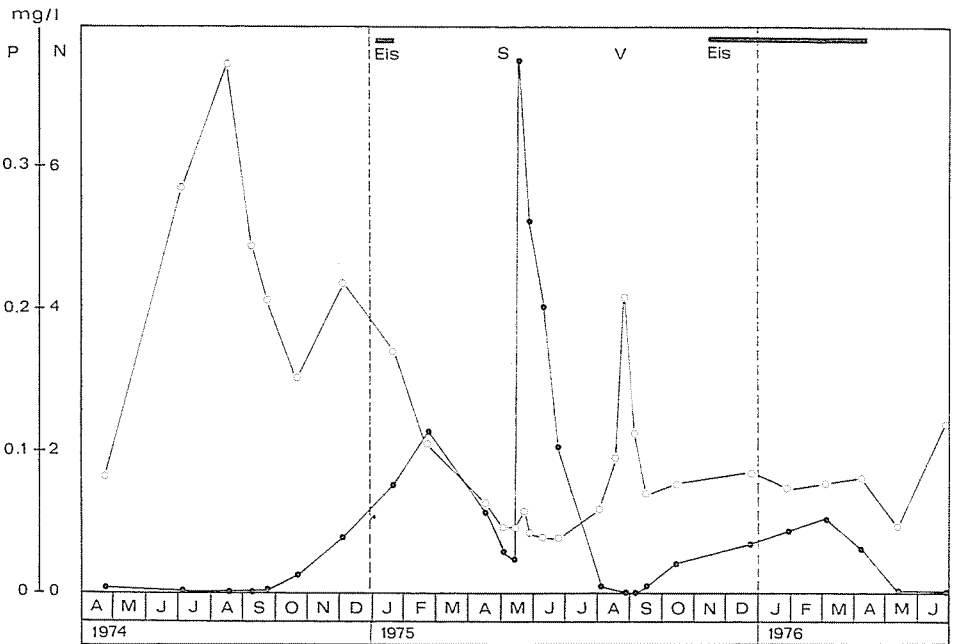


Fig. 3. Totalphosphor- (○) und Nitratstickstoffkonzentrationen (●) im Lillesee 1974–1976 (Mittelwerte). S = Sedimentbehandlung, V = Vegetationsbehandlung.

Die Sauerstoffbedingungen waren seit der Behandlung sowohl im Winter 1975/76 mit einer Eisperiode vom 20. November bis 15. April, als auch während des warmen Sommers 1976 gut (Fig. 4). Das Phytoplankton war während des Sommers von Grünalgen dominiert, und die geringste Sichttiefe wurde mit 1 m Ende August gemessen.

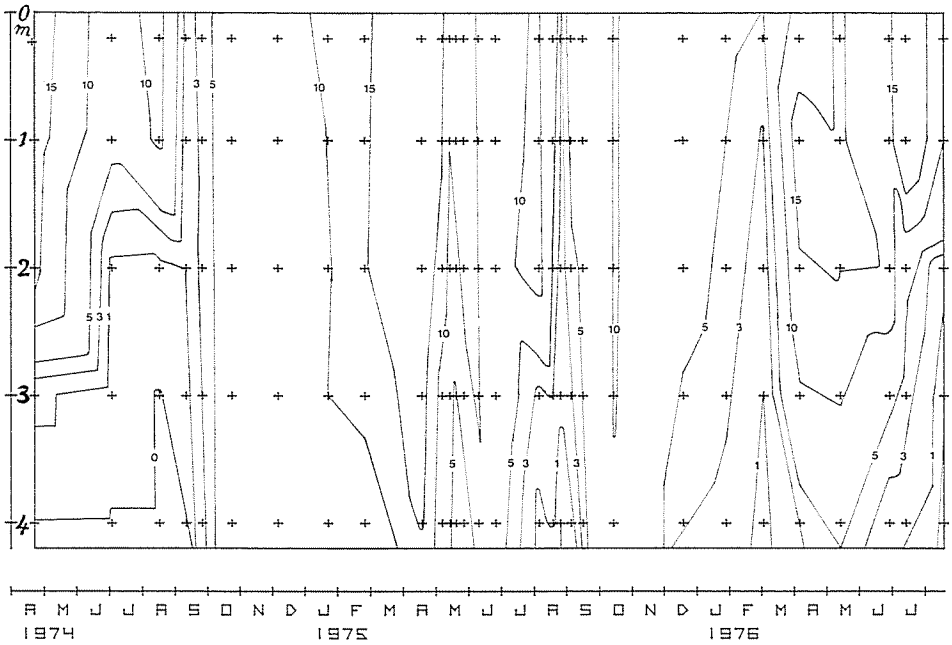


Fig. 4. Sauerstoffisoplethen (mg/l) im Lillesee 1974-1976.

Die Wasserlinsen entwickelten sich seit dem Eingriff nicht mehr. Das nun verkleinerte Hypolimnion wurde erst Ende August sauerstofffrei; Gärungsprozesse oder eine Änderung des Sediments konnten bisher nicht festgestellt werden.

Nach dem chemischen Eingriff wurden im August 1975 die Makrophyten samt Wurzelfilz entfernt. Das Litoral wurde daraufhin sehr rasch von *Nitella* kolonisiert, und zwar bis zu einer Wassertiefe von etwas mehr als 3 m. – Fischuntersuchungen bewiesen, dass während des Eingriffs eine grosse Zahl von Rotaugen (*Leuciscus rutilus*) ausschlüpfen, die bis zum Sommer 1976 gut zuwuchsen. Das behandelte Sediment wurde rasch von Chironomiden besiedelt. Im See kann nun bereits gebadet werden, und für das nächste Jahr ist die Anlage eines Badestrandes geplant.

3. Projekte von Prozesssteuerung in Seen

Die folgenden Beispiele sind noch im Projektstadium und bauen teilweise auf den gewonnenen Erfahrungen auf:

a) Nitratreiche Kläranlagenabläufe

Die Erfahrungen mit Nitrat sollen jetzt dahingehend benützt werden, dass man versucht, den immerhin noch ca. 20 mg/l betragenden Reststickstoff in Abwässern (mit chemischer Phosphorfällung) zu Nitrat zu oxydieren und den Abfluss der Kläranlage über reduzierende Vorflutersedimente zu leiten. Man erreicht dadurch eine

bessere Oxydation der Sedimente und eine Reduktion des Stickstoffs durch Denitrifikation. Versuche haben gezeigt, dass dieser Prozess an der Sedimentoberfläche wesentlich rascher verläuft als die Diffusion zu der und die Assimilation in der produktiven Zone. Ferner kann eine effektivere Festlegung des Phosphors erwartet und damit die Rezirkulation desselben und eine interne organische Belastung unterdrückt werden. Ein Abklingen der Gärungsprozesse sowie eine bessere Sauerstoffbilanz sind zu erwarten. Durch Kurzschliessen der externen Phosphorbelastung mit einer Phosphorsorption im Sediment hofft man, den Eutrophierungsprozess kontrollieren zu können (Fig. 5a).

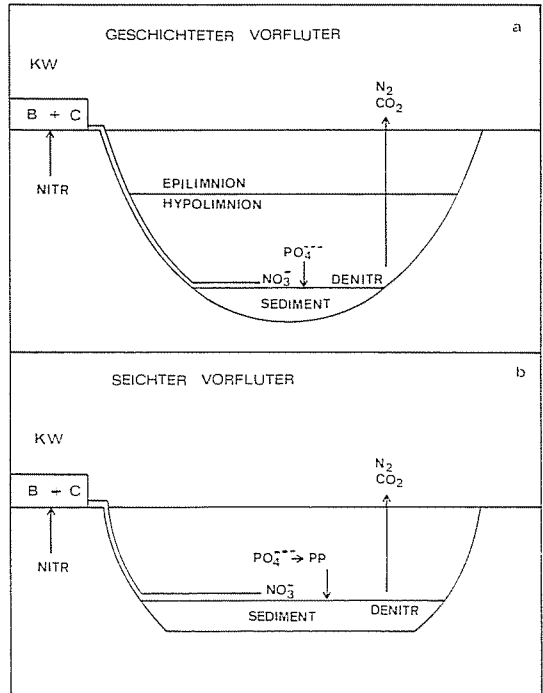


Fig. 5. Prinzipskizzen für eine Klärwerk-Vorfluter-Optimierung. KW = Klärwerk, B = biologische und C = chemische Reinigung (Phosphatfällung), Nitr = Nitrifikationsstufe, Denitr = Denitrifikationsstufe. PP = partikulärer Phosphor. a) Modell für geschichtete Vorfluter. b) Modell für seichte Vorfluter.

Zur Sanierung von seichten Vorflutern sollen Versuche zeigen, ob durch kontinuierlichen Zusatz von Nitrat der Phosphor zum biomassebegrenzenden Faktor gemacht werden kann und eventuell Grünalgen anstatt Stickstoff fixierender Blaualgen zur Dominanz gebracht werden können (Fig. 5 b).

b) Prozesssteuerung bei versauerten Seen

Ein weiteres Projekt beschäftigt sich mit der Prozesssteuerung in versauerten Seen. Versuche haben gezeigt, dass die Ionentauschkapazität der Sedimente genutzt werden kann. Ein Einbringen von Sodalösung in Sedimente versauerter Seen (pH 3-5) dissoziiert die Humussäuren und tauscht Wasserstoffionen gegen Natriumionen aus. Im Gegensatz zu Kalk, der mit Humussäuren zu schwerlöslichen Humaten reagiert und deshalb inaktiviert wird, erhält man einen reversiblen Ionenaustausch. Die Sedimente

können auf diese Weise saure Stossbelastungen puffern. Kalk kann dagegen im Einzugsgebiet zur Pufferung der Wasserfracht verwendet werden. Das Eintragen der Lösung müsste jedoch ähnlich wie im Lillesee durchgeführt werden, um die Wassersäule nicht zu starken pH-Erhöhungen auszusetzen. Dieser Eingriff senkt das Redoxpotential in den Sedimenten und führt zu einer erhöhten Rezirkulation von Nährstoffen aus dem Sediment.

Durch solche Massnahmen können in durch Versauerung «sterilisierten» Seen Voraussetzungen für einen funktionstauglichen Stoffkreislauf und eine Bereicherung der biologischen Struktur erzielt werden.

c) Änderung von biologischen Strukturkomponenten

Das letzte Beispiel zur Prozesssteuerung bildet ein Projekt, das einige meiner Kollegen unter der Leitung von Dr. GUNNAR ANDERSSON an unserem Institut durchführen. Wie anfänglich erwähnt, kann man durch verschiedenste Eingriffe in die Struktur die Prozesse steuern. Bisher wurden chemische wie physikalische Strukturelemente erwähnt. In diesem Projekt wird versucht, durch eine Änderung von biologischen Strukturkomponenten an der Spitze der Nährpyramide Rückwirkungen auf alle darunterliegenden Stufen zu erzielen.

Die bisher erhaltenen Resultate von Linnocoral-Versuchen zeigen, dass auch dies möglich ist. Eine Unterdrückung oder Eliminierung einiger Komponenten der Fischpopulation zeigt eine starke Rückwirkung auf das Zooplankton, das Phytoplankton und den chemischen wie physikalischen Charakter des Wasserkörpers.

Die Anwendung der besprochenen Methoden fordert, und dies sei mit Nachdruck zu erwähnen, eingehende Vorkenntnisse der für Eingriffe in Frage kommenden Ökosysteme. Sowohl die erfassbare Struktur wie die Funktion des Systems müssen vor etwaigen Eingriffen bekannt sein. Die Entwicklung unserer Projekte zeigte mit aller Deutlichkeit, dass oft zeitraubende Voruntersuchungen sowie Experimente notwendig sind und dass die Verlegung eines Eingriffs in Zeit und Raum über Erfolg und Misserfolg entscheiden können. Keine der Methoden ist so generell, dass man sie unkritisch in natürlichen Ökosystemen einsetzen könnte. Meist sind Kombinationen der Methoden zweckmässig und geboten.

Steuereingriffe in geschädigten limnischen Ökosystemen sollen jeweils von hinreichender Wirkung bei minimalem Energieaufwand sein. Die Erforschung der gekoppelten Verstärker- und Dämpfungsmechanismen in der Infrastruktur der Systeme ist eine Voraussetzung, um in Zukunft integrierte Ökosysteme mit einem Minimum an Energieaufwand und Entropieproduktion steuern zu können.

Literaturverzeichnis

- BJÖRK, S. (1966): Sjörestaurering. Skånes natur 4.
 GRANÉLI, W. und L. LEONARDSSON (1973): Restaurering av sjöar i Jönköpings län. Limnologisches Institut der Universität Lund, Schweden.
 RIPL, W. (1976): Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate. A new lake restoration method. *Ambio*, Vol. 5, No. 3.