
1 Einleitung

1.1 Eutrophierung

„Wasser ist keine übliche Handelsware sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss, fordert die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000). Grundlage hierfür ist ein durch das Parlament und den Europäischen Rat festgestellter Handlungsbedarf „zur Vermeidung einer langfristigen Verschlechterung von Güte und Menge des Süßwassers“. Mit dem Ziel der Verbesserung der aquatischen Umwelt geht die Richtlinie über die zuerst geforderte bloße Erhaltung der Güte von Gewässer hinaus.

Auch zwei Jahrzehnte nach der OECD Studie (1982) stellt die Eutrophierung von Oberflächengewässern, hauptsächlich durch den Pflanzennährstoff Phosphor ein Problem dar. Nach der erfolgreichen Minimierung von P-Einträgen durch Punktquellen (z.B. Einleitung von Abwässern) zeigt sich die Kontrolle der aus diffusen Quellen stammenden Nährstoffe als schwieriger. Besonders die Düngung in der Landwirtschaft führt zu beträchtlichen Phosphoreinträgen in aquatische Systeme. Mit einer globalen Erwärmung des Klimas könnte mit steigenden Verdunstungsraten die Eutrophierung durch höhere Wasseraufenthaltszeiten noch zunehmen (Schindler 2006).

1.1.1 Phosphorhaushalt der Gewässer

Phosphor (P) tritt in Ökosystemen fast nur in Form von Orthophosphat auf. Der gelöste reaktive Phosphor (SRP) ist fast identisch mit dem für das Phytoplankton verfügbaren Phosphor und umfasst neben Orthophosphat auch andere labile Phosphorverbindungen. In unbelasteten Gewässern ist Phosphor meistens der das Pflanzenwachstum limitierende Nährstoff (Schindler 1977; Wetzel 1983), da er im Boden weniger mobil ist.

Im Folgenden eine kurze Zusammenfassung des Phosphorkreislaufs in Gewässern nach Lampert und Sommer (1999): Die wichtigste interne Senke des SRP ist die Aufnahme durch Algen und Bakterien, der Phosphor liegt dann als Gesamtphosphor (TP) vor. Algen- und Bakterienzellen verlieren SRP und verursachen so den schnellsten Stoffkreislauf im Gewässer, dessen Turnover-Zeit unter P-limitierten Bedingungen unter 10 Minuten betragen kann (Dodds 1993; Hudson et al. 2000). Phosphor wird nachgeliefert durch Exkretion von

Tieren und die Zersetzung durch mikrobielle Exoenzyme, so genannte Phosphatasen. Während der Vegetationsperiode wird der SRP im Epilimnion oft bis unter die Nachweisgrenze aufgebraucht. Ein Wiederanstieg der Konzentration ist häufig während des Klarwasserstadiums beobachtbar, wenn das Grazing des Zooplanktons die Phytoplanktonproduktion überwiegt (Sommer et al. 1986). SRP und TP zeigen einen weitgehend gegenläufigen saisonalen Verlauf. Aufgrund von Sedimentation nimmt der partikuläre Phosphor (die partikulären Komponenten des TP) während der geschichteten Phase im Epilimnion meistens ab. Im Hypolimnion hingegen reichert sich Phosphor an. Die TP-Konzentration im Epilimnion steigt wieder an, wenn sich die Sprungschicht in größere Tiefen verlagert oder aufgehoben wird und P-reiches Wasser ins Epilimnion eingemischt wird. Durch Sedimentation der Organismen und durch Adsorption gelangt Phosphor ins Sediment. Ob dieses als P-Senke (Boström et al. 1982) oder als eine P-Quelle fungiert, hängt von den Bedingungen an der Sediment-Wasser-Grenzschicht ab. Ein niedriges Redoxpotential führt zu einer Freisetzung von eisengebundenem Phosphor, und niedrige pH-Werte verringern das P-Haltevermögen von Eisen- und Aluminiumverbindungen. Hohe Temperaturen können durch verstärkte Bakterienaktivität zu einem sinkenden pH-Wert und Redoxpotential durch Sauerstoffverbrauch führen, darüber hinaus zu einer Erhöhung der enzymatischen Hydrolyse. Im Vergleich zu den P-Mengen im Wasserkörper ist der in den oberflächennahen Sedimentschichten gespeicherte P-Pool groß (Boström et al. 1982). Daher können auch kleine Mengen aus dem Sediment freigesetzten Phosphors einen signifikanten Einfluss auf die Konzentration im Seewasser haben (Pettersson 1998).

1.2 Gewässerrestaurierung

Zur Fernhaltung, Inaktivierung und Entfernung von Nährstoffen aus Oberflächengewässern wurden verschiedene Restaurierungsmethoden entwickelt. Im Gegensatz zu Sanierungsmaßnahmen, die im Wesentlichen die Abwasserreinigung und die Abwasserfernhaltung umfassen, werden Restaurierungsmaßnahmen dort angewandt, wo die Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen (Grundwasser, Niederschläge) stammen, sich bereits große Nährstoffmengen im Gewässer angereichert haben oder seeinterne Prozesse einer Verbesserung der Situation entgegenwirken. Eine Übersicht der Verfahren

geben Scharf et al. (1984), Klapper (1992), Cooke et al.(1993), Jaeger & Koschel (1995) und Spieker (2002).

1.2.1 Festlegung der Nährstoffe im Sediment

Ein Teil der Verfahren beruht auf der Inaktivierung von Nährstoffen in Gewässern. Die Festlegung von Phosphor im Sediment wird durch chemische Fällung mittels Zugabe von eisen- oder aluminiumhaltigen Verbindungen und Mitfällung von Algenzellen und Phosphaten durch Zugabe von Kalziumoxid bzw. Kalziumhydroxid (Murphy & Prepas 1990; Prepas et al. 1990) erreicht. Durch Einsatz von Tonmineralen (Quandt 2001a) und Granulaten aus aktivierten Tonerden und Eisenhydroxiden (Spieker 2002) wird Phosphat adsorbiert. Bei der biotechnischen Entschlammung wird das Sediment aufgewirbelt und belüftet (Koch & Spieker 1999), um organische Substanz abzubauen und das Sediment zu mineralisieren. Das gleiche Ziel verfolgt die Sedimentkonditionierung durch das Einarbeiten oder Aufbringen sauerstoffhaltiger Substanzen wie Nitrat (Donabaum & Dokulil 2001) in das Sediment. Durch Sedimentabdeckung mit z.B. Tonmineralien (Quandt 2001b) oder Kalzite (Ulrich et al. 2002) soll die Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment verringert werden. Durch die Inaktivierung von Nährstoffen kann keine endgültige Lösung der Probleme erreicht werden, da eine Rücklösung z.B. durch Veränderung des pH-Werts oder Redoxpotentials, Bioturbation und biologische Umsetzungen möglich ist.

1.2.2 Entfernung der Nährstoffe aus dem Gewässer

Von nachhaltigerem Erfolg ist daher die Entfernung der Nährstoffe aus dem Gewässer. Beim Verfahren der mechanischen Entschlammung wird das nährstoffreiche Sediment aus dem Gewässer entnommen. Nährstoffe werden mit dem hypolimnischen Wasser durch Tiefenwasserableitung entfernt (Klapper 1992). Phosphorelimination, Filtration und Adsorption werden auch extern angewendet, hierbei wird Wasser aus dem See entnommen, behandelt und ins Gewässer zurückgeleitet (z.B. Bernhardt & Schell 1979; Chorus 1995; Keil 1995). Probleme bereitet die Entsorgung des entnommenen nährstoffreichen Wassers oder Sediments.

1.2.3 Biomanipulation

Mit Biomanipulation in Gewässern wird die Restrukturierung der Lebensgemeinschaft zur Auslösung einer vorteilhaften Reaktion bezeichnet (Perrow et al. 1997). Ursprünglich beinhaltet der Begriff eine ganze Reihe unterschiedlicher Techniken (Shapiro 1990), heute wird er jedoch meistens auf die Beeinflussung der Algenentwicklung durch Nahrungskettenmanipulation angewendet (Benndorf et al. 1984; Shapiro & Wright 1984). Nach bisherigen Erkenntnissen scheint die Nahrungskettenmanipulation als Bewirtschaftungsstrategie nur dann effizient zu sein, wenn die Gesamt-P-Belastung unter einem bestimmten Schwellenwert liegt (Chorus 1995) oder mit einer Maßnahme zur Nährstoffbegrenzung gekoppelt wird.

Die Ansiedlung von Makrophyten im Litoral ist eine weitere Methode zur Reduktion von Nährstoffen aus dem Freiwasser (Klapper 1992). Voraussetzung hierfür ist eine ausreichende Lichtverfügbarkeit, die durch starke Phytoplanktonentwicklung behindert wird. Für Seen mit steil abfallenden Ufern wurden Schwimmplateaus mit emersen Makrophyten (Koschel 1995) oder versenkbare Träger mit submersen Makrophyten entwickelt (Melkonian & Lauchert-Massalha 1997). In der Praxis gestaltet sich diese Methode in Bezug auf das Anwachsen und die Zerstörung der Makrophyten z.B. durch Wasservögel schwierig.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass trotz der Vielfalt an bekannten Maßnahmen zur Fernhaltung, Inaktivierung und Entfernung von Nährstoffen aus Oberflächengewässern die anthropogen verursachte Eutrophierung von Binnengewässern nach wie vor ein erhebliches aktuelles Problem darstellt.

1.3 Nährstoffbindung durch Periphyton

Mikroalgen haben als Anpassung an saisonal schwankende Konzentrationen in natürlichen Gewässern die Möglichkeit, Phosphor in Zeiten hoher Verfügbarkeit effizient aus dem Wasser aufzunehmen und Reserven anzulegen. Anschließend können sie diesen Vorrat auch bei wieder gesunkenen externen Konzentrationen über längere Zeit für Wachstum nutzen (Droop 1974; Nyholm 1978). So nehmen benthische Algen in Biofilmen beträchtliche Mengen Phosphor auf, die aus der Wassersäule und aus Sedimenten stammen und

halten es in ihrer Biomasse zurück (Hansson 1989; Dodds 2003). Benthische Algen konkurrieren mit dem Phytoplankton, puffern Nährstoffspitzen in Gewässern ab und halten damit den trophischen Zustand stabil (Portielje & Lijklema 1994). So werden Nährstoffe aus diffusen Quellen in natürlichen oder künstlich angelegten Feuchtgebieten in höheren Pflanzen und im Periphyton zurückgehalten (McCormick et al. 1998; Kiss et al. 2003). Doch die Aufnahmefähigkeit etablierter Biofilme ist begrenzt, und festgelegte Nährstoffe werden im Jahresverlauf teilweise wieder freigesetzt (Dodds 2003). Nur die Entfernung der Mikroalgen aus dem Gewässer führt zur Eliminierung von Nährstoffen, der Vorgang wird mit den bisherigen Möglichkeiten jedoch als nicht wirtschaftlich eingestuft (Moss 1988).

1.4 Phosphoreliminierung durch Periphyton auf künstlichen Substraten

Um die Fähigkeit der Mikroalgen, Nährstoffe zu speichern für die Gewässerrestaurierung nutzbar zu machen, ist es notwendig erstens die Biomasseentwicklung des Periphytons zu verstärken und zweitens die gebundenen Nährstoffe aus dem Gewässer zu entfernen.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung und Erprobung einer neuen Methode, in der dem Periphyton eine große, das natürliche Angebot vervielfachende künstliche Substratfläche zur Besiedlung angeboten und es hierdurch befähigt wird, unter Entwicklung von Biomasse Phosphor zu binden. Durch Entfernen der algenbewachsenen Substrate werden dem Gewässer die gebundenen Nährstoffe nachhaltig entzogen.

In umfangreichen Vorarbeiten im Rahmen eines von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderten Projekts (Sonderforschungsbereichs 419 „Umweltprobleme eines industriellen Ballungsraumes“) am Fühlinger See (Köln) wurden Schwimmträger konstruiert, mit künstlichen Substraten (Polypropylen-Vliesstoff) vertikal bespannt und im Gewässer exponiert. In den Jahren 2000 und 2001 wurden an den Substraten die Besiedlungsdynamik, die Langzeitentwicklung und saisonale Veränderungen der Besiedlung mit Periphyton untersucht. Im Jahr 2002 wurden die günstigste Tiefe für die Besiedlung durch Periphyton mit einem optimalen Bindungspotential für Nährstoffe, die effektivste Expositionsdauer und der für die Exposition günstigste Zeitabschnitt im Jahresverlauf ermittelt. Aus den Ergebnissen zur Besiedlung der Schwimmträger mit Periphyton im Fühlinger See wurden

folgende Schlussfolgerungen gezogen: Die Ausbringung von Schwimmträgern führte über einen Zeitraum von 2 bis 8 Monaten zur Entwicklung von Periphyton (überwiegend Kieselalgen) auf den Substraten, und es konnten bis zu 100 mg m⁻² Gesamtphosphor auf den Substraten gebunden werden (Jöbgen et al. 2004).

1.5 Vorgehensweise

Zur Entwicklung und Erprobung der Methode zur Gewässerrestaurierung werden artifizielle Substrate großflächig mit Hilfe einer schwimmfähigen Konstruktion mehrmonatig in einem eutrophierten See in Wachtberg-Arzdorf (Rhein-Sieg-Kreis) exponiert.

Zuvor soll durch Untersuchung kleinflächig auf Schwimmträgern exponierter künstlicher Substrate die wirkungsvollste Zeitspanne als Expositionszeit und die Expositionstiefe, d. h. mit optimalem Bindungspotential für Nährstoffe in der Biomasse des Periphytons ermittelt werden. Auch die jahreszeitlich optimalen Expositionszeiten (unter Berücksichtigung von Nährstoffzyklen, Algen- und Zooplanktonentwicklung etc.) sind von Bedeutung und sollen zunächst untersucht werden.

Zu Beginn des Projekts werden der Ist-Zustand und der Referenzzustand (LAWA, 1999) des Gewässers ermittelt. Auch während und nach der Durchführung der Restaurierungsmaßnahme werden monatlich physikalische, limnochemische und limnobiologische Parameter bestimmt, um die Bedingungen unter denen das Wachstum und die Nährstoffaufnahme des Periphytons stattfindet, festzuhalten und die Veränderungen, die durch die Phosphateliminierung im Gewässer hervorgerufen werden, zu erfassen.

2 Material und Methoden

2.1 Das Versuchsgewässer

2.1.1 Lage und Geologie

Das Untersuchungsgewässer liegt ca. 15 km südlich von Bonn bei Wachtberg-Arzdorf (N 50°36'25.1 E 007°05'39.2) auf einer Höhe von 235 m über NN. Das Gewässer ist mit einer Fläche 4.000 m² der größere von zwei Seen in einem ehemaligen Basaltsteinbruch. Das Gebiet, in dem der See liegt, gehört zu den nördlichsten Ausläufen der Eifel und damit zum Rheinischen Schiefergebirge. Das Basaltvorkommen bei Arzdorf entstand während des tertiären Basaltvulkanismus in der Eifel, der sein Maximum vor ca. 42-34 Millionen Jahren erreichte (Meyer 1988). Vermutlich erstarrte bei Arzdorf aufsteigende Lava unter einer Tuffüberdeckung, wie es für eine Vielzahl von Basalten im Schiefergebirge nachgewiesen wurde (Richter 1935). Bei dem am See vorkommenden Basalt handelt es sich um säulenförmigen Basanit, einem Alkalibasalt (oder ultrabasischen Basalt) (Schmitz 2005). Große Teile der Region um Wachtberg sind von entkalktem Löß, so genanntem Lößlehm bedeckt. Löß bildet einen für den Ackerbau fruchtbaren Boden, so liegen um den See und in großen Teilen der Region Felder und Obstplantagen.

2.1.2 Entstehung und Nutzung

Die säulenförmige Erstarrung macht den Basalt bei Arzdorf für den Abbau interessant. Der Beginn des Abbaus in Arzdorf ist nicht zu bestimmen, aber schon die Kapelle, welche aus dem 19. Jahrhundert stammt, wurde zum Teil aus Basalten des dortigen Vorkommens errichtet. Den ersten schriftlichen Hinweis auf den Steinbruch Arzdorf liefert eine Besitzurkunde aus dem Jahr 1901 (Archiv der Gemeinde Meckenheim). Nach Angaben des Zeitzeugens Paul Schmitz aus Arzdorf wurde im Steinbruch bis nach dem 2. Weltkrieg sporadisch abgebaut. Während des Abbaus wurde ständig Wasser abgepumpt und zwischen den Abbau-Perioden füllte sich der Bruch mit Wasser. Endgültig wurde der Abbau erst 1952/53 eingestellt, die sich bildenden Seen wurden von der Bevölkerung als Badeseen genutzt. Seit 1966 ist das Gewässer im Besitz der „Sportfischereigemeinschaft Bad Godesberg 1966 e.V.“. Seit ca. 1996 gibt es nach Angabe der Besitzer Probleme mit der Wasserqualität, diese äußern

sich durch eine zunehmende Trübung des Wassers, Algenblüten und Totalverluste beim Besatz mit Forellen. Um das Sauerstoffdefizit zu mindern, wird seit 2001 ein Belüfter (Novia Pilz, 0,75 KW, Linn Gerätebau GmbH, Lennestadt) in den Monaten April bis Oktober betrieben.

2.1.3 Bisherige Gewässeruntersuchung

Das Gewässer wurde auf Anforderung der Fischereigemeinschaft von Mitarbeitern des Staatlichen Umweltamts Köln (StUA) untersucht. An vier Terminen (06.12.2001, 11.03.2002, 19.03.2002 und 29.10.2002) wurden die Sichttiefe und ein Tiefenprofil der Parameter Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit aufgenommen. Die Konzentrationen an Gesamtphosphor und Chlorophyll a wurden am 11.03.2002 und 29.10.2002 für jeweils 2 Tiefen ermittelt, zu beiden Zeitpunkten war der See nicht geschichtet. Aus den Untersuchungsergebnissen, insbesondere dem Sauerstoffdefizit in der Tiefe und dem hohen Gesamtphosphorgehalt schließt das StUA Köln in seinem Bericht auf einen eutrophen Zustand des Gewässers. Der weitere Betrieb des Belüfters wurde empfohlen.

2.1.4 Gewässeruntersuchung vor dem Modellversuch

Ein Programm zur Untersuchung und Überwachung des Gewässers wurde in Anlehnung an eine Empfehlung der „Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V.“ (DGL 1995) aufgestellt.

2.1.4.1 Umfeld

Alle Faktoren aus dem Umfeld, die das Gewässer in seinen Eigenschaften beeinflussen sollten erfasst werden. Hierzu gehören die Größe des Umfelds, seine Lage und die Geländemorphologie. Grundlage hierfür waren Karten und Terrainbesichtigungen. Hydrologische Daten wie Grundwasser, Niederschlag und oberirdische Zuflüsse wurden festgehalten. Die Einträge von Nährstoffen aus dem Umfeld wurden abgeschätzt.

2.1.4.2 Aquatischer Bereich

Morphometrie des Seebeckens

An morphometrischen Daten wurden die Fläche, die Uferentwicklung, das Profil, die mittlere und maximale Tiefe des Gewässers bestimmt und eine

genaue Tiefenkarte erstellt. Hierfür wurden Messungen zur Längen- und Breitenausdehnung vom Boot aus durchgeführt. Die Tiefe wurde mit einem Senkblei entlang der vorher durchgeführten Breiten- und Längenmessungen ausgelotet.

Tabelle 1: Analysemethoden zur Ermittlung physikalischer und chemischer Wasserparameter die zur Untersuchung des Modellgewässers eingesetzt wurden.

Parameter	Analyseverfahren	Norm
Küvetten- und Pipettiertests	(Fa. Hach/Lange, Düsseldorf)	
SRP (gelöster reaktiver Phosphor)	Phosphor-Molybdänblau LCK 349	analog EN 1189
TP (Gesamtphosphor)	Persulfat-Aufschluss + Phosphor-Molybdänblau LCK 349	analog EN 1189
Si (Kieselsäure)	Molybdänblau LCW 028	analog DIN 38405-D21
Mn (Mangan)	Formaloxim LCW 032	analog DIN 38406-E3
Fe (Gesamt-Eisen)	Ferrozine LCW 021 nach Persulfat-Aufschluss LCW 902	
Mehrparameter-Meßgerät MultiLab P5	(WTW, Weilheim)	
pH	SenTix 97T	
O ₂ (Sauerstoffsättigung) + Temperatur	Trioxmatic 300	
Leitfähigkeit	TetraCon 96	

LCK=Küvettentest, LCW=Pipettierest (Fa. Hach/Lange, Düsseldorf)

Litoral

Das Litoral umfasst die durchlichtete Uferzone, der Neigungswinkel ist entscheidend für die Größe der von Makrophyten und Algen (Aufwuchs) besiedelbaren Fläche. Zahlreiche Fische sind zur Reproduktion auf diesen