

Biomanipulation von Gewässern: Erkenntnisse für die Schwimmteichbewirtschaftung

Ranka Junge & Andreas Graber, Fachabteilung Umwelt und Natürliche Ressourcen,
Hochschule Wädenswil

1. Wichtige Konzepte der Ökologie stehender Gewässer

1.1 Nahrungsketten und ihre Dynamik

Ökologische Lebensgemeinschaften bestehen aus verschiedenen Netzwerken, welche die Interaktionen innerhalb und zwischen den verschiedenen Trophieebenen verknüpfen. Eine Nahrungskette stellt eine vertikale Interaktion zwischen verschiedenen Trophieebenen dar, ein „Fressen“ und „Gefressen“ werden. Somit besteht eine Nahrungskette aus Produzenten und Konsumenten. In einem aquatischen Lebensraum sind die Produzenten Pflanzen und Phytoplankton und die Konsumenten bestehen aus Zooplankton, wirbellosen Tieren, Fischen etc.

Nahrungsketten können entweder von den unteren (Bottom-up) oder den oberen Trophieebenen (Top-down) kontrolliert werden. Bei der Bottom-up Kontrolle spielen die Nährstoffe die zentrale Rolle: Je mehr Nährstoffe vorhanden sind, desto mehr Phytoplankton wächst heran. Dieses grössere Futterangebot wiederum führt zu erhöhten Mengen von Zooplankton und ultimativ mehr Fischen, die sich von diesem Zooplankton ernähren. Umgekehrt, bei der Top-down Kontrolle beeinflussen die Konsumenten die Nahrungskette. Carnivore Fische wie Hechte, Barsche und Forellen reduzieren die Dichte von Zooplankton fressenden Fischen wie Felchen und Karpfenartigen, dadurch wird die Vermehrung des herbivoren Zooplanktons ermöglicht, welches das Phytoplankton dezimiert. Oft wird die Nahrungskette in einem stehenden Gewässer von beiden Mechanismen abwechselnd kontrolliert.

1.2 Sukzession

Oligotrophe Seen sind nährstoffarm mit geringer Produktion und klarem Wasser.

Eutrophe Seen sind nährstoffreich und wegen dem hohen Phytoplanktongehalt meist trüb. Zur Eutrophierung führt vor allem eine überhöhte Fracht von Phosphor, der meist direkt oder indirekt aus menschlichen Quellen stammt. Eine unerwünschte Folge der Eutrophierung ist die Entwicklung von Algenblüten und, im fortgeschrittenen Stadium, Fischsterben.

Saisonal bedingt können verschiedene Sukzessionsstadien beobachtet werden. In einer Vergleichsstudie hat die „Plankton Ecology Group“ das PEG-Modell entworfen (Lampert & Sommer 1993), das die jahreszeitlichen Sukzessionen in Seen als 24 schrittweise nacheinander ablaufende Ereignisse beschreibt. Es wurde festgestellt, dass sich die Sukzession in oligotrophen Seen von eutrophen Seen unterscheidet, indem sie viel langsamer abzulaufen scheint. In eutrophen Gewässern wurden zwei Maxima von Phytoplankton beobachtet, eines im Frühjahr mit kleinen und eines im Sommer mit grossen, frassresistenten Algenarten. Dazwischen tritt ein Klarwasserstadium auf, dominiert von Zooplankton. In oligotrophen Gewässern wird dieses Klarwasserstadium nicht beobachtet (Lampert & Sommer 1993).

2. Kontrolle der Lebensgemeinschaft durch Biomanipulation

2.1 Modell der Algen/Pflanzen Dominanz

Das Modell der Bistabilität (Moss 1998) fasst das heutige Wissen über die Ökologie von flachen Seen zusammen. Über eine weite Spannbreite von Nährstoffkonzentrationen bestehen Bedingungen, die es entweder höheren Pflanzen (Makrophyten) oder Algen erlauben die Lebensgemeinschaft zu dominieren. Beide Zustände sind stabil, da sie von biologischen Mechanismen gepuffert werden, doch können Biomanipulationen, die unabhängig sind von der Nährstoffkonzentration, zu einer Umkehrung des Zustands von Pflanzen- zu Algendominanz und auch zurückführen (switches).

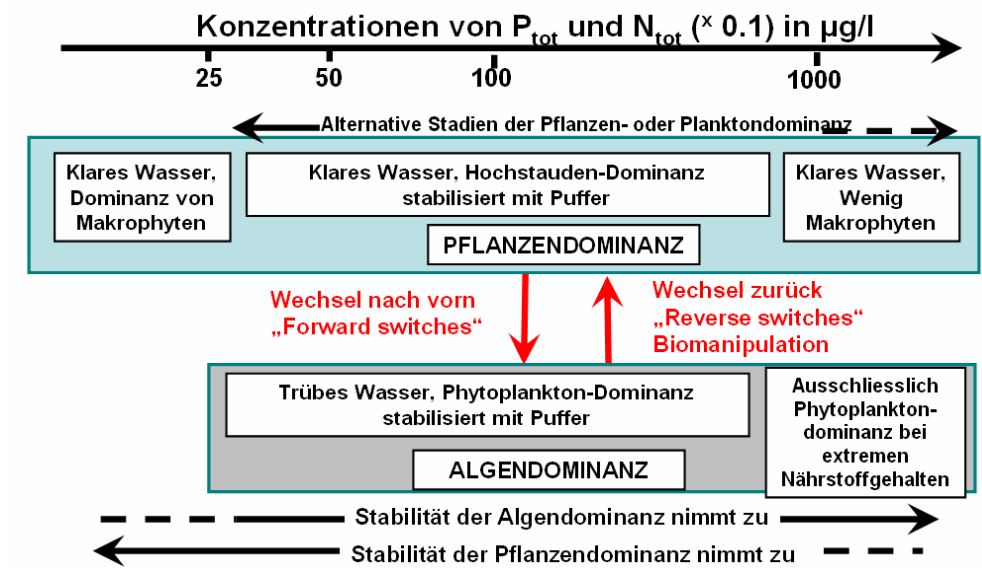


Abbildung 1: Das Modell der Bistabilität (Moss 1998)

2.1.1 Biomanipulation der Primärproduzenten

Da man die Eutrophierung tiefer Seen durch die Manipulation der Phosphorkonzentration kontrollieren kann, wurde lange Zeit auch angenommen, dass man auch flache Seen so steuern kann. Mehrere Studien (Moss 1998, Jeppesen in press) zeigten jedoch, dass dem nicht so ist. Es zeigte sich z.B., dass in Teichen in denen die Pflanzenbiomasse intakt ist, eine Zufuhr von Phosphor weder eine Verdrängung von Pflanzen noch ein Anstieg der Algenbiomasse oder von gelöstem Phosphor auslöste (Moss 1998). Wurden die Pflanzen zu Beginn des Experiments entfernt, hatte der zugegebene Phosphor einen starken Effekt, planktische Algen (gemessen als Chlorophyll a) und gelöster Phosphor stiegen an mit zunehmender Nährstoffzufuhr.

2.1.2 Biomanipulation der Konsumenten

Bei einer Biomanipulation im Round Lake in Michigan USA wurde der gesamte Fischbestand mit Rotenon vernichtet. Die Zusammensetzung der Algenarten veränderte sich, nach einer anfänglichen Abnahme der Biomasse dominierten im See frassresistente Algen, die zu einer Trübung des Wassers führten (Lampert & Sommer 1993). Unter verschlechterten Lichtbedingungen kann sich auch die Makrophytenflora verändern und damit die Fauna, die wiederum davon abhängig ist.

In den Niederlanden hingegen führte ein Abfischen von Seen dazu, dass Daphnien die Algenmassen klein halten konnten, trotz hoher Nährstoffkonzentration. Dies führte zu einer höheren Sichttiefe, das Wasser wurde also klarer, gefolgt von einem Wachstum der grossen Makrophyten (Lampert & Sommer 1993).

Makroinvertebraten wie z.B. Schnecken und Köcherfliegenlarven üben auch einen Einfluss auf die Pflanzen- und Algenzusammensetzung in einem Gewässer. Denn nicht nur Phytoplankton, sondern auch Aufwuchsalgen konkurrieren mit Pflanzen um CO₂, Nährstoffe und Licht. In Gewässern mit Schnecken und anderen aufwuchsfressenden Wirbellosen ist die Biomasse des Periphytons gering. Im Gegensatz dazu testete Brönmark (1994) den Einfluss von Schleien, einem typischen larvenfressenden Teichfisch, auf ein Gewässer. Die Schleien reduzierten erfolgreich die Wirbellosen, gefolgt von einer Zunahme an Aufwuchsalgen und Abnahme des Pflanzenwachstums (Brönmark 1994).

3. Forschungsprojekt Algenrasenfilter zur Phosphorelimination aus Schwimmteichen

3.1 Projektziele

Im Herbst 2004 startete der SVBP mit der Hochschule Wädenswil und 11 Schwimmteichbauern ein Forschungsprojekt, um die Schwimmteichtechnik weiter zu entwickeln. Das Projekt wird während zwei Jahren von der KTI mitfinanziert.

Ziel ist, das Potential von Algenrasenfiltern (ARF) für eine biologische Elimination des Mikronährstoffes Phosphor zu testen. Die in diesem Projekt konzipierten ARF-Anlagen sind systemneutral und können bei allen Probleimteichen eingesetzt werden, um die Phosphorbilanz auszugleichen. Sie ergänzen die Reinigungsleistung des Kiesfilters; dieser soll dadurch künftig kleiner dimensioniert werden können. Das würde einen höheren Nutzungsanteil im Schwimmteich, und letztlich tiefere Bau- und Betriebskosten ermöglichen. Zusammen mit der verbesserten Wasserqualität soll das Produkt Algenrasenfilter zur Steigerung der Kundenzufriedenheit beitragen.

3.2 System Algenrasenfilter

Der Algenrasenfilter besteht aus einem flachen Wasserbecken, über das Schwimmteichwasser gepumpt wird. Darin werden Fadenalgen ideale Lichtbedingungen geboten und eine Kippschale beim Wassereinlauf sorgt für eine permanente Wellenbewegung. Die Algen wachsen gezielt im ARF und entziehen dem Wasser so lange Phosphor, bis sie selber phosphorlimitiert sind. In diesem Zustand wird das Algenwachstum im Schwimmteich stark reduziert oder verhindert, und jeder neue P-Eintrag wird im ARF gebunden. Diese Biomanipulation setzt also nach dem bottom-up Prinzip an.

Der ARF wurde modulartig entwickelt, die Standardmasse sind 55 cm Breite und 180 cm Länge, was 1 m² Algenfläche ermöglicht. Die ARF können an beliebiger Stelle positioniert werden, ideal sind ungenutzte Flachdächer mit starker Sonnenexposition. Die Hochschule Wädenswil betreibt in ihren Gewächshäusern eine Laboranlage mit 6 unabhängigen ARF Modulen, seit Mai 2005 läuft der Praxistest bei einem privaten Schwimmteich mit 5 Modulen. Je nach Algenwachstum werden die Algen alle zwei- bis drei Wochen manuell geerntet und kompostiert, wobei ein Modul rund 100 l Schwimmteichwasser zur Spülung verbraucht.

4.4 Resultate aus Labor- und Praxisbetrieb

4.4.1 Algenproduktion

In der Laboranlage- wie in der Praxisanlage wurden bisher Wachstumsraten von 3.2 g Trockensubstanz pro m² und Tag gemessen (Stand Juni 2005). Bei einem Feuchtegehalt von durchschnittlich 8 % entspricht das 40 g feuchten Fadenalgen, die täglich in einem ARF-Modul heranwachsen. Laut Literaturangaben für ähnliche Systeme sind bis zu 10 mal höhere Wachstumsleistungen möglich (Craggs 1996 & 2001, Kebede 2003 & 2004, Mostert 1987, Mulbry 2001, Wilkie 2001). Diese Werte wurden jedoch bei Algenproduktion in Agrar-

abwässern erreicht, wo die Algen üppig mit Nährstoffen versorgt wurden (rund 5 mg P/l). Ein Versuch zur P-Elimination im Tagesverlauf zeigte, dass Fadenalgen auch im mit Nährstoffen relativ unbelasteten Wasser der Schwimmteiche gediehen und deren Wachstum erst bei rund 5 µg P/l limitiert wurden.

4.4.2 Phosphorbilanz

In der Laboranlage wurden Batch-Versuche mit wöchentlicher Aufdüngung durchgeführt. Die gemessene Eliminationsleistung der Module lag im Februar bei rund 14 mgP/m²/Tag. Berechnet man den Phosphatentzug der Algen (Algenproduktion x Phosphorgehalt), wird deutlich, dass die Fixierung in der Algenbiomasse rund 20 bis 70 % dieses Totalentzugs ausmacht. Die Differenz ist weiteren Mechanismen der P-Elimination zuzuschreiben. Einerseits wird Phosphor bei pH Werten über 9 als Calciumphosphat ausgefällt, andererseits kann eine Adsorption im System stattfinden. Diese letzte Variante wird in späteren Versuchen mit einem Kontrollmodul erfasst. Im Juni stieg die P-Elimination der ARF-Module auf 60 mgP/m²/Tag an, die stärkere Sonneneinstrahlung hatte einen messbaren Einfluss auf die Wachstumsleistung.

Verglichen mit Literaturwerten (Craggs 1996 & 2001, Jarvie 2002, Kebede 2004, Mulbry 2001, Pizarro 2002, Wilkie 2002) sieht diese Entzugsleistung noch nicht sehr gut aus und es gibt sicher noch Optimierungspotential. Warum waren die Module Faktor 9 langsamer im P-Entzug? Mögliche Gründe sind die Faktor 10 tiefere Algenproduktion, die Faktor 500 tiefere P-Konzentration im Produktionswasser, und vermutlich Lichtlimitierung (Mitteleuropa verglichen mit Kalifornien). Möglich wäre auch, dass nicht die idealen Algenarten im ARF wuchsen. Die Struktur der Algenlebensgemeinschaft ist aber weitgehend durch die Algenbiozönose im Schwimmteich vorgegeben.

4.4.3 Einfluss der Algenrasenfilter auf den pH-Wert

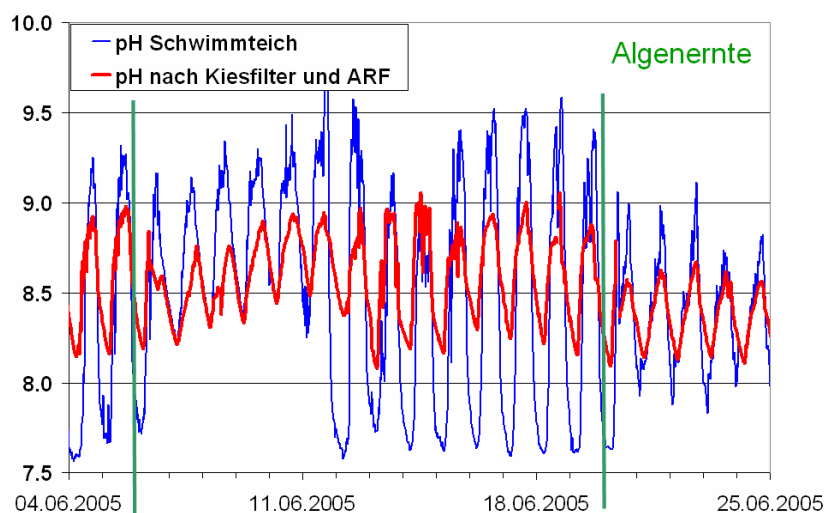


Abbildung 2: Tagesgänge pH im Schwimmteich und Ablauf der ARF-Module

In der Praxisanlage in Grünen BE durchfließt das Schwimmteichwasser einen vertikalen Kiesfilter, bevor es in die ARF-Module gepumpt wird. Erstaunlicherweise war die pH-Amplitude im Schwimmteich dreimal grösser als die des Algenrasenfilters und mit 2 pH-Einheiten sehr ausgeprägt. Die Pufferfunktion im ARF-Ablauf ist vermutlich dem vorgeschalteten Kiesfilter zuzuschreiben. Die kurze Verweilzeit von rund 5 Minuten ist ein weiterer Grund, dass in den ARF der pH nicht weiter anstieg. In der Laboranlage an der HSW wurden im ARF-Ablauf pH-Werte bis 10.5 erreicht.

Die Algen in der Praxisanlage wurden zweimal geerntet: Am 6. Juni im ARF 2.4 kg Feuchtwicht, am 20. Juni 2.2 kg im ARF und zusätzlich im Schwimmteich 2.5 kg Feuchtwicht. Dadurch verkleinerte sich die pH-Amplitude des ARF, aber auch im

Schwimmteich. Die pH-Tagesamplitude wurde also massgeblich durch die Algenbiomasse bestimmt. Ein weiterer Trend: Mit zunehmender Algenbiomasse stieg der pH im Schwimmteich.

4.4.4 Taugt der Algenrasenfilter zum Solarmodul?

Ein erwünschter Zusatznutzen der ARF-Module wäre ein Wärmeeintrag und dadurch eine Verlängerung der Badesaison. Der Datenauszug vom Juni zeigt ein zweiseitiges Bild: Vom 4. bis 11. Juni kühlte sich der Teich ab, die Temperatur im ARF lag rund 1 °C tiefer, er war somit ein Kühlelement. Ab dem 16. Juni heizte die Sonne den Schwimmteich auf, die Temperatur im ARF lag rund 2 °C höher als im Teich, er wurde dadurch effektiv zum Sonnenkollektor. Der Wärmegewinn aus dem ARF könnte weiter optimiert werden, wenn er bspw. nur tagsüber betrieben würde, um die Wärmeabstrahlung in der Nacht zu verhindern. Da die P-Elimination hauptsächlich bei Tageslicht stattfindet, wäre durch eine nächtliche Stilllegung der Anlage keine Reinigungseinbusse zu befürchten.

Ein Algenrasenfilter-Modul können Sie am Messestand der HSW besichtigen. Die Praxisanlage in Grünen BE kann am Samstag besichtigt werden auf der Exkursion 1: «Schwimmteiche der High-Class».

4 Literatur

Brönmark, C. (1994): Effects of tench and perch on interactions in a freshwater, benthic food chain. *Ecology*, 75, 1818-1828.

Craggs, R., Adey, W., Jessup, B., Oswald, W. (1996): A controlled stream mesocosm for tertiary treatment of sewage. *Ecological Engineering* 6, 149-169.

Craggs, R. J. (2001): Wastewater treatment by algal turf scrubbing. *Water Science and Technol.* 11-12: 427-433.

Dillon, P. & Rigler, F. (1974): The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology & Oceanography*, 19, 767-773.

Irvine, K., Moss, B. & Balls, H. (1989): The loss of submerged plants with eutrophication II. Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. *Freshwater Biology*, 22, 89-107.

Jarvie, H., et al., (2002): Phosphorus uptake into algal biofilms in a lowland chalk river. *The Science of The Total Environment*, Volume 282-283, 353-373.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C., Huszar, V. and Scasso, F. (in press). Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. In: V. Reddy (ed.): *Tropical eutrophic lakes: their restoration and management*.

Kebede-Westhead, E., Pizarro C. and Mulbry, W. (2004): Treatment of dairy manure effluent using freshwater algae: Elemental composition of algal biomass at different manure loading rates. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 52 (24): 7293-7296.

Kebede-Westhead, E., Pizarro, C. and Mulbry, W. (2003): Production and nutrient removal by periphyton grown under different loading rates of anaerobically digested flushed dairy manure. *Journal of Phycology* 39, 1275-1282.

Lampert, W., Sommer, U. (1993): *Limnökologie*. Thieme Verlag, 440 S.

Moss, B. (1998): Shallow lakes biomanipulation and eutrophication. CEEP-Newsletter No 29. <http://www.ceep-phosphates.org/Files/Newsletter/scope29/launch.html>

Mostert, E., Grobbelaar, J. (1987): The influence of nitrogen and phosphorus on algal growth and quality in outdoor mass algal cultures. *Biomass* 13, 219-233.

Mulbry, W., Wilkie, A., (2001): Growth of benthic freshwater algae on dairy manures. *Journal of Applied Phycology* 13, 301-306.

Pizarro, C., Kebede-Westhead, E., and Mulbry, W. (2002): Nitrogen and phosphorus removal rates using small algal turfs grown with dairy manure. *Journal of Applied Phycology* 14, 469-473.

Wilkie, A., Mulbry, W. (2002): Recovery of dairy manure nutrients by benthic freshwater algae. *Bioresource Technology* 84, 81-91.