Die Reaktivierung biologisch-ökologischer Systeme zur Stärkung der Selbstreinigung im Main, als Ausgleich für die ökologischen Schäden des Ausbaues zur Schiffahrtsstraße

Von Leopold Schua

Die Untersuchungen des Gewässers Main seit dem Jahr 1949, also in den vergangenen 31 Jahren, zeigten regional unterschiedliche Entwicklungen, die im Zusammenhang mit der Einleitung von häuslichem und industriellem Abwasser standen. Dabei ist es keineswegs so, daß der gesamte Flußlauf einer schlechten Gewässergüteklasse hätte zugerechnet werden müssen. Es waren im ganzen gesehen nur einige Belastungsstrecken, die sich jeweils über 2, 3 und gelegentlich auch mehr Stauhaltungen bemerkbar gemacht haben. In diesen stark belasteten Strecken fiel die Gewässergüteklasse teilweise bis zur Güteklasse IV ab. Die Untersuchungen in den Jahren 1949 bis 1952 zeigen eine besondere Belastung im Unterlauf durch die Einleitung der Abwässer der Zellstoffwerke. Auch unterhalb Schweinfurt ist eine deutliche Verschlechterung zu erkennen. Der übrige Main konnte aber der Güteklasse II zugerechnet bleiben. Nach 1950 setzte mit dem forcierten Wiederaufbau eine Entwicklung ein, die man als hygienische Sanierung des Wohnbereiches bezeichnen könnte und die sich durch zunehmende Abwasserbelastung im Gewässer manifestierte. Als verstärkend kommt die in der gleichen Zeit stark auflebende industrielle Tätigkeit hinzu. Die ungünstigsten Gewässergüteverhältnisse zeigt die Gütekarte des Jahres 1962/63 an.

In der zweiten Hälfte der sechziger Jahre und besonders nach 1970 setzten laufend verstärkend die Gegenmaßnahmen ein. Allenthalben wurde der Bau von vollbiologischen Kläranlagen vorangetrieben. Ebenso gelang es der Industrie, in ihrer Abwasserbehandlung Fortschritte zu erzielen. Die Folgen dieser Bemühungen blieben nicht aus. Die organische Belastung des Mains ging langsam aber ständig zurück. Die Selbstreinigung des Flusses kräftigte sich nach Eliminierung der Überlastung ebenfalls. Die Gewässergütekarten von 1972 und 1973 sowie 1976 und 1977 zeigen entsprechende Zwischenphasen an, die deutlich die Verbesserungen im gesamten bayerischen Mainbereich erkennen lassen. Aus der eingehenden Untersuchung im Jahre 1980 kann man mit Genugtuung den Erfolg der Bemühungen zur Reinigung der Abwässer und damit zum Schutze der Ge-

wässer erkennen. Die Situation der bayerischen Mainstrecke ist zur Zeit hinsichtlich der organisch-fäulnisfähigen Belastung durchaus zufriedenstellend und wird weitere Besserungen zeigen, wenn die restlichen, noch in der Phase des Ausbaues befindlichen biologischen Kläranlagen in Betrieb gehen werden. Die Gewässergüte bewegt sich überwiegend in der Güteklasse II mit streckenweise in kleinen Teilbereichen auftretender Tendenz zur Güteklasse II–III. In den Bereichen, wo das Abwasser noch ungereinigt oder gering gereinigt eingeleitet wird, sind auch noch Abschnitte der Güteklasse II–III mit einer Tendenz zu III zu erkennen.

Sorge bereitet heute die Überdüngung, vor allem die starke Düngung mit Phosphor, die insbesondere auch im Zusammenhang mit der Waschmittelverwendung gesehen werden muß, sowie die Belastung mit toxischen Stoffen wie z. B. Schädlingsbekämpfungsmittel oder Metalle.

Das Ziel weiterer Bemühungen muß daher sein, die ständige Zurückhaltung organisch-fäulnisfähiger Substanzen zu garantieren, ein Zurückdrängen der Überdüngung der Gewässer und die Verminderung des Anteiles von Schadstoffen im Gewässer. Hier bietet sich vor rein technischen Maßnahmen eine weitere Verstärkung der Selbstreinigung des Gewässers an.

Bei Bemühungen in dieser Richtung muß man sich aber stets vor Augen halten, daß es sich bei dem gestauten und schiffbaren Main nicht mehr um ein in seiner Hydromorphologie für die Selbstreinigung positiv gestaltetes Fließgewässer handelt. Durch den Aufstau und den Ausbau und deren Folgen, insbesondere mit durch die Veränderung der Fließgeschwindigkeit in der so entstandenen Kette von Fließstauen, ist eine veränderte Stoffwechsel-Dynamik eingetreten. Eine besondere Bedeutung spielen in dieser Selbstreinigung die flachen Bereiche zwischen der Schiffahrtsrinne und dem Ufer. Derartige Flachbereiche können jedoch nur dann eine bioökologische Rolle spielen, wenn sie in genügendem Umfang vorhanden sind, wenn ihre morphologische Gestaltung den Ansprüchen der dort lebenden Organismen entspricht und wenn in diese ökophysiologischen Prozesse der Mensch in gewisser Beziehung steuernd eingreift.

Eingehende Untersuchungen, basierend auf einer Vielzahl von Untersuchungsstellen, haben deutlich gezeigt, daß der Main kein ökologisch einheitliches Fließgewässer darstellt, sondern daß vielfältige Varianten der Standortzonierung bis hin zu typischem Teichcharakter vorzufinden sind. Belastungseinflüsse und wasserbautechnische Maßnahmen führten außerdem zu Biotoparten unterschiedlicher Genese.

Man kann dieses limnische Ökosystem Main in Zonen aufteilen, die Unterschiede innerhalb wichtiger Ökofaktoren aufweisen, wie z. B. in der

Strömung, in der Turbulenz und vor allem in der Zusammensetzung der Biozönose.
Am Ufer beginnend, besonders bei Uferversteinung (Rollierung), finden wir ein Biotop, das bei fließenden und stehenden Binnengewässern, anthropogen bedingt, relativ neu ist. Es handelt sich um eine ausgesprochene Brandungszone, die durch die Schiffahrt verursacht wird, wobei Hubhöhen, also Brandungshöhen, je nach Geschwindigkeit und Tiefgang der Schiffe, besonders bei Bergfahrt in Größenordnungen bis zu 70 cm und mehr, keineswegs selten sind. Diese Brandungszone charakterisiert sich durch eine relativ große Strömungsenergie und Turbulenz.
Ihr folgt zur Flußmitte hin ein leicht abfallender Flachwasserbereich, der sowohl durch offene als auch durch geschlossene, mit Quer- und Längsleitwerken umgebene Buhnenbereiche charakterisiert ist. Die Leitwerke überstauter Buhnen sind dabei in der Regel mit submersen Makrophyten bestanden.
Noch zu diesen Flachbereichen zählend, jedoch schon ganz anderen Charakter aufweisend, wobei die Reaktivierung des Phosphors hier besonders ins Auge fällt, sind die nicht-überstauten Buhnen, die relativ geschlossene ökologische Areale darstellen. Sie sind neben ihrer Funktion im limnischen Ökosystem z. B. hinsichtlich einer biogenen Belüftung oder als Aufenthalts- und Nahrungsräume für die Fische von besonderem Interesse und stellen außerdem landschaftsökologisch wichtige Rückzugsgebiete – Naßbereiche und Vogelbrutstätten – dar, die unbedingt als schutzwürdige Gebiete zu bewerten sind.
Die in diesem Flachwasserbereich bereits erwähnten Längs- und Querleitwerke der überstauten Buhnenareale sind Zonen mit besonderer Schutzfunktion, da sie als Steinanhäufungen mit vielen Nischen einen für die verschiedensten Organismen wichtigen Schutzraum darstellen. Sie eignen sich außerdem für Unterwasserpflanzen als Standort wegen der günstigen Einwurzelung, so daß wir dort in vielen Fällen ganze Bewuchsstreifen vorfinden, die vorhangartig den Buhnenraum vom Flußgerinne abteilen und auf diese Weise durch Dämpfung der Strömung und Turbulenz eine Art Stillwasserbereich bzw. Beruhigungszone schaffen. Sowohl diese Makrophytenbestände als auch die dahinterliegenden, von der Schiffahrtsrinne getrennten Zonen, sind nun für die Selbstreinigung des Gewässers von großer Bedeutung. Gerade aber diese Bereiche wurden und werden bei dem Ausbau des Gewässers, bei breiter werdender Schiffahrtsrinne – wobei deren Vertiefung nicht unbeachtet bleiben darf, da auch von ihr wesentliche Einflüsse ausgehen – in teilweise nicht unerheblichem Maße gestört.

Die letzte Zone im Flußbett des Maines bildet die künstlich vertiefte Schiffahrtsrinne, wobei wegen der Turbulenz und Mechanik der Schraubenwirkung diese Zone als lebensfeindlicher Bereich bezeichnet werden muß, der kaum besiedelt ist und damit für die Selbstreinigung keine Bedeutung hat. In dieser Rinne triften zwar die Organismen, die von ihrer Unterlage abgerissen wurden sowie echte Planktonorganismen; alle diese Lebewesen sind jedoch nicht ortsfest und nur als Durchreisende zu werten, deren Selbstreinigungseinfluß auf den Wasserkörper weit geringer ist als der der festsitzenden Organismen.

Aufgrund dieser Erfahrungen können die genannten Flachwasserbereiche im Gegensatz zur Schiffahrtsrinne mit Recht als Bioreaktorbereich bezeichnet werden und müssen zukünftig unter Pflege bzw. Bewirtschaftung genommen werden.

Warum muß man nun auf diese Flachzonen ein besonderes Augenmerk richten? Sie zeichnen sich durch eine große Mannigfaltigkeit an Pflanzen und Tieren aus. Es treten relativ viele Arten auf, jedoch nur selten im Stadium einer Massenentwicklung. Typisch ist die Vielfaltigkeit an Kieselalgen, Jochalgen und Grünalgen. Es leben dort Süßwasserschwämme und Moostierchen. Die meisten Arten von Süßwasserschnecken sind ebenfalls zu finden, sowie Kleinkrebse, Insektenlarven und Muscheln. Auch Frösche und Fische leben überwiegend in dieser Zone. Eine derartige Vielfalt an Lebewesen ist im ökologischen Sinne der Selbstreinigung und des Gleichgewichts in der Stoffwechseldynamik von äußerst hohem Wert. Auffällig ist, daß manche dieser Randräume, soweit sie durch Längs- und Querleitwerke geschützt sind, in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften ausgesprochenen Teichcharakter aufweisen.

Es wurden schon die zwei unterschiedlichen Arten von Buhnen genannt, nämlich die überstauten und die nicht-überstauten Buhnenbereiche. Sie sind ökologisch sehr unterschiedlich zu bewerten und vor allen Dingen in der Sedimentation von Schwebstoffen unterschiedlich wirksam. Während die überstauten Buhnen als Sedimentfänger und als weitgehend ruhendes Sedimentdepot angesehen werden können, unterliegen die nicht-überstauten Buhnen unvergleichlich stärker der Wirkung der Schiffahrtswellen, die durch Hub und Senkung des Wasserspiegels über die Einlaßöffnung der Längsleitwerke einer Flut- und Ebbeströmung ausgesetzt sind. Durch diese ständig gegenläufigen Strömungen wird das Sediment laufend aufgewirbelt, erodiert und auch ausgelaugt, d. h. daß das mit Phosphor angereicherte Interstitzialwasser im Faulschlammsediment mit dem Freiwasser vermischt wird, so daß Phosphor und auch andere gelöste Stoffe an das

freie Wasser abgegeben werden. Wir müssen in diesem Zusammenhang mit einer Reaktivierung von Düngestoffen rechnen.
Entsprechende Untersuchungen an Buhnen haben ergeben, daß die Mobilität des Schlammes, also Schlammablagerung, Schlammaufwirbelung und Erosion eine deutliche Abhängigkeit vom Aus- und Einströmen bei Schiffahrtspassagen zeigt.
Die Verhältnisse in den überstauten Buhnen liegen dagegen anders. Dort sind schon die Strömungen nicht mehr so extrem wie in der nicht-überstauten Buhne. Die überstauten Bereiche sind mehr in das fließende System des Gesamtgewässers eingegliedert. Daher wirken dort Strömungsfaktoren zwar ständig, aber doch in abgeschwächter Form. Die vorher schon erwähnten, vorhangartigen Bestände an submersen Pflanzen auf den Längs- und Querleitwerken spielen dabei eine wesentliche Rolle. Die starke Strömung läuft dort außerhalb, entlang dieser Pflanzenbestände, so daß innerhalb der überstauten Buhnenbereiche strömungsärmere Verhältnisse bestehen. Damit fängt die überstaute Buhne angedriftete Biomasse und mineralische Sedimente und bringt sie zum Absetzen. Eine Art Rüttelfraktion des Sedimentes, ausgelöst durch die von der Schiffahrt verursachten Wellen, führt in diesen seicht abfallenden Buhnen zu einer Trennung der Sedimentarten. Damit werden die Feinschlämme und auch die faulenden Reste der Biomasse am weitesten zur Flußmitte hin bis an die Längsleitwerke verfrachtet und dort in relativ ruhiger Lage abgelagert, während am Ufer Sand- oder Kiesgrund zu finden ist, der für Kieslaicher einen interessanten Lebensraum darstellt. Diese mit überstauten Buhnen versehenen Flachwasserbereiche unterscheiden sich auch stark von einer normalen Flachwasser-Uferrregion ohne Leitwerke.
Schon Thienemann, der Altmeister der Limnologie, äußerte einmal, daß künstliche Staue und Wasserspeicher, limnologisch gesehen, eine neue, durchaus eigenständige Gewässergruppe darstellten. Die Untersuchungen am gestauten und schiffbaren Main bestätigten vollauf diese Ansicht. Sie zwingen sogar dazu, die Flußschiffahrtsstaue als eine weiter zu differenzierende Art nochmals gesondert zu sehen, da bei ihnen die Schiffahrt als ein sehr wichtiger und einflußreicher neuer Ökofaktor unbedingt ins Kalkül gezogen werden muß. Dabei ist dieser neue Gewässertyp keineswegs einheitlich, sondern gliedert sich in Untergruppen, die sich durch mehrere Gegensätzlichkeiten voneinander unterscheiden. So muß vor allem der Schiffahrtsbrandungsraum, den wir schon angeführt hatten, also der Grenzbereich zwischen Wasser und Luft am Ufer, vor allem dann, wenn dieses durch Steinschüttungen verbaut ist, als ganz eigentümlicher ökologischer Bereich angesehen werden. Die stark mechanisch wirkenden

Kräfte der Brandung und der Schiffahrtswellen haben eine Reihe von wichtigen physikalischen Auswirkungen sowohl im Wasserkörper selbst, als auch auf das Sediment und den Steinuferbewuchs, deren ökologische Einwirkungen wir kaum ganz abzuschätzen in der Lage sind. Auf jeden Fall wirkt dort eine starke mechanische Beanspruchung auf die planktischen und festsitzenden Organismen. Dabei werden diese auch ständig von ihrem Standort weggerisssen und verfrachtet. Ebenso werden dort laufend Sedimente eingetragen und ausgespült. Wahrscheinlich stehen die Trübungen in den Frühjahrs- und Sommermonaten in gewisser Größenordnung auch im Zusammenhang mit dieser Schiffahrtsbrandung. Damit müssen wir auch diese Trübungen als wirksamen Faktor im Hinblick auf die Lebensmöglichkeiten phototropher Organismen zur Tiefe hin sehen und berücksichtigen, daß die so verursachten Turbulenzen zu Trübungsverstärkungen und damit zur negativen Beeinflussung des Lichtklimas im Wasser führen. Damit werden die Flachzonen zum Ufer hin in ihrer biologischen Bedeutung auch in dieser Hinsicht aufgewertet.

Hier sei noch einmal die biofeindliche Zone der Schiffahrtsrinne angesprochen, die ständig einer starken Strömung, der Turbulenz der Schraubenwirkung der Schiffe und der Raspelwirkung des vom Wasser und den Schiffen ständig in Bewegung gehaltenen Sandes, Kieses und Gerölles am Boden der Schiffahrtsrinne ausgesetzt ist. Damit begründet sich auch die vorher schon genannte Lebensfeindlichkeit dieses Bereiches. Da diese Schiffahrtsrinne im Fluß im Verhältnis der Größenordnungen einen sehr großen Flächenanteil einnimmt, müssen wir bei einem derartig ausgebauten Fluß von einem in größerem Umfang lebensfeindlichen Raum sprechen.

Damit sind die Flachwasserbereiche, besonders dann, wenn sie durch Buhnenleitwerke gegen die Schiffahrtsrinne hin geschützt sind, die hydroökologisch wertvollsten Zonen im Main mit einer nicht zu überbietenden Bedeutung für die Selbstreinigungskraft des Gewässers. Ihr voll wirksames Lichtklima erlaubt es, daß diese flachen Bereiche mit Strömungsschutz das geeignete Biotop für eine Vielzahl der verschiedensten Unterwasserpflanzen, Halbwasserpflanzen und biologischen Aufwuchs darstellen. Die Bestrebungen, diese Zonen biologisch noch weiter zu aktivieren, decken sich auch mit fischereilichen Belangen, da bei geeigneter Leitwerksbauweise strömungsruhigere Zonen entstehen, die auch der etwas empfindlicheren weichen Unterwasserflora (Laichkräutern) das Aufwachsen ermöglichen.

Die Grundlage einer ökologischen Sanierung und Verstärkung der Selbstreinigungskraft des durch die Schiffbarmachung gestörten Ökosystems

des Maines ist somit die Aktivierung der flachen Randzonenbereiche links und rechts der Schiffahrtsrinne. Diese Zonen dienen der natürlichen Regeneration und der Reinigung des Wassers auch von Inhaltsstoffen toxischer Art. da auch solche Inhaltsstoffe durch Wasserpflanzen gebunden werden.

Die Pflanzenmasse im Main, die hauptsächlich in diesen Randzonen angesiedelt ist, hat eine mehrfache ökologische Bedeutung. Sie stellt ein zentrales Element innerhalb des limnischen Stoffkreislaufes dar, insbesondere hinsichtlich der Regulierung des Sauerstoff-, Kohlendioxyd-, Stickstoff- und Phosphorhaushaltes, um nur die wichtigsten Fakten zu nennen. Sie beeinflußt auf jeden Fall den Chemismus des Wassers und damit dessen Qualität. Sie spielt eine wichtige Rolle in der Energiekaskade des Ökosystems Fließgewässer. Fernerhin stellt sie ein beträchtliches Speichersystem von Nährstoffen dar, insbesondere von Eiweiß, nimmt aber auch andere Wasserinhaltsstoffe auf. Außerdem besitzen diese submersen Makrophyten auch eine besondere Bedeutung in landschaftsökologischer Hinsicht, sowohl im Stoffhaushalt einer Landschaft als auch hinsichtlich der Erhaltung der verschiedenen Pflanzen- und Tierarten. Submerse Wasserpflanzen und Sedimentation beeinflussen sich übrigens zusätzlich wechselseitig in positiver Rückkoppelung. Das Ziel einer Pflege und Verstärkung der Selbstreinigung des Mains muß daher sein, im Ökosystem selbst durch Eingriffe in die Stoffwechseldynamik an greifbarer Stelle steuernde positive Einflüsse auszuüben. Unter „greifbarer Stelle" verstehe ich den Zugriff auf Arten, die ich aus dem System herausnehmen kann und damit infolge deren Speicherwirkung auch einen größeren Anteil von sonst gelösten Stoffen aus dem Wasser mitentfernen kann.

Die so beeinflußbaren Bestände an submersen Makrophyten stellen außerdem einen starken Konkurrenten gegen die im Wasser freischwimmenden Algen dar, so daß es bei gezielter Unterstützung und Pflege der Unterwasserpflanzen gelingen müßte, die freischwebenden Algen als Nahrungskonkurrenten hintanzuhalten, um damit die negativen Algenblüten zu verhindern.

Die Frage, warum sich die Front gegen dieses Phytoplankton richten muß, ist damit zu beantworten, daß bei deren Massenentwicklung neben anderen negativen Wirkungen Biomasse entsteht, die beim Absterben sehr rasch zu einem Überangebot als Nährmedium für heterotrophe Organismen führt; auf das Freiwerden unangenehmer Algeninhaltsstoffe sei nur am Rande hingewiesen. Wichtig ist aber, daß diese in Mengen absterbenden Algen die Bildung von Faulschlamm fördern. Diese freischwebenden und mit der Welle sich fortbewegenden Algen sind nicht beherrschbar. Sie

verdriften und eine Herausfilterung aus dem Wasser in größerem Umfang ist technisch und wirtschaftlich nicht denkbar. Somit können wir über die Algen keinen steuernden Einfluß auf den Stoffkreislauf ausüben. Submerse Makrophyten dagegen sowie das auf ihnen sitzende Periphyton sind im Gegensatz dazu als sessile Pflanzen und Tiere standortgebunden und damit einem Zugriff offen. Durch Abmähen und Entfernen der Pflanzen aus dem Gewässer, z. B. im Spätsommer nach der Vegetationsphase, können diese Pflanzen und die in ihnen gespeicherten Nahrungsstoffe, wie Stickstoff, Phosphor, Natrium, Calcium und andere, z. B. auch toxische Metalle, aus der aquatischen Nahrungskette herausgebrochen und damit aus dem Gewässer entfernt werden. Außerdem stellen diese submersen Makrophyten, durch den Zuwachs an eigener Biomasse während der Vegetationszeit, auch einen sicheren Garanten für eine örtliche Kohlenstoff-Fixierung im Gewässer dar. Eventuell ließe sich für diese gemähte Biomasse, die zellulosehaltig ist, eine Nutzung an anderer Stelle, beispielsweise in der Landwirtschaft oder im industriellen Bereich, finden. Abschließend soll noch auf einige wichtige Grundlagen hingewiesen werden, die zu der vorliegenden Beurteilung geführt haben. Es wurden vorhin schon periphytische Aufwuchselemente der submersen Makrophyten erwähnt. Diese Gruppe von Lebewesen ist von großer Bedeutung, da sie die sogenannte ökologische Diversität, die einen Stabilitätsgaranten darstellt, mitbildet. Aus entsprechenden Untersuchungen wissen wir, daß dabei die Adhäsion von Mikroorganismen sowie andere Sorptionserscheinungen im Wasser im Stoffkreislauf eine wichtige Rolle spielen. Für die Praxis müssen wir daraus schließen, daß zur bestmöglichen Ausnutzung dieser wichtigen Prozesse eine Unterstützung so erfolgen kann, daß man genügend Ansatzflächen im Verhältnis zum Wasservolumen anbietet. Es handelt sich dabei um ähnliche Dinge, die wir als Tropfkörpereffekt oder Filterwirkung bezeichnen könnten. Als Ansatzflächen kommen das Ufer, der Boden, Steinlegungen wie Leitwerke und auch Unterwasserpflanzen in Frage. Letztere bilden dabei besonders günstige Standorte für die Mikroorganismen, da sie im Wasser wie Vorhänge fluten. Ein verstärkter Einsatz von Unterwassermakrophyten bedeutet daher eine Vergrößerung der Besiedlungsfläche und damit der bioaktiven Selbstreinigungsflächen. So spielen die submersen Makrophyten nicht nur mit ihrer eigenen Stoffwechseldynamik eine Rolle in der Selbstreinigung, sondern sind gleichzeitig Substrat, also Träger, von Organismen, deren eigene Stoffwechselvorgänge die selbstreinigende Bioaktivität dieser Pflanzenbestände vervielfältigen. Ferner finden wir eine Reihe von Wassertieren in diesen Makrophytenbeständen, die dort ihre ökologische Nische haben.

Gerade auch hinsichtlich der Bindung von Phosphor spielt dies eine Rolle, da nicht nur die Makrophyten selbst diesen und andere Stoffe inkorporieren, sondern auch ihre periphytischen Besiedler, verstärkt durch zusätzliche einfache Anlagerungsvorgänge an den Zellmembranen, wirksam sind. Da submerse Makrophyten ihre Nahrungsstoffe jedoch nicht nur aus dem freien Wasser, sondern auch aus dem Sediment nehmen, ist ihr Wurzelraum nicht ohne Bedeutung. Dieser Wurzelraum unterliegt dem Einfluß der Sedimente und damit auch dem organischen Anteil, der dort eingeschwemmt und abgebaut wird.

Im übrigen wäre auch ein Ziel von Pflegemaßnahmen die Entfernung übermäßiger organischer, abgesetzter Stoffe. Es gilt also, die Sedimententwicklung ebenfalls zu steuern und die Sedimentmenge zu beeinflussen.

In Zusammenhang mit der Frage der Stärkung der Selbstreinigung des Mains muß auch darauf hingewiesen werden, daß bei der vorgesehenen kommenden Nachtfahrt von Schiffen eine Verstärkung der negativen Aspekte im Main zu erwarten ist, so daß man notwendige Hilfen für das Ökosystem nicht zu einem zu späten Zeitpunkt einsetzen sollte.

Das Ziel wasserwirtschaftlicher Maßnahmen zur Verstärkung der Selbstreinigung ist also die Dämpfung der Einwirkungen aus dem Schiffahrtsbereich. Dabei ist es wichtig, den ökologischen Belangen mit ihren vielfach kurzgeschlossenen Stoffwechselkreisläufen im Gewässer Main den notwendigen hohen Stellenwert einzuräumen und die Funktionsfähigkeit zu stützen. Dies kann geschehen durch weitgehende zusätzliche Schaffung von überstauten und nicht-überstauten Buhnenbereichen dort, wo die ehemals bestehenden Leitwerke dem Ausbau zum Opfer gefallen sind oder noch zum Opfer fallen werden.

Literatur

Ambühl, H. (1959): Die Strömung als physiologischer und ökologischer Faktor. Schweiz. Zeitschr. f. Hydrolog. 21: 135.

Ant, H. (1967): Korrelierende Artengruppen und Mosaikkomplexe im Bereich des Fließwasser-Benthos. Schr.-R. für Vegetationskunde 2: 193–204.

Auerbach, S., P. Prüfer & G. Weise (1973): Gasstoffwechselphysiologische Schädigungskriterien bei submersen Makrophyten vom Typ Fontinalis antipyretica unter Einwirkung von Schwermetallen oder Phenolen. Int. Revue d. ges. Hydrobiol. 58: 19–32.

Backhaus, D. (1969): Biomassenbestimmungen und Triftmessungen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 36 – Donauforschung 4: 1–26.

Backhaus, D. (1967): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. Arch. Hydrobiol. Suppl. 30 – Donauforschung 2: 364–399.

BENGTSSON, C., T. BRORSON, S. FLEISCHER & C. ASTRÖM (1977): Beschaffenheitsänderungen des Sectons in Seen nach dem Sedimentieren. Acta hydrochim. hydrobiol. 5: 153–165.
BÖHME, H. (1977): Einige Aspekte zum Stoffhaushalt eines Fließgewässers. Acta hydrochim. hydrobiol. 5: 167–175.
BOTH, H. & H. BÖHME (1977): Die Bedeutung des Bewuchses für die Umsetzungsgeschwindigkeit in einem Fließgewässer. Acta hydrochim. hydrobiol. 5: 259–268.
BOYD, C. E. (1971): The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. Amer. Fisheries Soc. 8: 153–166.
BRAUNE, W. (1971): Zur Ermittlung der potentiellen Produktivität von Flußwasserproben im Algentest. Int. Revue ges. Hydrobiol. 56: 795.
BRAUNE, W. (1972): Experimentelle Untersuchungen in situ zur Biomassenbildung von Mikroalgen und zur Entwicklung natürlicher Algenbiozönosen in Fließgewässern. Int. Revue ges. Hydrobiol. 57: 227.
CAINES, L. A. (1965): The phosphorous content of some aquatic macrophytes with special reference to seasonal fluctuations and applications of phosphate fertilizers. Hydrobiologica 25: 289–301.
CLASEN, J. & H. BERNHARDT (1969): Die Remobilisierung von Phosphaten und Mikronährstoffen und ihre Wirkung auf die Planktonproduktion in Modellgewässern. Arch. Hydrobiol. 65: 523.
DEWITZ, V. & H. LANGE-BERTALOT (1977): Differenzierung starker und übermäßig starker Abwasserbelastung im Main bei Frankfurt durch quantitative Analyse der Kieselalgenbesiedlung. Gas und Wasserfach – Wasser/Abwasser 118: 217–223.
DIETZ, F. (1972): Die Anreicherung von Schwermetallen in submersen Pflanzen. Gas und Wasserfach – Wasser/Abwasser 113: 269–273.
DOKÜLIL, M. (1971): Atmung und Aerobioseresistenz von Süßwasseralgen. Int. Revue ges. Hydrobiol. 56: 751.
EINSELE, W. (1941): Die Umsetzung von zugeführtem anorganischem Phosphat im eutrophen See und ihre Rückwirkung auf seinen Gesamthaushalt. Z. f. Fischerei 34: 407–488.
ESSER, W. (1978): Über die Rolle sessiler Organismen auf die Selbstreinigungsgeschwindigkeit in Fließgewässern. Gas und Wasserfach – Wasser/Abwasser 119: 582–586.
FELDNER, J. (1976): Ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Seegras in der Kieler Bucht. Diss. Univ. Kiel.
FRANZISCO DE ASSIS ESTEVES (1978): Die Bedeutung der aquatischen Makrophyten für den Stoffhaushalt des Schönsees. Diss. Univ. Kiel.
GLAAB, E. (1977): Ökologische Untersuchungen an einer überstauten Buhne unter besonderer Berücksichtigung stoffwechseldynamischer Prozesse. Staatsexamensarb. Univ. Würzburg.
GLÄNZER, U. (1973): Experimentelle Untersuchungen über das Verhalten submerser Makrophyten bei NH_4-Belastung. Verh. Ges. Ökologie (Saarbrücken) 173.
GLÄNZER, U. (1976): Das Verteilungsmuster der Fließwassermakrophyten: Ergebnis von Gewässerdynamik und Belastung. Verh. Ges. Ökologie (Göttingen): 347–352.
GLÄNZER, U., W. HABER & A. KOHLER (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässermakrophyten. Arch. Hydrobiol. 79: 193–232.
GRUBE, H. J. (1973): Belastung und Belastbarkeit von submersen Makrophyten in südniedersächsischen Fließgewässern. Verh. Ges. Ökologie (Saarbrücken) 173.

GRUBE, H. J. (1975): Die Makrophytenvegetation der Fließgewässer und ihre Beziehung zur Gewässerverschmutzung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 45/4: 376–456.
GUHR, H. & G. RUDOLPH (1979): Stickstoffumsetzung im Gewässer und ihre wasserwirtschaftliche Bedeutung. Acta hydrochim. hydrobiol. 7: 153–162.
HABERER, K. & F. SCHREDELSEKER (1978): Ergebnisse umfangreicher Untersuchungsserien an Flußabschnitten von Rhein und Main. DGM 22: 22–29.
HAMM, A. (1980): Wassergütewirtschaftliche Folgerungen bezüglich der Nährstoffe in Fließgewässern. Münchener Beitr. 32: 379–385.
HANNEMANN, W. (1980): Untersuchungen über den Sauerstoffgehalt eines phytoplanktonreichen Fließgewässers. Acta hydrochim. hydrobiol. 8: 303–380.
HEINRICH, L. (1973): Der biologische Rasen in Fließgewässern, Verteilung, Wachstum und Differenzierung. Acta hydrochim. hydrobiol. 1: 267–293.
HEINRICH, L., K. SEIDEL & G. WEISE (1972): Die Aktivität der submersen Makrophyten und des biologischen Rasens (Aufwuchs) in Fließgewässern. Wasserwirtsch.-Wassertechnik 22: 78–82.
HOFFMANN, C. (1956): Untersuchungen über die Remineralisation des Phosphors im Plankton. Kieler Meeresforschungen 12: 25–36.
HORBACH, W., L. HORNIG & G. WEISE (1976): Beeinflussung des Kohlendioxidhaushaltes submerser höherer Wasserpflanzen im Fließgewässer durch Wasserschadstoffe. Acta hydrochim. hydrobiol. 4: 363–384.
JORGA, W. (1965): Biologische Selbstreinigung – Unterwasserpflanzen als Indikatoren der Wasserbeschaffenheit. Z. Poseidon (Berlin) 145: 6–32.
JORGA, W. & G. WEISE (1977): Biomassenentwicklung submerser Makrophyten in langsam fließenden Gewässern. Int. Revue ges. Hydrobiol. 62: 209–234.
JORGA, W. & G. WEISE (1978): Beziehungen zwischen Kohlendioxidgasstoffwechsel submerser Makrophyten und deren Sauerstoffproduktion in langsam fließenden Gewässern. Acta hydrochim. hydrobiol. 6: 199–226.
JORGA, W. & G. WEISE (1979): Zum Bioindikationswert submerser Makrophyten und zur Zurückhaltung von Wasserinhaltsstoffen durch Unterwasserpflanzen in langsam fließenden Gewässern. Acta hydrochim. hydrobiol. 7: 43–76.
JORGA, W. & G. WEISE (1979): Beziehungen zwischen Wasserinhaltsstoffen und Gasstoffwechsel submerser Makrophyten. Acta hydrochim. hydrobiol. 7: 379–400.
KALBE, L. (1972): Sauerstoff und Primärproduktion in hypertrophen Flachseen des Havelgebietes. Int. Revue ges. Hydrobiol. 57: 825.
KICKUTH, R. (1970): Ökochemische Leistungen höherer Pflanzen. Naturwissenschaften 57: 55–61.
KNIE, K. (1961): Über den Chemismus der gestauten Gewässer. Wasser und Abwasser (Wien) 1961: 71–77.
KOHLER, A. (1971): Zur Ökologie submerser Gefäßmakrophyten in Fließgewässern. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 84: 713–720.
KOHLER, A. (1974): Gefährdung, Schutz und Sanierung von Wasserpflanzenbiotopen. Seminar „Arten- und Biotopschutz für Pflanzen" der ANL vom 21./22. 11. 1974.
KOHLER, A. (1975): Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. Beitr. naturk. Forsch. Südwest-Deutschland 34: 149–159.
KÖRNER, H. (1977): Diatomeenaufwuchsanalyse – eine quantitative Methode der biologischen Gewässeruntersuchung. Wasser und Boden 12: 332–337.

KOZERSKI, H. P. (1977): Ein einfaches mathematisches Modell für den Phosphoraustausch zwischen Sediment und Freiwasser. Acta hydrochim. hydrobiol. 5: 53.
KRAUSE, H. R. (1964): Zur Chemie und Biochemie der Zersetzung von Süßwasserorganismen unter besonderer Berücksichtigung des Abbaues der organischen Phosphorkomponenten. Verh. int. Ver. Limnol. 15: 549.
LANGE-BERTALOT, H. & K. BONIK (1976): Massenentwicklung bisher seltener und unbekannter Diatomeen als Indikator starker Abwasserbelastung in Flüssen. Arch. Hydrobiol. 16: 135.
LANSER, O. (1961): Gliederung und Morphologie der Stau- und Speicherseen. Wasser und Abwasser (Wien) 1961: 13–34.
LIEBMANN, H. (1939): Über den Einfluß der Verkrautung auf den Selbstreinigungsvorgang in der Saale unterhalb Hof. Vom Wasser 14: 40.
LIEBMANN, H. (1961): Untersuchungen über die Einwirkung von Stauhaltungen auf die natürliche Selbstreinigung. Wasser und Abwasser (Wien) 1961: 35–51.
LIEPOLD, R. (1965): Erfahrungen über die Auswirkungen von Phosphatanreicherungen in österreichischen Seen und über die Bekämpfung der Wasserblüte. Münchener Beitr. 12: 103.
MELZER, A. (1979): Jahreszeitliche Veränderungen der Stoffwechselleistungen von Fließgewässermakrophyten. Vortrag Jahrestg. d. Dt. Mitgl. d. Int. Ver. f. Limnologie vom 02. 10. 1979.
MOTHERES, G. (1980): Die Nährstoffverteilung in Sedimenten norddeutscher Seen und Hinweise auf den Austausch Sediment – Pelagial. Acta hydrochim. hydrobiol. 8: 35–46.
MÜLLER, D. & H. KNÖPP (1971): Die Messung der Primärproduktion und der biogenen Belüftung in Fließgewässern. Int. Revue ges. Hydrobiol. 56: 49.
NIEMANN, E. & U. WEGENER (1976): Verminderung des Stickstoff- und Phosphoreintrages in wasserwirtschaftliche Speicher mit Hilfe nitrophiler Uferstauden und Verlandungsvegetation. Acta hydrochim. hydrobiol. 4: 269–275.
NORMANN, H. D. (1967): Versuche zur Aufnahme von Phosphat durch Ranunculus fluitans. Arch. Hydrobiol. Suppl. 33: 243.
NÜMANN, W. (1970): Die Möglichkeiten der Gewässerreinigung mit höheren Pflanzen nach den bisherigen Untersuchungsergebnissen und theoretischen Überlegungen. Int. Revue ges. Hydrobiol. 55: 149–158.
OHLE, W. (1953): Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. Vom Wasser 20: 12.
OVERBECK, J. (1962): Untersuchungen zum Phosphathaushalt von Grünalgen. Arch. Hydrobiol. 58: 162 und 281.
PIETSCH, W. (1980): Biochemische – makrophytische Methode der Nährstoffeliminierung aus Oberflächenwässern auf der Grundlage der Infiltration. Acta hydrochim. hydrobiol. 8: 329–336.
POLTZ, J. & K. WUNSTORF (1979): Limnologische Untersuchungen an Flachseen in Niedersachsen. Wasser und Boden 12: 343.
REICHOLF, J. (1976): Zur Ökostruktur von Stauseen. Natur und Landschaft 51: 212.
REIMANN, K. (1965): Sauerstoffeintrag durch pflanzliche Organismen. Münchener Beitr. 12: 225–242.
RIETZ, K. (1972): Adsorptive Vorgänge bei der Selbstreinigung von Gewässern. Münchener Beitr. 22: 30.
RIETZ, K. (1975): Der Fluß als ökologisches System. Münchener Beitr. 26: 27–36.

SCHÄFER, W. (1975): Der Oberrhein als ökologisches Gefüge und seine ökotechnische Behandlung. Jahrb. f. Natursch. u. Landschaftspfl. 24: 79.
SCHNORRER, W. (1977): Ökologische Untersuchungen an einer nicht überstauten Buhne unter besonderer Berücksichtigung stoffwechseldynamischer Prozesse. Staatsexamensarb. Würzburg.
SCHWOERBEL, J. (1964): Konzentrationsabhängige Aufnahme von wasserlöslichem Phosphat bei submersen Wasserpflanzen. Naturwissenschaften 51: 319.
SCHWOERBEL, J. (1968): Untersuchung über die Rolle der submersen Wasserpflanzen bei der Eliminierung von Phosphaten. Münchener Beitr. 5: 361–374.
SCHWOERBEL, J. & G. C. TILLMANNS (1966): Untersuchungen über die Nährstoffaufnahme submerser Phanerogamen in Fließgewässern. Limnol. Ber. d. X. Tagung Donauforschung in Sofia 1966.
SEIDEL, K. (1964): Abbau von Bakterium Coli durch höhere Wasserpflanzen. Naturwissenschaften 51: 395.
SEIDEL, H. (1966): Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. Naturwissenschaften 53: 289–297.
SLADECEK, V. (1973): System of Water Quality from the Biological Point of View. Arch. Hydrobiol. Beih. 7 Ergebnisse der Limnologie (1973) Nr. I–IV S. 1/258.
STADLER, H. (1935): Pflanzen- und Tierwelt der Flußsohle des Mains. Verh. Int. Ver. Limnol. 7: 487.
UHLMANN, D., J. BENDORF & A. WIELAND (1971): Prognose des Stoffhaushaltes von Staugewässern mit Hilfe kontinuierlicher oder semikontinuierlicher biologischer Modelle. Int. Revue ges. Hydrobiol. 56: 513.
WACHS, B. (1980): Die pheriphytische Primärproduktion in einem gestauten Fluß in Abhängigkeit von der Abwasserbelastung und der Wassergüte. Münchener Beitr. 32: 195–237.
WEISE, G. (1979): Zur Verringerung des Bakteriengehaltes kontaminierten Wassers durch Wasserpflanzen. Acta hydrochim. hydrobiol. 7: 273–276.
WETZEL, R. G. (1964): A comparative study of the primary productivity of higher aquatic plants, periphyton and phytoplankton in a large, shallow lake. Int. Revue ges. Hydrobiol. 49: 1–64.

Prof. Dr. Leopold F. SCHUA
Maurmeierstraße 7, 8700 Würzburg

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg

Jahr/Year: 1980-1981

Band/Volume: 21-22

Autor(en)/Author(s): Schua Leopold F.

Artikel/Article: Die Reaktivierung biologisch-ökologischer Systeme zur Stärkung der Selbstreinigung im Main, als Ausgleich für die ökologischen Schäden des Ausbaues zur Schiffahrtsstraße 105-117