©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker naturw. Mitt.	6	S. 123–161	13 Abb.	Osnabrück, April 1979

Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften und das Selbstreinigungsvermögen von Fließgewässern[1]

mit 13 Abbildungen

Horst Neumann*

Kurzfassung: Ausgehend von den Grundlagen der Fließgewässerökologie wird untersucht, wie sich die einzelnen Maßnahmen des modernen Gewässerausbaues auf die Zusammensetzung und das Leistungsvermögen der aquatischen Lebensgemeinschaften auswirken. An Hand von Beispielen wird zunächst diskutiert, welche Bedeutung den Korrekturen der Linienführung, des Gefälles und der Profilgestaltung zukommt. Abschließend werden die biologischen Besonderheiten von Stauhaltungen dargestellt und die daraus resultierenden wassergütekundlichen Probleme ausführlich erörtert.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 124
2. Die Selbstreinigung der Fließgewässer 125
   2.1. Grundlagen 126
   2.2. Faktoren, Reaktionen und Maßzahlen 128
3. Der Einfluß von Maßnahmen des Fließgewässerausbaues auf die Lebensgemeinschaften und die Vorgänge der Selbstreinigung 131
   3.1. Bedeutung der Linienführung und des Gefälles 132
   3.2. Bedeutung der Profilgestaltung 135
      3.2.1. Wasserspiegelbreite, Wassertiefe, Böschungsneigung 135
      3.2.2. Ufer- und Sohlensicherung 140
      3.2.3. Einschränkungsbauten 147
   3.3. Bedeutung von Absturzwerken und Wehren 148
   3.4. Bedeutung von Stauhaltungen 151
4. Rückblick 157
Schriftenverzeichnis 158

[1] Überarbeitete und erweiterte Fassung eines Beitrages, der im Rahmen des 11. und 16. Fortbildungslehrganges (1974 und 1978) des Bundes der Wasser- und Kulturbauingenieure unter dem Titel »Selbstreinigungskraft und Gewässerausbau« vorgetragen wurde.

* Leitender Biologiedirektor Dr. rer. nat. Horst Neumann
Niedersächsisches Wasseruntersuchungsamt
Langelinienwall 27, 3200 Hildesheim

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1. Einleitung

Nach der letzten Abwasser-Statistik werden 25 % der im Bundesgebiet anfallenden häuslichen und industriellen Abwässer ungereinigt in die Oberflächengewässer eingeleitet. Nur rd. 40 % der Gesamtabwassermenge dürfte den Normalwerten für biologische Vollreinigung genügen [1].

Eine Vorstellung von der starken Abwasserbelastung unserer Oberflächengewässer läßt sich aus dem bekannten Schema des Wasserkreislaufes ablesen, welches CLODIUS und PALLASCH aufgestellt haben. Für die Bundesrepublik Deutschland ist danach der Anteil der häuslichen und industriellen Abwassermengen (einschl. Kühlwasser) an der Gesamtwasserführung unserer Oberflächengewässer mit mindestens 12 % anzusetzen. In den kommenden Jahren wird dieser Prozentsatz sicherlich noch weiter ansteigen. Angesichts dieser Zahlen kann es nicht verwundern, daß in weiten Teilen des Bundesgebietes das Selbstreinigungsvermögen der Gewässer überfordert wird und der Gewässerzustand allzu häufig nicht der erstrebten Güteklasse II entspricht. Es wird daher mehr denn je darauf ankommen, die Maßnahmen zur Reinhaltung unserer Gewässer zu verstärken und zu optimieren. Bekanntlich handelt es sich bei diesen Maßnahmen vor allem um den Bau und Betrieb von Abwasser-Reinigungsanlagen. Bei vielen industriellen Abwasser-Einleitern besteht darüber hinaus die Möglichkeit, durch innerbetriebliche Vorkehrungen den Abwasser-Anfall zu verringern und damit die Gewässer wirksam zu entlasten (so z. B. durch Umstellung auf »abwasserarme« Produktionsverfahren, durch weitgehende Rücknahme des Abwassers oder durch Wertstoffgewinnung aus Abwasser). In allen Fällen handelt es sich um abwasser- bzw. produktionstechnisch geprägte Lösungen. Im Fachschrifttum finden wir hierüber eine schier unübersehbare Fülle von wertvollen Erfahrungen und Informationen.

Bei den Bemühungen um einen wirkungsvollen Gewässerschutz sollte man jedoch nicht nur die abwasserseitigen Verfahrenstechniken sehen, sondern auch die Möglichkeiten, welche sich vom Gewässer her bieten. Dabei ist besonders der Tatsache zu gedenken, daß die Bioaktivität eines Gewässers und damit seine Selbstreinigungsleistung durch wasserbauliche Maßnahmen gezielt beeinflußt werden kann. Mit anderen Worten: Zu einer erfolgreichen Gewässergütewirtschaft gehört mehr als nur die optimale Sanierung der Abwasser-Einleiter! Leider ist das leichter gesagt als getan. Wir müssen bedenken, daß über die Beziehungen zwischen Gewässer-Ausbau und Selbstreinigungsvermögen bislang nur überraschend wenig bekannt war. In den wenigen einschlägigen Spezialabhandlungen sowie in den Lehr- und Handbüchern [1–6] finden sich hierzu zwar wertvolle Hinweise, doch vermißt sowohl der Ingenieur

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

wie auch der Naturwissenschaftler die ins einzelne gehenden quantitativen Aussagen und somit die Möglichkeit einer hinreichend genauen Vorhersage. Erst in den letzten Jahren hat sich dieses Bild etwas geändert. Man hat damit begonnen, einige neue Ansätze und verfeinerte Gütemodelle zu entwickeln, die es zumindest ermöglichen, künftig zu einigermaßen brauchbaren Aussagen darüber zu kommen, ob und in welchem Umfange sich wasserwirtschaftliche Maßnahmen (insbes. Ausbauvorhaben) auf den Sauerstoffgehalt eines Gewässers auswirken [7–9].

Die Frage stellt sich, warum die hier anstehenden Probleme erst in den letzten Jahren voll angepackt wurden. Die Gründe hierfür sind vielfältig: Zunächst ist festzuhalten, daß sich das besondere Interesse der Wasserfachleute allzu lange auf die Siedlungswasserwirtschaft und den Gewässer-Ausbau konzentriert hatte. Weiter ist daran zu erinnern, daß Ingenieure und Naturwissenschaftler gleichermaßen vor der ungemeinen Komplexität des Themas »Gewässer-Ausbau und Bioaktivität« zurückschreckten und sich allenfalls mit einfacheren Sauerstoffhaushalts-Modellen beschäftigten.

Mitunter war sogar die Meinung zu hören, es sei grundsätzlich nicht möglich, die in einem Gewässer sich abspielenden biologischen Vorgänge (so etwa die Selbstreinigung) mathematisch zu erfassen. KNÖPP [10] hielt dem damals entgegen, daß es ihm unverständlich sei, wie ein Naturwissenschaftler die Berechenbarkeit der Selbstreinigung grundsätzlich in Zweifel ziehen kann. »Wenn wir die Selbstreinigung als einen zwar sehr komplexen, aber dennoch naturgesetzlichen Prozeß begreifen lernen, so muß dieser dynamische Prozeß auch im Spezialfall überschaubar und berechenbar sein. Wir tun sicher gut daran, uns bescheiden einzugestehen, daß wir noch längst nicht alle Parameter dieses Vorganges kennen. Aber ein ›Ignoramus et ignorabimus‹ nähme doch der Gewässergütewirtschaft den Charakter einer ernsten Wissenschaft.« Es muß vielmehr unser Ziel sein, die Lücken in unserem Wissen um die Selbstreinigungsvorgänge mehr und mehr zu schließen und damit eine solide Basis für die Berechenbarkeit dieser Vorgänge zu schaffen.

Um das Verständnis zu erleichtern, soll im folgenden zunächst über die Grundlagen der natürlichen Selbstreinigung in Fließgewässern berichtet werden. Darauf aufbauend wird zu fragen sein, wie sich die Maßnahmen des Fließgewässerausbaues auf die Selbstreinigung auswirken.

2. Die Selbstreinigung der Fließgewässer

Das Phänomen der natürlichen Selbstreinigung ist jedem Wasserfachmann aus eigener Anschauung bekannt: Belastet man ein sauberes Fließgewässer mit biologisch abbaubaren organischen Stoffen, so ist zu

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

beobachten, daß diese nach einer bestimmten Fließstrecke nicht mehr oder nur noch in unbedenklichen Konzentrationen nachzuweisen sind. Ein »gesundes« Gewässer hat also die Fähigkeit, sich von Schmutzstoffen ohne Zutun des Menschen – gleichsam von selbst – zu reinigen.

2.1. Grundlagen

Nach einer von STEINMANN und SURBECK 1918 gegebenen Definition ist Selbstreinigung »die Summe derjenigen Prozesse, die ein verunreinigtes Gewässer wieder seinem normalen, ursprünglichen Zustand zuführen«. In mehr oder weniger abgewandelter Form finden wir diese Begriffsbestimmung auch in der modernen Fachliteratur. Man sollte jedoch nicht übersehen, daß diese Formulierung den tatsächlichen Gegebenheiten nicht voll gerecht wird: Durch die Selbstreinigungsvorgänge verbessert sich zwar der Gütezustand eines verunreinigten Gewässers, doch erreicht es niemals wieder seinen »ursprünglichen« Zustand. Es bleibt zumindest mehr oder weniger stark durch mineralische Pflanzennährstoffe belastet, d. h. eutrophiert.
Als besonders angreifbar ist die Definition zu bewerten, die in der DIN 4049 zu finden ist. Danach ist Selbstreinigung »der Abbau zugeführter Verunreinigungen, überwiegend biologischer Art, im Vorfluter durch Zusammenwirken von Bakterien, Pflanzen und Tieren«. Diese Definition ist unvollkommen und läßt u. a. außer acht, daß bei der Selbstreinigung nicht nur biologische Faktoren wirksam werden, sondern auch physikalische und chemische. Hinzu kommt, daß die Wirkung dieses Faktorengefüges mit dem Schlagwort »Abbau« nicht ausreichend erfaßt wird. Parallel zu den Vorgängen des biologischen Abbaues laufen ja stets jene des Aufbaues, d. h. der heterotrophen und autotrophen Produktion neuer Biomasse. Mit anderen Worten: Die natürliche Selbstreinigung im Gewässer umfaßt nicht nur die ungemein wichtige Tätigkeit der Destruenten (C-heterotrophe Bakterien und niedere Pilze), sondern auch die der Produzenten (autotrophe Mikro- und Makrophyten) und die der Konsumenten (tierische Organismen) bzw. der Konsumenten-Nahrungsketten. So gesehen sind die vielfältigen biologischen Selbstreinigungsvorgänge eingebettet in die globalen biochemischen Kreisläufe; sie sind gemeinsame Leistung aller Mitglieder der jeweiligen Lebensgemeinschaft. Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften nach Art und Zahl wird bekanntlich vor allem bestimmt durch den Gehalt des Wassers an gelöstem Sauerstoff. Dieser wiederum wird mehr oder weniger stark bestimmt durch die Belastung des Wassers mit biologisch abbaubaren, d. h. sauerstoffzehrenden organischen Schmutzstoffen. Darüber hinaus greift aber auch die mineralische Nährstoffbelastung eines Gewässers mittelbar in den Sauerstoffhaushalt ein. Stellt sie doch eine entschei-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

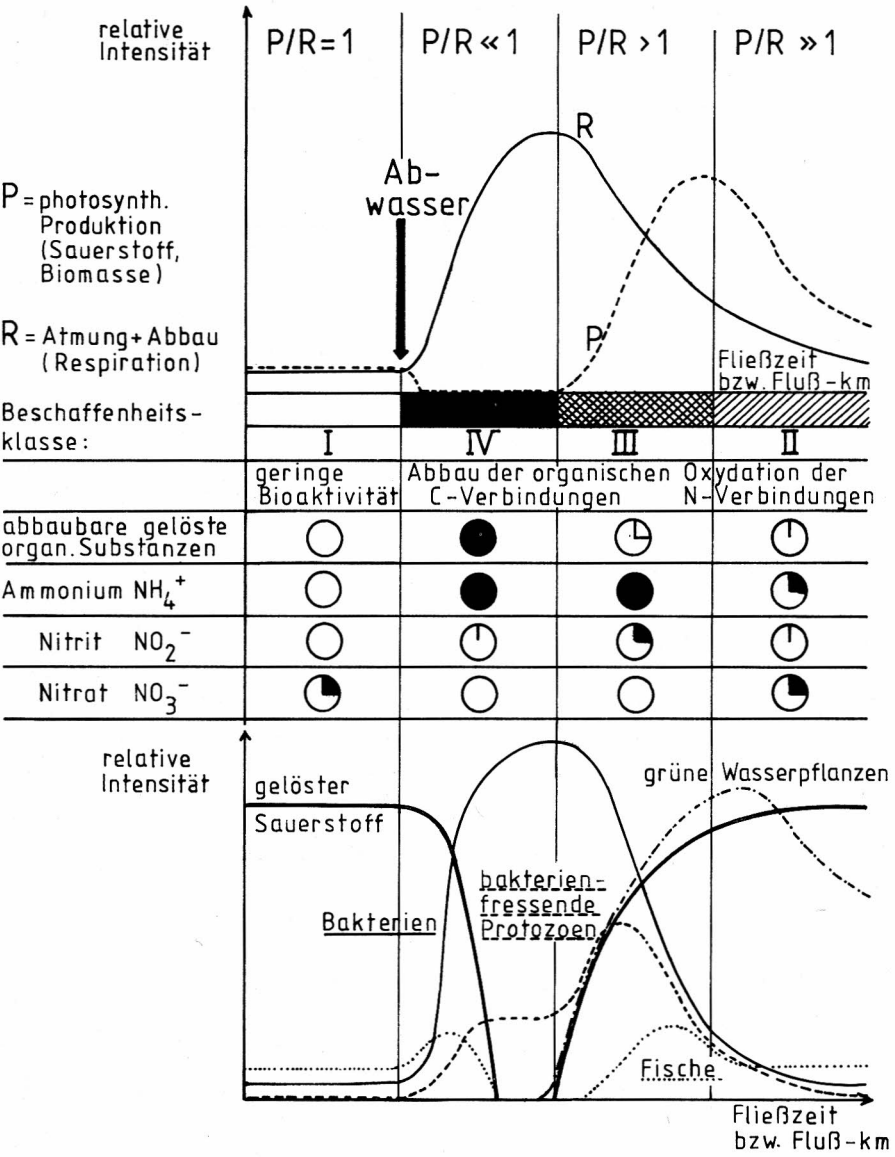


Abb. 1 Stark schematisierter Längsschnitt einer Selbstreinigungsstrecke.
Oben: Änderung des Verhältnisses P/R unterhalb einer Abwasserleitung.
Mitte: Aufeinanderfolge der Oxydation von organischen Kohlenstoffverbindungen und von Stickstoffverbindungen.
Unten: Änderung des relativen Anteils der verschiedenen Organismengruppen an der Besiedlung (nach UHLMANN [4]).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

dende Voraussetzung dar für die Entwicklung der Primärproduzenten und beeinflußt somit u. a. indirekt den Umfang des biogenen Sauerstoffeintrages.
Werden einem Gewässer sauerstoffzehrende organische Schmutzstoffe im Übermaß zugeführt, so kann es im Zuge der aeroben bakteriellen Abbauprozesse regional zu völligem Sauerstoffschwund und damit zum Absterben aller höheren Organismen kommen. Aber auch die übermäßige Zufuhr von eutrophierenden mineralischen Stoffen kann u. U. zu einer starken Beeinträchtigung der Gewässergüte führen, und zwar mittelbar über die vermehrte Produktion von Biomasse, die ja früher oder später als sauerstoffzehrende Sekundärverschmutzung in Erscheinung tritt (dies vor allem bei stehenden Gewässern).
Die vorstehenden Zusammenhänge bilden die Grundlage des sogenannten Saprobiensystems und damit das der biologisch-ökologischen Gewässerbeurteilung. – Bei übermäßig starken Schmutzbelastungen beginnt die biologische Selbstreinigung im überwiegend anaeroben, polysaproben Bereich (Güteklasse IV) und leitet dann über zu den aeroben Stufen, also im Normalfall über die Güteklasse III (α-Mesosaprobie) zur Güteklasse II (β-Mesosaprobie). Hält sich die Belastung in Grenzen, so kann die Elimination der Schmutzstoffe unmittelbar im aeroben Bereich der Selbstreinigung einsetzen (Abb. 1). – Überspitzt kann man sagen, daß letztlich alle unsere konventionellen abwassertechnischen Bemühungen darauf ausgerichtet sind, den Gewässern die Fähigkeit zur schnell und geruchlos verlaufenden aeroben Selbstreinigung im Bereich der Güteklasse II zu erhalten oder wiederzugeben [11].

2.2. Faktoren, Reaktionen und Maßzahlen der Selbstreinigung in Fließgewässern

Um das zentrale Thema der vorliegenden Studie kurz und verständlich abhandeln zu können, ist es erforderlich, im folgenden noch etwas in die Einzelheiten zu gehen und nach den Faktoren und Reaktionen sowie nach den möglichen Maßzahlen der Selbstreinigung im Fließgewässer zu fragen. Wir wollen dabei ausgehen von einer Definition, die WUHRMANN [12] entwickelt hat. Danach ist Selbstreinigung »die Summe aller Prozesse, welche die Fracht von Inhaltsstoffen auf einer Fließstrecke vermindern«. – Verdünnung ist demnach keine Selbstreinigungsreaktion (Verdünnung kann aber Selbstreinigung vortäuschen).
Als Inhaltsstoffe haben wir echt und kolloidal gelöste sowie ungelöste organische und anorganische Stoffe zu verstehen. Im weiteren gehören hierzu auch lebende Organismen und Organismenteile. Nach ihrem Ursprung unterscheidet man zwischen jenen Inhaltsstoffen, die im Ge-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

wässer selbst gebildet werden (z. B. durch Organismentätigkeit) und jenen, die von außen (etwa durch Abwassereinleitungen) zugeführt werden. Die Fachausdrücke hierfür lauten Selbst- und Fremdverschmutzung (= autochthone bzw. allochthone Verschmutzung).

Im Sinne der Definition von WUHRMANN und dabei seinen Arbeiten über die Selbstreinigung folgend [12–14], wollen wir zunächst jene Mechanismen bzw. Reaktionen betrachten, durch welche Inhaltsstoffe des Wassers aus der fließenden Welle eliminiert werden. Hierzu gehören:

a) Überführung von Stoffen aus der fließenden Welle in das Sediment, d. h. Sedimentation von organischen und anorganischen Feststoffen. – Es ist darauf hinzuweisen, daß sich in den Sedimenten im weiteren Verlauf noch intensive biologische Umsetzungen abspielen können (insbesondere gilt das für Ablagerungen, bei denen der Anteil der biologisch angreifbaren Substanzen überwiegt). Eine unerwünschte Folge dieser Vorgänge kann sein, daß bestimmte anorganische und organische Stoffe remobilisiert werden und damit aus dem Sediment sekundär in die fließende Welle gelangen.

b) Umsetzungen in der fließenden Welle sowie an belebten und unbelebten Grenzflächen im Gewässerbett. – Dabei kann es sich entweder handeln um rein chemische Reaktionen (z. B. Neutralisation, Fällung und Sorption) oder um biologische bzw. biochemische Vorgänge. Vor allem letztere sind für die Selbstreinigung von entscheidender Bedeutung und umfassen sowohl dissimilatorische wie auch assimilatorische Prozesse. Die dabei sich entwickelnde Biomasse gelangt spätestens nach ihrem Absterben aus der fließenden Welle in das Sediment und unterliegt dort dem normalen Abbaugeschehen. Zwischen- und Endprodukte dieser Vorgänge können in den freien Wasserkörper gelangen und ihn als »Sekundärverunreinigung« zusätzlich belasten.

c) Austausch gasförmiger und flüchtiger Stoffe zwischen fließender Welle und Atmosphäre. – Hierzu gehört vor allem die »physikalische Belüftung«, also die Aufnahme von Sauerstoff aus der Atmosphäre. Aber auch die Abgasungsvorgänge verdienen Beachtung. Im Normalfall gelangt auf diesem Wege ein erheblicher Teil der gasförmigen Endprodukte des mikrobiellen Stoffumsatzes (CO_2, H_2S, Methan u. a.) aus dem Gewässer.

Zwischen den verschiedenen, hier einzeln aufgeführten Selbstreinigungsmechanismen bestehen vielfältige Verflechtungen. Sie werden noch weiter verkompliziert durch die Vielzahl der gewässerbelastenden Stoffe mit ihren nach Art und Umfang oft sehr unterschiedlichen Umsetzungen. Trotz dieser Komplexität sollte man jedoch nicht prinzipiell darauf verzichten, die Selbstreinigungsreaktionen durch Maßzahlen zu beschreiben.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Aus der Definition von WUHRMANN, wonach die Selbstreinigung in Fließgewässern letztlich als Veränderung eines Massentransportes aufzufassen ist, lassen sich zwanglos einige brauchbare Bestimmungsgrößen ableiten. Speziell für die durch mikrobielle Vorgänge bedingte Elimination von biologisch abbaubaren, organischen Inhaltsstoffen hat WUHRMANN drei Maßzahlen definiert und ihre Anwendbarkeit im Rahmen von Versuchen an Modellfließgewässern erprobt [12, 13]:

a) Größe der Selbstreinigung = Verminderung der Fracht einer Substanz in einer gegebenen Fließstrecke pro Zeiteinheit. – Es ist das die Basisgröße für alle weiteren Berechnungen.
b) Selbstreinigungsgeschwindigkeit = Konzentrationsabnahme einer Substanz in der Zeiteinheit.
c) Spezifische Selbstreinigungsleistung der Biomasse = Größe der Selbstreinigung, bezogen auf Biomasse und Zeiteinheit.

Aus diesen Definitionen folgt: Die biologische Selbstreinigung kann – streng genommen – nur im Gewässer selbst gemessen werden. Bei den chemischen Bestimmungen muß es darauf ankommen, definierte Stoffe oder Stoffgruppen unmittelbar zu erfassen. Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB), der als Labortest ohnehin kaum noch Beziehungen zum Gewässer hat, ist daher für die Berechnung von Selbstreinigungsgrößen denkbar ungeeignet.

Spätestens an dieser Stelle ist danach zu fragen, durch welche abiotischen und biotischen Faktoren die Selbstreinigungsmechanismen in den Fließgewässern nun im einzelnen beeinflußt oder gar beherrscht werden. Ruft man sich die Grundlagen der Hydroökologie in Erinnerung, so fällt die Antwort nicht schwer, und man erhält die folgende Zusammenstellung:

- Wassertiefe, Wasserspiegelbreite, benetzter Umfang und hydraulischer Radius des Gewässers sowie Abfluß, Fließverhalten, Fließgeschwindigkeit, Fließzeit und Beschaffenheit des Untergrundes auf der Beobachtungsstrecke; Art und Konzentration der Schmutzstoffe sowie Temperatur, spezifisches Gewicht, Viskosität, Sauerstoffgehalt, Belichtung, Trübung und Chemismus.
- Menge, Oberfläche, räumliche Verteilung und artenmäßige Zusammensetzung der benthalen Biomasse, die auf der beobachteten Fließstrecke mit dem Wasser unmittelbar in Kontakt steht (bei Staugewässern ist darüber hinaus die planktonische Biomasse zu berücksichtigen).
- Kontaktzeit zwischen Biomasse und Wasser.

Es ist zu beachten, daß die vorstehend aufgeführten Faktoren nicht nur die Selbstreinigungsreaktionen bestimmen, sondern Struktur und Aktivität der aquatischen Biozönosen schlechthin. Viele dieser Umweltfaktoren

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

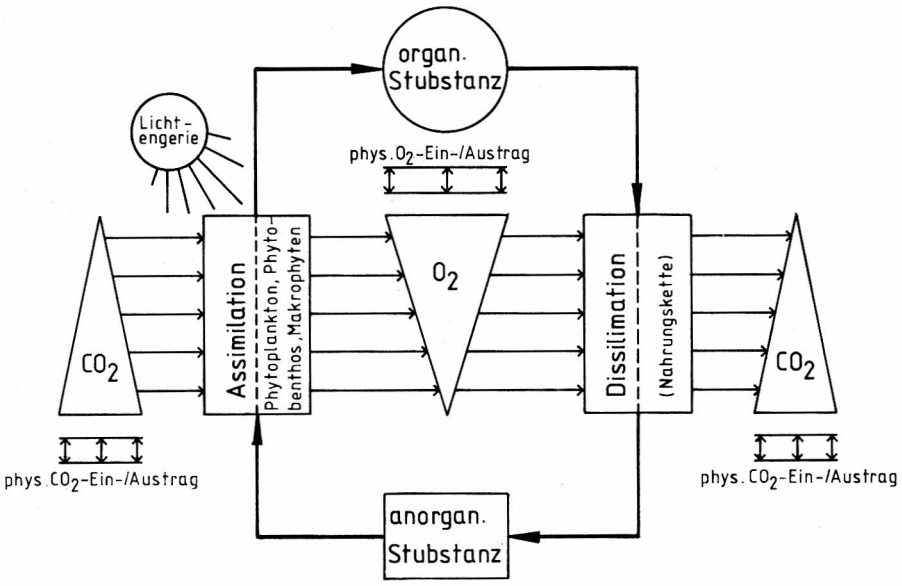


Abb. 2 Nährstoffkreislauf in einem Gewässer (nach BOES [7]).

sind denn auch Bausteine von biozönotischen Modellen; so etwa in dem von BOES (Abb. 2).
Noch eine Anmerkung zu dem häufig benutzten Begriff »Selbstreinigungskraft« bzw. »Selbstreinigungsvermögen«. Er umschreibt eine Potenz, die sich leider nicht exakt definieren läßt. Nach KNÖPP [15] sollte man auf diesen Begriff verzichten und ihn durch den der »Selbstreinigungsleistung« ersetzen (= »Größe der Selbstreinigung« n. WUHRMANN).

3. Der Einfluß von Maßnahmen des Fließgewässerausbaues auf die Lebensgemeinschaften und die Vorgänge der Selbstreinigung

Wenn wir fragen, ob und in welchem Umfange die aquatischen Lebensgemeinschaften und damit auch die Selbstreinigung durch Maßnahmen des Fließgewässer-Ausbaues beeinflußt werden können, so läßt sich diese Aufgabe von zwei Seiten anpacken. Es ist einmal möglich, von den Faktoren und Reaktionen der Selbstreinigung auszugehen und die Auswirkungen der einzelnen Baumaßnahmen von Fall zu Fall abzuhandeln. Man kann aber auch von den verschiedenen Baumaßnahmen ausgehen und fragen, wie sich diese auf das Faktorengefüge der Selbstreinigung und letztlich auf die Selbstreinigungsleistung auswirken. In beiden Fällen sind infolge der hohen Komplexität ständige Überschneidungen nicht zu vermeiden. Aus der Sicht des Praktikers bietet es sich an, dem zuletzt

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

aufgezeigten Wege der Darstellung zu folgen und dabei zunächst nach dem Einfluß der Linienführung und des Gefälles zu fragen. Anschließend wird auf die Bedeutung der Profilgestaltung einzugehen sein sowie auf die der Absturzbauwerke, Wehre und Stauhaltungen.

3.1. Bedeutung der Linienführung und des Gefälles

Der Unterlauf eines unbeeinflußten Fließgewässers besteht bekanntlich immer aus einer Folge von mehr oder weniger starken Krümmungen. Bei näherer Betrachtung finden wir u. a. Uferabbrüche, Ausuferungen, Kolke, Sandbänke und Altarme. Es wechseln tiefe und seichte Strecken sowie langsame und rasche Wasserbewegungen. Die mikroskopische und makroskopische Flora und Fauna im Bereich von Ufer und Sohle ist vielfältig und reich entwickelt. Bäume, Sträucher und Röhrichte begleiten den Lauf des Gewässers.
Ein Fließgewässer der beschriebenen Art befindet sich in einem ausgewogenen biologischen Zustand und vermag höchste Selbstreinigungsleistungen zu erreichen. Es wird jedoch sicherlich nicht den wasserwirtschaftlichen Anforderungen genügen, die sich überwiegend als Folge der zivilisationsbedingten Inanspruchnahme von natürlichen Retentionsräumen ergeben. Derartige Nutzungen – seien es landwirtschaftliche, gewerbliche oder kommunale – zwingen früher oder später dazu, Regelungsziele aufzustellen und das Gewässer entsprechend auszubauen. Man wird vielleicht zunächst damit beginnen, die Linienführung und das Längsgefälle zu korrigieren. Im Gegensatz zu früheren Jahren werden diese Korrekturen heutzutage meist etwas behutsamer vorgenommen, und man versucht, das natürliche Bett weitgehend beizubehalten [5]. Sofern das nicht möglich ist, wird zumindest eine sanft geschwungene Linienführung des neuen Gewässerbettes angestrebt. Diese und ähnliche Forderungen sind auch in dem niedersächsischen Ministerialerlaß über die Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege bei wasserbaulichen Maßnahmen enthalten [16]. In diesem Erlaß wird ausdrücklich empfohlen, bei Durchstichen und ausgleichenden Strecken längere Geraden zu vermeiden.
Es ist nun zu fragen, wie sich schonende Korrekturen der Linienführung und der Gefälleverhältnisse auf die Lebensgemeinschaften und die Selbstreinigungsprozesse im Gewässer auswirken. Hierzu ist grundsätzlich festzuhalten: All diese Maßnahmen, die in der Mehrzahl der Fälle aus wasserwirtschaftlicher Sicht zweifelsohne berechtigt sind, führen jeweils zu einer erheblichen Verkürzung der Fließstrecke und damit zu einer entsprechenden Abnahme der aquatischen Biomasse. In bezug auf die Selbstreinigung ist dabei vor allem die Verringerung der biologisch aktiven Oberflächen bedeutsam und die sich daraus er-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

gebende Verminderung der Selbstreinigungsleistung. – Im weiteren ist an die biologischen Konsequenzen der Tatsache zu erinnern, daß ja durch Regelungsmaßnahmen die gesamten Abflußverhältnisse mehr oder weniger tiefgreifend verändert werden. Aus hydrobiologischer Sicht verdienen dabei die Fließgeschwindigkeit und insbesondere deren Schwankungen erhöhte Beachtung. In der Regel führen die o. a. Ausbaumaßnahmen hinsichtlich des Ökofaktors »Fließgeschwindigkeit« nicht zu einer Verringerung der Schwankungsbreite, sondern zu einer erheblichen Ausweitung. Die Lebensmöglichkeiten der ursprünglichen Fließgewässer-Biozönosen werden dadurch stark beeinträchtigt. Es ist zu bedenken, daß für ein Fließgewässer die Wasserbewegung der ökologisch bezeichnende und dominierende Faktor ist. Das Vorkommen und die Wuchsformen der meisten benthalen Organismenarten sowie die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften werden u. a. direkt oder indirekt durch die Fließgeschwindigkeit und das Fließverhalten bestimmt [17, 18].

Entgegen der landläufigen Ansicht sind die günstigen ökologischen Wirkungen turbulent strömenden Wassers weniger auf dessen relativ hohen Sauerstoffgehalt zurückzuführen, als vielmehr auf die ständige, lebhafte Erneuerung der Grenzschichten zwischen den Organismen-Oberflächen und dem Wasserkörper. In bewegtem Wasser ist der Stoffaustausch daher weitaus höher als in stehendem Wasser gleicher chemischer Zusammensetzung [18]. Man muß sich hier vergegenwärtigen, daß Diffusionsvorgänge im Wasser äußerst langsam ablaufen und ohne jegliche Turbulenz und Durchmischung der Wassermassen sowohl die autotrophen wie auch die heterotrophen Lebensvorgänge praktisch zum Erliegen kämen.

Einige Beispiele: GESSNER [19] berichtet über Versuche mit höheren Wasserpflanzen, bei denen er nachweisen konnte, daß die Photosynthese-Rate in einem beachtlichen Umfange von Fließgeschwindigkeit und Turbulenz abhängt und bei Stillwasserverhältnissen ins Minimum gerät.

ZAHNER [20] verdanken wir eine eindrucksvolle Analyse über die obligate Bindung der Larven einiger Libellen-Arten an den Lebensraum des fließenden Wassers.

WUHRMANN [12] hat in Versuchsgerinnen die spezifische, heterotrophe Selbstreinigungsleistung bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten bestimmt. Sie ging bei *Sphaerotilus*-Lebensgemeinschaften annähernd proportional mit abnehmender Fließgeschwindigkeit zurück (Abb. 3). Auch bei Fadenalgen-Gesellschaften waren derartige Zusammenhänge nachzuweisen. Sie beruhen in allen Fällen darauf, daß mit abnehmender Fließgeschwindigkeit die Austauschvorgänge zwischen Biomasse und Wasser zurückgehen. Bei frei flutenden Lebensgemein-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

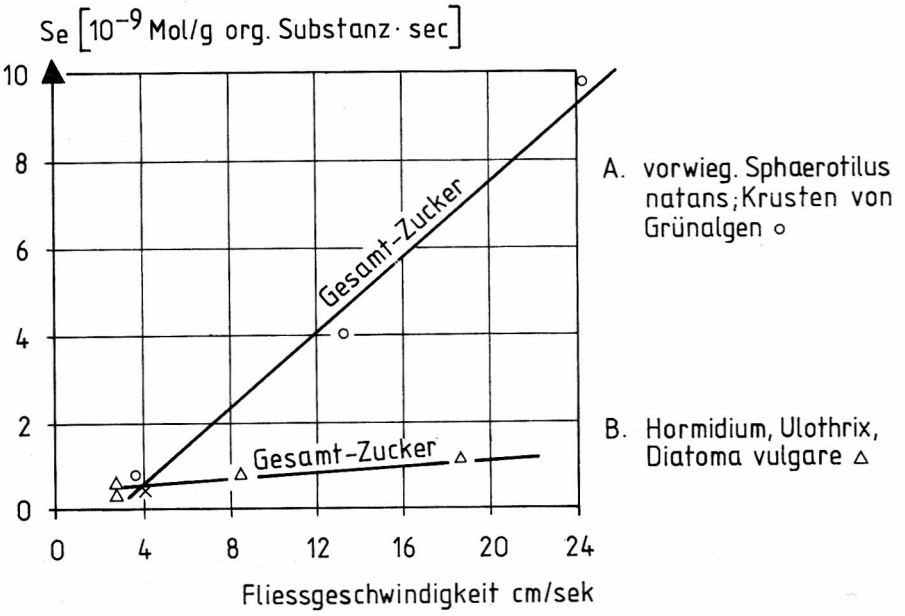


Abb. 3 Spezifische Selbstreinigungsleistung (S_e) von zwei Biocönosen (A und B) bei verschiedener Fließgeschwindigkeit, aber identischem Durchflußprofil des Gerinnes. Verunreinigung mit einem Gemisch von Zucker und Glutaminsäure.
Beobachtungsstrecke = 100 m, Wassertiefe 18 cm (nach WUHRMANN [12]).

schaften kommt hinzu, daß diese bei zu geringer Strömung zusammenfallen und dadurch der Stofftransport noch weiter erschwert wird. Auch durch die formal verlängerten Kontaktzeiten werden diese ungünstigen Erscheinungen nicht kompensiert.
Der Vollständigkeit halber wäre hier anzumerken, daß natürlich nicht nur die Verringerung der Fließgeschwindigkeit Nachteile bringen kann, sondern umgekehrt auch die extreme Erhöhung. Sie führt zu einer Verringerung der Artenzahl und der Aufwuchsmenge. BACKHAUS [21] hat diese Zusammenhänge am Beispiel des Oberlaufes der Donau untersucht. Darüber hinaus ist festzuhalten, daß hohe Fließgeschwindigkeiten entsprechend verringerte Kontaktzeiten bedingen und damit letztlich zu verlängerten Verschleppungsdistanzen von Verunreinigungen führen. Verkürzte Fließzeiten bedeuten – anders ausgedrückt – verkürzte Abbauzeiten und damit verringerte Selbstreinigung.
WUHRMANN [13], ALBRECHT [22] u. a. haben über diese Zusammenhänge berichtet.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Allein durch Korrekturen der Linienführung und des Gefälles können sich demnach wesentliche Faktoren der Besiedlung und der Selbstreinigungsleistung (wie Biomasse, Fließgeschwindigkeit, Fließverhalten, Stoffaustausch und Sedimentation) zum Negativen verlagern. – Es bietet sich an, an dieser Stelle die Besprechung überzuleiten zu den Staugewässern. Wir wollen das jedoch noch aufschieben und uns zunächst mit der biologischen Bedeutung der Querschnittsprofilgestaltung beschäftigen.

3.2. Bedeutung der Profilgestaltung

Durch Maßnahmen der Profilgestaltung und Profilsicherung werden vor allem die benthalen Lebensgemeinschaften der Ufer beeinflußt, also jene Organismengesellschaften, welche in Fließgewässern einen wesentlichen Teil der Selbstreinigungsprozesse vermitteln. Wir wollen in der Folge untersuchen, welche Einflüsse die Gegebenheiten des Regelquerschnittes sowie die der Ufer- und Sohlsicherungen auf die Organismenwelt und die Selbstreinigungsleistung ausüben.

3.2.1. Wasserspiegelbreite, Wassertiefe, Böschungsneigung

Aus den von WUHRMANN [12, 13] für die Selbstreinigungsvorgänge entwickelten Maßzahlen läßt sich ableiten, daß die Selbstreinigungsgeschwindigkeit mit zunehmendem hydraulischen Radius abnimmt. Bezogen auf die Fließstrecke entfalten demnach tiefe Gewässer eine geringere Selbstreinigung als flache Wasserläufe mit gleicher Durchflußfläche. Dies wird verständlich, wenn man sich der folgenden zwei Gesichtspunkte erinnert:

1. Die Selbstreinigung hängt in einem entscheidenden Maße vom Gasaustausch ab, der sich an der Gewässeroberfläche, also an der Grenzfläche Wasser-Luft, vollzieht. Der Umfang dieser Vorgänge, deren bedeutsamster Aspekt in unserem Zusammenhang die Sauerstoff-Aufnahme darstellt, wird aber nicht nur durch Fließgeschwindigkeit und Fließverhalten bestimmt, sondern auch durch die Wasserspiegelbreite.
2. Als weiterer Gesichtspunkt kommt hinzu, daß in Fließgewässern die planktonische Biomasse im Verhältnis zur benthalen meist relativ gering ist. Die Entwicklung der für die Selbstreinigung besonders wichtigen benthalen Biomasse wird aber zwangsläufig limitiert durch den benetzten Umfang des Gewässerbettes und u. a. auch (soweit es sich um phototrophe Organismen handelt) durch die Wassertiefe.

Nach LIEBMANN [3] u. a. können höhere Unterwasserpflanzen in gestauten Flüssen bis zu einer Wassertiefe von rd. 2 m vordringen. Jen-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

seits dieser Tiefe kommen die mit Sauerstoffabgabe verbundenen Photosynthese-Prozesse infolge des ungünstigen »Lichtklimas« meist völlig zum Stillstand. In einem noch ausgeprägteren Maße gilt das für die Phytoplankton-Organismen, welche in stark eutrophen Staugewässern infolge der »Selbstbeschattung« allenfalls bis zu 0,5 m Wassertiefe in einem nennenswerten Umfange photosynthetisch aktiv sind.
KNÖPP hat in einer Reihe von Arbeiten untersucht, in welchem Umfange das Phytoplankton den Sauerstoffhaushalt (und damit auch die Selbstreinigung) größerer Fließgewässer beeinflußt [10, 23, 24, 25]. Danach kann die biogene Belüftung durch pflanzliches Plankton tagsüber im Sommerhalbjahr Werte erreichen, die denen der physikalischen Belüftung nicht nachstehen, sondern sie sogar zeit- und streckenweise übertreffen. In Rhein und Donau lagen die Raten dieser biogenen Belüftung im Sommer meist zwischen 7–10 g $O_2/m^2 \cdot d$, maximal in der stark eutrophierten mittleren Donau bei 28 g $O_2/m^2 \cdot d$. – Nach Untersuchungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde ist an sommerlichen Schönwettertagen mit einer biogenen Sauerstoff-Produktion von rd. 12 g $O_2/m^2 \cdot d$ zu rechnen. Für den Normalwettertag sind rd. 5 g $O_2/m^2 \cdot d$ zu veranschlagen (Abb. 4). »Allgemein kann gesagt werden, daß in stark und übermäßig verschmutzten Gewässern, bei Giftbelastung, hohen Defiziten und im Winter die physikalische Belüftungsrate überwiegt. In gering und mäßig belasteten Wasserläufen, bei geringeren Defiziten und

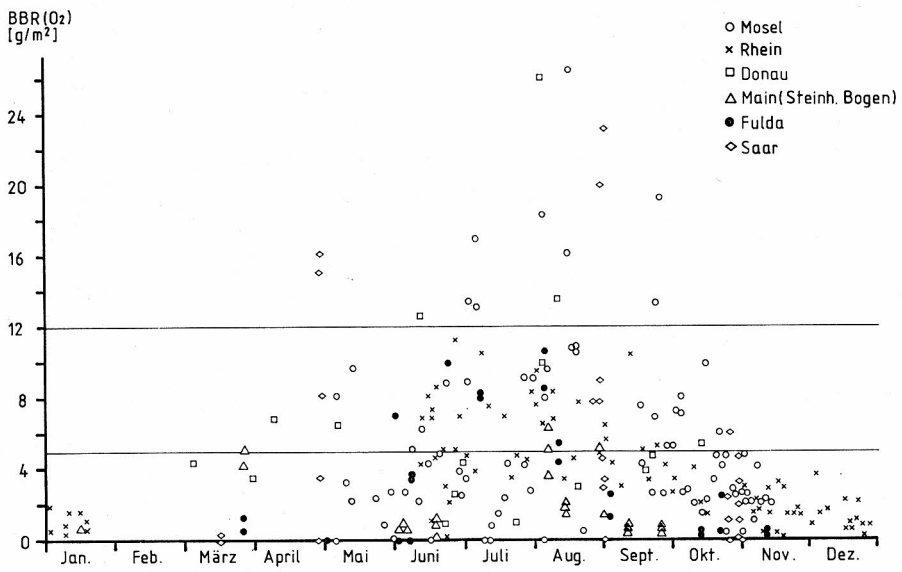


Abb. 4 Biogene Belüftungsrate (BBR) in Bundeswasserstraßen (nach einem Gutachten der Bundesanstalt für Gewässerkunde).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

vor allem im Sommer überwiegt dagegen die biogene Belüftungsrate hinsichtlich der Bedeutung für den Sauerstoffhaushalt« [1].
Innerhalb bestimmter Grenzen kann die Primärproduktion (bzw. der biogene Sauerstoff-Eintrag) als eine Funktion der Strahlungsintensität betrachtet werden. Da diese tageszeitlichen und darüber hinaus auch jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt, kommt es im Gewässer gleichermaßen sowohl zu charakteristischen Tag-Nacht-Rhythmen des biogenen Sauerstoff-Eintrages wie auch zu ausgeprägten Jahresgängen. – Eine Vorstellung von dem Jahresgang des biogenen Sauerstoff-Eintrages vermittelt Abb. 4.
Der tageszeitliche Rhythmus des biogenen Sauerstoffeintrages läßt sich bei nährstoffreichen Staugewässern besonders deutlich am Verlauf des Sauerstoffgehaltes ablesen (Abb. 5). Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff erreicht in den Nachmittagsstunden ein Maximum, fällt unmittelbar nach Beginn der Dämmerung (d. h. mit dem Aussetzen der Photosynthese-Aktivität) stark ab und nähert sich kurz vor Sonnenaufgang dem Minimum.
Die photosynthetisch bedingte (= biogene) Belüftung kann sich bei niedrigen Abflüssen und hohen sommerlichen Wassertemperaturen bei Gewässern der Güteklasse II durchaus als nützlich erweisen, da gerade zu dieser Zeit der durch heterotrophe Vorgänge verursachte Sauerstoffverbrauch (»Sauerstoffzehrung«) relativ hoch ist und die physikalische Belüftung vergleichsweise gering. UHLMANN [4] weist allerdings zu Recht darauf hin, daß diese durch starke Sonneneinstrahlung ausgelöste Selbstregulation der Aufnahme eines »Sauerstoff-Kredites« gleich-

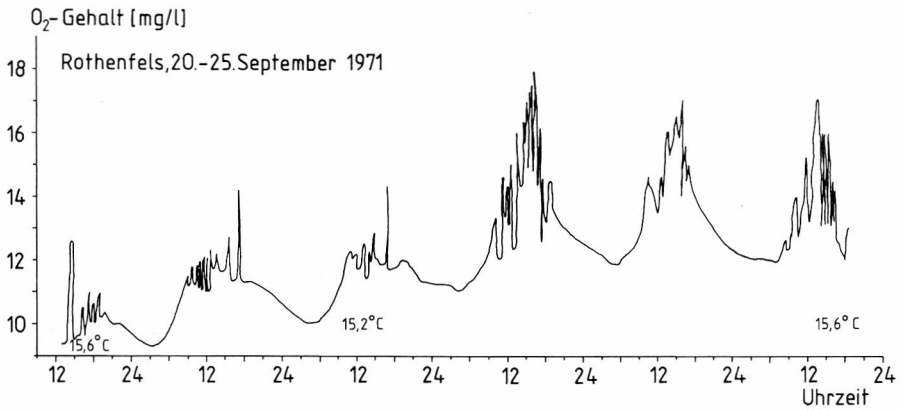


Abb. 5 Ganglinien des Gehaltes an gelöstem Sauerstoff unter sommerlichen Bedingungen (dargestellt am Beispiel des gestauten Untermains in Höhe von Rothenfels; nach einem Gutachten der Bundesanstalt für Gewässerkunde).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

kommt. Diese »Schuld« muß bei dem früher oder später einsetzenden Abbau der Biomasse, die unter diesen Bedingungen ja in einem stark erhöhten Umfange produziert wird, bezahlt werden. Hinzu kommt der Sauerstoffverbrauch, der durch die Atmung der Wasserpflanzen verursacht wird und der in den Nachtstunden schon für sich allein zu starken Belastungen führen kann. In ungestauten Fließgewässern werden diese Vorgänge gleichsam flußabwärts getragen, z. T. zeitlich auseinandergezogen und dadurch hinsichtlich der Belastung des Sauerstoffhaushaltes mehr oder weniger entschärft. Bei stark überdüngten, an der Grenze der Überlastung stehenden (also α-mesosaproben) Staugewässern dagegen kann es durch die Stoffwechselaktivität der autotrophen, aquatischen Mikro- und Makrophyten zu schweren Störungen des Sauerstoffhaushaltes kommen. Die belichtungs- bzw. assimilationsbedingten Tag-Nacht-Schwankungen der Sauerstoffkonzentration können dann so groß werden, daß nachts die für das Überleben der Fische und Fischnährtiere kritischen Grenzwerte unterschritten werden.

Krisensituationen können sich auch entwickeln, wenn die Masse der Wasserpflanzen im Herbst schlagartig abstirbt, damit einerseits als Sauerstofflieferant ausfällt und andererseits für einen Zeitraum von einigen Wochen als eine zusätzliche Gewässerverschmutzung wirksam wird.

Die vorstehenden Überlegungen zeigen, daß der biogene Sauerstoffeintrag von einer Vielzahl miteinander verknüpfter Faktoren abhängt. Er sollte daher nicht unkritisch in wassergütewirtschaftliche Betrachtungen und Entscheidungen einbezogen werden. Es wäre jedoch verfehlt, ihn aus Sauerstoffhaushalts- und Belastungs-Berechnungen ausklammern zu wollen. Im Gegensatz etwa zu BÖHNKE [26] hat denn auch WOLF [8, 27, 28] in seine Sauerstoff-Haushaltsmodelle nicht nur die sauerstoffzehrenden Abbauprozesse und die physikalische Belüftung einbezogen, sondern darüber hinaus auch – zumindest indirekt – die biogene Belüftung sowie den Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation und Sedimentstoffwechsel. Ein weiteres Beispiel für diese Richtung, d. h. Berücksichtigung der photosynthetischen Vorgänge im Fließgewässer, bietet eine Studie von SCHURR & RUCHTI [29].

Untersuchungsbefunde von KNÖPP [24] zeigen, daß zwischen der biogenen Sauerstoffproduktion und dem Verhältnis von Wasserspiegelbreite (B) zur mittleren Wassertiefe (T_m) erwartungsgemäß eine deutliche Abhängigkeit besteht. Ist das Verhältnis B/T_m klein, so ist auch die Belüftungsrate je Volumeneinheit des Abflusses klein. Mit wachsendem Verhältnis von B/T_m steigt die Belüftungsrate für den jeweils gewählten Abflußquerschnitt an und erreicht schließlich den Sättigungsbereich (Abb. 6). Zur Veranschaulichung bringt KNÖPP das Beispiel eines 100 m breiten und 1 m tiefen Fließgewässers ($B/T_m = 100$) mit einer biogenen

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

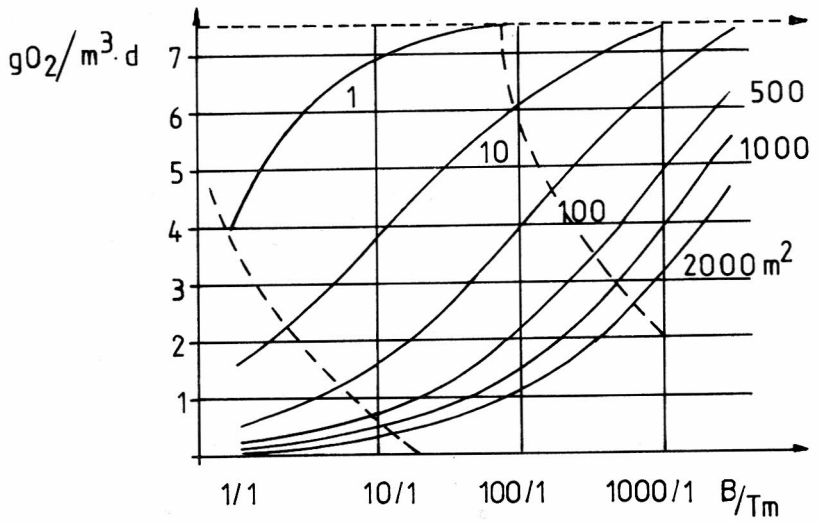


Abb. 6 Die Beziehung zwischen der täglichen O_2-Nettoproduktion (Sommer) durch Phytoplankton und dem Verhältnis von Spiegelbreite (B) zur mittleren Tiefe (Tm) eines Fließgewässers bei sonst konstanten Produktionsverhältnissen; Kurvenschar für Abflußquerschnitte von 1,0–2000 m² (nach KNÖPP [6]).

Belüftungsrate von 4 g $0_2/m^3 \cdot d$. Durch Anstau auf 5 m Tiefe würde sich bei gleichbleibender Spiegelbreite das Verhältnis B/T_m auf 20/1 verringern und die biogene Belüftungsrate auf 1 g $0_2/m^3 \cdot d$ zurückgehen.
Der Einfachheit halber beziehen sich die vorstehenden Überlegungen auf ein rechteckiges Querschnittsprofil, also auf eine Böschungsneigung 1:0. Wie würden sich aber Böschungsneigungen von 1:1, 1:3 oder 1:10 bei gleichem Abflußquerschnitt auf die planktonbedingte Sauerstoffproduktion auswirken? KNÖPP [24, 6] hat diese Frage theoretisch untersucht und kam zu dem Ergebnis, daß sich die biogene Sauerstoffproduktion bei einer Böschungsneigung von 1:1 um rd. 6% und bei einer solchen von 1:3 um rd. 18% gegenüber der des rechteckigen Bezugsgerinnes erhöhen würde. Diese Mehrproduktion an Sauerstoff ist um so größer, je flacher die Böschungsneigung wird, d. h. je größer der Anteil des Abflusses ist, der sich in der mehr oder weniger gut durchlichteten 2-m-Schicht bewegt (vgl. hierzu Abb. 7).
Wasserspiegelbreite, Wassertiefe und Böschungsneigung beeinflussen nicht nur die autotrophen und heterotrophen Selbstreinigungsprozesse, den Gasaustausch und die Fließgeschwindigkeit, sondern darüber hinaus auch den Wärmehaushalt des Gewässers. Dieser Gesichtspunkt ist vor allem fischereibiologisch von Interesse. Flache Gewässer können sich im Sommer viel stärker erwärmen als tiefe Wasserläufe mit den be-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

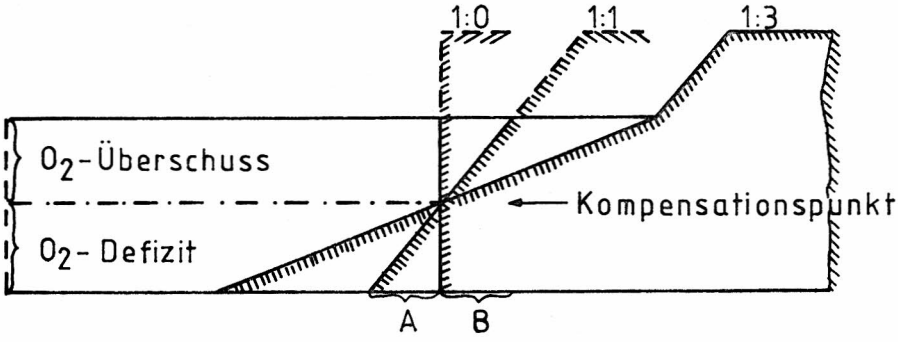


Abb. 7 Der Einfluß der Böschungsneigung auf die Sauerstoffproduktion im Uferbereich eines Fließgewässers (nach KNÖPP [6]).

kannten Folgen für Sauerstoffhaushalt, Selbstreinigung und Fischleben [30].
Um die Organismen-Gesellschaften der Selbstreinigung und den Fischbestand zu erhalten, sollte beachtet werden, daß auch bei sommerlicher Niedrigwasserführung eine Mindestwassertiefe von 20 cm nicht unterschritten wird.

3.2.2. Ufer- und Sohlensicherung

Die Selbstreinigungsleistung eines Fließgewässers kann durch die Art der bei der Profilsicherung eingesetzten Baustoffe und Bauelemente u. U. entscheidend beeinflußt werden. Führen wir uns die Extreme vor Augen: Auf der einen Seite ein natürliches oder zumindest nach ingenieurbiologischen Grundsätzen ausgebautes Gewässer und demgegenüber ein mit Betonplatten ausgepflasterter, schnurgerader Wasserzug. Auch bei gleichem Regelquerschnitt und gleichem Abflußverhalten besteht zwischen beiden Gewässern in biologischer Hinsicht ein gewaltiger Unterschied. Er ist vor allem substratbedingt und betrifft die artenmäßige Zusammensetzung, Besiedlungsdichte und aktive Oberfläche der benthalen Lebensgemeinschaften. Im einen Falle üppige Vielfalt und reiche Gliederung, im anderen Eintönigkeit und Lebensarmut.
In besonders augenfälliger Weise wird die benthale Fauna der Fließgewässer durch Art und Struktur des Substrates beeinflußt. So findet man in naturnahen Gewässern jeweils spezifische tierische Besiedlungen auf Pflanzenbeständen und Steinen sowie solche im Bereich von Schotter, Kies, Sand, Sand-Schlamm und Schlamm [31]. In bezug auf die Vorgänge der Selbstreinigung verdient dabei vor allem die Besiedlung der Ufer bzw. Ufersubstrate besondere Beachtung. – In welch gravierender Weise sich Ufersicherungsverfahren auf die Lebensgemeinschaf-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

ten auswirken können, hat KOTHÉ an verschiedenen Beispielen aufgezeigt [32, 6]. So konnte er im Bereich verschiedenartig ausgebauter Abschnitte des Dortmund-Ems-Kanals nachweisen, daß Asphaltmatten, Betonplatten und Stahlspundwände ungleich geringer besiedelt waren als beispielsweise flächengleiche Steinschüttungen. Dies gilt sowohl für die Artenzahl wie auch hinsichtlich der Individuendichte (Abb. 8). Die Unterschiede werden noch augenfälliger, wenn man an Stelle der Individuendichte auf die Biomasse bezieht (Abb. 9). Danach übertrifft schon die Besiedlung der Steinschüttungen die der Asphaltmatten und Betonplatten um das rd. 100fache.

Interessant sind in diesem Zusammenhang einige Angaben von ENGELHARDT [33], wonach man im Gewässerbett eines natürlichen Sauerland-Baches auf einem Quadratmeter rd. 500 Tierarten in einer Individuenzahl von rd. 3200 Stück nachweisen konnte. Nach der Regulierung verringerte sich die Artenzahl um 50 % und die Individuenzahl sogar um 85 %.

Im Gegensatz zu der benthalen Tierwelt und den höheren Wasserpflanzen sind die niederen Pflanzen oft relativ unabhängig von der Beschaffenheit des Substrates. BACKHAUS [21] kam für das Gebiet der oberen Donau zu dem Ergebnis, daß sich der Algenbewuchs von natürlichen

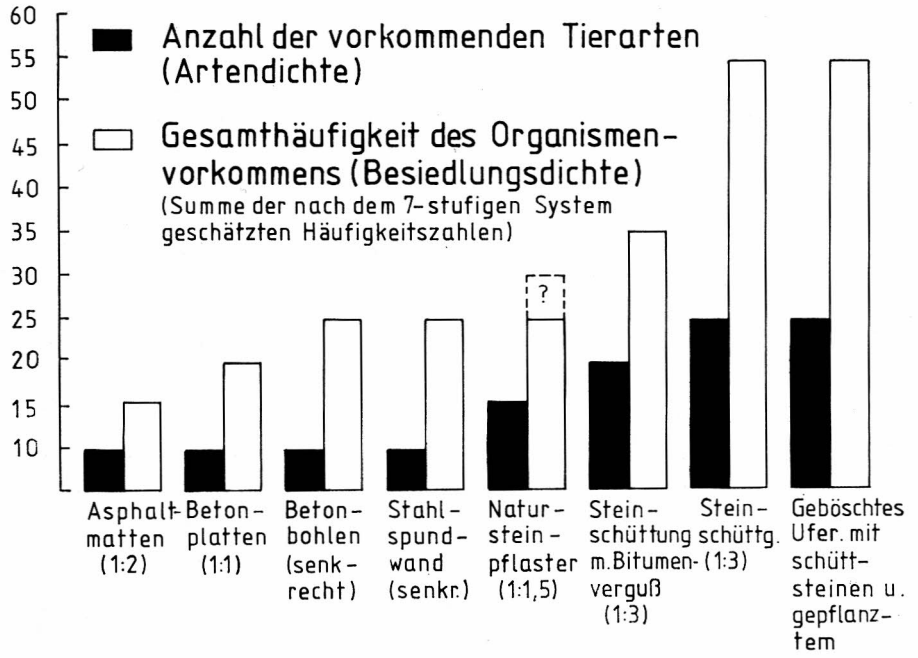


Abb. 8 Die Kleintierbesiedlung verschiedenartig ausgebauter Uferstrecken des Dortmund-Ems-Kanals (nach KOTHÉ [32]).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

und künstlichen Substraten bei im übrigen gleichen Bedingungen nicht nennenswert voneinander unterscheidet. Entsprechendes dürfte auch für Bakterienbeläge gelten. Aus der Abwassertechnik wissen wir, daß sich selbst auf glattem Kunststoff-Material innerhalb kurzer Zeit sog. biologische Rasen (also Bakterienbeläge) bilden. Es wäre jedoch völlig verfehlt, hieraus den Schluß zu ziehen, daß ja dann zumindest der von den Bakterien getragene heterotrophe Anteil der Selbstreinigung in Beton- oder Kunststoffgerinnen genauso gut ablaufen müsse wie in vergleichbaren, naturnahen Wasserläufen. Folgendes ist zu bedenken:

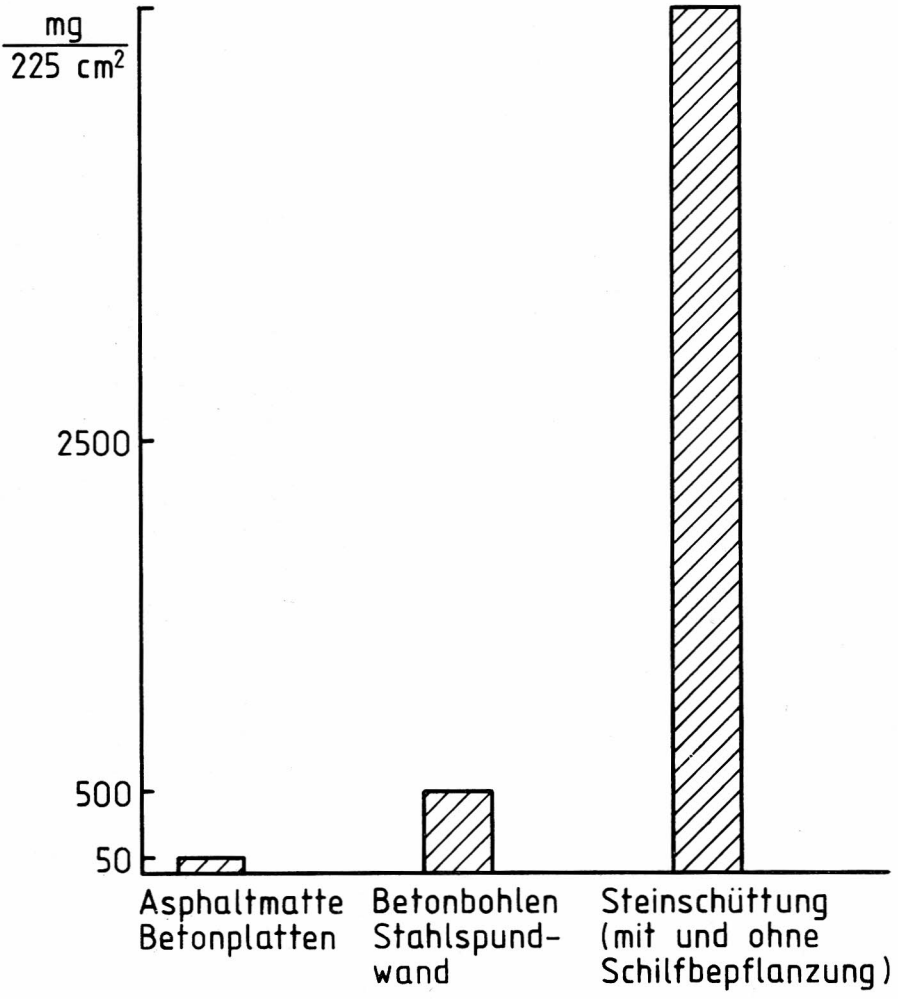


Abb. 9 Kleintiergewichte gleicher Flächen an verschiedenen Ufersubstraten (Dortmund-Ems-Kanal; nach KOTHÉ [32]).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die heterotrophe Selbstreinigungsleistung eines Gewässers hängt von der Masse und aktiven Oberfläche der Bakterien ab. Diese Faktoren wiederum werden u. a. durch die Gesamtgröße der im Gewässer besiedelbaren Oberflächen begrenzt. Glattwandige Gerinne weisen aber im Vergleich zu naturnahen Fließgewässern eine minimale Oberflächenentwicklung auf. Ursache hierfür ist nicht nur die undifferenzierte Struktur des Bettes, sondern auch das Fehlen der höheren Wasserpflanzen. Die Größe der biologisch aktiven Oberfläche in einem natürlichen Gewässer wird ja zumindest während des Sommerhalbjahres zu einem erheblichen Teil durch die Entwicklung von submersen höheren Wasserpflanzen und Fadenalgen bestimmt. Die auf diesen Pflanzen als sog. Aufwuchs lebenden Organismen (Bakterien, Algen und tierische Mikroorganismen) sind aber ein entscheidender Faktor der biologischen Selbstreinigung.

Der Nutzen der höheren Wasserpflanzen besteht jedoch nicht nur darin, daß sie Träger von sehr aktiven epiphytischen Mikroorganismen-Gesellschaften sind. Es ist darüber hinaus an die »Siebwirkung« von Makrophytenbeständen zu erinnern sowie an ihre Stoffwechselleistungen:

LIEBMANN [3] hat am Beispiel der Saale nachgewiesen, daß flutende Bestände höherer Wasserpflanzen in Fließgewässern wie Siebe wirken und Schwebestoffe abfangen. Die organischen Bestandteile dieser Stoffe werden (soweit sie biologisch angreifbar sind) durch die epiphytischen Bakterien aerob abgebaut. Bei starken Schwebstoffbelastungen kann es allerdings auch dazu kommen, daß die Pflanzenbestände nachhaltig geschädigt werden. Nach WEBER [34] führt dann die übermäßig starke Verschmutzung der Blätter dazu, daß infolge mangelnder Belichtung die Photosynthese-Prozesse und damit das Wachstum der Pflanzen zum Erliegen kommen.

Im Gefügesystem der Selbstreinigungsvorgänge stellen vor allem die Stoffwechselleistungen der höheren Wasserpflanzen einen gewichtigen Faktor dar. Zunächst wäre hier an die Erzeugung von Biomasse zu erinnern sowie an die damit verbundene biogene Sauerstoffproduktion. Auf die positiven und negativen Auswirkungen dieses Geschehens braucht an dieser Stelle nicht noch einmal eingegangen zu werden (vgl. hierzu Abschnitt 3.2.1.). Hinsichtlich der negativen Auswirkungen wäre hier nur nachzutragen, daß es in eutrophen Gewässern durch Massenentwicklungen von Makrophyten zu unerwünschten Behinderungen des Abflusses kommen kann (»Krautstau«) sowie im weiteren zu Sohlaufhöhungen infolge extrem verlangsamter Strömung und direkter Schlammbildung [4].

Vor dem Hintergrund der vorstehend angesprochenen Problematik ist auch die Frage zu beantworten, ob durch die Assimilationstätigkeit der Makrophyten dem Gewässer mineralische Nährstoffe in einem nennens-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

werten Umfange entzogen werden oder nicht. – Versuche von SCHWOERBEL [35] haben gezeigt, daß submers lebende höhere Wasserpflanzen im Verein mit ihrem Aufwuchs innerhalb gewisser Grenzen in effektiver Weise Phosphate aus der fließenden Welle zu eliminieren vermögen. Leider gelangen die gespeicherten Phosphate nach dem Absterben und Verrotten der Pflanzen wieder in das Wasser zurück. Eine wirkliche Eliminierung ließe sich nur erreichen, wenn die Pflanzen mitsamt den gespeicherten Nährstoffen dem Gewässer entnommen, d. h. abgeerntet würden. – Befunde von WAGNER [36] zeigen jedoch, wie wenig aussichtsreich es wäre, derartige Verfahren gezielt einzusetzen und einem Gewässer durch Abernten der Pflanzenbestände wesentliche Nährstoffmengen entziehen zu wollen.

Im Hinblick auf die Selbstreinigungsvorgänge interessiert auch die Fähigkeit vieler höherer Wasserpflanzen, organische Stoffe aufzunehmen und ihrem Stoffwechsel einzubeziehen. Es ist hier vor allem auf die Arbeiten von SEIDEL und KICKUTH hinzuweisen. SEIDEL [37, 38] hat schon vor längerer Zeit auf die Eliminierungsleistungen der Flechtbinse aufmerksam gemacht. Sie hat nachweisen können, daß diese Pflanzen auch langandauernde toxische Belastungen ertragen können; so etwa Phenolkonzentrationen bis zu 1000 mg/l. KICKUTH [39, 40] hat später festgestellt, daß nicht nur die Flechtbinse, sondern auch andere aquatische Makrophyten die verschiedensten organischen Stoffe aufzunehmen vermögen. Durch geeignete Methoden konnte er darstellen, daß es sich hierbei tatsächlich um Stoffwechselleistungen der Wasserpflanzen handelt und nicht um solche des Bakterienaufwuchses.

In den letzten Jahren schließlich hat DIETZ [41] nachgewiesen, daß höhere Wasserpflanzen nicht nur an der Eliminierung von mineralischen Nährstoffen und organischen Substanzen beteiligt sind, sondern auch an der von Schwermetallen. Diese werden von den submersen Makrophyten aufgenommen und gespeichert. Die höchsten Anreicherungsfaktoren wurden für Zink, Mangan und Blei ermittelt.

All die hier angesprochenen Fakten zeigen: Höhere Wasserpflanzen mitsamt ihrem Aufwuchs sind – innerhalb bestimmter Grenzen – wesentliche Elemente der biologischen Selbstreinigung im Gewässer. Im weiteren gilt das auch für die bestandsbildenden Algen (»Fadenalgen«) und Wassermoose. Leider unterliegen alle bestandsbildenden submersen Wasserpflanzen starken jahreszeitlichen Populationsschwankungen. Es handelt sich dabei um Schwankungen hinsichtlich Artenzusammensetzung und Biomasse, die vor allem durch die Ökofaktoren Licht und Temperatur bedingt werden. Daneben dürften aber noch Faktoren einwirken, die bisher noch nicht erfaßt wurden.

EICHENBERGER [42, 43] und RIETZ [44] haben an Modellfließgewässern die jahreszeitlichen Veränderungen der Artenzusammensetzung

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

und der Biomasse des Algenbewuchses in Abhängigkeit von verschiedenen Abwasserbelastungen untersucht. Dabei zeigte sich: Auch bei gleichbleibenden Belastungs- und Strömungsverhältnissen kommt es im Jahresablauf in den Gerinnen zu einer Aufeinanderfolge verschiedener Organismengesellschaften (Abb. 10 und 11). Da die spezifische Selbstreinigungsleistung dieser verschiedenen Lebensgemeinschaften durchaus nicht gleich ist, sind selbst im Sommerhalbjahr entsprechende Schwankungen in der Selbstreinigungsleistung des Gewässers zu erwarten. Neben diesen natürlichen, jahreszeitlichen Populationsschwankungen wird in kleinen Gewässern die Populationsdichte der submersen Makrophyten in erheblichem Maße durch Entkrautungsmaßnahmen beeinflußt. Sofern nachhaltige Beeinträchtigungen des Abflusses beste-

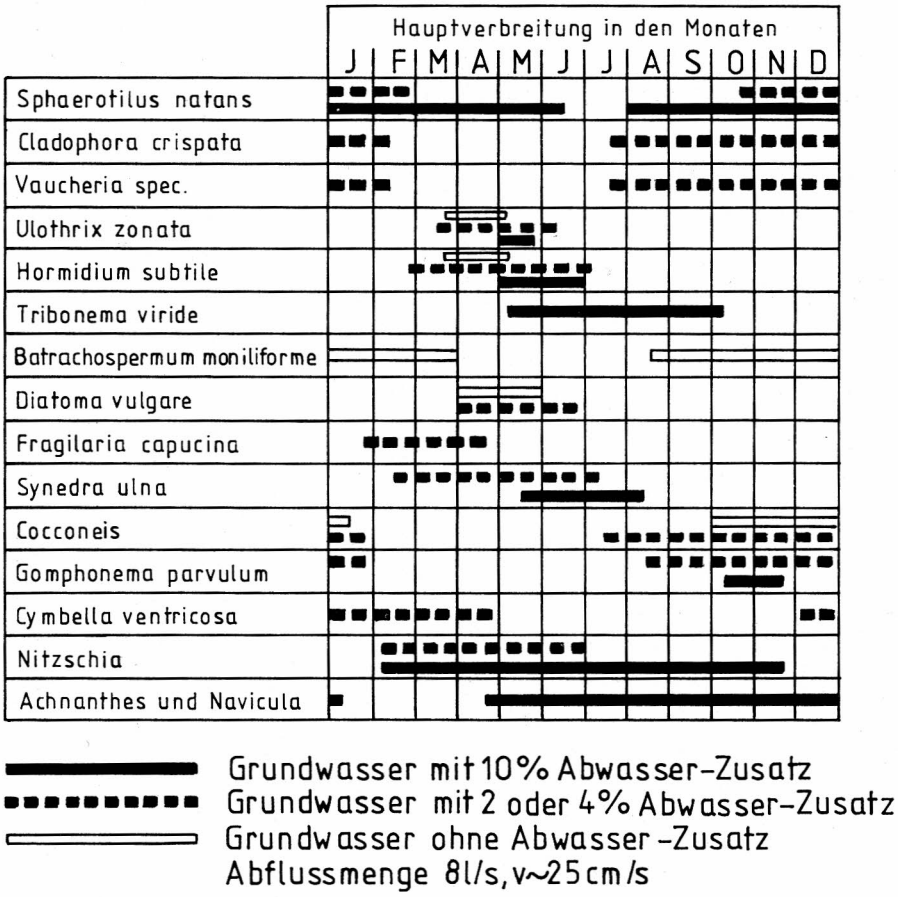


Abb. 10 Verteilung von bestandsbildenden pflanzlichen Organismen in Versuchsgerinnen. – Die Symbole sollen ein orientierendes Bild über die Jahresverteilung geben (nach EICHENBERGER [42] und WUHRMANN).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

hen, sind derartige Unterhaltungsmaßnahmen schwerlich zu vermeiden (s. o.). Man sollte jedoch das rechte Maß finden und an die mögliche Verminderung der Selbstreinigungsleistung denken sowie an die Fische und Fischnährtiere [30].

Die Selbstreinigungsprozesse werden nicht nur beeinflußt durch die Unterwasserpflanzen (= »Kraut«) und die Überwasserpflanzen (= »Gelege«) einschließlich Aufwuchs, sondern im weiteren auch durch Pflanzen des Weiden- und Hartholzbereiches. Bekanntlich findet man bei größeren, natürlichen Fließgewässern im Normalfall das folgende Ufervegetationsprofil [5, 6]:

a) Laichkrautbereich (Zone unterhalb des Niedrigwasserspiegels)
b) Röhrichtbereich (Zone zwischen den Niedrig- und Mittelwasserständen)
c) Weichholzbereich (Zone zwischen Mittelwasser und mittlerem Hochwasser)
d) Hartholzbereich (oberhalb der ausufernden Wasserstände)

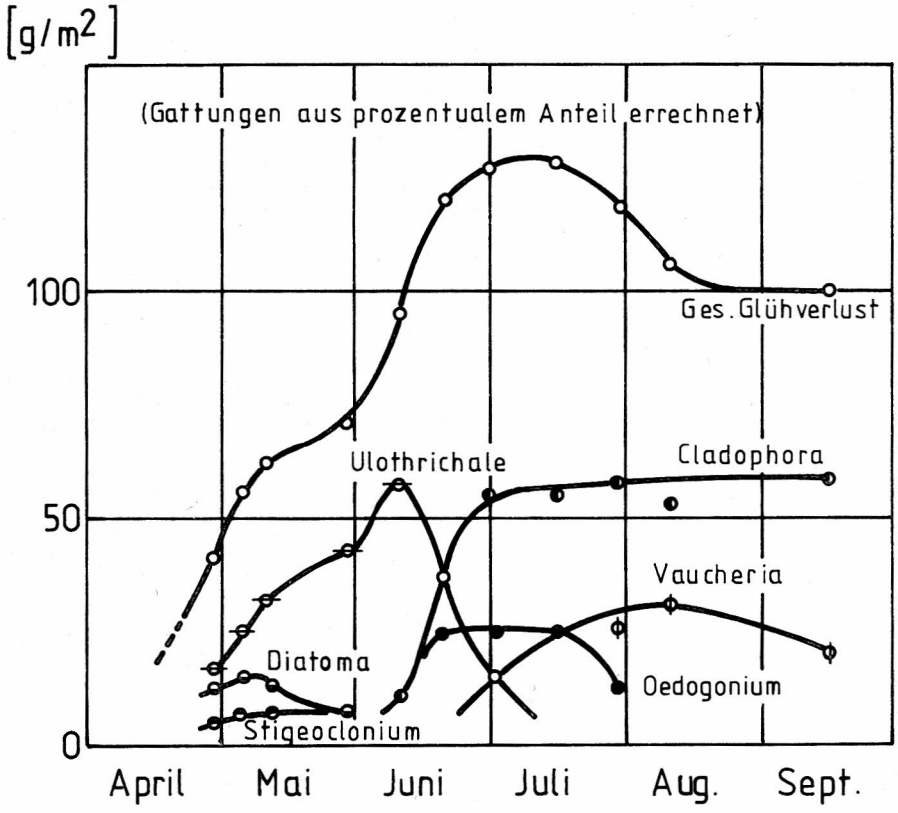


Abb. 11 Jahreszeitliche Entwicklung der Gesamt-Biomasse in einem Versuchs-Vorfluter (nach RIETZ [44]).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Durch Ufergehölze und Buschwerke werden den Gewässern und dem gewässernahen Grundwasser zweifelsohne beachtliche Nährstoffmengen entzogen. Darüber hinaus wirken derartige Pflanzenbestände im Sommerhalbjahr beschattend und damit ausgleichend auf den Wärmehaushalt der Gewässer. – Vor allem bei kleinen Fließgewässern kann es durch rücksichtslose Beseitigung des schattenspenden Uferbewuchses zu nachteiligen Folgen kommen [45]: Übermäßige Phytoplankton- und Krautentwicklung sowie Intensivierung der heterotrophen Selbstreinigungsprozesse und damit erhöhte Belastung des Sauerstoffhaushaltes. – Bei maßvoller Beschattung wird dagegen das Wachstum der Wasserpflanzen zurückgedrängt und die Selbstreinigungsstrecke ausgedehnt. Letzteres ist zwar nicht uneingeschränkt positiv zu bewerten, doch lassen sich dadurch extreme Belastungen des Sauerstoffhaushaltes eher vermeiden. Weiter ist zu bedenken, daß es anderenfalls durch die dann vermehrt erforderlichen Krauträumungen zu wesentlich größeren Leistungseinbußen kommen würde.
Der Vollständigkeit halber sei daran erinnert, daß Gehölz- und Krautbestände der Uferzonen den Fischen Deckungsmöglichkeiten und Unterstände geben können. Weiter wäre an die Durchwurzelung des Bodens und die dadurch bedingte Verfestigung zu erinnern; schließlich auch daran, daß die oberirdischen Pflanzenteile bei höheren Wasserständen infolge ihrer großen Oberfläche die Fließgeschwindigkeit abbremsen und so für das Ufer zu einem Schutzpolster werden [5, 6, 46, 47].
KIRWALD [48] hat an Versuchsgerinnen untersucht, in welchem Umfange Weidenbewuchs den Abfluß beeinflußt. Aus der Vielzahl seiner eindrucksvollen Befunde nur der Hinweis, daß bei 1 ‰ Gefälle die Fließgeschwindigkeit in unmittelbarer Nähe der bewachsenen Böschung im Vergleich zur Kontrolle um 60 % vermindert wird.

3.2.3. Einschränkungsbauten

Buhnen und Längswerke tragen dazu bei, das jeweilige Regelungsziel zu erreichen und beeinflussen somit mittelbar (über Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Fließverhalten) die Selbstreinigungsleistung der großen Fließgewässer. Darüber hinaus bieten sie zusätzliche Oberflächen für die Ansiedlung substratgebundener Mikro- und Makroorganismen (mit anderen Worten, sie ermöglichen die Bildung zusätzlicher Biomasse).
Weiter ist auf die biologische Bedeutung der Buhnenfelder hinzuweisen. In diesen Zwischenfeldern können sich infolge der verringerten Strömung benthale und planktonische Stillwasserorganismen entwickeln. Auch in stark befahrenen Gewässern gedeihen hier noch die verschiedensten Arten von Schwimmblatt-, Unterwasser- und Überwasserpflan-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

zen. Sie bieten vielen Fischarten Laichplätze sowie Schutz- und Aufwuchszonen. Infolge der starken Sedimentablagerungen gerät allerdings die fischereilich besonders wertvolle »weiche« Unterwasserflora leicht in Gefahr, von der »harten« Flora (d. h. den Gelege-Pflanzen) verdrängt zu werden [3]. – Nach KIRWALD [48] sollte man grundsätzlich versuchen, die Buhnenwurzeln und vom Uferrand her die Buhnenfelder durch Vegetationsmaßnahmen gezielt zu sichern und einzubinden.
Das im Schutze der Buhnenfelder sich entwickelnde Stillwasserplankton wird je nach den Abflußverhältnissen früher oder später ausgeschwemmt und gerät in die fließende Welle. Diese wird somit aus den »Plankton-Nestern« der Buhnenfelder mit den verschiedensten Mikroorganismen angeimpft.

3.3. Bedeutung von Absturzbauwerken und Wehren

Sohlabstürze, Sohlrampen, Sohlschwellen und Wehre vermindern das Gefälle und beeinflussen daher über die bereits mehrfach angesprochenen Ökofaktoren Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Fließverhalten das Leben im Gewässer und damit die Selbstreinigungsleistung. Es kommen jedoch noch weitere, ökologisch wirksame Faktoren hinzu. Vor allem wäre hier an den erheblichen Sauerstoffeintrag zu erinnern, der sich beim freien Überfall an Absturzbauwerken und Wehren vollzieht. Der Sauerstoff wird dabei bekanntlich weniger während des Überströmens und Fallens eingetragen, als vielmehr beim Aufprallen des Wassers. Es trifft im Tosbecken entweder auf feste Prallflächen und zerstiebt, oder es stürzt auf ein Unterwasserpolster und trägt in dieses mitgerissene Luft ein.
Über den Sauerstoffeintrag bei Wehrüberfall wurden in den letzten Jahren einige Untersuchungen angestellt, wobei man u. a. den Einfluß von Wehrform, Fallhöhe, Beaufschlagung, Wassertemperatur, Schmutzbelastung und Sauerstoffgehalt bzw. Sauerstoffsättigungsdefizit des Oberwassers berücksichtigte. Wie zu erwarten, bringen danach Schußwehre wesentlich geringere spezifische Sauerstoffeintragswerte (d. h. 0_2-Eintrag je m Fallhöhe) als Sturzwehre. In beiden Fällen werden mit zunehmender Beaufschlagungswassermenge (d. h. m^3/s je m Wehrbreite) die spezifischen Sauerstoffeintragswerte kleiner [49]. Weiter ist festzuhalten, daß bei gleichbleibender Beaufschlagung der Sauerstoffeintrag (in kg 0_2/h) mit steigender Fallhöhe immer langsamer zunimmt und andererseits der Sauerstoffertrag (in kg 0_2/kWh) stetig abnimmt. Aus all dem folgt: Es gibt hinsichtlich des Sauerstoffeintrages wirtschaftliche und unwirtschaftliche Fallhöhen und Beaufschlagungen. Man sollte daher den jeweiligen Optimalbereich anstreben und keine Fallenergien verschenken, die damit ja der physikalischen Belüftung des Gewässers

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

und letztlich der biologischen Selbstreinigung entzogen würden. Wertvolle Hinweise hinsichtlich Bemessung und Gestaltung von Abstürzen und Wehren sind u. a. den Arbeiten von ALBRECHT [50, 51] und KAYSER [52] zu entnehmen sowie dem Arbeitsblatt AW 161 [53].
ALBRECHT weist nachdrücklich darauf hin, daß sich bei mehrstufigen Abstürzen (Kaskaden) mit einem Wasserpolster in jeder Stufe die Fallenergie besonders gut für den Sauerstoffeintrag ausnutzen läßt. Allerdings dürfen die Stufenhöhen nicht zu gering gehalten werden, da sie sonst glatt (d. h. ohne nennenswerte Turbulenz) überströmt werden [51].
Für Wehre mit geringen Beaufschlagungen (7–25 l/s · m) und Fallhöhen bis 60 cm haben KAYSER & STEGMANN auf Grund von Versuchen im technischen Maßstab ein Nomogramm entwickelt, welches es ermöglicht, den Sauerstoffgehalt im Unterwasser in Abhängigkeit von der Fallhöhe und dem Sauerstoffgehalt des Oberwassers vorherzusagen [52].
Praktische Erfahrungen über den Sauerstoffeintrag an großen Wehren liegen vor allem aus den Bereichen von Lippe und Ruhr vor. Nach LONDONG [49] liefern acht überströmte Wehre auf einer 100 km langen Fließstrecke der Lippe bei MNQ und 20 ° Wassertemperatur allein 15 % der Gesamt-Sauerstoffzufuhr.
ALBRECHT & IMHOFF [54] berichten, daß man den Sauerstoffgehalt im hochbelasteten, etwa 40 km langen Unterlauf der Ruhr auch unter extremen Verhältnissen auf 4 mg/l heben kann, indem die sieben Wehre dieses Flußabschnittes gezielt freigegeben werden. – Beispiele für den gezielten Einsatz von Wehrbelüftung lassen sich auch aus Niedersachsen beibringen. Hier wäre zu erinnern an die gestaute Mittelweser, bei der es in den abflußarmen Sommermonaten der Jahre 1975 und 1976 gelang, durch die Kombination von Niedrigwasseraufhöhung und verstärkter Wehr- und Turbinenbelüftung den völligen Zusammenbruch des Sauerstoffhaushaltes zu verhindern [55]. Eine Vorstellung darüber, wie sich im Falle der Mittelweser die Wehrbelüftung auf den Sauerstoffgehalt auswirken kann, vermittelt Abb. 12. Allerdings ist darauf hinzuweisen, daß unter sommerlichen Bedingungen die Wehrbelüftung von eutrophen Staugewässern tagsüber einen geringeren Wirkungsgrad hat als in den Nachtstunden, da bei hohen biogenen Belüftungsraten und damit entsprechend hohen Sauerstoffkonzentrationen durch mechanische Belüftung kein nennenswerter Sauerstoffeintrag zu erreichen ist. Um unnötige Energieverluste zu vermeiden, sollte man daher künftig versuchen, die Intensität der Wehrbelüftung nach dem Sauerstoffgehalt des Oberwassers zu steuern und sie somit dem im sommerlichen Tagesgang stark schwankenden Sauerstoffdefizit optimal anzupassen [55].
Bei kleinen Wasserläufen können auch Absturzbauwerke eine merkliche Erhöhung der physikalischen Belüftung und damit eine Entlastung des

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

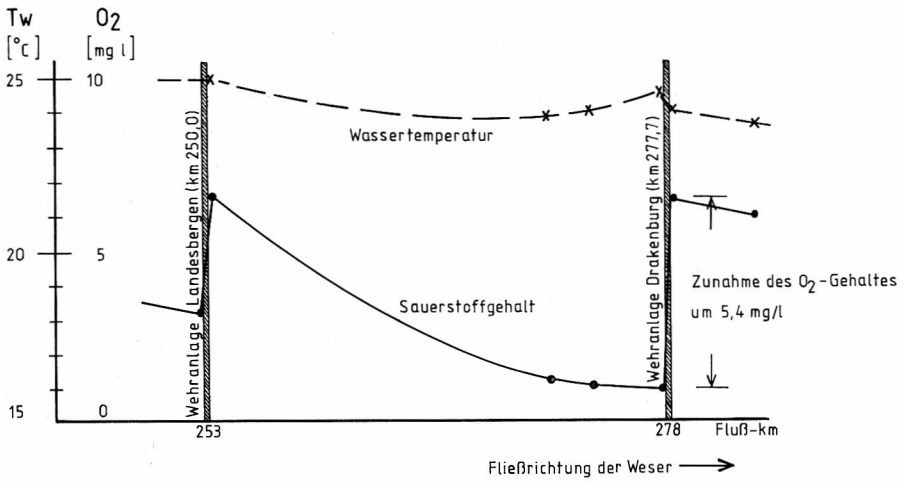


Abb. 12 Einfluß der Wehrbelüftung auf den Sauerstoffgehalt; dargestellt am Beispiel der Weser im Staubereich Landesbergen-Drakenburg.
Sauerstoff-Längsschnitt vom 11. 8. 1976 (ca. 15.00 Uhr).

Sauerstoffhaushaltes bewirken. So berichtet MANZCACK [56] über Untersuchungen, die er an einem 800 m langen Teilstück eines mit 13 Sohlabstürzen ausgebauten Gebirgsbaches durchgeführt hat. Danach wurden allein an den Sohlabstürzen rd. 90 % des gesamten Sauerstoffbedarfes gedeckt.
Leider liegen für die kleinen Fließgewässer des norddeutschen Flachlandes bisher kaum vergleichbare Untersuchungsbefunde vor. Es wäre wichtig, diese Lücken von der Praxis her möglichst bald zu schließen und Daten darüber beizubringen, was Sohlabstürze und Sohlrampen für den Sauerstoffhaushalt kleiner Gewässer bedeuten.
Die Erhöhung der physikalischen Belüftung durch Absturzbauwerke und Wehre ist für den Ablauf der Selbstreinigungsvorgänge zweifelsohne als positiv zu bewerten. Das darf jedoch nicht dazu führen, die möglichen negativen Auswirkungen dieser Bauwerke zu übersehen. Beispielsweise hat KÖNIG [57] an kleinen Fließgewässern nachgewiesen, daß viele Absturzbauwerke aus limnologischer Sicht wie Querriegel wirken und die vertikale Verbreitung der Wasserorganismen beeinträchtigen oder gar verhindern. Dies gilt nicht nur für die Fische, sondern vor allem auch für Wirbellose. Vom fischereilichen und limnologischen Standpunkt ist daher anzustreben, daß die einzelnen Abstürze nicht zu hoch ausgelegt werden [30]. Andernfalls müssen geeignete Durchzugsmöglichkeiten vorgesehen werden.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3.4. Bedeutung von Stauhaltungen

In dem vorangegangenen Abschnitt wurde erörtert, welche Bedeutung den Wehren und Absturzbauwerken in bezug auf die physikalische Belüftung zukommt. Im weiteren ist nun danach zu fragen, wie sich Stauhaltungen (insbesondere Fluß-Stauseen, Hochwasser-Rückhaltebecken, Vorbecken sowie Speicherbecken für die Trinkwasser-Versorgung und Niedrigwasser-Aufhöhung) auf den Stoffhaushalt der Gewässer auswirken. Nach UHLMANN [4, 58] lassen sich Staugewässer als künstliche, stehende Gewässer definieren, die über einen oberirdischen Zulauf und Ablauf verfügen und in denen die theoretische Durchflußzeit des Wassers in der Größenordnung von einem Tag bis zu etwa einem Jahr liegt. Sie wirken als Speicher und sind somit in der Lage, innerhalb gewisser Grenzen Wasserführung und Wasserbeschaffenheit auszugleichen. Bei starkem Durchfluß beruht ihr Nährstoffhaushalt vor allem auf dem Import, während bei geringem Wasserdurchsatz der Stoffhaushalt durch innere Kreisläufe geprägt wird. Wir haben es in einem Fall mit offenen Systemen zu tun und im anderen (in stofflicher Hinsicht) mit weitgehend geschlossenen, welche u. U. schon den Verhältnissen »echter« Seen nahekommen. Beiden Fällen ist jedoch gemeinsam, daß sich im Vergleich zum ungestauten Fließgewässer praktisch alle für die Selbstreinigung wesentlichen ökologischen Faktoren mehr oder weniger stark verschoben haben. So finden wir im Staubereich minimale Fließgeschwindigkeiten und kaum noch Turbulenz, während Wasserspiegelbreite und Wassertiefe erheblich zugenommen haben. – Erinnert man sich der Zusammenhänge, die bei der Besprechung der Einflüsse von Linienführung und Profilgestaltung herausgearbeitet wurden (s. Abschnitt 3.1. und 3.2.1.), so ist bei einer derartigen Konstellation von vornherein mit folgenden Erscheinungen zu rechnen:

a) Verstärkte Sedimentationsvorgänge; u. U. Bildung von Schlammbänken und des weiteren Belastung des Sauerstoffhaushaltes durch den Bodenschlamm.
b) Extrem verlängerte Kontaktzeiten, dadurch aber starke Verringerung der Grenzflächenerneuerung und folglich Verschwinden der typischen Fließwasserorganismen. – Entsprechend der stark verringerten Fließgeschwindigkeit vermindert sich auch die physikalische Belüftung des Gewässers (vgl. Abb. 13).
c) Entsprechend der Zunahme des hydraulischen Radius Abnahme der Selbstreinigungsgeschwindigkeit bei gleichzeitigem Rückgang des Anteils der benthalen Organismen an der Gesamt-Biomasse im Gewässer.
d) Erhöhte Bedeutung des Phytoplanktons für den Stoffhaushalt; einmal in Hinblick auf die biogene Belüftung und zum anderen hinsichtlich

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

des Nährstoffhaushaltes. Im Gegensatz zum ungestauten Wasserlauf stellen ja in Staugewässern die pflanzlichen Plankton-Organismen die entscheidende Produktionskomponente dar [4, 59]. In stark eutrophierten Stauhaltungen – und das ist im Flachland der Normalfall – werden Art und Umfang der von diesen Organismen getragenen Primärproduktion in der Regel nicht durch das mineralische Nährstoffangebot begrenzt, sondern durch das Lichtangebot. Entscheidende Bedeutung kommt hierbei – neben den jahres- und tageszeitlichen

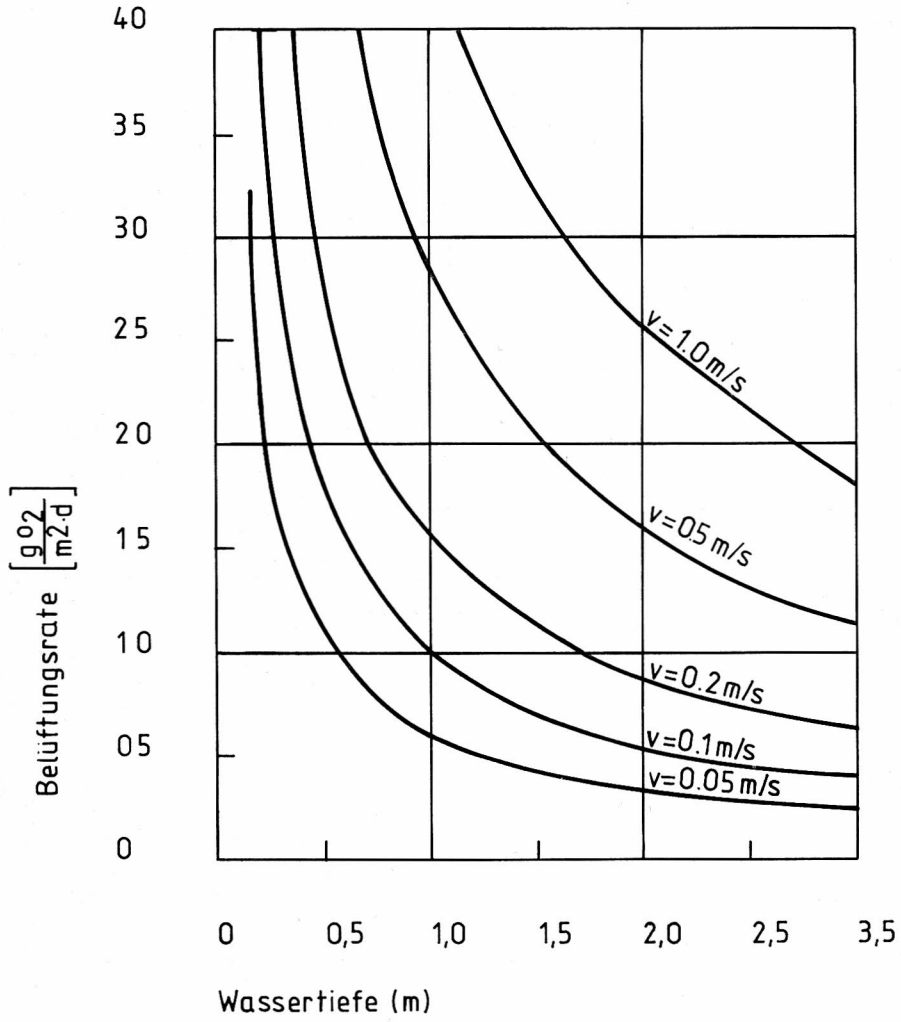


Abb. 13 Sauerstoffaufnahme aus der Wasseroberfläche in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit und der Wassertiefe bei 20° C und 100% Defizit (nach IMHOFF [68]).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Gegebenheiten – vor allem der durch die Massenentwicklung der Planktonalgen verursachten Trübung des Wassers zu (siehe auch Abschnitt 3.2.1.).

e) Staugewässer reagieren auf Wärmezufuhr bzw. Temperaturänderungen wesentlich empfindlicher als ungestaute Wasserläufe [7]. In tiefen Staugewässern (z. B. Talsperren) – aber nicht nur in diesen – kommt es leicht zur Ausbildung von temporären, temperaturbedingten Schichtungen des Wasserkörpers. Bei starker organischer Belastung kann es während des Sommers im Tiefenwasser zu Sauerstoffschwund sowie Schwefelwasserstoff- und Ammonium-Anreicherung kommen; im weiteren dadurch Remobilisierung von Pflanzennährstoffen aus dem Sediment.

Die vorstehend angesprochenen Fakten (a-e) zeigen: Stauhaltungen sind nicht nur empfindlich gegenüber Belastungen mit sauerstoffzehrenden organischen Schmutzstoffen, sondern darüber hinaus auch (im Unterschied zum ungestauten Gewässer) gegenüber mineralischer Nährstoffzufuhr und Wärmebelastung.

Während im ungestauten Fließgewässer bei der Selbstreinigung die heterotrophen Prozesse überwiegen, sind es im Staugewässer die autotrophen. Vor allem im Sommerhalbjahr bilden sich hier Produktionszustände aus, die in der Regel als wassergütewirtschaftlich unerwünscht zu bezeichnen sind. Sie sind den jeweils herrschenden hydrologischen Gegebenheiten, der Nährstoffzufuhr sowie den Belichtungsverhältnissen adäquat und führen im Staubereich zu mitunter schwerwiegenden Verschlechterungen der Gewässergüte [34].

Bei den meisten Stugewässern und Seen wird der Trophie-Charakter durch die Zufuhr an mineralischen Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen bestimmt. Für die Nährstoffbelastung bzw. den Trophie-Grad von natürlichen Seen hat VOLLENWEIDER [zitiert in 60] vorläufige Richtwerte angegeben, wobei Wassertiefe und Wasserfläche berücksichtigt wurden. Zur groben Orientierung läßt sich diese Skala auch auf künstliche Staugewässer ansetzen. Danach wäre ein Stausee bis zu 5 m Tiefe schon bei Flächenbelastungen von 2 g $N/m^2 \cdot a$ und 0,13 g $P/m^2 \cdot a$ als eutrophiegefährdet zu bezeichnen. Die mittlere Nährstoffkonzentration sollte 0,3 mg N/l und 0,02 mg P/l nicht überschreiten. Bekanntlich sind unsere Fließgewässer jedoch in der Regel ungleich höher belastet. Nährstoffquellen sind die Abwasser-Einleitungen der Gemeinden und Betriebe sowie die Anteile aus dem landwirtschaftlichen Sektor (also nutzungsbedingte Belastungen durch Erosion und Auswaschung). Weiter sind zu berücksichtigen die natürliche, bodenbürtige Grundlast sowie Belastungen aus dem forstwirtschaftlichen Bereich, aus den Reserven der Gewässer (etwa durch mikrobielle Umsetzungen im Sediment) und solche aus der Atmosphäre [11]. Von den vorgenannten Nährstoffquel-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

len kommt den Belastungen aus dem kommunalen und industriellen Sektor zweifelsohne eine überragende Bedeutung zu. Doch bleibt festzuhalten, daß auch nach einem Wegfall dieser Belastungen die dann noch verbleibenden (s. o.) in der Regel mehr als genug ausreichen würden, um in den meisten Staugewässern Eutrophierungserscheinungen zu unterhalten [61].

Unmittelbare Folgen der Eutrophierung sind Massenentwicklungen des Phytoplanktons (»Wasserblüten«) sowie übermäßige Verschilfung und Veralgung der Ufer. Auf die unerwünschten Nebenwirkungen und Folgen dieses Geschehens wurde im Rahmen der vorliegenden Studie bereits mehrmals ausführlich hingewiesen: Extreme tageszeitliche Schwankungen des Gehaltes an gelöstem Sauerstoff; pH-Schwankungen; Fischsterben; Verfärbung und Trübung des Wassers und damit Verschlechterung der Lichtverhältnisse im Gewässer (bei sehr starker Trübung »Krautschwund«); Sekundärverunreinigungen durch abgestorbene Biomasse (zusätzlich Sauerstoffzehrung und Faulschlammbildung; Sauerstoffschwund im Tiefenwasser). Das aerobe Selbstreinigungsvermögen eines Staugewässers kann dadurch erheblich beeinträchtigt werden und das Gewässer selbst – zumindest zeitweise – den Charakter eines unbelüfteten Abwasserteiches annehmen.

Über den Umfang der durch Sekundärverunreinigungen bedingten Belastungen und Sauerstoffverluste macht man sich meist keine rechte Vorstellung. Beispielsweise schätzt NÜMANN [zitiert in 59] für den Bodensee, daß beim unmittelbaren heterotrophen Abbau der zugeführten organischen Schmutzstoffe etwa 4800 t Sauerstoff/a verbraucht würden. Die hypolimnischen Sauerstoffverluste betragen aber mindestens 100000 t/a. Durch die eutrophiebedingten Sekundärverunreinigungen wird demnach der Sauerstoffhaushalt des Sees um das 21fache belastet.

Nach UHLMANN [4] u. a. ermöglicht 1 g Phosphat-P die Produktion von rd. 100 g organischer Substanz. Für den vollständigen aeroben Abbau dieser Biomasse (bzw. Sekundärverunreinigung) werden rd. 150 g Sauerstoff benötigt.

Ein Beispiel für starke Eutrophierung (mit »Wasserblüten« und erheblichen Sedimentablagerungen) bietet der unterhalb des Klärwerkes der Stadt Cloppenburg gelegene Thülsfelder Stausee. Ein weiteres Beispiel aus Niedersachsen: Die regulierte Vechte, bei der es im Oberlauf zu sommerlichen Phytoplankton-Massenentwicklungen kommt und im Mittellauf infolge veränderter Milieubedingungen zu einer enormen Verbreitung von Wasserlinsen. Letztere bedecken streckenweise die gesamte Wasseroberfläche und verhindern die Durchlichtung des Wasserkörpers. Schließlich wäre auch an die mittlere Weser zu erinnern, bei der es im Sommerhalbjahr immer wieder zu eutrophiebedingten Störungen des

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Sauerstoffhaushaltes kommt [55]. – Für den süddeutschen Raum sei hier noch auf das Beispiel der Donau verwiesen. Über starke Eutrophierung und Verschlammung im Bereich der Staustufen dieses Stromes berichtet WEBER [62].

Die Darlegungen über die Beziehungen zwischen Eutrophierung, Sedimentbildung und Sauerstoffhaushalt in Staugewässern zeigen zur Genüge, daß man die ursprüngliche Gewässergüte nur dann erhalten bzw. wiederherstellen kann, wenn es gelingt, wenigstens die organische Schmutzbelastung zu verringern. Grundsätzlich ist daher die »vollbiologische« Reinigung der im jeweiligen Einzugsgebiet anfallenden organisch belasteten Abwässer zu fordern. Das Problem der übermäßigen mineralischen Nährstoffzufuhr (also das der Eutrophierung) bleibt dann ohnehin noch in seiner ganzen Tragweite bestehen und dürfte auch durch den Einsatz der sogenannten 3. Reinigungsstufe nur unvollkommen zu bewältigen sein. Der Wasserbauingenieur wird sich damit abfinden müssen, daß ein β-mesosaprobes Fließgewässer (also ein eutropher Wasserlauf der Güteklasse II) allein durch Ausbaumaßnahmen nicht in ein oligotrophes Staugewässer verwandelt werden kann. Im Gegenteil, in der Regel entwickeln sich ausgesprochen polytrophe Verhältnisse [63].

Die Bedeutung und Notwendigkeit einer ausreichenden abwassertechnischen Sanierung der Einleiter im Einzugsgebiet von gestauten Fließgewässern zeigen beispielsweise v. d. EMDE & FLECKSEDER in einem Gutachten über die österreichische Donaustrecke auf [64]. Nach den Berechnungen der Verfasser wird durch die Anlage einer Staustufe die Sauerstoffzufuhr (physikalische und biogene Belüftung) auf der Fließstrecke im Winter auf rd. 28% des ursprünglichen Wertes verringert und im Sommer auf rd. 70%. Bei gleichbleibend angenommenen biologisch abbaubaren organischen Schmutzfrachten resultiert daraus eine deutliche Absenkung der Sauerstoffkonzentration im gestauten Gewässerabschnitt. Durch verstärkte Reinhaltemaßnahmen im Einzugsgebiet könnte eine derartige Entwicklung entschärft werden. Bleiben diese Maßnahmen trotz des zügigen Ausbaues der Donau-Stukette aus. so ist damit zu rechnen, daß der Sauerstoffgehalt in der Donau bei dem angenommenen Planungsniederwasser stetig abnimmt und an der österreichisch-tschechoslowakischen Staatsgrenze zeitweise nur noch 2 mg/l betragen wird [64].

Als Faustregel sei hier nochmals festgehalten, daß Staugewässer auf Überlastungen durch sauerstoffzehrende Stoffe, auf Belastungsschwankungen, mineralische Nährstoffzufuhr und Temperatureinflüsse ungleich empfindlicher reagieren als vergleichbare, freifließende Wasserläufe. Da sich die verkraftbaren Belastungen umgekehrt proportional zur Wassertiefe verhalten, geht beispielsweise an windstillen Sommertagen die Belastbarkeit tiefer Staue auf einen Bruchteil der von ungestauten Ge-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

wässern zurück. Diese und ähnliche Zusammenhänge konnten sowohl an Modellbeispielen wie auch in der Praxis immer wieder nachgewiesen werden [65, 66 u. a.].

In den letzten Jahren wurde an verschiedenen Staugewässern die Möglichkeit erprobt, während kritischer Situationen den Sauerstoffhaushalt (und damit das aerobe Selbstreinigungsvermögen) durch künstliche Belüftung zu stabilisieren. Neben der bereits in Abschnitt 3.3 erörterten Belüftung durch Wehre und Sohlabstürze ist dabei vor allem an die Turbinenbelüftung zu denken sowie an die verschiedenen Verfahren der Druck- und Oberflächenbelüftung. Über gute Erfahrungen mit Belüftungseinrichtungen an der Lippe (grobblasige Druckbelüftung) berichten u. a. BÖHNKE [67] und LONDONG [49]. Zu bemerkenswerten Ergebnissen kam auch IMHOFF [68] an der unteren Ruhr (Kreiselbelüftung am Baldeneysee). Die bisherigen Erfahrungen über die künstliche Belüftung von Oberflächengewässern fanden ihren Niederschlag in dem bereits zitierten Arbeitsblatt AW 161 des KfK [53].

Die Tatsache, daß durch Stauhaltungen der ökologische Zustand eines Fließgewässers tiefgreifend und allzu häufig auch nachteilig verändert wird, sollte den Limnologen nicht dazu verleiten, derartige Projekte ausschließlich aus seiner Sicht zu betrachten und pauschal abzulehnen. Jeder Fall muß für sich allein untersucht und beurteilt werden. Auch aus limnologischer Sicht brauchen dabei nicht immer die hier ausführlich erörterten Bedenken und Nachteile entscheidend zu überwiegen [69, 70, 71]. Das zeigen beispielsweise die positiven Erfahrungen, die schon vor Jahrzehnten an den Ruhrstauseen gesammelt wurden [3]. Weiter sei an eine Studie von VIEHL erinnert, der bereits 1937 über die beachtliche Selbstreinigungsleistung des Elster-Stausees bei Leipzig berichtet hatte und ihre Abhängigkeit von Temperatur und Jahreszeit [72].

Nach Untersuchungen, die NUSCH [73] an fünf großen Stauseen des Ruhrtalsperrenvereins durchgeführt hat, läßt sich durch Stauhaltungen unter bestimmten Voraussetzungen eine Verbesserung der Wasserqualität erzielen. NUSCH weist dabei besonders auf die Bedeutung von Vorstaubecken hin. In derartigen Becken kann die Masse der allochthonen Sedimente abgefangen und dem Stausee ferngehalten werden. Aus diesem Grund empfehlen übrigens auch WETZEL [74] und ORTLEB [75] den Betrieb von Vorsperren.

Nach NUSCH beträgt die Phosphor-Retention bei den Talsperren des Ruhrtalsperrenvereins rd. 80 %, wobei ein Großteil des Phosphors (ca. ¾) bereits in den Vorbecken zurückgehalten wird [73]. Ähnliches gilt in der Mehrzahl der Fälle auch hinsichtlich der Zurückhaltung von Schwermetallen. Diese werden durch Adsorption an Trübstoffe zu einem erheblichen Teil im Sediment fixiert und damit aus dem freien Wasser entfernt. Nicht übersehen darf man allerdings, daß es aufgrund des hohen alloch-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

thon und autochthon bedingten Sedimentanfalles notwendig ist, in mehr oder weniger großen Zeitabständen Entschlammungsmaßnahmen durchzuführen.
Im Rahmen einer limnologischen Beurteilung von Flußstauseen und Talsperren ist auch danach zu fragen, ob und in welchem Umfange derartige Vorhaben die Möglichkeit einer wirksamen Niedrigwasser-Aufhöhung schaffen. Die Niedrigwasser-Aufhöhung ist ein wassergütewirtschaftliches Ordnungselement, das vor allem in bezug auf das Selbstreinigungsvermögen unserer Fließgewässer zunehmend an Bedeutung gewinnt. Es sei hier auf das vorzügliche Merkblatt hingewiesen, welches die KWK-Arbeitsgruppe »Gewässerbeschaffenheit« aufgestellt hat und in welchem die Beziehungen zwischen Gewässerbeschaffenheit und Niedrigwasser-Aufhöhung ausführlich diskutiert werden [76].
Abschließend bleibt noch die Frage zu stellen, wieweit es derzeit möglich ist, quantitative Vorhersagen zu entwickeln über die zu erwartende Wasserbeschaffenheit und den Stoffhaushalt von künstlichen Staugewässern. Bei ungeschichteten Stauhaltungen können derartige Aussagen noch im Rahmen der üblichen Modellberechnungen für den Sauerstoffhaushalt erarbeitet werden [7, 8, 9, 28, 65]. Bei geschichteten Staugewässern ist es dagegen bislang kaum möglich, zu hinreichend genauen Vorhersagen über den Stoffhaushalt zu kommen. Die limnologische Erforschung dieser sowohl in hydrodynamischer wie auch in biologischer Hinsicht überaus komplexen Systeme steckt in den Anfängen. Interessante Ansätze verdanken wir u. a. STRASKRABA [77], UHLMANN [4, 58, 78] und BEUSCHOLD [79]. Sie führen über die einfachen Sauerstoff-Haushaltsberechnungen hinaus und zielen auf die Erfassung des Stoff- und Energie-Haushaltes. Besonders berücksichtigt werden dabei die hydrodynamischen Faktoren, die Strahlungs-, Temperatur- und Nährstoff-Verhältnisse sowie die Biomasse-Produktion und die Sedimentbildung. – In einigen überschaubaren Modell-Fällen hat es sich als prinzipiell möglich erwiesen, für verschiedene Konstellationen des Nährstoff- und Strahlungsangebotes mit Hilfe moderner Rechenmethoden das Auftreten und den Verlauf von Plankton-Massenentwicklungen vorherzusagen [4, 58].

4. Rückblick

Das überaus umfangreiche und komplexe Thema der vorliegenden Studie hat dazu herausgefordert, immer wieder auf einige grundlegende Begriffe und Zusammenhänge der Limnologie hinzuweisen. Gleichzeitig war verstärkt ins Bewußtsein zu rufen, daß Wasserläufe nicht nur tote Gerinne sind – angefüllt mit »H_2O« – sondern Medium eines ungemein

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

vielfältigen Lebens, welches diesen Lebensraum prägt und beherrscht. Vor allem galt es aber zu zeigen und wenn möglich zu beweisen, daß es kaum eine Maßnahme des Gewässer-Ausbaues gibt, die nicht auf das Leben im Gewässer und damit auf das Selbstreinigungsvermögen fördernd, hemmend oder schädigend zurückwirkt.

Schriftenverzeichnis

[1] ATV, Hrg. (1973): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. – Bd. **1,** 2. Aufl.; Berlin-München-Düsseldorf (Ernst & Sohn).

[2] FAIR, G. M., & GEYER, J. G. (1961): Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. – München (R. Oldenbourg).

[3] LIEBMANN, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. – Bd. **2;** München (R. Oldenbourg).

[4] UHLMANN, D. (1975): Hydrobiologie. – Stuttgart (G. Fischer).

[5] NAKEL, E. (1971): Gewässerausbau. – Berlin (VEB Verlag für Bauwesen).

[6] BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE, Hrg. (1965): Der biologische Wasserbau an den Bundeswasserstraßen. – Stuttgart (Eugen Ulmer).

[7] BOES, M. (1977): Gewässerausbau und Gütezustand – Ergebnisse von Modelluntersuchungen. – Wasser und Boden, **29:** 69–73.

[8] WOLF, P. (1977): Anwendung von Sauerstoffhaushaltsmodellen in Bayern. – Wasser und Boden, **29:** 79–81.

[9] ANOM. (1975): Studie über bestehende Flußgebietsmodelle. – Bundesministerium des Innern; Bonn.

[10] KNÖPP, H. (1968): Die Berechnung der Selbstreinigungsvorgänge in limnologischer Sicht. – Stuttgarter Ber. z. Siedlungswasserwirtschaft, Bd. **40;** 129–151.

[11] NEUMANN, H. (1976): Hydrochemische Untersuchungen an der oberen und mittleren Hase (1966–1969). – Osnabrücker naturwiss. Mitt., **4:** 27–84; Osnabrück.

[12] WUHRMANN, K. (1969): Selbstreinigung in Fließgewässern. – Ber. d. ATV, Nr. **23:** 15–32.

[13] WUHRMANN, K. (1966): Modelluntersuchungen über die Selbstreinigung in Fließgewässern. – Verh. Internat. Ver. Limnol., **16:** 897–905.

[14] WUHRMANN, K. (1974): Some problems and perspektives in applied limnology. – Mitt. Internat. Ver. Limnol., **20:** 324–402.

[15] KNÖPP, H. (1964): Die »Zusätzliche Zehrung« – eine neue biochemische Kennzahl zur Bewertung von Selbstreinigungskraft und Verschmutzung. – Gas- und Wasserfach, **105:** 92–98.

[16] NIEDERS. MINISTERIALBLATT (1973): Runderlaß des ML und MK über »Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege bei wasserbaulichen Maßnahmen« vom 5. 10. 1973.

[17] HYNES, H. B. N. (1970): The ecology of running waters. – Liverpool University Press; Liverpool.

[18] RUTTNER, F. (1962): Grundriß der Limnologie. – 3. Aufl.; Berlin (Walter de Gruyter).

[19] GESSNER, G. (1955): Hydrobotanik. – Bd. **1;** Berlin (VEB Verlag der Wissenschaften).

[20] ZAHNER, R. (1959): Über die Bindung der mitteleuropäischen Calopteryx-Arten an den Lebensraum des strömenden Wassers. – Internat. Revue d. Ges. Hydrobiol.; **44:** 51–130.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

[21] BACKHAUS, D. (1967): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der oberen Donau und ihrer Quellflüsse. – Arch. Hydrobiol./Suppl., **30:** 364–399.

[22] ALBRECHT, D. (1970): Selbstreinigung in einem offenen Wassergraben. – Die Wasserwirtschaft, **60:** 250.

[23] KNÖPP, H. (1960): Untersuchungen über das Sauerstoffproduktionspotential von Flußplankton. – Schweiz. Z. Hydrol., **22:** 152–166.

[24] KNÖPP, H. (1959): Über die Rolle des Phytoplanktons im Sauerstoffhaushalt von Flüssen. – Dt. gewässerkundl. Mitt., **3:** 139–146.

[25] KNÖPP, H. (1965): Neue Erkenntnisse zum Sauerstoffhaushalt von Fließgewässern. – Dt. gewässerkundl. Mitt., Sonderheft, S. 17–23.

[26] BÖHNKE, B. (1965): Die rechnerische Erfassung des Sauerstoffhaushaltes. – Veröffentl. d. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft der TU Hannover, H. **20;** Hannover.

[27] WOLF, P. (1971): Die Berücksichtigung neuerer Erkenntnisse in Sauerstoffhaushaltsberechnungen für Fließgewässer. – Gas- und Wasserfach, **112:** 200–203 und 250–253.

[28] WOLF, P. (1974): Simulation des Sauerstoffhaushaltes in Fließgewässern. – Stuttgarter Ber. z. Siedlungswasserwirtschaft, H. **53;** München (R. Oldenbourg).

[29] SCHNURR, J. M. & RUCHTI, J. (1975): Kinetics of oxygen exchange photosynthesis and respiration in rivers determined from time-delayed correlations between sunlight and dissolved oxygen. – Schweiz. Z. Hydrol., **37:** 144–174.

[30] WIESNER, E. R. (1971): Wegweiser für den Fischerei- und Gewässerschutz. – München (Lambert Müller).

[31] WACHS, B. (1968): Die Bodenfauna der Fließgewässer in Beziehung zu den bedeutendsten Substrattypen. – Wasser- und Abwasserforschung, **1:** 124–134.

[32] KOTHÉ, P. (1967): Die Biologie als Hilfsmittel bei der Erforschung morphologisch-quantitativer Zusammenhänge in den Gewässern. – Dt. gewässerkundl. Mitt., Sonderheft, S. 220–226.

[33] ENGELHARDT, W. (1973): Umweltschutz. – BLV, BSV, München.

[34] WEBER, H. E. (1976): Die Vegetation der Hase von der Quelle bis Quakenbrück. – Osnabrücker naturwiss. Mitt., **4:** 131–190; Osnabrück.

[35] SCHWOERBEL, J. (1968): Untersuchung über die Rolle von submersen Wasserpflanzen bei der Eliminierung von Phosphaten. – Münchener Beitr., **5:** 361–374.

[36] WAGNER, G (1968): Phosphatspeicherung und N/P-Quotient bei Laichkräutern in abwasserbelasteten und unbelasteten Ufergebieten des Bodensees. – Internat. Revue d. Ges. Hydrobiol., **51:** 229–235.

[37] SEIDEL, K. (1966): Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. – Naturwissenschaften, **53:** 289–297.

[38] SEIDEL, K. (1973): Leistungen höherer Wasserpflanzen unter heutigen extremen Umweltbedingungen. – Verh. Internat. Ver. Limnol., **18:** 1395–1405.

[39] KICKUTH, R. (1970): Aufnahme, Anabolismus und Katabolismus von Organika durch höhere Pflanzen. – Jb. »Vom Wasser«, **37:** 184–189.

[40] KICKUTH, R. (1970): Ökochemische Leistungen höherer Pflanzen. – Naturwissenschaften, **57:** 55–61.

[41] DIETZ, F. (1972): Die Anreicherung von Schwermetallen in submersen Wasserpflanzen. – Gas- und Wasserfach, **113:** 269–273.

[42] EICHENBERGER, E. (1967): Ökologische Untersuchungen an Modellfließgewässern. – Schweiz. Z. Hydrol., **29:** 1–51.

[43] EICHENBERGER, E. (1970): On the quantitative assessment of the effects of chemical factors on running water ecosystems. – Schweiz. Z. Hydrol., **37:** 21–34.

[44] RIETZ, K. (1971): Produktionsbiologische Untersuchungen an Experimental-Vorflutern. – Münchener Beitr., **19:** 45–59.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

[45] SCHUA, L. (1974): Die Funktion der Uferbepflanzung im Temperaturhaushalt kleiner Fließgewässer und Folgen von deren Veränderung bei wasserbautechnischen Maßnahmen. – Wasser und Boden, **26:** 38–41.

[46] WALLNER, H. (1953): Die Gesundung unserer Flüsse durch Pflanzung und Lebendverbauung. – Wasserwirtschaft, **44:** 152–159 und 176–181.

[47] BAUER, H. J. (1973): Gewässerausbau und Landschaftsschutz. – Wasser und Boden, **25:** 294–299.

[48] KIRWALD, E. (1964): Gewässerpflege. – BLV, München.

[49] LONDONG, D. (1968): Flußwasserbelüftungen an der Lippe. – Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Bd. **1:** 105–119; Aachen.

[50] ALBRECHT, D. (1969): Schätzung der Sauerstoffzufuhr durch Wehre und Kaskaden. – Wasserwirtschaft, **59:** 321.

[51] ALBRECHT, D. (1971): Belüftungsversuche mit frei abstürzendem Wasser. – Gas- und Wasserfach, **112:** 29–32.

[52] KAYSER, R. & STEGMANN (1975): Sauerstoffeintrag an Wehren mit geringen Beaufschlagungen. – Wasser und Boden, **2:** 21–24.

[53] KfK, ATV & DVGW, Hrg. (1971): Arbeitsblatt AW 161 »Die künstliche Belüftung von Oberflächengewässern – Empfehlungen und Hinweise«. – Frankfurt a. M. (ZfGW-Verlag).

[54] ALBRECHT, D. & IMHOFF, K. R. (1973): Erfahrungen mit der künstlichen Ruhrbelüftung. – Gas- und Wasserfach, **114:** 131–137.

[55] NEUMANN, H. & SCHÖNEBORN, C. (1977): Betrachtungen über die anthropogenen Belastungen und die Gewässergüte der Weser. – Arb. d. dt. Fischerei-Verbandes, **23:** 45–72.

[56] MANCZAK, H. (1964): Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse eines Gebirgsbaches mittels Sohlenabstaffelung. – Öster. Wasserwirtschaft.

[57] KÖNIG, D. (1969): Biologisch-Landschaftliche Aspekte bei wasserwirtschaftlichen Maßnahmen an Fließgewässern. – Dt. gewässerkundl. Mitt., Sonderheft, S. 75–81.

[58] UHLMANN, D. (1972): Das Staugewässer als offenes System und als Reaktor. – Verh. Internat. Ver. Limnol., **18:** 761–778.

[59] ZAHNER, R. (1969): Die Auswirkungen von Abwassereinleitungen in stehenden Gewässern. – Ber. d. ATV, **23:** 33–47.

[60] HAMM, A. (1970): Probleme der Abwassereinleitung in stehende Gewässer. – Münchener Beitr., Bd. **17:** 79–93.

[61] NEUMANN, H. (1973): Beiträge zur Limnologie des Zwischenahner Meeres – unter besonderer Berücksichtigung der Nährstoffbelastung und der Reinhaltemaßnahmen im Einzugsgebiet. – Vom Wasser, **41:** 163–186.

[62] LIEPOLT, R., Hrg. (1967): Limnologie der Donau. – S. 272–283 (Beitrag von E. WEBER); Stuttgart (Schweizerbart'sche Verlagsbuchh.).

[63] LIEBMANN, H., Hrg. (1954): Biologie und Chemie des gestauten und ungestauten Stromes. – Münchener Beitr., Bd. **2.**

[64] EMDE, W. v. d. & FLECKSEDER, H. (1975): Grundsatzkonzept über die Gewässergüte der österreichischen Donaustrecke. – Technische Hochschule Wien (unveröffentlichtes Gutachten).

[65] BÖHNKE, B. (1966): Der Einfluß wasserbaulicher Maßnahmen auf das Belastungsvermögen und die Selbstreinigungskraft fließender Gewässer. – Gas- und Wasserfach, **107:** 612–619.

[66] MALZ, F. & BORTLISZ, J. (1968): Vergleichende Betrachtungen der Sauerstoffgehalte im gestauten und ungestauten Fluß. – Wasserwirtschaft, **58:** 6–9.

[67] BÖHNKE, B. (1965): Möglichkeiten der künstlichen Fluß- und Gewässerbelüftung, aufgezeigt am Beispiel der Lippe. – Münchener Beitr., **12:** 318–329.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

[68] IMHOFF, K. R. (1968): Künstliche Belüftung für den Baldeneysee und die untere Ruhr. – Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Bd. **1:** 83–95.

[69] ECKOLDT, M. (1959): Über den Einfluß der Kanalisierung eines Flusses auf die Wassergüte. – Wasserwirtschaft, **49:** 57–62.

[70] NAKEL, E. (1968): Über die Auswirkungen von Stauanlagen auf die Wassergüte. – WWT, **18:** 397–399.

[71] KOTHE, P. (1962): Bericht über hydrobiologische Untersuchungen 1953–57 im Gebiet der Elbestrecke zwischen Schnackenburg und Hamburg. – Mitt. d. Wasser- und Schiffahrtsdirektion, Nr. **14.**

[72] VIEHL, K. (1937): Einfluß der Temperatur und Jahreszeit auf die Reinigungswirkung eines Stausees. – Jb. »Vom Wasser«, **12:** 246–259.

[73] NUSCH, E. A. & KOPPE, P. (1975): Die Veränderung der Wasserqualität durch Stauhaltung in Talsperren. – Wasserwirtschaft, **65:** 8–13.

[74] WETZEL, A. (1962): Biologische Beschaffenheit und Gütezustand von Trinkwassertalsperren. – WWT, **12**: 55–61.

[75] ORTLEB, W. (1960): Klärtechnische, flußbauliche und speicherwirtschaftliche Maßnahmen zur Stärkung der Selbstreinigungskraft hochbelasteter Gewässer. – WWT, **10:** 217–223.

[76] KWK-ARBEITSGRUPPE »GEWÄSSERBESCHAFFENHEIT« (1978): Merkblatt zur Beurteilung der Niedrigwasseraufhöhung aus der Sicht der Wassergütewirtschaft.

[77] STRASKRABA, M. (1971): Limnological basis of modeling reservoir ecosystems. – Sympos. Man Made Lakes, Knoxville Tenn. USA.

[78] UHLMANN, D. (1968): Der Einfluß der Verweilzeit des Wassers auf die Massenentwicklung von Planktonalgen. – Fortschr. Wasserchemie, **8:** 32–47.

[79] BEUSCHOLD, E. (1968): Ein Beitrag zur Prognose der Wasserbeschaffenheit in Talsperren. – Fortschr. Wasserchemie, **8:** 163–187.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen

Jahr/Year: 1979

Band/Volume: 6

Autor(en)/Author(s): Neumann Horst

Artikel/Article: Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften und das Selbstreinigungsvermögen von Fließgewässern 123-161