

# Aktuelle ökologische Probleme in Fließgewässern

Dietrich NEUMANN

## 1. Einleitung

Fließgewässer sind auf ihrem Wege zu den Ästuaren der Meeresküsten gleichsam Einbahnstraßen mit einer ständig zunehmenden Wasserfracht. Die chemische Wasserzusammensetzung, die Morphologie des Flussbetts mit seinen Ufern und die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft mit benthischen und planktischen Organismen sowie Fischen unterliegen auf diesem Wege mannigfaltigen natürlichen Wandlungen. In Mitteleuropa haben die Fließgewässer in den letzten zweihundert Jahren infolge der zunehmenden Besiedlung und Nutzung der Flussniederungen jedoch folgenreiche Umgestaltungen erfahren. Die dabei vorgenommenen technischen Eingriffe betrafen Uferverbauungen, Begrädigungen, Stauhaltungen, Eindeichungen, Trink- und Brauchwasserentnahmen, Abwassereinleitungen aus Kommunen und Industrien, die Einrichtung von Kraftwerken für die Stromerzeugung und, in den großen Strömen, Wasserbau-Maßnahmen für die Schifffahrt. All diese Umgestaltungen veränderten das Abflussregime, den Sedimenttransport, den Chemismus, die Flussbiozönosen und die Feuchtgebiete der angrenzenden Aue, lange bevor man durch biologische und hydrologische Forschungen ein hinreichendes ökologisches Verständnis für die Fließwassersysteme und die Auswirkungen der technischen Maßnahmen gewonnen hatte.

Die Gewässergüte der Fließgewässer unterliegt heute im Hinblick auf die Trinkwassernutzung der Uferfiltrate des Flusswassers staatlichen Richtlinien. Sie wird von den Arbeitsgemeinschaften der Trinkwasserwerke sowie den zuständigen landeseigenen und bundesstaatlichen Institutionen überwacht. Dazu werden die benthischen Leitorganismen des Saprobien-systems verwendet (FRIEDRICH 1990) und solche chemischen Parameter, die von ökosystemarer Relevanz sind: die Sauerstoff- und Ammoniumkonzentrationen, das Sauerstoffproduktionspotential-SPL, der Biochemische Sauerstoffbedarf-BSB, die Phosphat-, Nitrat- und Nitritwerte sowie die Mengen von adsorbierbaren Organohalogenverbindungen (AOX) (Beispiele für den Rhein: SCHALEKAMP 1993, LWA-NRW 1997). Chlorid- und Schwermetallbelastungen, Gentoxine und viele andere chemische Stoffe werden außerdem berücksichtigt. Mit Gewässerstruktur-Kartierungen wird darüber hinaus versucht, ökologisch verbesserte Konzepte für den Wasserbau und für die Landschaftsplanung im Grenzbereich der Ufer und Auen zu gewinnen (FRIEDRICH & LACOMBE 1992).

Viele Fragen nach den genauen ökophysiologischen und populationsökologischen Ursachen für die seit dem Beginn dieses Jahrhunderts festgestellte Verarmung der einheimischen Fließwasserbiozönosen und für deren aktuelle Veränderungen sind jedoch bis heute unzureichend beantwortbar, es sei denn, dass die direkten Auswirkungen von übermäßiger saprobischer Belastung oder von stark toxischen industriellen Abwässern offensichtlich waren. Zu den unbeantworteten Fragen sind beispielsweise zu zählen: die Ursachen für den Rückgang oder das Verschwinden vieler typischer Wasserinsekten, die Ursachen für den Rückgang von sich selbst reproduzierenden Forellen- und Äschenbeständen in den Oberläufen, oder die Ursachen für das Aussterben des Lachses im Rheinsystem während der ersten drei Jahrzehnte unseres Jahrhunderts. Auch die Ursachen für die schnelle Ausbreitung und vorübergehende Dominanz von eingeschleppten Tierarten (Neozoa) oder für die konkreten ökosystemaren Beziehungen zwischen Hauptstrom und Altarmen der Flusssauen harren gleichfalls der eingehenderen ökologischen Klärung.

Die Antworten auf solche Fragen lassen sich nicht im Rahmen eines faunistischen oder floristischen Monitorings finden. Für diese Fragen sind gezielte Fallstudien erforderlich, je nach Problem mit ökophysiologischer oder populationsökologischer oder ökosystemarer Fokussierung. In einer Kombination von Freiland- und Laboruntersuchungen werden sich hieraus Kenntnisse und Einsichten einstellen, von denen aus dann ökologische Konzepte für weitere Sanierungsmaßnahmen, zusätzlich zu den bereits bestehenden Klärwerk- und Hochwasserschutzmaßnahmen, überzeugend entwickelt werden könnten.

## 2. Der Istzustand im Rheinsystem

Bei ökologischen Bewertungen von Fließgewässern sind stets die lokalen geographisch-geologischen Verhältnisse sowie die zurückliegenden wasserbaulichen Geschehnisse mitzuberücksichtigen. Ich werde mich daher im Folgenden in erster Linie auf den Rhein, insbesondere den Niederrhein beziehen, einschließlich von Teilen seines Wassereinzugsgebiets, da mir diese Gebiete aus eigenen Untersuchungen und denen meiner Arbeitsgruppe besonders vertraut sind (NEUMANN 1994). Die dort von uns ermittelten ökologischen Befunde dürften aber auch für ähnliche Fließgewässerstrecken anderer Gebiete gelten, so dass diese Fallstudien auch dort zur Klä-

zung von Fragen über die Flussbiozönosen und zur Vorbereitung von weiteren möglichen Sanierungsmaßnahmen beitragen können.

Der Rhein war in den ersten Jahrzehnten des 19. Jahrhunderts in den Bereichen seines Oberrheinabschnitts zwischen Basel und Karlsruhe noch eine von den natürlichen Strömungskräften bestimmte Furkationszone, wo Haupt- und Nebengerinne, Kies- und Sandbänke, Inselbildungen, Altarme und Auwälder, also eine Vielzahl von Biotopen existierten (Abb. 1). Auch in der Mäanderzone des Niederrheins kam es bis zu Beginn des 19. Jahrhunderts immer wieder zu Verlagerungen des Hauptstroms und zur Neubildung von Altarmen in der bereits seit vielen Jahrhunderten relativ dicht besiedelten Auenlandschaft.

Diese Naturlandschaften sind im Verlauf der letzten 200 Jahre, mit Ausnahme einiger Naturschutzgebiete in der ehemaligen Rheinaue, in technologisch durchgeplante und flurbereinigte Kulturlandschaften umgewandelt worden. Der Rhein selbst ist heute eine kanalisierte internationale Schifffahrtsstraße, seine Auenregion wird von Landwirtschaft, Industrien und Siedlungen vielseitig genutzt. Der biozotische Zustand ist gekennzeichnet durch Artenverluste, durch einen Rückgang von Bestandsdichten und durch eine Bevorteilung einzelner Organismengruppen, die entweder infolge des Wasserbaus oder infolge chemischer Wasserbelastung begünstigt bzw. nicht beeinträchtigt wurden (vgl. TITTI-ZER & KREBS 1996).

Die Rheinwasserqualität war im Verlauf dieser Veränderungen an Mittel und Niederrhein gegen Ende der sechziger Jahre dieses Jahrhunderts infolge der übermäßigen Abwassereinleitungen in einen unhaltbaren Zustand geraten. So war im Juni 1971 das Mittelrheinwasser infolge saprobisch bedingter Sauerstoffzehrung für einige Tage total sauerstofffrei. Besucher des Niederrheinufers aus jenen Jahren erinnern sich noch heute lebhaft an die von Phenolen geprägte, aus Industrieabwässern stammende Duftwolke des Stroms. Die Makrozoobenthos-Biozönose war daher hier zu dieser Zeit völlig verodet (SCHILLER 1990).

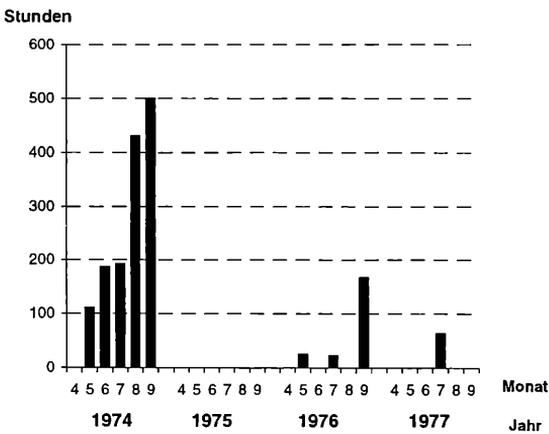
Im Zuge der 1965 von den Anrainer-Ländern gebildeten Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung des Rheins wurden dann endlich die längst fälligen, wenn auch kostenaufwendigen Schritte für eine Sicherung der Wasserqualität eingeleitet, so dass in den siebziger Jahren längs des Stroms Klärwerke für die industriellen Einleitungen und zweistufige biologische Kläranlagen für die kommunalen Abwässer in Betrieb genommen werden konnten. Der Fluss begann sich danach ökologisch zu erholen und erreichte innerhalb weniger Jahre über weite Strecken einen nur noch mäßig saprobisch belasteten Zustand und er befrachtete nunmehr nur noch eine um Größenordnungen verringerte Chemikalienlast (MALLE 1991).

Dabei verschwanden die starken Sauerstoffdefizite in der fließenden Welle erstaunlich schnell (Abb. 2), und erstaunlich schnell kehrten die ersten Wasserin-



**Abbildung 1**

**Der Oberrhein am Isteiner Klotz im Jahre 1834, stromaufwärts gesehen.** Nach einem Gemälde von Peter Birrmann (Kunstsammlung Basel).



**Abbildung 2**

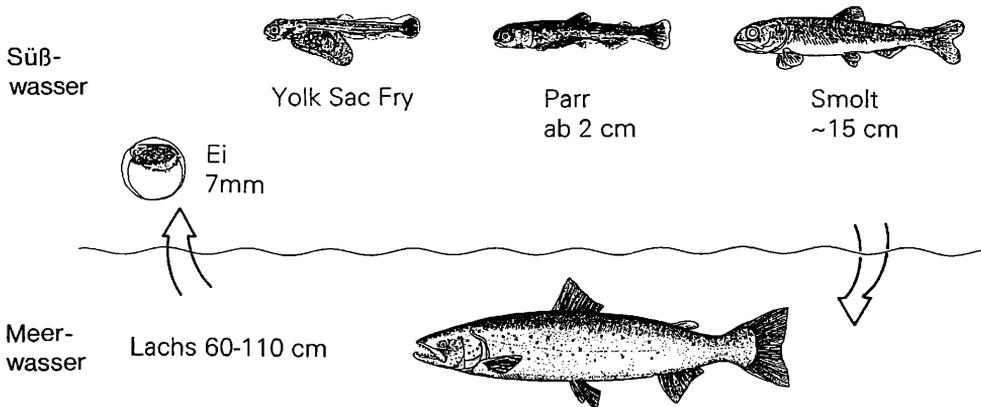
**Die Verminderung der Sauerstoffdefizite am Niederrhein nach Inbetriebnahme der zweistufigen vollbiologischen Kläranlagen** (nach Messungen des LWA-NRW in Bad Honnef, Rhein-km 642). Dargestellt sind jeweils die Stundensummenbeträge für Sauerstoffkonzentrationen 4.0 mg/l bei Temperaturen 15.0° C zwischen April und September (LÖBBEL 1990).

sekten wie die Köcherfliege *Hydropsyche contubernalis* aus Nebenflüssen in den Hauptstrom zurück. Mit zwei Generationen im Jahr bildete sich eine ungewöhnlich hohe Larvendichte dieses Insekts aus, und damit zugleich eine reiche Nahrungsbasis für die Fischfauna (BECKER 1987).

Die Phosphorsäureester-Schadstoffwelle vom November 1986, ausgelöst durch den Brand der Schweizerhalle beim Chemiekonzern Sandoz in Basel, verursachte ein massives Fischsterben bis in die Region von Karlsruhe, dem selbst die als robust geltenden Aale zum Opfer fielen (HEIL 1990). Dieses eine breite Öffentlichkeit erneut aufschreckende Umweltsignal wurde von den Politikern als ein eigent-

lich längst fälliger Anlass aufgegriffen, ein intensiveres ökologisches Beobachtungs- und Überwachungssystem längs des Rheins zu planen und die Rhein-Biozönose als einen zuverlässigen kontinuierlichen Güteanzeiger der Wasserqualität weiter aufzuwerten. In den Mittelpunkt dieser ökologischen Rehabilitation des Rheins wurde die Wiedereinbürgerung des im Rhein einst heimischen Lachses gestellt (Programm 'Lachs 2000' der Minister der Rheinanliegerstaaten vom 19. Dezember 1986, IKSR 1996). Damit war ein Ziel gesetzt, Kosten und Mühen nicht zu scheuen, um zukünftig den Hauptstrom und viele seiner Nebengewässer für wandernde Fische wieder durchgängig zu gestalten und insgesamt so zu revitalisieren, dass sich Lachse (Abb. 3) im Flusssystem schließlich wieder selbst reproduzieren können.

Tatsächlich konnten im Rhein und seinen Nebenflüssen in den vergangenen 10 Jahren bereits aufwandernde Großsalmoniden (Meerforellen u. Lachse) beobachtet und zur künstlichen Zwischenvermehrung verwendet werden (SCHMIDT 1996). Ausgesetzte und markierte Meerforellensmolts wurden im niederländischen Küstenbereich wiedergefangen, so dass die grundsätzliche Passierbarkeit des Rheindeltas in beiden Richtungen erwiesen ist (STEINBERG & LUBIENIECKI 1991). Damit sind zwei wichtige Voraussetzungen für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung, Wasserqualität der fließenden Welle und grundsätzliche Durchgängigkeit des Stroms, gegeben. Ein weiterer Engpass, wie die unzulängliche Wasserqualität in den Laichgruben der Großsalmoniden im Bereich der Oberläufe, ist jedoch inzwischen erkannt worden (s. 4.1, vgl. auch INGENDAHL i. d. Heft). Das weist daraufhin, dass nicht nur die steilen Flusswehre durch Blockrampen oder Fischtreppen zu ergänzen sind, sondern dass auch das Problem einer kritischen Sauerstoffarmut im Lückensystem der Flussbetten gelöst werden müsste.



**Abbildung 3**

**Die Entwicklungsstadien des Lachses (*Salmo salar* L.).** Die Eier und Dottersacklarven entwickeln sich während der Wintermonate im Lückensystem (Interstitial) kiesiger Oberlaufabschnitte von Fließgewässern (in 10 bis 40 cm Tiefe), meist am Übergang zwischen 'Stille' (pool) und 'Rausche' (riffle) (INGENDAHL et al. 1995). Die Larven verlassen im Frühjahr als Parrs das Sediment, ernähren sich vom Makrozoobenthos und wandern nach 1 bis 2 Jahren als Smolts ins Meer ab. Nach drei bis mehr Jahren versuchen dann die zur Laichgröße herangewachsenen Altlachse zu den Laichgründen in den kiesigen Oberläufen eines Flusssystem aufzusteigen.

### 3. Ökologische Überwachungskonzepte

Viele einheimische Makrozoobenthosarten des Gewässergrunds und der Ufer eignen sich als Indikatoren für den saprobischen Belastungszustand von Fließgewässern, infolge ihrer unterschiedlichen Toleranz gegenüber dem saprobischen Verschmutzungsgrad, infolge ihrer hohen Vermehrungsrate und relativ schnellen Verbreitung sowie infolge ihrer im Vergleich zu den Fischen relativ leichten Zugänglichkeit und Bestimmbarkeit. Die ein- oder zweimal jährlich mit Hilfe des Saprobien-Systems erhobene Gewässergüte bildet daher ein weithin angewandtes Langzeit-Monitoringverfahren (FRIEDRICH 1990). Für die schnellere Erkennung ökotoxischer Belastungen sind darüber hinaus andere Indikatoren-Systeme (Abb. 4) erarbeitet worden (GUNKEL 1994).

Für die Makrozoobenthos-Überwachung des Rheins ist die Wiederzunahme der Artenzahl ein hilfreiches ökologisches Messinstrument. Hinsichtlich der detaillierten ökologischen Bedingungen im Strom ist es jedoch leider wenig aussagekräftig, da die genaueren Lebensansprüche der Arten bislang wenig erforscht sind, also die Anpassungen gegenüber Wasserchemismus, Strömung, Ernährungs- und Substratfaktoren, gegenüber Fraßdruck durch räuberische Arten oder interspezifische Konkurrenz, oder gegenüber kurzfristigen Wasserstandsschwankungen oder gegenüber terrestrischen Strukturen der Ufer

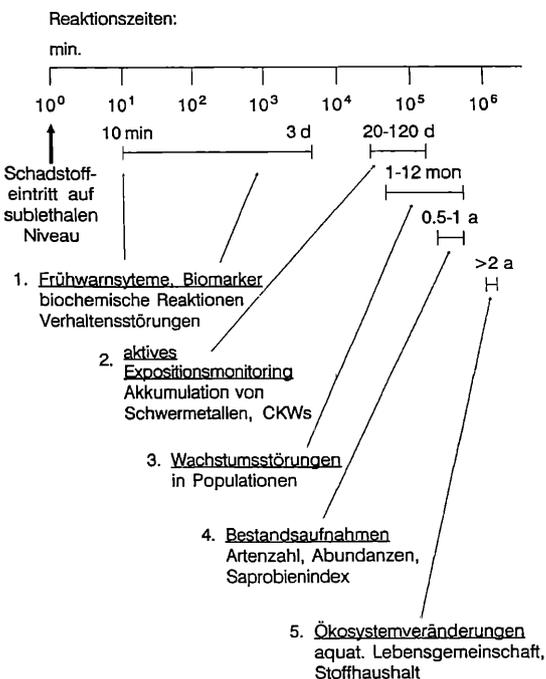


Abbildung 4

**Bioindikationssysteme zur Gewässerüberwachung, geordnet nach den beobachtbaren Schadstoffwirkungen auf die jeweils zur Beurteilung herangezogenen Organismen in Abhängigkeit von der Zeit seit Schadstoffeintritt (NEUMANN 1993).**

und der Aue (für die Adultstadien der Wasserinsekten). Erschwerend für diese Überwachung kommt auch hinzu, dass seit der Wiedererholung der Biozönose stets wenige Arten dominierten, und diese wiederum nur für wenige Jahre. In der überwiegenden Mehrzahl waren dieses am Niederrhein darüber hinaus Neozoa (vgl. KURECK i. d. Heft), die vormals in Mitteleuropa nicht heimisch waren und denen man im Rahmen des Saprobien-Systems keine Saprobienzahl zuordnen kann. Für den Rhein selbst bieten daher die von der Biozönose mitbeeinflussten chemischen Parameter (s.o.) derzeit die verbindlichsten Kriterien für die Güte der fließenden Welle.

Für die Verödung der Biozönosen längs der saprobischen Hauptbelastungsstrecken des Rheins war, so wie an anderen Fließgewässern mit entsprechenden Belastungen, der Sauerstoffgehalt ohne Zweifel ein Kardinalfaktor. Eine differentielle Korrelation zwischen den Saprobienzahlen der einzelnen Arten und den Sauerstoffkonzentrationen dürfte aber kaum möglich werden, da eine Anzahl von Makrozoobenthos-Arten im Laborexperiment durchaus eine große Bandbreite von Sauerstoffkonzentrationen toleriert und sogar noch bei niedrigen Sauerstoffwerten wachsen kann, was mit deren Freilandvorkommen wenig in Einklang steht. Beispielsweise hat die Schnecke *Theodoxus fluviatilis* aufgrund der Freilandhebungen einen Saprobiewert von 1.7 mit einem als 'ziemlich gut' eingestuften Indikationswert von 8, was insgesamt ihr Vorkommen in gering belasteten und daher auch sauerstoffreichen Gewässern angemessen beschreibt. Im Labor zeigte sich jedoch, dass *Theodoxus* bei sehr niedrigen Sauerstoffwerten über Tage aktiv bleibt oder dass die Schnecke *Bithynia tentaculata* (Saprobiewert 2.3, Indikationswert 8) ihre Embryonalentwicklung noch bei Sauerstoffsättigungen von nur 30 % zu 70% erfolgreich abschließt (NEUMANN et al. 1994a). Im Freiland werden also noch andere Bedingungen als die unmittelbaren Sauerstoffkonzentrationen die Existenz dieser Arten limitieren. Bei *Theodoxus* sind es vielleicht bestimmte Ernährungsansprüche, die mit dem saprobischen Sauerstoffmilieu korreliert sind.

Aufgrund des Fehlens ökophysiologischer und populationsökologischer Untersuchungen zu den Saprobien-Werten sowie aufgrund einiger unvermeidbar vager Kriterien des Saprobien-Systems sind daher immer wieder kritische Anmerkungen gemacht worden, zuletzt m. W. durch MARTEN & REUSCH (1992). Von daher erscheint es bei der generell angestrebten Verbesserung der Güte der Fließgewässer bislang als schwierig, ökologische Rehabilitationskonzepte zu formulieren, es sei denn durch ein Festsetzen von numerischen Zielvorgaben bei den Konzentrationen chemischer Stoffe und saprobischer Einträge.

Eine allgemeine Darstellung des gesamten Fließgewässer-Ökosystems bietet das River-Continuum-Konzept (Abb. 5), welches vor allem die trophischen Grundbedingungen (P/R-Verhältnis) und die relative

ve Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose umfasst. Es ist jedoch ein Konzept, dass die naturnahen, also die unbelasteten Fließwassersysteme zum Thema hat. Darüber hinaus klammert es die eingebundenen Stillwassergebiete in den Auen aus, in denen sich längere Aufenthaltszeiten des Wassers und besondere Planktonentwicklungen sowie Fischansammlungen einstellen (s. 4.3 bis 4.5).

Für die hier angeschnittene Problematik der morphologisch stark umgestalteten Fließgewässer und die der ökologischen Funktionen von Auengewässern kann das River-Continuum-Konzept keine Ansatzpunkte für Rehabilitationsmaßnahmen liefern. Auch das Monitoring mit Artenlisten und Diversitätsindizes, so wichtig es für die Bewertung von aufeinanderfolgenden Zuständen des Flusses und

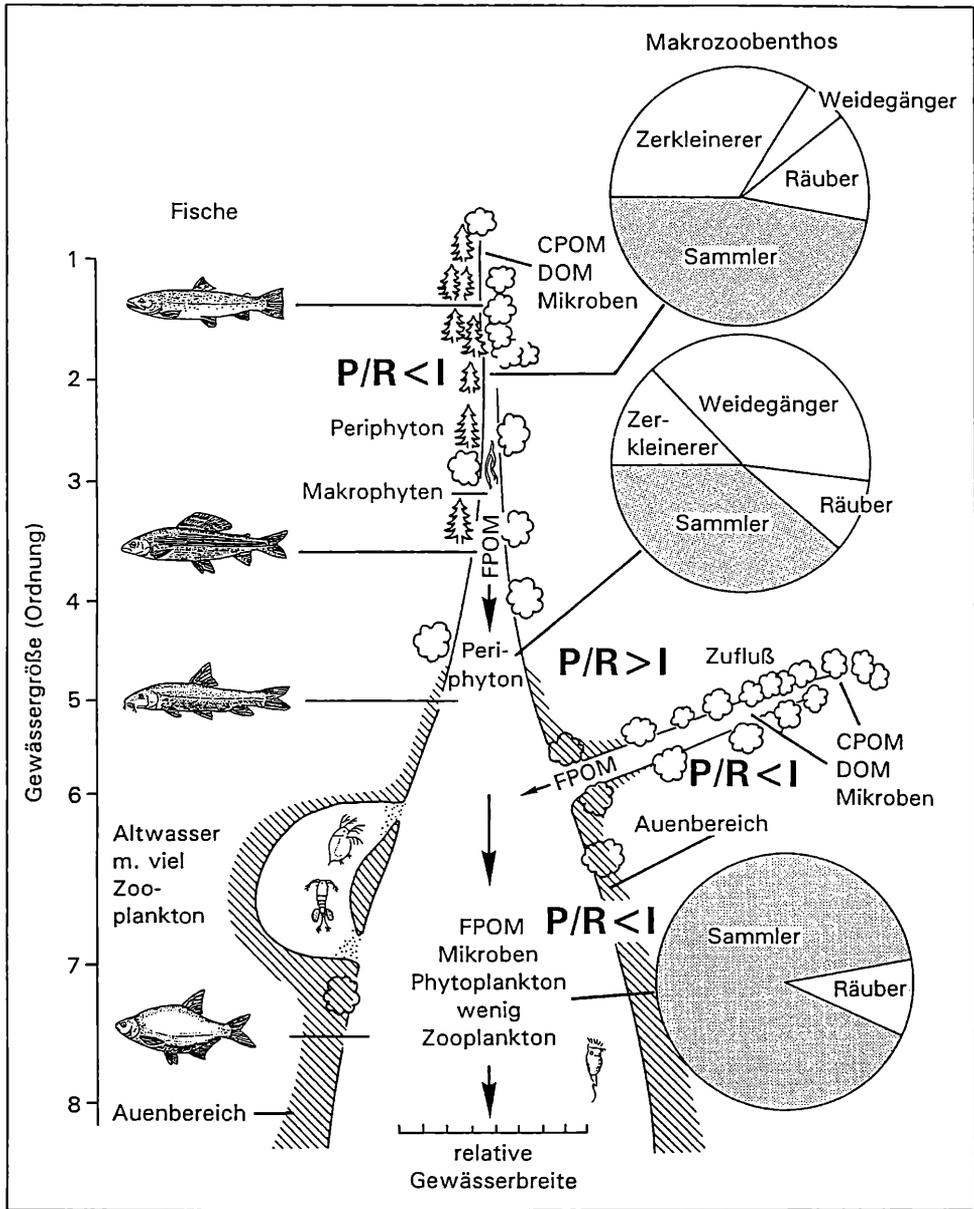


Abbildung 5

Schema für das River-Continuum-Konzept nach VANNOTE et al. 1980, ergänzt durch Altwasserbereich und die von stärkeren Wasserstandsschwankungen beeinflussten Uferregionen in der Flussniederung (NEUMANN 1994). Das Schema veranschaulicht die hierarchische Ordnung der Zuflüsse und die Gewässergröße des Hauptfließgewässers zwischen den Quellen und dem Übergang ins Ästuar vor der Meeresküste, es weist auf die unterschiedlichen Fischregionen von Salmoniden (Forelle, Äsche), Barben und Brachsen, weiterhin auf das sich längs der Fließstrecke ändernde Verhältnis zwischen photoautotropher Produktion (P) und Respiration (R) durch Bakterien und Tiere, sowie in den Kreisdiagrammen auf das sich ändernde Häufigkeitsverhältnis zwischen den verschiedenen Ernährungstypen der mehr als 2 mm großen Tiere des Gewässergrunds (Makrozoobenthos). CPOM (coarse particulate organic matter) deutet auf den Eintrag von Grobdetritus (vor allem Falllaub), DOM (dissolved organic material) auf den von Aminosäuren, Polysacchariden und Huminsäuren aus dem Grundwasser der benachbarten Wald- und Wiesengebiete. FPOM (fine p. o. m.) bezeichnet Feindetritus.

für die Dokumentation von bisherigen Sanierungserfolgen ist, hat einen geringen heuristischen Wert, um die einstigen ökologischen Bedingungen für die Artenverluste zu benennen und um darüber hinaus überzeugende neue Ideen für weitere Sanierungskonzepte zu gewinnen. Es soll daher im folgenden erörtert werden, ob zu diesem Zeitpunkt aktuelle ökologische Fallstudien weiterführen können.

#### 4. Fallstudien

##### 4.1 Die ökosystemare Bedeutung der Biofilme im Interstitial der Forellen- und Äschenregion

Einen beachtlichen Fortschritt im ökosystemaren Verständnis der Bergbach-Regionen lieferten die quantitativen Bestimmungen über die Stoffwechselaktivität der heterotrophen Bakterienzooenosen im Interstitial der Sedimente (FIEBIG 1992, FIEBIG & MARXSEN 1992). Deren Biofilme absorbieren aus dem Grundwasser, welches in bergigen Regionen ins Bachbett hineindrängt, die gelösten organischen Verbindungen, was sich im Verlauf des Jahres zu beachtlichen Beträgen organisch gebundenen Kohlenstoffs addiert. Diese organische Substanz wird, wie sich überzeugend in einer Simulationsanlage im Labor mit Hilfe radioaktiv markierter Komponenten des Biofilmsystems zeigen ließ, in die Makrozoobenthos-Nahrungskette des Fließgewässers eingeschleust (FIEBIG 1995).

Da in den durch 'Rauschen' und 'Stillen' strukturierten Fließgewässern der Bergregion auch Wasser der fließenden Welle ins Lückensystem des Flussbetts einströmt, kann die Stoffwechselaktivität der Biofilme des Interstitials durch geringe saprobische Belastungen der fließenden Welle verstärkt werden. Dieses kann dann dort eine vermehrte Sauerstoffzehrung bedingen, die je nach Standort zu leichtem (PUSCH & SCHWOERBEL 1994) oder aber auch zu akutem Sauerstoffmangel führt (INGENDAHL & NEUMANN 1996).

Großsalmoniden wie Meerforellen und Lachse (Abb. 3) suchen in diesen kiesigen Flussregionen ihre Laichplätze. Beim Schlagen der Laichgrube wird der Kies umgeschichtet, dabei wird das Feinsediment ausgeschwemmt, so dass die dotterreichen Eier in einem anfänglich gutdurchströmten, sauerstoffreichen Interstitial zu liegen kommen. Eine Verschlechterung dieses Zustands tritt dann ein, wenn infolge der Schwebstofffracht des Flusses innerhalb weniger Wochen wieder eine Kolmation des Sediments einsetzt und/oder die Zehrungsprozesse sich stärker auswirken. Kontinuierliche Sauerstoffkontrollen an solchen Standorten zeigten, wie erschreckend schnell die Sauerstoffwerte bei dem derzeitigen Abflussgeschehen eines naturnah strukturierten Kleinflusses im Bergischen Land absinken können, und zwar bis unter die kritische Grenze, die die Lachsbrut bis zum Frühjahr benötigt (Abb. 6). Dieselben Prozesse, Kolmation und Zehrung, dürften vermutlich auch die Produktivität vie-

ler Makrozoobenthos-Arten beeinträchtigen und damit zusätzlich das Jungfischauftreten in der Salmonidenregion nachteilig beeinflussen.

Sauerstoffmangel im kiesigen Interstitial erschwert daher eine Lachswiedereinbürgerung mit sich selbst reproduzierenden Populationen (vgl. INGENDAHL i. d. Heft). Vermutlich war dieser ökophysiologische Engpass die wesentliche Ursache für den Rückgang der natürlichen Lachsbestände zu Beginn unseres Jahrhunderts.

Elektrobefischungen in 22 Bächen und Kleinflüssen der Forellen- und Äschen-Regionen im Wassereinzugsgebiet der nordrheinwestfälischen Sieg durch MOLLS & NEMITZ (1998) zeitigten, dass in einigen Oberläufen und zahlreichen Unterläufen heute eine gestörte Forellen- und Äschenreproduktion weitverbreitet ist. Dieses ist vermutlich auf die gleichen, oben bereits genannten Gründe zurückzuführen, also auf eine zu starke Trübstoff- und Nährstoffbelastung der fließenden Welle, z.B. nach Regenfällen, aber auch auf einen zu starken Verbau der Fließstrecken mit der Folge einer Verminderung der flach überströmten Rauschen-Abschnitte.

Diese Studien machen darauf aufmerksam, dass es an der Zeit ist, in den Fließgewässern der Mittelgebirge nach all den vielen strukturellen Eingriffen und Einleitungsnutzungen erneut (1.) über strukturelle Verbesserungen der Gewässerbetten, (2.) über eine weitere Reduktion von Nährstoff- und Sediment-Einträgen sowie (3.) über die Reinigung von Sedimentstrecken nachzudenken. Nur auf diesem Wege dürften sich die Biozönosen, einschließlich der Salmoniden-Arten, längerfristig rehabilitieren lassen und nur dann könnte das arbeits- und kosten-

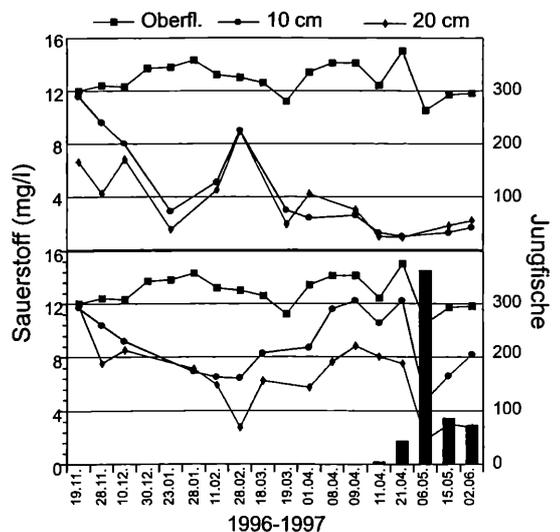


Abbildung 6

Die Sauerstoffkonzentrationen in der fließenden Welle und im Bereich von zwei natürlichen Laichgruben im Kiesbett der Bröl (Nebenfluss der Sieg) in 10 und 20 cm Tiefe, die eine ohne Entwicklungserfolg (oben), die andere mit vermutlich nur mäßigem. Nach Messungen von D. Ingendahl (NEUMANN et al. 1998).

aufwendige Programm Lachs 2000 (und dessen Fortführung) sein Ziel erreichen (NEUMANN et al. 1998).

#### 4.2 Nitritbildung in Sedimenten infolge der zunehmenden Nitratbelastung in kleinen Fließgewässern

Kleine Fließgewässer im Raum von intensiv genutzten Landwirtschaftsgebieten unterliegen seit einigen Jahrzehnten einem Anstieg des Nitratgehalts. Die Konzentrationen können im Sommerhalbjahr in solchen Gewässern 10 mg/l weit übersteigen, wenn im Oberflächenablauf oder im Zulauf aus Dränagegröhen Nitrat mit 100 mg/l und noch weit mehr direkt in die fließende Welle läuft oder wenn nitratbelastetes Grundwasser über das Sediment eindringt. Besondere Folgen für die Interstitialfauna und Epibenthosfauna sind dann zu erwarten, wenn im Sediment durch Zehrungsprozesse nicht nur Sauerstoffmangel, sondern infolge von Denitrifikation dann auch das zellbiologisch äußerst toxische Nitrit in Milligrammkonzentrationen gebildet wird. Diesem Problembereich sind in letzter Zeit einige Studien nachgegangen.

Die Nitritsensitivität von Makrozoobenthos-Arten lässt sich im Labor mit hinreichender Relevanz für die Freilandsituation testen, wenn hierbei die Stickstoffwerte im Durchfluss einigermaßen gleich gehalten und in Korrelation zu Chlorid-Konzentration, Leitfähigkeit, pH und Sauerstoffkonzentration modifiziert werden können. In kurzfristigen Toleranzexperimente (96h LC<sub>50</sub>) stellten sich die 50%-Mortalitäten jedoch erst bei unökologisch hohen Konzentrationen ein (KELSO et al. 1998). Kritische Konzentrationen, die im Bereich der im Freiland gemessenen Konzentrationen lagen (z.B. 1.8 mg Nitrite-N/l, SCHERWAß et al 1997; bis 1mg Nitrite-N/l, KELSO et al 1998) ergaben sich dagegen, wenn Entwicklungsleistungen über längere Zeiten von 8 bis 20 Tagen geprüft wurden, so bei den Schwämmen *Ephydatia muelleri* und *Spongilla lacustris* (KAHLERT & NEUMANN 1997), bei der Schnecke *Ancylus fluviatilis* und der Zuckmücke *Chironomus piger* (NEUMANN et al. 1994b).

Da zahlreiche Makrozoobenthos-Arten die oberste Sedimentschicht besiedeln, ist es auch wichtig, die Nitritbildung innerhalb dieses Mikrohabitats zu beachten. Dieses lässt sich allerdings nicht mehr zuverlässig im Freiland messen, sondern nur in einer die Freilandsituation simulierenden Laboranlage. Wenn hierbei natürliche Sedimentkerne mit einem nitrathaltigen Standardsüßwasser (14 und 28 mg/l NO<sub>3</sub>-N) perfundiert wurden, ergaben sich bei niedrigen O<sub>2</sub>-Konzentrationen im Sediment Nitrit-N-Werte von 0.5 bis 2.5 mg/l (STIEF & NEUMANN 1998). Derartige Nitritwerte liegen inmitten des ökophysiologisch wirksamen Bereichs. Es sollte daher den Auswirkungen der hohen Nitratbelastung auf die Biozönose kleiner Fließgewässer zukünftig mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden.

#### 4.3 Altersabhängige Kurzstanzwanderungen zwischen Altarmen und Hauptstrom im Lebenszyklus von Brachsen

Wie Abb. 5 unter anderem zu entnehmen ist, ist der Brachse *Abramis brama* (auch Brasse oder Blei genannt) eine Leitform in der Niederungsregion der Flüsse. Seit ehemals ist bekannt, daß die Art ein phytophiler Laicher ist und sich nur dann erfolgreich reproduzieren kann, wenn krautige Uferzonen vorhanden sind. Am Unteren Niederrhein liegen daher die Laichhabitate im Bereich der Altarme mit Röhrichten und submersen Pflanzengesellschaften. Ein besonders geeigneter Standort, den Lebenszyklus der Art genauer zu verfolgen, ergab sich in dem Streckenabschnitt unterhalb der Stadt Rees, wo der Rheinstrom zwischen den hohen Winterdeichen noch Anschluss an zwei Altarme hat (Abb. 7). Durch ein über das ganze Jahr erstrecktes Fangprogramm ließ sich dort der 5- bis 6jährige Lebenszyklus des Brachsen in seinen einzelnen Jahrgängen dort genauer verfolgen (MOLLS 1998a).

Dabei wurden im Frühjahr an den Anbindungspunkten zwischen Altarmen und Rheinstrom zum einen die Aufwanderung der laichreifen Alttiere aus dem Strom festgestellt, und zum anderen in umgekehrter Richtung die Abwanderungen der 1-Generation und der abgelaichten Altische. Die damit zu

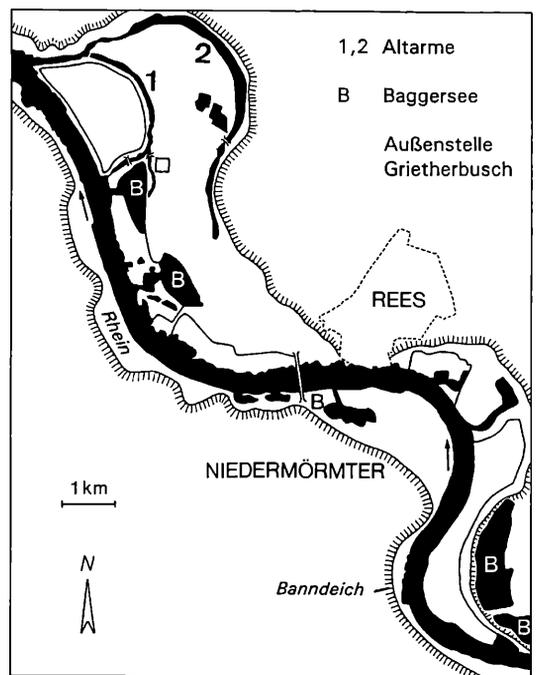


Abbildung 7

Rheinstrom mit Altarmen und stromangebundenen Abgrabungsseen im Deichvorland unterhalb der Stadt Rees (Rhein-km 837). 1: Grietherorter Altrhein, der bis 1819 den Rheinstrom führte, 2: Altrhein Bienen-Praest, der sich als Mäanderbogen in der zweiten Hälfte des 15. Jahrhunderts vom Hauptstrom abtrennte (NEUMANN 1994).

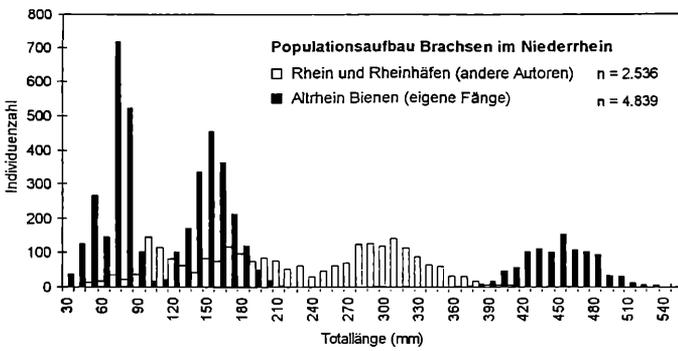


Abbildung 8

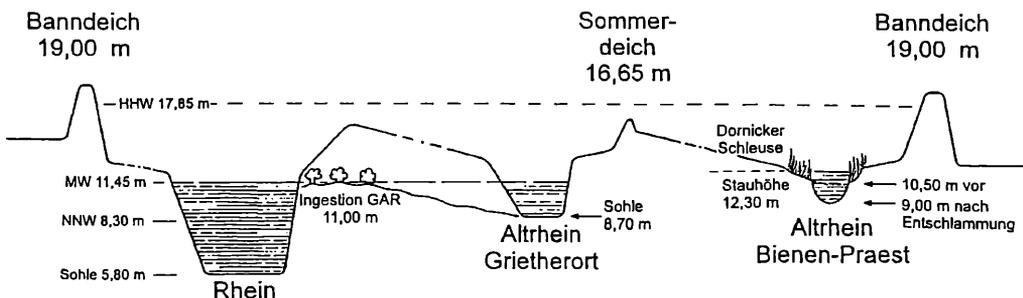
Alterszusammensetzung der Brachsen-Populationen im Altrhein Bienen-Praest (schwarze Säulen, nach Reusen-, Stellnetz- und Uferzugnetz-Befischungen) und im Rheinstrom (weiße Säulen, nach Elektro- und Dredgenbefischungen von MICHLING 1988 und LELEK & KÖHLER 1993) (MOLLS 1997).

erwartende unterschiedliche Altersverteilung der Brachsen zwischen Altarmen und Strom belegen auch die Altersvermessungen (Abb. 8). Im Altrhein fanden sich neben den alten Jahrgängen nur Fische der 0- und der 1-Generation, die dort von dem hohen, im Hauptstrom fehlenden Zooplankton-Angebot profitierten. Die Zwischenjahrgänge waren dagegen regelmäßig in den Fängen aus dem Hauptstrom vertreten, wo sie ein reicheres Angebot an großen Macrozoobenthos-Arten vorfinden (Zebrauscheln, Gammariden u.a.).

Der Niederrhein selbst besitzt bei Rees infolge seiner hohen Wasserstandsschwankungen von bis zu 10 Metern im Jahr keine Makrophytenbestände. Die Altarme des Niederrheins sind daher ein essentieller Biotop für die krautlaichenden Arten des Rheinfischbestands (neben den Brachsen vor allem Güster und Hecht). Nur der Verbund zwischen Strom und pflanzenreichen Stillgewässern garantiert die artgemäßen Kurzdistanzwanderungen, den art- und altersgemäßen Ernährungswechsel und die optimale Populationsentwicklung

Dieser Verbund, der am Altrhein Bienen-Praest durch ein Schleusen-Hochwassermanagement geregelt wird, unterliegt in der heutigen Stromlandschaft deutlichen Einschränkungen. Ein Horizontalschnitt veranschaulicht die aktuelle Situation der

Reeser Auenlandschaft (Abb. 9). Infolge (a) der starken Strömung des Unteren Niederrheins mit einer mittleren Jahresabflussfracht von knapp 3000 m<sup>3</sup>/s und Spitzen bis zu fast 12000 m<sup>3</sup>/s, weiterhin infolge (b) der Bergsenkungen im Bereich des Ruhrgebiets und einer hierdurch verminderten Sedimentfracht hat sich seit etwa 1900 eine beachtliche Sohlenvertiefung des Rheinbetts in der Größenordnung von 3 Metern ergeben. Die Altarme liegen daher heute quasi terrassenartig überhöht in der Auenlandschaft. Der Altrhein Bienen-Praest steht daher, auch wegen der zusätzlichen Abschottung durch Sommerdeich und Schleusen, nur bei höheren Hochwässern mit dem Rheinstrom in Verbindung. Auch der jüngere Grietherorter Altrhein ist wegen Verlandungen im stromoberen Anschluss und einem Damm im stromunteren Bereich über weite Zeiten des Jahres vom Strom abgeschnitten. So lässt sich gerade in dieser Landschaft, die aus der Vogelperspektive noch wichtige Merkmale eines Niederungsstroms mit seiner angeschlossenen Aue erhalten hat, eindrucksvoll demonstrieren, dass nach dem Ausschalten der einstigen Mäanderdynamik des Flusses irreversible Veränderungen ablaufen, die in zunehmenden Maße den Verbund mit den autotypischen Stillwasserbereichen und ihren Plankton-, Fisch- und Pflanzengesellschaften verloren gehen lassen.



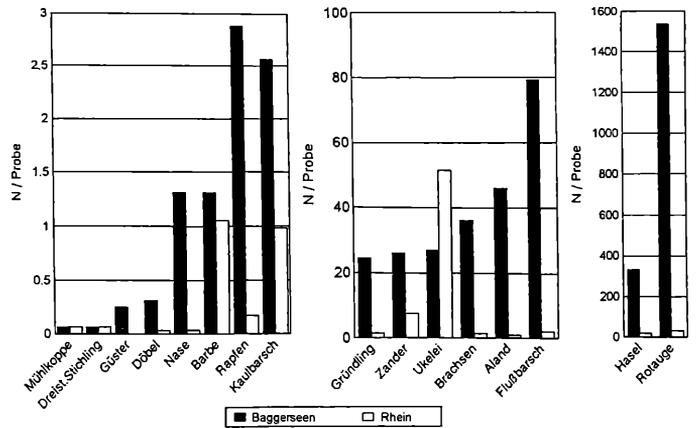
Bezugspunkt: Rheinpegel Emmerich in m ü. NN

Abbildung 9

Schematischer Höhenschnitt durch die Rheinaue mit Rheinstrom und den beiden Altarmen am Unteren Niederrhein bei Rees (vgl. Abb. 7) (NEUMANN 1997). Er zeigt die Sohlenvertiefung des Rheinstroms. Der Grietherorter Altrhein wird durch die stromobere Anbindung bei einem Rheinpegel von etwa 11 m geflutet. Der Altrhein Bienen-Praest ist durch einen Sommerdeich und ein Schleuse vor mittleren Hochwässern geschützt; eine weitere 'Entlastungsschleuse' wird erst bei Wasserständen nahe der Krone des Sommerdeichs geöffnet. HHW: höchstes Hochwasser, MW: Mittelwasser; NNW: niedrigstes Niedrigwasser.

Abbildung 10

**Jungfisch-Fanghäufigkeiten im Litoral eines rheinangebundenen Baggersees und den stromaufwärts von diesem gelegenen Rheinufern (STAAS & NEUMANN 1994).**



Anhand der populationsökologischen Konsequenzen für die Fischfauna, insbesondere für deren Jungfischaufkommen, wird die ökosystemare Bedeutung für eine Verknüpfung von Strom und Stillwassern der Aue besonders deutlich. Das belegt auch die folgende Fallstudie.

#### 4.4 Jungfischaufkommen in stromangebundenen Baggerseen

Die besondere fischökologische Bedeutung der Saumbiotope (Ökotope), zu denen die mit dem Hauptstrom zeitweilig oder ständig verbundenen Stillwasser zählen, hat die Arbeitsgruppe Schiemer im Rahmen ihrer populationsökologischen und biozönotischen Donauuntersuchungen überzeugend vorgeführt. Dabei wurde der Indikationswert des Jungfischaufkommen für eine Flussbiozönose exemplarisch herausgearbeitet (SCHIEMER et al. 1991, SCHIEMER & ZALEWSKI 1992).

Am Unteren Niederrhein sind in Folge der Kies- und Sandabgrabungen flächengroße Abgrabungsseen entstanden, die mit dem Strom (einst für den Abtransport des Baggerguts) in Verbindung stehen. In unserer Kölner Arbeitsgruppe haben wir uns mehrere Jahre mit dem Plankton- und Jungfischaufkommen dieser stromangebundenen Baggerseen beschäftigt (NEUMANN et al. 1994 c). Diese Stillwasserbereiche besitzen infolge der längeren Aufenthaltszeit des nährstoffreichen Rheinwassers eine hohe Phytoplanktonproduktion, die dann zu hohen Gesamtabundanzen von Zooplanktonarten führt (Copepoden und Cladoceren, im Sommer zeitweilig 300fach höher als im Hauptstrom).

Befischungen mit einem Schubnetz sowie mit Uferzugnetzen ergaben, dass sich Jungfische in hoher Anzahl in diesen Stillgewässern einstellen, und zwar nicht nur die von strömungsindifferenten Arten, sondern auch die von rheophilen, im Untersuchungs-jahr 1992 besonders die von Hasel und Aland (Abb. 10). In den Bühnenbereichen des benachbarten Rheinstroms lagen die Abundanzen fast durchweg deutlich niedriger (mit der einzigen Ausnahme des Ukelei, was aber verhaltensbiologische und fangtechnische Gründe zu haben schien, denn die Jung-

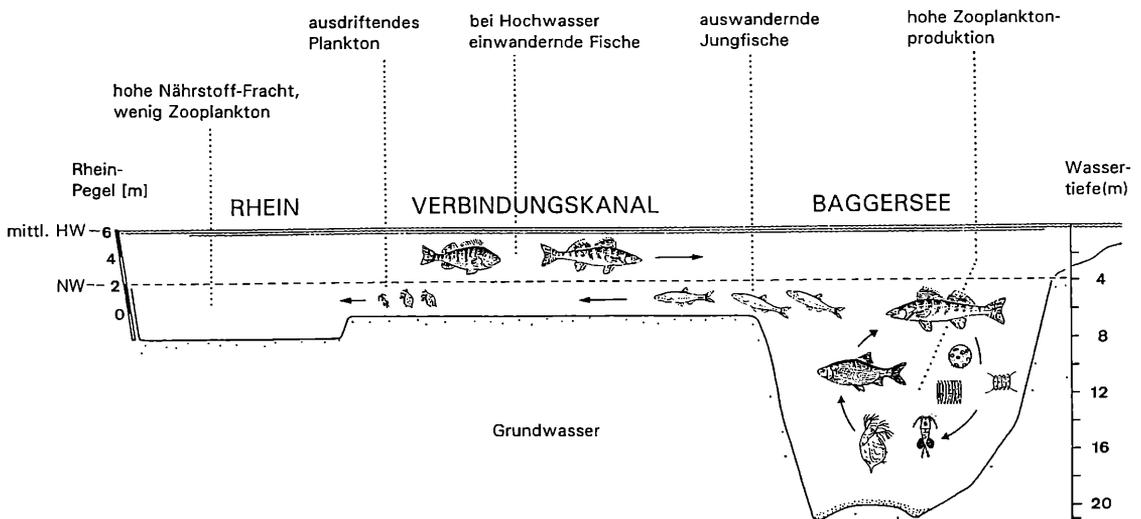
fische dieser Art drängen im Rheinstrom zu den Ufern, in den Baggerseen aber bevorzugen sie die offene Wasserfläche).

Wenn man darüber hinaus am Rheinufer die vermutlich hohen Jungfischverluste in Rechnung stellt, zum einen durch Abdrift mit der teils reißenden Strömung, zum anderen durch den von dem dichten Schiffsverkehr verursachten Schwall an den seicht auslaufenden Bühnenfeldern, so wird man diesen Stillwasserbereichen für das Jungfischaufkommen einen hohen fischökologischen Stellenwert zuordnen dürfen (vgl. auch STAAS i. d. Heft). Diese stromangebundenen Baggerseen (Abb. 11) wurden daher als ein populationsökologisch und ökosystemar wichtiger Ersatzbiotop für verlandete oder anderweitig verloren gegangene Stillwasserbereiche der ehemaligen Strom-Auen-Landschaft eingestuft (NEUMANN et al. 1994c, STAAS & NEUMANN 1994, NEUMANN 1997, STAAS 1997).

#### 4.5 Verhalten von Fischschwärmen in stromangebundenen Baggerseen

Die besondere populationsökologische Bedeutung der stromangebundenen Baggerseen zeigt sich auch bei einer Untersuchung der älteren Fischjahrgänge, da diese die Seen als Nahrungsplatz und Zufluchtsort nutzen. Dieses belegen in eindrucksvoller Weise die Echolotuntersuchungen von F. MOLLS (1998 b). Mit dem zur Verfügung stehenden Echographen ließen sich Fische ab einer Größe von etwa 7 cm auf den Echogrammen abbilden (Abb. 12). Darunter waren sowohl Halbwüchsige als auch Ausgewachsene, wie mit Hilfe von Stellnetzen kontrolliert werden konnte.

Das auffällige Tag-Nacht-Verteilungsmuster der Fische wurde dabei sichtbar. Bei Tage waren die Tiere schwer auffindbar, da sie sich im Sommer oberhalb der Sprungschicht in ganz wenigen Großschwärmen vereinigten (Abb. 12, oben). Nachts waren sie hingegen ziemlich gleichmäßig über das Epilimnion verteilt und, wie Magenuntersuchungen bestätigten, zur Nahrungsaufnahme unterwegs (Abb. 12, Mitte). Die quantitativ ausgewerteten Echogramme ergaben, dass die Fischdichten ungewöhnlich hoch



**Abbildung 11**

**Tiefenschnitt von Rheinstrom und einem angrenzenden Baggersee auf der Höhe des Verbindungskanals (NEUMANN et al. 1995).**

lagen. Bei aufkommender Hochwassersituation stiegen die Fischdichten zusätzlich (Abb. 12 unten), so dass dann auch bei Tage die Fische in großer Zahl einzeln oder in kleinen Gruppen umherschweben; zusätzlich wurden die größeren Fischwärme häufiger angetroffen. Die Stillwasserbereiche sind also auch Refugialräume bei strömungsungünstigen Situationen. Auch im Winterhalbjahr fanden sich Fischschwärme in größerer Zahl im nunmehr sauerstoffreichen Tiefenwasser dieser Abgrabungsseen.

Diese rheinangebundenen, künstlichen Stillwasserbereiche bilden für die Fischfauna des Rheins also in mehrfacher Hinsicht einen ökologisch wertvollen Biotop. Sie dienen als Laichplatz für Barsche, Zander und zahlreiche Weißfischarten, als Abwachsstätten für die Fischlarven und Jungfische, als ergiebige Nahrungsplätze während der Hauptwachstumsphase sowie als Refugialräume in Hochwassersituationen und in kalten Wintermonaten (STAAS 1991, MOLLS 1998b).

## 5. Schlussbetrachtung und Zusammenfassung

Durch die umfassende Installation von Klärwerken und Abwassersammlern ist in den letzten beiden Jahrzehnten ein enormer Fortschritt für die Verbesserung der Gewässergüte in den allermeisten mitteleuropäischen Fließgewässern unternommen und erreicht worden. Dennoch ist in den ehemals stärker belasteten Fließgewässern der Mittelgebirge und Niederungen eine Artenvielfalt, wie sie noch heute in naturbelassenen Bächen und wenigen naturnahen Flussstrecken anzutreffen ist, nicht wieder aufgetreten. Die verbliebene Nährstoffbelastung und die gelegentlichen, wenn auch nur kurzzeitig auftretenden Spitzen von Abwasserbelastungen oder Biozid-Einschwemmungen, all dieses mag sich daraufhin auswirken, dass sich dort eine artenarme euryöke Fließgewässerfauna ausgebreitet hat und dass vie-

lerorts Fischbesatzmaßnahmen an die Stelle von sich selbst reproduzierenden Fischpopulationen getreten sind. Die diversen strukturellen Verbauungen an Fließgewässern dürften zu diesem Faunenbild erheblich mit beigetragen haben.

Um eine größere Artenvielfalt bis hin zum Lachs zurückzugewinnen, wird man im Wasserbau sich zukünftig fragen müssen, ob einige der Verbauungen wieder aufgeben können. Es ist daher an der Zeit, verstärkt die ökologische Abhängigkeit der Artenvielfalt von den hydrologischen und strukturellen Bedingungen des Flussbetts sowie von einem Nebeneinander von Fließstrecken und strömungsberuhigten Saumbiotopen zu berücksichtigen. Dort wo durch lokale Fallstudien an ausgewählten Artengruppen wie den Fischen Strukturabhängigkeiten fassbar werden, sollten Konzepte für strukturelle und hydrologische Sanierungsmaßnahmen der Fließstrecken entwickelt werden, gegebenenfalls auch für künstlich entstandene Biotope, wenn diese wie beispielsweise die zurückgelassenen stromangebundenen Baggerseen im Deichvorland des Niederrheins, die Merkmale von wichtigen Ersatzbiotopen erfüllen.

Die limitierenden Bedingungen für den Fortbestand oder die Wiedereinbürgerung von Makrozoobenthos- und Fischarten sind im Rahmen von vergleichenden Bestandsaufnahmen (Monitoring) in der Regel nicht entschlüsselbar, aufgrund der Vielzahl von Umweltabhängigkeiten und aufgrund des Umstands, dass selten alle Entwicklungs- und Altersstadien mit ihren oft unterschiedlichen Ansprüchen und Toleranzen berücksichtigt werden können.

Überzeugende Konzepte für die Sanierung von Biotopen und die Wiedergewinnung einstiger Biodiversität, einschließlich der Wiedereinbürgerung des Lachses, lassen sich nur durch gezielte Fallstudien mit klarer ökophysiologischer und/oder popula-

tionökologischer Fragestellung gewinnen. Dafür wurden 5 Beispiele aufgeführt.

Die mit DOM (dissolved organic material) aus dem Grundwasser gespeisten Biofilme im Interstitial der Bergbachregion sind für die Nahrungskette bedeutsam. Eine verstärkte Sauerstoffzehrung dieser heterotrophen Biofilmzönosen (infolge zusätzlicher saprobischer Belastung aus der fließenden Welle, infolge einer Kolmation des Lückensystems) beeinträchtigt diese Nahrungskettenfunktion und schädigt die im Interstitial sich entwickelnde Salmonidenbrut. Es ergeben sich daher Hinweise für strukturelle Verbesserungen von Fließstrecken der Salmonidenregion.

Die teilweise hohe Nitratbelastung von kleinen Fließgewässern kann zur Nitritfreisetzung im Interstitial führen, und zwar in Konzentrationen, die die Wachstumsleistungen von Makrozoobenthos-Arten schädigen. Den ökophysiologi-

Die teilweise hohe Nitratbelastung von kleinen Fließgewässern kann zur Nitritfreisetzung im Interstitial führen, und zwar in Konzentrationen, die die Wachstumsleistungen von Makrozoobenthos-Arten schädigen. Den ökophysiologi-

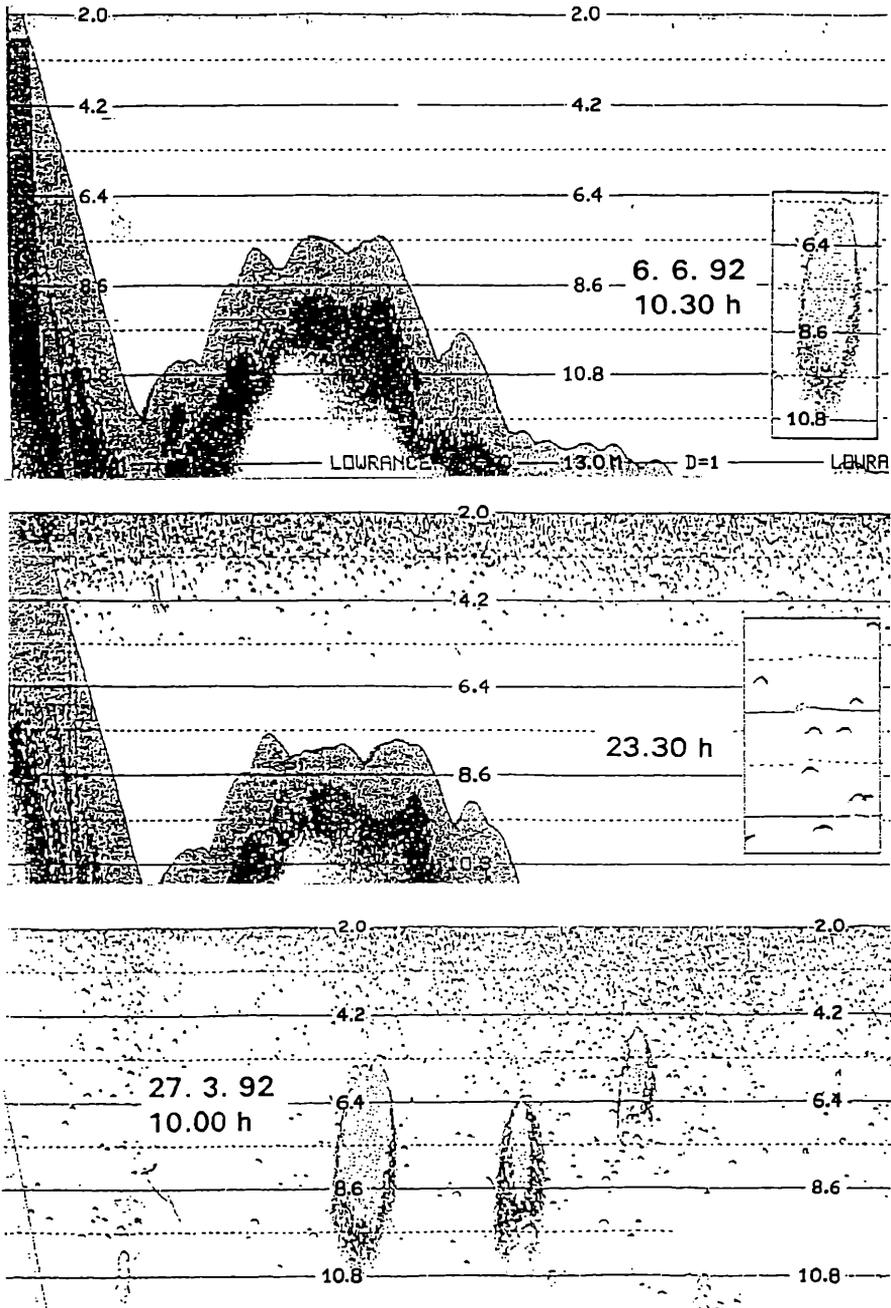


Abbildung 12

Fischbestände eines rheinangebundenen Baggersees nach Echolotstudien von F. MOLLS (1998 b). Oben und Mitte: Fischverteilung (Tiere 7 cm) im Epilimnion des Sommerhalbjahrs bei Tag sowie bei Nacht. Die Einzelfische ergaben unverwechselbare Echogramme (s. herausvergrößertes Echogramm in der mittleren Abb.). Unten: Tagesechogramm mit stark erhöhten Dichten von Einzelfischen und Schwärmen während eines schnell im Hauptstrom ansteigenden Hochwassers.

schen und ökosystemaren Auswirkungen der Nitratbelastungen im Bereich des Fließgewässerbett sollte zukünftig mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Die wasserpflanzenreichen Altarme der Aue sind die natürlichen Laichhabitate des für den Niederhein typischen potamalen Brachsen, dessen 2- bis 5- Jahrgänge die besten Abwachsbedingungen im Hauptstrom finden; dieses Rekrutierungspotential der Altarme lässt sich nur nutzen, wenn geeignete Anbindungen zwischen Strom und Altarm erhalten bleiben und die artgemäßen Kurzdistanzwanderungen nicht behindert sind.

Stillwasserbereiche am Rande der großen Ströme begünstigen das Jungfischauftreten vieler potamaler, darunter auch rheophiler Arten. Die rheinangelegenen Baggerseen bilden daher wegen der strengen Wasserführung des Niederrheins und wegen des Fehlens jungerer Seitenarme mit verlangsamter Wasserfracht wichtige Ersatzbiotope für die Fischzönose.

Echolotuntersuchungen belegen darüber hinaus, dass diese Stillwasserbereiche bevorzugte Aufenthaltsorte von Fischen bei Hochwasser und im Winter sind.

Anhand der hier erörterten aktuellen ökologischen Fließgewässerprobleme und der Hinweise auf strukturelle Sanierungsmaßnahmen dürften sich insbesondere Fischzönosen und ihr Jungfischauftreten verbessern lassen, nicht nur für eine 'nachhaltige' (den Bestand erhaltende) Nutzung der Fischfauna, sondern als ökologischer Güteanzeiger der Fließgewässer - einerseits für ein zuverlässiges Biomonitoring längs der für die Trinkwassergewinnung der Ballungsgebiete unverzichtbaren Wasser-Resourc, andererseits für eine Erhaltung der limnischen Biodiversität inmitten der modernen Kulturlandschaften.

### Summary (Actual ecological problems in running waters)

During the last few decades, the water pollution loads in running waters of the German low-mountain regions and the lower Rhine River were strongly reduced, so that water quality as well as species numbers of macrozoobenthos and fish were re-established. However, the unbalanced spectrums of euryoecious species, the required stocking rates for salmonids, and the dominance of some ubiquitous fishes characterize the present, insufficiently recovered, state of reaches of these waters. Convincing concepts for the ongoing rehabilitation of biotopes and biodiversity in these waters cannot be extrapolated from monitoring programmes. These concepts can be only found by ecological case studies that are focused on the ecophysiology and/or population dynamics of selected indicator species. Five examples are presented: (1.) The reproduction of salmonids (trout, grayling, sea trout, salmon) is

limited by the disturbed development of eggs and larvae in the interstice in consequence of colmatage and biofilm activities resulting in oxygen deficits. (2.) High nitrate loads in the run-off of sewage treatment plants and agricultural areas may result in nitrite concentrations in the river bed sediment where in consequence macrobenthic species are impaired (e.g. *Ancylus*, *Chironomus*). (3.) Lentic waters as oxbow lakes with reeds and submerged vegetation are spawning and nursery habitats of potamal bream and other cyprinids of channelized large rivers; connections between the lentic and lotic biotopes are essential for the recruitment of these populations. (4.) Dredged lakes connected with the river offer substitute biotopes for disappearing lentic waters along the river side and the flood plain, with shelter and suitable substrates for the reproduction of both lithophilous and flow-indifferent fish. (5.) These lentic waters additionally offer refuge for riverine fish during both flood events and winter as demonstrated by echogram studies.

### Literatur

- BECKER, G. (1987):  
Net-building behavior, tolerance and development of two caddisfly species from the River Rhine (*Hydropsyche contubernalis* and *H. pellucidula*) in relation to the oxygen content.- *Oecologia* 73: 242-250.
- FIEBIG, D. M. (1992):  
Fates of dissolved free amino acids in groundwater discharged through stream bed sediments.- *Hydrobiologia* 235/236: 311-319.
- (1995):  
Groundwater discharge and its contribution of dissolved organic carbon to an upland stream.- *Arch. Hydrobiol.* 134, 129-155.
- FIEBIG, D. M. & J. MARXSEN (1992):  
Immobilization and mineralization of dissolved free amino acids by stream-bed biofilms.- *Freshwater Biology* 28, 129-140.
- FRIEDRICH, G. (1990):  
Eine Revision des Saprobienindex.- *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 23: 141-142.
- FRIEDRICH, G. & J. LACOMBE (Hrsg.) (1992):  
Ökologische Bewertung von Fließgewässern.- *Limnologie aktuell*. Gustav-Fischer-Verlag Stuttgart. 462 S.
- GUNKEL, G. (1994):  
Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 540 S.
- HEIL, K. H. (1990):  
Die Auswirkungen des Sandoz-Unfalls auf die Biozönose des Rheins.- In: Kinzelbach, R. & G. Friedrich (Hrsg.), *Biologie des Rheins.- Limnologie Aktuell*, Bd.1, 10-26. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

- IKSR (Internationale Kommission zum Schutze des Rheins) (1996):  
Das Makrozoobenthos des Rheins 1990-1995 - im Rahmen des Programms "Lachs 2000". Redaktion F. Schöll, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- INGENDAHL, D.; A. MARTY, M. LARINIER & D. NEUMANN (1995):  
Die Charakterisierung von Laichplätzen des Atlantischen Lachses und der Meerforelle in einem Fluss der französischen Pyrenäen.- *Limnologia* 25, 73-79.
- INGENDAHL, D. & D. NEUMANN (1996):  
Possibilities for successful reproduction of reintroduced salmon in tributaries of the River Rhine. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113 (Large Rivers 10), 333-337.
- KAHLERT, M. & D. NEUMANN (1997):  
Early development of freshwater sponges under the influence of nitrite and pH.- *Arch. Hydrobiol.* 139, 69-81.
- KELSO, B. H. L.; D. M. GLASS & R. V. SMITH (1998):  
Toxicity of nitrite to freshwater invertebrates. *Proc. of the conference 'Managing risks of nitrate to humans and the environment'* (in press).
- LÖBBEL, H.-J. (1990):  
Die Sauerstoffbedingungen des Rheins in den Jahren 1974-1987 in Korrelation zur Besiedlung mit *H. contubernalis* und *H. pellucidula* (Trichoptera, Hydropsychidae). Diplom-Arbeit Universität Köln.
- LWA-NRW (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1997):  
Rheingütebericht NRW '95. Essen, 99 S.
- MALLE, K.-G. (1991):  
Der Gütezustand des Rheins.- *Chemie in unserer Zeit* 25, 257-267.
- MARTEN, M. & REUSCH, H. (1992):  
Anmerkungen zur DIN "Saprobienindex" (38 410 Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren.- *Natur und Landschaft* 67, 544-547.
- MOLLS, F. (1997):  
Populationsbiologie der Fischarten einer niederrheinischen Auenlandschaft - Reproduktionserfolge, Lebenszyklen, Kurzdistanzwanderungen. Dissertation Uni. Köln, 184 S.
- (1998 a):  
Die fischökologische Bedeutung der verbliebenen Altrheinarme des Niederrheins.- *LÖBF-Mitteilungen* 2/98, 26-30.
- (1998 b):  
Tages- und jahreszeitliche Verhaltensmuster von Fischen in rheinangebundenen Baggerseen.- *LÖBF-Mitteilungen* 2/98, 34-36.
- MOLLS, F. & A. NEMITZ (1998):  
Ermittlung der natürlichen Reproduktion von Salmoniden im Wassereinzugsgebiet der nordrhein-westfälischen Sieg im Rahmen des Lachswiederansiedlungsprogramms "Lachs 2000" Teil I der Studie im Auftrag der LÖBF/LaFAO Nordrhein-Westfalen, 49 S.
- NEUMANN, D. (1993):  
Biomonitoring in Fließgewässern. Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz (Hrg): Die Biozönose des Rheins im Wandel: Lachs 2000 ?, S. 41-51.
- (1994):  
Ökologische Probleme im Rheinstrom. Nordrhein-Westfälische Akademie der Wissenschaften, Vorträge N 407, 43-83.
- (1997):  
Konzepte für eine Auenlandschaft am Unteren Niederrhein, unter besonderer Berücksichtigung der Gewässer. Naturschutzzentrum im Kreis Kleve e.V. (Hrg.): Feuchtgebiete internationaler Bedeutung, Schwerpunkt Unterer Niederrhein. Rees-Bienen, S.114-128.
- NEUMANN, D.; M. VOLPERS, I. RASCHKE, U. GRAUEL & F. CICHOS (1994 a):  
What is known on natural limiting factors for macrozoobenthos species in freshwaters ?- in: Hill, J.R. & F. Heimbach, P. Leuwangh, P. Matthiesen (eds): *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals.*- Lewis Publ. Michigan, p. 549-555.
- NEUMANN, D.; I. RASCHKE, M. KRAMER, P. STIEF, S. TENTEN & B. GRÄFE (1994 b):  
Makrozoobenthos und Nitrittoxizität in nitratbelasteten Fließgewässern.- *Dtsch. Ges. Limnologie, erweiterte Zusammenfassungen*, 871-875.
- NEUMANN, D.; Ch. SEIDENBERG-BUSSE, A. PETERMEIER, ST. STAAS, F. MOLLS & J. RUTSCHKE (1994c):  
Gravel-pit lakes connected with the River Rhine as a reserve for high productivity of plankton and young fish.- *Wat. Sci Tech.* 29, 267- 271.
- NEUMANN, D.; J. RUTSCHKE, Ch. SEIDENBERG-BUSSE, A. PETERMEIER, St. STAAS & F. MOLLS (1995):  
Die ökologische Bewertung von Baggerseen mit Anbindung an einen Fluss dargestellt an Beispielen vom Niederrhein. - *Limnologie aktuell*, Bd. 7 (Abgrabungsseen, Hrg. W. Geller), 99-109, Gustav Fischer Verlag.
- NEUMANN, D.; D. INGENDAHL, F. MOLLS & A. NEMITZ (1998):  
Lachswiedereinbürgerung in NRW. Biologische Engpässe und Vorschläge für zukünftige Maßnahmen.- *LÖBF-Mitteilungen* 2/1998, 41-43.
- PUSCH, M. & SCHWOERBEL, J. (1994):  
Community respiration in hyporheic sediments of a mountain stream (Steina, Black Forest).- *Arch. Hydrobiol.* 130, 35-52.
- SCHALEKAMP, M. (1993):  
Vater Rhein: die Sonne geht auf. IAWR-Tagung Zürich. GWA des Schweizerischen Vereins des Gas- und Wasserfaches, Sonderdruck 1292, Zürich.
- SCHERWAB, A.; D. LORENZ & D. NEUMANN (1997):  
Charakterisierung des Interstitialwassers in einem abwasserbelasteten Mühlengraben. *Dtsch. Ges. Limnologie - Tagungsbericht* 1996, 420-422.
- SCHIEMER, F.; T. SPINDLER, H. WINTERSBERGER, A. SCHNEIDER & A. CHOVANEC (1991):  
Fish fry associations: important indicators for the ecological status of large rivers.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, 2497-2500.
- SCHIEMER F. & M. ZALEWSKI (1992):  
The importance of riparian ecotones for diversity and

productivity of riverine fish communities.- Netherlands Journal of Zoology 42, 323-335.

SCHILLER, W. (1990):  
Die Entwicklung der Makrozoobenthonentwicklung des Rheins in Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1969-1987.- In: Kinzelbach, R. & G. Friedrich (Hrsg.): Biologie des Rheins.- Limnologie aktuell 1, 259-275.

SCHMIDT, G. W. (1996):  
Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen - Allgemeine Biologie des Lachses sowie Konzeption und Stand des Wiedereinbürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg. Hrsg.: Landesanst. f. Ökol., Bodenord. u. Forsten/Landesamt f. Agrarord. NRW, LÖBF-Schriftenr. Bd.11, 194 S.

STAAS, St. (1991):  
Das Jungfischauftreten in Baggerseen mit Anbindung an den Rheinstrom.- Natur und Landschaft 66, 164-165.

—— (1997):  
Das Jungfischauftreten im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen am Strom. Hrsg.: Landesanst. f. Ökol., Bodenord. u. Forsten/Landesamt f. Agrarord. NRW, LÖBF-Schriftenr. Bd.12, 114 S.

STAAS, St. & D. NEUMANN (1994):  
Recruitment of fish stocks in the Lower River Rhine and connected gravel-pit lakes.- Wat. Sci. Techn. 29, 311-313.

STEINBERG, L. & B. LUBIENIECKI (1991):  
Die Renaissance der Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und erste Versuche zur Wiedereinbürgerung in Nordrhein-Westfalen.- Fischökologie 5, 19-33.

STIEF, P. & D. NEUMANN (1998):  
The formation of toxic nitrite concentrations in sediment cores of nitrate-loaded running waters.- Arch. Hydrobiol. 142, 153-169.

VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL, K. W. CUMMING, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980):  
The river continuum concept.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 130-137.

TITTIZER, Th. & F. KREBS (1996):  
Ökosystemforschung: der Rhein und seine Auen. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York, 468 S.

#### **Anschrift des Verfassers:**

Prof. Dr. Dietrich Neumann  
Zoologisches Institut der  
Universität zu Köln  
Weyertal 119  
D-50923 Köln

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1999

Band/Volume: [4\\_1999](#)

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

Artikel/Article: [Aktuelle ökologische Probleme in Fließgewässern 99-112](#)