

# **Fließgewässer und ihr Lebensraum in geobotanischer Sicht\***

**von Richard Pott, Hannover**

## **1. Einleitung**

Eine der vordringlichsten Aufgaben künftigen Natur- und Umweltschutzes muß es sein, die letzten naturnahen Fließgewässer oder Fließwasserabschnitte um jeden Preis zu erhalten und ausgebaute oder begradigte Fließwasserabschnitte zu renaturieren. Nicht nur die Gewässerausbauten und Gewässerbegradigungen der vergangenen Jahre sondern auch lang- und mittelfristige Veränderungen der Wasserqualitäten haben dazu geführt, daß zahlreiche Fließgewässer und Fließwassersysteme ihren naturnahen Charakter längst verloren haben. Direkte und indirekte, schleichende Trophierungsprozesse durch Kunstdüngung, Stickstoff- und Phosphatdeposition aus der Luft, Schadstoff- und Salzeintrag sowie Grund- und Oberflächenwasserzufluß haben sich besonders in ehemals oligotrophen Sand-

\* Geringfügig geänderte und erweiterte Fassung eines Vortrages vor dem „Verein zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse in Wien“ am 15.5.1991

landschaften Nordwesteuropas ausgewirkt und die Nährstoffärmeren den von Natur aus reicheren Fließgewässern angeglichen.

Die generelle Tendenz der Übernahme ursprünglicher Lebensräume zum Wirtschafts- und Konsumgut der Menschen hat im Falle der Fließgewässer aus den hochentwickelten, strukturreichen Ökosystemen tiefgreifend veränderte, oftmals mit gerader Linienführung versehene, laufverkürzte, kanalisierte Systeme geschaffen. Diese zeigen eine erhebliche Differenz zum natürlichen bzw. naturnahen Zustand mit allen Konsequenzen für den Verlust oder drastischen Rückgang charakteristischer Pflanzen- und Tiergesellschaften der Fließgewässer und ihrer Auen. Renaturierungsprogramme als Maßnahmen zur Unterhaltung und Reinhaltung von Fließgewässern einschließlich der Änderung von Nutzungen und Nutzungsansprüchen sind dringend erforderlich. Neben einer Intensivierung der Gewässergüteüberwachung mit dem Ziel der Verbesserung von Wasserqualitäten müssen Maßnahmen zur Optimierung der ökologischen Gesamtsituation des komplexen Systems „Fließgewässer in seiner Aue“ erfolgen. Erste Versuche zur Bewertung und Erfassung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern werden bereits von institutioneller Seite durchgeführt.

Ein genereller Verzicht auf weitere Gewässerausbauten, wie er gelegentlich von Seiten nicht direkt Betroffener propagiert wird, widerspricht aber auch den Erfordernissen unserer Kulturlandschaft und kann die schon seit Jahrhunderten praktizierten Eingriffe in die Natur nicht

rückgängig machen. In Gebieten mit hoher Besiedlungsdichte muß die zerstörerische Gewalt eines hochwasserführenden Flusses gebändigt werden, denn Hochwasserschutz und Ufersicherung stellen ein gesetzlich verbrieftes Recht der Anlieger dar. Dieser Anspruch führte in der Vergangenheit häufig zu den erwähnten Flußbaumaßnahmen, der fortschreitenden Bodenversiegelung in Wohngebieten und der Verminderung von Retentionsräumen, die heute vielfach zu Recht den Vorwurf der Umweltschädigung und Landschaftszerstörung auf sich ziehen.

Der „naturnahe“ Gewässerbau bemüht sich nun, sowohl die Interessen des Hochwasser- und Uferschutzes als auch die ökologischen und landschaftsgestalterischen Aspekte zu berücksichtigen. Die naturnahe Gewässergestaltung wirft dabei nicht nur ökologisch-ökonomische Probleme, sondern auch hydraulisch-technische Probleme hinsichtlich der Abflußkapazität, der Gewässerumgestaltung und des Fließwiderstandes auf. Diese Fragen möchte ich in meinem Vortrag nicht weiter verfolgen, sondern Ihnen die vegetationskundlich-ökologischen Aspekte der Fließgewässer, ihrer Entstehung und der Entwicklung ihres Lebensraumes an einigen Beispielen aus meinem direkten Arbeitsgebiet Nordwestdeutschland vorstellen.

Will man Fließgewässer ökologisch vernünftig behandeln, so muß man den Flüssen mehr Platz als bisher einräumen. Die Anlage handtuchgroßer Feuchtbiotope dient allenfalls der Gewissensberuhigung; erst eine Verbreiterung der Flußmäander auf mindestens das

Fünffache des Mittelwasserbettes führt in planaren Regionen zu einer ökologischen Verbesserung und ermöglicht die Anlage von Flußbauen und Flußmäandern. Mit dieser Frage haben wir uns in den letzten Jahren grundlegend in einem Arbeitskreis von Hydrologen, Vegetationskundlern, Zoologen und Ingenieuren auseinandergesetzt (vgl. POTT 1984, LÖLF 1985).

## **2. Fließgewässer und ihr Einzugsgebiet**

Seit 1945 sind allein in der damaligen Bundesrepublik Deutschland rund 40.000 km Fließgewässer ausgebaut worden, so daß heute noch auf ca. 10% der ursprünglichen Länge – mit Ausnahme der montanen und alpinen Bereiche – naturnah strukturierte Fließgewässer-Ökosysteme anzutreffen sind (vgl. u.a. HEYDEMANN 1984, ZUCCHI 1988). Gebietsweise ist selbst diese Zahl zu hoch angesetzt, denn in intensiv genutzten Kulturlandflächen sind oftmals nahezu alle Fließgewässer ausgebaut, ihrer spezifischen uferbegleitenden natürlichen Vegetation beraubt und haben vielfach ihre Funktion als lebende und gliedernde Bestandteile der Landschaft verloren. Nach §1 des Bundes-Naturschutzgesetzes vom 20.12.1976 sind in Deutschland auch die Fließgewässer „als prägende Bestandteile von Natur und Landschaft im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen, zu pflegen und zu entwickeln, daß die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, die Nutzbarkeit der Naturgüter, die Pflanzen- und Tierwelt sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Lebensgrundlagen des Menschen und

als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft nachhaltig gesichert ist.“

Die Fließgewässer Nordwestdeutschlands weisen eine Gesamtlänge von mehr als 200.000 km auf. Vom Quellgewässer über den Bergland- und Flachlandsbach, vom kleinen zum großen Fluß bis zum Strom sind alle Typen vertreten. Nach topographischer Lage, morphologischer Vielgestaltigkeit, Breite, Fließgeschwindigkeit, Wasserqualität, Belastung und Einzugsbereich unterscheiden sich die Fließgewässer zum Teil erheblich voneinander. Die Strömung als dominierender Faktor und der damit verbundene Wasseraustausch treten dabei in den Vordergrund. Ökologisch relevant sind weiterhin die Substrate, deren Korngrößen, Lagerungsstabilität, Sedimentations-Geschwindigkeit sowie chemische Eigenschaften, die wichtigen Parameter für das Vorhandensein von Höheren Wasserpflanzen und von speziell adaptierten Fließwassertieren sind. Eine Beschattung der Fließgewässer durch Ufergehölze führt beispielsweise mit wechselnden Intensitäten zu unterschiedlichem Besatz an Wasser- und Röhrichtpflanzen. In engem Zusammenhang mit der Lichteinstrahlung steht auch der Temperaturhaushalt der Fließgewässer; dieser kann wiederum hohe Korrelationen zum Sauerstoffgehalt aufweisen (POTT 1984).

Das Fließgewässer stellt demnach ein komplexes System aus unterschiedlichen Lebensräumen und Lebensgemeinschaften dar. Die wesentlichen Biotope wie Wasserkörper und Gewässerbett differenzieren den aquatischen Bereich und das amphibische Milieu

(Abb. 1). Das vom Fließgewässer beeinflusste Umland läßt sich als terrestrischer Bereich abgliedern und weist wegen seiner speziellen abiotischen Faktoren charakteristische Biozönosen auf, in denen beispielsweise die Stillgewässer der Aue eigene, aber vom Fließgewässer abhängige Biotope bilden (Abb. 2). Die verschiedenartigen Pflanzengesellschaften der Auen beispielsweise hängen sämtlich von der Wasserführung des Flusses ab. Je nach geographischer Lage schwankt zudem die Durchflußmenge um etwa das Fünf- bis Fünfzigfache der durchschnittlichen Wasserführung (ELLENBERG 1986). Den wechselnden und teilweise unberechenbaren Bedingungen zwischen Niedrigwasserständen und Spitzenhochwassern sind alle Pflanzen und Pflanzengesellschaften ausgeliefert, die in der Flußaue leben. Von der Masse und Geschwindigkeit des Wassers hängt dessen Transportkraft ab, wobei die mitgeführte Fracht grober bis feiner Partikel mit abnehmender Fließgeschwindigkeit – im allgemeinen nach Korngröße geordnet – sedimentiert werden. So herrschen im gefällstarken Oberlauf grobe Sedimente und Gerölle vor, im Mittel- und Unterlauf werden aber Kiesel sowie feinkörnige Sande, Schluffe und Tone abgelagert (s. Abb. 2 und 3). Die Auenvegetation ist deshalb in unterschiedlichen Flußabschnitten und auch im Querprofil einer Flußaue nach aquatischen, amphibischen und terrestrischen Bereichen in charakteristischer Weise gegliedert und durch uferparallele Zonation mit Röhrichten, Weichholzauen und Hartholzauen differenziert (Abb. 3). Die Fließgewässer als offene Ökosy-

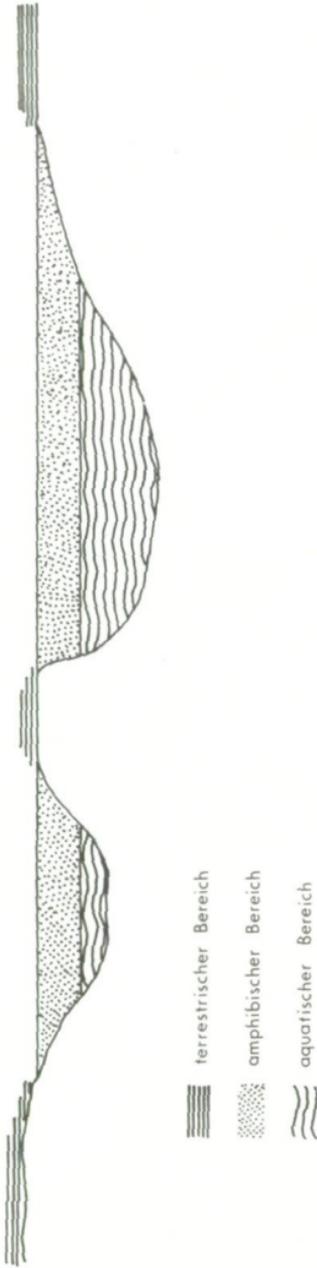


Abb. 1.: Schematischer Querschnitt eines Fließgewässers mit zugehörigem Stillgewässer in der Aue (aus POTT 1990).

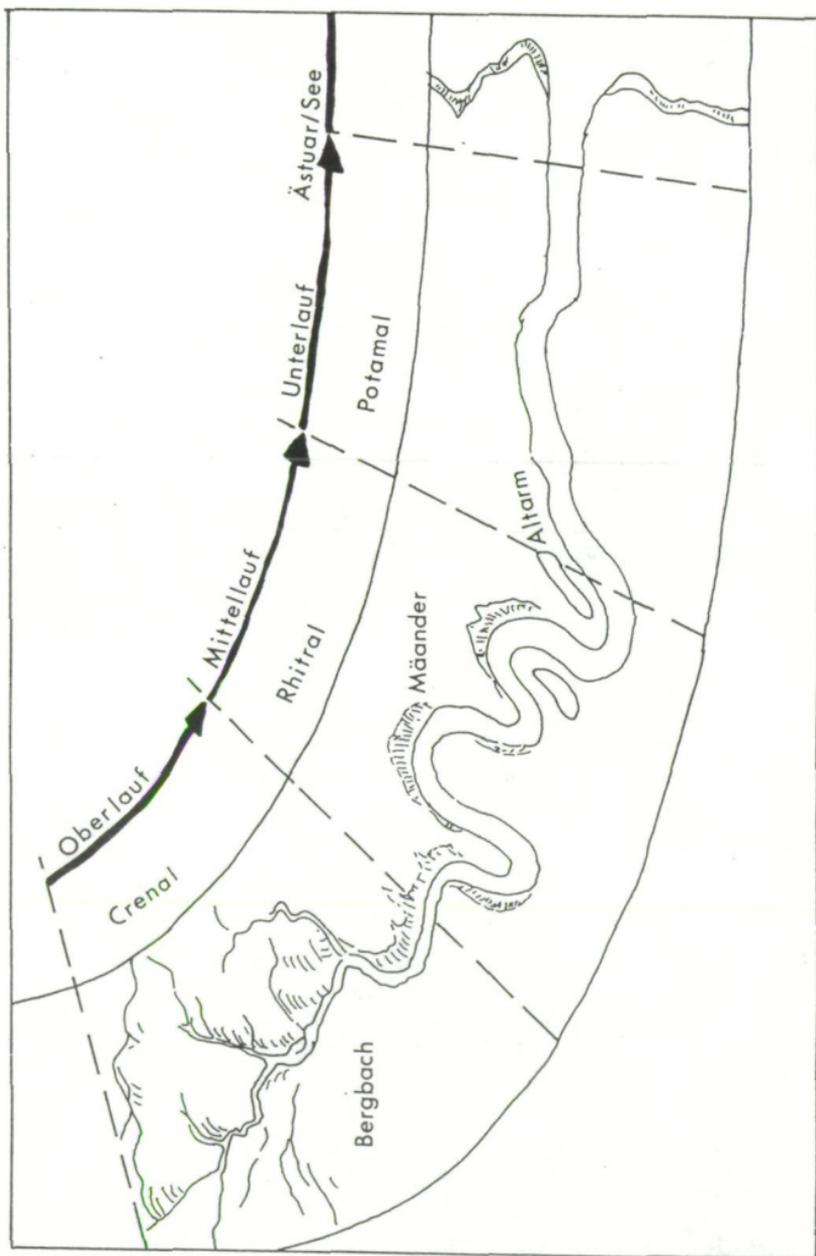
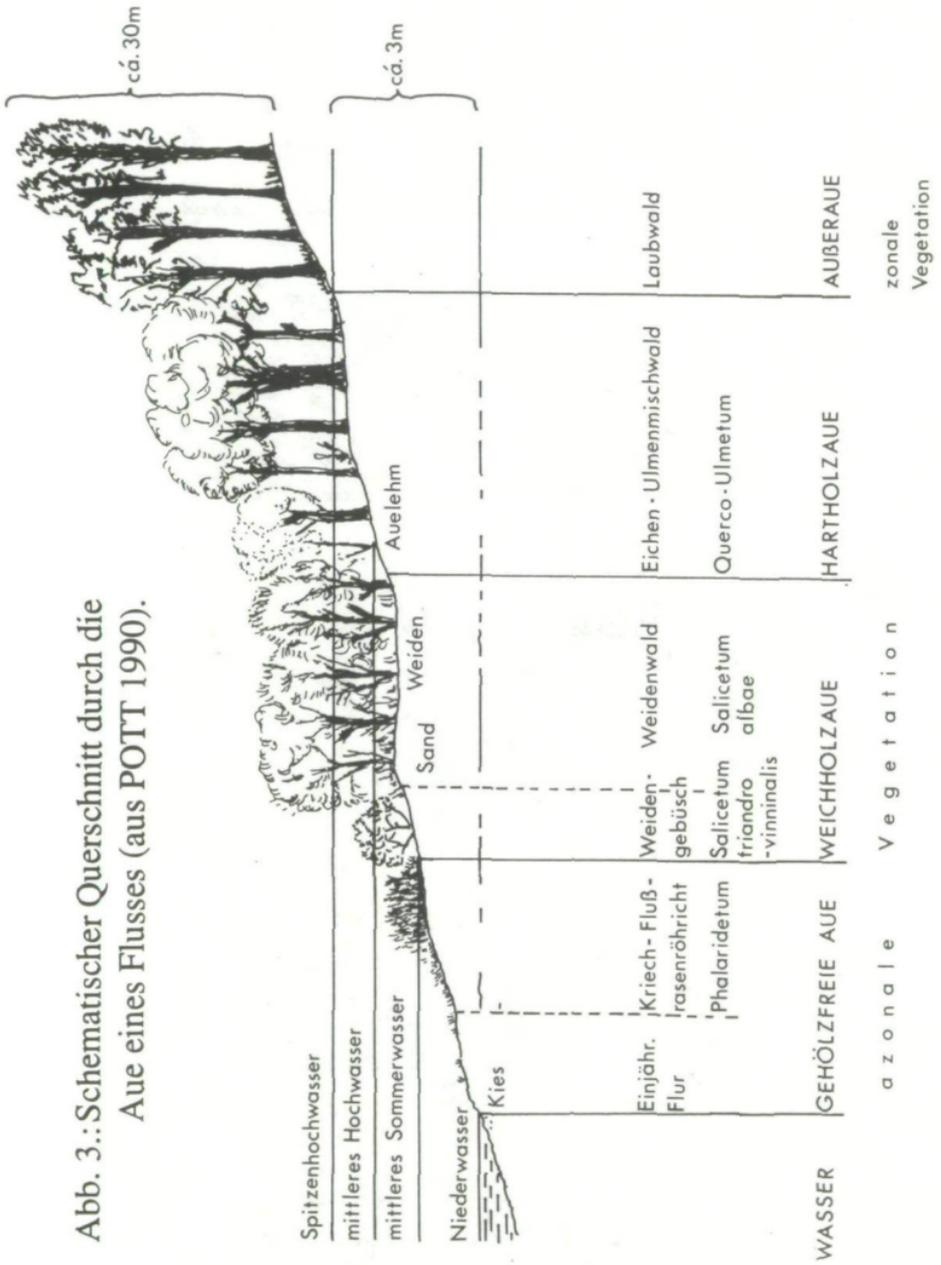


Abb. 2: Regionierung eines Fließgewässers von der Quelle bis zur Mündung  
(aus POTT 1990).

Abb. 3.: Schematischer Querschnitt durch die Aue eines Flusses (aus POTT 1990).



- 52 -

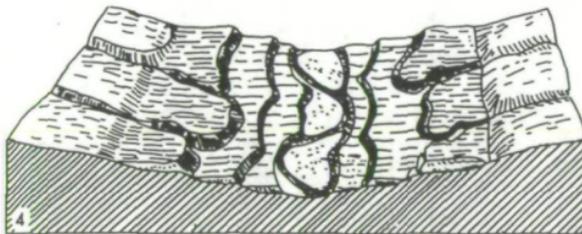
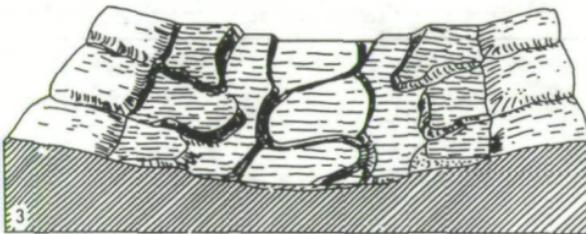
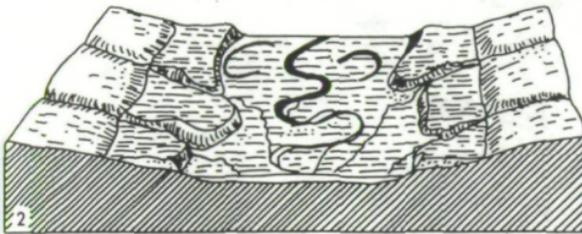
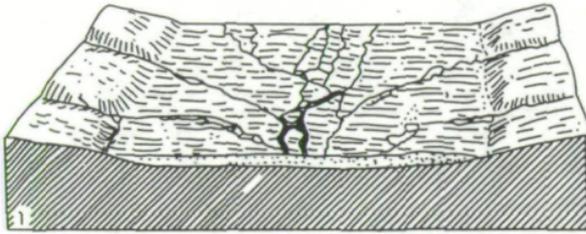


Abb. 4: Aufschotterungen und Flußvertiefungen mit Terrassenbildung durch die fluviatile Dynamik. Nr. 1: "braided river"-System; Nr. 2: Übergang zum mäandrierenden Fluß; Nr. 3: Flußeintiefung; Nr. 4: Gliederung in Niederterrasse, Mittelterrasse, Oberterrasse und Höhenterrasse (aus POTT 1990).

steme mit linienförmiger Gestalt sind auf Nährstoffzufuhr ihrer Einzugsgebiete angewiesen, weil mit dem fließenden Wasser im Durchlauf ständig auch die Nährstoffe abtransportiert werden. Die topographischen, geomorphologischen und standörtlichen Gegebenheiten und fließwassertypischen Unterschiede bedingen eine Gliederung der Fließgewässerbiozönosen, die unter fischereibiologischen Gesichtspunkten neben der Quellregion (**Crenal**) eine Salmonidenregion der Mittelgebirge (**Rhital**) von der Cyprinidenregion des Flachlandes (**Potamal**) abtrennen lassen (vgl. u.a. auch Abb. 2). Auf vegetationskundlicher Ebene läßt sich eine solche fließwassertypische Regionierung und Differenzierung ebenfalls durchführen.

Die Qualität und Gewässergüte eines Fließwasserabschnittes ist deswegen auch nur so beschaffen, wie es der gesamte oberliegende Fließgewässeranteil oder das benachbarte Einzugsgebiet zulassen. Der Schutz eines Fließgewässers bzw. die Verbesserung der Gewässergüte bei Regenerationsvorhaben werden nur dann effizient sein, wenn seitliche Nährstoffeinträge reduziert oder wegen der Transportfunktion die Stoffeinträge von oberhalb erheblich geringer sind als Stoffausträge nach unterhalb.

### **3. Die nacheiszeitliche Entwicklung von Fließwassersystemen Nordwestdeutschlands**

Die wichtigsten Flußgebiete Nordwestdeutschlands (z.B. Ems, Weser, Aller und Elbe) haben sich als holozäne Bildungen erst im Spätglazial in der heutigen Form

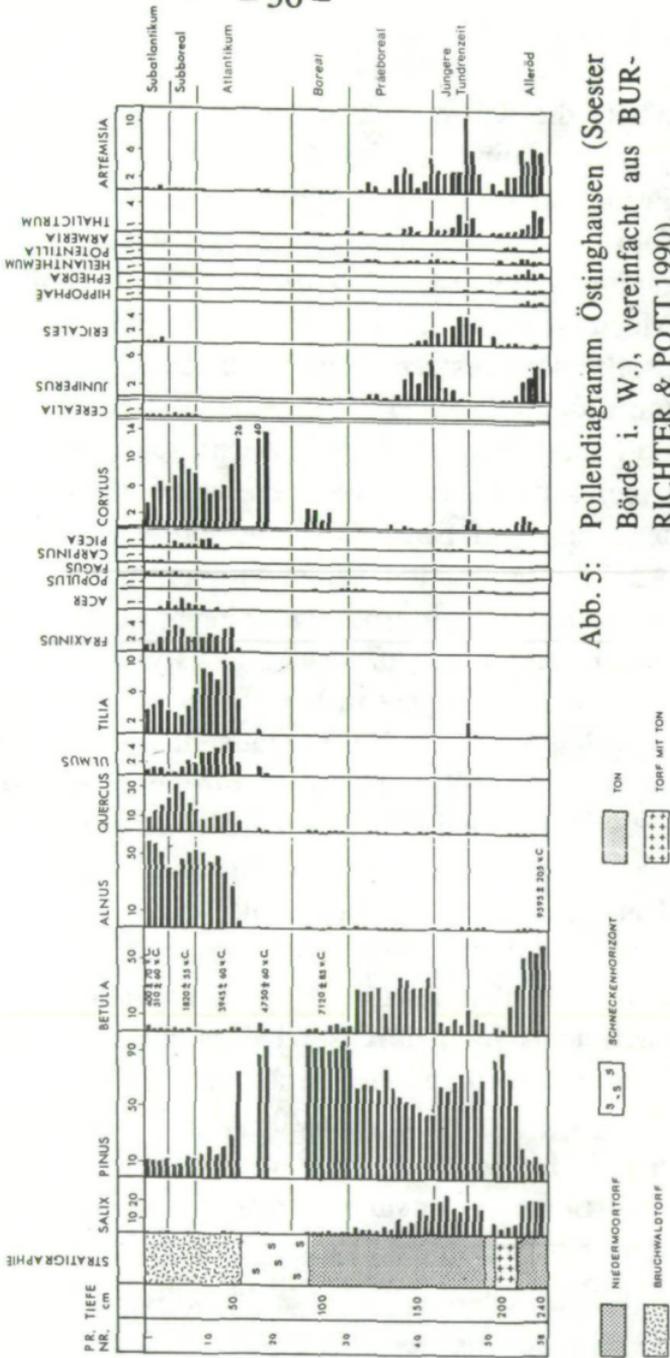
herausgebildet. Während einzelner Eisvorstöße im Weichselglazial (= Würmglazial) bestanden sogar Verbindungen zwischen den heutigen Flußsystemen über die jeweiligen Urstromtäler.

Die nacheiszeitliche Verbindung heutiger Stromgebiete zu dieser Zeit ist noch jetzt an manchen Stellen im pleistozänen Flachland durch zahlreiche Relikte mit arktisch-alpinen Verbreitungsbildern belegt; so ist beispielsweise das rezent isolierte Vorkommen der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in elektrolytarmen, sommerkühlen Allerzuflüssen der Lüneburger Heide auf die Einwanderung während der nacheiszeitlichen Verbindung von Elbe und Aller zurückzuführen. Auch die Tellerschnecke *Gyraulus acronicus*, die noch heute in tieferen Stillgewässern des pleistozänen Vereisungsgebietes Norddeutschlands vorkommt, gilt als Glazialrelikt. Wir konnten sie für präboreale Kalkmudden in einigen Mooren nachweisen. Auch arktisch-alpine Reliktpflanzen an Fließgewässern und in Quellbiotopen der nordwestdeutschen Mittelgebirge (z.B. *Viola biflora*, *Cochlearia officinalis ssp. pyrenaica*, *Bryum schleicheri* u.v.a., vgl. POTT & CASPERS 1989, POTT 1990) bezeugen die alten Verbindungswege. Ähnliches gilt für würm-periglaziale Mollusken in nordwestdeutschen Flußtälern (ANT 1963).

Im Spätglazial, spätestens in der jüngeren Tundrenzeit, fand in den Flußsystemen ein Umschwung vom Furkationssystem des „braided river“ zum mäandrierenden Fluß statt, der oftmals mit einer geringfügigen Tieferlegung der Talaue verbunden war (Abb. 4). Ursa-

che für diesen Umschwung der fluviatilen Dynamik dürfte die Klimaerwärmung im Bölling oder Alleröd gewesen sein, wo das Auftauen der dryaszeitlichen Permafrostböden eine ganzjährig verteilte Wasserführung der Flüsse hervorrief, die wiederum zur Ausräumung der Talböden führte (POTT 1990). Dieser Mechanismus gilt nur für die Ober- und Mittelläufe der großen nordwestdeutschen Tieflandsflüsse. In den Unterlaufabschnitten wirkte der gegensinnige Ablauf der eu- und isostatischen Kräfte wärmezeitlicher holozäner Meeresspiegelschwankungen, wobei die älteren Flußterrassen von Ems, Elbe und Weser unter jüngeren Auelehmsedimenten verschwunden sind. Die spät- und nacheiszeitlichen Entwicklungsvorgänge von Auenablagerungen zeigt das Ausschnittspollendiagramm der Ahse-Aue bei Soest in Westfalen aus dem Lößgebiet der Hellwegbörde (Östinghausen, Abb. 5). Der Zeitpunkt für den Umschwung vom „braided river“ zum mäandrierenden Fluß läßt sich hier in der Lößlandschaft des Ahseflusses im Lippe-Urstromland nachvollziehen. Der Umschwung liegt offenbar am Ende der allerödzeitlichen Wärmeschwankung, vor Beginn der Jüngeren Tundrenzeit. Eine 5 cm mächtige, tonige Sedimentschicht durchsetzt als hochflutlehmartige Bildung die dortigen Niedermoortorfe (Abb. 5, Probe 50-51, Lettentone in 195-200 cm Tiefe) und ist als allochtone, horizontale Zwischenschicht wohl durch Überflutung oder starke Verfrachtung abgelagert worden. Kennzeichnend für die Vegetation im vorliegenden Pollendiagramm ist für den älteren Abschnitt des

**ÖSTINGHAUSEN/ SOESTER BÖRDE**  
(Burrichter & Pott 1987)



**Abb. 5: Pollendiagramm Östinghausen (Soester Börde i. W.), vereinfacht aus BURRICHTER & POTT 1990).**

Zeit	Probe-Nr.	Pollenfunde besonders seltener Arten
	1	<i>Utricularia spec.</i> 0,1 %, <i>Iris spec.</i> 0,1 %, <i>Melampyrum spec.</i> 0,1 %, <i>Geranium spec.</i> 0,2 %, <i>Osmunda regalis</i> 1 %
	2	<i>Cystopteris spec.</i> 0,1 %, <i>Menyanthes trifoliata</i> 1 %
	3	<i>Trifolium spec.</i> 0,1 %, <i>Epilobium spec.</i> 1 %
	4	<i>Spergula spec.</i> 0,2 %, <i>Polygonum convolvulus</i> , <i>Lysimachia spec.</i> 1 %
	5	<i>Utricularia spec.</i> 0,1 %, <i>Polygonum amphibium</i> 0,2 %, <i>Knautia arvensis</i> 0,1 %
	6	<i>Blechnum spicant</i> 0,1 %, <i>Campanula spec.</i> 1 %
	7	<i>Lotus spec.</i> 0,2 %, <i>Lezna spec.</i> 0,2 %, <i>Sparganium spec.</i> 1 %
	8	<i>Iris spec.</i> 0,6 %, <i>Lezna spec.</i> 0,2 %, <i>Lotus spec.</i> 0,1 %, <i>Evonymus spec.</i> 0,1 %
	9	<i>Sanguisorba spec.</i> 1 % <i>Humulus lupulus</i> 0,3 %, <i>Trifolium spec.</i> 0,1 % <i>Humulus lupulus</i> 0,2 %
	10	<i>Humulus lupulus</i> 0,7 %, <i>Iris spec.</i> 0,1 %, <i>Trifolium spec.</i> 0,2 %
	11	<i>Iris spec.</i> 0,2 %, <i>Polygonum amphibium</i> 0,1 %, <i>Lysimachia spec.</i> 1 %
	12	<i>Humulus lupulus</i> 0,3 %
	13	<i>Sambucus spec.</i> 0,1 %, <i>Lysimachia spec.</i> 1 %
	14	<i>Lotus spec.</i> 0,1 %
	25	<i>Lotus spec.</i> 0,2 %, <i>Sparganium spec.</i> 1 %
	27	<i>Cystopteris spec.</i> 0,2 %
	28	<i>Blechnum spicant</i> 0,1 %
	29	<i>Lotus spec.</i> 0,1 %
	34	<i>Lotus spec.</i> 0,1 %, <i>Valeriana spec.</i> 1 %, <i>Sparganium spec.</i> 1 %
	38	<i>Lotus spec.</i> 0,4 %, <i>Lysimachia spec.</i> 1 %
	43	<i>Polygonum amphibium</i> 0,1 %
	45	<i>Lotus spec.</i> 0,1 %, <i>Pedicularis spec.</i> 0,3 %, <i>Sanguisorba spec.</i> 1 %, <i>Menyanthes trifoliata</i> 1 %
	46	<i>Pedicularis spec.</i> 0,1 %, <i>Sanguisorba spec.</i> 1 %, <i>Parnassia palustris</i> 1 %
	47	<i>Pedicularis spec.</i> 0,2 %, <i>Scleranthus spec.</i> 0,1 %, <i>Saxifraga spec.</i> 1 %, <i>Botrychium spec.</i> 1 %, <i>Ophioglossum vulgatum</i> 1 %
	48	<i>Centauria cyanus</i> 0,1 %, <i>Pedicularis spec.</i> 0,2 %, <i>Polygonum amphibium</i> 0,2 %
	51	<i>Botrychium spec.</i> 0,1 %, <i>Scleranthus spec.</i> 0,1 %, <i>Lycopodium annotinum</i> 0,2 %, <i>Saxifraga spec.</i> 1 %
	52	<i>Lycopodium selago</i> , <i>Sanguisorba spec.</i> 1 %
	53	<i>Scabiosa columbaria</i> 0,2 %, <i>Lycopodium annotinum</i> 0,2 %, <i>Polemonium coeruleum</i> 1 %, <i>Ophioglossum vulgatum</i> 1 %
	54	<i>Scabiosa columbaria</i> 0,1 %, <i>Valeriana spec.</i> 1 %, <i>Sanguisorba spec.</i> 1 %
	55	<i>Lycopodium selago</i> 0,1 %, <i>Myosotis spec.</i> 0,1 %, <i>Mentha-Typ</i> 0,2 %, <i>Stachys Stachys spec.</i> 0,1 %, <i>Lamium spec.</i> 0,1 %, <i>Prunella spec.</i> 0,1 %, <i>Valeriana spec.</i> 1 %
	55	<i>Utricularia spec.</i> 0,1 %, <i>Scabiosa spec.</i> 0,2 %, <i>Saxifraga spec.</i> 1 %, <i>Valeriana spec.</i> 1 %, <i>Campanula spec.</i> 1 %
	56	<i>Gentiana verna</i> 0,1 %, <i>Saxifraga spec.</i> 1 %, <i>Valeriana spec.</i> 1 %, <i>Botrychium spec.</i> 1 %
	58	<i>Gypsophila spec.</i> 0,2 %, <i>Saxifraga spec.</i> 1 %, <i>Valeriana spec.</i> 1 %, <i>Polemonium coeruleum</i> 1 %

Abb. 6: Pollenfunde seltener Krautarten im Diagramm von Östinghausen, Soester Börde (nach BURRICHTER & POTT (1987)); die im Text besonders erwähnten Arten sind teilweise durch Fettdruck hervorgehoben.

Alleröds zunächst die Dominanz der Birke gegenüber der Kiefer. Zahlreiche Tundrenelemente erinnern noch an die vorangegangene waldlose Glazialflora, wie *Saxifraga oppositifolia*, *Gentiana verna*, *Gypsophila spec.* etc. (Abb. 6). Kältesteppen-Elemente wie *Artemisia*, *Thalictrum*, *Helianthemum*, *Ephedra* und *Hippophae* finden zu dieser Zeit in den lichten Birken-

Kiefernwäldern oder an offenen Stellen noch hinreichende Lebensbedingungen vor, nehmen dann aber mit ansteigender Kiefernausbreitung und zunehmendem Schlußgrad der Waldvegetation allmählich ab. Die gleichen Tendenzen zeigen sich bei den lichtbedürftigen Strauch- und Zwergstraucharten mit überwiegenden Anteilen an spalierwuchsigem Gletscherweiden (*Salix*) und des Wacholders (*Juniperus communis*). Das Jüngere Subarktikum (ca. 8800-8100 v. Chr.) wird am Ende des Alleröds mit einem schwachen Abfall der Kiefernkurve und erneutem Anstieg lichtliebender sowie kälteunempfindlicher Kraut- und Straucharten eingeleitet: auf Grund klimatischer Ungunst kommt es wieder zu einer stärkeren Auflichtung der Wälder (BURRICHTER & POTT 1987). Als Folge der Auflichtung können sich viele heliophytische Arten (*Artemisia*, *Thalictrum*, *Potentilla*, *Rumex* und *Selaginella*) sowie andere lichtbedürftige Pflanzen erneut ausbreiten. Besonders auffällig erscheint dabei *Centaurea cyanus* (Abb. 6, Nr. 48), die an Freistellen (evtl. Hochflutlehme) der subarktischen Kältesteppe gewachsen sein muß; vielleicht ähnlich den Vorkommen, die man noch heute an unzugänglichen grusigen bzw. lehmbedeckten Felsvorsprüngen im zentralalpiner Wallis oder im Aostatal finden kann.

Unter den Sträuchern nehmen die Weidenarten seit dem Ausgang des Alleröds wieder eine beherrschende Rolle ein, und der Wacholder tritt zum zweiten Mal mit zunehmenden Frequenzen in Erscheinung. Sein Pollenniederschlag ist im Pollenprofil abklingend noch bis in

die erste Hälfte des Präboreals hinein zu verfolgen (Abb. 5). Die geringen *Alnus*-Anteile in den spätglazialen bzw. präborealen Abschnitten des Diagramms mögen auf einwandernde *Alnus glutinosa*-Individuen oder aber auf verbreitete *Alnus viridis*-Knieholz-Grünerlengebüsche zurückzuführen sein, so wie sie auch schon von MENKE (1969) für präboreale Ablagerungen Schleswig-Holsteins beschrieben worden sind. Derartig frühe Vorkommen der Grünerle sind als bachbegleitende Elemente, wie wir sie heute in den Alpen finden, durchaus vorstellbar. Auch CASPERS (1991) konnte für das Altholozän der benachbarten Weserregion bei Stolzenau konkrete *Alnus viridis*-Vorkommen nachweisen, die auf der von BURRICHTER, AMELUNXEN, VAHL & GIELE (1968) erarbeiteten signifikanten Skulpturunterscheidung und klaren Abgrenzung des Grünerlenpollens (*Alnus viridis*) von den übrigen Erlenpollen auf rasterelektronenmikroskopischer Grundlage beruhen. Wahrscheinlich handelt es sich um galerieartige Ufersäume aus Strauchweiden und Grünerlen an den damaligen Flußufern, in ähnlicher Weise, wie es noch heute im Alpenraum zu sehen ist.

Die Pollenanalysen aus Flußauenlandschaften lassen somit konkrete Rückschlüsse auf die fluviale, die vegetationsgeographische und die dynamische Entwicklung von Flußtälern zu. Die enorme Bedeutung großer Flüsse für die Einwanderung der Gehölze im Zuge der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung zeigt das Beispiel des ehemaligen und heute erloschenen Grünerlenvorkommens an der Weser durch meinen Doktoranden

CASPERS (1991); für den sprunghaften Anstieg der *Pinus*-Frequenzen gegen 9500 v. Chr. (s. Abb. 5) kann man ebenfalls eine fluviatil begünstigte allerödzeitliche Ausbreitung der Kiefer auf den Alluvionen der Tiefebene entlang der Flüsse verantwortlich machen. Derartige Kiefern-mischwälder mit *Juniperus* und *Hippophae* gibt es noch heute auf den Schottern der Isar südlich von München. Die dortigen *Erico-Pinetum*-Wälder stocken noch heute galerieartig auf den alpenbürtigen Kalkschottern. Derartige Galeriewälder sind wahrscheinlich auch im Spätglazial und im frühen Postglazial (vom Alleröd bis zum Praeboreal, Abb. 5) entlang der Flüsse innerhalb der subarktischen Kältesteppe nlandschaften Nordwestdeutschlands gewachsen.

Mit der Einwanderung der Laubgehölze (*Alnus*, *Quercus*, *Ulmus*, *Tilia* und *Fraxinus*) im Atlantikum etablierten sich erstmalig die Auenwälder, wie wir sie noch heute als Weichholzaunen und Hartholzaunen im Talauenbereich der Flüsse finden. Die Bildung von Auenlehmen findet in diesem Zusammenhang erstmalig im Subboreal während der Bronze- und Eisenzeit statt. Für die Epoche des Boreals und des Atlantikums sind Sedimentationen großflächig verbreiteter Auenlehme dagegen auszuschließen. Lokale Ton-Lehm-Ablagerungen zu Beginn des Atlantikums und während des wärmezeitlichen Maximums sind zwischen 4750 + 60 v. Chr. und 3945 + 60 v. Chr. zu datieren; vielleicht handelt es sich in diesem Fall nicht ausschließlich um Auenlehm-ähnliche Ablagerungen, sondern um sedimentäre oder

sedentäre Rinnenverfüllungen bzw. Verfüllungen verlassener Altarme.

Lehmige Hochflutsedimente wurden in Nordwestdeutschland vielfach in der Eisenzeit zwischen 510 + 60 v. Chr. und 400 + 70 v. Chr. abgelagert; unmittelbar vor der abschließenden Überlehmung läßt sich im Pollendiagramm (Abb. 5) mit erhöhten *Alnus glutinosa* Pollenfrequenzen eine Feuchtigkeitszunahme in der Flußbaue nachweisen. Anthropogen initiierte Erosionsvorgänge sind in diesem Zusammenhang auch nicht auszuschließen. Die sumpfigen Auen dieser Region waren bis dahin von Eichenwäldern besiedelt, welche in den wasserzügigen Randgebieten vermutlich von *Alno-Ulmion*-ähnlichen Hartholzauen und auf trockenen Standorten von Eichen-Auenwäldern abgelöst wurden. Die Phasen der Auelehmbildung sind in Nordwestdeutschland mit den Siedlungstätigkeiten des Menschen und der Bewaldungsdichte eindeutig zu korrelieren, höchstwahrscheinlich sind sie sogar ursächlich verknüpft. Soviel zur historisch-genetischen Komponente der Flußauenentwicklung.

#### **4. Typologie und Ökologie von Fließgewässern**

Wasserkörper, Gewässerbett, Uferbereich und Umland bilden ein multifaktorielles Standortgefüge mit einem Spektrum vielfältiger Flora und Fauna, die in der Regel sehr spezifische Ansprüche an bestimmte Kleinbiotope eines Fließgewässers stellen (s. umfassende Darstellungen bei BREHM & MEIJERING 1982, ELLENBERG 1986, WILMANN 1989, POTT 1990).

Die Quellen und Quellbereiche differieren standörtlich grundlegend von den anschließenden Bachstrecken. Hinsichtlich der Art und Weise, wie das Wasser aus dem Boden tritt, unterscheidet man zwischen Sicker- und Sumpfquellen (**Helokrenen**), Tümpelquellen (**Limnokrenen**), und Sturzquellen (**Rheokrenen**). In Helokrenen sickert das Wasser durch eine Erdschicht nach außen und bildet einen Quellsumpf. Limnokrenen werden als beckenförmige Gebilde meist vom Grunde her mit Wasser gefüllt. Durch Überlaufen bildet sich der Quellbach. Bei einer Rheokrene tritt das Wasser sturzartig über einem stauenden Horizont an die Erdoberfläche. Es strömt sofort mit starkem Gefälle zu Tal und reißt infolge hoher Fließgeschwindigkeiten kleinere Sinkstoffe mit sich. Alle Quellen zeichnen sich weiterhin durch Kaltstenothermie und großen Sauerstoffreichtum aus. Der Kalkgehalt des austretenden Wassers entscheidet über das Artengefüge der Pflanzenbestände. Die kleineren Fließgewässer sind untereinander ebenfalls typisierbar. Je nach Breite führen sie die Bezeichnung Bach (bis 3 m) oder Fluß (breiter als 3 m). Grundsätzlich unterscheiden sich die Gewässerläufe des Berg- und Hügellandes von denen des Flachlandes. In montanen Regionen schließt sich an die Quellbereiche in der Regel der Oberlauf eines Fließgewässers an; dieser hat meistens nur die Breite eines Baches, weist jedoch geringfügig höhere Temperaturen aus, als es noch in den unmittelbaren Quellbezirken der Fall ist. Er besitzt aber als Wildbach höhere Fließgeschwindigkeiten und geht unter Zunahme der Wasserführung, durch

Breiten- und Tiefenerosion in einen Mittelgebirgsfluß über. Dieser hat im Mittellauf ein ausgeglichenes, weniger starkes Gefälle mit entsprechend verringerten Strömungsgeschwindigkeiten. Statt der Tiefenerosion bedingt das Pendeln des Wasserlaufes eine Seitenerosion und -akkumulation, was oftmals zur Ausbildung einer ebenen Talsohle führt. Als charakteristisch für den Flußlauf der Gewässer in den Mittelgebirgen wird aber das Fehlen größerer Altgewässer sowie anderer Stillwasserbezirke mit nennenswerter Ausdehnung angesehen.

Die Quellbäche des Flachlandes gehen oftmals aus kaltstenothermen Helokrenen hervor und entwickeln sich zu einem Flachlands- oder Niederungsbach, dessen Fließgeschwindigkeiten im Vergleich zu den Mittelgebirgsbächen recht gering sind; dementsprechend rasch vergrößern sich die Jahresamplituden der Wassertemperaturen. Außerdem besitzen die Wasserläufe der Ebenen meist starke Abflußschwankungen. Sie unterliegen ebenfalls einem Wechsel von Erosion und Sedimentation, wobei eine gelegentliche Bewegung und Verlagerung der Sedimente zum normalen Geschehen des natürlichen Gewässers gehören. Es bilden sich überall kleine Stillwasserräume, Stromschnellen, Kolke, Sandbänke und Uferabbrüche. Wegen der Mäanderwirkung hinterläßt der Fluß regelmäßig Stillwasserkomplexe in Form von Senken, Tümpeln und Altgewässern. Diese stehen in ständiger oder zeitweiliger Verbindung mit dem Fluß, erfahren bei Überschwemmungen einen direkten Nährstoffeintrag oder komm-

unizieren untereinander durch das Grundwasser. So kann ein Fließgewässer nicht isoliert betrachtet werden, sondern ist immer mit seinen Wechselwirkungen zur umgebenden Aue zu sehen.

#### **4.1. Natürliche und naturnahe Vegetation der Quellen, Fließgewässer, Stillwasser- und Auenbereiche**

##### **a) Quellenvegetation**

Quellen besitzen je nach Lage in Silikat- oder Kalksteingebieten ausgeprägte Unterschiede in der Vegetation. Auf saurem Gestein gedeiht in Sickerquellen häufig die Bitterschaumkrautflur (*Cardaminetum amarae*), der in atlantisch-montanen Lagen oft *Chrysosplenium oppositifolium* beigemischt ist. Langsam sickernde Waldquellen vom Bergland bis in die Ebenen sind die Domänen des *Philonotido-Montietum* (Bachquellkrautflur), des *Cardaminetum flexuosae* (Waldschaumkrautflur) sowie der Efeuhahnenfußgesellschaft (*Ranunculetum hederacei*). Viele Quellnischen und Quellbäche kalkreicher Gewässer der Mittelgebirge weisen reine Moosbestände aus *Cratoneuron*-Arten (*Cratoneuron commutatum*, *C. filicinum*) auf. Tümpelquellen zeigen bisweilen reichen Pflanzenwuchs und sind durch die Brunnenkresseflur (*Nasturtietum officinalis*) räumlich genau markiert (POTT 1984). Infolge ihrer hohen Strömungskraft und ihres geringen Nährstoffgehaltes besitzen die Sturzquellen nur wenige höhere Pflanzen. Sie werden wiederum durch moosreiche Kryptogamengesellschaften ausgezeichnet.

### b) Fließwasservegetation

In Verbindung mit den Wirkungen des Wasserchemismus bedingen vor allem morphologische Kleinausstattungen des Gewässerbettes eine standörtliche sowie strukturelle Diversität im Fließgewässer, ihre Uferbestockung mit Gehölzen und schließlich das Vegetationsgefüge im Flußlauf selbst. Der ständige Wechsel von vegetationsfreien und unterschiedlich stark bewachsenen Flächen dürfte in natürlichen Fließgewässern darin sowie im Zusammenwirken mit Phänomenen der Trübung, der Sedimentbelastung und der Fließgeschwindigkeit seine Hauptursache haben.

Weiterhin werden Besiedlungsintensitäten und das Artenspektrum von den Konzentrationen der Nähr-elemente (Phosphate, Stickstoffverbindungen und Chloride) bestimmt; diese hydrochemisch-physikalischen Parameter wirken sich entscheidend auf die Pflanzen des Wassers aus (s. Abb. 7.).

Auch die biologischen Parameter zur Erfassung der Gewässergüte (vgl. Abb. 7). sind von großer Bedeutung. Organische Summen- und Gruppenparameter, wie der BSB 5 (Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen) ist ein Maß für den biologisch abbaubaren Anteil der organischen Inhaltsstoffe des Wassers (vgl. POTT 1980). Die Saprobienstufen und Saprobienindices zeigen hohe Korrelationen zu den steigenden BSB-Werten (Abb. 7). Auch die Verwendung von Makrophyten als Indikatororganismen zeigt gewisse Verbreitungs-Schwerpunkte von höheren Wasserpflanzen unter gewissen Belastungszuständen; aber die

Tatsache, daß für Makrophyten andere Wachstums- voraussetzungen als für Mikroorganismen bestehen, schränkt den Spielraum, die Süßwasserpflanzen innerhalb des Saprobiensystems als Indikatorarten für Gewässerverschmutzung zu nutzen, erheblich ein (s. auch LIEBERT 1988).

Güte- klasse	Grad der organischen Belastung	Saprobität (Saprobie- stufe)	Saprobien- index	Chemische Parameter BSB <sub>5</sub> NH <sub>4</sub> -N O <sub>2</sub> - (mg/l) (mg/l) (mg/l) Minima	Makrophyten- Gesellschaft
I	unbelastet bis sehr gering belastet	Oligosaprobie	1.0-1.5	1 höch- stens Spuren	8 Callitricho-Myriophyl- letum alterniflori, Po- tamogeton coloratus, Groenlandietum den- sae, Cratoneurion- Ges., Chara hispida
I-II	gering belastet	oligo- betamesosa- probe Über- gangszone	1.5-1.8	1-2 um 0.1	8 Ranunculetum fluitan- tis, Veronica becca- bungae-Callitrichetum stagnalis, Groenlandie- tum densae, Nasturtie- tum officinalis, Sietum erecti-submersi
II	mäßig belastet	Betamesosa- probie	1.8-2.3	2-6 0.3	6 Ranunculetum fluitan- tis, Sium erectum-Ges., Potamogeton alpinus- Potamogeton natans f. proliferus-Bestände, Myriophyllum spicatum
II-III	kritisch belastet	beta-alpha- mesosaprobe Übergangszone	2.3-2.7	5-10 1	4 Callitrichetum obtu- sanguulae, Ranunculetum fluitantis sparganietum- sum, Ranunculetum aqua- tilis, div. Potamogeton- Bestände, (Potamogeton lucens, Potamogeton zizii, Potamogeton pectinatus, Potamogeton crispus, Elodea)
III	stark verschmutzt	Alphameso- saprobie	2.7-3.2	7-13 0.5 bis mehrere mg/l	2 Sparganio-Potamogeto- netum interrupti, Zannichellietum palu- stris, Callitrichetum ob- tusanguulae, Cladophora glomerata-Einzelpflan- zen
III-IV	sehr stark verschmutzt	alphameso- polysaprobe Übergangszone	3.2-3.5	10-20 mehrere mg/l	2 nur noch Einartbe- stände oder Einzel- pflanzen von Potamo- geton pectinatus, Zannichellis, Clado- phora glomerata-Mas- senbestände, stellen- weise vegetationslos
IV	Übermäßig verschmutzt	Polysaprobie	3.5-4.0	15 mehrere mg/l	2 verodet

Abb. 7: Parameter zur Erfassung der Gewässergüte  
(aus POTT 1990).

### c) Fließgewässer der Mittelgebirge

Alle Assoziationen der Mittelgebirgsflüsse, die dem *Ranunculion fluitantis*-Verband zugeordnet werden, sind floristisch sehr nahe miteinander verwandt. Infolge der starken mechanischen Belastung durch die Wasserströmung herrschen im wesentlichen nur sehr wenige, durchweg rheotolerante Arten. Diese lassen sich bestimmten oligo- bis eutraphenten Pflanzengesellschaften zuordnen, wobei je nach Kalkgehalt die Höhe der Wasserhärtegrade eine Differenzierung nach Kalkgehalt in typische Weichwasser- bzw. Hartwasserelemente ermöglicht.

In nährstoffarmen Bachoberläufen der planaren bis montanen Stufe kennzeichnen im Wasser flutende Schwaden von *Callitriche hamulata* und *Myriophyllum alterniflorum* mit unterschiedlicher Mächtigkeit das immergrüne *Callitriche-Myriophylletum alterniflori*. Diese oligotraphente Assoziation gedeiht vor allem in elektrolytarmen Gewässern der Sandsteingebirge, aber auch noch in turbulent fließenden Gewässerabschnitten pleistozäner Quarzsandlandschaften der Ebenen. Oligotrophe, kalkarme, saubere und rasch fließende Gewässer werden in Quellnähe vom *Veronica beccabungae-Callitrichetum stagnalis* besiedelt.

Wo in kalkreichen Bachoberläufen der rhätralen Region die Strömung nur so mäßig ist, daß eine optimale Entwicklung von Phanerogamen-Gesellschaften ermöglicht wird, siedelt das *Sietum erecti-submersi*. Die Gesellschaft mit flutenden Formen des Aufrechten Merk

(*Sium erectum* fo. *submersum*), dessen rheobionte Lebensform das ganze Jahr erhalten bleibt, ist als wintergrüne Assoziation weit verbreitet. Sie verzahnt sich in Quellnähe oft mit der Brunnenkresseflur (*Nasturtietum officinalis*), flußabwärts dagegen mit verschiedenen Gesellschaftsausbildungen der Fluthahnenfußgesellschaft (*Ranunculetum fluitantis*) oder in wenig verschmutzten oligo-mesotrophen Gewässern mit dem *Groenlandietum densae*. Die rheophytische Fluthahnenfußgesellschaft verschwindet in letzter Zeit zunehmend aus planaren und submontanen Lagen und findet sich nur noch in weniger belasteten Ober- und Mittelläufen der Berglandflüsse.

#### d) Fließgewässer des Flachlandes

Der starken Reduzierung des *Ranunculetum fluitantis* steht eine fortschreitende Ausbreitung der chlorid- und abwasserresistenten Kammlaichkrautgesellschaft gegenüber, welche sich vorzugsweise durch Herdenbildung des Kammlaichkrautes (*Potamogeton pectinatus* fo. *interruptus*) auszeichnet (POTT 1980, 1981). Sie indiziert eine ähnlich hohe Wasserbelastung wie die extrem eutrphente bis hypertrphente Teichfadengesellschaft (*Zannichellietum palustris*) (Abb. 7). Mit dem *Zannichellietum* ist die *Potamogeton pectinatus-interruptus*-Gesellschaft auch floristisch über einige Zwischenstufen verbunden. Ähnliches gilt für Massenbestände von *Callitriche obtusangula* (= *Callitrichetum obtusangulae*) und der Fadenalge *Cladophora glomerata* agg. (POTT 1980).

Ebenfalls recht häufig in Tieflandsbächen und -flüssen diluvialer Sandgebiete ist das *Ranunculetum fluitantis sparganietosum*, dessen Gepräge durch Ökomorphosen des Fließgewässers, z. B. den „Salatblättern“ von *Nuphar lutea fo. submersa*, sowie den vallisneriden Lebensformen von *Sparganium emersum fo. fluitans* und *Sagittaria sagittifolia fo. vallisneriifolia* bestimmt wird. Dieser eutraphenten, ammonium- und nitratliebenden Assoziation fehlt der Fluthahnenfuß fast immer. Vorfluter, Gräben und langsam fließende Bäche können Biotope des Wasserhahnenfußes (*Ranunculus aquatilis* agg.) sein. Vor allem die batrachide Kleinart *Ranunculus peltatus* und einige *Callitriche*-Arten bauen das *Ranunculetum aquatilis* auf. Als amphibische Gesellschaft kommt es aber auch in Stillgewässern vor.

#### **4. 2. Vegetation der Uferbereiche und Auen**

In der amphibischen Zone vieler fließender Gewässer wechseln unter natürlichen Bedingungen klein- und hochwüchsige Röhrichtgesellschaften und Gehölzassoziationen engräumig miteinander ab. Als Röhrichte der Fließgewässer sind zahlreiche strömungstolerante Assoziationen charakteristisch, die zudem sehr gut den wechselnden Wasserständen der Bäche und Flüsse angepaßt sind. Einige der wichtigsten Bestände sind im folgenden aufgeführt:

##### **a) Röhrichte und Uferstauden**

Ubiquitär an fast allen Fließgewässern des Berg- und Flachlandes stehen unmittelbar über der mittleren

Hochwasserlinie dichte *Typhoides arundinacea*-Röhrichte. Das strömungs- und überflutungsresistente *Phalaridetum arundinaceae* spiegelt besonders gut die hydrologischen Extrembedingungen des Standortes wider. Andere niedrigwüchsige Röhrichte aus *Glyceria plicata* (Faltschwaden), *Glyceria fluitans* (Flutschwaden) sowie *Sparganium erectum* (Aufrechter Igelkolben) wachsen in unterschiedlichen Artenkombinationen einmal an nährstoffreichen, kalkführenden Bächen mit Dominanz des Faltschwadens als *Glycerietum plicatae* oder zum anderen als Flutschwadenröhricht (*Sparganio-Glycerietum fluitantis*) auf den Gleithängen der Fließgewässer in einer Wasserwechselzone unter- und oberhalb des Mittelwasserstandes der potamalen Zone.

Im Gewässerbett kleinerer Flüsse sowie in Flachwasserzonen von Altgewässern gedeiht sehr oft eine eutraphente, niedrigwüchsige Röhrichtgesellschaft mit *Sagittaria sagittifolia* (Pfeilkraut) und *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben) als Charakterarten. Das *Sagittario-Sparganietum emersi* kann als Zeigerassoziation für hydrogencarbonatreiche, stark phosphat- und nitrathaltige Gewässer angesehen werden.

An aufgestauten Bächen mit zumindest zeitweilig fließendem Wasser entwickelt sich ein mannshohes, üppiges Stillwasserröhricht aus *Sparganium erectum* ssp. *neglectum* (Verzweigter Igelkolben) und *Glyceria fluitans* (*Glycerio-Sparganietum neglecti*).

Nässeliebende Saumgesellschaften an Fließgewässern des Berg- und Flachlandes bilden vor allem die Hoch-

stauden fluren mit *Filipendula ulmaria* (Mädesüß). Auf Fließgewässer der Silikat-Mittelgebirge beschränkt sich dagegen eine seltene Quellstaudenflur von *Chaerophyllum hirsutum*, *Ranunculus aconitifolius* und *Geranium silvaticum* (*Chaerophyllo-Ranunculetum aconitifolii*). Solche buntblumigen Hochstaudengesellschaften wachsen meist nur an rasch fließenden Gewässern.

Flüsse, Bäche und Gräben der montanen bis planaren Lagen sind weiterhin durch dichte Herden des *Aegopodio-Petasitetum hybridi* gesäumt. Hier bestimmen vor allem die „Rhabarberblätter“ von *Petasites hybridus* das Vegetationsbild.

#### b) Gehölzgesellschaften

Die Schotterbänke mancher Flüsse säumen in schmalen, oft unterbrochenen Bändern verschiedene Gebüsche aus *Salix*-Arten. Ebenso können die Ufer von natürlichen Gehölzformationen aus Weiden- oder Erlenwäldern begleitet sein, die je nach Höhenlage an Berglands- und Tieflandsflüssen unterschiedliche Auenassoziationen bilden.

Im Bergland sind vorwiegend drei Gesellschaften verbreitet. Der Bach-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*) mit Esche und Schwarzerle in der Baumschicht bildet galerieartige Wälder entlang der Mittelgebirgsbäche auf Kalk. Der Hainmieren-Erlenauenwald (*Stellario-Alnetum*) gekennzeichnet durch Schwarzerle und aspektbeherrschender Hainmiere (*Stellaria nemorum*), wächst als natürlicher Auenwald im Silikat-Bergland. Die Mittelläufe begleitet oft ein

Erlenwald mit Bitterem Schaumkraut (*Cardamine amara*).

In den periodischen Überflutungsbereichen der größeren Flußtäler des Flachlandes stocken als Relikte der Weichholzaunen vereinzelt Silberweidenwälder (*Salicetum albae*), denen wasserwärts ein Korbweidengebüsch (*Salicetum triandro-viminalis*) aus Purpur-, Korb- und Mandelweiden vorgelagert ist. Übersandete Flußtäler sind dagegen Standorte des Eichen-Ulmen-Auenwaldes (*Querco-Ulmetum*), einer ärmeren Ausbildung des Eschen-Ulmenwaldes (*Fraxino-Ulmetum*), der als anspruchsvollere Gesellschaft die Überschwemmungsbereiche der lehmigen Talauen einnimmt. Die *Pruno-Fraxinetum*-Gesellschaften sind wie fast alle Auen- und Niederungswälder dem Wirtschaftsgrünland gewichen, und die wenigen naturnahen Restbestände sind zudem meistens anthropogen überformt. Ihr möglicher Erhalt und die Wiederansiedlung in Form von Gewässerrandstreifen dienen dem Schutz der Fließgewässer als natürliche Ufersicherung, als Retentionsfläche für oberflächliche Einträge von Nähr- und Schadstoffen, als Schutz vor Bodenabtrag und Erosion, als Elemente der Biotopvernetzung sowie als Lebensraum für viele gefährdete Pflanzen und Tiere. Darüber hinaus erhöhen die gehölzbestandenen Uferbereiche die biologische Selbstreinigungskraft des Wassers und sie bereichern das Landschaftsbild.

## **5. Wechselwirkungen zwischen Gewässertrophierung und Bodennutzung in Flußauenlandschaften**

Die Auswirkungen der Ausbaumaßnahmen auf die standortspezifische Vegetation sind unterschiedlich und reichen von Veränderungen in der Struktur und Artenkombination über die Einengung bis zum völligen Verlust der Wuchsf lächen. Die Vernichtung der Ufergehölze erfolgte vielfach durch Rodung oder Grundwasserabsenkung, wodurch die wichtigen Funktionen der Vegetation für den Licht- und Energiehaushalt der Gewässer sowie die Ufersicherung wegfallen. Gerade der Verlust der Ufergehölze stellt einen Eingriff mit weitreichenden Folgen dar, der in der Abschätzung seiner Auswirkungen gegenüber anderen Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen meist zu wenig Beachtung findet (vgl. BÖTTGER 1990). Die Abhängigkeit der Lichtverhältnisse an Bächen und Flüssen von der begleitenden Gehölzvegetation oder von Hochstauden wurde u.a. von LOHMEYER & KRAUSE (1975), DAWSON & KERN-HANSEN (1978), RICKERT (1978), RICKERT (1986) sowie REMY (1989) untersucht und beschrieben.

Neben ihren ökologisch relevanten Funktionen besitzt die Vegetation der Ufer mit ihren Bäumen, Sträuchern, Röhrriechen und Hochstauden im und am Gewässer auch landschaftsgestaltenden Charakter. Tritt zur Vernichtung der Ufervegetation die Ausräumung der benachbarten Auenbereiche hinzu, dann verlieren die Fließ-

gewässer vielfach ihre Funktion als belebendes und gliederndes Element der Landschaft.

Soziologisch-ökologische Vergleiche von natürlich oder naturnah fließenden Gewässern zu ausgebauten bzw. kanalisierten Fließwassersystemen zeigen deutlich die negativen Veränderungen auf, die aus der Entfernung der Ufergehölze resultieren, speziell durch die Veränderung des Licht- und Wärmehaushaltes sowie des ober- und unterirdischen Nährstoffeintrages (vgl. POTT 1984, 1985). Der Verlust der Ufergehölze kann zu einer Umwandlung sommerkalter Bäche in sommerwarme Bäche führen und so auch den Sauerstoff-Haushalt eines Gewässers nachhaltig verändern. Mit zunehmender Lichteinstrahlung kommt es in vielen Fällen zu einer deutlichen Vergrößerung der Phytomasse, die bis zur völligen Bedeckung des Wasserkörpers mit Hydrophyten reichen kann. Aus der Zunahme der Phytomasse resultiert in der Regel eine deutliche Veränderung der hydrochemischen und hydrophysikalischen Bedingungen. Damit werden vielfach die spezifischen Lebensbedingungen in den Bächen und Flüssen grundlegend verändert, mit der Folge, daß die an den natürlichen Zustand angepaßten Tier- und Pflanzenarten auf die Dauer nicht überleben können. Wird, wie es oft geschieht, nur die schattengebende Wirkung der ehemals vorhandenen gewässerbegleitenden Auenwälder gesehen, und aus ihr die Vorstellung durchgehend beschatteter und weitgehend hydrophytenfreier Fließgewässer abgeleitet, dann unterschätzt man die Dynamik der Fließgewässer. Die

Dynamik der natürlichen Fließgewässer führt durch Prozesse der Seitenerosion zu einer ständigen Veränderung sowie Verlagerung der Uferlinien und damit auch zu einer Auflockerung der begleitenden Uferstrukturen und der begleitenden Vegetation. Es ist also auch bei natürlichen Fließgewässern mit einem Wechsel zwischen mehr oder weniger beschatteten bzw. unbeschatteten Fließgewässer-Abschnitten zu rechnen. Auch dieser Gesichtspunkt ist bei der Beurteilung der gegenwärtigen Strukturen zu beachten.

Die Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen haben aufgrund der Befestigung der Ufer und der Vereinheitlichung der Uferstrukturen in Kombination mit dem Verlust der Ufergehölze vorwiegend negative Auswirkungen auf ein Fließwasserbiotop und seine Uferregionen, die sich oftmals in einer Verringerung der natürlichen Standortdiversität sowie durch eine Biotop- und Vegetationsverarmung manifestiert (vgl. auch POTT 1984). Die Bedeutung der Standortdiversität für die Biozöosen der Fließgewässer kann beispielsweise auch anhand der unterschiedlichen Verfügbarkeit von Falllaub als Nahrungsgrundlage für Detritusfresser (z. B. Bachflohkrebs) aufgezeigt werden. So ist das Laub der Erle bereits im Herbst verfügbar, während das Laub der Rotbuche erst durch mikrobielle Prozesse aufbereitet werden muß, um im folgenden Frühjahr den Detritusfressern verfügbar zu sein (STATZER, 1986, SCHRÖDER 1988).

### **5.1. Zusammenhänge zwischen Gewässereutrophierung und Bodennutzung in Sandgebieten**

Bei vegetationskundlichen Untersuchungen an unbeschatteten Fließgewässern der pleistozänen Sandlandschaften Nordwestdeutschlands fallen häufig lokale Änderungen innerhalb des Artgefüges submerser Makrophytengesellschaften und der sie begleitenden Röhrichte auf. Das massive Auftreten von Eutrophierungszeigern, wie *Urtica dioica* an den Ufern oder *Sparganium emersum* fo. *fluitans* im Wasserkörper, läßt beispielsweise auf lokal erhöhte Nährstoffkonzentrationen schließen. Wasserproben aus ufernahen Bereichen oder Drainageabläufen zeigen an den entsprechenden Stellen meist erhöhte Nitrat-Konzentrationen. Fast ausnahmslos befinden sich die betroffenen Fließwasserabschnitte in Bereichen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Ein Zusammenhang zwischen dieser lokalen Nährstoffanreicherung und der Landnutzung ist offensichtlich, wobei die aktuellen Nitrat-Konzentrationen betroffener Fließgewässer eine Folge zeitlich zurückliegender Stickstoffeinträge in das Grundwasser sind.

Untersuchungen zum Nitrat-Eintrag in das Grundwasser wurden in den Jahren 1986/87 von meinem Doktoranden REMY in pleistozänen Sandlandschaften durchgeführt und auch veröffentlicht (REMY 1989). Ziel war der qualitative und quantitative Nachweis von Nitraten an der Grundwasseroberfläche, da sich besonders an dieser Stelle ein direkter Zusammenhang zwischen Eintrag und Nutzungsform herstellen läßt. Ein Gefähr-

dungspotential für das Grundwasser durch Nitrat besteht dann, wenn unterhalb des Wurzelraumes deutlich erhöhte Nitrat-Konzentrationen festgestellt werden.

#### **a) Stickstoff-Kreislauf und -Auswaschungsursachen**

Eine geogene Herkunft höherer Nitrat-Konzentrationen ist in pleistozänen Sanden auszuschließen. Anreicherungen von Nitrat im Grundwasser sind anthropogen, wobei in regionaler Sicht punktförmige Stickstoffquellen wie Deponien oder Güllebehälter von geringerer Bedeutung sind. Verantwortlich sind in großen Dimensionen vor allem überwiegend diffuse Stickstoffquellen, die im wesentlichen aus Düngung und Luftdeposition resultieren.

Pflanzenverfügbarer Stickstoff liegt vorwiegend als Nitrat oder als Ammonium vor. Bedingt durch mikrobielle N-Mineralisierung und Nitrifizierung kommt es im Jahresverlauf zu zwei Konzentrationsmaxima des Nitrats. Das erste tritt im frühen Frühjahr auf, wenn bei ausreichender Bodenfeuchte und steigender Bodentemperatur bodenbiologische Aktivitäten erste Höhepunkte erreichen und organische N-Verbindungen zu Ammonium abgebaut werden (N-Mineralisation). Das zweite Maximum im Herbst fällt mit der bodenbiologischen Aktivität nach der Ernte zusammen, wenn bei steigender Bodenfeuchte der organisch gebundene Stickstoff von großen Mengen toter Biomasse aus Wurzel- und Ernterückständen mineralisiert wird. Die sich der Mineralisation anschließende Nitrifikation ist ein mikrobieller Prozess, bei dem Ammonium zu Nitrat oxidiert wird.

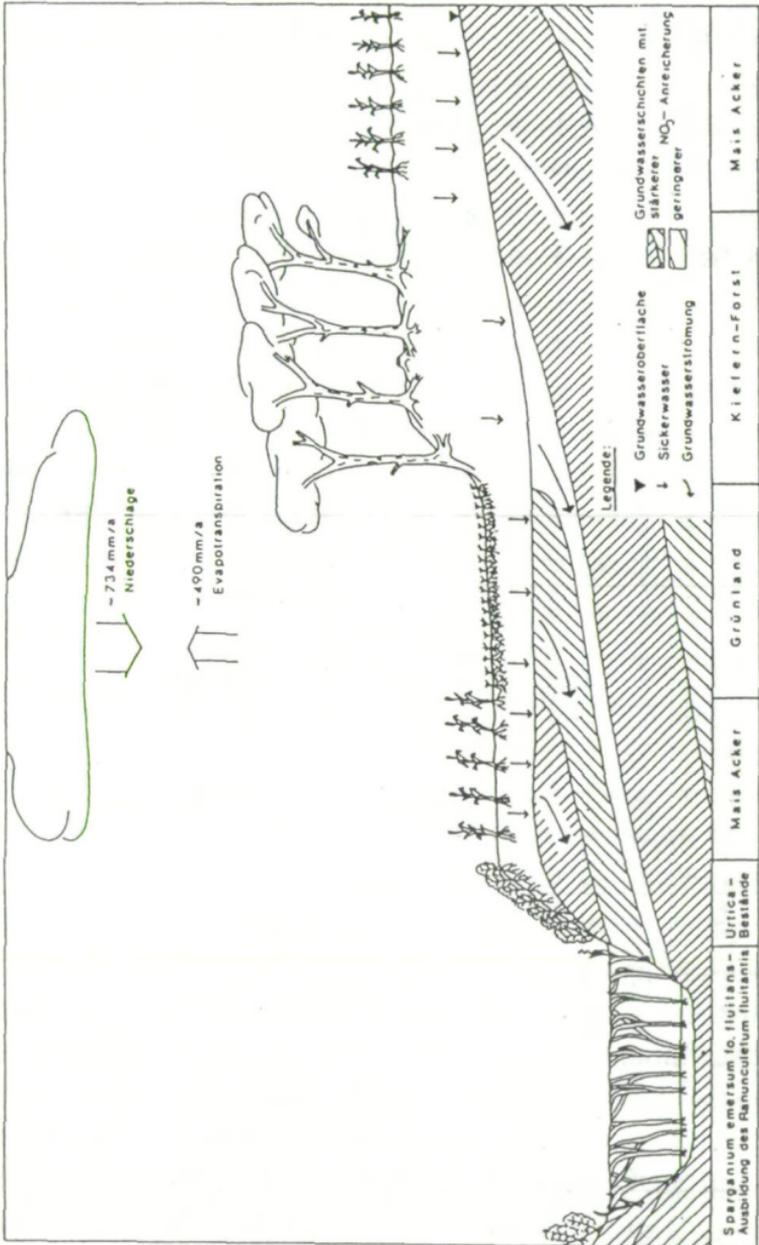
Bei der chemoorganotrophen Denitrifikation wird Nitrat in anaerobem oder sauerstoffarmem Milieu reduziert. Endprodukte sind dabei überwiegend gasförmig entweichender Stickstoff und eine der abgebauten Nitratkonzentration äquivalente Menge an Hydrogenkarbonat. Eine reversible Sorption von Ionen erfolgt überwiegend elektrostatisch an Schichtsilikaten und Humusstoffen. Da diese in der Regel negative Ladungen aufweisen, wird Nitrat, im Gegensatz zum Ammonium, kaum sorptiv gebunden. Bei entsprechend rascher vertikaler Versickerung wären Nitrate mit der Bodenlösung in kurzer Zeit vom Oberboden (Wurzelraum) in das Grundwasser ausgewaschen. Es lassen sich nach CZERATZKI (1976) beinahe lineare Beziehungen zwischen Sickerwassermengen und Nitrat-Auswaschungsphänomenen aufzeigen. Während das im Frühjahr gebildete Nitrat von der Vegetation aufgenommen wird und eine Tiefenverlagerung weitgehend auszuschließen ist, fällt das herbstliche Nitrat-Angebot in die winterliche Anbaulücke von Feldfrüchten, damit in eine Sickerwasserphase und ist deshalb stark auswaschungsgefährdet.

Intensitäten der Nitrat-Auswaschung sind stark von der Ausbildung des Wurzelraumes abhängig, da verfügbare Stickstoffe über das Wurzelsystem aufgenommen werden und so der Auswaschung entzogen sind. Der effektive Wurzelraum mitteleuropäischer Ackerkulturen und Wildpflanzen auf Fein- bis Mittelsand wird mit durchschnittlich 60 bis 70 cm, maximal etwa 120 cm angegeben (RENGER & WESSOLEK 1988). Ein aufwärts-

gerichteter Transport unterhalb der Wurzelzone kann nur kapillar erfolgen. Die kapillare Steighöhe bei Fein- und Mittelsand, die noch zu deutlichem Grundwasseranstieg führt, beträgt 30 bis 60 cm (BÖTTCHER 1983). Durch Evapotranspiration bedingt, nimmt die Grundwasserneubildung, und damit verbunden die Gefahr der Nitratauswaschung, in folgender Reihenfolge ab: Mais, Getreide, Getreide mit Zwischenfrucht, Grünland, Laubwald, Kiefernforst, vergraster Kiefern-Altbestand (nach OBERMANN 1982, verändert). Für nordwestdeutsche Sandböden beträgt die durchschnittliche Verdunstungshöhe 479 mm. Im Untersuchungsgebiet errechnen sich mittlere Grundwasserneubildungsraten von 244 mm, oder von 33 %, bezogen auf eine mittlere Niederschlagshöhe. Der Niederschlag erreicht nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes (o.J.) im langjährigen Mittel (1901-84) im Untersuchungsgebiet 734 mm/a, bei gleichmäßiger Verteilung. (Abb. 8).

#### **b) Auswaschungsintensitäten in Abhängigkeit von der Nutzungsart**

Je länger und intensiver die Vegetation den Boden bedeckt und durchwurzelt, desto geringer ist die Auswaschungsgefahr für Nitrat. Bei einer für das Untersuchungsgebiet typischen Fruchtfolge liegen winterliche Ruhephase und Sickerwasserperiode zwischen der Ernte des Wintergetreides im August und dem Beginn zwischen der Ernte des Wintergetreides im August und dem Beginn der Hauptvegetationsperiode von Mais im folgenden Mai. Der Anbau von Mais auf leichten Sand-



*Sparganium emersum* fo. *fluitans*-  
Ausblüher des *Ranunculus fluitans*

*Urtica*-  
Bestände

Mais Acker

Grünland

Kiefern-Forst

Mais Acker

Abb. 8: Grundwasserströmung und Grundwasserschichtung sowie hydrochemische Daten aus den verschiedenen Grundwasserhorizonten bei forstlicher und landwirtschaftlicher Nutzung in Sandgebieten Nordwestdeutschland (verändert nach REMY 1989).

ACKER - GRÜNLAND						WALD								
PH	LF $\mu\text{s}/\text{cm}^2$ $20^\circ\text{C}$	$^{\circ}\text{dH}$	$\text{HCO}_3^-$ mg/l	$\text{NO}_3^-$ mg/l	$\text{CL}^-$ mg/l	$\text{SO}_4^{--}$ mg/l	PH	LF $\mu\text{s}/\text{cm}^2$ $20^\circ\text{C}$	$^{\circ}\text{dH}$	$\text{HCO}_3^-$ mg/l	$\text{NO}_3^-$ mg/l	$\text{CL}^-$ mg/l	$\text{SO}_4^{--}$ mg/l	
Sept. Mai							Sept. Mai							
56	51528	12.04	19   1.3	84   44	35   26	57   48	52	50	81	58	15   1.3	27   24	17   15	89   59
5.4	640	7.5	1.6	64	31	53	5.1	426	7.0	1.4	26	16	74	

böden mit geringer Wasserkapazität ist problematisch, da Mais erst etwa Anfang Mai gesät wird, also rund einen Monat später als Getreide, und wegen der weiten Reihenabstände den Boden nur langsam durchwurzelt. Die vegetationsfreie Zeit ist besonders lang, die Mineralisierung setzt wesentlich früher ein als der N-Bedarf der Kultur. Es werden nicht nur die im Winterhalbjahr verfügbaren Nitrate ausgewaschen, sondern auch Teile des im Frühjahr mineralisierten Stickstoffes (MEYER 1982, OPITZ v. BOBERFELD 1985).

Durch Anbau von Zwischenfrüchten wird im allgemeinen versucht, Vegetationslücken und die Auswaschung von Nitraten zu vermindern. Dieser Effekt wird jedoch vielfach durch hohe Güllegaben nach der Ernte, vor Beginn der Güllesperrfrist, verfehlt, da diese Stickstoffgaben von vielen Zwischenfrüchten nur wenig ausgenutzt und daher ausgewaschen werden.

Für ungedüngtes Grünland auf Sand wird bei 200 mm Sickerwasserrate ein theoretischer Basiswert für die N-Auswaschung von 4 mg N/l angenommen, gegenüber 14 mg N/l für ungedüngtes Ackerland (STREBEL & RENGER 1982). Die geringeren Auswaschungsverluste unter Grünland sind auf unterschiedliche Ursachen zurückzuführen, beispielsweise auf die ganzjährige, geschlossene Vegetationsdecke und die große Wurzelmasse.

Kiefernforstflächen weisen in der Regel eine geringe N-Auswaschung auf. Dies beruht auf der ganzjährigen Vegetationsperiode mit andauernder, die Sickerwassermenge begrenzender Transpiration und Interzeption

sowie andauernder Nährstoffaufnahme und fehlender Düngung. Starke N-Auswaschungsgefahr besteht nach Rodung und Windbruch oder durch Kalkung. Auch unter Wald erfolgt ein geringer natürlicher N-Austrag, der durch N-Immissionen aus der Atmosphäre in Verbindung mit Ausfilterungen der Bäume verstärkt wird. Laubwald zeigt eine etwas stärkere N-Auswaschung, bedingt durch eine höhere Sickerwassermenge und verursacht durch verminderte Transpiration im Winter (vergleiche KOHLMAYER 1985).

Eintrag, Transport und Abbau von Nitraten im Sicker- und Grundwasser ist, wie gezeigt, von einer Vielzahl von Faktoren abhängig. Für die Konzentration der in die Vorfluter gelangenden Nitrate ist, neben der Ausgangskonzentration, die Länge der Grundwasserpassage und die Verweildauer im Untergrund von großer Bedeutung, wovon wesentlich der Umfang der Denitrifikation abhängt. Das Prinzip der Grundwasserneubildung und Grundwasserströmung von der Geländeoberfläche zum Vorfluter kann folgenderweise dargestellt werden (Abb. 8):

Versickernde Niederschläge gelangen auf annähernd vertikalen Bahnen zur Grundwasseroberfläche. Dort tritt eine horizontale Bewegungskomponente hinzu, die das Grundwasser auf schräg abwärtsgerichteten Bahnen der Vorflut zuführt. Aufgrund einer annähernden Proportionalität zwischen der Länge der Fließwege und der Fließzeit ergibt sich eine Schichtung von „jüngere“ Grundwasser über „ältere“, aus entfernteren Versickerungsgebieten (OBERMANN 1981).

## 5.2. Auswirkungen des Nitratreintrages auf die Vegetation der Flußufer

Die Folgen von Nitratreintrag über das Grundwasser in Uferbereiche und Wasserkörper für die dortige Vegetation werden am Beispiel der Ems, einem weitgehend kanalisiertem Tieflandsfluß, aufgezeigt (Abb. 8).

Im Zusammenhang mit Flächen intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, in Gewässernähe, tritt vermehrt *Urtica dioica* an den Böschungen der Ems auf. Dies gilt speziell für die Bereiche, in denen die Ems als reiner Vorfluter fungiert und bei der Kanalisierung eine Absenkung der Gewässersohle erfahren hat. Hier ist der seitliche Zustrom von Grundwasser naturgemäß besonders stark ausgeprägt und wird partiell durch Dränrohre verstärkt. An nur mäßig trophierten Uferzonen der Ems tritt oberhalb der MHW-Linie ein *Phalaridetum arundinaceae* in einer trockenen Ausbildung auf, mit *Urtica dioica*, *Glechoma hederacea* oder *Calystegia sepium*, Arten des *Urtico-Aegopodietum*. Die trockene Ausbildung geht unterhalb der MHW-Linie in eine typische Ausbildung über, die durch das Vorkommen einiger *Phragmitetalia*-Arten gekennzeichnet ist, wie *Sparganium erectum* oder *Lycopus europaeus* (POTT 1980). Dagegen bildet an sehr N-reichen Böschungen *Urtica dioica* dichte, meist monotypische Bestände, die von der Oberkante bis zur MHW-Linie reichen. Unterhalb schließt sich entweder ein fragmentarisches *Phalaridetum arundinaceae* in dichter und hochwüchsiger Ausbildung an, oder der Bereich unterhalb der MHW-Linie bleibt durch die Beschattung von *Urtica*

fast vegetationsfrei. Derartige fragmentarische Ausbildungen sind nach POTT (1980) typisch für Flüsse mit stark schwankendem Wasserstand und hohen Strömungsgeschwindigkeiten. Das *Urtica*-Dickicht ist dem *Urtico-Aegopodietum* zuzuordnen. Das Vordringen dieser Gesellschaften wird neben der Eutrophierung auch durch die fehlende Beschattung an ausgebauten Flußabschnitten gefördert (POTT 1984). Im Volksmund werden solche Brennesselsäume an Flußrändern oder auch anderswo treffend als „Gülle-Hülle“ bezeichnet.

## Literatur

- ANT, H. (1963): Die wärm-periglaziale Molluskenfauna des Lippe- und Ahse-Tales bei Hamm. – N. Jb. Geol. Paläont. 2, 72-86, Hannover.
- BÖTTCHER, J. (1983): Bioelementbilanz und -Transport in Löß- und Sand-Lysimetern bei unterschiedlichen Grundwasserständen. – Gött. Bodenkdl. Ber. 76, 1-205, Göttingen.
- BÖTTGER, K. (1990): Ufergehölze – Funktionen für den Bach und Konsequenzen ihrer Beseitigung – Ziele eines Fließgewässerschutz. – Natur und Landschaft 65 (2), 57-62, Köln.
- BREHM, J. & MEIJERING, M.P.D. (1982): Fließgewässerkunde. – Biologische Arbeitsbücher 36, Heidelberg.
- BURRICHTER, E., AMELUNXEN, F., VAHL, J. & GIELE, T. (1968): Pollen- und Sporennuntersuchungen mit dem Oberflächen-Raster-elektronenmikroskop. – In: Zeitschr. f. Pflanzenphysiologie 59, 3, 226-237, Stuttgart.
- BURRICHTER, E. & POTT, R. (1987): Zur spät- und nacheiszeitlichen Entwicklungsgeschichte von Auenablagerungen im Ahse-Tal bei Soest (Hellwegbörde). – Münstersche Geogr. Arbeiten 27, 129-135, Paderborn.
- CASPERS, C. (1991): Pollenanalytische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen zur Flußauenentwicklung an der Mittel-

- weser im Spätglazial und Holozän. – Diss. Inst. f. Geobot. Univ. Hannover.
- CERATZKI, W. (1976): Einfluß der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung auf die Beschaffenheit des Sickerwassers. – Forschung und Beratung, C, 30, 9-16, Münster.
- DAWSON, F.H. & KERN-HANSEN, U. (1978): Aquatic weed management in natural streams: the effect of shade by marginal vegetation. – Verh. int. Verein. Limnol. 20, 1429-1434, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 4. Aufl., 961 S., Stuttgart.
- HEYDEMANN, B. (1984): Die Bedeutung von Tier- und Pflanzenarten in Ökosystemen, ihre Gefährdung und ihr Schutz. – Jb. Natursch. Landschaftspfl. 30, 15-87.
- KOHLMEYER, M. (1985): Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Minderung der Nitrat-Verlagerung. – In: NIEDER, H. (Ed.): Nitrat im Grundwasser, Weinheim.
- LIEBERT, H.P. (1988): Umwelteinfluß auf Wachstum und Entwicklung von Wasserpflanzen. – Bibliogr. Mitt. d. Univ. Jena 35, Jena.
- LOHMEYER, W. & KRAUSE, A. (1975): Über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer. – Schriftenreihe Veg.-kunde 9, 105 S., Bonn-Bad Godesberg.
- LÖLF (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässer. Teil II: Grundlagen für das Bewertungsverfahren. – 65 S., Düsseldorf.
- MENKE, B. (1969): Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an altpleistozänen Ablagerungen aus Lieth bei Elmshorn. – Eiszeitalter und Gegenwart 20, 76-83, Öhringen/Württ.
- MEYER, B. (1982): Nitrat-Eintrag in das Grundwasser im Licht des N-Haushaltes von Ackerböden aus grundwassernahen Sanden Nordwestdeutschlands. – In: Nitrat – Nitrit – Nitrosamine in Gewässern, 28-36, Weinheim.

- OBERMANN, P. (1981): Ursachen und Folgen steigender Nitratgehalte im oberflächennahen Grundwasser. – In: Wasser Berlin 81, 364-374, Berlin.
- OBERMANN, P. (1982): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. – Bes. Mittn. z. dtsh. gewässer-kundlichen Jahrbuch 42, 217 S., Bonn.
- OPITZ v. BOBERFELD, W. (1985): Pflanzenbauliche Strategien zur Einschränkung tierhaltungsbedingter Emissionen. – Kali-Briefe (Büntehof) 17, (9), 685-700, Hannover.
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpfvvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht – Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. – Abhandl. Landesmus. f. Naturk. 42 (2), 156 S., Münster.
- POTT, R. (1981): Ökologie und Indikatorwert von Wasserpflanzengesellschaften. – Mitt. Landesanst. für Ökologie, Sonderheft, 57-64, Recklinghausen.
- POTT., R. (1984): Die Vegetation der Fließgewässer Nordwestdeutschlands und deren Veränderung nach technischem Ausbau- und Pflegemaßnahmen. – Schriftenr. Informat. z. Naturschutz u. Landschaftspflege Nordwestdeutschlands 4, 81-108, Wardenburg.
- POTT, R. (1985): Zur Synökologie nordwestdeutscher Röhricht-Gesellschaften. – Verh. Ges. f. Ökol. 13, 111-119, Göttingen.
- POTT, R. (1990): Grundzüge der Typologie, Genese und Ökologie von Fließgewässern Nordwestdeutschlands. – Natur- und Landschaftskde. 26, 25-62, Hamm.
- POTT, R. & CASPERS, G. (1989): Waldentwicklung im Südwestfälischen Bergland. – Spieker 33, 45-56, Münster.
- REMY, D. (1989): Untersuchungen von Zusammenhängen zwischen Gewässereutrophierung und Bodennutzung in Sandgebieten Nordwestdeutschlands. – Ber. Geobot. Inst. Univ. Hannover 1, 75-87, Hannover.
- RENGER & WESSOLEK (1988): Verfahren zur Ermittlung der Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf den Pflanzenertrag. – Faltblatt TU Berlin, 3 S., Berlin.

- RICKERT, K. (1986): Der Einfluß von Gehölzen auf die Lichtverhältnisse und das Abflußverhalten in Fließgewässern. – Mitt. Inst. Wasserwirtschaft Hydrologie u. Landwirtschaftlichen Wasserbau 61, 210 S., Hannover.
- SCHRÖDER, P. (1988): Quantitative Aspekte zur Ernährungsbiologie passiver Filtrierer. – Arch. Hydrobiol., Suppl. 77, 183-270.
- STATZNER, B. (1986): Fließwasserökologische Aspekte bei der naturnahen Umgestaltung heimischer Bäche. – Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik, Univ. Karlsruhe. Mitt. 174, 56-95.
- STREBEL, O. & RENGIER, M. (1982): Stoffanlieferung an das Grundwasser bei Sandböden unter Acker, Grünland und Nadelwald. – Veröff. Inst. Stadtbauwesen TU Braunschweig 34, 131-144, Braunschweig.
- WILMANN, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. – 4. Aufl., Heidelberg.
- ZUCCHI, H. (1988): Fließgewässer: Ökologie, Bedrohung und Schutz. – Heimatpflege in Westfalen 3 (1), 1-3, Münster.

**Anschrift des Verfassers:**

Univ. Prof. Dr. Richard Pott

Institut für Geobotanik

Nienburger Straße 17, D-3000 Hannover 1

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

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Schriften des Vereins zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse Wien](#)

Jahr/Year: 1992

Band/Volume: [130-131](#)

Autor(en)/Author(s): Pott Richard

Artikel/Article: [Fließgewässer und ihr Lebensraum in geobotanischer Sicht. 43-88](#)