

W. JORGA und G. WEISE

VEB Projektierung Wasserwirtschaft Halle (Saale), Betriebsteil Projektierung Dresden,
Produktionsbereich Bad Liebenwerda
Technische Universität Dresden, Sektion Wasserwesen, Bereich Hydrobiologie

Zum Bioindikationswert submerser Makrophyten und zur Rückhaltung von Wasserinhaltsstoffen durch Unterwasserpflanzen in langsam fließenden Gewässern

Zusammenfassung: Die submersen Makrophyten des Untersuchungsgebietes Kleine Elster wurden unter dem Gesichtspunkt der Bioindikation untersucht. Als Verschmutzungsindikatoren der untersuchten Gewässerbereiche wurden herangezogen: Chemischer Sauerstoffverbrauch (Kaliumpermanganatverbrauch, PV), Glühverlust (GV), Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), Saprobienindex und Sauerstoffsättigungsindex, Ammonium (NH₄), Salzbelastung – Abdampfrückstand, Magnesium und Calcium, Sulfat, Chlorid, Gesamthärte, gelöstes Orthophosphat, Nitrat – Nitrit, Gesamteisen, Mangan, wasserdampfflüchtige Phenole, abfiltrierbare Stoffe. Ammonium, Saprobienindex und BSB₅ erwiesen sich als die Parameter des Gewässergütestatus, die die Makrophytenverbreitung und -differenzierung in Abhängigkeit vom Lichtangebot und von der Strömungsgeschwindigkeit am stärksten beeinflussen. Auf der Grundlage dieser Parameter wurden ökologische Amplituden von Unterwasserpflanzen zur Erschließung ihres Indikationswertes erarbeitet.

Unter dem Gesichtspunkt der Stoffrückhaltung bzw. -bindung durch die submerse Wasservegetation des o. a. Untersuchungsgebietes ergaben sich besonders hervorragende Eliminierungsleistungen bei Eisen (Gesamteisen), Mangan, Sulfat, Chlorid, Calcium und abfiltrierbare Stoffe.

Die Stoffrückhaltung durch Makrophyten ist von ihrer Biomasse abhängig und folgt einer Sättigungsbeziehung. Um die Salzeliminierung für die Selbstreinigung der Fließgewässer ökonomisch zu nutzen, wird auch unter diesem Gesichtspunkt die „Krautung“ diskutiert und begründet. Für die Verwendung des geernteten Pflanzenmaterials als neue Eingangsgrößen im Rahmen der Ökozirkulation von Nähr- und Spurenelementen werden Möglichkeiten diskutiert.

Einleitung

Bisher wurden Makrophyten bei der Beurteilung des Verschmutzungszustandes von Fließgewässern nur wenig berücksichtigt. Gründe dafür sind lückenhafte Kenntnisse ihrer Standortansprüche in Fließgewässerökosystemen und bei verschiedenen Arten taxonomische Schwierigkeiten. Deshalb verzichteten KOLKWITZ und MARSSON in ihrem bereits 1903 entwickelten Saprobien-system auf Phanerogamen und empfahlen vor allem Bakterien, Algen und Pilze als Leitorganismen für die ökologische Gewässerbeurteilung (KOLKWITZ). Auch LIEBMANN (1962) ordnete den höheren Wasserpflanzen in seinem weiterentwickelten Wassergüteklassensystem nur eine geringe Bedeutung als Indikatoren für die biologische Wasserqualitätsbeurteilung zu. Erst durch die Ergänzung mit dem System nach ZELINKA und MARVAN in der Fassung von 1964 (ZELINKA und SLADÉČEK) wurde auch den Gefäßpflanzen im Saprobien-system gebührende Bedeutung zuerkannt (BREITIG). Mit Hilfe von Unterwasserpflanzen ist eine schnellere Einschätzung der Wasserqualität möglich als auf der Grundlage mikrobiologischer Untersuchungen (JORGA). Hinzu kommt, daß biologische Indikatoren im Gegensatz zu chemischen Untersuchungsbefunden langfristig gegebene Umweltqualitäten anzeigen, nicht Momentanwerte. Besonders durch die Arbeiten von STEEMANN-NIELSEN (1947, 1960); PERTTULA; ANT; BACKHAUS; SUOMINEN; LANG (1967, 1973); PODBIELKOWSKI;

CARBIENER; KRAUSE; KRAUSE und HARMS; KOHLER et al. (1971, 1972, 1973, 1974, 1975); PIETSCH (1965, 1966, 1970, 1972, 1973, 1975); UOTILA; KURIMO; FINGERLIN (1972); GLÄNZER (1973); GRUBE (1973, 1975); HUTCHINSON (1974) und MULLIGAN et al. konnte der Zeigerwert von Gewässermakrophyten exakter gefaßt werden. Auf der Grundlage ökophysiologischer Untersuchungen des Gasstoffwechsels ist in letzter Zeit der Bioindikationswert einiger Makrophyten bearbeitet worden (AUERBACH, PRÜFER und WEISE; GÄRTNER, PAJONK und SCHUBERT; HORBACH, HORNIG und WEISE; WEISE, HORBACH, HORNIG und GNAUCK; JORGA und WEISE 1978a).

Neben der Indikation des Gewässergütestatus dienen submerse Makrophyten der Stoffaufnahme bzw. Stoffrückhaltung in Fließgewässern. Bereits LIEBMANN (1930/40) hat bei seinen Untersuchungen an der Saale auf die Wichtigkeit höherer Wasserpflanzen für die biologische Selbstreinigung hingewiesen. Nach seiner Auffassung wirken flutende Wasserpflanzen im Fließgewässer wie ein Filter, der anorganische und organische Schwebstoffe zurückhält. Wie bei einem Schlammbelevungsverfahren werden die angeschwemmten Wasserinhaltsstoffe mit Mikroorganismen (Bakterien, Pilzen, Algen, Ciliaten, Rotatorien) beimpft und mikrobiell abgebaut. Außerdem werden von den höheren Wasserpflanzen größere Mineralstoffmengen gespeichert.

Allgemein gilt, daß die Inkorporation von Pflanzennährstoffen in erster Linie vom Licht und der Reaktionstemperatur bestimmt wird. In Mitteleuropa ist während einer Vegetationsperiode (sechs bis acht Monate optimales Strahlungsklima) mit einer Biomasseproduktion der Algen von 20 bis 30 t/ha·a und einer mittleren Stickstoffeliminationsrate von 15 kg/ha·a zu rechnen (HACKENBERGER). Diese Werte können in Sommermonaten an Tagen hoher Sonneneinstrahlung (PEUKERT), besonders von Algen mit hohem Nitratbedarf und planktischen Blaualgen bedeutend überschritten werden. Durch den Einbau in Algenbiomasse und deren Fixierung im Bodensediment kann die Gesamtphosphatelimination bei der Reinigung von Abwässern in Oxydationsteichen im Sommer 68% und im Winter 14,5% betragen (SCHMIDT). Nach UHLMANN (1967) erreicht ein Oxydationsteich im Sommer eine Phosphoreliminationsleistung von fast 100 mg P/m²·a. Während der Vegetationsperiode werden Nährstoffe durch Inkorporation von Nährstoffen in Algen und höheren Wasserpflanzen auch chemisch durch das bei der biogenen Entkalkung ausfallende Calciumcarbonat beseitigt. Besonders deutlich sind diese Calciumcarbonatbeläge an submersen Makrophyten in kalkreichen Gewässern zu beobachten. Nach den Untersuchungen von WAGNER an Unterwasserpflanzen des Bodensees bestehen diese Kalküberzüge zu 30 . . . 50% aus aufgenommenen Phosphaten.

Die Differenzierung der Stoffaufnahme von Makrophyten einerseits und ihrer Aufwuchsalgen andererseits bereitet nach wie vor Schwierigkeiten. Um beide Prozesse getrennt zu erfassen, müssen sterile Arbeitsbedingungen einschließlich steriler Anzucht der Pflanzen gewählt werden. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, „künstliche“ Makrophyten, die in ihrer Oberflächenstruktur möglichst ähnlich sind (z. B. Plastattrappen), im Gewässer zu exponieren, um den Bewuchs zur Ansiedlung zu bringen. Dann wäre von der Leistung der aufwuchsbesetzten Makrophytenbiomasse die des biologischen Rasens auf künstlichem Substrat abzuziehen. WAGNER registrierte an *Potamogeton*-Arten einiger Bodenseegebiete allein eine Phosphatelimination von 30 . . . 50% durch das Periphyton. Sicher verkörpern die Wasserpflanzen nicht nur widerstandsfähige Träger von Aufwuchsorganismen, die zum Beispiel nach MEISSNER und FRIEDMANN an *Schoenoplectus lacustris* allein den Phenolabbau übernehmen, sondern beteiligen sich auch aktiv an der Stoffaufnahme aus dem Gewässer (SEIDEL 1963, 1965, 1966, 1969, 1971, 1973, 1974; JESCHKE und SIMONIS; CAINES; SCHWOERBEL und TILLMANN 1968, 1972, 1974; KICKUTH und TITTIZER; PIETSCH 1970, 1972, 1975). Nach DIETZ reichern Wassermoose die meisten Schwermetalle an, dann folgen submerse Phanerogamen; an letzter Stelle stehen hierbei emerse Wasserpflanzen.

HUTCHINSON (1974) empfiehlt deshalb, Schwimmblattpflanzen (wie z. B. *Lemna*) als Indikatoren einer Belastung mit Schwermetallen zu verwenden. Cadmium und Zink werden von *Lemna minor* und *Salvinia natans* bei äußerst geringer Konzentration im Wasser akkumuliert. Bereits 0,01 ppm Cadmium verhindert das Wachstum und 0,1 ppm hat letale Auswirkungen zur Folge.

Überwasserpflanzen (wie *Sagittaria*, *Scirpus* u. a.) nehmen nach ERIKSON trotz hoher Quecksilbermengen im Schlamm und geringer Quecksilberkonzentrationen im Wasser nur sehr wenig Quecksilber auf.

FLEGEL konnte experimentell nachweisen, daß nach Schwermetallapplikation submerse Makrophyten eine erhöhte Rate der resultierenden Atmung im Licht aufweisen, die bis zur völligen Depression der Nettoassimilation führen kann (vgl. auch AUERBACH, PRÜFER und WEISE; HORBACH, HORNIG und WEISE). In der Periode der stärksten Hemmung der apparenten Assimilation konnte eine beschleunigte Aufnahme von Schwermetallen durch die Pflanzen beobachtet werden. Verschiedene Schwermetalle besitzen als Enzymkomponenten wichtige biochemische Funktionen. Submerse Pflanzen können durch ihre Schwermetallaufnahme verunreinigte Gewässer (jedoch auf Kosten des Sauerstoffhaushaltes) regelrecht „entgiften“, denn bei hoher toxischer Belastung muß durch die erhöhte Sauerstoffzehrung der Wasserpflanzen mit Abbauprozessen der pflanzlichen Biomasse gerechnet werden.

Höhere submerse Wasserpflanzen erreichen unter ökologisch günstigen Bedingungen bei entsprechendem Nährstoffangebot eine Biomasseproduktion von über 6 t/ha·a (Trockensubstanz), wie JORGA und WEISE (1977) im Unterlauf der Kleinen Elster – einem langsam fließenden, nährstoffreichen Vorfluter ohne Uferbeschattung der Ebene im Bezirk Cottbus – nachweisen konnten. Um diese enorme Pflanzenmasse zur Nährstoffeliminierung auszunutzen, sind erhebliche Wasserflächen erforderlich. Auch die Abwassermenge ist hinsichtlich BSB₅, Schwefelwasserstoff, Ammonium und pH in Grenzen zu halten, da höhere Makrophyten und Algen mit zunehmender Verschlechterung des Lichtklimas und beim Auftreten toxischer Wasserinhaltsstoffe verschwinden. Derartige Makrophytenkulturen oder Algenbecken würden sich im Anschluß an eine mikrobielle Stickstoffeliminierung besonders gut eignen. Nach VOLLENWEIDER hat die Nährstoffelimination durch höhere Makrophyten „gegenüber anderen Verfahren eine Reihe von Nachteilen (Verfügbarkeit entsprechender Teichflächen, Abhängigkeit der Eliminationsleistung von den klimatisch-meteorologischen Variationen, Probleme der Aberntung und Kompostierung), erfordert einen erheblichen technischen Aufwand und rentiert sich nur, wenn die abgeernteten Pflanzen landwirtschaftlich oder industriell verwertet werden“ – was durchaus möglich ist (MOURSİ; JORGA und WEISE 1978 b).

Nach eigenen Untersuchungen an Unterwasserpflanzenbeständen im Mündungsbereich der Kleinen Elster wird ein Sättigungsplateau der Mineralstoffaufnahme erreicht, wenn die Biomasseentwicklung abgeschlossen ist (nach max. vier oder fünf Monaten) und die aschefreie Biomasse (Glühverlust) 80% des Trockensubstanzanteiles erreicht. Dabei handelt es sich nach SCHWOERBEL (1968) jedoch ökologisch nur um eine vorübergehende Fixierung, „da die Pflanzen absterben und selbst dem Abbau unterliegen. In der Gesamtbilanz wird daher nichts aus dem Gewässer entfernt“, falls nicht Entkrautung erfolgt. Krautschnitt bedeutet, daß die alternde Biomasse ersetzt wird und dabei eine erneute Elimination von Wasserinhaltsstoffen im Zuge der Neubildung von Biomasse erfolgt.

Vorliegende Arbeit soll unter Bedingungen langsam fließender nährstoffreicher Gewässer der Tiefebene zur exakten Erfassung des Bioindikationswertes submerser Makrophyten auf der Grundlage von Artmächtigkeitsermittlungen korrespondierend zum Status von Wasserinhaltsstoffen beitragen. Weiterhin ist die Frage der objektspezifischen Stoffbindung und Inkorporation von Wasserinhaltsstoffen zu prüfen.

Material und Methodik

Das Untersuchungsgebiet ist bei JORGA und WEISE (1977) dargestellt. Hier finden sich auch die notwendigen Angaben über die Erfassung der Artmächtigkeit der untersuchten Arten auf der Grundlage kombinierter Schätzung der Abundanz und Dominanz.

Für die quantitative Bestimmung der Wasserinhaltsstoffe erfolgten monatlich Probeentnahmen, die von qualifizierten Mitarbeitern der Untersuchungsstelle der Oberflußmeisterei Schwarze Elster, jetzt VEB Projektierung Wasserwirtschaft, Bad Liebenwerda, nach den wasserwirtschaftlich üblichen und verbindlichen Verfahren (AUSGEWÄHLTE METHODEN DER WASSERUNTERSUCHUNG) durchgeführt wurden.

Die biologischen und wassertoxikologischen Bestimmungen der Proben erfolgten nach den Standardverfahren von BREITIG; v. TÜMLING (1975) und TSCHAU-SCHLÜTER (1975). Verschiedentlich konnten auch BSB-S-Untersuchungen (Sapromat, BRD) zur Prüfung der akuten Toxizität von Wasserinhaltsstoffen und Abbauehemmungen des Flußwassers in den analytisch-toxikologischen Laboratorien des VEB Synthesewerk Schwarzheide vorgenommen werden.

Ergebnisse

Im untersuchten Vorfluter Kleine Elster bestehen in und außerhalb der Vegetationsperiode keine Beziehungen zwischen Konzentration von Wasserinhaltsstoffen und Durchflußgrößen. Dies ist begründet in zahlreichen Wehren; in der Vegetationsperiode entsteht außerdem in dem mesosaprobien Gewässer „Krautstau“, wenn ein Biomassegrenzwert von $250 \text{ g (TS) m}^{-2}$ überschritten wird (JORGA und WEISE 1977). Im Winterhalbjahr (1956/1973) wurde ein mittlerer Durchfluß am Schreibpegel Schadewitz oberhalb des makrophytenreichen Unterlaufes von $3,04 \text{ m}^3/\text{s}$ ermittelt, dem im Sommerhalbjahr der gleichen Jahresreihe ein Wert von $1,68 \text{ m}^3/\text{s}$ zuzuordnen ist.

Im Sommer wie im Winter erfolgen etwa gleiche Abwassereinleitungen der örtlichen Industrie (vor allem Gerbereien und Lederfabriken).

Chemischer Sauerstoffverbrauch mit Kaliumpermanganat (PV)

Der Kaliumpermanganatverbrauch (PV) ist in Abb. 1 im Flußlängsschnitt aufgetragen. Um die submersen Makrophyten einzubeziehen, ist ihre Biomasseentwicklung durch ergänzende Angaben der Artmächtigkeit artspezifisch ausgewiesen.

Die heterotrophe Zone zwischen den Flußkilometern 12 und 22 besitzt einen maximalen PV-Wert von 50 mg/l , womit dieser Flußabschnitt organisch stark belastet ist. Der Sauerstoffhaushalt wird hier extrem beansprucht. Der hohe PV kann jedoch nicht allein Ursache der Makrophytenverödungszone sein, da im Unterlauf der Schwarzen Elster bei PV-Werten von über 120 mg/l KMnO_4 noch *Potamogeton pectinatus* und *Pot. natans* bei einer Artmächtigkeit von 1 . . . 2 angetroffen werden.

Die Makrophytenverödungszone, die als rein heterotropher Flußabschnitt anzusehen ist, ist offenbar durch toxische Wasserinhaltsstoffe, Inhibitoren (Ammoniak, Schwefelwasserstoff, Sulfidionen) verursacht. Die PV-Erhöhung auf Werte von $\geq 50 \text{ mg/l}$ resultiert eindeutig aus eingeleiteten, nahezu ungeklärten Gerbereiabwässern. Eine PV-Erhöhung auf $> 30 \text{ mg/l}$ an der Entnahmestelle 1 wird auf unsachgemäße Bedienung der Wehre im Elstermündungsbereich zurückgeführt.

Die Variabilitätskoeffizienten des PV liegen auch in den Abwassereinleitungsbereichen zwischen 30 und 40%. Diese relativ geringe Streuung deutet in erster Linie auf toxische Beeinflussung, weniger auf Stoßbelastung durch Abwässer mit einem hohen Anteil an fäulnisfähigen Stoffen. An diesen Verhältnissen ändert sich auch in der Vegetationsperiode nichts.

Glühverlust

Der Glühverlust im Wasserkörper ist ein unmittelbares Maß der effektiven Belastung durch organische Wasserinhaltsstoffe. Erwartungsgemäß bestand in der Vegetationsperiode ein geringerer Glühverlust als in der übrigen Jahreszeit (Abb. 2).

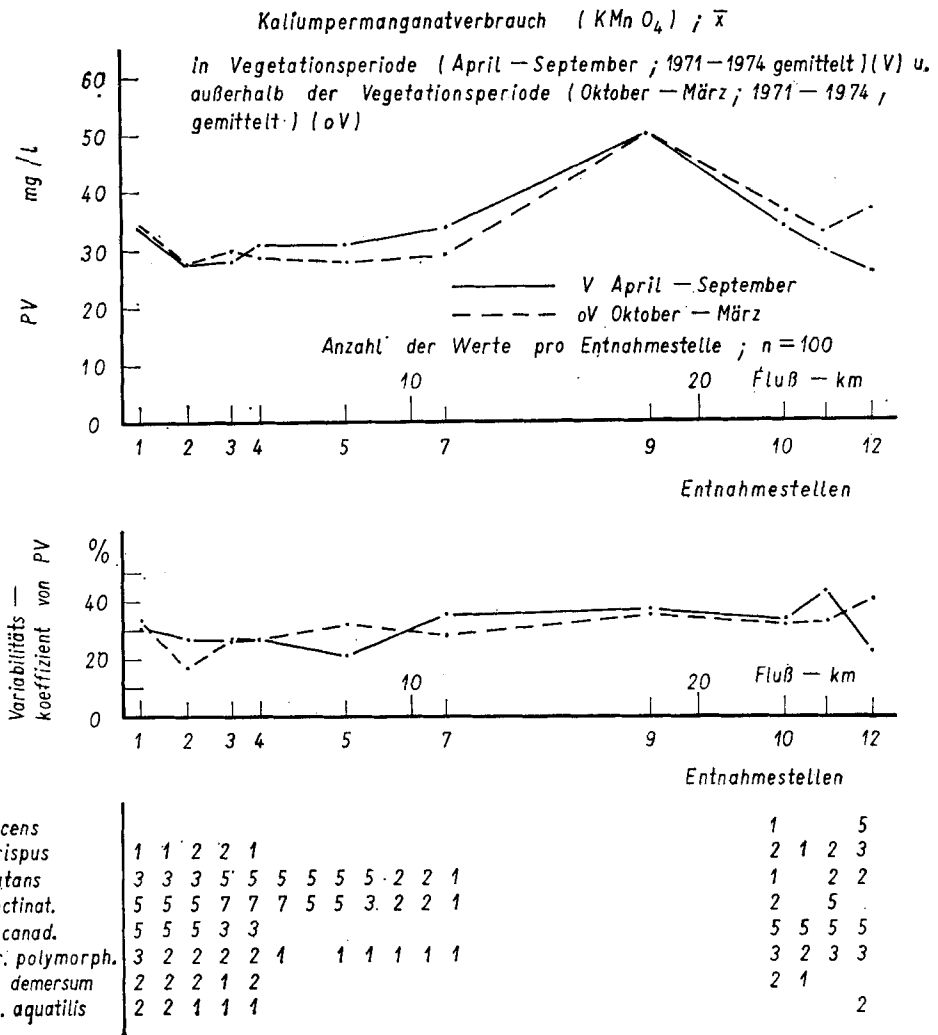


Abb. 1. Chemischer Sauerstoffverbrauch mit Kaliumpermanganat, Variabilitätskoeffizienten des Kaliumpermanganatverbrauches und artspezifische Biomasseentwicklung der Makrophyten (nach kombinierter Abundanz-Dominanz-Schätzung) im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März (1971 . . . 1974). Lies unten: Die beiden Zahlenkolonnen rechts außen sind um 2 mm nach rechts zu versetzen, da bei Entnahmestelle 11 ein kurzer heterotropher Abschnitt liegt.

Als Ursachen sind hervorzuheben: Siebwirkungen der Makrophyten einschließlich der Sorption fäulnisfähiger Stoffe, wie sie auch LIEBMANN (1938/1940) in der Saale fand, wodurch partikuläre organische Wasserinhaltsstoffe gebunden werden. Dieser Effekt entfällt in der vegetationslosen Jahreszeit, so daß dann Spitzenwerte des Glühverlustes von 120 bis 150 mg/l resultieren.

Im Unterlauf der Kleinen Elster besteht in der Vegetationsperiode ein günstiges Verhältnis von organischen zu anorganischen Wasserinhaltsstoffen: 27% zu 73%.

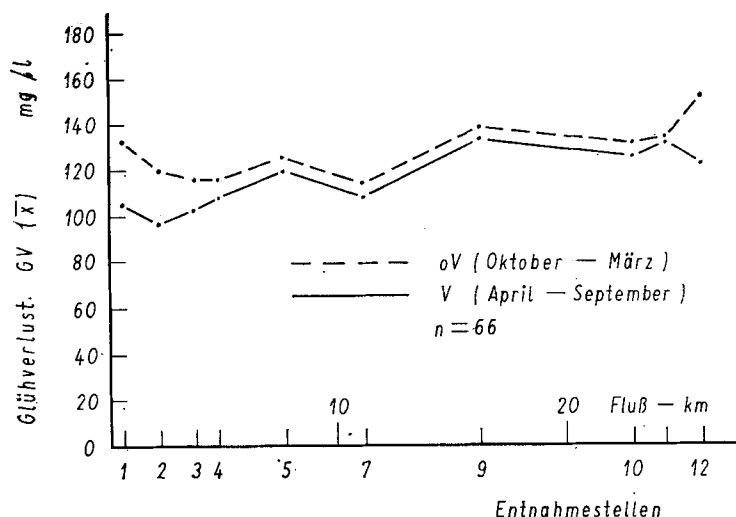


Abb. 2. Glühverlust im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5)

Die Bestimmung des BSB_5 erfolgte nach der Flaschenmethode (vereinfachtes Verdünnungsverfahren), sofern nicht in Einzelfällen die Bestimmung mittels Sapro-mat möglich war.

Die BSB_5 -Werte im untersuchten Flußlängsschnitt differenzieren erwartungs-gemäß folgende Bereiche: Abwasserunbelasteter Fließgewässerabschnitt (Entnahme-stelle 12), massive Abwassereinleitung (unterhalb Entnahmestelle 10), die zur Ent-wicklung eines makrophytenfreien heterotrophen Gewässerabschnittes führt – an-schließend Selbstreinigungstrecke bis zum Mündungsbereich, die durch sinkende BSB_5 -Werte gekennzeichnet ist (Abb. 3). Da mit dem BSB_5 leicht abbaubare organi-sche Substanzen erfaßt werden, war ein Gipfelwert von 20 mg/l in der Vegetationsperi-ode festzustellen, wo als Folge massiver und inhibierender Abwasserbelastung die Makrophytenverödungszone resultiert.

Da die Verbreitung submerser Makrophyten vom Gehalt leicht abbaubarer organi-scher Wasserinhaltsstoffe beeinflusst wird, kommt dem BSB_5 als weiterem sogenanntem „chemischen Verschmutzungsindikator“ Zeigerwert zu.

Potamogeton lucens tritt in den Untersuchungsgewässern nur bei einem BSB_5 -V < 5 mg/l O_2 auf. Bei BSB_5 -V von < 6 mg/l O_2 treten die β -mesosaprophyten Makrophyten (BREITIG) auf: *Potamogeton crispus*, *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum* und *Ranunculus aquatilis*. Als euryöke Arten – auch im Hinblick auf den BSB_5 – sind *Potamogeton pectinatus* und *Potamogeton natans* ausgewiesen. Diese Arten sind im Unterlauf der Schwarzen Elster selbst bei einem BSB_5 -V von > 23 mg/l O_2 vertreten.

Die gewässerökologisch positiv einzuschätzende Rolle der submersen Phanero-gamen – allerdings unterhalb des Grenzwertes ihrer Biomasseentwicklung von 250 g (TS) m^{-2} (JORGA und WEISE 1977) – ergibt sich auch auf Grund des BSB_5 -V-Wertes eindeutig am Ende der untersuchten Selbstreinigungstrecke (Entnahmestelle 2)

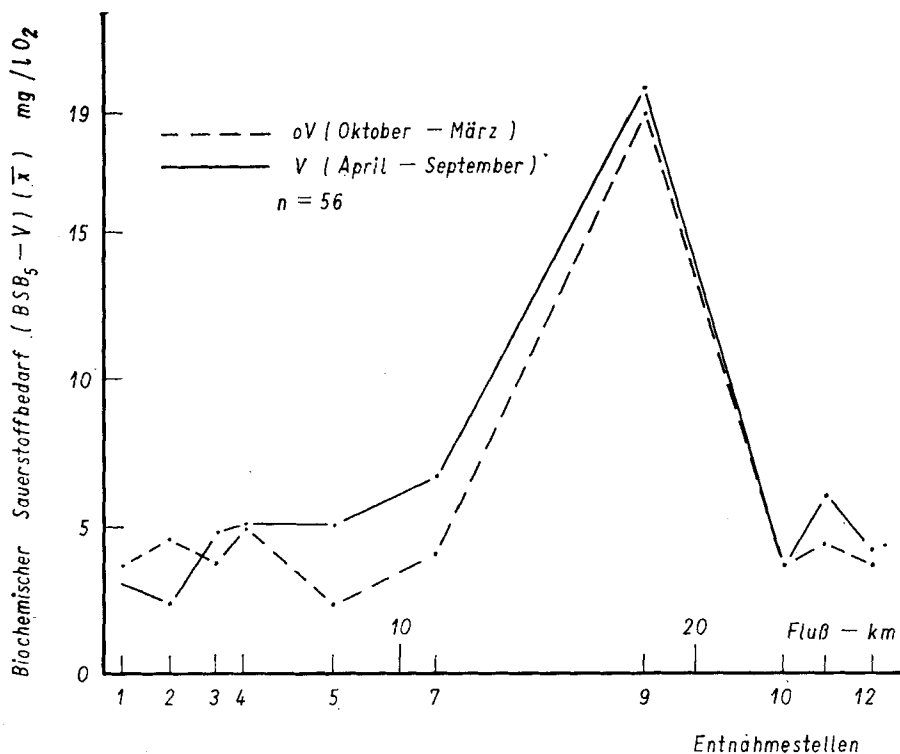
[illegible]

Abb. 3. Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅) und artspezifische Biomasseentwicklung der Makrophyten (nach komb. Abundanz-Dominanz-Schätzung) am Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

bevor der beeinträchtigende Wehreinfluß wirksam wird. Hier sinkt im Ergebnis des biologischen Abbaugeschehens in der makrophytenreichen Selbstreinigungsstrecke der BSB₅-V auf 2,2 mg/l O₂, dem ein Wert von 4,5 in den Wintermonaten ohne Makrophyteneinfluß gegenübersteht.

Saprobienindex und Sauerstoffsättigungsindex

Zwischen beiden Parametern besteht ein hoher korrelativer Zusammenhang (Abb. 4). Enge Beziehungen zwischen Saprobität und Sauerstoffhaushalt sind Ausdruck der sich im Gewässer vollziehenden Stoffumsetzungen, denn hohe Saprobität bedingt niedrige Sauerstoffsättigungsindizes (PANTLE und BUCK; v. TÜMLING 1967). Die

zwischen dem Sauerstoffgehalt und der Saprobität in der Elster gefundene signifikante negative Korrelation läßt sich durch eine entsprechende Regressionsgerade ausdrücken (Abb. 4).

Bei einem Vergleich der Regressionsgeraden der Kleinen Elster und ihres Nebenflusses Schacke mit den von v. TÜMLING und VENTZ untersuchten Fließgewässern

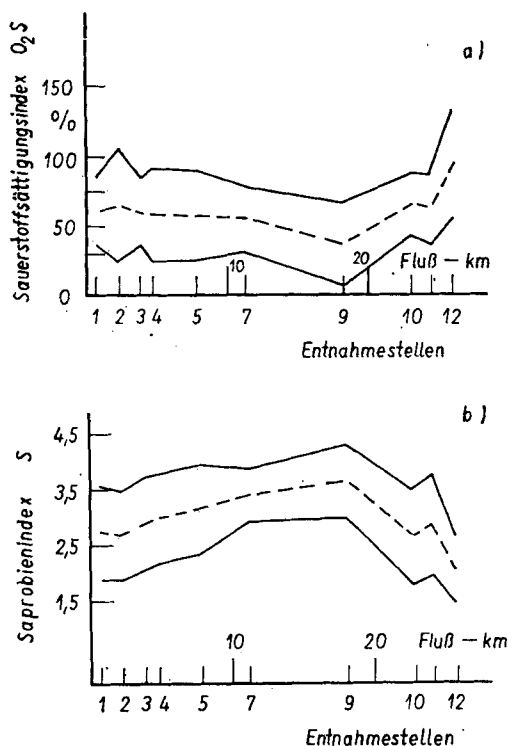


Abb. 4. Sauerstoffsättigungsindex (a) und Saprobienindex (b) — dargestellt als Streuband am Längsschnitt der Kleinen Elster (1972–1974), $n=37$, Probenahme zwischen 9 und 10 h

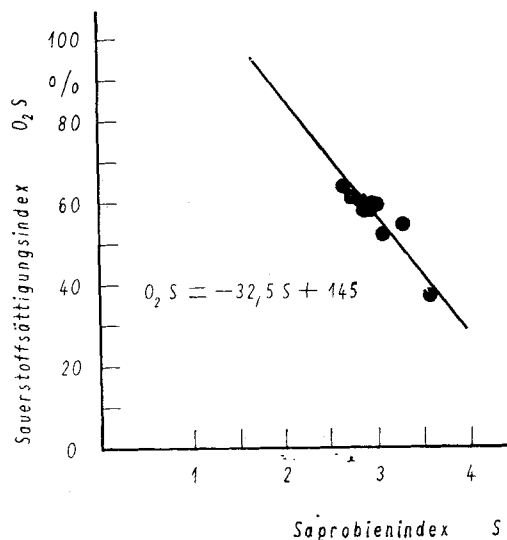


Abb. 5. Zusammenhang zwischen Sauerstoffsättigungsindex und Saprobienindex im Fließgewässersystem Kleine Elster

fällt die gute Übereinstimmung mit der für Mecklenburger Fließgewässer ermittelten Regressionsgeraden auf. Der Zusammenhang zwischen Saprobienindex und Sauerstoffsättigungsindex belegt das Vorhandensein von Organismen, die spezifisch am biochemischen Stoffumsatz im Gewässer beteiligt sind. In den Flachlandfließgewässern wird der Sauerstoffhaushalt von den Makrophyten wesentlich beeinflusst.

Die gewässerökologische Feindifferenzierung des Untersuchungsgewässers ergibt hinsichtlich des Saprobienindex folgendes Bild (Abb. 6). Eine erste Verschlechterung des Wassergütezustandes (erkennbar an der Erhöhung des Saprobienindex) entsteht durch Einleitung des abwasserbelasteten Sonnewalder Landgrabens (oberhalb e_{11})

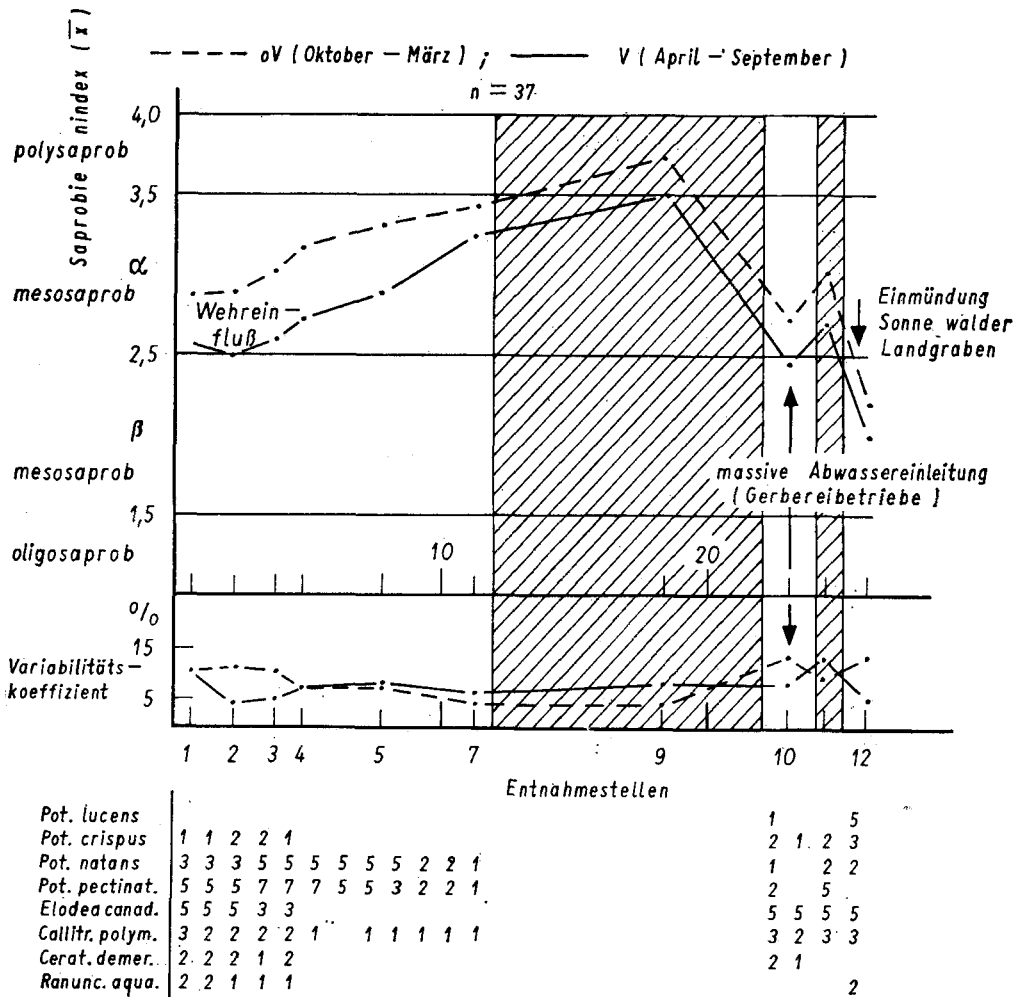


Abb. 6. Saprobität, Variabilitätskoeffizient der Saprobienindices und artspezifische Biomasseentwicklung der Makrophyten (nach komb. Abundanz-Dominanz-Schätzung) im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März. Lies unten: Die beiden Zahlenspalten rechts außen sind um 2 mm nach rechts zu versetzen, da bei Entnahmestelle 11 ein kurzer heterotropher Abschnitt liegt.

(Wassergüteklasse III – α -mesosaprob). Hierbei tritt eine erste Verödungszone für Makrophyten als Folgeerscheinung auf. Es schließt sich eine Selbstreinigungsstrecke mit fallendem Saprobienindex an, bis die nächsten größeren Einleitungen von Gerbereiabwässern erfolgen. Die Kleine Elster wird dadurch organisch so belastet, daß sich ein polysaprober Zustand einstellt (KOTHEscher Artenfehlbetrag 0,5 unter Zugrundelegung des Artenbestandes unterhalb und oberhalb der Beobachtungsstelle). Die nun anschließende Selbstreinigungsstrecke führt wiederum zur Wasserqualitätsverbesserung. Dabei werden außerhalb der Vegetationsperiode α -mesosaprobe, in der Vegetationsperiode unter der Einwirkung einer reichen Makrophytenflora sogar β -mesosaprobe Verhältnisse erreicht. Die Verbesserung des Wassergütezustandes in der Vegetationsperiode ist eindeutig mit der Makrophytenbiomasseentwicklung korreliert. Der festgestellte Variabilitätskoeffizient liegt innerhalb der gesamten Beobachtungsstrecke $<15\%$, stellenweise sogar $<5\%$ und belegt damit eindeutig die sehr geringe Streuung der Saprobiewerte.

Bereiche mittlerer Saprobienindizes sind generell durch starke Biomasseentwicklung submerser Makrophyten gekennzeichnet. Niedrige und hohe S-Werte wirken bezüglich des Artenbestandes als selektionierende Faktorenkomplexe. *Potamogeton lucens* kommt nur in oligosaproben und β -mesosaproben Bereichen vor (JORGA und WEISE 1977). *Potamogeton pectinatus* und *Sparganium emersum* zeigen dagegen in den untersuchten Fließgewässern die größten ökologischen Amplituden als euryöke Typen, die die β -mesosaproben bis einschließlich polysaproben Fließgewässerabschnitte besiedeln. Extrem polysaprobe Flußbereiche bleiben jedoch von Makrophyten unbesiedelt.

Ammonium

Der Ammoniumgehalt in der untersuchten Gewässerfließstrecke (Abb. 7) wird außerhalb der Vegetationsperiode (oV) in erster Linie durch die eingeleiteten Gerbereiabwässer erhöht. Bei den festgestellten Schwankungen im Bereich von 1,0 ... 2,2 mg/l NH_4 bleiben die Unterschiede jedoch relativ gering.

In der Vegetationsperiode hingegen schwanken die Ammoniumgehalte des Wasserkörpers erheblich. Die Rolle der submersen Wasserpflanzen bezüglich des Faktors Ammonium wird in besonderem Maße an Entnahmestelle 12 deutlich, wo die Makrophytenentwicklung sich abwasserunbeeinflusst vollzieht (*Potamogeton lucens* als ammonium-empfindlicher Indikator bei ≤ 1 mg/l NH_4). In diesem Bereich wurde als niedrigster Gewässerammoniumgehalt ein mittlerer Wert von 0,5 mg/l gefunden.

Massive Abwassereinleitungen (nahezu ungeklärte Gerbereiabwässer) bedingen in der Kleinen Elster bei Entnahmestelle neun Massenentwicklungen von Bakterien, die mit völligem Verschwinden von Makrophyten einhergehen. Da an den Abwassereinleitungsstellen selbst Spitzenwerte um 100 mg/l NH_4 keine Seltenheit darstellen, ergibt sich eine außerordentlich starke Sauerstoffzehrung. Der Stoffwechsel wird dadurch weitgehend anaerob und Sauerstoff wird begrenzender Faktor der Nitrifikation (PODUSKA und ANDREWS; UHLMANN 1975). Im Rahmen des Intermediärstoffwechsels des Eiweißabbaus wird dann Schwefelwasserstoff als Gewässertoxin frei. Hohe Ammoniumangebote bedingen bei nitrifizierenden Bakterien maximale Respirationsraten und korrelativ damit minimale Ammoniumoxydationen, so daß hier bei *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* von Substrathemmung gesprochen werden kann. Bei sommerlichen Wassertemperaturen wird zwar im allgemeinen unter dem Gesicht s-

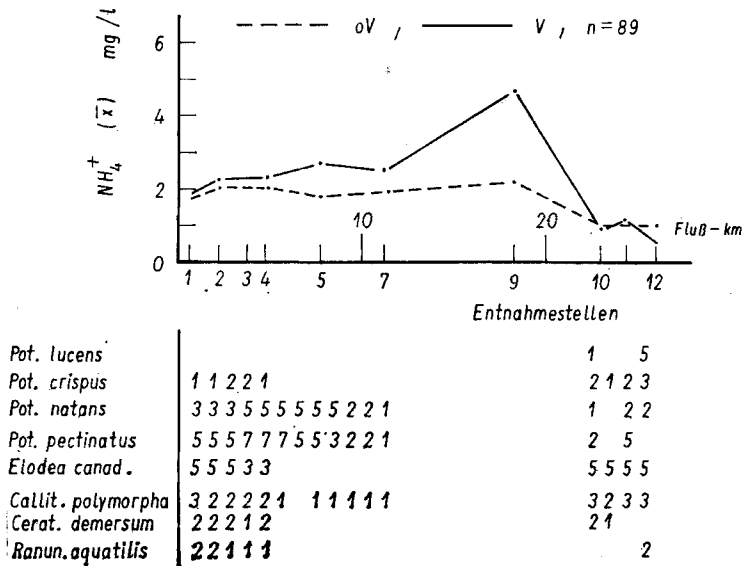


Abb. 7. Ammoniumgehalt und artspezifische Biomasseentwicklung der Makrophyten (nach komb. Abundanz-Dominanz-Schätzung) im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März (1971 ... 1974). Lies unten: Die beiden Zahlenkolumnen rechts außen sind um 2 mm nach rechts zu versetzen, da bei Entnahmestelle 11 ein kurzer heterotropher Abschnitt liegt.

punkt des Wassertemperaturfaktors die Nitrifikation begünstigt, aber die Substrathemmung für nitrifizierende Bakterien verbunden mit toxischen Wasserinhaltsstoffen begrenzt jetzt die Ammoniumoxydation. Damit erklären sich die auffallend hohen Ammoniumgehalte gerade in der Vegetationsperiode.

Die Rückhaltung fäulnisfähiger Wasserkomponenten durch Makrophyten führt zu erhöhter Schlammakkumulation während der Vegetationsperiode. Mit der dadurch begünstigten Sedimentation resultiert eine bedeutende Sauerstoffzehrung im Gewässer und damit (Grenzwert 2 mg/l O₂) generell eine Hemmung der Ammoniumoxydation durch nitrifizierende Bakterien (UHLMANN 1975). Durch die spezifische Wirkung der Makrophyten ergeben sich gerade in der Vegetationsperiode erhöhte Ammoniumgehalte im Wasserkörper. Tritt bei supraoptimalen Biomasseentwicklungen von Phanerogamen Drosselung der photosynthetischen Leistung verbunden mit erhöhter Absterberate ein, führt dies über steigende Sauerstoffzehrung zu dem gleichen Effekt erhöhter Ammoniumgehalte im Wasserkörper.

Die Vielschichtigkeit des gewässerökologischen Geschehens während der Vegetationsperiode bedingt in dieser Zeit allgemein höhere Variabilitätskoeffizienten des Ammoniumgehaltes (Abb. 8).

Ammonium wird bekanntlich von höheren Gefäßmakrophyten bevorzugt als Stickstoffquelle im Wasser genutzt (SCHWOERBEL und TILLMANN 1972). Nicht alle Makrophyten sind allerdings befähigt, Ammonium aus dem Sediment aufzunehmen, wie Untersuchungen von COLE (1974) an *Scirpus sp.* bestätigen. Der gleiche Autor konnte

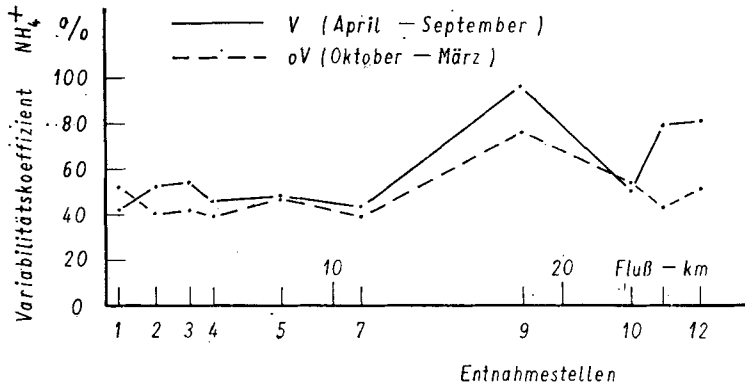


Abb. 8. Variabilitätskoeffizient des Ammoniumgehaltes im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

unter Laboratoriumsbedingungen feststellen, daß für *Potamogeton nodosus* bei optimalen Wachstumsverhältnissen nur die Schlammsedimente als Stickstoffhilfsquelle dienen.

Der Ammoniumgehalt spielt eine entscheidende Rolle für Artenverteilung und Artenhäufigkeit in den einzelnen Stufen der Gewässerselbstreinigung. Nach KOHLER et al. (1971, 1972, 1973, 1974, 1975) ist Ammonium ein außerordentlich brauchbarer Indikator für die Gewässerbelastung, zumal dieses als Erstprodukt des organischen Abbauprozesses aus stickstoffhaltigen Verbindungen entsteht. Anhand ökologischer Reihen lassen sich klare Beziehungen zwischen Makrophytenverbreitung und „chemischem Verschmutzungsindikator“ erkennen. Wie PIETSCH (1970) feststellen konnte, ist die Mehrzahl der höheren Wasserpflanzen auf Gewässer mit sehr geringen Ammoniumkonzentrationen bzw. ammoniumfreie Gewässer beschränkt. Der Autor fand beispielsweise *Potamogeton crispus* und *Sparganium minimum* in Siedlungsgewässern mit einem Ammoniumgehalt von 0 ... 1,5 mg/l. *Potamogeton natans* trat dagegen auch in Tagebauseen mit noch höherem Ammoniumgehalt auf.

Es sind aber auch Wasserpflanzen bekannt, die in ammoniumfreien Gewässern nicht existieren können, wie z. B. *Ranunculus fluitans* (GRUBE 1975).

Nach eigenen Befunden ist *Potamogeton lucens* als besonders ammoniumempfindliche Art im Untersuchungsgebiet nur bis $\leq 1 \text{ mg/l NH}_4$ anzutreffen. Die von BREITIG genannten β -mesosaproben Phanerogamen *Potamogeton crispus*, *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum* und *Ranunculus aquatilis* wurden in der Kleinen Elster erst bei einem Ammoniumgehalt von $\leq 2,3 \text{ mg/l}$ festgestellt. In der Schwarzen Elster waren *Potamogeton pectinatus* und *P. natans* noch bei Ammoniumkonzentration von $> 5 \text{ mg/l}$ nachweisbar. Hierbei ist jedoch zu beachten, daß die mittlere Fließgeschwindigkeit während der Vegetationsperiode im Unterlauf der Schwarzen Elster 0,74 m/s beträgt, während im makrophytenreichen Unterlauf der Kleinen Elster Strömungsgeschwindigkeiten von 0,15 ... 0,20 m/s gemessen werden. Allgemein kann festgestellt werden, daß submerse Makrophyten in Gewässern mit entsprechend hoher Fließgeschwindigkeit weit höhere Nährstoffbelastungen (hinsichtlich Stickstoff und Phosphor) ertragen als in Gewässern mit geringer Strömungsgeschwindigkeit (vgl. Kleine Elster, Schwarze Elster, Zwickauer Mulde u. a.).

Auf diesen Strömungsfaktor hat bereits GRUBE (1973) hingewiesen. Die Strömung

muß deshalb – auch in Kombinationen mit verschiedenen Wasserschatstoffen – als wachstumsbegrenzender Faktor angesehen werden. Die folgenden Abschnitte behandeln Fragen der Stoffadsorption und -retention durch submerse Makrophyten, ohne daß Beziehungen zwischen diesen Leistungen und artspezifischen Leistungen sowie Schlammadsorption differenziert werden können.

Salzbelastung – Abdampfdruckstand

Zur Bestimmung des „Salzgehaltes“ („Gesamtsalzgehalt“) eines Wassers (= Summe aller gelösten Anionen bzw. Kationen [in mval/l]) wurde der Abdampfdruckstand (vgl. AUSGEWÄHLTE METHODEN DER WASSERUNTERSUCHUNG) deshalb herangezogen, weil nicht in allen Fällen die Einzelionenzusammensetzung des Wassers der Kleinen Elster und Schacke bekannt war. Generell bestehen Beziehungen zwischen Salzgehalt des Wasserkörpers und Rückhaltung der Salzkonzentration durch Makrophyten. Auf diese engen korrelativen Zusammenhänge haben bereits SEIDEL (1966, 1974) und PIETSON (1970, 1972) verwiesen. Die Selbstreinigungsstrecken mit ihrem hohen Makrophytenbesatz geben sich – insbesondere in der Vegetationsperiode – durch starken Abfall der Abdampfdruckstandswerte des Flußwassers zu erkennen (Abb. 9). Damit wird die sorptive Rolle der submersen Wasserpflanzen für gelöste Salze einschließlich ihres Inkorporationsvermögens bestätigt. Näherer Untersuchung bedarf ein außerhalb der Vegetationsperiode gefundener starker Sorptions- bzw. Inkorporationseffekt, der (Entnahmestelle 12) auch während der Wintermonate dadurch zustande kommt, daß die Makrophyten hier in Quellnähe (Thermostatwirkung) vielfach überwintern.

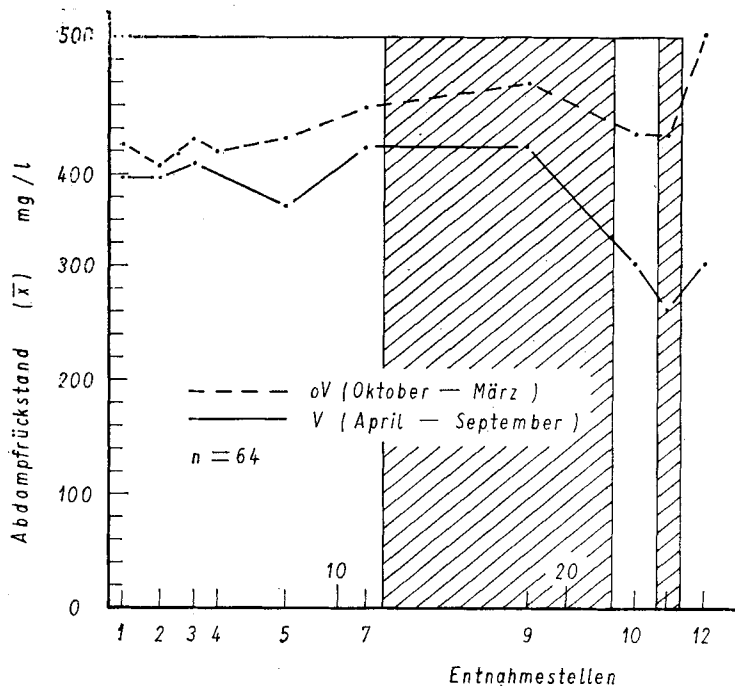


Abb. 9. Abdampfdruckstand im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

Magnesium und Calcium

Während der Magnesiumionengehalt in der Kleinen Elster und Schacke in der Vegetationsperiode größer ist als in der übrigen Jahreszeit, verhält es sich bezüglich des Ca^{2+} -Gehaltes umgekehrt (Abb. 10). Die Befunde deuten auf hochgradige Calciumbindung durch submerse Makrophyten und stehen insofern mit den früheren Be-

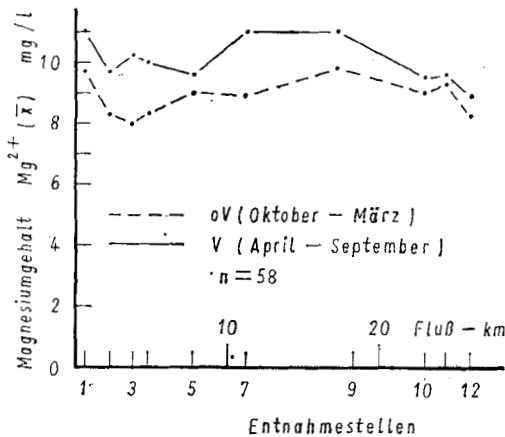


Abb. 10. Magnesiumgehalt im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

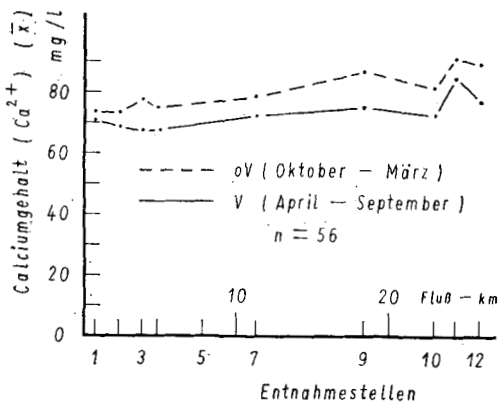


Abb. 11. Calciumgehalt im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

funden von SEIDEL (1966) im Einklang, die bei *Iris pseudacorus* und *Mentha aquatica* ein hohes Aufnahmevermögen von Calciumionen pro Biomasse nachwies. Während die Makrophyten des Untersuchungsgewässers in hohem Maße Calciumionen und dabei wahrscheinlich keine Magnesiumionen aufnehmen, ist letzteres gerade für Diatomeen (*Nitzschia closterium*, HUTNER et al.) charakteristisch.

Sulfat

Besonders deutliche korrelative Beziehungen bestehen zwischen der Sulfationeninkorporation und der entwickelten Makrophytenbiomasse (Abb. 12). Die makrophytenreiche Selbstreinigungstrecke ist durch Abfall der Sulfationenwerte im Wasserkörper

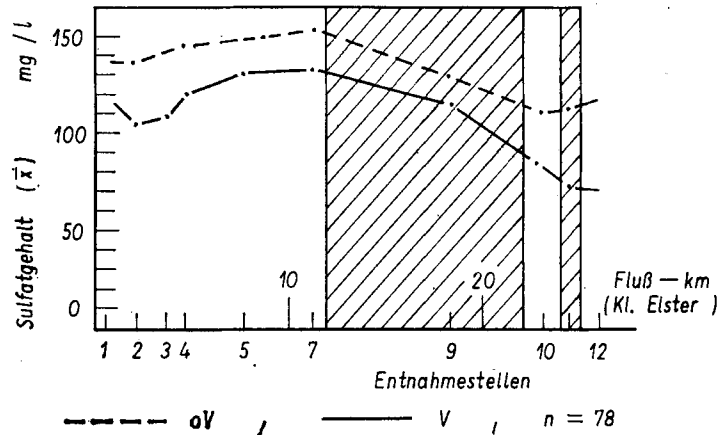


Abb. 12. Sulfatgehalt im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

$$\Delta SO_4^{2-} = oV - V \triangleq \text{Eliminierung}$$

$$\text{Inkorporation } g/m^3$$

$$Q = \frac{\Delta SO_4^{2-}}{\Delta \cdot BM} = \text{spezifische Leistung}$$

$$\Delta SO_4^{2-} = K \cdot BM$$

$$K = \frac{\sum \Delta SO_4^{2-}}{\sum BM} = 0,21$$

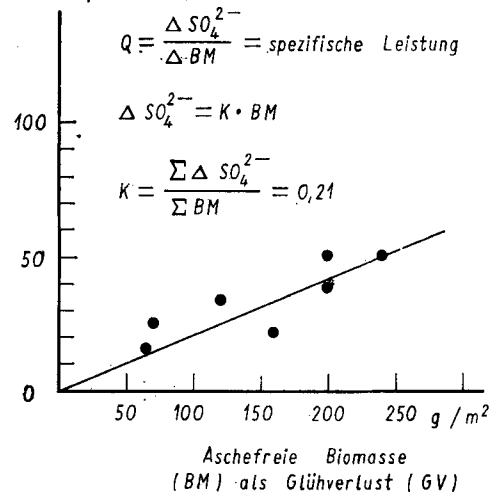


Abb. 13. Zusammenhang zwischen Sulfateliminierung und aschefreier Biomasse (GV) der submersen Makrophyten im Fließgewässersystem Kleine Elster

ausgezeichnet, wobei dieser Effekt in der Vegetationsperiode zu erheblicher Sulfatelimination führt (Abb. 13). Offenbar kommt, wie JESCHKE et al. und auch PIETSCH (1970) feststellten, der Sulfationenaufnahme durch submerser Makrophyten eine größere Bedeutung zu, als dies bisher vermutet wurde, denn im Gegensatz zur Eisenaufnahme wird die Sulfationeninkorporation durch andere Ionen kaum beeinflusst. PIETSCH konnte bei *Juncus bulbosus* in Niederlausitzer Tagebauseen beobachten, daß der Sulfationenengehalt im Sproßmaterial dort am größten ist, wo die Sulfationenkonzentration im Wasser die höchsten und im Sediment die niedrigsten Werte aufweist. Phanerogamen können durch die Sulfationeninkorporation wesentlich zur Verbesserung der Wasserqualität beitragen, denn bekanntlich bewirken hohe Sulfatkonzentrationen (150 ... 200 mg/l) Zerstörungen an Betonbauten (PIETSCH 1970).

Chlorid

Abbildung 14 zeigt die Ganglinien des Chloridgehaltes im Flußlängsschnitt (oben). Im unteren Teil der Abbildung ist der zugehörige Variabilitätskoeffizient dargestellt.

Am Ende der autotrophen Fließstrecke ist ein Anstieg der Chloridwerte zu verzeichnen, bedingt durch Gerbereiabwässer unterhalb E 10. Wie ein Vergleich der Chloridwerte

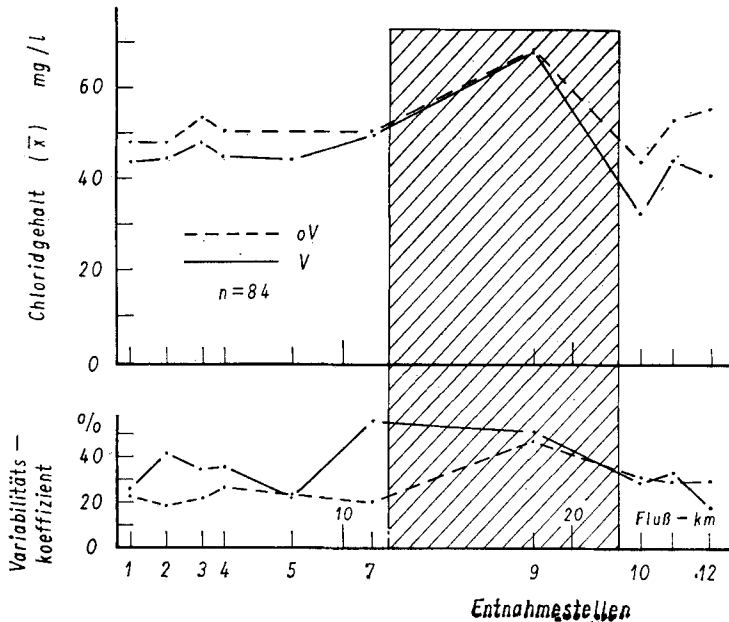


Abb. 14. Chloridgehalt und Variabilitätskoeffizienten im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

außerhalb und innerhalb der Vegetationsperiode belegt, ist eine Chloridinkorporation durch Makrophyten in dem pflanzenreichen Gewässerabschnitt unterhalb E 10 feststellbar.

Die Variabilitätskoeffizienten des Chloridgehaltes im Flußlängsschnitt überschreiten in nur seltenen Fällen den Wert 50%. Die höheren Werte des Koeffizienten in der Vegetationsperiode sind in dem makrophytenreichen Flußabschnitt Ausdruck wechselnder Biomasseproduktion einschließlich Krautung.

Gesamthärte (GH)

Mit einer GH von 11 ... 14 °dH ist das Wasser der Kleinen Elster und Schacke als mittelhart zu bezeichnen (Abb. 15), während oberhalb der Einleitung des Vorfluters Schacke an den Entnahmestellen $e_9 \dots e_{12}$ der Anteil der Carbonathärte den Anteil der Nichtcarbonathärte geringfügig übersteigt, nimmt an den Entnahmestellen des Unterlaufes ($e_1 \dots e_7$) die Nichtcarbonathärte durch relativ hohe Sulfat- (Einleitung Schacke!) und Chloridkonzentrationen (Gerbereiabwässer zwischen E 9 und E 10) so

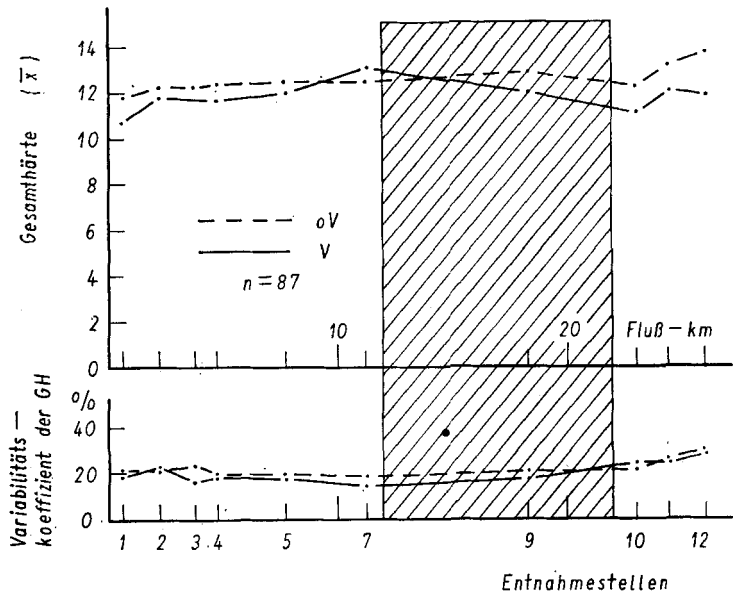
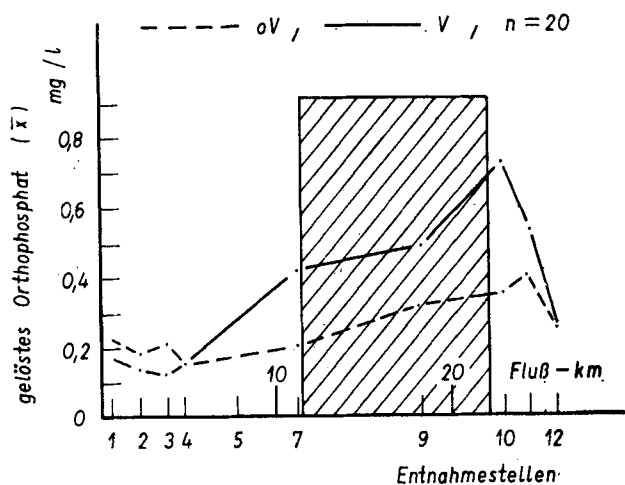


Abb. 15. Gesamthärte und Variabilitätskoeffizienten im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

stark zu, daß hier die Nichtcarbonathärte gegenüber der Carbonathärte dominiert. Generell läßt sich feststellen, daß submers Makrophytenbestände die Gesamthärte vermindern.

Gelöstes ortho-Phosphat

In den Sommermonaten steigt der Orthophosphatgehalt im Fließwassersystem auf $>0,7$ mg/l o-PO₄ (Abb. 16). Ursache hierfür sind Bodenauswaschungen unmittelbar angrenzender landwirtschaftlicher Großflächen insbesondere nach Starkniederschlägen. Auch erhöhen phosphorhaltige häusliche und Gerbereiabwässer den ortho-Phosphat-Gehalt im Vorfluter ebenso wie saisonbedingte Wäschereien (Wollwäscherei unterhalb e₁₀). Im kommunalen Abwasser ist im allgemeinen neben o-Phosphat auch mit anorganisch kondensierten Phosphaten sowie organisch gebundenem Phosphor zu rechnen, wobei nach EVERS 70 ... 90% des Gesamtphosphors als o-Phosphat und hydrolysierbares Polyphosphat vorliegen. Während die anorganisch kondensierten Phosphate, z. B. Tripolyphosphat und Pyrophosphat, hauptsächlich aus den synthetischen Waschmitteln stammen, ist o-Phosphat ein Endprodukt des Abbaues der organischen und kondensierten Phosphate. Außerdem wird Phosphor unter bestimmten Bedingungen aus dem Sediment wieder in den Wasserkörper zurückgeführt. Diese Desorption von Phosphorverbindungen aus dem Sediment überwiegt bei Sauerstoffmangel, bestimmten pH-Bereichen und besonders beim schnellen Abbau der frischabgestorbenen Biomasse, da die hierbei freiwerdenden Phosphormengen nicht sofort vom Sediment absorbiert werden können (KOZERSKI).



<i>Pot. lucens</i>		1	5
<i>Pot. crispus</i>	1 1 2 2 1	2	1 2 3
<i>Pot. natans</i>	3 3 3 5 5 5 5 5 2 2 1	1	2 2
<i>Pot. pectinatus</i>	5 5 5 7 7 7 5 5 3 2 2 1	2	5
<i>Elodea canad.</i>	5 5 5 3 3	5	5 5 5 5
<i>Callit. polymor.</i>	3 2 2 2 2 1 1 1 1 1 1	3	2 3 3
<i>Cerat. demersum</i>	2 2 2 1 2	2	1
<i>Ranun. aquatilis</i>	2 2 1 1 1		2

Abb. 16. Orthophosphatgehalt und artspezifische Biomasseentwicklung der Makrophyten (komb. Abundanz-Dominanz-Schätzung) im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

In der Vegetationsperiode fällt die starke Abnahme des Phosphatgehaltes im Bereich der makrophytenreichen Fließstrecke (E1 . . . E7) auf, die durch o-Phosphatfixierung bedingt wird. Zwar erfolgt auch außerhalb der Vegetationsperiode in dieser Fließstrecke eine Abnahme des o-Phosphatgehaltes, doch unterscheidet sich dieses Phänomen graduell stark. Hieraus ist zu schließen, daß Makrophyten entsprechend ihrer hohen Biomasse, wie dies im Falle des betrachteten Fließgewässerabschnittes der Fall ist, eine gravierende o-Phosphatinkorporation aufweisen. Nach THOMAS beginnen höhere Wasserpflanzen erst dann zu wuchern, wenn der Phosphatgehalt des Wassers den Schwellenwert von etwa 0,2 mg/l PO_4^{3-} überschreitet.

Für die o-Phosphatelimination im Gewässer spielt aber auch die adsorptive Phosphatbindung im Sediment eine wesentliche Rolle, besonders wenn Eisen in ausreichendem Maße zur Verfügung steht.

Das gleiche gilt für die Bindung an mineralischen Überzügen von Wasserpflanzen. HOHMANN vermutet, daß Eisen an der Phosphatbindung beteiligt ist, da nach seinen Befunden nicht nur lebende, sondern auch abgestorbene Makrophyten den Phosphatgehalt des Wassers verringern. Nach seinen Beobachtungen ist die Phosphataufnahme abhängig von der Phosphatkonzentration im umgebenden Wasser, dem Alter des Pflanzenmaterials und der Wasserbewegung, was neuerdings von verschiedenen Autoren bestätigt wurde (SCHWOERBEL und TILLMANN; STOLZ und WEISE u. a.). Während

WAGNER an *Potamogeton*-Arten im Bodensee keine Abgabe des aufgenommenen Phosphates bemerken konnte, geht nach SCHWOERBEL beim Absterben der Pflanzen das Phosphat bereits in Lösung.

Der Aufbau bzw. die Speicherung des Phosphates beginnt im Frühjahr; der Zerfall und damit die Freigabe des gespeicherten Phosphates erfolgt nach HUTCHINSON (1957) im allgemeinen zur Zeit der intensivsten Sonneneinstrahlung im Juli und August, wo bereits ein Teil (ein Zehntel) der Makrophyten abstirbt (JORGA und WEISE 1977). Natürlich ist an der Phosphateliminierung auch der Aufwuchs in hohem Maße beteiligt. WAGNER konnte durch Untersuchungen im Freiland und Experiment nachweisen, daß *Potamogeton*-Arten einschließlich ihres Periphytons bei größerem Phosphorangebot mehr Phosphor aufnehmen können als sonst üblich. Der Phosphoranteil in der Trockenmasse beträgt dann 0,13 ... 0,32%. Der dabei miterfaßte Aufwuchs enthält allein 0,9% P.

Callitriche-Arten und *Ranunculus fluitans* nehmen im Experiment auf 100 g Frischmasse maximal 30 ... 40 mg P auf (SCHWOERBEL und TILLMANN 1965). Das gleiche trifft für die von WAGNER untersuchten *Potamogeton*-Arten zu (100 g Frischmasse : 39 mg P). Geringere Werte der Phosphoraufnahme und des Speichervermögens an Flechtbinsen (*Scirpus lacustris*) konnte SEIDEL (1960) nachweisen. „Wenn nach SEIDEL auf einem geschlossenen Bestand 80 t/ha Grünmasse = 20 t Trockengewicht = 5 ... 10 kg P geerntet werden können, so wäre für die täglichen 200 m³ Abwasser eine Fläche von 20 ... 40 ha erforderlich, um die wirklich mäßige Eliminierung von 2,6 mg/l P (33%) zu erreichen ...“. Ähnliche Berechnungen stellte WAGNER an den üppigen *Potamogeton*-Rasen im Bodensee an. Zum Beispiel bedeckt der Rasen vor Langenargen eine Fläche von maximal 3000 m². Hier könnten 3 kg P gespeichert werden. Das ist eine Menge, die die Schussen dem Bodensee in 20 min zuführt. Es sei noch vermerkt, daß die im ganzen Bodensee in Laichkräutern gebundene Phosphormenge maximal 1 t beträgt, das ist 0,05% der im See enthaltenen Gesamtposphormenge“ (zitiert aus NÜMANN 1970).

Für die „weitergehende Abwasserbehandlung“ (dritte Reinigungsstufe) auf hydrobotanischer Basis (submerse Pflanzen), in die mechanisch und biologisch gereinigtes Abwasser einer kleineren Stadt (20000 Einwohner) eingeleitet wird, muß mit einem Flächenbedarf von 1500 ... 15000 ha gerechnet werden. Bei emersen Wasserpflanzen reduziert sich dieser Flächenbedarf auf ein Zehntel (KICKUTH 1975).

Der gleiche Autor gibt für eine von SEIDEL projektierte „Binsentestanlage“ (= zwei mit *Scirpus lacustris* und mit wenig *Phragmites australis* bepflanzte Becken von 3 m Breite und 30 m Länge) für eine Vegetationsperiode von 210 d folgende Eliminationsleistungen der Binsenbestände an:

Phosphor:	60 ... 70 kg · ha · Vegetationsperiode
Kalium:	340 ... 350 kg · ha · Vegetationsperiode
Natrium:	210 ... 220 kg · ha · Vegetationsperiode.

Derartig hohe Eliminationsleistungen resultieren nach KICKUTH aus einem von den Pflanzen und ihrem Biotop verursachten „Revitalisierungseffekt“. Eliminationen dieses Umfangs werden besonders durch die ständig stattfindende Neubildung von Flocken begünstigt. Der Anteil der emersen Pflanzen an der effektiven Eliminationsleistung beträgt demnach für Phosphor nur etwa 2%, für Kalium etwa 3% und für Natrium ca. 0,5% (KICKUTH 1975).

KOHLER et al. (1971, 1972, 1973) sehen auch im Phosphatgehalt einen brauchbaren

Indikator für die Makrophytenverbreitung. Die Autoren stellten anhand ökologischer Reihen Korrelationen zwischen Wasserpflanzenverbreitung und im Gewässer nachweisbaren Phosphatmengen fest. Im Laboratoriumsversuch konnten sie durch Zugabe von ≥ 6 mg/l P deutliche Schädigungen bei Makrophyten beobachten. GRUBE (1973) konnte dagegen nachweisen, daß *Sium erectum* noch Phosphatkonzentrationen von 250 mg PO_4^{3-} /l und *Callitriche platycarpa* gerade noch 50 mg/l PO_4^{3-} im Experiment ertrugen. Nach FORSBERG reagieren Characeen auf Phosphatgaben besonders empfindlich. Eine Indikationswirkung bezüglich des Phosphatgehaltes konnte man bei eigenen Untersuchungen nicht feststellen.

Nitrat – Nitrit

Nach SCHWOERBEL und TILLMANN (1972) werden Nitrationen erst dann aufgenommen, wenn kein Ammonium im Wasser mehr vorhanden ist. Die Autoren vermuten, daß für eine Nitrationsaufnahme bei ammoniumadaptierten Pflanzen erst die Nitratreduktase aktiviert werden muß. Auch Calciumionen hemmen im Wasser mit zunehmendem Alter der Blätter die Nitrataufnahme (GESSNER).

Wie der Vergleich der Kurven der Nitrationselimination in der untersuchten Fließstrecke belegt, erfolgt keine ins Gewicht fallende Nitrataufnahme durch Makrophyten (Abb. 17). Ob die in der Vegetationsperiode jedoch generell geringeren Nitrat-

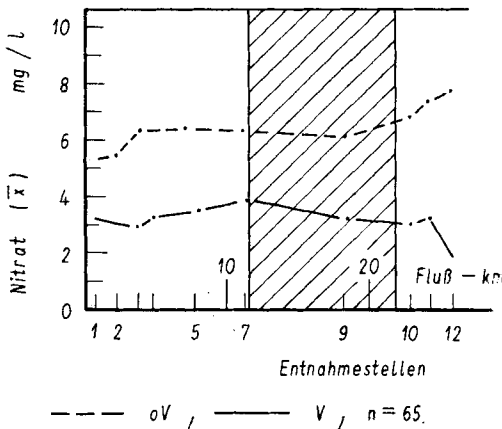


Abb. 17. Nitratgehalt im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

ionenwerte Ausdruck einer möglichen Nitratreduktion sind, wozu die sommerlichen Wassertemperaturen ebenso wie geringere Sauerstoffkonzentrationen im Sediment begünstigende Faktoren sind, kann zur Zeit nicht beantwortet werden. Jedenfalls liegen in den makrophytenreichen Fließgewässerabschnitten während der Vegetationsperiode die höheren Nitritgehalte vor (Abb. 18). In diesem Zusammenhang wird nochmals betont, daß eine zunehmende Makrophytenbestandsdichte die Sedimentation fördert, die Schlammabfuhr beschleunigt und sekundär durch mikrobielle Zersetzungsprozesse den Sauerstoffhaushalt beeinträchtigt. Damit entstehen zugleich günstige Bedingungen für die Nitritbildung als relativ stabile Phase.

Nach DIETRICH können in der Periode des starken Zuwachses der Vegetationsteile von Makrophyten nach der Mahd Stickstoffeliminationen von 94 . . . 98% verzeichnet werden. Aber die gesamte jährliche Stickstoffentfernung liegt in unseren Breiten stets unter 50%. WUHRMANN nennt sogar nur Werte von 25 und 35%. Nach den Unter-

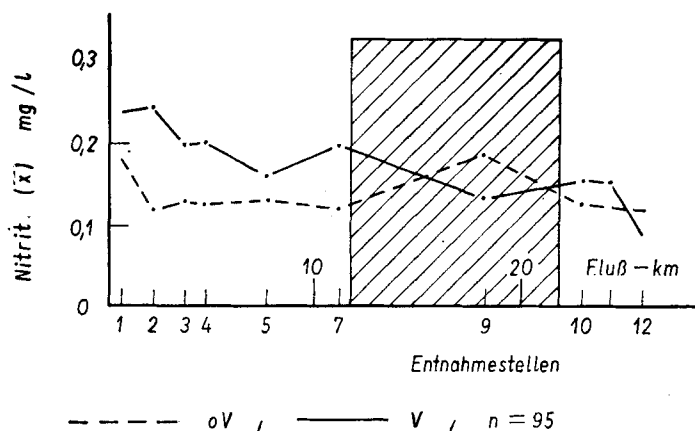


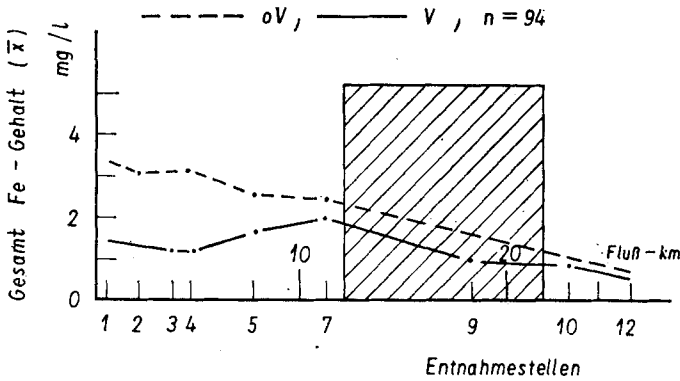
Abb. 18. Nitritgehalt im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

suchungen der Landesstelle für Gewässerkunde (NÜMANN) erfolgte durch Binsen (*Scirpus lacustris*) eine Gesamtstickstoffabnahme von 41%, wobei die Ammoniumabnahme größer war und einer Nitrationszunahme entsprach – zurückzuführen auf die Mikroorganismenaktivität.

NIEMANN und WEGENER stellen in ihrer Arbeit eine bereits von PIETSCH (mdl. Mitt.) im Institut für Wasserwirtschaft (Forschungsbereich II) entwickelte Methode zur Verminderung des Stickstoff- und Phosphoreintrages in wasserwirtschaftlichen Speichern mit Hilfe nitrophiler Uferstauden – und Verlandungsvegetation („Nitrophytenmethode“) vor. Hierbei handelt es sich jedoch um emerse höhere Wasserpflanzen und um Makrophyten außerhalb des Wasserkörpers (wie z. B. Schilfrohr- und Rohrkolbenbestände, Schwaden-Rohrglanzgras- und Großseggenbestände, Brennessel-, Mädesüß- und Staudenfluren u. a.). Die Autoren rechnen für eine Fläche von maximal 40 ha mit einer Eliminierung von rd. 12000 kg N pro Jahr. Auch könnte nährstoffreiches Wasser durch strohgefüllte Teiche geleitet werden, um Stickstoff zu binden. Die stickstoffangereicherte Makrophytenbiomasse müßte in der Periode des höchsten Stickstoffgehaltes im Pflanzenkörper geerntet oder verbrannt werden (durch Verbrennen wird jedoch nur Stickstoff, nicht aber Phosphor von der Fläche durch Abgasung freigesetzt).

Eisen als Gesamteisen

Der relativ hohe Gesamteisengehalt im Unterlauf des untersuchten Fließwassersystems ist auf die stark eisenhaltigen Wässer des Zuflusses Schacke (Abwässer eines Drahtwerkes) und zahlreicher kleinerer Vorfluter zurückzuführen, die die im Untersuchungsgebiet zahlreich vorkommenden Raseneisenerzgebiete entwässern (Abb. 19). Nach den pH-Werten und den Sauerstoffgehalten in den Fließgewässern zu urteilen, handelt es sich überwiegend um Eisen(III)-Verbindungen, die allerdings unter anaeroben Bedingungen im Sediment in die reduzierte Form überführt werden. Die Eisenbelastung verursacht in der kalten Jahreszeit (fehlende Siebwirkung der höheren Wasserpflanzen!) im Mündungsbereich der Schacke und in der Kleinen Elster an einzelnen Einmündungen eisenhaltiger Nebenflüsse vorübergehend Verödungen in-



<i>Pot. lucens</i>		1	5
<i>Pot. crispus</i>	1 1 2 2 1	2 1 2 3	
<i>Pot. natans</i>	3 3 3 5 5 5 5 5 2 2 1	1	2 2
<i>Pot. pectinatus</i>	5 5 5 7 7 7 5 5 3 2 2 1	2	5
<i>Elodea canad.</i>	5 5 5 3 3	5 5 5 5	
<i>Callit. polymor.</i>	3 2 2 2 2 1 1 1 1 1 1	3 2 3 3	
<i>Cerat. demersum</i>	2 2 2 1 2	2 1	
<i>Ranun. aquatilis</i>	2 2 1 1 1	2	

Abb. 19. Gesamteisengehalt und artspezifische Biomasseentwicklung der Makrophyten (komb. Abundanz-Dominanz-Schätzung) im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

folge Ablagerung von Eisenoxidhydrat. Über vergleichbare Phänomene bei eisenhaltigen Braunkohlengrubenabwässern der Niederlausitz hat bereits WALTER berichtet. Die biologische Selbstreinigung wird durch Eisenockerablagerung stark beeinträchtigt, denn Destruenten, Konsumenten und Produzenten finden durch derartige Krusten keine optimalen Lebensmöglichkeiten. Auch die Sedimentaktivität vermindert sich in erheblichem Maße. In der Schacke ist deshalb erst nach Ansiedlung bzw. Frühjahrsbiomasseentwicklung eisenresistenter Makrophyten wie *Potamogeton natans* und *P. pectinatus*, die im Unterlauf der Schwarzen Elster sogar noch bei einem Gesamteisengehalt von >8 mg/l auftreten, eine starke Abnahme des Gesamteisengehaltes im Gewässer zu verzeichnen (Abb. 20). Mit der Abnahme des Gesamteisengehaltes vermehren sich die Populationen der Diatomeen und Chlorococcalen im Bereich der Makrophytenbestände. Zu gleichen Feststellungen gelangte bereits PIETSCH (1970) bei seinen speziellen Untersuchungen in Tagebaugewässern. Nach seinen Beobachtungen sind *Juncus bulbosus*, *Eleocharis acicularis*, *Sparganium emersum*, *Potamogeton natans* und *Nymphaea alba* selbst in den Gewässern der Frühstufe von Tagebaurestlöchern anzutreffen. Als Pionierpflanzen haben diese Makrophyten für die Ansiedlung eines biologischen Rasens Bedeutung. Bei dichter Unterwasservegetation wird im Sommer in der Kleinen Elster $>50\%$, in der Schacke selbst $>80\%$ der Gesamteisenkonzentration durch Sedimentation, Adsorption und Inkorporation durch Wasserpflanzen reduziert. Dadurch verbessert sich in beiden Fließgewässern die Wassergüte um eine Bewertungsklasse. Zwischen der Biomasse submerser Makrophyten und der Elimi-

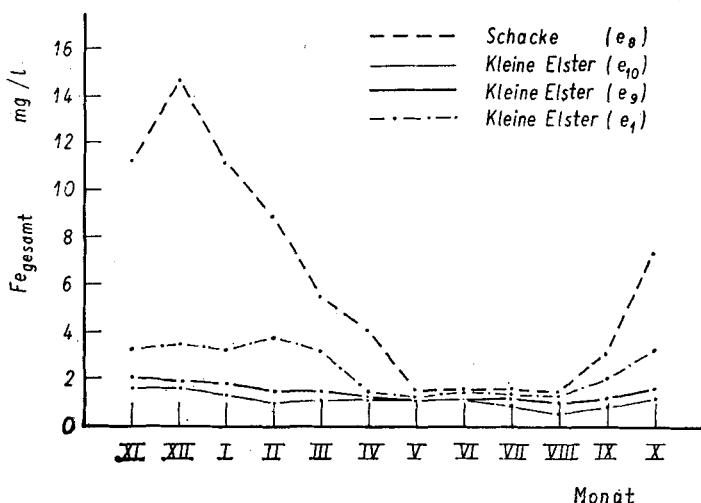


Abb. 20. Zeitliche Änderung der Mittelwerte des Gesamteisengehaltes an drei Hauptgütepegeln der Kleinen Elster und der Schacke (Nebenfluß der Kleinen Elster) in den Jahren 1967–1974

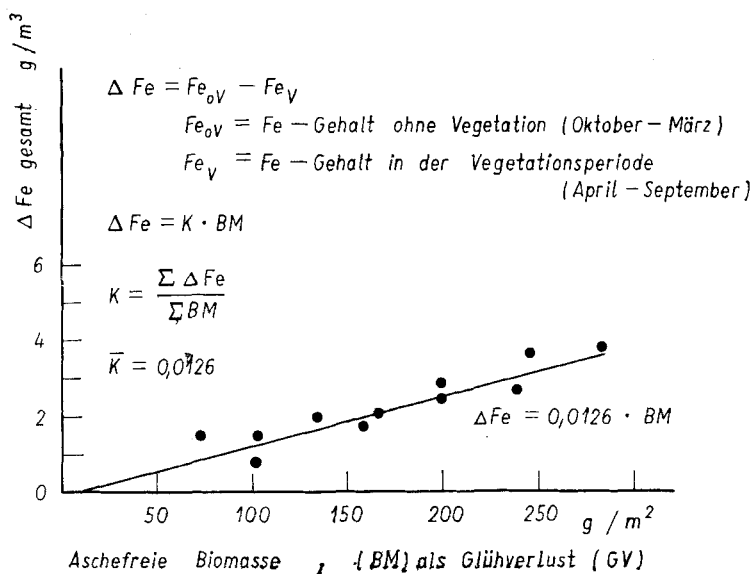


Abb. 21. Zusammenhang zwischen Eiseneliminierung und aschefreier Biomasse (GV) der submersen Makrophyten im Fließwassersystem Kleine Elster

nierungsleistung für Gesamteisen besteht eine echte Korrelation, wie dies Abb. 21 belegt: Innerhalb der Vegetationsperiode nimmt mit zunehmender Pflanzenmasse die Eisenkonzentration im Vorfluter ab.

SEIDEL (1966) untersuchte an verschiedenen Wasserpflanzenarten die oberflächenbezogene Eiseneliminierungsleistung = Eisenaufnahme. Trotz ihres hohen Eisengehaltes in der Biomasse zeigten einige Arten nur eine relativ geringe „Flächenleistung“

(*Myosotis palustris*). Von *Potamogeton natans* ist eine erstaunliche Eisenspeicherung bekannt. Nach dem Absterben der Blätter im Herbst wird das Eisen in der alternden Zelle nach Absättigung der Gerbsäure als gerbsaures Eisen fixiert. Durch diesen Prozeß werden die mit Eisenverbindungen angehäuften Pflanzenteile völlig schwarz: Folge der Eisensulfidbildung, da bei der Eiweißzersetzung Schwefelwasserstoff freigesetzt wird. HOHMANN fand bei Untersuchungen in Erzgebirgsbächen, daß flutende Wasserpflanzen (u. a. *Fontinalis antipyretica*) eisenhaltige Überzüge besitzen, deren Eisengehalt bis zu 20% der Frischmasse der Pflanzen betragen kann. Der Autor nimmt an, daß das Eisen an der Phosphatbindung beteiligt ist, da nach seinen Befunden außer lebenden auch abgetötete Wasserpflanzen (Fixierung mit Formalin, Alkohol!) den Phosphatgehalt des Wassers verringern.

Nach eigenen Analysen – Aufschluß mit Salzsäure und Salpetersäure, anschließende gravimetrische Bestimmung; histochemischer Eisennachweis nach BRAUNER und BUKATSCH – bestehen 10% der Trockenmasse der *Potamogeton*-Arten im Unterlauf der Kleinen Elster aus Eisen(III)oxid. 90% dieses Eisentrockenmasseanteiles werden adsorptiv, 10% inkorporativ von Pflanzen gebunden. Eisen war in der Pflanze histochemisch in den Leitbündeln und im chloroplastenreichen Assimilationsparenchym nachzuweisen.

Mangan

Vergleichbar der Eisenaufnahme durch submerse Makrophyten ist der hohe Grad der Manganaufnahme. Wie Abb. 22 zeigt, findet in dem makrophytenreichen Unterlauf des untersuchten Fließgewässersystems eine nahezu 100%ige Eliminierung dieses

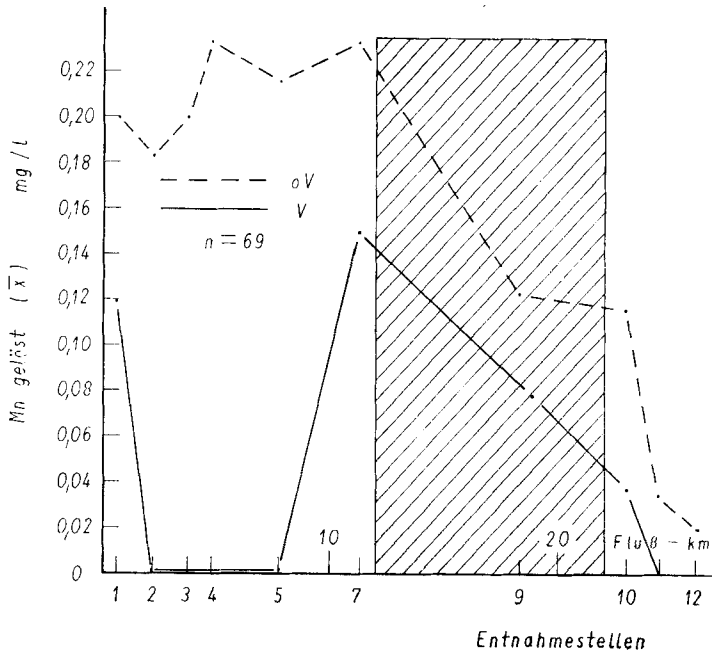


Abb. 22. Mangangehalt im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März (1971–1974)

essentiellen Kations während der Vegetationsperiode statt. Entsprechende Beobachtungen konnten wir auch in *Trapa natans*-reichen Altwässern der Schwarzen Elster anstellen. Eine starke Manganbindung fand auch SEIDEL (1966) bei *Scirpus lacustris* und *Myosotis*. Auffallend im Untersuchungsgebiet ist der dieser Darlegung scheinbar widersprechende Wiederanstieg des gelösten Mangans im Mündungsbereich der Kleinen Elster (E 1), was jedoch auf den Betrieb der Wehre zurückzuführen ist, wobei Mangan-aufwirbelungen aus dem Sediment auftreten.

Wasserdampfflüchtige Phenole

Abbildung 23 zeigt am untersuchten Flußlängsschnitt der Kleinen Elster Ganglinien des Gehaltes einwertiger Phenole (wasserdampfflüchtige Phenole). Der außerordentlich hohe Phenolgehalt an der Entnahmestelle E 9 ist Folge der Einleitung von Gerbereiabwässern, zumal hier phenolhaltige Nachgerbemittel („Sünthane“) und die sekundär durch Eiweißabbau frei werdenden Phenole sich bis zu einem gewissen Grade addieren. Die im Mündungsbereich der Kleinen Elster zunehmende Phenolkonzentration des Wassers beruht auf dem Zufluß kleinerer, teils mit landwirtschaftlichen Abwässern belasteter Vorfluter. Wie aus Abb. 23 ersichtlich, liegen die Phenolgehalte in der Vegetationsperiode grundsätzlich höher, wobei in bestimmten Flußabschnitten (E 1 und E 9) nicht unbedenkliche Werte innerhalb der Wassergüteklasse III erreicht werden. Dieser Befund ist bedeutsam, da im Mündungsbereich der Kleinen Elster eine fischereiliche Nutzung erfolgt (DAV der DDR) und bereits bei Phenolgehalten $>0,02$ mg/l eine Geschmacksbeeinträchtigung von Cypriniden nicht ausgeschlossen ist. Da der Phenolabbau stark temperaturabhängig verläuft, sollte gerade ein geringerer Phenolgehalt im Wasserkörper während der Vegetationsperiode im Vergleich zur

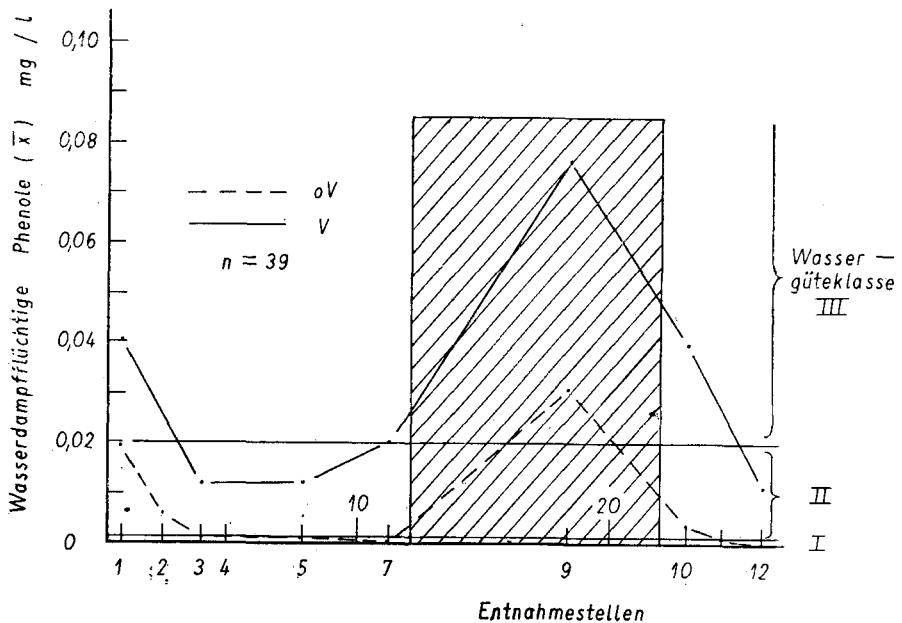


Abb. 23. Phenolgehalt im Längsschnitt der Kleinen Elster während der Vegetationsperiode und von Oktober bis März

gewebe appliziert und dabei eine Phenolabbauleistung festgestellt. Unter gewässer-ökologischen Bedingungen dürfte allerdings die Mikroflora auf Grund der inverse-size-metabolic-rate eine größere biomassespezifische Phenolabbauleistung aufweisen als die Makrophyten (vgl. auch MEISSNER und FRIEDMANN).

Abfiltrierbare Stoffe

Wie ungelöste Stoffe während der Krautperiode in der Kleinen Elster durch Makrophyten und sessile tierische Organismen eliminiert werden, geht aus Abb. 24 hervor. Nur in den nahezu heterotropen Gewässerstrecken nimmt im Sommer der Anteil der abfiltrierbaren Stoffe zu. Im krautreichen Flußbereich (E 4 . . . E 7) fällt mit zunehmender pflanzlicher Biomasse kontinuierlich der Gehalt des Wassers an abfiltrierbaren Stoffen. Eine Unregelmäßigkeit der Ganglinie in der Vegetationsperiode setzt ab E 3 ein, da von dieser Entnahmestelle ab durch Wehereinfluß ein Teil der vorher sedimentierten abfiltrierbaren Stoffe hier wieder aufgewirbelt wird. Im Unterlauf der Kleinen Elster kann in der Vegetationsperiode eine Eliminierung abfiltrierbarer Stoffe bis zu 80% und damit eine Verbesserung des Wassergütezustandes um eine Bewertungsklasse erzielt werden.

Diskussion der Ergebnisse

KOHLER und PIETSCH zeigen mit ihren zitierten Untersuchungen, daß höhere Wasserpflanzen schon bei relativ geringen Belastungen als Bioindikatoren in Erscheinung treten. In Abhängigkeit von der wasserchemischen Zusammensetzung konnten beide Autoren Artengarnituren, floristisch-ökologisch begründete Gewässerzonen und anhand von ökologischen Reihen Korrelationen zwischen der Verbreitung der einzelnen Makrophyten und Wasserinhaltsstoffen nachweisen.

Die vorliegenden Untersuchungen belegen, daß Ammoniumgehalt, Saprobienindex und BSB₅ die Makrophytenverbreitung und -differenzierung in besonderem Maße bestimmen. Mit Hilfe dieser Parameter war es möglich, ökologische Amplituden von Unterwasserpflanzen zu erstellen als Grundlage für die Kenntnis des Indikationswertes. Dabei ist zu berücksichtigen, daß Makrophyten mit den übrigen Organismen des Gewässers eine Biocönose in Raum und Zeit bilden. SWINGLE; CAINES; FITZGERALD haben nachgewiesen, daß das Wachstum der Wasserpflanzen neben dem Lichtangebot durch die Wasserqualität determiniert wird.

Laboratoriums- und gewässerökologische Untersuchungen an Algen (MULLIGAN and BARANOWSKI; MULLIGAN) lehrten, daß Biomasseproduktion mit Stickstoff- und Phosphoranreicherung bis zu relativ hohen Konzentrationen parallel laufen. Dieses Phänomen konnten allerdings MULLIGAN, BARANOWSKI and JOHNSON an submersen Makrophyten nicht bestätigen. Hohe Nährstoffdosierung (75,0 mg N/l, 7,5 mg P/l) hatte eine Eliminierung der benthischen höheren Wasserpflanzen zur Folge, während das „standing crop“ der phytoplanktischen Algen zunahm. *Elodea canadensis* wuchs noch bei hohen Nährstoffgehalten der versuchsmäßig gedüngten Modellteiche, während *Myriophyllum spicatum* var. *exalbenscens*, *Ceratophyllum demersum* und *Potamogeton crispus* verschwanden. *Chara* spp. wurde in den Teichen starker Nährstoffbelastung ebenfalls zum Verschwinden gebracht. Kontinuierliche Anreicherungen von Pflanzen-

nährstoffen führten zu Phytoplanktonblüten. *Potamogeton crispus* wird nach den genannten Autoren unter Bedingungen hoher Nährstoffkonzentrationen im Wasserkörper zu verstärkter Bildung von Überdauerungsorganen (Winterknospen) angeregt.

Nach eigenen Untersuchungsergebnissen sind Ammoniumgehalt und organische Belastung diejenigen „chemischen Verschmutzungsindikatoren“, die die Wasserpflanzenverbreitung im Fließgewässer in Abhängigkeit vom Lichtangebot und Strömungsfaktor am stärksten beeinflussen. Die Fließgeschwindigkeit ist ein stark wachstumsbegrenzender Faktor (GRUBE 1973).

Unter diesem Gesichtspunkt verdient die Bemerkung von THOMAS eine kritische Wertung, wonach höhere Wasserpflanzen bei einem Phosphatgehalt von $0,2 \text{ mg PO}_4^3-/l$ zu wuchern beginnen und dabei um so mehr „ins Kraut schießen“, je größer das Düngerangebot ist.

Die Bedeutung der Makrophyten ist nicht nur unter dem Gesichtspunkt ihrer Bioindikation zu sehen, sondern vorrangig auch unter dem ihrer Stoffbindung aus dem Gewässerkörper. PIETSCH (1970) konnte bei *Juncus bulbosus* positive lineare Korrelationen zwischen dem Eisengehalt im Sproßmaterial und dem Eisengehalt in Tagebaugewässern unterschiedlichen Alters nachweisen. Gleiches gilt auch für den Sulfatgehalt. Die von PIETSCH beschriebenen deterministischen Zusammenhänge zwischen Zitronensäuregehalt in *Juncus bulbosus* und dem Abdampfrückstand im Gewässer belegen eindeutig, daß Makrophyten wesentlich zur Verminderung des Gesamtsalzgehaltes im Gewässer beitragen. Mit diesen Ergebnissen von PIETSCH decken sich die eigenen Befunde. In der Vegetationsperiode war eine Elimination bis zu 80% von abfiltrierbaren Stoffen festzustellen. Daraus resultiert die Verbesserung der Wassergüte um eine Bewertungsklasse.

Nach SCHWOERBEL und TILLMANN (1968, 1972) ist die Nährstoffaufnahme durch Makrophyten von der Konzentration der Phosphor- und Stickstoffverbindungen im Wasser, seiner Temperatur und Strömungsgeschwindigkeit sowie der Vitalität des Pflanzenmaterials (vgl. hierzu auch STOLZ und WEISE) abhängig. Verschiedene submerse Phanerogamen bevorzugen die am stärksten reduzierte Stickstoffverbindung (NH_4) und können Nitrat erst nach Aufbrauch des Ammoniums mit der Reaktivierung der assimilatorischen Nitratreduktase in Abhängigkeit vom Licht, Phosphatgehalt, pH-Wert und möglicherweise auch vom Eisengehalt des Wassers aufnehmen (SCHWOERBEL und TILLMANN 1974). In makrophytenreichen Beständen des Untersuchungs-gewässers fanden sich allerdings biomasseabhängig höhere Ammonium- und Nitritgehalte im Wasserkörper während der Vegetationsperiode. Dieser Effekt war darauf zurückzuführen, daß derartig hohe Biomassen von submersen Makrophyten erzielt wurden, daß Phänomene negativer Rückkoppelung in hohem Maße in Erscheinung traten.

Obwohl unter gewässerökologischen Bedingungen die Eliminierung von Phosphat durch Makrophyten bestätigt wird, sind dieser Leistung Grenzen gesetzt. Der scheinbare Widerspruch zu dieser Feststellung, daß gerade in der Vegetationsperiode höchste Phosphatwerte im untersuchten Fließgewässer auftraten, ist sicher durch exogene Faktoren und Phosphatabgabe beim Absterben der Pflanzen im Sediment bedingt. In diesem Zusammenhang wird besonders auf die Ausschwemmungsraten aus landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen verwiesen, vor allem aber auf saisonbedingtes Anfallen phosphathaltiger Abwässer aus Wäschereien. Die Phosphoreliminierungsleistung der Makrophyten wird durch eine Sättigungsbeziehung beschreibbar; sie unterliegt außerdem jahreszeitlich bedingten Schwankungen. Deshalb sind höhere Wasser-

pflanzen für die sogenannte dritte Reinigungsstufe nur bedingt geeignet. Im Interesse eines ökonomischen Einsatzes der Phosphoreliminierungsleistung submerser Makrophyten ist erforderlich, bezüglich deren Biomasse den Grenzwert von $250 \text{ g (TS)} \cdot \text{m}^{-2}$ (JØRGA und WEISE 1977) nicht zu überschreiten. Aus diesem Grunde sollte auch unter dem Aspekt der Phosphoreliminierung eine mehrmalige Entkrautung im Jahr erfolgen. Wie sich bei den flußökologischen Untersuchungen ergab, werden Nährstoffe und Spurenelemente, die durch Ausschwemmung aus landwirtschaftlichen Nutzflächen oder über das Abwasser eingetragen werden, von submersen Wasserpflanzen aufgenommen und inkorporiert. Um diese zunächst biomassegebundenen Nährstoffe im Rahmen der Ökozirkulation wieder nutzbar zu machen, empfiehlt sich deren Wiederverwertung bei der landwirtschaftlichen Produktion. *Elodea canadensis* wird nach FRANKE in frischem Zustand ebenso wie getrocknet gern von Rind und Schwein aufgenommen und gut verwertet. Unterwasserpflanzen zeichnen sich allgemein durch einen hohen Rohproteingehalt aus. Dieser beträgt bei *Elodea* 16,1% der Trockenmasse, bei Grünlandgräsern schwankt dieser je nach Schnittzeit von 10,1 . . . 15,9% der Trockenmasse, bleibt also der Ausbeute von *Elodea* unterlegen! Der bei *Elodea* ausgesprochen niedrige Rohfaseranteil (14,7% der Trockenmasse) bedingt zusätzlich günstige Verdaulichkeit in der Tierernährung. Unter dem Aspekt der Ökozirkulation bedeutet die Verwendung submerser Wasserpflanzen, daß Ausgangsprodukte des Gewässers unmittelbar zu Eingangsgrößen intensiv produzierender Landwirtschaft werden. In Anbetracht der hohen Biomasseproduktionswerte submerser Makrophyten wäre eine landwirtschaftliche Verwertung gleichzeitig ein effektiver Schritt zur Verringerung der Nährstofflast in den Gewässern. Probleme der technischen Realisierung bedürfen jedoch noch eingehender Bearbeitung (JØRGA und WEISE 1978 b).

Literatur

- ANT, H.: Die Benthos-Biozönosen der Lippe. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaften und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf, 1966.
- AUERBACH, S., P. PRÜFER und G. WEISE: Gasstoffwechselphysiologische Schädigungskriterien bei submersen Makrophyten vom Typ *Fontinalis antipyretica* L. unter Einwirkung von Schwermetallen oder Phenol. Int. Revue ges. Hydrobiol. **58** (1973), 19–32.
- AUSGEWÄHLTE METHODEN DER WASSERUNTERSUCHUNG, Bd. I: Chemische, physikalisch-chemische, physikalische und elektrochemische Methoden. Jena, VEB Gustav-Fischer-Verlag, 1976.
- BACKHAUS, D.: Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. I. Voruntersuchungen. Arch. Hydrobiol. Suppl. **30**, Donauforschung **2** (1967), 364–399.
- BRAUNER, L., und F. BUKATSCH: Das kleine pflanzenphysiologische Praktikum, 6. Aufl. Jena, 1961.
- BREITIG, G.: Indikatoren für die Verunreinigung der Gewässer mit abbaubaren organischen Stoffen – Saprobien-system. Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Bd. II: Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden, Lieferung 1–3, Jena, VEB Gustav Fischer-Verlag, 1975.
- CAINES, L. A.: The phosphorous content of some aquatic macrophytes with special reference to seasonal fluctuations and applications of phosphate fertilizers. Hydrobiologia **25** (1965), 289–301.
- CARBIENER, R.: Aperçu sur quelques effets de la pollution des eaux douces de la zone temperee sur le biocenoses aquatiques. Bull. Sect. Geogr. Minist. Educ. Nation., **80** (1969), 45–132, Paris.

- COLE (1974): Zit. bei UHLMANN, D., G. SCHELLENBERGER und V. SLÁDEČEK: Tagungsberichte – Umschau der Limnologie 1974 – SIL Kongreß in Winnepeg. Acta hydrochim. hydrobiol. **3** (1975) 4, 393.
- CZERWENKA, W., und K. SEIDEL: Neue Wege einer Grundwasseranreicherung in Krefeld. Gas- und Wasserfach **106** (1965), 828.
- DIETRICH, R.: Die dritte Reinigungsstufe für den Vorfluter Bodensee. Ges.-Ing. **10** (1963), 305.
- DIETZ, F.: Die Anreicherung von Schwermetallen in submersen Pflanzen. Gas- und Wasserfach – Wasser/Abwasser **118** (1972) 6, 269–273.
- ERIKSON (1974): Zit. bei UHLMANN, D., G. SCHELLENBERGER und V. SLÁDEČEK: Tagungsberichte – Umschau der Limnologie 1974 – SIL Kongreß in Winnepeg. Acta hydrochim. hydrobiol. **3** (1975) 4, 395.
- EVERS, R. H.: Advanced Wastewater treatment techniques for removing nitrogen and phosphorus. Water and Sewage Workes J. Reference Number 1973, R-15 bis R-19 und R-134 bis R-137, 1973.
- FELGNER, G., und B. MEISSNER: Untersuchungen zur Reinigung phenolhaltiger Abwässer durch die Flechtbinse (*Scirpus lacustris* und *S. tabernaemontani*). Fortschritte der Wasserchemie **5** (1967), 207–239; **9** (1968), 199–214.
- FINGERLIN, G.: Limnologische Untersuchungen an der Unteren Güll (Bodensee): Morphologie, Hydrographie, Sedimente und Litoralvegetation. Dipl.-Arb. am Limnologischen Institut der Universität Freiburg, Konstanz – Egg., 1972.
- FITZGERALD, G. P.: Detection of limiting or surplus nitrogen in algae and aquatic weeds. J. Phycology **4** (1968) 27, 121–126.
- FLÜGEL, R.: Bestimmung der Schwermetallinkorporation durch submerse Makrophyten in Beziehung zur Stoffwechselaktivität durch Modellversuche. Dipl.-Arb. Sektion Wasserwesen der Technischen Universität Dresden, 1975.
- FORSBERG, C.: Phosphorus, a maximum factor in the growth of Characeae. Nature **201** (1964), 517–518.
- FRANKE, E.-R.: Futtermittelkunde. Futterwert und Einsatzmöglichkeiten der Futtermittel, 2. Aufl. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 1960.
- GÄRTNER, M., U. PAJONK und J. SCHUBERT: Untersuchungen zur Frage des C-Haushaltes emerger höherer Wasserpflanzen zum Problembereich Verlandungspotenz, dargestellt an den Objekten *Glyceria maxima*, *Sparganium erectum*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Phragmites communis* und *Phragmites communis* var. *pseudodonax*. Gemeinschaftsdissertation Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen der Technischen Universität Dresden, 1973.
- GESSNER, F.: Hydrobotanik. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung im Wasser, Bd. II: Stoffhaushalt. Berlin, 1959.
- GLÄNZER, U.: Experimentelle Untersuchung über das Verhalten submerger Makrophyten bei NH_4^+ -Belastung. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Saarbrücken, 1973.
- GRUBE, H.-J.: Belastung und Belastbarkeit von submersen Makrophyten in südniedersächsischen Fließgewässern. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Saarbrücken, 1973.
- : Die Makrophytenvegetation der Fließgewässer in Süd-Niedersachsen und ihre Beziehungen zur Gewässerverschmutzung. Arch. Hydrobiol./Suppl. **45** (Monographische Beiträge) **4** (1975) Stuttgart, 376–456.
- HACKENBERGER, J.: Probleme der künstlich biologischen Behandlung von Abwässern aus Massentierhaltungen. Wasserwirtsch.-Wassertechn. **26** (1976) 6, 197–201.
- HOHMANN, H. D.: Zur Kenntnis des Stoffhaushaltes von Mittelgebirgsbächen (Einzugsgebiet Obere Talsperre Neunzehnhain). Dipl.-Arb. Math.-nat. Fakultät Karl-Marx-Universität Leipzig, 1963.
- HORBACH, W., L. HORNIG und G. WEISE: Beeinflussung des Kohlendioxydhaushaltes submerger höherer Wasserpflanzen im Fließgewässer durch Wasserschadstoffe. Acta hydrochim. hydrobiol. **4** (1976) 4, 363–384.

- HOUGH und OTSUKI (1974): Zit. bei UHLMANN, D., G. SCHELLENBERGER und V. SLÁDEČEK: Tagungsberichte – Umschau der Limnologie 1974 – SIL Kongreß in Winnepeg. Acta hydrochim. hydrobiol. **8** (1975) 4, 393.
- HUTCHINSON, G. E.: A treatise on Limnology, Volume I. New York, John Wiley and sons, Inc., 1957, 727–752.
- (1974): Zit. bei UHLMANN, D., G. SCHELLENBERGER und V. SLÁDEČEK: Tagungsberichte – Umschau der Limnologie 1974 – SIL Kongreß in Winnepeg. Acta hydrochim. hydrobiol. **8** (1976) 4, 395.
- HUTNER, S. H., L. PROVASOLI, A. SCHATZ and C. P. HASKINS: Some approaches to the study of the role of metals in the metabolism of microorganisms. Proc. Amer. Phil. Soc. **94**, 152–170.
- JESCHKE, W. D., und W. SIMONIS: Über die Aufnahme von Phosphat- und Sulfationen durch Blätter von *Elodea densa* und ihre Beeinflussung durch Licht, Temperatur und Außenkonzentrationen. Planta (Berlin) **67** (1965), 6–32.
- JORGA, W.: Biologische Selbstreinigung – Unterwasserpflanzen als Indikatoren der Wasserbeschaffenheit. Poseidon (Berlin) **145** (1974) 1, 30–33.
- JORGA, W., und G. WEISE: Biomasseentwicklung submerse Makrophyten in langsam fließenden Gewässern in Beziehung zum Sauerstoffhaushalt. Int. Revue ges. Hydrobiol. **62** (1977) 2, 209–233.
- : Beziehungen zwischen Kohlendioxidgasstoffwechsel submerse Makrophyten (Typ: Hydrogencarbonatspalter) und Sauerstoffproduktion in langsam fließenden Gewässern. Acta hydrochim. hydrobiol. **6** (1978) 3, 199–226 (a).
- : Neue Erkenntnisse zur landwirtschaftlichen Verwertung von Wasserpflanzen. Wasserwirtsch.-Wassertechn. **28** (1978) 9, 313–316 (b).
- KICKUTH, R.: Ökochemische Leistungen höherer Pflanzen. Naturwissenschaften **57** (1970), 55–61.
- KICKUTH, R.: Sind höhere Pflanzen bei der Gewässerreinigung wirksam? Forum Umwelt Hygiene (Zeitschrift für Forschung und Technik der Boden-, Wasser-, Lufthygiene) **26** (1975) 6, 165–167.
- KICKUTH, R., und G. KAITZIS: Mikrobizid wirksame Aromaten aus *Scirpus lacustris* L. Forum Umwelt Hygiene **26** (1975) 1, 29–30.
- KICKUTH, R., und Th. TITTZER: Makrophyten limnischer Standorte und ihr Verhalten gegenüber p-Toluolsulfonsäure im Substrat. I. Über die Toleranz von Sumpf- und Wasserpflanzen gegenüber p-Toluolsulfonsäure. II. Elimination von p-Toluolsulfonsäure in Modellsystemen mit Sumpf- und Wasserpflanzen. Angew. Botanik **48** (1974), 185–207. Göttingen.
- KOHLER, A.: Zur Ökologie submerse Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. Ber. Dtsch. Bot. Ges. (Stuttgart) **84** (1971) 11, 713–720.
- : Wasserpflanzen und Gewässerverschmutzung. Der Biologieunterricht **9** (1973), 2.
- : Gefährdung, Schutz und Sanierung von Wasserpflanzenbiotopen. Seminar „Arten- und Biotopschutz für Pflanzen“ der Bayr. Naturschutzakademie vom 21.–22. 11. 1974.
- : Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. Beitrag naturk. Forsch. Süd.-Dtl. (Oberdorfer Festschrift Karlsruhe) **84** (1975), 149–159.
- KOHLER, A., H. VOLLRATH und E. BEISL: Zur Verbreitung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. (Stuttgart) **69** (1971) 3, 333–365.
- KOHLER, A., G. H. ZELTNER und M. BUSSE: Wasserpflanzen und Bakterien als Verschmutzungsanzeiger von Fließgewässern. Umschau (Frankfurt a. M.) **72**, 5, 158–159.
- KOHLER, A., R. WÖNNEBERGER und G. H. ZELTNER: Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. (Stuttgart) **72** (1973) 4, 535–549.
- KOHLER, A., und G. H. ZELTNER: Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes (Naab, Pfreimd und Schwarzbach). Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. **33** (1974), 171–232.

- KOHLER, A., R. BRINCKMEIER und H. VOLLBATH: Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. Bericht Bayr. Bot. Ges. (Stuttgart) **45** (1974), 5–36.
- KOLKWITZ, R., und M. MARSSON: Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. dtsh. bot. Ges. **26a** (1908), 505–519.
- KOLKWITZ, R.: Ökologie der Saprobien. Stuttgart, 1950.
- KOTHÉ, P.: Der „Artenfehlbetrag“, ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. Dtsch. Gewässerkundl. Mitt. **6** (1962), 61–65.
- KOZERSKI, H.-P.: Ein einfaches mathematisches Modell für den Phosphoraustausch zwischen Sediment und Freiwasser. Acta hydrochim. hydrobiol. **5** (1977) **1**, 53–65.
- KRAUSE, W.: Die makrophytische Wasservegetation der südlichen Oberrheinebene. Arch. Hydrobiol. Suppl. (Stuttgart) **37** (1971), 387–465.
- KRAUSE, A., und K.-H. HARMS: Auswirkungen industrieller Umweltbelastung auf die Vegetation im südlichen Saarland. In: Jahresbericht 1971 der Bundesanstalt für Vegetationskunde, Naturschutz und Landschaftspflege, S. F. **12**, F. 13.
- KURIMO, U.: Effect of pollution on the aquatic flora of the Varkaus area, Finish Lake District. Ann. Bot. Fennici **7** (1970) 213–254, Helsinki.
- LANG, G.: Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. Arch. Hydrobiol. **32** (1967), 437–547.
- : Die Vegetation des westlichen Bodenseegebietes. Jena, 1973.
- LIEBMANN, H.: Über den Einfluß der Verkrautung auf den Selbstreinigungsvorgang in der Saale unterhalb Hof. Vom Wasser **14** (1939/40).
- : Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie, Bd. II, Lieferung 1. Jena, 1960.
- : Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie, Bd. I, 2. Aufl. Jena, 1962.
- MEISSNER, B., und E. FRIEDMANN: Abwassernachreinigung mit Teichsimen (*Schoenoplectus lacustris*) in Abwasserteichen. Wasserwirtsch. — Wassertechn. **18** (1968) **11/12**, 420–425.
- MOURSI, H. A.: Wasserpflanzenbekämpfung in den Bewässerungs- und Entwässerungssystemen Ägyptens. Das gegenwärtige Problem und vorgeschlagene Lösung. EUTROSYM '76 (1976) Bd. IV, 75–91. Materialien des Internationalen Symposiums über Eutrophierung und Sanierung von Oberflächengewässern (20.–25. IX. 1976 — Karl-Marx-Stadt).
- MULLIGAN, H. F.: Effects of nutrient enrichment on aquatic weeds and algae. In: Proceedings Second Annual Cornell Agricultural Waste Symposium. Rochester, New York (1970), 180–184.
- MULLIGAN, H. F., and A. BARANOWSKI: Growth of phytoplankton and vascular aquatic plants at different nutrient levels. Verh. Internat. Verein. Limnol. **17** (1969), 802–810.
- MULLIGAN, H. F., A. BARANOWSKI and R. JOHNSON: Nitrogen and phosphorus fertilization of aquatic vascular plants and algae in replicated ponds I. Initial response to fertilization. Hydrobiologia **48** (1976) **2**, 109–116.
- NIEMANN, E., und U. WEGENER: Verminderung des Stickstoff- und Phosphoreintrages in wasserwirtschaftliche Speicher mit Hilfe nitrophiler Uferstauden- und Verlandungsvegetation („Nitrophyten-Methode“). Acta hydrochim. hydrobiol. **4** (1976) **3**, 269–275.
- NÜMANN, W.: Die Möglichkeiten der Gewässerreinigung mit höheren Pflanzen nach den bisherigen Untersuchungsergebnissen und theoretischen Überlegungen. Int. Revue ges. Hydrobiol. **55** (1970) **1**, 149–158.
- PANTLE, R., und H. BUCK: Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- u. Wasserfach **96** (1955), 604.
- PERTTULA, U.: Jätevesien vaikutusesta Valkeakosten lähivesien kasvillisuuteen ja kasvistoon. Arch. Soc. Zool.-Bot. Fenn., Vanamo **7** (1953), 106–113, Helsinki.
- PEUKERT, V.: Über die Rolle des photosynthetischen Sauerstoffeintrages bei der Wiederbelüftung der Elbe im Raum Dresden. Acta hydrochim. hydrobiol. **2** (1974) **4**, 319–333.
- PIETSCH, W.: Die Erstbesiedlungsvegetation eines Tagebaugewässers. Limnologica (Berlin) **3** (1965) **2**, 177–222.
- : Wasserchemie und Vegetationsentwicklung in den Tagebauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers. Niederlaus. flor. Mitt. **2** (1966), 34–41.

- PIETSCH, W.: Ökophysiologische Untersuchungen an Tagebaugewässern der Lausitz. Habilitationsschrift Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen der Technischen Universität Dresden, Sektion Wasserwesen, 1970.
- : Ausgewählte Beispiele für Indikatoreigenschaften höherer Wasserpflanzen. Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch. (Berlin) **12** (1972) 2, 121–151.
- : Vegetationsentwicklung und Gewässergenese in den Tageauseen der Lausitzer Braunkohlen-Reviers. Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch. (Berlin) **13** (1973) 3, 187–217.
- : Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen — ein Beispiel zur Belastung aquatischer Ökosysteme. Mitt. der Sekt. Geobotanik und Phytotaxonomie d. Biol. Ges. d. DDR **1**, 1975.
- PODBIELKOWSKI, Z.: Zarastanie rowow melioracyjnych na torfowiskach okolic Warszawy. Monographiae Botanicae **23** (1967), 1–170.
- PODUSKA, R. A., und J. F. ANDREWS: Dynamics of nitrification in the activated sludge process. Presented at 29th Industrial Waste Conference Purdue university Lafayette, Indiana, May 7–9, 1974.
- SCHMIDT, G. P.: Untersuchungen über die Reinigung von Abwässern in Oxydationsteichen. Acta hydrochim. hydrobiol. **4** (1976) 4, 335–343.
- SCHWOERBEL, J., und G. C. TILLMANN: Untersuchungen über die Nährstoffaufnahme submerser Phanerogamen in Fließgewässern. Limnol. Ber. d. X. Jubiläumstagung Donauforschung, Sofia (1968).
- : Ammonium-Adaptation bei submersen Phanerogamen in situ. Arch. Hydrobiol./Suppl. (Stuttgart) **47**, Falkau-Arb. **8** (1972) 1, 139–141.
- : Stickstoffaufnahme aus dem Wasser und Nitratreduktase-Aktivität bei submersen Wasserpflanzen: *Fontinalis antipyretica* L. Arch. Hydrobiol./Suppl. (Stuttgart) **47**, Falkau, Arb. **9** (1974) 2, 282–294.
- SEIDEL, K.: Über Phenolspeicherung und Phenolabbau in Wasserpflanzen. Die Naturwissenschaften **50** (1963) 12, 452–453.
- : Phenol-Abbau im Wasser durch *Scirpus lacustris* L. während einer Versuchsdauer von 31 Monaten. Naturwissenschaften **52** (1965) 13, 398.
- : Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. Naturwissenschaften **53** (1966) 12, 289–297.
- : Zur bakteriziden Wirkung höherer Pflanzen. Naturwissenschaften **56** (1969) 12, 642–643.
- : Wirkung höherer Pflanzen auf pathogene Keime in Gewässern. Naturwissenschaften **58** (1971) 4, 150–151.
- : Reinigung von Industrie-Abwässern durch *Juncus maritimus* LAMARC. Naturwissenschaften **60** (1973) 3, 158–159.
- : Überraschende Möglichkeiten der Nutzung höherer Wasserpflanzen. Mitt. Max-Planck-Gesellschaft (München) **6** (1974), 479–494.
- STEEMANN-NIELSEN, E.: Photosynthesis of aquatic plants with special reference to the carbon sources. Dansk. Bot. Arkiv **12** (1947), 1–71.
- : Uptake of CO₂ by the plant. In: W. RUHLAND (ed.), Handbuch der Pflanzenphysiologie, Bd. V, 1. Berlin-Göttingen-Heidelberg, Springer Verlag, 1960, 70–84.
- STOLZ, L., und G. WEISE: Einfluß des Nährstoffgehaltes auf die Stoffproduktion submerser Makrophyten in Fließgewässern. Materialien zum Symposium mit internationaler Beteiligung 16.–20. 10. 1973 Schloß Reinhardsbrunn „Eutrophierung und Gewässerschutz“ (Biol. Gesellsch. d. DDR, AG Hydrobiologie und Technische Universität Dresden, Sektion Wasserwesen).
- SUOMINEN, J.: Changes in the aquatic macroflora of the polluted Lake Rautavesi, SW-Finland. Ann. Bot. Fennici **5** (1968), 65–81, Helsinki.
- SWINGLE, H. S.: Experiments on pond fertilization, Alabama. Experiment Station Bulletin **264** (1947), 258–267.
- THOMAS, E. A.: Gewässerfeindliche Wirkungen von Phosphaten in Flüssen und Bächen. Schweiz, Z. Hydrol. **37** (1975) 2, 273–288.

- TSCHAU-SCHLÜTER, M.: Mikrobenthos — Bewuchs (Periphyton). Daphnientest. Guppytest. Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Bd. II: Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden, Lieferung 1–3. Jena, VEB Gustav-Fischer-Verlag, 1975.
- TÜMPLING, W. v.: Zusammenhänge zwischen Sauerstoffgehalt und Saprobiezustand bei Fließgewässern. Fortschritte der Wasserchemie 7 (1967), 18–31.
- : Ermittlung des Saprobitätsgrades. Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Bd. II: Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden, Lieferung 1–3. Jena, VEB Gustav Fischer-Verlag, 1975.
- TÜMPLING, W. v., und D. VENTZ: Über den Einfluß des Sauerstoffgehaltes auf den saprobiologischen Gewässerzustand. Fortschritte der Wasserchemie 7 (1967), 9–17.
- UHLMANN, D.: Biogene Stoffumsetzungen in verschmutzten Gewässern. Fortschritte der Wasserchemie 7 (1967), 124–146.
- : Hydrobiologie. Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Jena, VEB Gustav Fischer-Verlag, 1975.
- UOTILA, P.: Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S-Finland. Ann. Bot. Fennici 8 (1971), 257–295, Helsinki.
- VOLLENWEIDER, R. A.: Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässereutrophierung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris 1968. Bericht DAS/CSI/68–27/mimeo./
- WAGNER, G.: Phosphatspeicherung und N/P-Quotient bei Laichkräutern in abwasserbelasteten und unbelasteten Ufergebieten des Bodensees. Int. Revue ges. Hydrobiol. 51 (1966), 229–235.
- WALTER, G.: Ökologische Untersuchungen über die Wirkung Fe-II-haltiger Braunkohlengruben-Abwässer auf Vorflutorganismen. Wiss. Z. Karl-Marx-Universität Leipzig 15 (1966), Math.-Nat. Reihe 1, 247–269.
- WEISE, G., W. HORBACH, L. HORNIG und A. H. GNAUCK: Der Kohlendioxidumsatz submerser Makrophyten als Indikationskriterium des Wassergütezustandes. Acta hydrochim. hydrobiol. 4 (1976), 95–101.
- WINTER, A. G., und F. SCHÖNBECK: Zit. aus SEIDEL, K.: Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. Naturwissenschaften 53 (1966) 12, 289–297.
- WUHRMANN, K.: Stickstoff- und Phosphorelimination. Ergebnisse von Versuchen im technischen Maßstab. Schweiz Z. Hydrol. 26 (1964), 520–558.
- ZELINKA, M., und V. SLÁDEČEK: Hydrobiologie pro vodohospodare. Praha, 1964.

Manuskripteingang: 22. 6. 1977.

Anschriften der Verfasser:

Dr. W. JORGA, DDR — 795 Bad Liebenwerda, Straße der DSF 13;

Doz. Dr. habil. G. WEISE, Technische Universität Dresden, Sektion Wasserwesen, Bereich Hydrobiologie, DDR — 8027 Dresden, Mommsenstraße 13.