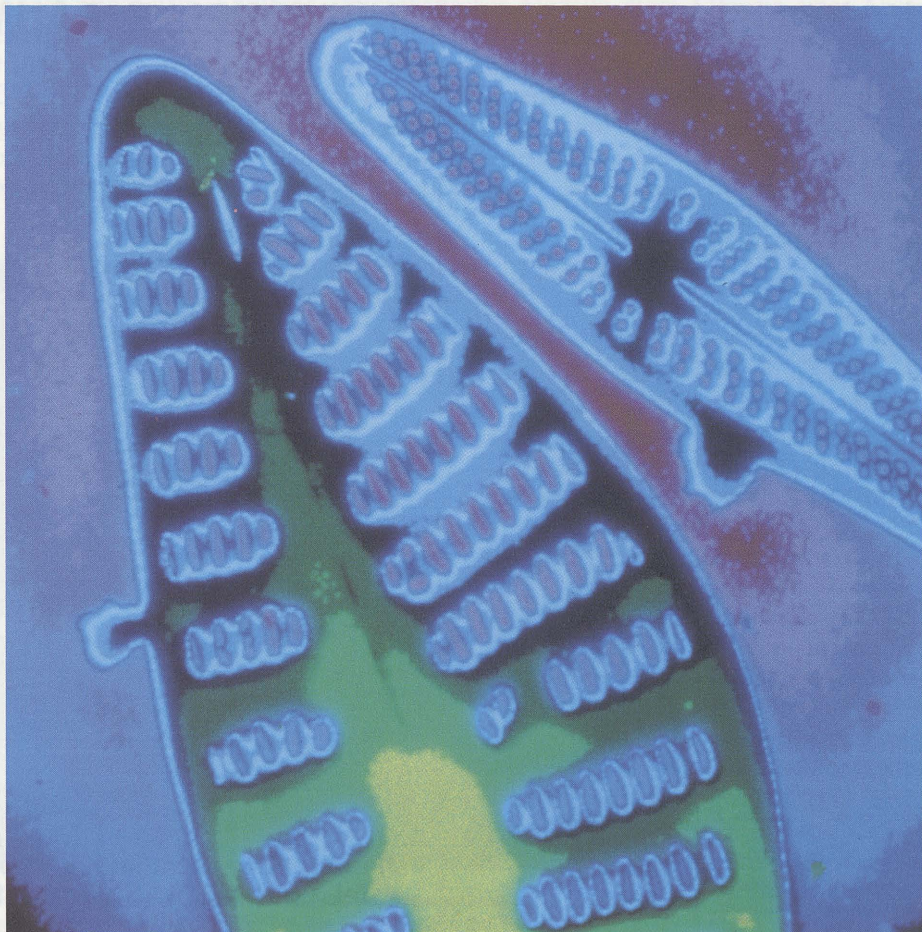


Kieselalgen als Indikatoren für Gewässerqualität

Wie sich die Gewässergüte des Mains im Verlauf der vergangenen zwei Jahrzehnte verändert hat

Von Christine Schmidt und Horst Lange-Bertalot



Transmissionselektronenmikroskopische Aufnahme: Manfred Ruppel

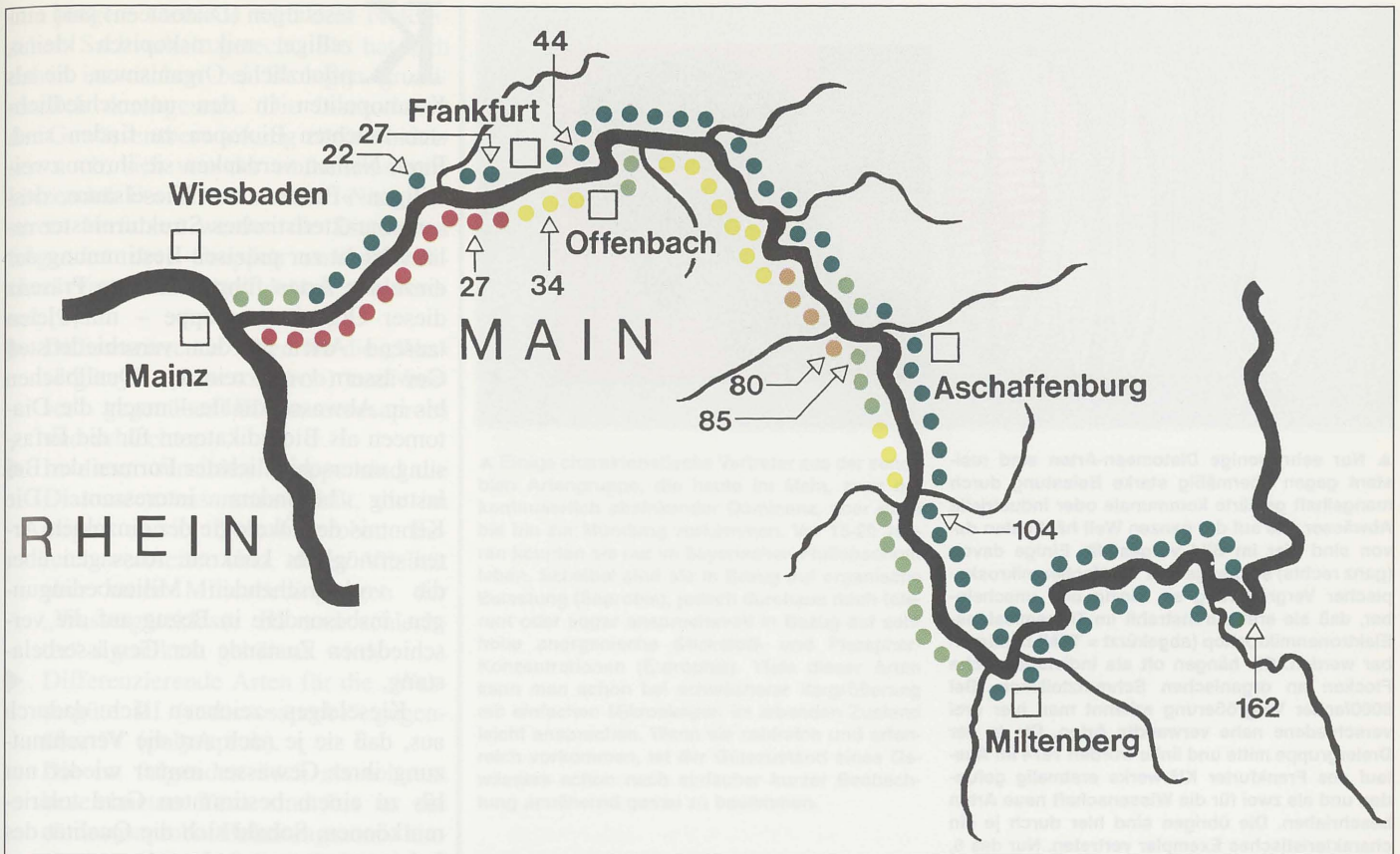


Abb. 2: Topographische Lage der untersuchten Stellen (Angaben in Flußkilometern). Obere Punktlinie: Zustand 1988/89; untere Punktlinie: Zustand 1973-76. (Die Farben zeigen den Verschmutzungsgrad an: rot = übermäßig verschmutzt, orange = sehr stark verschmutzt, gelb = stark verschmutzt, hellgrün = kritisch belastet, dunkelgrün = mäßig belastet)

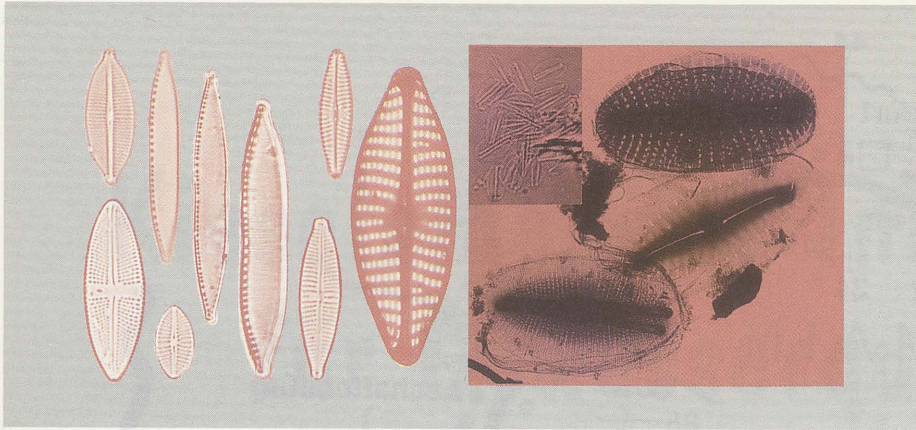
Gewässergüteuntersuchungen sind noch immer ein Thema von höchster Aktualität. Besonders der Main als zweitgrößter Strom der dichtbesiedelten und hochindustrialisierten Rhein-Main-Region war und ist ein Modellfall für Zusammenhänge zwischen physikalisch-chemischer Wasserqualität und Gewässerbiologie. In der Periode übermäßig starker Belastung des Untermains bis Mitte der siebziger Jahre war die gesamte Biozönose, Tiere und Pflanzen, auf wenige resistente Arten »zusammengeschrumpft«. Durch den Bau vieler neuer Abwasserreinigungsanlagen hatten sich die Lebensbedingungen bereits zu Beginn der achtziger Jahre merklich verbessert. Erst jetzt aber hat sich die Wasserqualität hier so weit den Verhältnissen im bayerischen Mittellauf des Mains angenähert, daß endlich ein tiefgreifen-

der Arten-Zuwachs und -Austausch stattfinden konnte. Seit 1972 untersuchen wir in regelmäßigen Abständen die Wasserquali-

tät des Mains, unsere Indikatoren sind dabei die Kieselalgen [vgl. Zwischenbericht in Forschung Frankfurt 4, 1984].

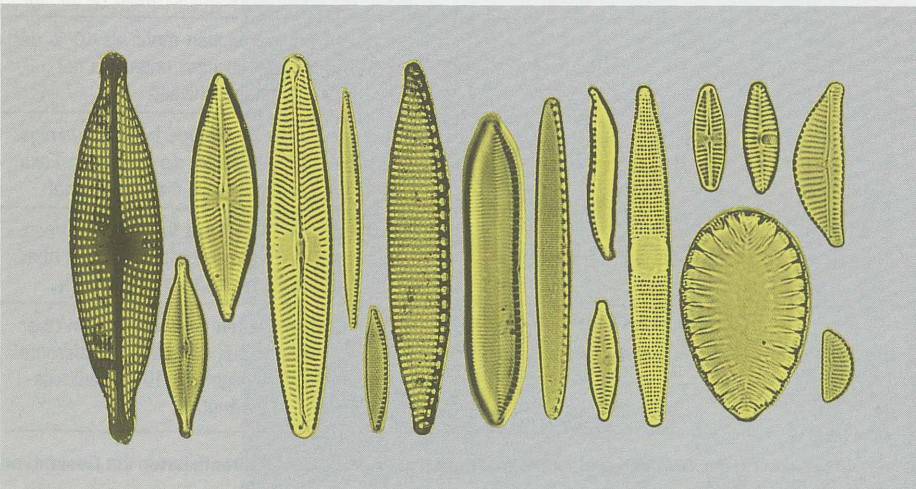
Gewässergüteklasse	Anteile der differenzierenden Artengruppen
I und I-II (nicht oder wenig belastet) <small>Kommt im Main nicht vor, in anderen großen Strömen Mitteleuropas sehr selten (Hoch-Rhein)</small>	Besondere, hier nicht aufgeführte Arten.
II (β-mesosaprob = mäßig belastet)	Die Taxa (meistens=Arten) der sensiblen Gruppe überschreiten die Dominanzschwelle (> 50 %).
II-III (β-α-mesosaprob = kritisch belastet)	Die sensiblen Taxa erreichen mehr als 10 % der Assoziation, bleiben aber unterhalb der Dominanzschwelle.
III (α-mesosaprob = stark verschmutzt)	Die Taxa der sensiblen Gruppe besitzen weniger als 10 % Assoziationsanteile, die toleranten Taxa dominieren mit über 50 % die Gesellschaft.
III-IV (α-meso-polysaprob=sehr stark verschmutzt)	Sensible und tolerante Taxa liegen zusammen unterhalb der Dominanzschwelle, erreichen aber einen Gesellschaftsanteil von über 10 %.
IV (polysaprob = übermäßig verschmutzt)	Die Taxa der resistenten Gruppe nehmen über 90 % der Assoziation ein, sensible und tolerante Taxa werden auf weniger als 10 % zurückgedrängt.

Abb. 1: Bestimmung der Gewässergüte mittels der relativen Anteile der Differentialarten am Gesamtvorkommen der Kieselalgen.



▲ Nur sehr wenige Diatomeen-Arten sind resistent gegen übermäßig starke Belastung durch mangelhaft geklärte kommunale oder industrielle Abwässer. Die auf der ganzen Welt häufigsten davon sind hier im Bild vorgestellt. Einige davon (ganz rechts) sind sogar bei 1500facher mikroskopischer Vergrößerung so winzig und unscheinbar, daß sie erst durchstrahlt im Transmissions-Elektronenmikroskop (abgekürzt = TEM) bestimmbar werden. Sie hängen oft als individuenreiche Flocken an organischen Schmutzteilchen. Bei 8000facher Vergrößerung erkennt man hier drei verschiedene nahe verwandte Arten. Die in der Dreiergruppe mitte und links wurden 1974 im Auslauf des Frankfurter Klärwerks erstmalig gefunden und als zwei für die Wissenschaft neue Arten beschrieben. Die übrigen sind hier durch je ein charakteristisches Exemplar vertreten. Nur das 8. und 9. Exemplar (von links) gehören zur selben Art. Das 8. (kleines Bild oben) ist ebenso wie alle anderen lichtmikroskopischen Bilder 1500fach vergrößert, das 9. dagegen im TEM 4000fach. Es handelt sich um eine salzliebende Art, die in vielen Chemie-Abwässern noch gut leben kann.

Tolerant zwar gegen starke, aber nicht mehr resistent gegen übermäßig starke Abwasserbelastung ist diese Artengruppe. Vor 15-20 Jahren dominierte sie noch von Aschaffenburg bis ins Frankfurter Stadtgebiet. Flußabwärts wurde sie schließlich im Einfluß der mangelhaft geklärten Stadt-Abwässer und der Industrie durch die resistenteste Gruppe abgelöst. Heute spielen beide Gruppen jeweils mit niedrigen Anteilen nur noch eine untergeordnete Rolle im Main. Ganz links (Position 1 und 2) und in der Mitte (Position 6 und 7) sind wieder zwei Paare nebeneinander gestellt, mit je einem Exemplar im Lichtmikroskop 1500fach und im TEM 4000fach vergrößert. ▼



Kieselalgen (Diatomeen) sind einzellige, mikroskopisch kleine, pflanzliche Organismen, die als Kosmopoliten in den unterschiedlichsten feuchten Biotopen zu finden sind. Ihren Namen verdanken sie ihrem zweiseitigen »Panzer« aus Kieselsäure, dessen charakteristisches Strukturmuster relativ leicht zur präzisen Bestimmung der einzelnen Arten führt. Die stete Präsenz dieser Organismengruppe – mit vielen tausend Arten in den verschiedensten Gewässern von reinsten Quellbächen bis in Abwasserkanäle – macht die Diatomeen als Bioindikatoren für die Erfassung unterschiedlichster Formen der Belastung besonders interessant. Die Kenntnis der Ökologie der einzelnen Arten ermöglicht konkrete Aussagen über die vorherrschenden Milieubedingungen, insbesondere in Bezug auf die verschiedenen Zustände der Gewässerbelastung.

Kieselalgen zeichnen sich dadurch aus, daß sie je nach Art die Verschmutzung ihrer Gewässer immer wieder nur bis zu einem bestimmten Grad tolerieren können. Sobald sich die Qualität des Lebensraumes verändert, kommt es zu einer charakteristischen Verschiebung der Diatomeenpopulationen. Basierend auf diesem Sachverhalt entwickelten wir anhand der Kieselalgen-Gesellschaften des Rhein-Main-Gebietes die Differentialarten-Analyse zur Ermittlung der organischen Gewässerbelastung (Saprobie) [6;7;8;9;]. Im Gegensatz zum sonst gebräuchlichen Indikatorsystem der organischen Verschmutzung, welches auf der Verwendung von bestimmten Arten als Leitformen für die verschiedenen Belastungsstufen basiert, werden hierbei differenzierende Artengruppen mit art-spezifischen Toleranzgrenzen gegenüber der Wasserqualität definiert. Der Unterschied läßt sich etwa so beschreiben: Die neue Untersuchungsmethode ist vergleichbar mit einem medizinischen Blutbild, in dem quantitative Verschiebungen der einzelnen Komponenten Aussagen über den ganzen Organismus zulassen. Die alte Methode ist vergleichbar mit dem Vorgehen der Geologen, die das Alter einer Gesteinsschicht mit Leitfossilien bestimmen. Jede Art bekommt eine Indexziffer zugeordnet. Aus der Summe dieser Ziffern wird dann der Gütezustand nach einer Formel errechnet. Salopp ausgedrückt: Die ältere Methode erfüllt besser die Ansprüche von Ingenieuren in einer Behörde, weil sie mathematische Genauigkeit verspricht. Sie ist aber eher idealistisch und mit der komplizierteren biologischen Realität nur schlecht zu vereinbaren.

Die jüngere Methode wird dem biologischen Sachverhalt gerecht. Sie hat sich daher inzwischen bei Biologen grundsätzlich durchgesetzt. Die Institutionen der Gewässerüberwachung zögern indes noch, sich von der einfacheren verkürzten Formel zu trennen. Nach unserem Verfahren werden die Diatomeen folgenden drei Gruppen unterschiedlicher Verschmutzungstoleranz zugeordnet [2]:

► Differenzierende Arten für die „Wassergüte II (β -mesosaprob) und besser“ gegenüber III (α -mesosaprob) und schlechter.

► In dieser sensiblen Gruppe sind die Diatomeen zusammengefaßt, die im oligo- sowie β -mesosaprobien Bereich verbreitet sind, deren Vitalität aber unter Milieubedingungen der „Wassergüteklasse III und schlechter“ signifikant gehemmt wird.

► Differenzierende Arten für die „Wassergüte III (α -mesosaprob)“ gegenüber IV (polysaprob).

Die im folgenden auch als tolerant bezeichneten Taxa sind bis in die α -mesosaprobe Belastungszone hinein uneingeschränkt vital, eingeschränkt lebensfähig noch bis in den Zwischenbereich zur Polysaprobität.

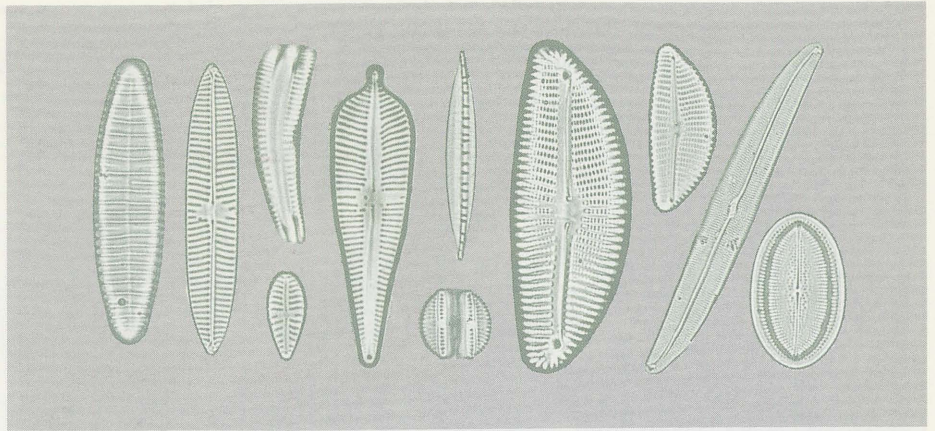
► Arten mit höchster Verschmutzungstoleranz.

Diese Gruppe umfaßt die resistenten Diatomeen, die bei allen Zuständen in normalen Oberflächengewässern (Limnosaprobität), insbesondere auch im polysaprobien Bereich, mit ungehemmter oder sogar gesteigerter Vitalität vertreten sein können.

Anhand der relativen Anteile dieser drei Artengruppen kann für jedes Gewässer nach den in *Abbildung 1* dargestellten empirischen Beurteilungsmaßstäben von Krammer & Lange-Bertalot [2] die Gewässergüte ermittelt werden.

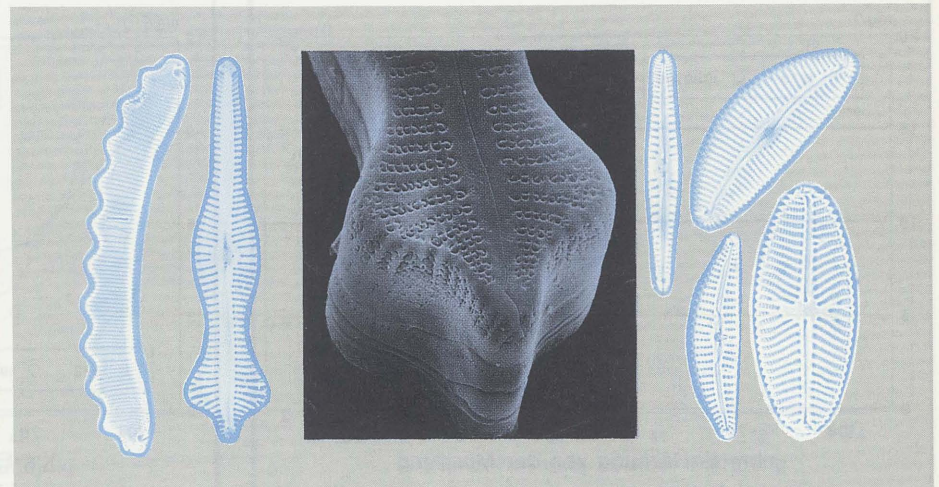
Das Untersuchungsgebiet

Seit Anfang der siebziger Jahre ist die Kieselalgenflora des Mains und ihre Populationsdynamik in Abhängigkeit von den zahlreichen kommunalen und gewerblich-industriellen Abwassereinleitungen, vor allem der Chemieindustrie am Untermain, Gegenstand regelmäßiger Untersuchungen. Untersuchungsgebiet ist dabei ein ca. 160 km langer Flußabschnitt, der sich von dem zwischen Marktheidenfeld und Wertheim gelegenen Urphar (Flußkilometer 162) bis in das Stadtgebiet von Wiesbaden (km 1) erstreckt. Durch Voruntersuchungen hatte sich ergeben, daß die in Urphar ermittelte Wasserqualität im gesamten schiff-



▲ Einige charakteristische Vertreter aus der sensiblen Artengruppe, die heute im Main, zwar mit kontinuierlich absinkender Dominanz, aber doch bis hin zur Mündung vorkommen. Vor 15-20 Jahren konnten sie nur im bayerischen Flußabschnitt leben. Sensibel sind sie in Bezug auf organische Belastung (Saprobie), jedoch durchaus noch tolerant oder sogar anspruchsvoll in Bezug auf sehr hohe anorganische Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen (Eutrophie). Viele dieser Arten kann man schon bei schwächerer Vergrößerung mit einfachen Mikroskopen im lebenden Zustand leicht ansprechen. Wenn sie zahlreich und artenreich vorkommen, ist der Gütezustand eines Gewässers schon nach einfacher kurzer Beobachtung annähernd genau zu bestimmen.

Hier einige wenige Beispiele von Arten, die im Main nicht (mehr) vorkommen. Die sägeartige Form (ganz links) lebt nur in weichen, schwach sauren, nährstoffarmen, unverschmutzten Gewässern, z.B. in Skandinavien, selten auch in den Alpen. Während der Eiszeit lebte sie auch in Mitteleuropa häufiger, worüber fossile Ablagerungen Aufschluß geben. Das zweite Bild (im Lichtmikroskop 1500fach vergrößert) und das dritte Bild (im Raster-Elektronenmikroskop ca. 6000fach) zeigen eine Art, die bei mäßiger organischer Belastung in vielen ähnlichen Gewässern noch zahlreich vorkommt, im Main jedoch nicht mehr. Obgleich in der allgemein gebräuchlichen Qualitätsskala summarisch gleich eingestuft, muß es im Main danach irgendeinen noch unbekanntem Faktor geben, der sie hier nicht leben läßt. Ähnlich verhalten sich die beiden Formen ganz rechts oben und unten. Die übrigen zwei schließlich, als Vertreter von zwei artenreichen Gattungen, halbmond- und keulenförmig, zeigen durch ihr Vorkommen an, daß ihre Gewässer kalkreich, wenig belastet, d.h. relativ arm an organischen wie anorganischen Nährstoffen sein müssen. ▼





Professor Dr. Horst Lange-Bertalot (55) habilitierte sich 1969 an der vormaligen naturwissenschaftlichen Fakultät der Johann Wolfgang Goethe-Universität mit Arbeiten zur Entwicklungs- und Stoffwechselfysiologie von Wundreizen, Wundreaktionen und krebsartigen Erscheinungen bei Pflanzen. Der aus Danzig stammende Biologe folgte Berufungen an die Gesamthochschule Kassel und die Erziehungswissenschaftliche Hochschule Rheinland-Pfalz nicht, sondern wählte 1972 ein völlig neues Forschungsgebiet in Frankfurt, das, im Zentrum der höchsten Gewässerbelastungen Europas gelegen, die interessanteren Forschungsvoraussetzungen anzubieten hatte. Seine Untersuchungen zur Systematik und Ökologie, besonders der Kieselalgen, haben sich seither „kosmopolitisch ausgeweitet“. So hielt sich Lange-Bertalot zu Forschungen in Süd- und Südwest-Afrika sowie in Brasilien auf. Seine Forschungsergebnisse finden ihren Niederschlag in zahlreichen Zeitschriftenaufsätzen und in einem vierbändigen Standardwerk mit drei kritischen Beibänden zur Systematik, Morphologie

und Ökologie der Kieselalgen. Er engagiert sich auch sehr gern in der Lehre außerhalb seiner Forschungsgebiete, beispielsweise bei Veranstaltungen zur Systematik und Ökologie tropischer Nutzpflanzen. „Nicht ganz so gern, aber gutwillig und oft“ – so umschreibt es der Frankfurter Biologe – war und ist er in verschiedenen Gremien der akademischen Selbstverwaltung aktiv. Christine Schmidt (29) studierte nach einer Ausbildung beim Gartenamt der Stadt Frankfurt Diplom-Biologie. Inhaltliche Schwerpunkte des Studiums an der Universität Frankfurt waren die Fächer Botanik, Zoologie, Geographie und Bodenkunde. Ihre Diplomarbeit über die Populationsdynamik der Kieselalgen-Gesellschaften im Main fertigte sie im Arbeitskreis von Professor Dr. Lange-Bertalot in Zusammenarbeit mit der Hessischen Landesanstalt für Umwelt an. Seit Abschluß ihres Studiums Ende 1990 ist die Diplom-Biologin als Landschaftsplanerin für Umweltverträglichkeitsstudien und landschaftspflegerische Begleitplanungen in Ingenieurbüros in Frankfurt und Karlsruhe tätig.

baren Main flußaufwärts nicht mehr übertroffen wird, so daß diese Stelle Kontroll- und Ausgangspunkt der ökologischen Untersuchungen war.

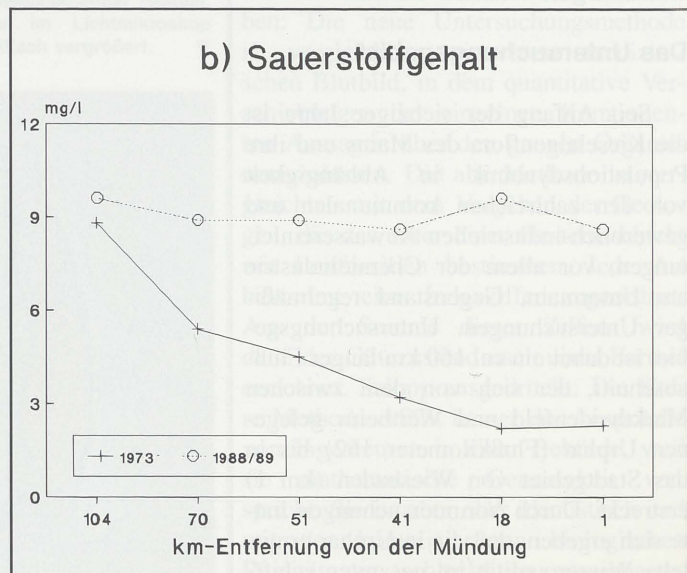
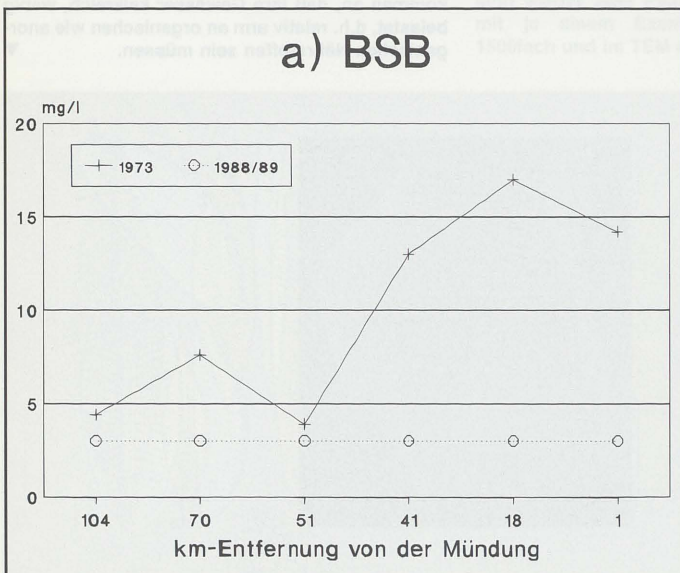
Die in *Abbildung 2* nicht im einzelnen angezeigten insgesamt 26 Probenahmestellen ergeben ein repräsentatives Längsprofil des Mains und seiner Abwassereinleitungen. Neben der Referenzstelle Urphar sind dabei – besonders in Bezug auf vergleichende Betrachtungen – folgende Orte bzw. Abwassereinleiter von Interesse:

- km 104 Elsenfeld, Glanzstoffwerk
- km 80 Aschaffenburg, kommunale Kläranlage, Nebenfluß
Aschaff als Industrie-Vorfluter
- km 85 Stockstadt, Zellulosewerk
- km 44 Frankfurt-Fechenheim, Cassella-Werk der Hoechst-AG
- km 34 Frankfurt Innenstadt
- km 27 Frankfurt-Griesheim, Hoechst-AG
- km 27 Frankfurt-Schwanheim, kommunale Kläranlage in Frankfurt-Niederrad
- km 22 Frankfurt-Sindlingen, Hoechst-AG, kommunale Kläranlage der Stadt Frankfurt

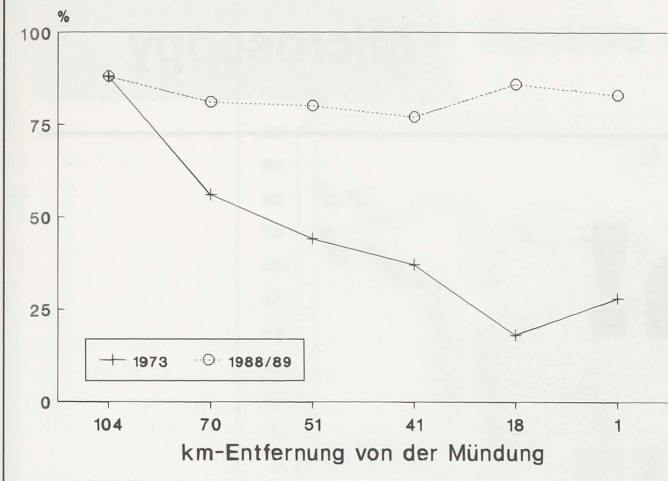
Belastungssituation früher und heute

Zur Ergänzung und Bestätigung biologischer Gewässergüteindikation dienen die begleitenden Messungen chemisch-physikalischer Parameter. Ein Vergleich der wichtigsten hydrochemischen Parameter in Meßreihen des Jahres 1973, die vom Forschungsinstitut Senckenberg

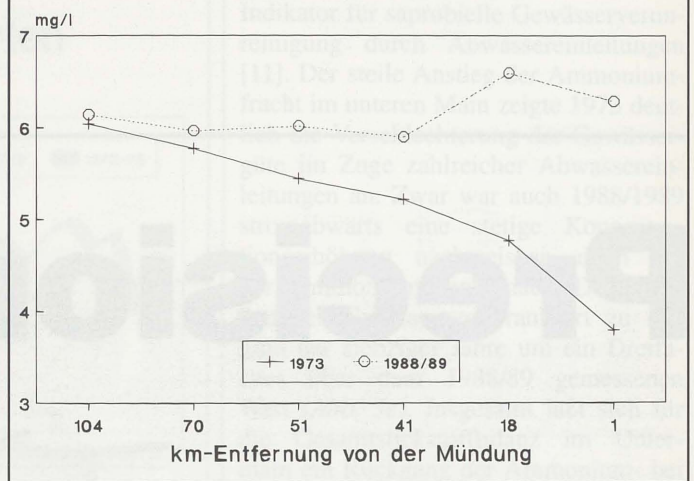
Abb. 3 a-f: Vergleich der hydrochemischen Parameter BSB (a), Sauerstoffgehalt (b), Sauerstoffsättigung (c), Nitrat (d), Ammonium (e) und Phosphat (f) 1973-1976 und 1988/1989 an sechs Probenahmestellen.



c) Sauerstoffsättigung



d) Nitrat



durchgeführt wurden, mit den Ergebnissen von 1988/1989 zeigt bereits an, daß Qualitätsverbesserungen während der vergangenen zwei Jahrzehnte im Main erzielt worden sind (Abb. 3 a-f).

Der biochemische Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB) dient allgemein anerkannt als wichtiger Parameter zur Erfassung der Sauerstoffzehrung und somit der organischen Verschmutzung eines Gewässers. Die gemessenen BSB-Werte lagen zu Beginn der siebziger Jahre um ein mehrfaches höher als während der Untersuchungsperiode 1988/1989 (Abb. 3a). Sie dokumentieren die prekäre Abwassersituation im unteren Main 1973, mit jeweils steilem Anstieg der Werte unterhalb des Großraumes Aschaffenburg/Stockstadt sowie im Ballungsgebiet Frankfurt in direkter Abhängigkeit von den massiven Abwassereinleitungen. 1988/1989 dagegen liegen die BSB-Werte über die gesamte Fließstrecke annähernd konstant bei 3 mg/l. Das bedeutet nach den gängigen Bewertungs-

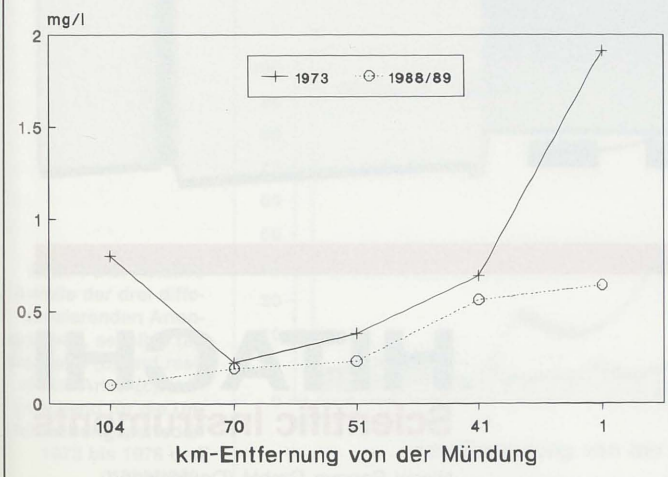
maßstäben der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) [4] mäßige organische Belastung (Güteklasse II). Im Vergleich dazu wechselte der BSB im Jahr 1973 zwischen mäßiger Belastung (II) und übermäßig starker Verschmutzung (IV).

Der gelöste Sauerstoff ist ein weiterer wichtiger Parameter der Gewässeranalytik, da er entscheidend auf die biologische Selbstreinigung eines Gewässers sowie auf die Existenz höherer Wasserorganismen einwirkt [11]. Sauerstoffgehalt und -sättigung zeigten im Jahr 1973 einen nahezu kontinuierlichen Rückgang bis unterhalb von Frankfurt; 1988/1989 ist der Sauerstoffhaushalt wesentlich günstiger, beide Parameter bleiben im Verlauf der Fließstrecke, unabhängig von den Einleitern, auf etwa gleichem Niveau (Abb. 3b+c). Das bedeutet, daß die gewerblich-industriellen und kommunalen Abwassereinleitungen, die den Sauerstoffhaushalt zu Beginn der siebziger Jahre so drastisch negativ be-

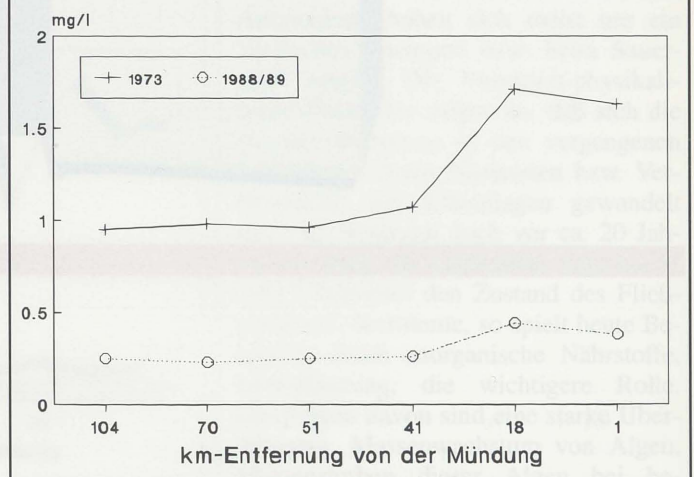
einflußten, 1988/1989 keine lebensfeindlichen Milieuveränderungen mehr verursachen.

Außer in verschiedenen organischen Verbindungen kommt Stickstoff anorganisch meist als Nitrit, Nitrat und Ammonium vor, wobei Nitrat und Ammonium die wichtigsten anorganischen Stickstoffquellen für die photoautotrophen Pflanzen sind [13]. Das sind in der Regel alle Pflanzen (außer Bakterien und Pilzen), die unter Ausnutzung des Sonnenlichtes als Energiequelle aus Kohlendioxid und Wasser organische Stoffe produzieren. Mit 80 bis 90 % besitzt das Nitrat den größten Anteil am Gesamtstickstoff im Main [3]. Das trophiewirksame, d. h. die Gewässerbelastung durch anorganische Nährstoffe (Eutrophierung) fördernde Nitrat ist einer der wenigen Parameter, dessen Konzentration sich im Verlauf der vergangenen Jahre erhöhte (Abb. 3d). Zurückzuführen ist das auf die Wirksamkeit moderner Kläranlagen, die organischen Stickstoff und das Am-

e) Ammonium



f) Phosphat



Electron

Hitachi Scientific Instruments

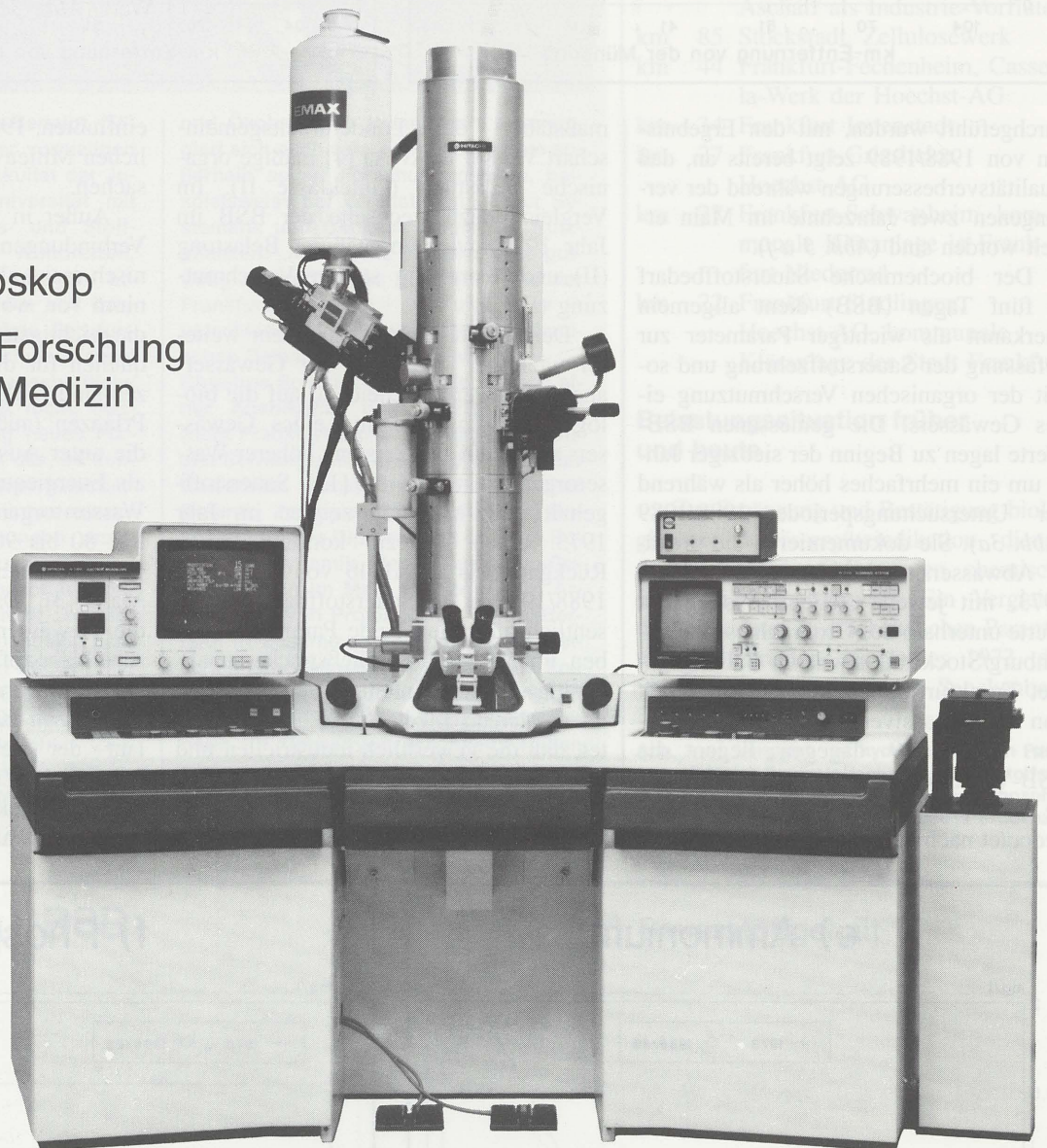
Microscopy

Precision!

H-7100

Elektronenmikroskop

Speziell für die Forschung
in Biologie und Medizin



HITACHI
Scientific Instruments

Nissei Sangyo GmbH (Deutschland)
Berliner Straße 91 · D-4030 Ratingen 1
Tel. 021 02-453154 · Fax 021 02-474778

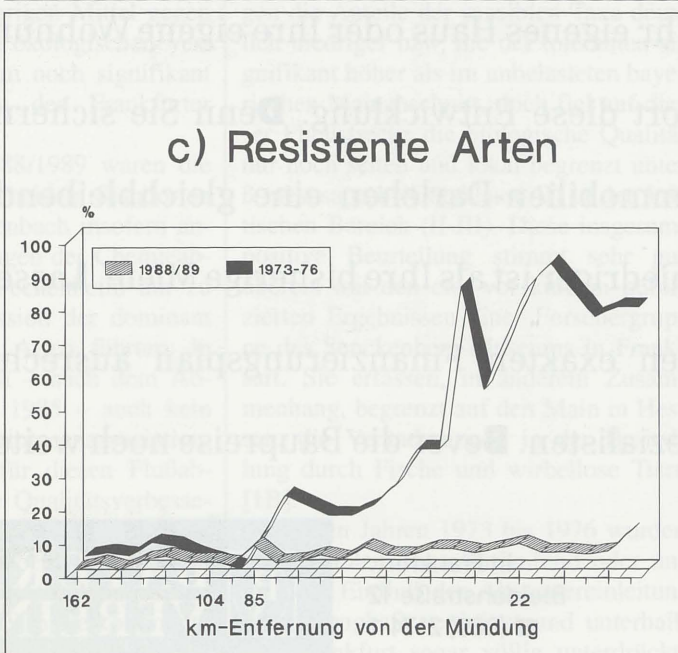
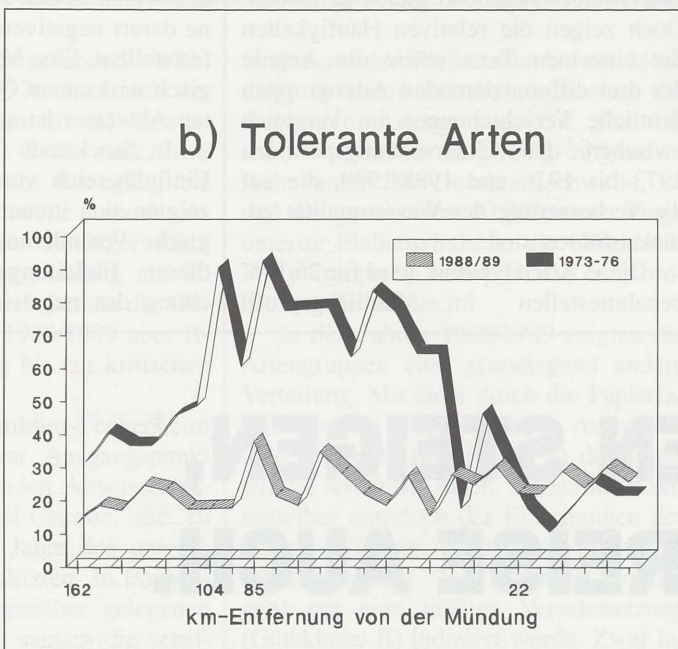
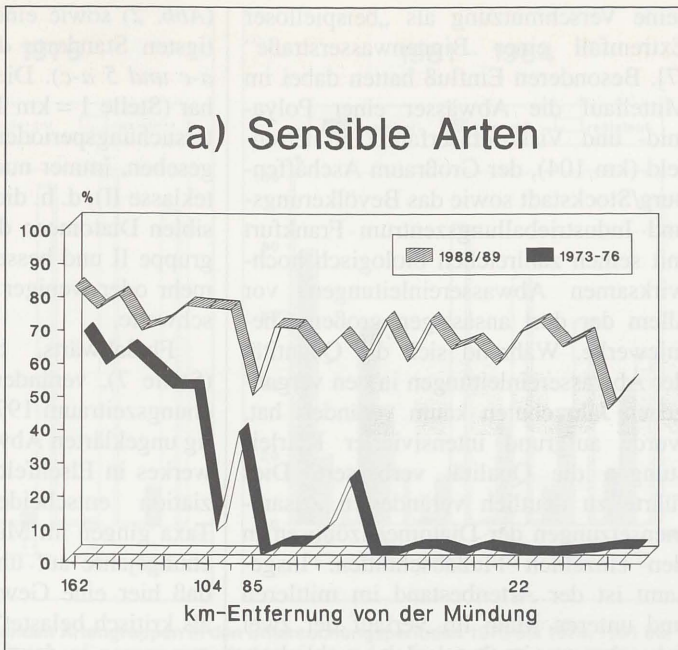


Abb. 4 a-c: Relative Anteile der drei differenzierenden Artengruppen, sensible (a), tolerante (b) und resistente Arten (c), vergleichend für die Untersuchungsperioden 1973 bis 1976 und 1988/1989.

monium als Zwischenprodukt bis zur Nitratstufe abbauen.

Ammonium gilt dagegen als sicherer Indikator für saprobielle Gewässerverunreinigung durch Abwassereinleitungen [11]. Der steile Anstieg der Ammoniumfracht im unteren Main zeigte 1973 deutlich die Verschlechterung der Gewässergüte im Zuge zahlreicher Abwassereinleitungen an. Zwar war auch 1988/1989 stromabwärts eine stetige Konzentrationserhöhung nachweisbar, doch lag der Ammoniumgehalt nach Durchfließen des Großraumes Frankfurt zu Beginn der siebziger Jahre um ein Dreifaches über dem 1988/89 gemessenen Wert (Abb. 3e). Insgesamt läßt sich für die Gesamtstickstoffbilanz im Untermain ein Rückgang der Ammonium- bei gleichzeitigem Anstieg der Nitratkonzentration feststellen, ohne daß sich dabei der Gesamtstickstoffgehalt verändert hat [1]. Das bedeutet: Sauerstoffzehrende Abbauprozesse sind erheblich zurückgegangen, aber das Massenwachstum von Algen hat zugenommen.

Die in den Gewässern auftretenden Phosphatverbindungen sind zwar im allgemeinen kaum toxisch, besitzen aber – wie das Nitrat – aufgrund ihrer das Massenwachstum fördernden (=trophischen) Wirksamkeit große Bedeutung bei der Gewässerbelastung durch anorganische Nährstoffe (Eutrophierung). Im Jahr 1973 war die Phosphatfracht 400 % höher als 1988/1989 (Abb. 3f). Doch auch jetzt liegen die Konzentrationen noch immer so hoch, daß der Main auch weiterhin als hoch eutrophes Gewässer bezeichnet werden muß. Die Auswirkungen sind die gleichen wie beim Nitratüberangebot.

Somit hat sich die hydrochemische Belastungssituation und die mit ihr korrelierte Gewässerqualität – zumindest im Sinne der organischen Verschmutzung (Saprobie) – in den vergangenen 15 Jahren stark verbessert. Die dabei relevanten Faktoren, BSB, Sauerstoff und Ammonium, haben sich meist um ein Vielfaches verringert bzw. beim Sauerstoff erhöht. Die chemisch-physikalischen Parameter zeigen an, daß sich die Art der Belastung in den vergangenen Jahrzehnten durch Neubauten bzw. Verbesserung von Kläranlagen gewandelt hat [14]. Während noch vor ca. 20 Jahren im Main die organische Verschmutzung (Saprobie) den Zustand des Fließgewässers bestimmte, so spielt heute Belastung durch anorganische Nährstoffe, Eutrophierung, die wichtigere Rolle. Die Folgen davon sind eine starke Überdüngung, Massenwachstum von Algen, Massensterben dieser Algen bei be-

stimmten Witterungsverhältnissen, Zersetzung der toten Algen durch sauerstoffzehrende Bakterienaktivität. Kritische Folgeprozesse ergeben sich eventuell erst in den Küstengewässern der Nordsee.

Milieuveränderung und Artendynamik

Wir betrachten nun die Qualitätsverbesserungen des Ökosystems Main aus der Perspektive seiner Kieselalgenflora; denn alle anderen Algengruppen hatten sich bereits früher als weniger gut geeignete Bioindikatoren erwiesen [5]. Dabei ist vor allem von Interesse, wie sich der Artenaustausch im Verlauf der letzten zwei Jahrzehnte entwickelt hat, in denen die Belastung des Flusses deutlich zurückgegangen ist.

Zu Beginn der siebziger Jahre zeigten die Kieselalgenesellschaften in direkter Abhängigkeit von den gewerblich-industriellen und den kommunalen Einleitungen charakteristische Populationsverschiebungen im Main und genau so auch in anderen Flüssen verschiedener Kontinente. Damals zählte der Main zu den am stärksten mit Abwässern belasteten Strömen Europas. Sein Unterlauf ab Frankfurt galt in Bezug auf

seine Verschmutzung als „beispielloser Extremfall einer Binnenwasserstraße“ [7]. Besonderen Einfluß hatten dabei im Mittellauf die Abwässer einer Polyamid- und Viskosefaserfabrik in Elsenfeld (km 104), der Großraum Aschaffenburg/Stockstadt sowie das Bevölkerungszentrum Frankfurt mit seinen zahlreichen biologisch hochwirksamen Abwassereinleitungen, vor allem der dort ansässigen großen Chemiewerke. Während sich die Quantität der Abwassereinleitungen in den vergangenen Jahrzehnten kaum verändert hat, wurde aufgrund intensiverer Klärleistungen die Qualität verbessert. Dies führte zu deutlich veränderten Zusammensetzungen der Diatomeenzönosen in den einzelnen Flußabschnitten. Insgesamt ist der Artenbestand im mittleren und unteren Main im Verlauf der zwei Jahrzehnte weitgehend gleich geblieben. Doch zeigen die relativen Häufigkeiten der einzelnen Taxa sowie die Anteile der drei differenzierenden Artengruppen deutliche Verschiebungen im Vergleich zwischen den Untersuchungsperioden 1973 bis 1976 und 1988/1989, die auf die Verbesserung der Wasserqualität zurückzuführen sind.

Diese Artendynamik wird für 26 Probenahmestellen im Flußlängsprofil

(Abb. 2) sowie eine Auswahl der wichtigsten Standorte dokumentiert (Abb. 4 a-c und 5 a-c). Die Referenzstelle Urphar (Stelle 1 = km 162) war in allen Untersuchungsperioden, auch biologisch gesehen, immer nur mäßig belastet (Gütekategorie II), d. h. die verschmutzungssensiblen Diatomeen der „Differentialarten-Gruppe II und besser“ überschritten stets mehr oder weniger stark die Dominanzschwelle.

Flußabwärts, bei Kilometer 104 (Stelle 7), veränderten die im Untersuchungszeitraum 1973 bis 1976 noch völlig ungeklärten Abwässer des Glanzstoffwerkes in Elsenfeld die Diatomeenassoziation entscheidend. Die sensiblen Taxa gingen im Mittel der vier Untersuchungsjahre auf unter 10 % zurück, so daß hier eine Gewässergüte „schlechter als kritisch belastet“ indiziert war. Dagegen waren in den Jahren 1988/1989 keine derart negativen Auswirkungen mehr feststellbar. Eine Verbesserung der biologisch wirksamen Qualität der eingeleiteten Abwässer ist somit offenkundig.

In Stockstadt (Stelle 9) jedoch, im Einflußbereich von Zelluloseabwässern, zeigten sich immer noch deutlich biologische Veränderungen als direkte Folge dieser Einleitungen. Eine Abschwächung des negativen Effekts hat aller-

DIE MIETEN STEIGEN, DIE BAUPREISE AUCH.

52

Deshalb: Wenn Sie jetzt Ihr eigenes Haus oder Ihre eigene Wohnung kaufen, stoppen Sie für sich sofort diese Entwicklung. **D**enn Sie sichern sich mit einem VEREINSBANK-Immobilien-Darlehen eine gleichbleibende monatliche Rate, die vielleicht niedriger ist als Ihre bisherige Miete. **L**assen Sie sich doch unverbindlich einen exakten Finanzierungsplan ausrechnen. **V**on unserem Immobilien-Spezialisten. **B**evor die Baupreise noch weiter steigen.

In Frankfurt:
Bleidenstraße 12
☎ (069) 2174-1



**BAYERISCHE
VEREINSBANK**

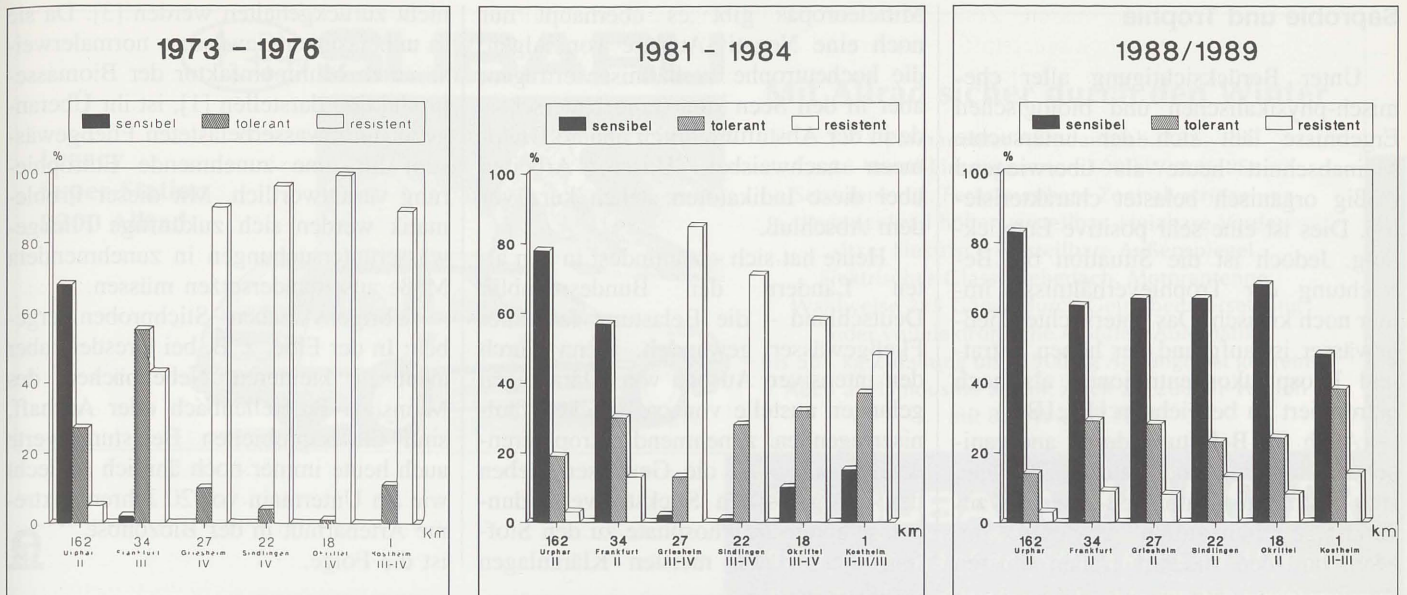


Abb. 5 a-c: Die differenzierenden Artengruppen in den Untersuchungsperioden 1973 bis 1976, 1981 bis 1984 und 1988/1989 und damit korrelierte Gewässergüte an sechs ausgewählten Probenahmestellen. (Flußkilometer 1=Kostheim, 18=Okriftel, 22=Sindlingen, 27=Griesheim, 34=Frankfurt, 162=Urphar)

dings inzwischen stattgefunden. Während noch 1973 bis 1976 der Anteil der differenzierenden Arten für die Gewässergüteklasse II auf 0 % sank, war 1988/1989 lediglich ein Rückgang bis unter die Dominanzschwelle zu beobachten. Da zu Beginn der siebziger Jahre die toleranten Taxa gegenläufig auf 90 % anstiegen, wurde hier damals die Güteklasse III indiziert, 1988/1989 aber II-III, d. h. Verbesserung bis zur kritischen Belastung.

Stelle 14, Frankfurt-Fechenheim (km 44), ist bzw. war Ausgangspunkt der zahlreichen folgenden Abwassereinleitungen der Hoechst-Chemie, die zu Beginn der siebziger Jahre den unteren Main extrem verschmutzten. In Fechenheim und an der gegenüber gelegenen Stelle Offenbach (15) sanken die sensiblen Arten im vierjährigen Mittel gegen 0 %. Doch waren die ökologischen Verhältnisse hier trotzdem noch signifikant besser als unterhalb des Frankfurter Stadtgebietes.

In den Jahren 1988/1989 waren die Verhältnisse an den beiden Standorten Fechenheim und Offenbach insofern anders, als die Einleitungen der Chemieabwässer in Frankfurt-Fechenheim nur zu einer leichten Depression der dominant bleibenden sensiblen Arten führten. In Offenbach zeigte sich – nach dem Abwasser-Stop im Jahr 1985 – auch kein Einfluß auf die Diatomeenassoziation. Somit konnte auch für diesen Flußabschnitt eine deutliche Qualitätsverbesserung biologisch belegt werden. Nach einem kurzen Erholungsbereich in der Innenstadt von Frankfurt (Stellen 16 und 17) führten 1973 bis 1976 die kommunalen und gewerblich-industriellen Einlei-

tungen auf der Fließstrecke bis zur Mündung zu einem drastischen Anstieg der resistenten Artengruppe. Sie fiel bis nach Wiesbaden langfristig nirgendwo mehr unter die Dominanzschwelle, so daß der gesamte ca. 27 Kilometer lange unterste Flußabschnitt in die Güteklasse IV (polysaprob), selten III-IV, eingeordnet werden mußte.

In den Jahren 1988/1989 zeigten die Artengruppen eine grundlegend andere Verteilung. Mit einer durch die Papierfabrikation zu begründenden Ausnahme (Wiesbaden-Kostheim, km 1) dominierten die sensiblen Arten, so daß auch unmittelbar unterhalb der Einleitungen der Hoechst-Chemie (Stellen 18, Frankfurt-Griesheim und 21, Frankfurt-Sindlingen) nur eine mäßige Verschmutzung (Güteklasse II) indiziert wurde. Zwar lagen die Anteile der sensiblen Taxa deutlich niedriger bzw. die der toleranten signifikant höher als im unbelasteten bayrischen Mainabschnitt, doch fiel auf dieser Fließstrecke die biologische Qualität nur noch selten und lokal begrenzt unter β -mesosaprob (Güteklasse II) in den kritischen Bereich (II-III). Diese insgesamt positive Beurteilung stimmt sehr gut überein mit den erst vor kurzem publizierten Ergebnissen einer Forschergruppe des Senckenberg-Museums in Frankfurt. Sie erfassen, in anderem Zusammenhang, begrenzt auf den Main in Hessen, die Veränderungen in der Besiedlung durch Fische und wirbellose Tiere [1B].

In den Jahren 1973 bis 1976 wurden die sensiblen Taxa fortlaufend oder unter dem Einfluß der Abwassereinleitungen sprunghaft verdrängt und unterhalb von Frankfurt sogar völlig unterdrückt.

Die toleranten und resistenten Diatomeen verhielten sich umgekehrt, sie vermehrten ihre Assoziationsanteile flußabwärts erheblich. Die resistenten Arten wurden im unteren Main von Frankfurt bis zur Mündung hoch dominant. In der Untersuchungsperiode 1988/89 sind dagegen die sensiblen Taxa im gesamten Verlauf dominant, obgleich mit fallender Tendenz. Die resistenten Arten werden jetzt überall stark zurückgedrängt.

Die Zu- und Abnahmen der Säulen (Abb. 5) reflektieren die Qualitätsverbesserungen im Main. Während in den Jahren 1973 bis 1976 die sensiblen Arten nur an der Referenzstelle Urphar die Dominanzschwelle überschritten, konnten sie 1981 bis 1984 bereits bis in die Frankfurter Innenstadt ihre hohen Assoziationsanteile behaupten. Ende der achtziger Jahre dominieren sie dann bis unmittelbar vor der Mündung in den Rhein, so daß der gesamte Flußabschnitt biologisch als mäßig belastet (Güteklasse II) bezeichnet werden darf.

Unterhalb des Frankfurter Stadtgebietes dominierten in der Abwasserfahne der Chemiebetriebe zu Beginn der siebziger Jahre mit über 90 % die wenigen Arten der resistenten Gruppe, d. h. der Flußabschnitt war damals auch biologisch wirksam übermäßig belastet (Güteklasse IV). In der Zwischenphase 1981 bis 1984 war der Bau von Kläranlagen so weit fortgeschritten, daß die resistenten Arten in diesem Bereich zwar noch immer die Dominanzschwelle überschritten, die weniger resistenten aber schon Anteile von über 10 % erreichten. Zur Zeit spielen diese beiden Gruppen gemeinsam auch hier nur noch die Rolle untergeordneter Begleiter.

Saprobie und Trophie

Unter Berücksichtigung aller chemisch-physikalischen und biologischen Ergebnisse läßt sich der untersuchte Mainabschnitt heute als überwiegend mäßig organisch belastet charakterisieren. Dies ist eine sehr positive Entwicklung. Jedoch ist die Situation bei Betrachtung der Trophieverhältnisse immer noch kritisch. Das untersuchte Fließgewässer ist aufgrund der hohen Nitrat- und Phosphatkonzentrationen als hoch eutrophiert zu bezeichnen [1A;1B].

Auch für Belastung durch anorganisches Phosphat und Stickstoff haben sich bestimmte Diatomeen-Arten als zuverlässige Indikatoren erwiesen. Im Main und den anderen großen Flüssen

Mitteleuropas gibt es überhaupt nur noch eine Negativ-Auslese von Algen, die hocheutrophe Verhältnisse ertragen; aber in den Seen sind feine Unterschiede in der Abstufung durch andere Diatomeen nachweisbar. Unsere Arbeiten über diese Indikatoren stehen kurz vor dem Abschluß.

Heute hat sich – zumindest in den alten Ländern der Bundesrepublik Deutschland – die Belastung fast aller Fließgewässer gewandelt. Denn durch den intensiven Ausbau von Kläranlagen gelangen anstelle von organischen fäulnisregenden, zunehmend eutrophierenden Substanzen in die Gewässer. Neben den anorganischen Stickstoffverbindungen gehören die Phosphate zu den Stoffen, die in den meisten Kläranlagen

nicht zurückgehalten werden [3]. Da sie in unbelasteten Gewässern normalerweise einen Minimumfaktor der Biomasseproduktion darstellen [1], ist ihr Überangebot in abwasserbelasteten Fließgewässern für eine zunehmende Eutrophierung verantwortlich. Mit dieser Problematik werden sich zukünftige Fließgewässeruntersuchungen in zunehmendem Maße auseinandersetzen müssen.

Übrigens haben Stichproben ergeben: In der Elbe, z. B. bei Dresden, aber auch in kleineren Nebenbächen des Mains, z. B. Hellenbach oder Aschaff, sind die saprobiellen Belastungswerte auch heute immer noch ähnlich schlecht wie im Unterrhein vor 20 Jahren. Extreme Artenarmut in der Biozönose ist die Folge.



Literatur

[1A] Bernerth, H. & Tobias, W. (1984): Zur Kenntnis der Trophie- und Sauerstoffbedingungen im unteren Main.- Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg 70: 5-33.
 [1B] Bernerth, H., Lelek, A. & Tobias, W. (1990): Grundlagen und Vorschläge zur ökotechnischen Sanierung aquatischer Lebensräume in der Mainaue. Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg, 122: 1-170.
 [2] Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae.- 876 S.; Stuttgart, New York (Fischer).
 [3] Kopf, W. & Pöhlmann, W. & Reimann, K. (1988): Grundlagen der Eutrophierung von Fließgewässern, dargestellt am Beispiel von Main und Regnitz.- Bericht der Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung (Hrsg.); München.
 [4] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1980): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland.- 16 S.; Stuttgart.
 [5] Lange-Bertalot, H. (1974): Das Phytoplankton im unteren Main unter dem Einfluß starker Abwasserbelastung.- Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg 12.
 [6] Lange-Bertalot, H. (1978): Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 51: 393-427.
 [7] Lange-Bertalot, H. (1979): Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung.- Arch. Hydrobiol./Suppl. 56: 184-219.
 [8] Lange-Bertalot, H. (1979): Pollution tolerances of Diatoms as a criterion for water quality estimation.- Nova Hedwegia 64: 285-304.
 [9] Lange-Bertalot, H. (1980): Kieselalgen als Indikatoren der Gewässerqualität.- Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg 41: 97-110.
 [10] Lange-Bertalot, H. & NÖRPEL, M. (1984): Kieselalgen in Flüssen und Mooren.- Forschung Frankfurt 4: 26-29.
 [11] Metzner, G. (1980): Untersuchungen über Belastungszustand und Selbstreinigungsvermögen des Mittleren Isarkanals.- Münchn. Beitr. z. Abw.-, Fisch- und Flußbiol. 32: 139-156.
 [12] Schmidt, C. (1991): Populationsdynamik der benthischen Diatomeenarten im Main unter dem Einfluß vorgeklärter Abwassereinleitungen.- Schriftenreihe der Hess. Landesanstalt für Umwelt (im Druck).
 [13] Schwoerbel, J. (1987): Einführung in die Limnologie.6. Aufl., 269 S.; Stuttgart (Fischer).
 [14] Steinberg, C. & Schiefele, S. (1988): Biological indication of trophy and pollution of running waters.- Z. Wasser- Abwasser-Forsch. 21: 227-234.
 [15] Tobias W. (1974): Kriterien für die ökologische Beurteilung des unteren Mains.- Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg 11.

Baugrunderkundungen
Site Investigation
Reconnaissance des sols

Grundwasserbeseitigung
Groundwater Control
Contrôle de la nappe phréatique

Baugrubenverbau
Excavation Support
Technique des fouilles

Gründungen
Foundations
Techniques de fondation

Bestandssicherung
Conservation and Rehabilitation
Préservation d'ouvrages

Hohlraumbau
Underground Excavations
Exécution de cavités souterraines

Umwelttechnik
Environnemental Protection
Décontamination de sol

KELLER

Grundbau

Keller Grundbau GmbH
 Kaiserleistraße 44 • 6050 Offenbach am Main
 ☎ (0 69) 80 51 - 0 • Fax (0 69) 80 51 - 2 44

Wir lösen Baugrundprobleme weltweit