Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst.	Bd. 55	S. 35–62	Kiel, Nov. 1985

Zur ökologischen Grundlage von Güteaussagen bei Fließgewässern unserer Kulturlandschaft, unter besonderer Berücksichtigung der Situation im ländlichen Raum Norddeutschlands

von KLAUS BÖTTGER, Kiel

1. Einleitung

Sinn der vorliegenden Ausführungen ist weder eine vollständige Darstellung der heute gebräuchlichen Verfahren zur Erstellung von „Güteklassen" oder „Gütelängsschnitten" bei Fließgewässern, noch die Erörterung und Abwägung der zahlreichen, mehr oder minder stark voneinander divergierenden Stellungnahmen über Vor- und Nachteile dieser einzelnen Verfahren. Beides möge in der umfangreichen Fachliteratur incl. der dort angegebenen weiterführenden Literatur studiert werden (z. B. BESCH et al. 1984, DITTMAR 1976, ELSTER 1982, Fachgruppe Wasserchemie 1983, HEUSS 1976, ILLIES u. SCHMITZ 1980, JAMES u. EVISON 1979, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1980, LIEBMANN 1960, 1962 u. 1969, MAUCH 1976, SCHMITZ 1969, SCHWOERBEL 1984, SLÁDEČEK 1973).

Ziel meiner Ausführungen ist es, auf einige besonders bedeutsame ökologische Aspekte hinzuweisen, auf Kriterien, die gebührend berücksichtigt werden müssen, wenn es zu zuverlässigen Aussagen über den Zustand eines Fließgewässers oder seines Wassers kommen soll.

Unmittelbarer Anlaß meiner Ausführungen sind die „Gütelängsschnitte im Einzugsgebiet der Nortorfer Seenkette" des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (LaWaKü) (1983). An diesen Güteaussagen läßt sich exemplarisch zeigen, daß die komplexen ökologischen Zusammenhänge der Fließgewässer unserer Kulturlandschaft nicht mit einigen wenigen Angaben, unter Zeitdruck und geringem Arbeitsaufwand erstellt, befriedigend faßbar sind. Gleichzeitig sei auf die große Gefahr mangelhafter „Güteaussagen" hingewiesen: Politiker, die kein gewässerkundliches Fachwissen haben und den eingeschränkten Aussagewert daher nicht erkennen können, sind auf sie angewiesen, wenn es um öffentliche Stellungnahmen und um Entscheidungen geht. Auf diese Weise kommt es leicht zu Fehleinschätzungen vorhandener negativer Tatbestände an und in Gewässern. So auch im vorliegenden Fall. Die Nortorfer Seen und deren Zuflüsse sind aufgrund hoher Nährstoffbelastungen und einer Reihe landschaftspflegerischer Mängel seit mehreren Jahren – spätestens seit Erscheinen eines kritischen Artikels im GEO-Magazin vom März 1982 – viel diskutierte Gewässer. Aus politischer Sicht mag es daher günstig erscheinen, wenn die oben genannten Güte-

längsschnitte Anlaß zu verharmlosenden Äußerungen bieten. Aus der Sicht des Gewässerkundlers müssen derartige Äußerungen jedoch zurückgewiesen werden, da die erstellten Gutachten dazu einfach nicht das entsprechende Fundament bilden. Schlußfolgerungen wie „einmündende Gewässer befinden sich in einem verbesserten Zustand" oder „die Untersuchungen der Zuflüsse belegen, daß die Bemühungen um den Gewässerschutz erfolgreich gewesen sind" (Lokalpresse, Juli 1984), können anhand der den Gütelängsschnitten zugrunde liegenden einmaligen Probenserie (s. u.) schlechtweg nicht gezogen werden. Allgemein gehaltene Einwände gegen derartige Formen von „Güteaussagen" enthält bereits das GEO-Magazin vom März 1985.

2. Angaben zur Wasserqualität (Wassergüte, Wasserbeschaffenheit)

In den Fließgewässern wirkt – wie in anderen Ökosystemen auch – eine Vielzahl von Faktoren. Einer der Faktoren – in sich bereits von hoher Komplexität – ist die Wasserqualität.

Aussagen zur Wasserqualität sind generell mit Hilfe chemisch-physikalischer Analysen möglich (s. Kap. 2.2). Biologische Befunde können dagegen nur dann als Indiz einer bestimmten Wasserqualität herangezogen werden, wenn letztere den bestimmenden Faktor darstellt und auf diese Weise ein eindeutiger, direkter Bezug zwischen dem Aufbau der aquatischen Biozönose und der Wasserqualität existent ist. Ein derartiger Bezug entsteht in Fließgewässern z. B. bei hoher Belastung mit organischen, fäulnisfähigen Substanzen. (Auf andere Abwässer – im ländlichen Raum von untergeordneter Bedeutung – sei hier nicht eingegangen). Aussagen über das Ausmaß dieser Verschmutzungsform erfolgen anhand des „Saprobiensystems" oder „K-M-L-Systems" (KOLKWITZ, MARSSON, LIEBMANN). Die unterhalb der Verschmutzungsquelle liegende sog. Selbstreinigungsstrecke wird danach in 4 Saprobiestufen bzw. 4 Güteklassen unterteilt.

2.1 Aussagekraft, Anwendung und Grenzen des Saprobiensystems

Der Nachweis starker Verschmutzung mit organischen, fäulnisfähigen Substanzen, also das Erkennen der hohen Saprobiestufen, ist nicht schwierig. Die Auswirkungen der Belastung auf die Biozönose treten klar hervor, das Arteninventar ist stark eingeschränkt. Je geringer der Belastungsgrad aufgrund fortschreitenden mikrobiellen Abbaus jedoch wird, d. h. je niedriger die Saprobiestufen, umso schwieriger wird natürlich auch die Möglichkeit, aus biozönotischen Befunden auf eben diese geringe Saprobie zu schließen. (Über das Fehlen der Saprobionten als den eigentlichen Verschmutzungsindikatoren in den niederen Saprobiestufen und die prinzipielle Schwierigkeit der Abgrenzung der einzelnen Stufen vgl. DITTMAR 1976, ELSTER 1966 u. 1982, SCHWOERBEL 1984).

Rückschlüsse aus der Biozönose auf die Saprobie sind in den unteren Bereichen der Selbstreinigungsstrecke nur solange möglich, wie sich die anderen Gewässerfaktoren nicht oder zumindest nicht entscheidend verändern. (Ein demonstratives Beispiel einer derartigen Studie liefert SCHREIBER 1975). Sobald jedoch eine derartige Änderung eintritt, ist der ausschließliche Bezug auf die Saprobie nicht mehr möglich. Und je stärker und je früher (örtlich innerhalb der Selbstreinigungsstrecke) diese Faktorenänderungen stattfinden, umso begrenzter werden konsequenterweise die Aussagemöglichkeiten bezüglich der Saprobie. Die biozönotischen Befunde können dann nicht mehr – oder nur in untergeordneter, schwer abschätzbarer Form – in Korrelation zum saprobiellen Milieu gesetzt werden. Aus Angaben zur Wasserqualität werden Angaben zur Abhängigkeit von z. B. der Strömung, des Substrates oder des Gewässers allgemein (CASPERS 1977, ELSTER 1966 und 1977, MAUCH 1976; Kap. 3).

Das Saprobiensystem fußt nahezu ausschließlich auf empirischer Basis, gewonnen an Fließgewässern unterschiedlicher geographischer Regionen und heterogener Struktur. Nur einzelne wenige der immer wieder zu Saprobieaussagen herangezogenen Organismen sind auf ihre tatsächliche saprobielle Indikatoreneigenschaft experimentell-ökophysiologisch untersucht worden. Aus dieser Sicht erscheinen umfangreiche, weitgehend gesicherte Aussagen über die verschmutzungsabhängige Besiedlung nur bei solchen Fließgewässern möglich, wo – abgesehen von der Abwässerbelastung – noch ein relativ hohes Maß an Naturnähe besteht und auf diese Weise ein entsprechend umfangreiches Arteninventar sowohl oberhalb der Verschmutzungsquelle als auch im Endbereich der Selbstreinigungsstrecke zu erwarten ist. Nur in diesen Fällen besteht die Möglichkeit zur erforderlichen „Eichung" (ELSTER 1962, 1966) des Gewässers anhand der gewässertypischen, verschmutzungsunbeeinflußten Biozönose. Ohne „Eichung", d. h. ohne die Erstellung detaillierter gewässerspezifischer Aussagen, wäre man einzig und allein auf die Übertragung empirischer Befunde eines anderen Fließgewässers angewiesen. Es käme leicht zu Fehlinterpretationen.

Zwei Beispiele zur Verdeutlichung: Zwei Bäche (ebenso zwei Strecken ein und desselben Baches) gleich hoher Belastung zeigen bei unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeit unterschiedliche Biozönosen. Eine Steigerung der Strömungsgeschwindigkeit von 5 cm/s auf 80 cm/s bewirkt über erhöhte Turbulenz und verbesserte Sauerstoffversorgung eine scheinbare Verbesserung von einer ganzen Saprobiestufe: Organismen dringen von z. B. bms-Milieu in ams-Milieu vor (ZIMMERMANN 1961). – 2. Prinzipiell gleiches trifft für zwei Bäche (Bachstrecken) gleicher Belastung und unterschiedlichen Substrates zu. Existiert in den unteren Saprobiestufen grobes Substrat (Lithal), so vermögen sich auf diesem die für niedere Saprobiegrade typischen Makroinvertebraten anzusiedeln. Existiert in den niederen Saprobiestufen dagegen Feinsubstrat (Pelal), so vermögen sich dort nur die für höhere Saprobiegrade typischen Schlamm-Detritus-Bewohner anzusiedeln (vgl. HEUSS 1976). Dieses zweite Beispiel trifft für viele Tieflandsbäche zu, in denen durch mechanischen Eingriff (Ausbaggerung) ein Wandel vom Grob- zum Feinsubstrat herbeigeführt wurde. – In beiden Fällen spiegelt die Biozönose nicht den tatsächlichen Belastungsgrad wider. Es entstehen notwendigerweise Diskrepanzen zwischen der biologischen und der chemisch-physikalischen Wasseranalyse, Diskrepanzen, die allein durch kritische Auswertung entsprechend umfangreicher Befunde lösbar sind – im biologischen Bereich eine Biozönose mit mehr als einzelnen wenigen Elementen voraussetzend.

Handelt es sich dagegen um Fließgewässer, die in mehrfacher Hinsicht starke anthropogene Degradierungen aufweisen (s. Kap. 3) und daher auch ohne Abwasserbelastung bereits artenarm besiedelt sind, so können spezifische Verschmutzungsabhängigkeiten nicht oder nur noch sehr schwer folgerichtig nachgewiesen werden. Zur Verdeutlichung bietet sich das (Extrem-) Beispiel eines Betongerinnes

an (vgl. Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen 1980). Der „Bach" wird einen artenarmen Organismenbestand aufweisen, von dem aus keine oder nur sehr beschränkte Rückschlüsse auf den Saprobiegrad möglich sind. Auch bei guter Wasserqualität kann sich kein Artenreichtum einstellen. Zwischen den Ergebnissen der biologischen und chemischen Analyse werden deutlich Diskrepanzen auftreten.

In ähnlicher Form, wenngleich in geringerem Umfang, trifft diese Situation für zahllose Bäche des norddeutschen Tieflandes zu. Es sind Bäche, die – landwirtschaftliche Produktionsflächen entwässernd – starken anthropogenen Eingriffen unterworfen sind, wobei jedoch die saprobielle Verschmutzung zumindest oberhalb dörflicher Siedlungen von untergeordneter Bedeutung ist. Gegenüber tiefgreifenden Veränderungen wie Ausbau, Grundräumung, Gewässerunterhaltung kann die vorhandene, mehr oder weniger geringfügige Saprobie i.d.R. nicht zur ursächlichen Erklärung biozönotischer Befunde herangezogen werden. Diskrepanzen zwischen eingeschränktem Pflanzen- und Tierbestand einerseits und relativ hoher Wassergüte (geringem Belastungsgrad) andererseits sind logische Konsequenz und untrügliche Zeichen für die überschrittene Grenze der Anwendbarkeit des Saprobiensystems. – Innerhalb und unterhalb dörflicher Siedlungen ist die Situation zumindest theoretisch anders. Diese Fließgewässerstrecken sind vielfach stark abwasserbelastet (für den schleswig-holsteinischen Raum s. BÖTTGER 1980, GUDE 1982, GÜNTHER 1967, KRETZSCHMAR 1976, 1977 a–b, OBERSCHEIDT 1983) und die Anwendung des Saprobiensystems daher prinzipiell möglich. In der Praxis wird die Systemanwendung aber auch hier stark eingeschränkt, weil diese Gewässerabschnitte ebenfalls in mehrfacher Weise stark beeinträchtigt sind und biozönotische Befunde daher nicht eindeutig auf den Einzelfaktor Abwasserverschmutzung zurückführbar sind; die Befunde liefern daher Aussagen zum Gewässerzustand allgemein (vgl. ELSTER 1982).

In allen diesen Fällen, wo 1. durch Variabilität mehrerer Faktoren innerhalb der unteren Saprobiestufen und 2. durch hohe Artenarmut aufgrund allgemeiner, durch mehrere Faktoren bedingter Degradierung des Fließgewässers eine Übertragung empirischer, an anderen Fließgewässern erstellter Befunde nicht möglich ist, erreicht das Saprobiesystem seine Grenzen. Organismen, deren Auftreten und Abundanz nicht mehr einwandfrei mit dem Faktor Saprobie in Bezug gebracht werden können, dürfen dann auch nicht mehr mit einem Saprobienindex versehen werden und zur mathematischen Berechnung einer Saprobienstufe bzw. einer Güteklasse benutzt werden. Das biologisch-ökologische Fundament ist in diesen Fällen nicht mehr gegeben.

Innerhalb der eingeschränkten Bereiche des Saprobiensystems erfolgt die Anwendung (Erstellung und Auswertung der biologischen Befunde) nach einer ganzen Reihe von Gesichtspunkten (s. einleitend genannte Literatur). Einige dieser Punkte – in der Praxis leicht vernachlässigt (s.u.) – seien hier hervorgehoben:

2.1.1 Die biologische Analyse hat im Rahmen von Güteaussagen – gleichgültig ob zur Wasserqualität oder zur Gewässergesamtsituation (s.u.) – eine herausragende Bedeutung (vgl. LIEBMANN 1969, Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen 1982). Der kann sie nur dann gerecht werden, wenn sie mit profunder Sachkenntnis und entsprechendem Arbeitsaufwand betrieben wird. Mit einzelnen wenigen Daten läßt sich eine (aquatische) Biozönose nicht charakterisieren und

nach Saprobiestufen klassifizieren. Alle kritischen Autoren sind sich diesbezüglich einig; zwei Zitate, die sich speziell mit der Erfassung des Artenbestandes als Teil der biologischen Analyse beschäftigen, seien angeführt: 1. „Je mehr Arten es in einer Biozönose gibt und je mehr Arten wir tatsächlich determinieren, desto präziser kann die Bestimmung der Wassergüte erfolgen ... Die nicht bestimmten Mitglieder der Biozönose belasten die Analyse mit Fehlern" (SLÁDEČECK 1982, p. 100). – 2. „Nach meinen Ergebnissen sind diejenigen Gütebeurteilungsverfahren am sichersten, bei denen die Biozönose einer Probenstelle in vollem Umfang erfaßt und nutzbar gemacht wird" (HEUSS 1976, p. 167). Die Fachgruppe Wasserchemie 1983 koppelt die „möglichst vollständige Erfassung der Biozönosen" an eine eingehende Charakteristik der Probenentnahmestellen.

Die biologische Analyse impliziert selbstverständlich die einwandfreie, fehlerlose Determination der aufgesammelten Organismen bis zum Artenniveau. Auch hierin sind sich die kritischen Autoren einig. Ohne Kenntnis der Arten ist kein relevanter Bezug zu den Umweltfaktoren, in diesem Fall der Wassergüte, möglich. Die Bestimmung von Gattungen oder gar nur Familien – beides in der Praxis vorkommend (s. Kap. 4.2) – ist nicht ausreichend. Die Ansprüche der Arten ein und derselben Gattung bzw. Familie sind zu divers. Z. B. liegt die untere Toleranzgrenze von *Tubifex tubifex* bei 1,5 mg O_2/l, während sie bei *T.* (= syn. *Psammoryctes*) *barbatus* bei 6 mg/O_2 l liegt; mithin eine Relation von 1 : 4 (vgl. LUNDBECK 1926).

Mißlingt die Artdiagnose, so sind ökologische Rückschlüsse nicht oder nur in eingeschränktem Maße möglich. Man sollte auch nicht der Versuchung unterliegen, bei taxonomischen Schwierigkeiten „Standard-Arten anstelle eines ehrlicheren ‚spec.' zu notieren" (MAUCH 1976).

Ohne die Beachtung dieser dargestellten Voraussetzungen sind – unter Einbeziehung der ebenfalls erforderlichen quantitativen/halbquantitativen Befunde (s. Fachgruppe Wasserchemie 1983) – keine zuverlässigen, profunden Güteaussagen zur Wasserqualität möglich. Lange mathematische Auswertungen vermögen keinen Ausgleich für mangelhafte Basisdaten zu schaffen. Mehr als eine „Pseudoexaktheit" (ELSTER 1966) ist dann nicht erzielbar (vgl. auch CASPERS 1977, DITTMAR 1976).

2.1.2 Fließgewässer, die nicht durch organische, fäulnisfähige Abwässer belastet werden, haben ebenfalls eine bestimmte Saprobie, hervorgerufen durch natürliche Abbauprozesse allochthoner (Fallaub!) und autochthoner organischer Substanz (vgl. ELSTER 1982). Dieser „strukturgegebene saprobielle Grundzustand" wird für Tieflandsbäche mit bms angegeben; lenitische und lotische Bereiche können dabei in Abhängigkeit des unterschiedlichen Erosions- und Sedimentationsgeschehens um 1/2 Saprobiestufe differieren (vgl. BRAUKMANN 1984).

Fließgewässer mit Seeabfluß-Charakter – im seenreichen Schleswig-Holstein vielfach vorhanden – sind bzgl. ihrer natürlichen Saprobie weitgehend unerforscht. Biozönotische Befunde dieser Gewässer müssen – wenn sie zur Erstellung von Wasserqualitätsaussagen herangezogen werden – mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden. Eine anthropogene Saprobie darf – sofern keine Abwassereinleitung unmittelbar im Seeabfluß besteht – aufgrund der Klärfunktion des vorgeschalteten Sees ausgeschlossen werden. Der See selbst sorgt aber für umfangrei-

che allochthone Zufuhr organischer, sich im Seenabfluß zersetzender Substanz (Seston). Ausdruck dieser natürlichen Zufuhr gibt die Biozönose mit dem verstärkten Auftreten tierischer Filtrierer (vgl. STATZNER 1979).

2.1.3 Die biologische Analyse liefert für einheimische Fließgewässer (Gewässer der gemäßigten Breiten) auch bei konstant hoher anthropogener Belastung keine jahreszeitlich einheitlichen Befunde, weder qualitativ noch quantitativ. Die Aussagen zur Saprobie werden mithin ebenfalls unterschiedlich sein. Nach HEUSS (1976) ergeben sich Schwankungen bis hin zu mehreren Saprobiestufen! Die Rückschlüsse von der biologischen Analyse auf die Wassergüte müssen konsequenterweise auch diesen Punkt mitberücksichtigen.

Das Kapitel 2.1 sei abgeschlossen mit der Formulierung von DITTMAR (1976), daß die Zuverlässigkeit bei Güteaussagen u. a. davon abhängt, ob es gelingt

- „die vorhandenen Organismen hinsichtlich der auftretenden Arten und ihrer mengenmäßigen Verteilung genau zu bestimmen,
- über längere Zeiträume zu untersuchen, um verläßliche regionale Milieuspektren zu ermitteln,
- den richtigen Zeitpunkt für die Untersuchungen zu ermitteln, ...".

Hinzukommen muß dann noch die umsichtige, dem jeweiligen Gewässer angepaßte Auswertung. Mit einer schematischen Anwendung von Richtlinien ist es nicht getan (HEUSS 1976), und mathematische Berechnungen sind lediglich als „Hilfswerk" einzustufen (DITTMAR 1976). Zu fordern ist eine auf umfangreiche Befunde gestützte Interpretation, ein „detaillierter Begleittext" (ELSTER 1966) als Begründung für die jeweilige Einstufung eines Fließgewässers bzw. einer Fließgewässerstrecke in das Saprobiensystem.

2.2

Bakteriologische Befunde sollen in die Beurteilung der Wasserqualität mit eingehen. Details sind der Spezialliteratur zu entnehmen (s. Einleitung). Um Güteaussagen der Praxis bzgl. ihres Wertes einordnen zu können, sei an dieser Stelle lediglich auf die Ausführungen von WACHS (1969) verwiesen. Der Autor betont, daß Mikroorganismen in ganz besonderem Maße von einer Vielzahl von Faktoren abhängig sind und daß deshalb für zuverlässige Beurteilungen über das ganze Jahr verteilt sehr viele Untersuchungen erfolgen müssen. Besondere Bedeutung kommt dabei den Maximalwerten und „nicht etwa dem arithmetischen Mittel zahlreicher Ergebnisse" zu.

2.3 Chemische Befunde

„Die chemischen Daten sind ergänzende Information, die das Bild der biologischen Untersuchung abrunden, bestätigen und ggf. auf Besonderheiten hinweisen, die zu weiteren, vertieften Untersuchungen Anlaß sein können" (Landesamt für Wasser und Abfall LWA Nordrhein-Westfalen 1982). Mit Hilfe dieser „chemischen Begleitanalytik" ist innerhalb von Selbstreinigungsstrecken die abnehmbare Saprobie zu verfolgen, und zwar an den dafür charakteristischen Parametern des

Sauerstoffgehalts, der NH_4^+- und/oder NO_2^--Konzentration, des NH_4^+/NO_3^--Quotienten (vgl. GRADL 1981, HAMM 1969, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA 1980, LWA Nordrhein-Westfalen 1982, LIEBMANN 1969, NEUMANN u. SCHÖNEBORN 1981, SCHMITZ 1971, SCHREIBER 1975, UHLMANN 1975, WACHS 1969).

Speziell von der LAWA (1980) werden als chemische Parameter der BSB_5, die NH_4^+-Konzentration sowie das O_2-Minimum ausgewählt und die in den einzelnen Saprobiestufen resp. Güteklassen häufig anzutreffenden Werte wiedergegeben. Ein die 3 Parameter integrierender „chemischer Güteindex" wird nicht vorgeschlagen. Die LAWA verzichtet hier bewußt auf eine numerische Berechnung und bevorzugt die „verbal formulierte Definition, die von allen beteiligten Untersuchern der Bundesrepublik Deutschland akzeptiert werden konnte" (ILLIES u. SCHMITZ 1980, p. 42). Eine Zuordnung chemischer Befunde zu denen der Biologie wird in der Literatur allgemein – die LAWA eingeschlossen – für sinnvoll gehalten, nicht aber die schematische Vereinigung aller chemischen Meßergebnisse zu einem einzelnen Index. HAMM (1969) schlägt lediglich vor, einen Index speziell für den Sauerstoffhaushalt zu erstellen. Er beschränkt sich dabei folgerichtig auf die Parameter, die mit den Abbauprozessen in ursächlichem Zusammenhang stehen (O_2-Gehalt, O_2-Zehrung, BSB_2, BSB_5) und betont die Notwendigkeit der Heranziehung der ungünstigsten Verhältnisse. Zur Erstellung der endgültigen Güteklassen kombiniert HAMM den biologischen Index (Saprobienindex) mit dem des Sauerstoffgehalts im Verhältnis 1 : 1. Die LAWA folgt diesem Vorschlag nicht, ebenso wenig die Richtlinie des LWA Nordrhein-Westfalen und viele Güteaussagen der Praxis wie z. B. des niedersächsischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (vgl. NEUMANN 1979 u. 1980, NEUMANN u. SCHÖNEBORN 1981); bei ihnen allen dienen die chemischen Werte lediglich als Anhaltswerte gegenüber den Aussagen der biologischen Analyse (s. o.).

Chemische Parameter, die nicht in ursächlichem Zusammenhang mit der Saprobie stehen und die deshalb keinen Beitrag zu den Abbauprozessen der Selbstreinigungsstrecke zu leisten vermögen, sollten für Aussagen zum Saprobiensystem nicht herangezogen werden (s. MAUCH 1976, SCHREIBER 1975). Vor allem können diese Parameter (z.B. der Gehalt an Gesamt-P) nicht mit jenen, die sich unmittelbar auf die organische Belastung beziehen, zu einem gemeinsamen chemischen Index vereint werden. Diskrepanzen zwischen chemischen und biologischen Befunden wären vorprogrammiert (s. ILLIES u. SCHMITZ 1980).

Die chemischen Messungen zeigen innerhalb der Selbstreinigungsstrecke auch bei konstanter Belastung (Einleitung gleichbleibend hoher Abwassermengen pro Zeiteinheit) Unterschiede, und zwar in Abhängigkeit von der Tages- und Jahreszeit. Die Analysen müssen sich demzufolge über entsprechend lange Zeiträume erstrecken. Tageszeitliche Schwankungen ergeben sich vornehmlich durch die lichtabhängigen Stoffwechselprozesse der Autotrophen, und zwar in besonders starkem Maße bei den pflanzenreichen Fließgewässern des Tieflandes (s. BRAUKMANN 1984, ILLIES u. SCHMITZ 1980, Diskussionsbeitrag KARBE in ROTHSCHEIN 1977, SCHMASSMANN 1951 u. 1955). DEHUS (1984) berichtet von Tag-Nacht-Amplituden des O_2-Sättigungsindexes zwischen 108 und 43 % in der Loiter Au (Schleswig-Holstein) und NEUMANN (1976) von Jahresamplituden zwischen 0 und 103 % an ein und derselben Probestelle der Hase (niedersächsischer Tieflandsbe-

reich). Analoge Phänomene ergeben sich beim pH-Wert: In den von Makrophyten reich bestandenen Tieflandsfließgewässern erfolgt tagsüber regelmäßig eine „biogene Alkalisierung des Milieus" (SCHÄPERCLAUS 1952) und damit eine Erhöhung der NH_3-Konzentration. Dieses Phänomen ist nach SCHÄPERCLAUS eine der häufigsten Ursachen für Fischsterben in belasteten Gewässern.

Jahreszeitliche Schwankungen werden u.a. durch unterschiedliche Wasserführung bedingt. Pessimumsituationen treten häufig während des Sommers bei niedrigen Wasserständen und erhöhter Temperatur auf (s. KRETZSCHMAR 1977 a–b, NEUMANN 1976).

Wird die Zahl chemischer Analysen begrenzt, so besteht die Gefahr, daß derartige, die Biozönose entscheidend beeinflussende kritische Phasen nicht miterfaßt werden und es infolgedessen zu Fehlbeurteilungen kommt. Umfassende, einwandfreie chemische Güteaussagen erfordern vielfach sogar einen größeren Zeitaufwand und höhere finanzielle Mittel als biologische Güteaussagen (vgl. LIEBMANN 1969).

Zu den Selbstreinigungsstrecken mit einer weitgehend konstanten Belastung (s.o.) kommen solche, bei denen die Zufuhr organischer, fäulnisfähiger Substanzen kurz- oder langfristig sehr unterschiedliche Ausmaße erreicht. Hierher gehören Fließgewässer bzw. Fließgewässerstrecken innerhalb und unterhalb nicht sanierter dörflicher Siedlungen. Die von Tageszeiten abhängigen menschlichen Lebensgewohnheiten und die von Jahreszeiten abhängige Form landwirtschaftlicher Viehhaltung (Weide – Stall) führen zu unterschiedlich hohen Belastungsgraden (s. KRETZSCHMAR 1976, 1977 a–b).

In beiden Fällen, vor allem aber bei der landwirtschaftlichen Tierhaltung – jedem aufmerksamen Beobachter hinlänglich bekannt – kommt es immer wieder zu ausgesprochenen Abwasserschüben. So berichtet die schleswig-holsteinische Lokalpresse aus einem Zeitraum weniger Wochen des Herbstes 1984 von drei „Unfällen", bei denen 20.000, 50.000 und 70.000 Liter Gülle in Fließgewässer gelangten. Die Dunkelziffer dieser Art Umweltverschmutzung liegt mit Sicherheit wesentlich höher. Gelingt es dem Chemiker nicht, diese kurzzeitigen, massiven Abwasserstöße mit den gleichzeitig auftretenden Extremwerten bei einem zu beurteilenden Fließgewässer zu erfassen, so vermag er keinen kausalanalytischen Beitrag zur zerstörten aquatischen Biozönose zu liefern.

Insgesamt betrachtet erfordert die chemische Analyse, ebenso wie die biologische und bakteriologische Analyse, eine umfangreiche Arbeit und eine ebenso kritische Auswertung. Mit einzelnen wenigen Probennahmen – gelegentlich in der Praxis zu beobachten (s. Kap. 4) – und einem rein schematischen Auswertungsverfahren ist eine befriedigende, fehlerfreie Aussage zur Wassergüte nicht möglich.

3. Angaben zur Gewässerqualität (Gewässergüte, Gewässerbeschaffenheit)

Die Fließgewässer des ländlichen Raumes sind nicht allein der saprobiellen Verschmutzung ausgesetzt. In vielen Fällen (Fließgewässer oberhalb dörflicher Siedlungen, Fließgewässer innerhalb und unterhalb sanierter dörflicher Siedlungen) tritt die Minderung der Wasserqualität, d.h. die Belastung des Wassers mit organischen, fäulnisfähigen Substanzen gegenüber anderen anthropogenen Eingriffen sogar entscheidend zurück, so daß wechselseitige Rückschlüsse aus Saprobie und biozönotischen Gegebenheiten nicht mehr möglich sind. Das Saprobiensystem kann nicht mehr angewandt werden, den vorhandenen Organismen kann kein Saprobienindex mehr angefügt werden. Das Auftreten resp. Fehlen von Arten wird – einschließlich der Abundanzverhältnisse – nicht mehr durch eingeschränkte Wassergüten, sondern eingeschränkte Gewässergüten bestimmt. Der eingeengte Blick auf die bloße Wasserqualität – so bedeutsam letztere auch ist – muß aufgegeben werden zugunsten einer gesamtheitlichen Betrachtung des Fließgewässers. Das biologisch-ökologische Geschehen ist als Ausdruck der Gesamtsituation zu sehen und als solches zu analysieren: Die Biozönose ist „Spiegelbild" der (langfristigen) Gesamtsituation des Gewässers, d.h. die Folge „synergistischer und antagonistischer Wirkungen" aller Faktoren untereinander (MAUCH 1976) bzw. das Resultat der „Einwirkung vieler miteinander interferierender Einflüsse und Faktoren" (ROTHSCHEIN 1977; vgl. diesbezüglich auch BLOESCH 1977, BOËS 1976, BRAUKMANN 1984, HAWKES 1975 u. 1979, HYNES 1972, NIEMEYER-LÜLLWITZ u. ZUCCHI 1985, OTTO u. BRAUKMANN 1983).

Einflüsse, denen die Fließgewässer im ländlichen Raum unterworfen sind und die die Biozönosen widerspiegeln, ergeben sich aus der den Gewässern vom Menschen (hier: Techniker, Ökonomen) zugeschriebenen Funktion: „Die Entwässerungsfunktion eines Gewässers zum Zwecke der optimalen landwirtschaftlichen Nutzung der angrenzenden Flächen steht in Schleswig-Holstein zweifellos im Vordergrund" (Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein 1978, p. 66).

Die Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen[1]), auch Gestaltungs- und Pflegemaßnahmen genannt, werden entsprechend massiv und umfangreich – allein an Nutzungsinteressen orientiert – seit Jahrzehnten betrieben. Jedes Fließgewässer – Bundeswasserstraßen ausgenommen – von 20 ha Einzugsgröße an, unterliegt bereits per Wassergesetz den Eingriffen von „Wasser- und Bodenverbänden", Interessenvertretungen der Landwirtschaft, die trotz fehlenden ökologischen Fachwissens und trotz fehlender fachspezifischer ökologischer Beratung als „im allgemeinen beste Gewähr für eine den örtlichen Anforderungen gerecht werdende Unterhaltung.." angesehen werden (Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein 1978, p. 81).

Angesichts dieser Sachlage ist die ökologisch desolate Situation der Fließgewässer – Biologen und Naturschützern hinlänglich bekannt – des landwirtschaftlich

[1]) „Die Unterhaltung... umfaßt die Erhaltung eines ordnungsgemäßen Zustandes für den Wasserabfluß" (Wassergesetz des Landes Schleswig-Holstein in der Fassung vom 17.1.1983, § 38, 2).
Ausbau ist „jede über die Unterhaltung hinausgehende wesentliche Umgestaltung des Gewässers oder seiner Ufer" (Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein 1978, p. 80). Details zu Unterhaltung und Ausbau s. NIEMEYER-LÜLLWITZ u. ZUCCHI 1985.

intensiv genutzten Tieflandes nicht überraschend. Eine Stellungnahme – abgegeben anhand kürzlich durchgeführter Studien an den drei schleswig-holsteinischen Bächen Koseler Au, Hüttener Au und Selker Au – mag hier stellvertretend für viele andere, in gleicher Weise zu formulierende Beobachtungen angeführt werden: „Ein deutliches Ergebnis ist, daß über die o.a. Auen praktisch ganz im Interesse der Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen und der Ableitung mehr oder weniger gut vorgereinigter Abwässer verfügt wird. Bei Begradigungen und Verbauungen, die in zurückliegenden Jahren erfolgten, und bei der Nutzung der Auen als Vorfluter für häusliche Abwässer wurden bzw. werden (fischerei-)biologische Belange nicht berücksichtigt" (Vorwort NELLEN in GUDE 1982; Klammer vom Autor).

Die Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen bewirken tiefgreifende, vielschichtige Veränderungen der Fließgewässer. Letztere werden nicht nur in einem einzelnen ökologischen Faktor verändert (z.B. Strömung, Temperatur, Substrat), sondern in einem ganzen Faktorenkomplex. Entsprechend umfangreich reagieren die Biozönosen. Beispielsweise führt bereits die Entfernung der natürlichen Ufergehölze – vorbereitende Maßnahme für Ausbau und Unterhaltung – über die Veränderung der Lichtbedingungen zur fundamentalen Umstellung der gesamten aquatischen Bioaktivität: Makrophyten siedeln sich an bzw. gelangen zur Massenentwicklung und führen zu hohen, von empfindlichen Organismen nicht tolerierbaren Temperatur-, pH- und O_2-Amplituden sowie zum weitgehenden Verlust des Fließwassermilieus. Das Aussterben anspruchsvoller (stenöker, stenotoper, rheobionter, rheophiler) Organismen tritt ein, und ökologisch weniger anspruchsvolle (euryöke, eurytope, rheotolerante, limnophile) Organismen siedeln sich an. Diese Phänomene der Vernichtung ursprünglicher, charakteristischer Biozönosen zugunsten mehr oder minder artenarmer Ersatzgemeinschaften sind an zahllosen ausgebauten und/oder unterhaltenen Fließgewässern des Tieflandes zu beobachten (neuere Literatur aus Schleswig-Holstein: HOLM 1983, MIKOWSKI 1984, OBERSCHEIDT 1983, STATZNER u. STECHMANN 1977). Am Unteren Schierenseebach (Schleswig-Holstein, Kreis Rendsburg-Eckernförde) konnten 1975 die Folgen einer Erstausbaggerung (= „mechanische Entkrautungsmaßnahme") verfolgt werden: Die Individuen-Abundanzen der benthischen Makroinvertebraten sanken um 80–90 %, die Anzahl der Taxa um 50 % (BÖTTGER u. STATZNER 1983). In die gleiche Richtung wie die Publikation von STATZNER u. STECHMANN (s.o.) weist jene von KERN-HANSEN (1980) über einen Tieflandsbach in Dänemark, wo eine maschinelle Entkrautung zu einem Anstieg abdriftender Tiere von 143 auf 24.722 Individuen pro 100 m^3 (Relation 1 : 173!) führte. Die Folgen eines Fließgewässer-Ausbaus sind besonders deutlich an dem Fluß Ammer (Bayern) dargestellt worden: Die Artenzahl des tierischen Benthons sank von 148 auf 55, wobei es sich bei letzteren aber nicht um verbliebene Arten der ursprünglichen, naturgegebenen Biozönose handelt, sondern nahezu ausschließlich um sekundär eingewanderte Fremdelemente (ENGELHARDT 1951).

Diese umfangreiche, komplexe und hier nur kurz skizzierte Problematik zeigt mit aller Deutlichkeit, daß in heutiger Zeit nicht bloß Wasserqualitätsanalysen geboten sind, sondern breit angelegte, umfangreiche Befunde und Dokumentationen zur Gewässer-Gesamtsituation. Allein auf diese Weise könnten die letzten noch erhalten gebliebenen und schützenswerten funktionsfähigen Fließwasser-Biozönosen erkannt und charakterisiert werden.

In diesem Zusammenhang sei erwähnt, daß gegenwärtig keine einzige intakte Fließgewässer-Biozönose Schleswig-Holsteins unter Naturschutz steht[1]). Die wohl wertvollste Fließgewässer-Biozönose Schleswig-Holsteins, vermutlich sogar des gesamten norddeutschen Tieflandes beherbergt – ungeschützt – der Schierenseebach (bestehend aus den beiden Seeabfluß-Teilsystemen Oberer und Unterer Schierenseebach). Über 30 Arten seiner unvergleichlich vielgestaltigen Fauna sind „schützenswert" (s. BÖTTGER u. STATZNER 1983). Ein Antrag auf Unterschutzstellung liegt dem zuständigen schleswig-holsteinischen Landwirtschaftsministerium seit 1978 vor. Das Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein hat gutachterlich festgestellt, daß die wissenschaftlichen, ökologischen und landschaftskundlichen Bedingungen für eine Ausweisung als Naturschutzgebiet im Sinne des Landschaftspflegegesetzes erfüllt sind. „Bei den für die Ausweisung von Naturschutzgebieten in Schleswig-Holstein zu setzenden Prioritäten jedoch kann das Verfahren für den Schierenseebach noch nicht im vorderen Bereich der über 170 in Schleswig-Holstein geplanten Naturschutzgebiete angesiedelt werden" (Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, briefl. Mitt. vom 22.6.1982 an den Antragsteller Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung).

Angesichts dieser Aussage einerseits und der äußerst bedenklichen Situation der Fließgewässer andererseits, sei an die Bekundung des Landwirtschaftsministeriums erinnert, daß „die Erhaltung naturnaher Gewässer in angemessenem Umfang ein gleichrangiges Ziel neben der Aufrechterhaltung ausreichender Vorflutverhältnisse ist..." (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein 1978, p. 84). Der Schierenseebach hat eine Länge von 1 km. Die Gesamtlänge der Fließgewässer Schleswig-Holsteins – die Bundeswasserstraßen nicht mitgerechnet – beträgt über 21.000 km (BLESS 1981); würde man 20 km unter Schutz stellen, so wäre das noch nicht einmal 1 ‰!

4. Kritische Bemerkungen zu amtlichen Güteaussagen über schleswig-holsteinische Fließgewässer

Die biologisch-ökologische Situation der Fließgewässer ist äußerst schlecht (s. Kap. 3). „Das Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten (Schleswig-Holstein)

[1]) Geplant ist die Unterschutzstellung eines Teiles der im südlichen Schleswig-Holstein fließenden Bille. Über den Zustand der aquatischen Biozönose ist wenig gekannt. (s. BAUMGARTEN et al. 1981, KÄMMEREIT 1982), sie ist daher schwer einschätzbar.
Der Schutz der Bille wird leider nur bedingt erfolgen. Laut ministeriellem Entwurf der Schutzverordnung wird z.B. die Bewirtschaftung bestehender Fischteiche weiterhin gestattet sein. Ebenso die „ordnungsgemäße Ausübung der Fischerei". In Ausnahmefällen sollen sogar Grundräumungen des Bachbettes im Zuge der „ordnungsgemäßen Gewässerunterhaltung" möglich sein.
Bezüglich der Tatsache, daß rheotypische Biozönosen in mehr oder minder kurzen Fließgewässerstrecken langfristig nicht zu erhalten sind, sei auf die umfassenden Studien im Rahmen des niedersächsischen Pilotprojektes Leine verwiesen (DAHL u. WIEGLEB 1984). Aus dieser Sicht muß auch die kürzlich erfolgte Unterschutzstellung des Mittelabschnittes der Kossau (Kreis Plön) gesehen werden – sie erfolgte aus rein landschaftlichen Gründen und in Unkenntnis, ob hier überhaupt noch eine intakte rheotypische Biozönose vorhanden ist. Angesichts starker Abwasserbelastung im oberen Kossau-Abschnitt bestehen in dieser Hinsicht erhebliche Zweifel.

erarbeitet Gütelängsschnitte schleswig-holsteinischer Fließgewässer, um den Zustand und die Benutzung der Gewässer zu beschreiben. Die Ergebnisse chemischer, biologischer und physikalischer Untersuchungen sollen Aussagen über die Beschaffenheit der schleswig-holsteinischen Gewässer ermöglichen" (aus dem Vorwort der Gütelängsschnitte des LaWaKü, u.a. 1983).

Die Frage, wieweit dieses Bestreben anhand der erstellten Gütelängsschnitte tatsächlich möglich ist, sei exemplarisch an der letzten diesbezüglichen Publikation des LaWaKü (1983) aufgezeigt: „Gütelängsschnitte im Einzugsgebiet der Nortorfer Seenkette. – Olendieksau, Manhagener Au, Wennebek, Scheedgraben, Brüchgraben, Rehmsbek/Bellerbek, Lohegraben". Die Kritik – gemessen an den in Kap. 2 und 3 dargelegten Anforderungen – beschränkt sich auf wesentliche Aspekte.

Grundlage der oben zitierten Gütelängsschnitte bildet eine einmalige Probenserie – ausgeführt zwischen dem 31.8. und 2.9.1982 – an Meßstellen der aufgeführten Fließgewässer. Damit konnte weder die Grundlage für eine Charakteristik des Wassers noch der Gewässer gelegt werden – nachfolgende Zeilen mögen das bestätigen:

4.1 Grundsätzlich ist der Einwand zu erheben, daß die untersuchten Fließgewässer sehr heterogener Natur sind und keine Selbstreinigungsstrecken in dem zu fordernden Sinn darstellen (s. Kap. 2). Eine ganze Reihe untersuchter Abschnitte liegt abseits bzw. oberhalb dörflicher Siedlungen, und Ausbau sowie Unterhaltungsmaßnahmen (Gehölzentfernung, Begradigung, Uferverbau, Sohlenvertiefung, Entkrautungen, Grundräumungen) spielen eine wesentlich größere Rolle als saprobielle anthropogene Verschmutzung[1]). Eine „Eichung" (s. Kap. 2.1) erfolgte bei keinem der Gewässer. Eine verschmutzungsabhängige organismische Besiedlung ist daher – von kurzen Abschnitten mit besonders intensiver Belastung abgesehen – kausal nicht ableitbar. In Abschnitten mit offensichtlich stark verarmten Biozönosen (genaue Angaben sind wegen der sehr dürftigen Befunde nicht möglich) und angegebenen Wassergüten von I, I–II und II tritt dieses Faktum besonders deutlich hervor. Hier hätte – jenseits der Anwendbarkeit des Saprobiensystems – der Bezug zu den mechanischen Eingriffen hergestellt und Aussagen zum Gewässer getätigt werden müssen.

4.2 Der herausragenden Bedeutung biologischer Befunde wird keine Rechnung getragen. Von der für Aussagen erforderlichen weitgehenden Erfassung der Biozönosen (s. Kap. 2.1) kann nicht im entferntesten die Rede sein. Sogar die Determination der wenigen überhaupt erfaßten Organismen ist unsicher und führt meist nicht zum Artniveau. Zwei Beispiele zur Demonstration:

4.2.1 Biologische Befunde zur Manhagener Au (p. 25[1]): Pflanzen werden nicht aufgeführt. Von den Tieren werden 4 Gattungen und 2 Arten genannt. Bei letzteren handelt es sich – dem Gutachten zufolge – um 1. *„Carinogammarus roeselii"* (geltender wissenschaftlicher Name *Gammarus roeseli*; vgl. ILLIES 1978), eine Art,

[1]) Dem Autor sind die vom LaWaKü begutachteten Gewässer durch mehrjährige, z. T. noch andauernde Untersuchungen bekannt.

[1]) Diese und die nachfolgenden Seitenangaben des Kap. 4 beziehen sich auf die zur Diskussion stehenden „Gütelängsschnitte im Einzugsgebiet der Nortorfer Seenkette" des LaWaKü (1983).

deren nördliche Verbreitungsgrenze unseren heutigen Kenntnissen nach weiter südlich, nämlich bei Hamburg – Lübeck liegt (JAZDZEWSKI 1980, cit. ex MEIJERING 1983, briefl. Mitt.) und die deshalb im Nortorfer Seengebiet gar nicht vorkommen wird. Eine Nachbestimmung des LaWaKü-Materials war leider nicht möglich, da es – meinen Anfragen zufolge – nicht aufbewahrt wurde[2]). DANIEL (1982), der hunderte von Gammariden der Fließgewässer des Nortorfer Seengebietes bestimmte, fand ausschließlich *Gammarus pulex*. KÄMMEREIT (1982), der die Fauna der Bille (südliches Schleswig-Holstein) studierte, fand ebenfalls nur *Gammarus pulex*. – 2. *Theodoxus danubialis*, eine für Schleswig-Holstein gänzlich fremde Schnecke. Die Art lebt östlich der Weichsel und in der Donau unterhalb Kehlheim (vgl. GLOËR et al. 1978, ILLIES 1978)[3].

Vermutlich handelt es sich bei den Tieren der Manhagener Au um die in Deutschland weit verbreitete *Theodoxus fluviatilis*. – Die vom LaWaKü benutzte Bestimmungsliteratur bleibt leider grundsätzlich unerwähnt.

Aufbauend auf diesen „Befunden" wird der „biologische Güteindex" 2,3 berechnet, und in Kombination mit den Indices 1,8 und 1,4 des O_2-Haushalts und der chemischen Daten ergibt sich die „Güteklasse II" (p. 23). Man beachte gleichzeitig, daß Indices von 1,4 und 2,3 eine Diskrepanz von 1 1/2 Güteklassen bedeuten!

4.2.2 Biologische Befunde zum Bockseegraben (p. 51): Als Pflanzenart wird *Lemna minor* angeführt, als Tierart lediglich *„Carinogammarus roeselii"* (s. Kap. 4.2.1). Vier weitere Tiere werden nur bis zur Gattung bestimmt, wobei mit *„Simulium* spec." laut Auskunft des LaWaKü die Familie Simuliidae gemeint ist; der der Familie beigefügte und zur Güteklasse-Berechnung herangezogene Saprobienindex „o–b" ist nicht korrekt. Bei den Simuliidae – gleiches gilt für die Chironomidae (p. 27, 29, 33, 49) – gehen die ökologischen Ansprüche der Arten viel zu weit auseinander, um die gesamte Familie pauschal beurteilen zu können (HEUSS 1976, p. 165 mit Bezug auf briefl. Mitt. H. Zwick).

Als „Biologischer Güteindex" erscheint 2,2. Er ergibt – kombiniert mit den Indices des O_2-Haushalts und der chemischen Analyse (jeweils 1,5) – die Güteklasse I–II (p. 50).

4.3 In keinem einzigen Fall erfaßt die biologische Analyse wenigstens 10 Arten. Bei einer ganzen Reihe von Probenstellen fehlen biologische Angaben sogar völlig (Meßstellen 19, 26, 28, 30, 48, 50). Und da bakteriologische Befunde – den Anforderungen zuwiderlaufend (s. Kap. 2.2) – grundsätzlich nicht vom LaWaKü erarbeitet wurden, dient zur Güteklasse-Erstellung der entsprechenden Fließgewässer/

[2]) Aus gleichem Grunde konnte leider auch nicht die Angabe von *Unio crassus* überprüft werden (p. 24). Der sichere Nachweis dieser Muschel in der Manhagener Au wäre sehr bedeutsam gewesen, da die Art zu den besonders stark gefährdeten Unionidae der einheimischen Fauna gehört und nur noch selten gefunden wird (vgl. BLAB et al. 1984). Vermutlich handelt es sich nicht um *Unio crassus*, sondern um eine der 4 anderen regelmäßig in der Manhagener Au anzutreffenden Unionidae *Anodonta cygnea, A. anatina, Unio pictorum* und *U. tumidus* (Beobachtungen aus dem Jahr 1984, Dipl.- Biol. R. BRINKMANN, Zool.Inst.Univ.Kiel).

[3]) Nach Herrn V. Wiese (mündl. Mitt.), 2433 Grömitz, wurde *T. danubialis* seit Jahren nicht mehr aus Deutschland gemeldet und gilt hier als ausgestorben.

Fließgewässerstrecken die Erfassung einer Augenblickssituation chemisch-physikalischer Parameter! Wie mag angesichts dieser Praxis das LAWA-Zitat „Für Aussagen über den Gesamthaushalt eines Gewässers ist die Erfassung von typischen Lebensgemeinschaften ... unerläßlich" am Ende des LaWaKü-Gutachtens (p. 60) aufzufassen sein?

4.4 Mehrere der untersuchten Fließgewässer (z.B. Manhagener Au, Wennebek) stellen Seeabflüsse dar und sind daher bezüglich ihrer Güte besonders schwer zu beurteilen. Eine schematische Bearbeitung nach dem Saprobiensystem, losgelöst von den Phänomenen der vorgeschalteten Seen, ist mit Sicherheit nicht möglich (s. Kap. 2.1.2).

Bei der Manhagener Au wäre als Grundlage der Einschätzung des Gewässers – vom LaWaKü unberücksichtigt gelassen – vor allem die Tatsache zu berücksichtigen, daß die Au im oberen Bereich zeitweilig trockenfällt, und zwar in Abhängigkeit von der Betätigung des vorhandenen Mühlenwehrs. Ein derartiges temporäres Trockenfallen hat entscheidenden Einfluß auf die Ausbildung der Biozönose, d.h. eine wechselseitige Beurteilung von Gewässer und Biozönose ist ohne Berücksichtigung dieses Eingriffs nicht möglich.

4.5 Die erstellten chemisch-physikalischen Daten spiegeln aufgrund ihrer einmaligen Erhebung nicht mehr als eine Momentssituation wider (s.o.). Aussagen zur Güte von Wässern und Gewässern sind auf diese Weise nicht möglich. Angesichts der hohen jahres- und tageszeitlichen Amplituden der Parameter, vor allem auch des sehr unterschiedlichen saprobiellen Belastungsgrades müssen – wenn zuverlässige Güteaussagen erfolgen sollen – chemisch-physikalische Befunde ganz anderen Ausmaßes gefordert werden. Aufschluß über die für Organismen lebensentscheidenden Pessima sind mit einmaligen Werten eines beliebigen Zeitpunkts auch nicht ansatzweise erhältlich (s. Kap. 2.3).

4.5.1 Auf eine Tagesrhythmik ist nur indirekt zu schließen, und zwar anhand von Werten des SSI (Sauerstoffsättigungsindexes) am 31.8.1982 bei der Olendieksau: Um 8.30 Uhr wurden 51 % (Meßstelle 5.5), um 9.20 Uhr 53 % (Meßstelle 5.21) und um 11.50 Uhr 109 % weiter oberhalb (Meßstelle 5.3) gemessen (p. 19). Diese Werte sind offensichtlich nicht auf Saprobie zurückführbar (das LaWaKü sollte die Meßergebnisse deshalb auch nicht – wie geschehen – in dieser Richtung auswerten), sondern auf das Stoffwechselgeschehen der dichten Makrophytenbestände. Gegen eine Saprobie sprechen auch die gleichzeitig ermittelten niedrigen BSB_5-Werte und niedrigen NH_4^+-Konzentrationen.

4.5.2 Die erfolgten Konzentrationsmessungen für Gesamt-P und Gesamt-N sind für die vom LaWaKü angestrebte Abschätzung saprobiellen Geschehens nicht geeignet (s. Kap.2.3). Die Erfassung dieser Pflanzennährstoffe wäre dagegen für die Beurteilung des Eutrophierungsgeschehens der nachgeschalteten Nortorfer Seen höchst bedeutsam gewesen, wenn es sich nicht nur um Einzelmessungen – noch dazu aus niederschlagsarmer Zeit mit geringen Abschwemmungen aus landwirtschaftlichen Produktionsflächen – gehandelt hätte. Wie hoch die Konzentrationsunterschiede (Abhängigkeiten von z.B. Niederschlagsbedingungen, Düngemaßnahmen) sein können, demonstrieren die weiter zurückliegenden Beobachtungen des LaWaKü (je eine monatliche physikalisch-chemische Wasseranalyse in der Zeit Oktober 1976 – Oktober 1977; tabellarische Zusammenstellung der Ergebnisse s.

„Gütelängsschnitte im Einzugsgebiet der Nortorfer Seenkette" 1983, p. 36– 47): In der Olendieksau wurden im Mai 1970 0,15 und im Juni 1977 3,13 mg P_{ges}/l gemessen, mithin ein Unterschied von 1 : 20.

4.5.3 Einzelne Extremsituationen (Pessima) wurden vom LaWaKü offensichtlich bei den Erstbeobachtungen (s.o.) erfaßt. So wurden in der Olendieksau 3,0 und 3,3 mg/l NH_4^+-N (p. 36–37) und in der Manhagener Au sogar 3,8 mg/l NH_4^+-N (p. 39) gemessen. Derartige Konzentrationen mehrerer mg/l NH_4^+-N sind aufgrund des anteiligen NH_3 für tierische Organismen ausgesprochen toxisch und Wassergüten von III (stark verschmutzt) und IV (übermäßig verschmutzt) zuzuordnen (vgl. LAWA 1980). Beim schleswig-holsteinischen LaWaKü gehen die hohen Konzentrationen in Berechnungen (Mittelwertbildungen) ein, an deren Ende die Güteklasse II–III (p. 37) sowie II (p. 39) erscheinen; leider besitzen die Tiere diese Fähigkeit nicht.

Auf Abwasserschübe deuten die BSB_5-Werte der Olendieksau (Dezember 1976, p. 36) und Wennebek (Oktober 1977, p. 41) mit jeweils 31 mg O_2/l hin. Dieses sind höhere Werte, als sie in Abläufen von Kläranlagen (max. 25 mg O_2/l) statthaft sind! Den Verursachern der Gewässer-Verschmutzung wird nicht nachgegangen. Die Extremwerte – für das biozönotische Geschehen von entscheidender Bedeutung – gehen wiederum in Mittelwerten „unter" und führen bei beiden Bächen zur Aussage „Wassergüteklasse II–III". (Der LAWA 1980 zufolge sind BSB_5-Werte über 15 mg O_2/l charakteristisch für die Wassergüte IV).

Proben des Lohegrabens ergeben die „Rekordwerte" für den BSB_5 mit 92, 501 und 2359 mg O_2/l (p. 46, 47). Auch in diesem Fall wurde den Ursachen der Verschmutzung nicht nachgegangen. Fünf Jahre später (!), anläßlich der Wiederholungsuntersuchung 1982 wurde wieder/immer noch eine starke Verschmutzung des Lohegrabens ermittelt; das LaWaKü formuliert die Vermutung, daß die Verschmutzung – immerhin eine permanente Gesetzesverletzung – „möglicherweise auf Abwasser aus landwirtschaftlichen Betrieben zurückzuführen ist" (p. 3).

Umfangreiche Gewässerverschmutzungen stellte das LaWaKü 1982 auch an der Rehmsbek (s.o.) fest, und zwar in der Ortschaft Schülp. Zwei der widerrechtlichen Abwassereinleitungen wurden dabei analytisch nicht erfaßt, weil sie am Tage der (einmaligen) Probennahme (s.o.) gerade „trocken" waren (p. 9). – Meinen eigenen Beobachtungen nach erfolgten Abwassereinleitungen in Schülp noch 2 Jahre später, im Sommer 1984.

4.3 Gesicherte, einwandfreie Angaben zur Wassergüte der aufgeführten Fließgewässer (s.o.) sind anhand des LaWaKü-Gutachtens nicht möglich. Diese Konsequenz – gezogen aus einer ganzen Reihe schwerwiegender Mängel – ergibt sich sowohl für die Erhebung von Oktober 1976 – Oktober 1977 (je eine monatliche chemisch-physikalische Wasseranalyse) als auch für jene des 31. August – 2. September 1982.

In der tabellarischen Gegenüberstellung der Ergebnisse beider Erhebungen (p. 3) bleiben die (mangelhaften) biologischen Befunde von 1982 fort, um den Vergleich mit 1976/77 – als offensichtlich gar keine biologischen Befunde erarbeitet wurden – überhaupt herstellen zu können. Das, was das schleswig-holsteinische LaWaKü dadurch für 1982 als „Wassergüteklasse" der Fließgewässer angibt, beinhaltet nicht mehr, als eine einzige chemisch-physikalische Analyse des Wassers der Meßstellen, d.h. nicht mehr, als die Erfassung einer einzigen Augen-

blickssituation chemisch-physikalischer Parameter zwischen dem 31. August und 2. September 1982! Diese Augenblickssituation dann mit dem Mittelwert monatlicher chemisch-physikalischer Analysen von 1976/77 zu vergleichen (letztere implizieren die klimatisch und gewässerkundlichen heterogenen Jahreszeiten) und dadurch den Schluß einer „Verbesserung der Wassergüte um eine halbe Wassergüteklasse" für die bearbeiteten Fließgewässer zu postulieren (p. 3), ist schlechtweg falsch. Das Postulat der verbesserten Wassergüte muß als unverantwortliche Fehlinformation der betroffenen interessierten Öffentlichkeit sowie der mit Entscheidungsbefugnis ausgestatteten Politiker betrachtet werden.

5. Alternativvorschläge zu den Güteaussagen schleswig-holsteinischer Gewässer

Die exemplarisch ausgewählten „Gütelängsschnitte im Einzugsgebiet der Nortorfer Seenkette" des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (LaWaKü, 1983) sind mit schwerwiegenden Mängeln versehen und daher als unzureichend zu betrachten (s. Kap. 4). Nachfolgend einige Gedanken, die zur notwendigen Veränderung der inakzeptablen Situation beitragen könnten:

5.1 Güteaussagen zu Fließgewässern sind nicht mit wenigen Einzelmessungen möglich. Die sichere Charakteristik eines Fließgewässers erfordert eine intensive Beschäftigung mit den natürlichen Gegebenheiten einerseits und den verschiedenen anthropogenen Eingriffen andererseits. Art und Umfang der zu erarbeitenden biologischen, bakteriologischen sowie chemisch-physikalischen Daten sind der modernen Fachliteratur anzupassen. Ebenso die Form der Auswertung der Daten. Bei den chemisch-physikalischen Messungen müssen vor allem auch die Extremsituationen (minimale O_2-, maximale NH_4^+-Konzentrationen etc.) erfaßt werden; bei den biologischen Beobachtungen muß eine fehlerfreie Diagnose des Arteninventars zur Charakteristik vorhandener Biozönosen führen.

Angesichts der Schwierigkeit der Materie, vor allem auch wegen des ständigen Fortschritts der angewandten Limnologie einschließlich der Anforderungen an Güteaussagen, sollte das universitäre und außeruniversitäre wissenschaftliche Potential Schleswig-Holsteins herangezogen werden (vgl. Landesnaturschutzverband 1984).

5.2 Der ausschließliche Bezug biologischer Befunde auf die Saprobie ist als einseitig und den Tatsachen vielfach nicht entsprechend aufzugeben. Bei den Fließgewässern des ländlichen Raumes ist die Verschmutzung mit organischen, fäulnisfähigen Substanzen nicht generell und häufig nicht in einseitig dominierender Form gegeben. Andere zusätzliche Eingriffe (Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen) sind an dem biozönotischen Geschehen entscheidend mitbeteiligt. Letzteres vor allem, wenn es um Gewässerstrecken außerhalb (oberhalb) dörflicher Siedlungen geht. Die schematische Auswertung des jeweiligen Arteninventars nach dem Saprobiensystem muß infolgedessen unterbleiben, die Berechnung eines Saprobienindexes ist hier inkorrekt und führt logischerweise zu Diskrepanzen zwischen biologischen und chemisch-physikalischen Ergebnissen. Das Phänomen botanisch-zoologisch verarmter oder sogar verödeter Gewässer mit hoher Wasserqualität sollte künftig Anlaß zu klärenden Diskussionen und vertieften Beobachtungen über andere Negativeinwirkungen sein. Die Diskrepanzen sollten nicht mehr –

wie in den vorliegenden Gütelängsschnitten – Anlaß zu irrelevanten Mittelwertbildungen sein (s. Kap. 4).

Das Ziel einer Güteaussage sollte ohnehin nicht in der Erstellung einer einzelnen Zahl („Güteindex", „Wassergüteklasse") bestehen, sondern in einem detaillierten Zustandsbericht (CASPERS 1977, ELSTER 1966 u. 1982, NEUMANN u. SCHÖNEBORN 1981). ILLIES u. SCHMITZ (1980, p. 18) verweisen zu Recht darauf, daß die „Mathematisierung" der Güteaussagen – Technikern entgegenkommend – die Erhebungen präziser erscheinen lassen, „als es in der Natur des Verfahrens selber liegen kann" und als es die primären Untersuchungsdaten hergeben. (Beachte z.B. die numerischen, auf Dezimalstellen „genauen" Berechnungen von Indices des LaWaKü anhand einzelner weniger Organismenarten und anhand geschätzter, halbquantitativer Häufigkeitsstufen). Geringfügige Veränderungen nach dem Komma werden dann ohne reale Basis als Veränderungen (Verbesserungen) der Wasserqualität gewichtet (s. Kap.1 und 4).

5.3 Die eingeengte und ausschließliche Blickrichtung auf Fragen der Wasserqualität sollte aufgegeben werden und die Gesamtproblematik der Fließgewässer des ländlichen Raumes in das Blickfeld treten (NEUMANN 1979). Wissenschaftlich fundierte Beiträge sollten z.B. Folgen unterschiedlicher Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen auf die aquatische Tier- und Pflanzenwelt analysieren. Bei unumgänglichen technischen Eingriffen wären dann künftig wertvolle Vorhersagen über die jeweils schonendste Form der Gewässergestaltung möglich (BLAB 1984, Gesellschaft für Ingenieurbiologie 1980, Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen 1980, LUDWIG 1973, WIEGLEB 1982).

Die bisherigen Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen erfolgten ohne ökologisch-gewässerkundliche Vor-, Begleit- und Nachuntersuchungen. Dem „Handlungskonzept für den Naturschutz in Schleswig-Holstein" (Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein 1983) kann damit ebenso wenig entsprochen werden, wie bestehenden Gesetzen (Bundesnaturschutzgesetz, Landschaftspflegegesetz von Schleswig-Holstein). Die Umgestaltung von Gewässern unter gleichzeitiger Erhaltung einer ökologischen Vielfalt, die nachhaltige Sicherung einer artenreichen Tier- und Pflanzenwelt ist – sofern überhaupt – nur mit Studien möglich, die weit über die bisherige Amtspraxis (Erfassung saprobiellen Geschehens) hinausgehen.

5.4 Die vielerorts stattfindende Einleitung häuslicher und landwirtschaftlicher Abwässer sollte für das LaWaKü nicht Anlaß zur Erstellung kosten- und zeitaufwendiger Analysendaten bzw. niederer Wassergüteklassen sein. Verschmutzungen, in der Regel als punktuelle Quellen eindeutig und kurzfristig auszumachen, sollten von zuständigen Ordnungsbehörden (Kreisverwaltungen) erfaßt und umgehend unterbunden werden.

Leider sind die Ordnungsbehörden für diese bedeutungsvolle Aufgabe personell viel zu gering ausgestattet. Die aktuelle Notwendigkeit entsprechender Kontrollen ergibt sich aus der Angabe von PAULSEN (1976), daß von 550 im Jahre 1975 untersuchten ländlichen Grundstücken des Kreises Rendsburg-Eckernförde nicht weniger als 210 „wesentliche Mängel" aufwiesen. PAULSEN's Konsequenz: „Die Schmutzstoffe der Landwirtschaft kann man nur in den Griff bekommen, wenn man systematische Kontrollen von Hofplatz zu Hofplatz vornimmt" (p. 157).

Mit einer derartigen Verfahrensweise wäre kurzfristig eine effektive Verbesserung der Wasserqualität in Schleswig-Holstein möglich; „Pannen" wie z.B. beim Lohegraben (s. Kap. 4.5.3), wo selbst jahrelange umfangreiche Abwassereinleitungen lediglich zur Analyse des Wassers, nicht aber zur Aufklärung des Verursachers und nicht zur Unterbindung führen, könnten und sollten seitens der Ämter und Behörden vermieden werden. Die Bekundung des „Generalplanes Abwasser und Gewässerschutz" (Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein 1971), daß der Schutz unserer Gewässer vor Verschmutzung gesundheitspolitische Aufgabe sei, wäre mit obiger Verfahrensweise endlich verifizierbar und das Vollzugsdefizit gegenüber bestehenden Gesetzen (u.a. Wassergesetz des Landes Schleswig-Holstein, Abschnitt IV Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung) abbaubar.

5.5 In den von Abwässern befreiten, mit erhöhter Wasserqualität versehenen Fließgewässern sollten intensive, breitgefächerte Untersuchungen über den zu erwartenden Besiedlungswandel einsetzen, d.h. über die sich erholenden Biozönosen – sofern letzteres aufgrund der anderen anthropogenen Eingriffe (Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen) überhaupt möglich ist. Ist letzteres nicht möglich, sollten – unter Einschluß ökonomischer Gesichtspunkte – Konzepte zur Verbesserung der biologisch-ökologischen Gesamtsituation der Fließgewässer erarbeitet werden.

Auf diesem Gebiet ist die moderne Gewässergütewirtschaft gefordert. „Bei der Gewässergüteüberwachung kommt den biologischen und hygienischen Gesichtspunkten eine herausragende Bedeutung zu. Dies wird verständlich, wenn man sich der Tatsache erinnert, daß die Gewässer nicht nur Ansammlungen von „H_2O" sind, sondern Lebensräume... Nur vor diesem Hintergrund gewinnt die Gewässergüteüberwachung ihren Sinn und ihre Rechtfertigung. Sie dient dem Schutz und der Förderung des Lebens und der Lebensmöglichkeiten von Pflanze, Mensch und Tier" (NEUMANN, Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1980, p. 31–32). In diesem Sinne sei auch auf das von DAHL & WIEGLEB (1984) dargestellte, modernen Gesichtspunkten entsprechende „Fließgewässerschutzsystem" verwiesen.

5.6 Die wiederholt geäußerten Bestrebungen des LaWaKü, in möglichst kurzer Zeit möglichst viele Güteaussagen tätigen zu wollen, entsprechen weder einem ökonomischen noch ökologischen Handlungskonzept. Nur allzu leicht kommt es – wie im vorliegenen Fall exemplarisch aufgezeigt – zum Verzicht auf Mindestanforderungen bzgl. Art, Umfang und Auswertung von Befunden. Der erforderliche Zeit- bzw. Arbeitsaufwand ist nicht vom Amt oder einer Behörde fixierbar, sondern hängt ausschließlich von der Komplexität des zu charakterisierenden biologischen Systems ab.

Angesichts großer taxonomischer Schwierigkeiten bei vielen Organismengruppen sind ohnehin nur von einem eingearbeiteten Biologenteam befriedigende Gewässeraussagen möglich. Einem einzelnen Biologen des schleswig-holsteinischen LaWaKü stehen z.B. sieben gewässerkundlich ausgerichtete, auf einzelne Organismengruppen spezialisierte Biologen des entsprechenden Landesamtes in Niedersachsen (Landesamt für Wasserwirtschaft) und sechs in Nordrhein-Westfalen (Landesamt für Wasser und Abfall) gegenüber. Speziell in Nordrhein-Westfalen kommen weitere ca. zwanzig Hydrobiologen bei Wasserwirtschaftsämtern, Wasserwirtschaftsverbänden und Hygiene-Instituten hinzu.

Für eine befriedigende Bearbeitung der dringenden Gewässerprobleme und als Voraussetzung der Erstellung fundierter Gutachten über die verschiedenen Gewässerarten sollten im schleswig-holsteinischen LaWaKü ca. acht Hydrobiologen tätig werden: drei für Fließgewässer (1 Botaniker, 2 Zoologen), vier für Stillgewässer (je 1 Botaniker und 1 Zoologe für das Benthal und das Pelagial), einer für den Brackwasserbereich. Auf einer derartigen personellen Basis wären fortschrittliche und beachtenswerte gewässerkundliche Aussagen – analog zu denen anderer Bundesländer – möglich.

6. Zusammenfassung/Summary

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit Fragen der Beurteilung von Wasser- und Gewässergüte bei Fließgewässern, und zwar vor allem bei Fließgewässern des ländlichen norddeutschen Raumes. Die wichtigsten Aussagen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

(1) Das Saprobiensystem besitzt einen eingeschränkten Anwendungsbereich. Nur in Ausnahmefällen sind biologisch-ökologische Befunde ausschließlich im Hinblick auf eine verminderte Qualität des Wassers (Verschmutzung mit biologisch leicht abbaubaren organischen Substanzen) deutbar.

(2) In der weitaus größeren Zahl von Fällen, nämlich überall dort, wo die anthropogene saprobielle Verschmutzung in den Hintergrund tritt bzw. vollständig unterbleibt (z. B. Fließgewässer-Abschnitte oberhalb dörflicher Siedlungen), müssen biozönotische Gegebenheiten als Ausdruck der Gesamtsituation des Gewässers betrachtet werden.

(3) Negative Einflüsse auf die tierische und pflanzliche Besiedlung der Fließgewässer des ländlichen Raumes haben neben saprobieller Verschmutzung vor allem die umfangreichen, meist einseitig technisch ausgerichteten Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen.

(4) Über die Wirkungsweise der einzelnen anthropogenen Eingriffe ist wenig bekannt. Auf diesem Gebiet sollte verstärkt gearbeitet werden, um ökonomisch notwendige Maßnahmen möglichst schonend ausführen zu können.

(5) Die (aquatischen) Biozönosen werden entscheidend geprägt durch die Pessimumsituation der einzelnen Gewässerfaktoren (z.B. Strömung, Temperatur, pH, Sauerstoff, Ammoniak). Infolgedessen müssen die Extremsituationen erfaßt werden, wenn es zu einer entsprechenden Kausalanalyse der biologischen Befunde kommen soll. Schwierigkeiten bereitet vor allem die Erfassung kurzfristiger Abwasserschübe.

(6) Die einwandfreie Charakteristik eines Fließgewässers erfordert mithin umfangreiche biologische, bakteriologische und chemisch-physikalische Befunde Darstellung von Tages- und Jahresamplituden etc.). Anhand einzelner weniger Daten sind keine befriedigenden Aussagen möglich. Aus diesem Grund werden die „Gütelängsschnitte im Einzugsgebiet der Nortorfer Seenkette" des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (1983) – exemplarisch auf ihre

Aussagekraft geprüft – zurückgewiesen. Bakteriologische Befunde fehlen gänzlich. Biologische Angaben existieren nur für einen Teil der Meßstellen, sind vom Umfang her äußerst gering und mit Fehlern behaftet. Chemisch-physikalische Messungen beschränken sich auf eine Augenblickssituation (1 Wasserprobe pro Meßstelle). Völlig außer Zweifel, läßt sich auf diese Weise weder die Wasser- noch Gewässerqualität eines Baches oder Flusses bestimmen.

Auf die Gefahr derartiger „Gutachten" wird hingewiesen: Politiker, die den eingeschränkten Wert und die fehlende Aussagekraft nicht beurteilen können, ziehen – wie im vorliegenden Fall geschehen – Schlüsse, die einer realen Basis entbehren.

Für die Möglichkeit der Erstellung verbesserter Gewässerstudien wird eine Reihe von Vorschlägen unterbreitet.

(7) Angesichts der umfangreichen Nutzungsansprüche ist die ökologische Situation der Fließgewässer des ländlichen Raumes sehr schlecht. Es existieren nur noch einzelne wenige Biozönosen, die durch anspruchsvolle, empfindliche rheotypische Organismen charakterisiert sind. Für keine einzige von ihnen besteht in Schleswig-Holstein strenger Naturschutz.

Summary

This paper discusses different questions considering the assessment of the quality of running waters and of aquatic environment as a whole. Special emphasis is put on the running waters of the rural areas of northern Germany. The most important statements may be summarized as follows:

1. The Saprobian System is limited in its application. Biological and ecological findings can be interpreted only in exceptional cases as the result of dimished water quality alone (e.g. pollution with biologically easily degradable organic matter).

2. In the vast majority of cases, where there is little or no mancaused organic pollution (e.g. reaches of streams above urban areas) the community structure must be considered as the reflection of the overall ecological situation of the aquatic environment.

3. Not only organic pollution, but above all one-sided, technically oriented channelization works and maintenance measures have a damaging influence on plant and animal communities of running waters in rural districts. In many running waters such measures lead to an impoverishment of aquatic communities even in the absence of deterioration of water quality.

4. Little is known about the effects of individual anthropogenic actions. In order to protect the ecosystem against the damaging consequences of economically necessary measures research in this field should be intensified.

5. The structure of aquatic communities is decisively affected by extreme values of individual ecological factors (e.g. flow, temperature, pH-value, dissolved oxygene, ammonia). Therefore, these extreme values should be recorded in order to analyse and interpret correctly the biological findings. It is especially difficult to register the periodic discharges of waste water.

6. Any flawless characterization of a running water requires therefore extensive biological, bacteriological and physicochemical analyses with representation of daily and yearly amplitudes. Statements, based on only a few data, cannot be regarded as satisfactory.

An exemplary analysis of the validity of statements made in the report, „Gütelängsschnitte im Einzugsgebiet der Nortorfer Seenkette" (1983) by the Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein was carried out and the report was rejected for the above-named reason.

Bacteriological findings are entirely lacking. Biological data exist for part of the sampling stations only, are extremely limited in extent and partly incorrect. Field physicochemical analyses reflect momentary situations as only one sample of water per station was taken.

There is no doubt that neither water nor the quality of aquatic ecosystems can be assessed in this way.

I is pointed out that such „expert opinion" can be dangerous: politicans who are unable to assess the limited value and incompleteness of statements of such reports, tend to come to conclusions which are not related to the real ecological situation, as happened in the case presented.

Several possibilities for improving the study of aquatic ecosystems are being proposed.

7. Due to extensive claims, the ecological state of running waters in rural areas is very bad. There are only a few communities left which are characterized by exigent, sensitive, rheophilic organisms. In Schleswig-Holstein, a nature preservation law does not exist for even one of them.

7. Literatur

BAUMGARTEN, B. et al. (1981): Naturschutzplanung Billetal. Studienprojekt am Fachbereich 14 – Landschaftsentwicklung. – T.U. Berlin, Manuskript, 200 pp.

BESCH, W.-K. et al. (1984): Limnologie für die Praxis. Grundlagen des Gewässerschutzes. – Verlag ecomed, Landsberg, 401 pp.

BLAB, J. (1984): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. – Verlag Kilda, Greven, 205 pp.

BLAB, J. et al. (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – Verlag Kilda, Greven, 270 pp.

BLESS, R. (1981): Untersuchungen zum Einfluß von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. – Natur und Landschaft **56**, 243–252.

BLOESCH, J. (1977): Bodenfaunistische Untersuchungen in Aare und Rhein. – Schweiz. Z. Hydrol. **39**, 46–68.

BOËS, M. (1976): Zusammenhänge zwischen Gewässerausbau und Gütezustand. – Bund Wasser- und Kulturbauingenieure, 21. Lehrgang Gewässer und Landschaft, Rendsburg, p. 116–128.

BÖTTGER, K. (1980): Die ökologische Situation des Großen Schierensees (Kreis Rendsburg-Eckernförde, Schleswig-Holstein), eines durch Überdüngung weitgehend zerstörten Gewässers. Darstellung der Abwasserbelastung und Vorschläge zu deren Beseitigung. – Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst. **50**, 107–130.

BÖTTGER, K. u. STATZNER, B. (1983): Die ökologischen Folgen der Ausbaggerung eines norddeutschen Tieflandsbaches, dargestellt am Beispiel des Unteren Schierenseebaches (Naturpark Westensee, Schleswig-Holstein). – Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst,. **53**, 59–81.

BRAUKMANN, U. (1984): Biologischer Beitrag zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. – Diss. Univ. Gießen, 473 pp.

CASPERS, H. (1977): Qualität des Wassers – Qualität der Gewässer. Die Problematik der Saprobiensysteme. – Arch. Hydrobiol. Beih. **9**, 3–14.

DAHL, H.-J. (1983): Bewirtschaftungspläne, Teil V: Pilotprojekt Leine, Zielvorstellungen des Naturschutzes als ökologische Bewertungsrahmen für die Gewässer des Leinegebietes. – Dt. gewässerkundl. Mitt. **27**, 168–172.

DAHL, H.-J. & WIEGLEB, G. (1984): Gewässerschutz und Wasserwirtschaft der Zukunft. Grundlagen eines zukünftigen Fließgewässerschutzes. – Jb. Natursch. Landschaftspfl. (korrigierte Fassung) **36**, 26–65.

DANIEL, H. (1982): Die quantitative Besiedlung des Bachflohkrebses (*Gammarus pulex* L.) und der Wasserassel (*Asellus aquaticus* L.) in Bächen mit unterschiedlicher Ufervegetation. Studien zur Ökologie der Fließgewässer in der Kulturlandschaft des östlichen Schleswig-Holstein. – Staatsexamensarbeit Univ. Kiel, 112 pp.

DEHUS, P. (1984): Fischereibiologisch-limnologische Untersuchungen in der Loiter Au, einem Nebengewässer der Oberen Schlei. – Dipl.-Arbeit Univ. Kiel, 179 pp.

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1984): Ökologische Aspekte bei Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. – Merkblätter zur Wasserwirtschaft Nr. 204, Verlag Parey, Hamburg, 188 pp.

DITTMAR, H. (1976): Biologische Verfahren zur Beurteilung der „Gewässergüte". – Bund der Wasser- u. Kulturbauingenieure, 21. Lehrgang Gewässer u. Landschaft, Rendsburg, p. 179–227.

ELSTER, H.-J. (1966): Über die limnologischen Grundlagen der biologischen Gewässer-Beurteilung in Mitteleuropa. – Verh. Internat. Verein. Limnol. **16**, 759–785.

ELSTER, H.-J. (1977): Auswirkungen von chemischen und physikalischen Umweltbelastungen auf limnische Ökosysteme. – Daten u. Dokumente zum Umweltschutz, Sonderr. Umwelttagung, Heft 21. Dokumentationsstelle Univ. Hohenheim, 127–135.

ELSTER, H.-J. (1982): Zur Definition der „Gewässer-" bzw. „Wassergüte" und über die limnologischen Grundlagen ihrer Beurteilung in Vergangenheit und Zukunft. – In: Limnologische Beurteilungsgrundlagen der Wassergüte. Verlag Fischer, Stuttgart, 21–37.

ENGELHARDT, W. (1951): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über Wasserinsekten in den südlichen Zuflüssen des Ammersees. – Mitt. Münchener Ent. Ges. **41**, 1–135.

Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (1983): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. – Verlag Chemie, Weinheim.

Gesellschaft für Ingenieurbiologie (1982): Uferschutzwald an Fließgewässern. – Verlag Krämer, Stuttgart, 132 pp.

GLOËR, P. et al. (1978): Süßwassermollusken. – Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg, 73 pp.

GRADL, T. (1981): Leitfaden der Gewässergüte. – Verlag Oldenbourg, München, 198 pp.

GUDE, S. (1982): Fischereibiologisch-limnologische Untersuchungen in der Koseler Au und im Ornumer Noor im mittleren Einzugsgebiet der Schlei. – Dipl.-Arbeit Univ. Kiel, 133 pp.

GÜNTHER, K.-U. (1967): Hydrobiologische Studien an vier kleineren Fließgewässern in Schleswig-Holstein. – Diss. Univ. Kiel, 194 pp.

HAMM, A. (1969): Die Ermittlung der Gewässergüteklassen bei Fließgewässern nach dem Gewässergütesystem und Gewässergütenomogramm. – In: H. Liebmann, Der Wassergüteatlas, Münchner Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiol. **15**, 46–48. Verlag Oldenbourg, München.

HAWKES, H.A. (1975): River zonation and classification. – In: B.A. Whitton, River Ecology, Stud. Ecol. **2**, Univ. of California Press, 312–344.

HAWKES, H.A. (1979): Invertebrates as indicators of river water quality. – In: A James u. L. Evison, Biological indicators of water quality. Verlag Wiley, Chichester, Kap. 2, 1–45.

HEUSS, K. (1976): Untersuchungen zur Bewertung von Verfahren der biologischen Gewässer-Beurteilung. – Schriftenr. Landesanstalt Wasser u. Abfall Nordrhein-Westfalen **36**, 177 pp.

HOLM, U. (1983): Emergenzstudien im Fließgewässersystem der Fuhlenau (Kreis Rendsburg-Eckernförde, Schleswig-Holstein). Vergleichende Darstellung der Ergebnisse eines naturnahen und eines ausgebauten Abschnittes. – Dipl.-Arbeit Univ. Kiel, 87 pp.

HYNES, H.B.N. (1972): The ecology of running waters. – Liverpool Univ. Press, 555 pp.

ILLIES, J. (1978): Limnofauna europaea. – Verlag Fischer, Stuttgart, 532 pp.

ILLIES, J. u. SCHMITZ, W. (1980): Die Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustandes der Fließgewässer (systematisch-kritische Übersicht). – Studien zum Gewässerschutz **5**, Verlag Flaxmeier, Weingarten, 125 pp.

JAMES, A. u. EVISON, L. (1979): Biological indicators of water quality. – Verlag Wiley, Chichester.

JAZDZEWSKI, K. (1980): Range extensions of some gammaridean species in European inland waters caused by human activity. – Crustaceana Suppl. **6**, 84–107.

KÄMMEREIT, M. (1982): Untersuchungen über die Verteilung der Hydrophyten und über das Makrobenthos als Nahrungsbasis für die Fische in der Bille, – Dipl.-Arbeit Univ. Hamburg, 99 pp.

KERN-HANSEN, U. (1980): The effect of macrophyte-cutting on the invertebrate fauna in a Danish lowland stream. – Poster lecture presented at 21.S.I.L. congress Kyoto, 11 pp.

KRETZSCHMAR, R. (1976): Die Bedeutung der Fließgewässer für den Menschen. – Umweltprobleme. Ringvorlesung Universität Kiel, WS 1974/75. – Verlag Parey, Hamburg, 36–47.

KRETZSCHMAR, R. (1977a): Gefährdung der ländlichen Vorfluter. – Wasser und Boden **12**, 344–347.

KRETZSCHMAR, R. (1977b): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. – Landwirtschaftl. Forsch. **30**, 231–238.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1980): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. – Druck Bechtle, Esslingen.

Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (LaWaKü) (1983): Gütelängsschnitte im Einzugsgebiet der Nortorfer Seenkette. – Bericht A 49. – Kiel, 68 pp.

Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (1980): Fließgewässer. Richtlinien für naturnahen Ausbau und Unterhaltung. – Verlag Woeste, Essen, 45 pp.

Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (1982): Richtlinien für die Ermittlung der Gewässergüteklasse. Fließgewässer. – Verlag Adolph, Düsseldorf, 6 pp.

Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein (1984): Grüne Mappe. – Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum, 38 pp.

LIEBMANN, H. (1960): Über die Darstellung der Wassergüte von Flüssen und Seen. – Monatsbull. Schweizer. Ver. von Gas- u. Wasserfachmännern, Nr. 8.

LIEBMANN, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- u. Abwasserbiologie **1**, 2. Aufl. – Verlag Oldenbourg, München, 588 pp.

LIEBMANN, H. (1969): Der Wassergüteatlas. – Münchner Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie **15**. Verlag Oldenbourg, München, 77 pp.

LUDWIG, K. (1973): Zielgerichteter Umweltschutz im Wasserbau. – Wasserwirtschaft – Wassertechnik **23**, 148–151.

LUNDBECK, J. (1926): Die Bodentierwelt norddeutscher Seen. – Arch. Hydrobiol., Suppl. **7**, 1–473.

MAUCH, E. (1976): Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse. – Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg **21**, I–XLVII u. 1–797.

MIKOWSKI, K. (1984): Emergenzstudien im Fließgewässersystem der Fuhlenau (Kreis Rendsburg-Eckernförde, Schleswig-Holstein). Vergleichende Darstellung der Chironomiden-Besiedlung eines naturnahen und eines ausgebauten Abschnittes. – Dipl.-Arbeit Univ. Kiel, 49 pp.

Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein (1971): Generalplan Abwasser und Gewässerschutz in Schleswig-Holstein. – Kiel, 24 pp.

Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein (1978): Generalplan Binnengewässer in Schleswig-Holstein. Gestaltung und Pflege. – Kiel, 115 pp.

Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein (1983): Handlungskonzept für den Naturschutz in Schleswig-Holstein. – Kiel, 32 pp.

NEUMANN, H. (1976): Hydrochemische Untersuchungen an der oberen und mittleren Hase (1966–1969): – Osnabrücker naturw. Mitt. **4**, 27–84.

NEUMANN, H. (1979): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften und das Selbstreinigungsvermögen von Fließgewässern. – Osnabrücker naturw. Mitt. **6**, 123–161.

NEUMANN, H. (1980): Entwicklung, Aufgaben, Organisation und Tätigkeit des Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamtes. – Mitt. Niedersächs. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim Heft 5, 1–100.

NEUMANN, H. u. SCHÖNEBORN, C. (1981): Die Weser – Belastung, Güte, Überwachung. – Ber. abwassertechn. Ver. Nr. 33, St. Augustin, 725– 760.

NIEMEYER-LÜLLWITZ, A. u. ZUCCHI, H. (1985): Fließgewässerkunde. Ökologie fließender Gewässer unter besonderer Berücksichtigung wasserbaulicher Eingriffe. – Verlag Diesterweg, Salle u. Sauerländer, Frankfurt, 224 pp.

OBERSCHEIDT, A. (1983): Emergenzmessungen an schleswig-holsteinischen Fließgewässern unterschiedlicher Naturnähe. – Dipl.-Arbeit Univ. Göttingen, 99 pp.

OTTO, A. u. BRAUKMANN, U. (1983): Gewässertypologie im ländlichen Raum. – Schr. R. Bundesminister f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten, Angew. Wiss. Heft 288. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 61 pp.

PAULSEN, A. (1976): Gewässerüberwachung aus der Sicht der örtlichen Wasserbehörden. – Bund der Wasser- und Kulturbauingenieure, 21. Lehrgang Gewässer u. Landschaft, Rendsburg, p. 142–160.

ROTHSCHEIN, J. (1977): Saprobität und Wasserchemismus. – Arch. Hydrobiol. Beih. **9**, 101–112.

SCHÄPERCLAUS, W. (1952): Fischerkrankungen und Fischsterben durch Massenentwicklung von Phytoplankton bei Anwesenheit von Ammoniumverbindungen. – Z. Fisch. N.F. **1**, 29–44.

SCHMASSMANN, H. (1951): Untersuchungen über den Stoffwechsel fließender Gewässer. – Schweiz. Z. Hydrol. **8**, 300–335.

SCHMASSMANN, H. (1955): Die Stoffhaushalts-Typen der Fließgewässer. – Ber. limnol. Flußstation Freudenthal **6**, 29–50.

SCHMITZ, W. (1969): Biologische und chemische Kriterien zur Beurteilung des Gütezustandes von Fließgewässern. – Wasserwirtschaft in Baden-Württemberg, 92–103.

SCHMITZ, W. (1971): Kontrollverfahren und Maßnahmen zum Schutze der Gewässer und des Wassers gegen Verunreinigung im Rahmen des Umweltschutzes. – Studien zum Gewässerschutz **1**, 53 pp.

SCHREIBER, I. (1975): Biologische Gewässergütebeurteilung der Mettma anhand des Makrobenthos: Methodenvergleich. – Arch. Hydrobiol., Suppl. **47**, 432–457.

SCHWOERBEL, J. (1984): Einführung in die Limnologie. – Verlag Fischer, Stuttgart, 233 pp.

SLÁDEČEK, V. (1973): System of water quality from the biological point of view. – Arch. Hydrobiol. Beih. **7**, 1–218.

SLÁDEČEK, V. (1982): Kenntnisstand und aktuelle Probleme bei der Beurteilung der Wassergüte mittels Bioindikatoren. – Decheniana – Beih. (Bonn) **26**, 29–104.

STATZNER, B. (1979): Der Obere und Untere Schierenseebach (Schleswig-Holstein), Strukturen und Funktionen in zwei norddeutschen See-Ausfluß-Systemen, unter besonderer Berücksichtigung der Makroinvertebraten. – Diss. Univ. Kiel, 551 pp.

STATZNER, B. u. STECHMANN, D. (1977): Der Einfluß einer mechanischen Entkrautungsmaßnahme auf die Driftraten der Makro-Invertebraten im Unteren Schierenseebach. – Faun.-ökol. Mitt. **5**, 93–109.

UHLMANN, D. (1975): Hydrobiologie. – Verlag Fischer, Stuttgart, 345 pp.

WACHS, B. (1969): Zur Bewertung der Wassergüte von Fließgewässern nach dem bakteriologischen Befund. – In: H. Liebmann, Der Wassergüteatlas. Münchner Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie **15**, Verlag Oldenbourg, München 12–22.

Wassergesetz des Landes Schleswig-Holstein (Landeswassergesetz) in der Fassung vom 17. Januar 1983. – In: Landschaft, Wald und Wasser im Dienst des Menschen, Schriftenreihe Landesregierung Schleswig-Holstein, Heft 3, 1984, 103–129.

WIEGLEB, G. (1982): Wasser- und Ufervegetation im Leine-Einzugsgebiet. – Manuskript im Auftrag d. Niedersächsischen LVwA Hannover.

ZIMMERMANN, P. (1961): Experimentelle Untersuchungen über die ökologische Wirkung der Strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaft des fließenden Wassers. – Schweiz. Z. Hydrol. **23**, 1–81.

Abb. 1: Rehmsbek oberhalb der Siedlung Schülp (Kreis Rendsburg-Eckernförde; Blick bachaufwärts). Das Wasser ist anthropogen unverschmutzt, d.h. es erfolgt in diesem Abschnitt keine Einleitung häuslicher oder landwirtschaftlicher Abwässer. Die Anwendung des Saprobiensystems ist irrelevant. Die zerstörte autochthone, rheotypische Biozönose ist einzig und allein mit den einseitig technisch durchgeführten Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen zu erklären.

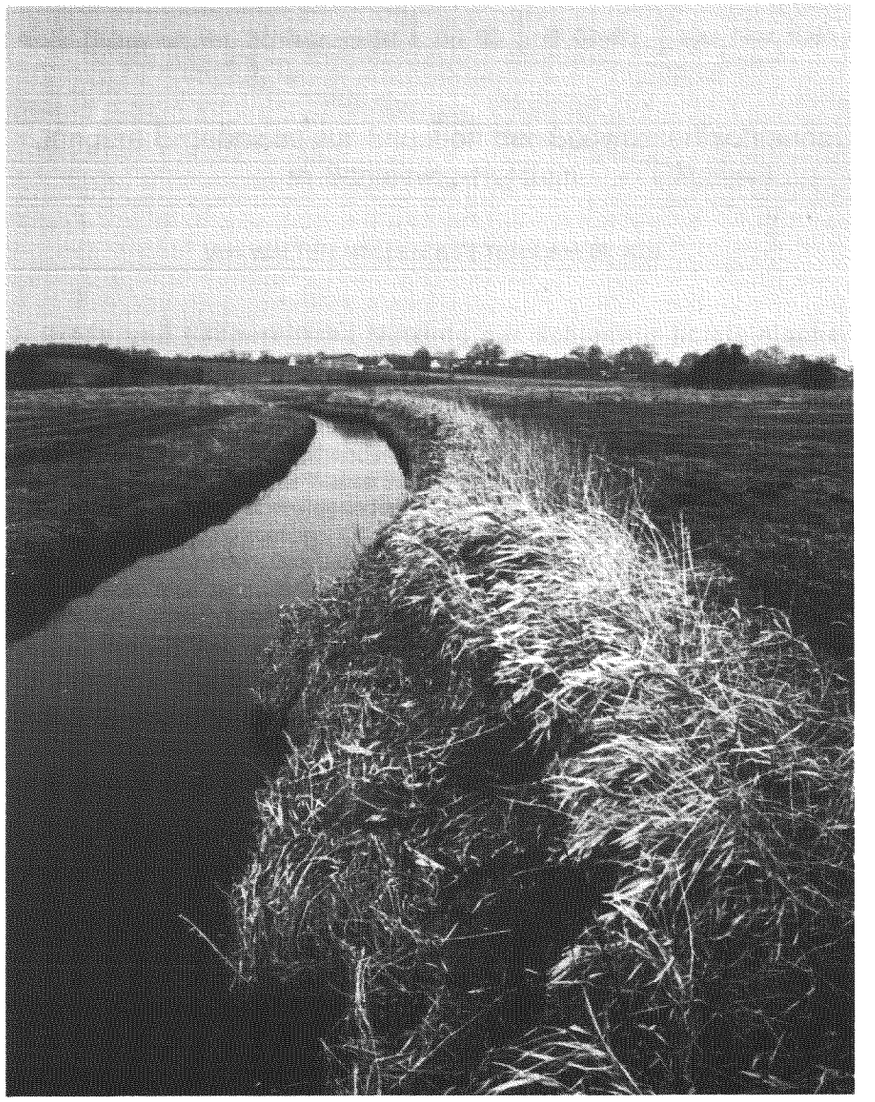

Abb. 2: Olendieksau oberhalb der Siedlung Langwedel (Kreis Rendsburg-Eckernförde; Blick bachabwärts). Das Wasser ist in diesem Abschnitt gering belastet. Eine ursächliche Erklärung für die zerstörte Fließwasser-Biozönose gibt wiederum nicht saprobielles Geschehen, sondern die regelmäßige Wiederkehr massiver mechanischer Eingriffe (Grundräumungen, Entkrautungen) zur Aufrechterhaltung des einzigen Zieles, des „ordnungsgemäßen Wasserabflusses". Letzterer könnte auf natürliche Weise durch Ufergehölze dauerhaft gesichert werden, indes fehlt an den Ufern jeglicher Baum und Strauch.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Klaus Böttger
Biologie-Zentrum der Universität
Olshausenstr. 40–60
D-2300 Kiel