©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker naturwiss. Mitt.	9	S. 135–150	7 Abb., 4 Tab.	Osnabrück, Dez. 1982

Hydrochemische und hydrobiologische Untersuchungen der Ibbenbürener Aa oberhalb des Aasees

mit 7 Abbildungen und 4 Tabellen

Stefan Gebauer, Karl Friedrich Herhaus*, Jürgen Lethmate*, Christian Lucke und Heinz Rottmann

Kurzfassung. Die Ibbenbürener Aa oberhalb des Aasees sowie drei Nebengewässer wurden über einen Zeitraum von 12 Monaten (April 1981–April 1982) hydrochemisch untersucht. Im Herbst 1981 und im Frühjahr 1982 wurde anhand einer auf den Makrozoobenthos beschränkten Saprobienanalyse von 9 Probestellen der Aa sowie von 2 Probestellen eines durch Fabrikabwässer beeinflußten Vorfluters die Gewässergüte bestimmt. Im Winter 1981/82 beobachtete Mikroorganismenkolonien (vornehmlich Abwasserpilz und Schwefelbakterien) wurden kartographiert und stichprobenartig mikroskopiert. Im Gegensatz zur Aussage der Gewässergütekarte von NRW (Stand 1980) weisen die erhobenen hydrochemischen und hydrobiologischen Kenndaten der Ibbenbürener Aa oberhalb des Aasees auf eine Verschlechterung der Gewässergüte nach Güteklasse II–III („kritisch belastet") hin. Der durch Fabrikabwässer beeinflußte Vorfluter mußte in die Güteklasse III („stark verschmutzt") eingeordnet werden. Durch das im Winter beobachtete z.T. extrem starke Pilztreiben des Abwasserpilzes *Leptomitus lacteus* ist diese Güteklasse auch für einen Teil der Nebengewässer angezeigt. Mögliche Ursachen der ermittelten Güteklasse(n) werden diskutiert.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 135
2. Material und Methode 136
2.1. Das Untersuchungsgebiet 136
2.2. Chemisch-physikalische Methoden 137
2.3. Biologische Methoden 138
3. Ergebnisse 140
3.1. Chemisch-physikalische Kenndaten 140
3.2. Biologische Kenndaten 142
4. Diskussion 147
Danksagung 149
Schriftenverzeichnis 150

* Anschrift der Seniorautoren:
Karl Friedrich Herhaus, Erikaweg 3, 4543 Lienen
Dr. Jürgen Lethmate, Laggenbecker Straße 109a, 4530 Ibbenbüren 1

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1. Einleitung

In jüngster Zeit ist über den Gewässergütezustand der Ibbenbürener Aa intensiv diskutiert worden. Die Diskussion wurde ausgelöst durch die Verregnung organischer Abwässer einer Weizenstärkefabrik im Aa-Tal östlich des Ibbenbürener Aasees sowie durch die Einleitung chloridhaltiger Grubenwässer in die Aa westlich von Ibbenbüren (Abb. 1). Der nicht immer sachlich geführte Meinungsstreit gipfelte in der für beide Aa-Abschnitte gestellten Frage: „Ibbenbürener Aa biologisch tot?" In der lokalen Tagespresse hatte diese Formulierung teilweise nicht mehr den Charakter einer Fragestellung, sondern einer apodiktischen Schlagzeile. Dies stünde im krassen Gegensatz zur Aussage der Gewässergütekarte des Landes Nordrhein-Westfalen, Stand 1980. Hier wird für den Aa-Abschnitt westlich von Ibbenbüren die Güteklasse II–III („kritisch belastet") und III („stark verschmutzt"), für den Aa-Oberlauf östlich von Ibbenbüren die Güteklasse II („mäßig belastet") angegeben.
Eine Versachlichung der Diskussion über den Gütezustand der Ibbenbürener Aa ist nur durch genauere ökologische Analysen möglich. Es ist das Ziel dieser Arbeit, mit ökologischen Daten über den Oberlauf der Ibbenbürener Aa zur Versachlichung der Diskussion beizutragen. In einer weiteren Arbeit wird die ökologische Situation der Ibbenbürener Aa westlich des Aasees und ihrer Folgegewässer im Jahre 1982 dargestellt (Herhaus, in Vorbereitung).

2. Material und Methode

In den Jahren 1981 und 1982 sind innerhalb des in Abbildung 2 veranschaulichten Gebietes hydrochemische, -physikalische und -biologische Meßdaten erhoben worden:
Von April 1981 bis April 1982 wurden in zweiwöchigem Abstand an zwei Probestellen der Ibbenbürener Aa (P 7, P 9) sowie an drei Probestellen der Nebengewässer 1700, 1800, 1900 (P 9.1, P 8.1, P 7.1) hydrochemische und -physikalische Messungen vorgenommen. An zwei weiteren Probestellen (P 7.2, P 7.3) wurden im Mai 1981 die gleichen Parameter untersucht, nachdem infolge technischer Unzulänglichkeiten bei der Verregnung von Stärkefabrikabwässern mehrfach organische Abwasserstöße über den Zufluß 2100 in die Aa gelangt waren. Darüber hinaus sind Ende November 1981 und Ende Mai 1982 an insgesamt zehn Probestellen der Ibbenbürener Aa (P 1 bis P 8) und des Zuflusses 2310 (P 4.1, P 4.2) sowie Ende Mai 1982 an Probestelle P 9 halbquantitative Untersuchungen des Makrozoobenthos durchgeführt worden mit dem Ziel einer biologischen Gewässergütebeurteilung.

2.1. Das Untersuchungsgebiet

Der betreffende Abschnitt der Ibbenbürener Aa und die hier einmündenden Nebengewässer sind im Zuge des in der zweiten Hälfte der siebziger Jahre vorgenommenen Flurbereinigungsverfahrens, bei dem auch der Aasee aufgestaut wurde, reguliert und ausgebaut worden. Das Bachbett ist im oberen Teil des Aa-Abschnittes mit grobem Geröll ausgelegt worden, so daß das Substrat hier durch eine stärkere Korngröße ausgezeichnet ist. Im unteren Aa-Abschnitt sind mehrere Staustufen eingebaut

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

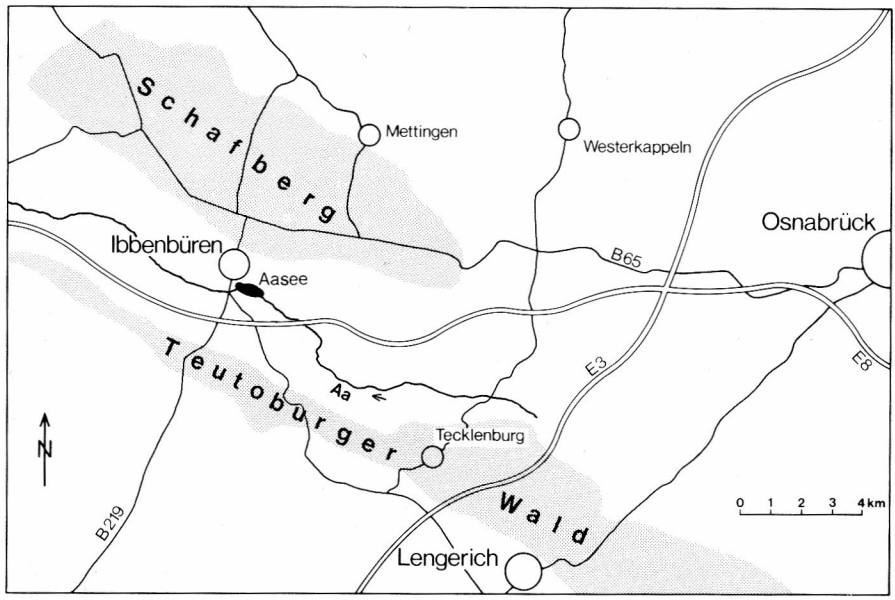


Abb. 1: Das Ibbenbürener Tal mit der Aa zwischen Schafberg im N und Teutoburger Wald im S.

worden, oberhalb derer infolge der verstärkten Sedimentierung feinkörniges, teils sandig-kiesiges, teils schlammiges Substrat vorherrscht; unterhalb der Staustufen findet sich jeweils einige Meter weit grobkörniges Substrat. Der obere Abschnitt zeichnet sich zudem aufgrund der etwas stärkeren Geländeneigung durch eine höhere Fließgeschwindigkeit aus, während im unteren Abschnitt durchweg geringe Wasserströmung vorhanden ist mit Ausnahme der jeweils auf eine Staustufe folgenden kurzen Geröllstrecken. Die Grenze zwischen den beiden Aa-Abschnitten befindet sich einige Meter unterhalb von Probestelle P 2. Wendet man das von ILLIES (1961) entworfene biozönotische Gliederungsschema auf die Ibenbürener Aa an, so repräsentiert der hier untersuchte Abschnitt den unteren Teil des Hyporhithrals (vgl. HERHAUS, in Vorbereitung), wobei sich von Probestelle P 3 an abwärts zunehmend potamale Einschläge bemerkbar machen. Ebenso zeigen auch die schwach strömenden Nebengewässer der Ibbenbürener Aa innerhalb des Untersuchungsgebietes eher potamale Züge (weitere Einzelheiten zur Geohydrologie der Ibbenbürener Aa bei KELLER 1981).
Die von den Gewässern durchzogenen Geländeflächen werden überwiegend landwirtschaftlich, als Acker- oder Weideland, genutzt. Ihre Drainagen führen direkt oder indirekt in die Aa. Ein großer Teil der Nutzflächen ist im Jahr 1981 mit Stärkefabrikabwässern beregnet worden (vgl. Abb. 5).

2.2. Chemisch-physikalische Methoden

Die chemisch-physikalischen Analysen wurden mit Reagenziensätzen aus dem MERCK-Gewässeranalysekoffer vorgenommen. Im einzelnen wurden die Schnelltests

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

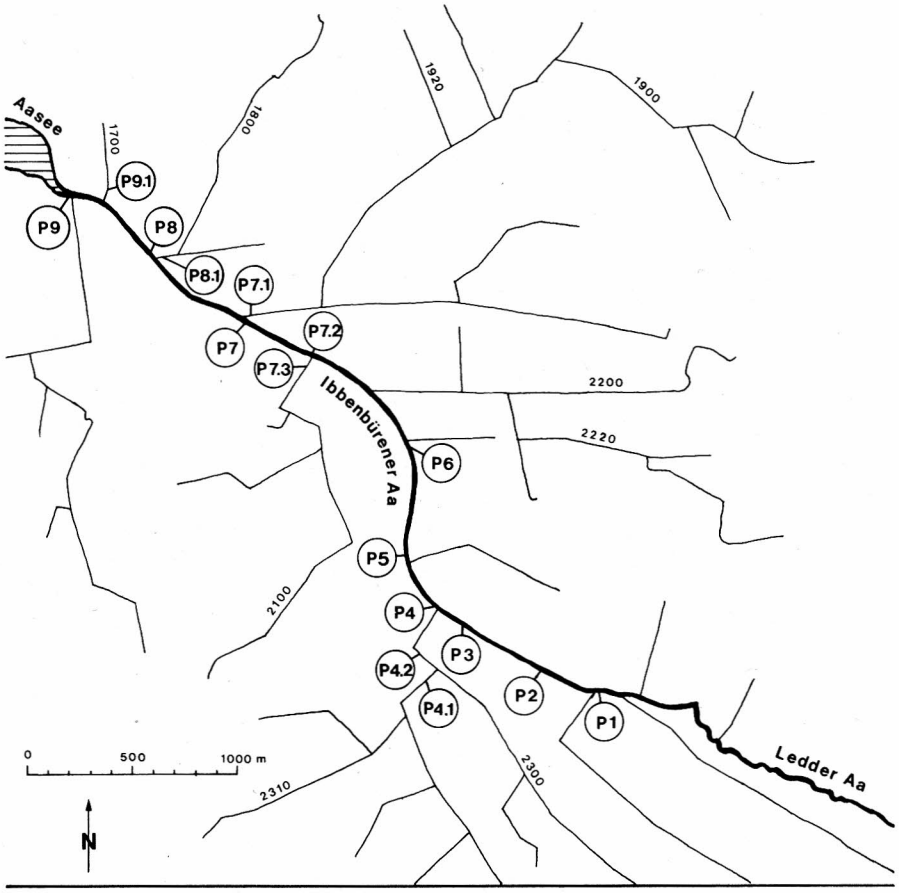


Abb. 2: Übersichtskarte für das Gewässernetz des Untersuchungsgebietes und die Lage der Probestellen. Die Numerierung der Gewässer folgt dem Code der Gewässerkarte U.V.B. „Ibbenbürener Aa", Plan Nr. 3 und 4, Kreis Steinfurt).

für Ammonium, Nitrit, Phosphat, pH-Wert, Carbonathärte und Sauerstoff durchgeführt (vgl. MERCK o.J.). Das Säurebindungsvermögen (SBV) und die Sauerstoffsättigung wurden rechnerisch ermittelt. Die Wassertemperaturen wurden direkt mit einem Quecksilberthermometer gemessen. Die Meßdaten für die jeweiligen Parameter sind immer von derselben Person erhoben worden; Extemwerte wurden durch wiederholte Messung kontrolliert.

2.3. Biologische Methoden

Die Entnahme der Makrozoobenthos-Proben erfolgte jeweils in einem Areal von etwa 2 m^2 Bachbett. Dabei wurden entweder 10 ungefähr kopfgroße Steine aufgenommen

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

und die Makrofauna per Hand abgelesen oder/und 5 Kescherzüge mit einem Küchensieb im ufernahen Bereich und in der Bachmitte entnommen und ebenfalls per Hand verlesen. Bezogen auf diese Substratfläche bzw. -menge wurden die Häufigkeiten (h) der festgestellten Organismen in Anlehnung an BREITIG & TÜMPLING (1970) nach einer fünfstufigen Skala eingeschätzt (vgl. Tab. 4, Anmerkung). Die gefundenen Organismen wurden entweder sofort im Freiland bestimmt oder in 70%igem Äthanol konserviert und nachträglich unter einem Binokular determiniert. An Bestimmungsliteratur wurden vorwiegend ENGELHARDT (1977) und STRESEMANN (1967) benutzt. Pisidien, Plecoptera, Ephemoptera, Coleoptera, Trichoptera und Diptera wurden in der Regel nur bis zur Gattung, die übrigen Formen bis zur Art bestimmt (vgl. Tab. 4).
Bei der anschließenden Saprobienanalyse wurden alle die Organismen der Proben berücksichtigt, denen in der einschlägigen Literatur (vgl. u. a. LIEBMANN 1962; BREITIG & TÜMPLING 1970; MEYER 1980) ein Saprobienindikationswert zugewiesen ist. Die Auswertung und Darstellung der biologischen Analyse wurde sowohl nach der Methode von PANTLE & BUCK (1955) als auch nach dem Verfahren von KNÖPP (1955) vorgenommen (vgl. dazu SCHWOERBEL 1980a), so daß die biologische Gewässergütebeurteilung einmal über den Saprobienindex und damit als Güteklasse (Tab. 1), zum anderen in den Parametern „relative Güte/relative Belastung" ausgedrückt wird.
Im Winter 1981/82 wurden in einem großen Teil der Gewässer des Untersuchungsgebietes Kolonien von Mikroorganismen (Bakterien und Pilze) beobachtet, deren makroskopisch sichtbare Verbreitung kartiert worden ist. Außerdem sind die Kolonien stichprobenartig mikroskopiert worden.

Tab. 1 Die Gütegliederung der Fließgewässer (nach LAWA 1976)

Güte-klasse	Grad der organischen Belastung	Saprobität (Saprobienstufe)	Saprobienindex	Chemische Parameter (in mg/l)* BSB_5	NH_4-N	O_2-Minima
I	unbelastet bis sehr gering belastet	Oligosaprobie	1,0 - < 1,5	1	höchstens Spuren	> 8
I - II	gering belastet	Oligosaprobie mit betamesosaprobem Einschlag	1,5 - < 1,8	1 - 2	um 0,1	> 8
II	mäßig belastet	ausgeglichene Betamesosaprobie	1,8 - < 2,3	2 - 6	< 0,3	> 6
II - III	kritisch belastet	alpha-betamesosaprobe Grenzzone	2,3 - < 2,7	5 - 10	< 1	> 4
III	stark verschmutzt	ausgeprägte Alphamesosaprobie	2,7 - < 3,2	7 - 13	0,5 bis mehrere mg/l	> 2
III - IV	sehr stark verschmutzt	Polysaprobie mit alphamesosaprobem Einschlag	3,2 - < 3,5	10 - 20	mehrere mg/l	< 2
IV	übermäßig verschmutzt	Polysaprobie	3,5 - < 4,0	> 15	mehrere mg/l	< 2

* Die chemischen Daten geben lediglich Anhaltswerte für häufig anzutreffende Konzentrationen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3. Ergebnisse

3.1. Chemisch-physikalische Kenndaten

Die chemisch-physikalischen Meßdaten der einzelnen Parameter sind im arithmetischen Mittelwert sowie den Minimal- und Maximalwerten in Tabelle 2 und 3 zusammengefaßt. Da die tabellarischen Daten die jahreszeitlichen Schwankungen einzelner Parameter nicht wiedergeben, seien die Jahresschwankungen exemplarisch an den pH-, Nitrit- und Ammoniumwerten von Probestelle P 7 veranschaulicht (Abb. 3). Die höchsten Phosphatwerte wurden im Mai/Juni 1981 gemessen, niedrigere Werte im April und September 1981. Während des größten Teils des Untersuchungszeitraumes waren mit der Feldmethode Phosphate nicht nachweisbar. Die Schwankungen des Sauerstoffgehaltes seien kurz an den Sättigungswerten beschrieben. An allen Probestellen, mit Ausnahme von P 9.1, unterschritt das Sauerstoffdefizit nur einmal die 70%-Marke (im November 1981 bei P 7, P 7.1, P 9 und im Mai 1981 bei P 8.1). In den Frühjahren 1981/82 traten an allen Probestellen, mit Ausnahme von P 8.1, deutliche Sauerstoffübersättigungen auf. Während der übrigen Zeit lag das Sauerstoffdefizit immer in einem Schwankungsbereich bis etwa 25% unter der Sättigung.
Nach der auf der Basis der SBV-Werte vorgenommenen Einteilung von Gewässern (vgl. POTT 1980) weisen die SBV-Mittelwerte (vgl. Tab. 2 und 3) aller Probestellen, mit Ausnahme von P 8.1, auf die Kategorie der hydrogencarbonatreichen Gewässer hin. Geringe jahreszeitliche Schwankungen zeigen die pH-Werte (vgl. Abb. 3), die sich mit

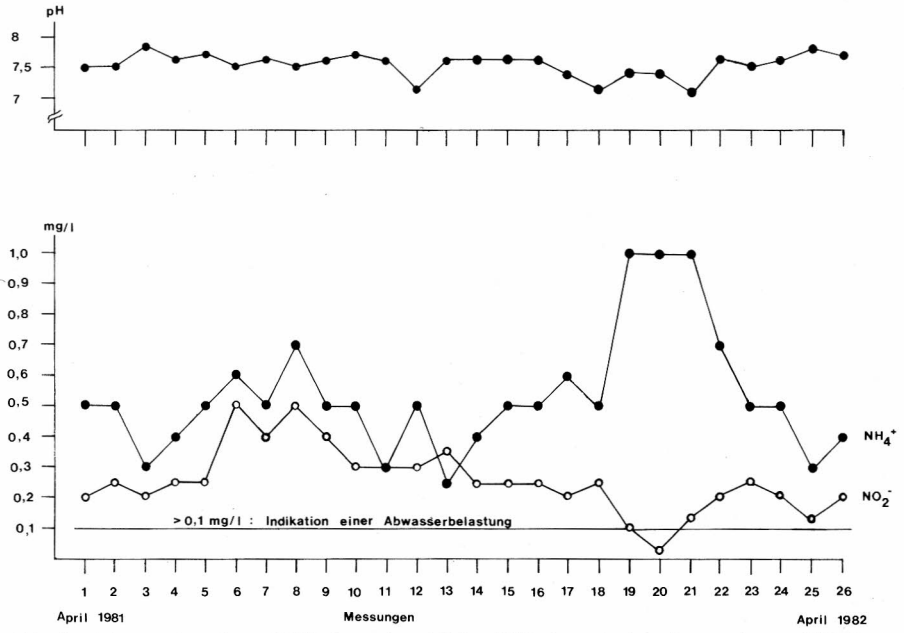


Abb. 3: Jahresgang des pH-Wertes, des Nitrits (NO_2^-) und des Ammoniums (NH_4^+) an Probestelle P 7. Indikationswert der Abwasserbelastung nach SCHWOERBEL 1980a.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 2 Zusammenfassung der chemisch-physikalischen Meßdaten zweier Probestellen der Ibbenbürener Aa oberhalb des Aasees für den Zeitraum April 1981–April 1982. Den Mittelwerten liegen 26 Messungen zugrunde (vgl. aber Anmerkung 1). Zur Lage der Probestellen vgl. Abb. 2.

Probestelle		P 7			P 9		
Untersuchte Parameter		Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel
Temperatur	°C	4,0	19,0	12,2	4,0	19,5	12,4
pH-Wert		7,1	7,8	7,5	7,1	8,0	7,6
Carbonathärte	°dH	7,6	20,0	12,4	7,8	15,1	11,5
SBV-Wert	mval/l	2,7	7,1	4,4	2,8	5,4	4,1
Nitrit	mg/l	0,03	0,5	0,26	0,1	0,4	0,25
Ammonium	mg/l	0,25	1,0	0,54	0,2	1,0	0,50
Ortho-Phosphat	mg/l	0,14	0,54	0,27[1]	0,14	0,41	0,26[1]
Sauerstoff	mg/l	7,4	15,7	9,9	6,8	15,4	9,8
Sauerstoffsättigung	%	67,9	138,6	94,2	67,9	135,9	93,3

[1] nur 8 Messungen positiv

Tab. 3 Zusammenfassung der chemisch-physikalischen Meßdaten dreier Probestellen von Aa-Vorflutern oberhalb des Aasees für den Zeitraum April 1981–April 1982. Den Mittelwerten liegen 26 Messungen zugrunde (vgl. aber Anmerkungen). Zur Lage der Probestellen vgl. Abb. 2.

Probestelle		P 7.1			P 8.1			P 9.1		
Untersuchter Parameter		Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel
Temperatur	°C	4,2	19,0	12,4	4,0	19,5	13,2	4,3	22,5	13,7
pH-Wert		7,3	8,1	7,7	5,0	7,5	7,0	7,2	8,0	7,6
Carbonathärte	°dH	4,6	19,1	11,1	1,4	16,8	8,3	5,0	17,1	10,0
SBV-Wert	mval/l	1,6	6,8	3,9	0,5	6,0	3,0	1,8	0,1	3,6
Nitrit	mg/l	0,06	0,8	0,21	0,025	0,6	0,06	0,05	0,1	0,23
Ammonium	mg/l	0,1	1,0	0,41	0,025	1,0	0,51	0,2	0,8	0,47
Ortho-Phosphat	mg/l	0,01	0,7	0,12[1]	0,27		0,41[2]	0,14		0,27[2]
Sauerstoff	mg/l	7	15,2	9,9	5,3	11,0	8,5	6,2	15,3	9,7
Sauerstoffsättigung	%	66,9	150,1	95,2	57,1	99,1	83,3	73,3	155,7	95,4

[1] nur 8 Messungen positiv; [2] nur 2 Messungen positiv

Ausnahme der Probestelle P 8.1 in dem für Fluß-pH-Werte typischen leicht alkalischen Bereich bewegen.

Für die Bewertung der Konzentrationen seien noch die Abflußwerte der Ibbenbürener Aa nach den Aufzeichnungen des StAWA Münster am Aa-Pegel Lehen II (kurz unterhalb von Probestelle P 8) genannt: der Mittelwert MQ für das Abflußjahr 1981 betrug 0,477 m^3/s, das Minimum NQ lag bei 0,086 m^3/s, das Maximum HQ bei 16,1 m^3/s.

Die Messungen der chemischen Parameter nach den oben erwähnten Abwasserstößen im Mai 1981 waren im Bereich der Aa (P 7.2) wenig auffällig. Die Phosphatwerte lagen hier bei 0,27 mg/l. Im Bereich des Zuflusses 2100 (P 7.3) wurden dagegen zur gleichen Zeit Phosphatwerte von 1,7 mg/l bzw. 4,5 mg/l gemessen. Die Bestimmung des Sauerstoffgehaltes der Proben ergab völligen Sauerstoffschwund, und der pH-Wert schwankte innerhalb von drei Tagen zwischen 7,1 und 5.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3.2. Biologische Kenndaten

Die Untersuchung des Makrozoobenthos erbrachte insgesamt 46 verschiedene Organismenarten, von denen 8 nicht als Saprobienindikatoren gelten (Tab. 4). An den Probestellen P 2, P 8 (im Frühjahr 1982) und P 9 fanden sich hier jeweils mehr als 20, während die Artenzahlen an den übrigen Probestellen unter 20 lagen. Als besonders artenarm fällt Probestelle P 4.2 auf, und auch an Probestelle P 4.1 wurden im Herbst 1981 weniger als 10 Formen registriert. Probestelle P 4.2 zeichnete sich zu beiden

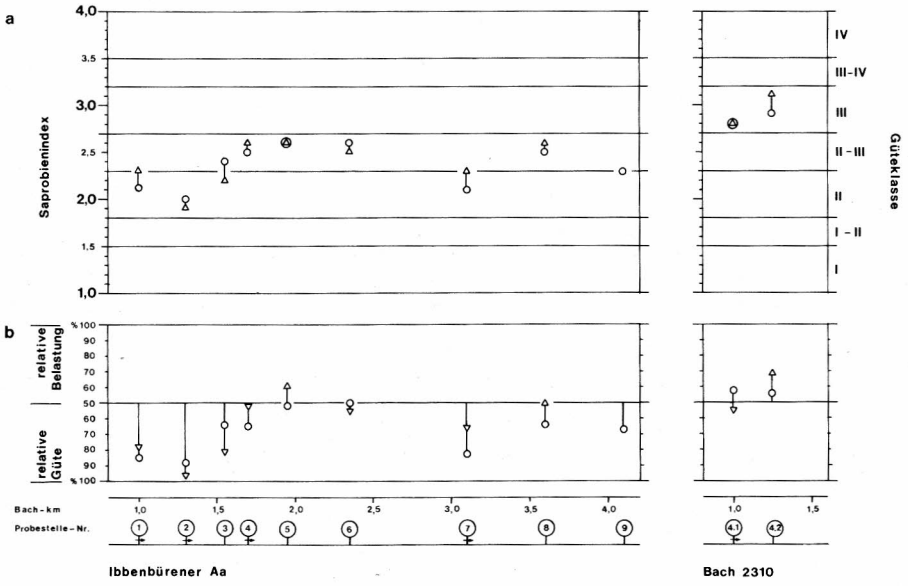


Abb. 4: Ergebnisse der Saprobienanalysen im Herbst 1981 (△) und Frühjahr 1982 (○).
a: Darstellung nach der Methode von PANTLE & BUCK (1955).
b: Darstellung nach der Methode von KNÖPP (1955).
Die mit → markierten Probestellen zeichnen sich durch eher lotische Habitatbedingungen aus.

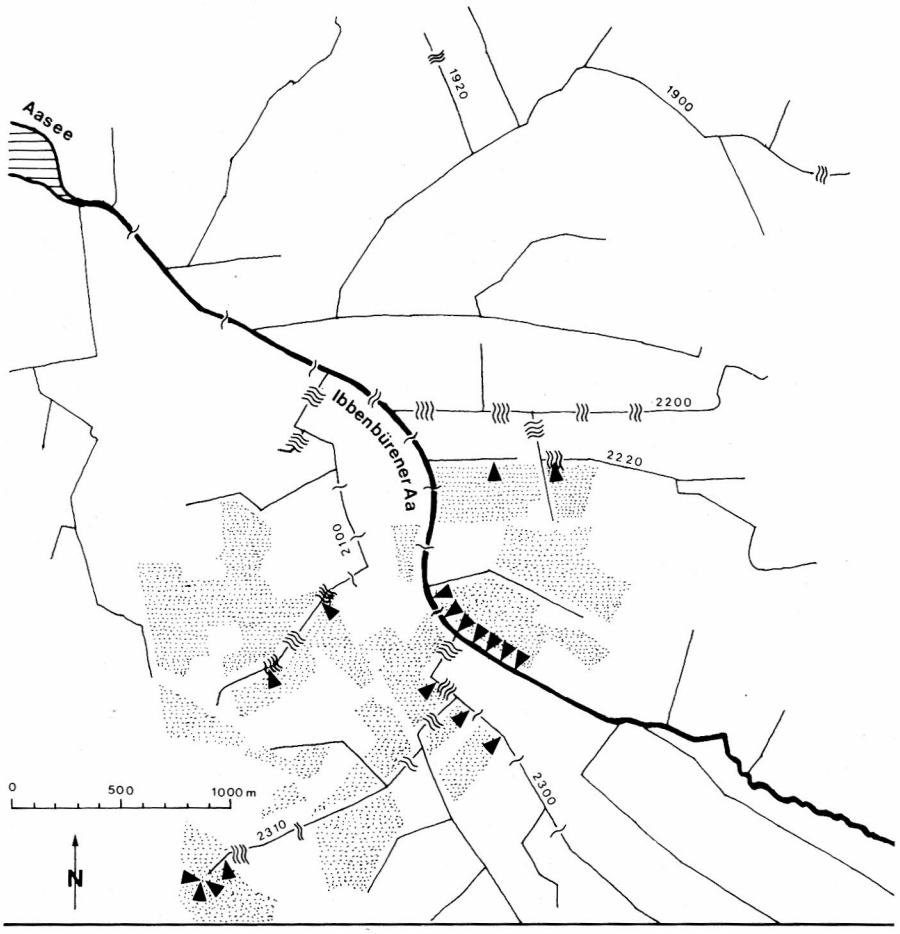
Tab. 4 Die im Herbst 1981 (△) und Frühjahr 1982 (○) an den Probestellen der biologischen Analyse gefundenen Makrozoobenthos-Organismen und ihre jeweiligen Häufigkeiten [in ( ) Organismen ohne Saprobien-Indikationswert] ▷

Häufigkeits-Schätzskala: Individuen/Probe (Probengröße: 10 Steine/5 Kescher)	Häufigkeitsstufe (h)
1– 3	1
4–10	2
11–20	3
21–50	5
> 50	7

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Organismen	Häufigkeiten an den Probestellen																					
	1		2		3		4		5		6		7		8		9		4.1		4.2	
	△	o	△	o	△	o	△	o	△	o	△	o	△	o	△	o		o	△	o	△	o
Dugesia gonocephala		2	2	2				1														
Dendrocoelum lacteum									1						1							
(Potamopyrgus jenkinsi)				1			1	2												1	2	7
Lymnaea peregra				1	1			1	3	1			1	2				1	1	1		
Ancylus fluviatilis	1	3	5	2	5								1			1						
Sphaerium corneum				1		1			1		1	1		1								
Pisidium sp.	1	2	1	1	2	3	2	1	1	2	1	2	1	1	1	1		1	1	1		
Tubifex tubifex	3				1	2	2	7	2	5	1	5				2		1			3	2
Glossiphonia complanata	1	2	1	1	3		2		2	1	1		2	3	1	2		1	1	1	1	3
Helobdella stagnalis																		1				
Erpobdella octoculata		2	1	2	2	2	3	2	5	3	2	2	1	2	5	3		3		2		
Hydrachnella gen. sp.		1	1	2										1				1				
Asellus aquaticus							1		7	1	2	1	5		7	1		2				
Proasellus coxalis															1	2		1				
Gammarus pulex	3	3	7	5	2	2	3	7	2	5	3	2	1	7	2	2		2	1	5	2	3
Amphinemura sp-Larve		1		3											1							
Baetis sp.-Larve	5	3	3	3	2	1		5					2	3		3		2	2	2		2
Cloeon sp.-Larve			3																			
Ecdyonurus sp.-Larve				1																		
Potamanthus luteus-Larve			1			2																
Ephemera vulgata-Larve	2				3	5	3		5	2	7	5	1	2	2	2		2				
Caenis sp.-Larve																		1				
(Dytiscidae gen. sp.)							1	1	1	1	1	2				1						
(Haliplidae gen. sp.)								1											2	1		
(Helophorus sp.)																				1		
Orectochilus sp.-Larve	2	1	1	2									1									
Elmis sp.			2	1	1									2				1				
Dryops sp.-Larve			3																			
Sialis lutaria-Larve	1					1	2		3	1	3	1	3	1	3	1					1	1
Agapetus sp.-Larve			1	1																		
Athripsodes sp.-Larve	1						1															
Anabolia sp.-Larve				2		2		1		2		3	1	3		5		2				
Hydropsyche sp.-Larve	3	2	7	3	3		2	3	1	1			7	5	5	3		3		1	1	1
Limnephilus sp.-Larve	1	2	1	1		1			2		1			2	2	1		1				
Sericostoma sp.-Larve	3		1	1	1		1				2				2							
Stenophylax sp.-Larve	1	3	1	2	2			1	2	3	2	1		1	1	2		1	1			
Phyacophila sp.-Larve	1		2	1																		
Chironomus sp.-Larve	3	3		2	1	1	2	2	1	2	2	1			2	1		2		5	2	5
Chironomus cf.thummi-La.	2		1		1	2	3	1	3	2	3	2			3	2		1	5	7	5	7
Rheotanytarsus sp.-Larve		2	2	3									2					1		1		
Simuliidae gen. sp.-Larve	7	3		7	2			5							3	5		3	2		1	3
Psychoda sp.-Larve																3						
(Culex sp.-Larve)																				1		
(Dicranota sp.-Larve)									1	5						1		1		2		1
(Tipula sp.-Larve)																1						
(Plumatella fruticosa)																		2				

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.



► Drainageauslauf, bzw. Sammlerauslauf einer Drainage

Verregnungsfläche der Stärkefabrik-Abwässer

~ schwaches Pilztreiben

≈ mittleres Pilztreiben

≋ starkes Pilztreiben

≋ sehr starkes Pilztreiben

Abb. 5: Übersicht über die Verregnungsfläche der am Rande des Untersuchungsgebietes liegenden Weizenstärkefabrik und Verbreitungsbild des Abwasserpilzes *Leptomitus lacteus* im Winter 1981/82.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Untersuchungsterminen durch starke Faulschlammbildung aus; im Schlamm konnten zahlreiche leere Pisidienschalen festgestellt werden.

Die Ergebnisse der Saprobienanalyse nach der Methode von PANTLE & BUCK (1955) lassen sich für die biologische Gewässergütebeurteilung dahingehend zusammenfassen, daß die Ibbenbürener Aa bis zur Probestelle P 3 als „mäßig belastet" (Güteklasse II) und im folgenden Abschnitt – mit Ausnahme von Probestelle P 7 – als „kritisch belastet" (Güteklasse II–III) einzustufen ist, wobei der Saprobienindex an Probestelle P 9 auf der Grenze zwischen den beiden Stufen liegt; der Nebenbach 2310 muß als „stark verschmutzt" (Güteklasse III) beurteilt werden (vgl. Abb. 4a). Die Auswertung nach der Methode von KNÖPP (1955) läßt dieselbe Tendenz erkennen (vgl. Abb. 4b).

Als faunistische Besonderheiten fallen die „Kielschnecke" *Potamopyrgus jenkinsi* (SMITH 1889) und die „Mittelmeer-Wasserassel" *Proasellus coxalis* (DOLLFUS 1892) auf. Beide Arten gelten als Neueinwanderer in Mitteleuropa (vgl. KINZELBACH 1972; CONRATH et al. 1977; HERHAUS 1977); sie sind im Ibbenbürener Raum erst neuerdings festgestellt worden (HERHAUS, in litt.). In diesem Zusammenhang ist auch noch auf eine individuenreiche Population der „Mittelmeer-Blasenschnecke" *Physa acuta* (DRAPARNAUD 1805) hinzuweisen, die im oberen Abschnitt des Nebengewässers 1700 im Juli 1981 erstmals beobachtet wurde (HERHAUS, in litt.); diese Art rechnet ebenfalls zu den Neueinwanderern in Mitteleuropa (vgl. KINZELBACH 1972).

Abbildung 5 zeigt die Verbreitung der im Winter 1981/82 beobachteten Mikroorganismen-Kolonien. Im Bereich der Verregnungsflächen war sehr starkes Pilztreiben zu verzeichnen. Es setzte jeweils unmittelbar an den Drainageausläufen in die Aa-Vorfluter ein (Abb. 6).

Der Gewässergrund der Zuflüsse 2100, 2200, 2220, 2300 (nach Einmündung von 2310) und 2310 war nahezu vollständig von fellartigem Pilzrasen bedeckt (Abb. 7). Über die Nebenbäche gelangten die Pilzflocken auch in die Aa und waren, wenn auch in deutlich schwächerer Ausprägung, bis zum Einlauf in den Aasee zu verfolgen. Durch mikroskopische Analysen einer Substratprobe von Probestelle P 4.2 konnte gezeigt werden, daß das Pilztreiben durch den Abwasserpilz *Leptomitus lacteus* hervorgerufen wurde. Wie Abbildung 5 erkennen läßt, war die Pilzinfektion aber nicht auf die Vorfluter innerhalb der Verregnungsflächen beschränkt, sondern auch in anderen Gewässern des Gebietes, wenngleich weniger intensiv, ausgebildet. In zwei Fällen (Gewässer 1920, 2200) begann das Pilztreiben in der Höhe von den Vorflutern benachbarten Silagen, in zwei anderen Fällen (Gewässer 1900, 2300) an Ausläufen von Hausabwässern. An drei Drainageausläufen (in die Zuflüsse 2100, 2220, 2310) wurden Proben zur mikroskopischen Untersuchung entnommen. Am stärksten war *Leptomitus lacteus* vertreten, daneben konnten das Abwasserbakterium *Sphaerotilus natans* und massenhaft Schwefelbakterien identifiziert werden. Die Schwefelbakterienkolonien waren bereits makroskopisch als weißer und violetter Belag auf stark nach Schwefelwasserstoff riechendem Faulschlamm an den Drainageausläufen zu erkennen. Bei den weißen Kolonien dürfte es sich um *Beggiatoa sp.* und *Thiotrix nivea,* bei den violetten um *Thiocystis violacea* gehandelt haben. Diese Bakterienbesiedlung der Drainageausläufe zeigt an, daß punktuell die Güteklasse III–IV („sehr stark verschmutzt") und IV („übermäßig verschmutzt") erreicht waren, und für die vom *Leptomitus*-Treiben betroffenen Vorfluter läßt sich die Güteklasse III („stark verschmutzt") ansetzen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.



Abb. 6: Mikroorganismenbesiedelung eines Drainageauslaufes (Gewässer Nr. 2220). (1 = mikroorganismenfreies Substrat, 2 = Schwefelbakterienkolonien, 3 = Beginn des Wachstums von *Leptomitus lacteus*); Foto: LETHMATE, März 1982

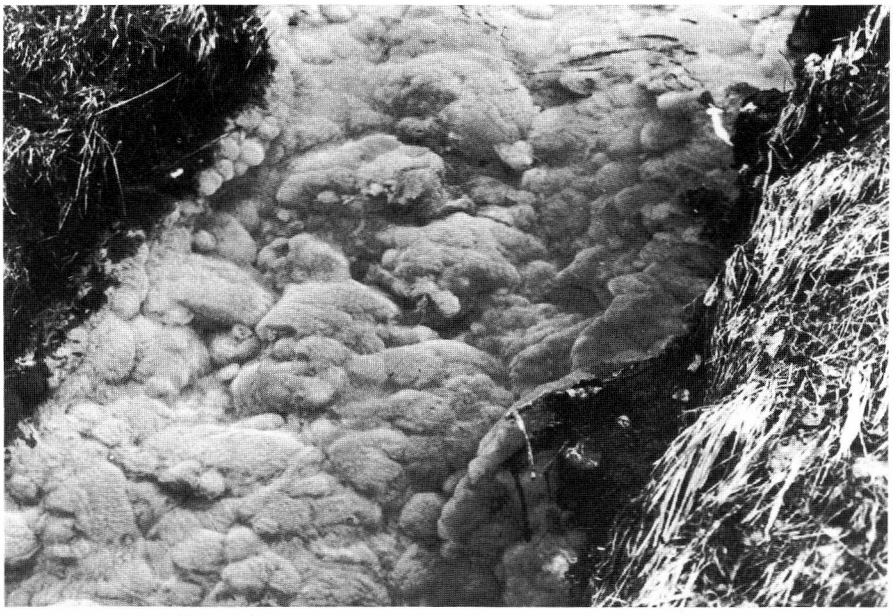


Abb. 7: Fellartiger Überzug des Abwasserpilzes *Leptomitus lacteus* im ganzen Bachbett (Gewässer Nr. 2300, nach Einmündung von 2310). Foto: LETHMATE, März 1982.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4. Diskussion

Bei der Diskussion der dargestellten Befunde im Hinblick auf die Frage nach der Verunreinigung der Ibbenbürener Aa oberhalb des Aasees sei zunächst auf die hydrochemischen Parameter eingegangen. Besondere Bedeutung kommt den erfaßten Stickstoffverbindungen Nitrit und Ammonium zu, die in Konzentrationen von > 0,1 mg/l als Verschmutzungsindikatoren gelten (vgl. BREHM & MEIJERING 1982; HÜTTER 1979; NEHRKORN 1967; SCHMITZ 1968; SCHWOERBEL 1980a; 1980b). Abbildung 3 zeigt für Probestelle P 7, daß mit nur einer Ausnahme in der Nitrit-Kurve beide Stickstoffverbindungen während der gesamten Untersuchungszeit den Grenzwert von 0,1 mg/l deutlich überschritten haben; ähnliche Verhältnisse gelten auch für die Probestellen P 7.1, P 9 und P 9.1. Nach den in Tabelle 1 genannten Ammonium-Grenzwerten weisen die im Untersuchungsgebiet festgestellten Konzentrationen auf die Güteklasse II bis III („kritisch belastet") hin. In Anbetracht der zeitweise relativ hohen Ammoniumwerte ist ferner zu bedenken, daß unter bestimmten Temperatur- und pH-Bedingungen undissoziiertes, „freies" Ammoniak vorliegt, das stark fischtoxisch wirkt; so gelten Ammoniak-Konzentrationen von 0,01–0,03 mg/l bei höheren Temperaturen in alkalischem Milieu schon als Gefahr für den Fischbestand (vgl. UHLMANN 1982). Zwar zeichnen sich die untersuchten Gewässer durch relativ geringe pH-Schwankungen aus, vermutlich dank des guten Pufferungsvermögens (hohe SBV-Werte!), doch kann man angesichts der nicht selten gemessenen pH-Werte von 7,8 bis 8,1 nicht ausschließen, daß unter dem Einfluß erhöhter Photosyntheseaktivität auch der für eine Ammoniakvergiftung kritische pH-Wert von 8,5 (UHLMANN 1982) im Tagesgang erreicht wurde.

Als ein weiterer Belastungsfaktor im Sinne einer Eutrophierungsquelle ist der Phosphatgehalt anzusprechen. So soll nach NEUMANN (1976) in Fließgewässern bereits bei Fließgeschwindigkeiten von 0,3 m/s verstärktes Algenwachstum einsetzen, wenn die Gesamtphosphatwerte 0,01 mg/l und die Stickstoffverbindungen gleichzeitig 0,3 mg/l übersteigen. Die gemessenen Phosphatwerte (Tab. 2 und 3) sind allerdings nur bedingt aussagekräftig, da mit der angewandten Feldmethode nur Orthophosphat, nicht aber der Gesamtphosphatgehalt, erfaßt wurde. Angesichts der extrem phosphathreichen Stärkefabrikabwässer ist bei akuten Abwasserstößen zweifellos mit erheblichen Veränderungen der Nährstoffsituation in den davon betroffenen Gewässern des Untersuchungsgebietes zu rechnen.

Aus den ermittelten Sauerstoffkonzentrationen (Tab. 2 und 3) können ebenfalls nur sehr bedingt Schlußfolgerungen für die Beurteilung der Verschmutzungsverhältnisse gezogen werden. Da das Probenwasser an der Luft-Wasser-Grenzschicht entnommen wurde, dürfte der Meßwert jeweils mehr oder weniger weit über dem effektiven Sauerstoffgehalt der betreffenden Probestelle liegen, so daß man das tatsächliche Sauerstoffminimum nicht beurteilen kann. Hinzu kommt, daß die Sauerstoffzehrung nicht gemessen wurde. Allenfalls könnte man in den extremen Sauerstoffübersättigungswerten, die vor allem in den Frühjahren 1981/82 registriert wurden, Hinweise auf eine stärkere Belastung der betreffenden Gewässer sehen.

Bei der Diskussion der hydrobiologischen Befunde ist vorab zu konstatieren, daß das festgestellte Arteninventar des Makrozoobenthos (Tab. 4) unübersehbare Lücken aufweist, die weder durch die noch zu behandelnden Habitatunterschiede an den einzelnen Probestellen noch durch Unzulänglichkeiten der halbquantitativen Untersu-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

chungsmethode hinreichend erklärt werden können. Diese Lückenhaftigkeit wird insbesondere bei der Gastropodenfauna deutlich, von der nur drei Arten im Oberlauf der Ibbenbürener Aa nachgewiesen wurden. Bemerkenswert scheint auch das völlige Fehlen von Libellenlarven, um so mehr, als während der Probenahmen im Frühjahr 1982 im Bereich der Probestellen P 3 bis P 7 nicht wenige Imagines von mindestens zwei Arten der Familie Coenagrionidae und von *Calopteryx virgo* (L. 1758) beim Fortpflanzungsverhalten beobachtet wurden. Es liegt nahe, diese allgemeine „Artenarmut" des Untersuchungsgewässers mit den Störungen in Verbindung zu bringen, die die ehemaligen Biozönosen der Ibbenbürener Aa durch die wasserbaulichen Maßnahmen vor einigen Jahren erfahren haben, als das Gewässer ausgebaut und reguliert wurde. Das würde bedeuten, daß die Wiederbesiedelung noch nicht abgeschlossen ist, die heutigen Biozönosen also noch nicht „gesättigt" sind (Herold 1925; Thienemann1950). Mit dieser Annahme läßt sich auch die Tatsache gut vereinbaren, daß sich inzwischen drei Neueinwanderer *(P. jenkinsi, Ph. acuta, P. coxalis)* mit Erfolg im Untersuchungsgebiet angesiedelt haben.

Neben diesem verbreitungsgeschichtlichen Aspekt sind vor allem im Hinblick auf die Saprobienanalyse (Abb. 4) die eingangs geschilderten Habitatunterschiede auf dem untersuchten Abschnitt der Ibbenbürener Aa zu berücksichtigen. Während die Probestellen P 1, P 2, P 4 und P 7 in Bereichen mit stärkerer Strömung und grobkörnigem Substrat liegen, sind die Probestellen P 3, P 5, P 6, P 8 und P 9 durch ausgesprochen lenitische Verhältnisse ausgezeichnet. Ähnlich unterscheidet sich Probestelle P 4.1 durch höhere Fließgeschwindigkeit und grobkörniges Substrat von Probestelle P 4.2, die ebenfalls als deutlich lenitisch zu charakterisieren ist. In lenitischen Fließgewässerabschnitten ist die Intensität der biologischen Selbstreinigung in der Regel höher, da die für die Abbauvorgänge verfügbare Kontaktzeit länger ist, während in eher lotischen Abschnitten die Selbstreinigungsintensität relativ herabgesetzt ist, eben weil infolge der erhöhten Abflußgeschwindigkeit die erforderliche Kontaktzeit verringert wird. Die Erhöhung der Fließgeschwindigkeit eines organisch belasteten Gewässers bewirkt daher in erster Linie eine Verlängerung der Belastungsstrecke (vgl. Uhlmann 1982), auch wenn nachweislich Organismen niedrigerer Saprobiestufen durch höhere Fließgeschwindigkeit aktuell begünstigt werden (vgl. Zimmermann 1962), unter anderem wegen der damit einhergehenden Sauerstoffanreicherung des Milieus. Betrachtet man daraufhin die Änderungen des Saprobienindex im Verlauf der Gewässer (Abb. 4a), so liegt es nahe, den Anstieg von Probestelle P 2 nach P 3 und den auffallenden Abstieg an Probestelle P 7 zumindest partiell mit dem Wechsel der Habitatbedingungen in Beziehung zu bringen; ebenso dürfte auch der Anstieg an Probestelle P 4.2 gegenüber P 4.1 zum Teil durch die Habitatunterschiede bedingt sein. Der weitere Anstieg des Saprobienindexes von Probestelle P 3 nach P 4 und das Verharren in der alpha-betamesosaproben Grenzzone zwischen den Probestellen P 4 und P 6 läßt sich aber nicht auf diese Weise erklären.

Dafür muß vielmehr eine faktische Erhöhung der organischen Belastung verantwortlich gemacht werden. Wenn aber der relativ niedrige Saprobienindex an Probestelle P 7 auch primär ein Reflex auf die hier herrschenden, eher lotischen Habitatverhältnisse ist und somit nicht das Ende der vorausgehenden Belastungsstrecke angemessen repräsentiert, so deutet dieser Wert doch auf eine tendenzielle Verbesserung des Gütezustandes hin, die allerdings schon an Probestelle P 8 erneut umgekehrt wird. Dieser erneute Anstieg des Saprobienindexes an Probestelle P 8 ist wahrscheinlich

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

darauf zurückzuführen, daß unterhalb von Probestelle P 7 wiederum eine Erhöhung der organischen Belastung eintritt, die bis Probestelle P 9 zum Teil abgebaut wird. Demnach können also drei Belastungsstrecken für den Oberlauf der Ibbenbürener Aa unterschieden werden: der „mäßig belastete" erste Abschnitt (bis Probestelle P 3), der „kritisch belastete" zweite Abschnitt (bis Probestelle P 7) und der „kritisch belastete" dritte Abschnitt (bis Probestelle P 9). Die hydrochemischen Daten, besonders die der Stickstoffverbindungen (vgl. Tab. 2 und 3), und nicht zuletzt auch das im Winter registrierte Verbreitungsbild des Abwasserpilzes (Abb. 5) unterstützen diese Deutung.

Die Frage nach der Herkunft des belastenden organischen Materials läßt sich ganz allgemein mit der Überdüngung der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Untersuchungsgebietes beantworten. Dabei spielt das weitgehend ausgebaute Drainagesystem (vgl. Abb. 5) vermutlich eine beschleunigende Rolle insofern, als es den raschen Transport des überschüssigen Düngers in das Gewässersystem ermöglicht. So wurde am 5. Mai 1982 im Bereich von P 9 ein Fischsterben beobachtet, das nachweislich auf die Einschwemmung von Mineraldünger zurückging. Außer einer überdosierten Mineral- und Stalldüngung ist nicht zuletzt die Verregnung der organischen Stärkefabrikabwässer als eine der Ursachen für die Überdüngung und damit für die Erhöhung der organischen Belastung des Gewässersystems anzusehen. Daneben wirken sich wahrscheinlich noch kommunale Abwässer, ungeklärte häusliche Abwässer und unzureichend isolierte Silagen zusätzlich belastend aus.
Es trifft mit Sicherheit nicht zu, daß der Oberlauf der Ibbenbürener Aa „biologisch tot" ist. Auch geht die festgestellte relative Artenarmut des Makrozoobenthos sehr wahrscheinlich nicht primär auf die organische Belastung zurück, sondern hat eher verbreitungsgeschichtliche Gründe. Allerdings haben Reinwasserorganismen derzeit kaum Chancen bei der Wiederbesiedlung. Andererseits ist gegenüber dem in der Gewässergütekarte von 1980 ausgewiesenen Gütebild eine merkbare Verschlechterung zu verzeichnen, die insofern nicht verharmlost werden kann, als der umweltpolitisch geforderte Zustand der Güteklasse II auf weite Strecken nicht mehr gegeben ist. Die gegenwärtig festzustellende „kritische Belastung" dürfte zwar auf dem Wege der biologischen Selbstreinigung rückgängig gemacht werden können – allerdings nur unter der Bedingung, daß in Zukunft die Überdüngung innerhalb des Gebietes verhindert oder doch deutlich reduziert wird. Die geplante Ausdehnung der Verregnungsfläche der Stärkefabrik in das östliche Aa-Tal läßt aber das Gegenteil erwarten.

Wir danken Herrn G. Berlekamp für die Anfertigung von Abbildungsmaterial, Herrn Dr. W. Mathys (Hygiene-Institut, Universität Münster) für die mikroskopische Kontrolle der Abwasserproben sowie für die Überlassung von Mikroaufnahmen, Frau I. Schmiemann für die Übermittlung der Proben an das Hygiene-Institut, Herrn Dr. H. Späh (Fachbereich Biologie, Universität Bielefeld) für fachlichen Rat und Literaturhinweise, Herrn R. Schröer (Untere Wasserbehörde, Kreis Steinfurt) für stets bereitwillige Auskunft und für Kartenmaterial sowie Herrn Th. Steupert (StAWA Münster) für die Beschaffung der Abflußdaten.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Schriftenverzeichnis

BREHM, J. & MEIJERING, M. P. D. (1982): Fließgewässerkunde. – Biologische Arbeitsbücher, **36,** Heidelberg.

BREITIG, G. & TÜMPLING, W. v. (1970): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. II. Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden. – Jena.

CONRATH, W. & FALKENHAGE, B. & KINZELBACH, R. (1977): Übersicht über das Makrozoobenthon des Rheins im Jahre 1976. – Gewäss. Abwäss., **62/63, 63–84.**

ENGELHARDT, W. (1977): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? – Kosmos-Naturführer: Stuttgart (7. Auflage).

HERHAUS, K. F. (1977): Die Verbreitung von *Proasellus coxalis* (DOLLFUS 1982) (Crustacea, Isopoda, Asellidae) in Mitteleuropa. – Zool. Anz., **199:** 314–324.

HERHAUS, K. H. (in Vorbereitung): Ökologische Untersuchungen an einem versalzten Fließgewässer.

HEROLD, W. (1925): Untersuchungen zur Ökologie und Morphologie einiger Landasseln. – Z. Morph. Ökol. Tiere, **4:** 337–415.

HÜTTER, L. A. (1979): Wasser und Wasseruntersuchung, – Frankfurt.

ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. – Internat. Rev. ges. Hydrobiol., **46:** 20–213.

KELLER, G. (1981): Die heutigen geohydrologischen Verhältnisse des Ibbenbürener Tales im nördlichen Münsterland. Osnabrücker naturwiss. Mitt. 8, 63–96.

KINZELBACH, R. (1972): Einschleppung und Einwanderung von Wirbellosen in Ober- und Mittelrhein. – Mainzer Naturwiss. Arch., **11:** 109–150.

KNÖPP, H. (1955): Grundsätzliches zur Frage biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains. – Arch. Hydrobiol. Suppl., **22:** 363–368.

LAWA (1976): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Ausgearbeitet von Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Arbeitsgruppe Gewässergütekarte.

LIEBMANN, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. – Bd. **1,** München (2. Auflage).

MERCK (o. J.): Die Untersuchung von Wasser. – Darmstadt (9. Auflage).

MEYER, D. (1980): Eine einfache makroskopisch-biologische Methode der Gewässergütebeurteilung in Niedersachsen. – Beitr. Naturkde. Niedersachsen, **33:** 1–12.

NEHRKORN, A. (1967): Statistische Beziehungen zwischen biologischen und chemischen Vorfluteruntersuchungen. – Gesundheitsingenieur, **88:** 56–59.

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

PANTLE, R. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. – Gas- und Wasserfach, **96:** 604.

POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpfvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht – Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. – Abh. Landesmus. Naturkde, **42:** 1–156; Münster.

SCHMITZ, W. (1968): Biologische und chemische Kriterien der Beurteilung des Gütezustandes von Fließgewässern. – Wasserwirtschaft in Baden-Württemberg, S. 92–103; München.

SCHWOERBEL, J. (1980a): Methoden der Hydrobiologie. Süßwasserbiologie. – Stuttgart/New York. (2. Auflage).

– (1980b): Einführung in die Limnologie. – Stuttgart/New York. (4. Auflage).

STRESEMANN, E. (1967): Exkursionsfauna. Wirbellose I. – Berlin-DDR (3. Auflage).

THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. – Die Binnengewässer, **18;** Stuttgart.

UHLMANN, D. (1982): Hydrobiologie. – Stuttgart (2. Auflage).

ZIMMERMANN, P. (1962): Der Einfluß der Strömung auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften im Experiment. – Schweiz. Z. Hydrologie, **24:** 408–412.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: 9

Autor(en)/Author(s): Gebauer Stefan, Herhaus Karl Friedrich, Lethmate Jürgen, Lucke Christian, Rottmann Heinz

Artikel/Article: Hydrochemische und hydrobiologische Untersuchungen der Ibbenbürener Aa oberhalb des Aasees 135-150