

Durch Mitteilungen wurde die Arbeit gefördert von Orn. Arbeitsgem. im Naturwiss. Verein f. Bielefeld und Umgebung, H. Alberti, G. Bahr, G. Baumann, R. Behlert, J. Berning, D. Bußmann, W. Clodius, K. Conrads, H. Flinks, K. Güth, M. Harengerd, J. Hartmann, H. Hausa, M. Hesse, H. Hölker, R. Johannimloh, G. Knoblauch, P. Korte, W. Prünfte, L. Renkhoff, M. Scholz, A. Schücking, Ch. Stange, H. Stoppe, W. Vogt, E. Wanke, R. Weimann, P. Westerfrölke und Th. Willers.

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. J. Peitzmeier, 4832 Wiedenbrück, Lintel 7

Unterschiedlich verunreinigte Abschnitte des Emmerbaches (Kr. Lüdinghausen) und ihre Gammariden-Populationen

FRIEDERIKE PLITT, Münster

Die Gammariden bilden allgemein einen wesentlichen Bestandteil der Bachfauna. Das gilt im besonderen Maße für die Flachlandbäche, wo ihr Anteil an der Gesamtfaua bis zu ca. 85 % ausmachen kann (WISNIEWSKI 1969).

Obwohl die Gattung *Gammarus* in den letzten 50 Jahren Gegenstand einer Fülle von Untersuchungen gewesen ist und heute eine umfangreiche Gammaridenliteratur zur Verfügung steht (Übersicht bei MEIJERING 1971), sind doch eine Reihe einfacher Fragen bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt kaum beantwortet oder doch sehr umstritten. So ist z. B. aufgrund widersprüchlicher Angaben in der Literatur (BESCH 1967, LIEBMANN 1962, MEIJERING 1971, PINKSTER 1970, SCHELLENBERG 1934 u. 1942) die Frage ungenügend geklärt, inwieweit *Gammarus roeseli* Gewässerverunreinigungen erträgt und wie seine diesbezügliche Empfindlichkeit im Vergleich zu *Gammarus pulex* oder dem teilweise ebenso häufigen *G. fossarum* einzustufen ist. Eine andere noch wenig geklärte Frage gilt dem Problem der Neubesiedlung von Bachstrecken, deren *Gammarus*-Populationen durch Abwasserstöße vernichtet wurden. Nach VOBIS (1972) werden die Gammariden durch niedrige Sauerstoffwerte, wie sie in den Abwasserstrecken in der Regel gegeben sind, zu erhöhter Aktivität veranlaßt. Dieser Aktivitätsanstieg führt gleichzeitig zu einer Aufwärtswanderung der Tiere. Nach MEIJERING (1971) sind die ♂♂ der Gammariden nicht nur körperlich kräftiger, sondern auch physiologisch widerstandsfähiger als die ♀♀. Dementsprechend seien sie in der Lage, bei ihrer Aufwärtsbewegung weiter in kritische Bächabschnitte vorzudringen als die ♀♀. Die Aufstellung dieser Behauptung wurde durch eine entsprechende Beobachtung MEIJERINGS in einem Bach des Schlitzer Berglandes veranlaßt, bei dem jedoch andere Faktoren als die von Abwassereinflüssen die Wanderbewegungen ver-

ursachten. Es liegen bis jetzt noch keine Untersuchungen darüber vor, ob auch bei der flußabwärtsgerichteten Neubesiedlung von abwasserbeeinflussten Bachstrecken derartige Anhäufungen von ♂♂ zu beobachten sind.

Zu einer Prüfung dieser Frage bot sich der Emmerbach an, der durch eine z. T. sehr dichte Besiedlung von *Gammarus pulex* und *G. roeseli* gekennzeichnet ist. Es kommt hinzu, daß durch die Untersuchungen von SIMON (1969) sowie der Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz N. W. (1972) eine Reihe chemischer und biologischer Befunde zur Verfügung stehen, die für die Ökologie der beiden genannten Arten mit ausgewertet werden können.

Für die Unterstützung bei der Arbeit danke ich Herrn Prof. Dr. Franzisket, Münster, dem Hygiene-Institut Münster, dem Wasserwirtschaftsamt Münster, Herrn Dr. Beyer, Münster sowie Herrn Dr. Friedrich, Krefeld, und den Herren Dr. Besch und Vobis, Karlsruhe.

1. Methodik

Die Wasseranalysen wurden im Hygiene-Institut Münster nach den dort üblichen Standardmethoden durchgeführt; zusätzlich wurde der Sauerstoffgehalt nach WINKLER bestimmt.

Zur Erfassung der Gammaridenbesiedlung wurden an den auf S. 79 beschriebenen Probestellen im Querprofil gleichgroße Bodenflächen von 6 m² mit möglichst gleicher Untergrundbeschaffenheit abgesteckt und gründlich abgesammelt, indem mit vorgehaltenem Handnetz jedes Pflanzenbüschel ausgeschüttelt und jeder Stein angehoben und von den ansitzenden Tieren befreit wurde. Von Dezember 1971 bis Februar 1972 wurden so insgesamt 3 Längsprofil-Sammlungen durchgeführt. Die übrige Bachfauna wurde in gleicher Weise, jedoch mit geringeren Sicherheitskautelel aufgesammelt.

Die Geschlechtsbestimmung der Gammariden wurde bei *G. pulex* L. unter dem Binokular anhand der Antennenbeborstung durchgeführt, in Stichproben und bei unklaren Fällen wurden zusätzlich die Geschlechtspapillen untersucht. Bei *G. roeseli* GERVAIS wurden die männlichen Geschlechtspapillen bei allen Exemplaren überprüft, nachdem im fixierten Zustand das 7. Mesosomsegment mit einem Skalpell herausgetrennt worden war.

Die benutzte Bestimmungsliteratur kann dem Literaturverzeichnis entnommen werden.

2. Der Emmerbach und sein Chemismus

Beschreibung der Untersuchungsstrecke

Der Emmerbach entspringt ca. 25 km südlich von Münster in der Nähe der Ortschaft Herbern und gehört zum Flußsystem der Ems. Er mündet nach einer Laufstrecke von rund 31 km südlich von Angel-

modde in die Werse. Sein Einzugsgebiet beträgt 120 km² (Angabe des WWA Münster). Der Bach durchfließt vorwiegend offene Feld- und Wiesenflächen. Nur vereinzelt reichen dichtere Baumbestände bis in Ufernähe heran.

Vor einigen Jahren wurde das Bachbett reguliert und mit einem weitgehend gleichbleibenden Uferprofil versehen. Der Böschungswinkel beträgt 45°. Die Bachbreite nimmt jedoch von 2 m im Oberlauf bis auf ca. 4 m im Unterlauf zu. Außer einigen kleineren Gräben und Drainageableitungen fließen dem Emmerbach an erwähnenswerten Nebenbächen nur der Dorfbach (unterhalb Herbern) und der Getterbach (2 km oberhalb Hiltrup) zu. Sein Gefälle beträgt durchschnittlich 1,02‰. Bei der niedrigen Wasserführung im vorliegenden Untersuchungszeitraum (Dez. 1971 — März 1972) wurden in dem gewählten Untersuchungsabschnitt Fließgeschwindigkeiten von 0,1—0,3 m/sec. gemessen (Schwimmkörper, Wasseroberfläche).

Der Boden des Bachbettes besteht aus Sand und Geröllen von Faust- bis Kopfgröße.

Nach den Angaben von SIMON (1969) erreicht der Emmerbach Sommertemperaturen bis zu 25° C. Da das Ufer weitgehend frei von größeren Büschen und Bäumen ist, kann das Tageslicht ungeschwächt den Gewässerboden erreichen. Das günstige Lichtklima trägt ohne Zweifel zu dem streckenweise recht üppigen sommerlichen Pflanzenbewuchs bei.

Der Emmerbach hat an insgesamt 7 Stellen spürbare Abwassermengen in ständigem Zufluß aufzunehmen. Die folgenden Angaben wurden vom Wasser-Wirtschaftsamt Münster zur Verfügung gestellt:

1. Ablauf der Kläranlage Herbern, der über den „Dorfbach“ dem Emmerbach bei Fluß-km 25 zufließt. Der Ort hat 4 308 Einwohner, von denen 3 500 an die Kläranlage von Typ Schreiber angeschlossen sind. Der durchschnittliche Abwasseranfall beträgt ca. 530 m³/Tag. Die Reinigungswirkung liegt bei 95‰. Das Abwasser der nicht angeschlossenen Einwohner wird offenbar diffus in den Dorfbach eingeleitet.
2. Abwässer nicht geklärter Herkunft aus dem „Alten Feldbach“.
3. Abwässer der Stadt Ascheberg bei Fluß-km 23,9. Ascheberg hat 4 920 Einwohner. Die Abwässer von 2 600 Einwohnern und die der Industriebetriebe (3 Schlachtereien, 1 Brennerei, 1 Feinkostfabrik) gelangen in die örtliche Kläranlage vom Typ Schreiber, die mit einem Wirkungsgrad von 90‰ arbeitet. Das Abwasser der übrigen Einwohner wird dem Emmerbach über 2 kleinere Gräben in fast ungereinigtem Zustand zugeführt.

4. Abwässer des Ortes Davensberg bei Fluß-km 20,3. Davensberg besitzt keine eigene Kläranlage. Die Abwässer von ca. 1 100 Einwohnern gelangen über diffuse Einleitungsstellen ungeklärt in den Bach.
5. Abwässer der Ortschaft Amelsbüren (4 364 Einwohner) bei Fluß-km 7,2. Auch in Amelsbüren gelangt mit 370 m³/Tag nur ein Teil der Gesamtabwässer in die Kläranlage. Der Rest wird in nur mangelhaft gereinigtem Zustand diffus in den Emmerbach geleitet.
6. Abwässer des Stadtteiles Münster-Geist (5 620 Einwohner), die nach einer Behandlung in einer Schreiber-Kläranlage über den „Getterbach“ dem Emmerbach bei Fluß-km 7,0 zufließen. Der tägliche Abwasseranfall beträgt 1 000 m³, die Reinigungswirkung 95 ‰.
7. Abwässer der Stadt Hiltrup (12 100 Einwohner). Es fallen täglich 1 350 m³ an, die jedoch in der unterdimensionierten Kläranlage nur bis zu 85 ‰ gereinigt werden.

Zusätzlich zu diesen Dauerbelastungen muß mit zeitweiligen Zuleitungen von Silosäften und Jauche aus den verstreut liegenden Einzelhöfen gerechnet werden, insbesondere auf der Strecke zwischen Davensberg und Amelsbüren.

Lage der Untersuchungspunkte

Im Flußabschnitt zwischen Ascheberg und Amelsbüren wurden 7 Untersuchungspunkte festgelegt. Zum besseren Vergleich mit den bereits von anderer Seite vorliegenden chemischen und biologischen Beobachtungswerten wurden einige Probeentnahmestellen unverändert übernommen. Daraus ergab sich folgende Verteilung:

- E 1: Emmerbach oberhalb des „Alten Feldbaches“. Diese Stelle sollte auf grund ihrer relativ guten Wasserqualität als Bezugsbasis für alle unterhalb durchgeführten Untersuchungen dienen.
- E 2: Emmerbach unmittelbar oberhalb der Einmündung des Ablaufes der Kläranlage Ascheberg und eines abwasserführenden Zubringerkanals.
- E 3: Emmerbach ca 250 m unterhalb E 2, doch oberhalb des zweiten abwasserführenden Zubringergrabens. An dieser Stelle war das Bachbett im Dez. 1971 mit einem dichten *Sphaerotilus*-Bewuchs ausgestattet.
- E 4: Emmerbach oberhalb Davensberg, an der Straßenbrücke.
- E 5: Emmerbach am Ortsausgang von Davensberg, an der alten Turmruine.
- E 6: Emmerbach bei Lütke Breuing.
- E 7: Emmerbach an der Brücke westlich Steinkämper.

Über Flußbreite, -tiefe und Fließgeschwindigkeit während des Untersuchungszeitraumes gibt Tab. 1 Auskunft.

Tab. 1: Angaben zur Flußbreite, -tiefe und Fließgeschwindigkeit an den Stationen E 1 — E 7.

Entnahmestellen	E 1	E 2	E 3	E 4	E 5	E 6	E 7
Flußbreite in m	2,4	3,1	4,0	4,0	3,2	4,0	4,1
Flußtiefe in m	0,3	0,35	0,5	0,25	0,4	0,3	0,3
Fließgeschwindigkeit in m/sec	0,18	0,08	0,07	0,16	0,2	0,33	0,1

Chemismus

In Tab. 2 sind die Ergebnisse früherer Bearbeiter und die der eigenen Untersuchungen zusammengetragen. Die Werte, die vor der Schließung der Molkerei in Davensberg im Juni 1971 gemessen wurden, sind nicht aufgenommen worden.

Auf der gesamten Strecke von E 1 — E 7 sind die pH- und Gesamthärtewerte in der fließenden Welle jeweils nur relativ geringen Schwankungen unterworfen. Bei der Härte treten allerdings mit Werten von 12,0 bis 24,08° dH starke jahreszeitliche Schwankungen auf.

Überraschenderweise zeigt auch der Chloridgehalt, der in der Regel als Verschmutzungsindikator mit herangezogen werden kann, im Flußlängsschnitt jeweils nur geringe Konzentrationsunterschiede. Dies kann als Hinweis auf einen sehr gleichbleibenden Charakter der zufließenden Abwässer gewertet werden, wie es bei rein häuslichen Abwässern auch zu erwarten ist.

Auch der KMnO_4 -Verbrauch verhält sich überraschend gleichbleibend. Die zu beobachtenden Schwankungen treten z. T. an den Stellen (z. B. E 7) auf, an denen kaum Abwasser in nennenswerten Mengen hinzukommt. Diese Tatsache steht in einem eigentümlichen Widerspruch zum optischen Erscheinungsbild der Bachstrecke: Während die Stellen E 1 und E 2 sauberes und klares Wasser führen, setzt unterhalb der Abwassereinleitungen bei E 3 eine starke Wassertrübung ein, die erst im Verlauf der anschließenden Selbstreinigungsstrecke bis E 4 wieder verschwindet. Auch bei E 5 weist das Wasser wieder eine deutlich wahrnehmbare Trübung auf. Insgesamt bewegen sich die in den früheren Jahren gemessenen KMnO_4 -Werte auf einem sehr hohen Niveau, was mit den BSB2-Werten nur schwer in Einklang zu bringen ist.

Erst die Werte des BSB2 und des NH_4^+ -Gehaltes geben Aufschluß über Ort und Ausmaß der Verschmutzung, so klettert der BSB2-Gehalt beispielsweise am 17. 12. 71 von 0,0 an E 1 auf nahezu 3 mg/l bei E 3. Bei den Werten von SIMON (1969) sind sogar noch höhere Anstiege zu verzeichnen.

Tab. 2: Physikalisch-chemische Untersuchungsbefunde an den Probeentnahmestellen E 1 bis E 7 aus den Jahren 1968 bis 1972.

	E 1	E 2	E 3	E 4	E 5	E 6	E 7	
TW°Cel.	2.	.	17,3	20,0	20,1	20,7	19,9	18,6
	3.	25,0	23,0	27,0	27,0	27,0	27,0	26,0
	4.	4,0	3,8	4,5	4,5	4,2	4,0	3,8
	5.	5,0	5,5	5,5	4,8	5,5	5,0	4,6
	6.	7,0	6,4	6,7	7,5	6,6	6,6	6,3
O ₂ sof. mg/l	2.	.	11,3	11,3	9,56	9,3	8,72	12,28
	3.	5,0	.	7,8	8,0	8,6	8,6	.
	4.	7,86	8,27	7,39	7,16	6,31	10,75	7,30
O ₂ -Sättigung ‰	2.	.	115,6	123,3	105,9	103,6	95,7	136
	3.	61	.	99	102	109	109	.
	4.	62,6	59,6	59,5	57,9	50,6	85,6	57,9
pH-Wert	1.	7,7	7,7
	3.	7,9	7,7	8,1	8,1	8,25	8,3	8,1
	6.	7,9	7,7	7,8	7,3	7,4	7,3	7,3
°dH	3.	12,0	15,7	13,9	13,4	14,5	13,2	13,6
	5.	24,08	22,8	22,4	21,56	19,32	23,8	22,1
BSB2 mg/l	2.	.	3,0	7,2	3,1	3,8	1,5	2,2
	4.	0,0	0,7	2,8	0,5	0,9	0,9	1,0
	5.	0,0	0,1	2,9	0,8	2,4	0,8	0,8
KMnO ₄ -Verbrauch mg/l	1.	35	48
	2.	.	37	40	40	.	38	45
Cl — mg/l	1.	25,0	42,0
	3.	46,0	60,0	60,0	64,0	68,0	70,0	.
	5.	44,0	52,5	53,7	55,5	53,7	53,5	54,5
	6.	52,0	56,0	63,0	64,0	66,0	64,0	60,0
N/NH ₄ ⁺ mg/l	3.	0,33	.	4,58	3,33	1,83	0,74	.
	5.	1,05	1,24	1,29	1,64	1,31	1,44	1,56
	6.	6,2	6,2	6,67	6,2	6,2	6,2	4,67
elektr. Leitfähigkeit	4.	864	897	974	924	891	935	946
	5.	814	825	831	825	831	825	825
	6.	680	750	770	760	730	740	740
N/NO ₃ mg/l	3.	0,45	.	0,76	0,45	1,02	0,79	.
	6.	11,29	9,03	11,29	9,03	6,77	9,03	11,29
N/NO ₂ mg/l	3.	0,13	.	0,12	0,15	0,05	0,36	.
	6.	Sp.						
P/PO ₄	1.	0,98	1,31	

1. = Angaben vom Hygiene-Institut Münster (August 1968)

2. = Mittelwerte nach SIMON (Juni — Oktober 1969)

3. = Angaben von der Landesanst. f. Gewässerkunde u. Gewässerschutz NW (Juli 1969)

4. = Werte vom 17. 12. 1971

5. = Werte vom 12. 2. 1972

6. = Werte vom 6. 3. 1972

Die gleiche Tendenz zeigen auch die NH_4^+ -Werte vom Juli 1969, die von 0,33 mg N (NH_4^+)/l bei E 1 bis auf 4,58 mg/l ansteigen. In ihrer anschließenden Abnahme auf 0,74 mg/l bei E 6 ist der Verlauf der Selbstreinigungsstrecke gut zu verfolgen (vgl. SIMON 1969). Die NH_4^+ -Werte vom 12. 2. 72 sind Hochwasserwerte und lassen erwartungsgemäß keine starke Differenzierung erkennen. Die hohen Werte vom 6. 3. 72 dürften — dem intensiven Geruch am Ufer nach zu urteilen — auf eine kurz vorher erfolgte Jauchedüngung der angrenzenden Wiesen zurückzuführen sein.

Die Abwässer von Davensberg wirken sich am Ortsausgang nur geringfügig auf den Gewässerchemismus aus.

Wie aus den Werten der elektrischen Leitfähigkeit zu ersehen ist, steigt der Elektrolytgehalt im Vergleich zu E 1 unter vergleichbaren BSB2-, KMnO_4 -Verbrauch und NH_4^+ -Bedingungen auf ein im Mittel um 50 μS höheres Niveau. Dies dürfte auf die weitgehend abgeschlossene Remineralisation der eingebrachten organischen Substanzen zurückzuführen sein. Die Sauerstoffversorgung des Baches wird im Sommer durch eine starke Verkrautung sehr gefördert. Von SIMON (1969) und der Landesanst. f. Gewässerkunde und Gewässerschutz N. W. werden vielfach hohe O_2 -Übersättigungen beobachtet. Im vorliegenden Untersuchungszeitraum wurden trotz starker Wasserbewegung und niedriger Temperaturen nur Sättigungswerte von 50—85 % registriert. Dieser Befund steht in guter Übereinstimmung mit den weiter unten ermittelten „Sauerstoffversorgungsstufen“ (S. 84).

3. Allgemeines biologisches Zustandsbild des Emmerbaches

Der biologischen Besiedlungsanalyse liegen 3 Aufsammlungen zugrunde, die in Tab. 3 zusammengefaßt dargestellt sind. Außerdem konnte eine Artenliste der Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz eingesehen werden (FRIEDRICH 1970). Die Station E 1 ist gekennzeichnet durch eine reichhaltige Bachfauna, bei der Trichopteren (besonders *Hydropsyche*), Mollusken, Gammariden und Planarien dominieren. Das zahlreiche Vorkommen von Stichlingen deutet auf gute Lebensbedingungen für diesen Bachbewohner hin. Bei der Station E 2 treten *Glossiphonia complanata* und helle Chironomidenlarven in den Vordergrund. Außerdem erreicht *Asellus aquaticus* zeitweise erwähnenswerte Populationsdichten. *Sphaerotilus natans* tritt bisweilen in lockeren Beständen auf.

Mit dem Zufluß der Abwässer von Ascheberg tritt ein tiefgreifender Besiedlungsunterschied auf. Abgesehen davon, daß das Bachbett an dieser Stelle häufig mit *Sphaerotilus natans* ausgekleidet ist, bestimmen große Mengen Baetiden, kleine helle Chironomidenlarven und *Asellus aquaticus* das Bild.

Tab. 3: Im Emmerbach aufgefundene Benthos-Arten mit Angaben ihrer relativen Häufigkeit.

D = Dezember 1971, J = Januar 1972, F = Februar 1972. Abundanzklassen: 1 = sehr selten, 2 = selten, 3 = zerstreut, 4 = ziemlich häufig, 5 = sehr häufig bis massenhaft.

	E 1			E 2			E 3			E 4			E 5			E 6			E 7		
	D	J	F	D	J	F	D	J	F	D	J	F	D	J	F	D	J	F	D	J	F
<i>Gasterosteus pungitius</i>	4	4	4	2	2	2	1	1	1	4	4	4	5	5	5
<i>Gammarus pulex</i>	3	4	3	2	.	3	1	.	1	2	1	3	1	.	1	5	4	4	5	3	5
<i>Gammarus toeseli</i>	1	2	2	1	.	1	4	5	5	5	5	5
Trichopteren ssp.	3	4	5	1	1	1	1	1	4	4	2	5	5	3
Planorbidae ssp.	3	2	2	1	3	2	3	2	2	3	2	2	1	1	1	.	2	1	.	1	1
<i>Physa fontinalis</i>	3	3	4	1	2	2	1	1	1	2	.	.	.	1	2	.	.
Lymnaeidae ssp.	3	.	2	2	1	.	3	1	.	.	1	.	1	.	.	.	1
<i>Polycelis nigra</i>	2	2	2	.	.	.	1	.	.	2	.	.	4	.	3	2
<i>Glossiphonia complanata</i>	2	1	2	5	1	.	2	.	.	2	.	2	3	.	.	2	.	.	2	.	1
<i>Notonecta</i> sp.	2	1	.	3	1	1	1	.	.	2	.
<i>Pisidium</i> sp.	2	1	.	.	3	2	2	.	1	1	.	2
<i>Herpobdella octoculata</i>	1	.	1	2	2	2	2	.	.	2	1	.	2	.	3	3	1	1	2	3	.
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	1	2	3	1	2	1	.	.	.	3	3	3	4	2	.	3	2	2	3	2	3
Corixidae ssp.	1	.	.	3	3	3	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	.
Chironomidae	1	3	1	.	.	4	1	4	5	1	.	.	1	.	.	1	.
Baetidae ssp.	1	.	1	1	1	3	5	2	5	1	.	.	.	1	.	.	1	.	.	1	.
<i>Asellus aquaticus</i>	1	.	2	3	1	1	4	3	1	5	4	5	4	4	4	1	2	4	1	2	.
Pygoptera	.	.	.	1	1	1
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	1	1	1	.	.
<i>Dugesia lugubris</i>	2	.	.	1	.	2	4	.	4	3	5	.	.	1	.
<i>Sphaerotilus natans</i>	1	.	.	1	2	2	4	3	5	2	2	3	1	.	3	.	1	.	.	2	.

Von der Landesanstalt für Gewässerkunde ... NW werden zusätzlich angegeben: *Calopteryx splendens*, *Chironomus thummi*, *Cobitis* sp., *Dytiscidae*, *Encydops serrulatus*, *Gerridae*, *Haliplidae*, *Limnephilidae*, *Lumbriculus variegatus*, *Lymnea ovata*, *Lymnea stagnalis*, *Macrocylops albidus*, *Nemourella pieteti*, *Nepa rubra*, *Oligochaeta*, *Orthocladinae*, *Planorbis corneus*, *Sialis* sp., *Sphaerium corneum*, *Tubifex tubifex*, *Zygoptera*.

Bei E 4 nimmt die *Asellus*-Dichte zunächst noch weiter zu, während die Baetiden und Chironomiden stark zurückgehen. Stichlinge werden an den beiden letztgenannten Untersuchungspunkten nicht mehr gefunden. Demgegenüber tritt *Dendrocoelum lacteum* wieder stärker in den Vordergrund.

Im weiteren Bachverlauf unterhalb E 4 nimmt im selben Maß wie sich die *Asellus*-Dichte verringert, die Abundanz der Gammariden zu. Auffällig ist, daß bis auf 4 Exemplare bei E 2 *Gammarus roeseli* nur in der Bachstrecke ab E 4 in Erscheinung tritt.

Weitere wichtige Kennzeichen der unteren Abschnitte sind die Wiederzunahme der Stichlings-Dichte sowie Massenentwicklungen von Trichopteren. Unterhalb Davensberg (E 5) sind stärkere Anhäufungen von *Dugesia lugubris*, *Polycelis nigra* und *Dendrocoelum lacteum* erwähnenswert.

Im Gegensatz zu den Angaben von FRIEDRICH (1970), der für die Stationen E 2 bis E 5 größere Mengen von *Chironomus thummi* und *Tubifex tubifex* nennt, konnten die beiden Arten während des eigenen Untersuchungszeitraumes nicht aufgefunden werden.

Belastungsstufen

Einmalige oder vereinzelt chemische Wasserprobenahmen können auf grund der starken Schwankungsbreite der einzelnen Komponenten (vgl. BACKHAUS & SANDER 1967) nur Zufallswerte erbringen. Für die Praxis der Gewässergütebestimmung haben derartige Zufallsergebnisse einen nur mangelhaften Aussagewert.

Auch bei der hier vorliegenden Untersuchung machen sich im starken Maße die Nachteile der chemischen Einzelmessungen für eine fundierte Charakterisierung der Belastungsverhältnisse bemerkbar. Als zusätzliches Hilfsmittel scheint daher eine auf anderen Kriterien beruhende Bewertungsgrundlage erforderlich. Hierfür bieten sich zwar verschiedene biologische Untersuchungsverfahren an (Artenfehlbetrag nach KOTHE 1962, Saprobiensystem nach LIEBMANN 1962, Methode nach VERNEAU 1968), diese sind aber zum größten Teil starken Kriterien ausgesetzt (vgl. CASPERS & KARBE 1966, CASPERS & SCHULZ 1960, ELSTER 1966). Als Verfahren, das als einziges klar zwischen der Sauerstoffversorgung eines Gewässers und seiner Belastung mit abbaubaren Substanzen unterscheidet, entgeht die Methode der Landesstelle für Gewässerkunde Baden-Württemberg (vgl. BESCH 1966 u. 1967, BESCH et. al. 1969, SCHMITZ 1969) den Vorwürfen der Saprobiensystem-Gegnern. In ihm werden mehr allgemeine Aspekte des Gewässerzustandes und nur einige Kennwerte des Wasserchemismus für die Definition von sogen. Belastungsstufen herangezogen. Bei der Anwendung dieser Methode sind die einzelnen Probestellen am Emmerbach wie folgt einzustufen:

Probestelle	Belastungsstufe		Sauerstoffversorgungsstufe	
E 1	II	(mäßig)	III	(kritisch)
E 2	II	(mäßig)	III	(kritisch)
E 3	IV	(stark)	IV	(schlecht)
E 4	II-III	(mäßig-kritisch)	IV	(schlecht)
E 5	III	(kritisch)	III-IV	(kritisch-schlecht)
E 6	II	(mäßig)	III	(kritisch)
E 7	II	(mäßig)	III	(kritisch)

4. Analyse der Gammariden-Besiedlung des Emmerbaches

Artenverteilung, Abundanzen und Milieuofferte

G. pulex und *G. roeseli* zeigen innerhalb der Untersuchungsstrecke eine deutliche Zonierung (Tab. 3). Während *G. pulex* nach einer stärkeren Populationsdichte bei E 1 und E 2 in den anschließenden Ver-

unreinigungszonen von E 3 bis E 5 einen Besiedlungstiefstand erfährt, tritt *G. roeseli* (von einem spärlichen Fund bei E 2 abgesehen) praktisch erst an E 4, also im letzten Teil der Ascheberger Selbstreinigungsstrecke auf. Bei E 6 und E 7 ist die Populationsdichte von *G. pulex* starken Schwankungen unterworfen, während *G. roeseli* viel ausgeglichene Abundanzwerte aufweist.

Diese Besiedlungsfluktuationen sind mit den Ausführungen unterschiedlicher Wasserführung nur schwer interpretierbar, da dann beide Arten in gleichem Ausmaß betroffen werden müßten. Es soll daher zunächst eine Verbindung zwischen der Artenzonierung und der chemisch meßbaren Milieuferte untersucht werden (Abb. 1 und Abb. 2). Es fällt auf, daß die Kurve der BSB2-Durchschnittswerte mit dem Verlauf der organischen Belastungsstufen harmonisiert, während die Kurve der Sauerstoffversorgung nicht immer gleichsinnig verläuft. Die Interpretation der *Gammarus*-Zonierung könnte auf den ersten Blick also sowohl auf den BSB2 als auf die durch zusätzliche Parameter ermittelten Belastungsstufen bezogen werden. Trotzdem ist ein kleiner Unterschied vorhanden, auf den aufmerksam gemacht werden soll. An allen Stationen mit der Belastungsstufe II treten bei den eigenen Untersuchungen meßbare BSB2-Werte auf, nur nicht an E 1. Inter-

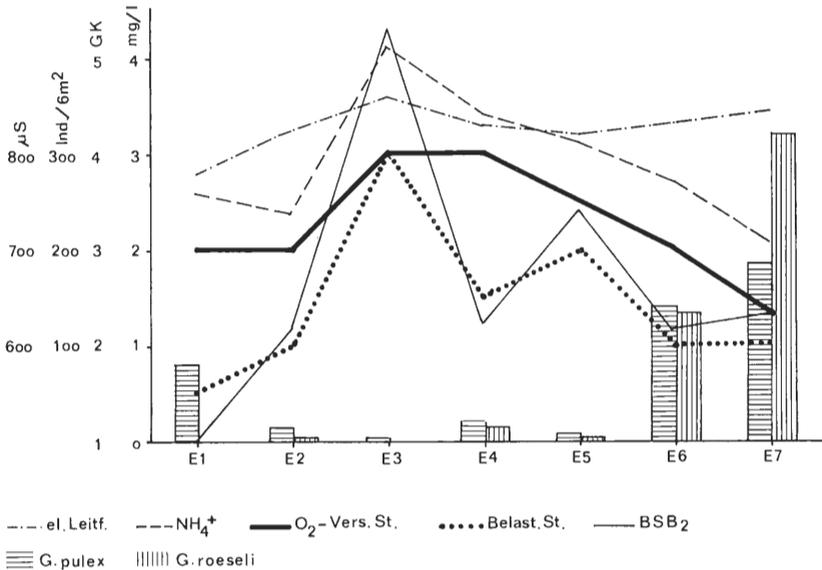


Abb. 1: Verteilung von *G. pulex* und *G. roeseli* in Beziehung zu verschiedenen Wassergüteparametern.

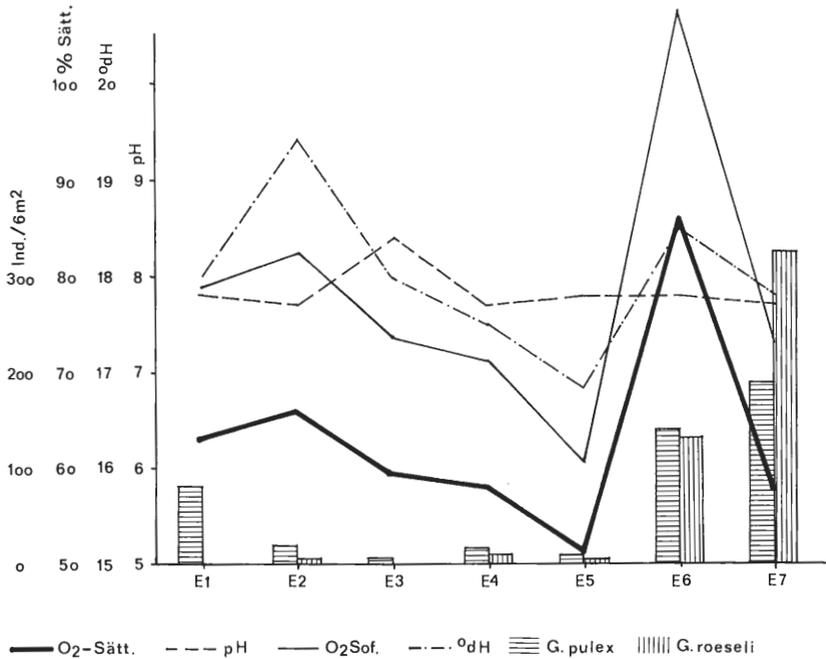


Abb. 2: Verteilung von *G. pulex* und *G. roeseli* in Beziehung zum Sauerstoffgehalt und anderen Komponenten des Gewässerchemismus.

essanterweise ist nun bei allen Stationen mit meßbaren BSB₂-Werten auch *G. roeseli* vorhanden, wenn auch bei E 2 nur mit wenigen Individuen. Die Art fehlt bei E 1, wo der BSB₂ unterhalb der Meßbarkeitsgrenze liegt. Daher liegt die sehr vorsichtige Vermutung nahe, daß mit dem Fehlen biologisch abbaubarer organischer Substanz ein Nahrungsfaktor von *G. roeseli* betroffen wird, der für *G. pulex* weniger relevant ist. Für eine konkrete Formulierung dieser Hypothese wären jedoch umfangreichere Untersuchungen notwendig.

Obwohl die Kurve des NH₄⁺-Gehaltes in den Hauptbesiedlungsabschnitten von *G. roeseli* eine abnehmende Tendenz zeigt, kann hierin nicht von vorn herein ein verbreitungsregulierender Faktor gesehen werden, denn die Art fehlt bei E 1 und bis auf Einzelexemplare auch bei E 2, obwohl der durchschnittliche Ammoniumgehalt dort eher niedriger liegt als bei E 6 und E 7. Auch die elektrische Leitfähigkeit kann aufgrund ihres relativ gleichmäßigen Verlaufs nicht als regulierender ökologischer Faktor herangezogen werden. Ähnliches gilt für den pH-Wert und die Gesamthärte. Als einer der wichtigsten Faktoren für die

Ökologie der Gammariden wird die Sauerstoffversorgung angesehen (BESCH 1967, BESCH et. al. 1969). Aber auch durch diesen Faktor wird die Interpretation der Artenverteilung im Emmerbach nicht wesentlich erleichtert. Gerade beim Sauerstoffgehalt machen sich die jahreszeitlichen Schwankungen in extremem Maße bemerkbar. Wegen des starken Krautwuchses sind in den Sommermonaten O₂-Übersättigungen an der Tagesordnung. Diese Extremwerte sind jedoch für die hier dargestellten Winteruntersuchungen nicht verwertbar. Abb. 2 enthält als Bezugswerte nur die Dezember-Ergebnisse. Das — wenn auch spärliche — Vorkommen von *G. roeseli* an E 4 und E 5 bei nur 51—57 %iger O₂-Sättigung kann als Zeichen dafür gewertet werden, daß dieses niedrige Niveau offensichtlich noch nicht als limitierender Faktor wirkt. Da die *roeseli*-freien Abschnitte bei E 1 und E 2 (wie auch schon bei der O₂-Versorgungsstufen-Kurve gezeigt werden konnte, s. Abb. 1) keine schlechteren Sauerstoffverhältnisse besitzen als die Hauptbesiedlungsstrecken bei E 6 und E 7, können auch hieraus keine überrasgenden Kausalitäten abgeleitet werden.

Als negatives, für die Gammariden-Ökologie jedoch aufschlußreiches Ergebnis kann festgehalten werden, daß die unterschiedliche Verbreitung von *G. pulex* und *G. roeseli* im Emmerbach keine festen Korrelationen zu den üblicherweise verwendeten Güteparametern erkennen läßt.

Die Tatsache, daß *G. roeseli* im oberen Teil der Selbstreinigungsstrecke von Ascheberg überhaupt nicht vorkommt, während *G. pulex* immerhin regelmäßig in dünner Besiedlung anzutreffen ist, könnte jedoch insofern als Indiz für eine stärkere Abwasserempfindlichkeit dieser Art gewertet werden, als in der Natur in der Regel keine solchen scharfen Besiedlungsgrenzen ausgebildet sind, wie sie für *G. roeseli* an der Station E 4 bestehen. Im Abschnitt E 3 bis E 4 kann *G. pulex* offenbar noch die Verschmutzung ertragen, die für *G. roeseli* bereits letal ist.

Beziehungen zur Begleitfauna

In der Begleitfauna waren vor allem *Asellus aquaticus*, *Gastroteus pungitius* und *Dugesia lugubris* einerseits in relevanter Menge vorhanden und andererseits einwandfrei zu bestimmen, um einen Vergleich anstellen zu können. Die z. T. massenhaft vorkommenden Baetidenlarven waren für eine systematische Zuordnung zu jung. Nur *Dugesia lugubris* weist eine ähnliche Zonierung auf wie *G. roeseli*, ihr Maximum liegt jedoch bei E 6 und nicht wie bei *G. roeseli* bei E 7.

Die übrigen erwähnten Arten besitzen, wie der Neunstachelige Stichling, entweder ein gleichgeartetes Verbreitungsmuster wie *G. pulex*, d. h. sie treten in den Abwasserzonen stark zurück, oder sie zeigen eine gegenläufige Tendenz wie *Asellus aquaticus*. Diese sonst

für die α -mesosaprobe Zone typische Art hat ihr Maximum bei E 4, wo der *Sphaerotilus natans*-Bewuchs bereits wieder wesentlich reduziert ist und die Zotten im Zerfall begriffen sind. Auch LIEBMANN (1962) beobachtete die Art häufig zwischen faulenden *Sphaerotilus*-Flocken.

Milieuofferte und Geschlechterverteilung

In den meisten Bächen mit Abwassereinleitungen kann man damit rechnen, daß in zeitlich unregelmäßigen Abständen unkontrollierte Abwasserstöße auftreten. Durch diese Abwasserstöße werden die *Gammarus*-Populationen häufig entweder völlig vernichtet oder zumindest zahlenmäßig bis auf geringe Restbestände reduziert (BESCH mdl.).

Nach MEIJERING (1971) sind die männlichen Tiere von *Gammarus* körperlich und physiologisch kräftiger als die weiblichen. Daraus könnten sich folgende Situationen für die kleinräumige Geschlechterverteilung in von Abwasserkatastrophen betroffenen Bachabschnitten ergeben:

- a) Wenn die Population nicht völlig vernichtet worden ist, könnten auf grund der besseren Körperkonstitution mehr ♂♂ überleben. Dasselbe könnte auch für Bachabschnitte gelten, wo sich die Lebensbedingungen für *Gammarus* ständig in einer kritischen Phase befinden.
- b) Wenn die Population völlig vernichtet wird, würden bei der zu erwartenden Neubesiedlung wiederum die robusteren ♂♂ fähiger sein, weitere Strecken zurückzulegen bzw. tiefer in die Verunreinigungszone vorzustoßen.

Über das Ausmaß von Wanderbewegungen bei Gammariden liegen Beobachtungswerte von ELLIOT (1971) und WISNIEWSKI (1969) vor, über die auslösenden Faktoren von VOBIS (1972). Nach VOBIS (1972) kommt dem Sauerstoffhaushalt steuernde Wirkung zu: Bei O₂-Gehalten unter 2 mg/l wird *G. pulex* physiologisch stärker geschwächt, kann sich nicht mehr am Substrat halten und wird abgetrieben. Bei einem O₂-Gehalt von 3 mg/l erfolgt eine aktive Aufwärtswanderung, die Tiere versuchen dann offenbar dem ungünstigen Sauerstoffklima zu entkommen. Nach BESCH (1967) und BESCH et. al. (1969) können *G. pulex* und verwandte Arten nur kurzfristig bei Sauerstoffgehalten unter 4 mg/l leben.

Nach den oben genannten Überlegungen würde in den der Verunreinigungsquelle nächstgelegenen *Gammarus*-Fundplätzen eine Überrepräsentation von ♂♂ resultieren. Zudem könnte die Anzahl der verbliebenen Tiere durch den Zugang weiterer ♂♂ verstärkt werden. Ob derartige ♂♂-Populationen unterhalb von Abwassereinleitungen tatsächlich auftreten, ist bisher noch nicht eingehend untersucht worden.

Im Emmerbach kommt für eine Prüfung dieser Frage hauptsächlich der Abschnitt unterhalb der Abwasserzuläufe von Ascheberg in Betracht, wo häufig Schwankungen in der Besiedlungsdichte von *Gammarus* zu beobachten sind. Tab. 4 beinhaltet eine Aufschlüsselung der *Gammarus*-Funde nach Geschlechtern. Für *G. roeseli* ergibt sich ein relativ ausgeglichenes Bild, d. h. ♂♂ und ♀♀ sind überall etwa gleich häufig vertreten. Für *G. pulex* ist an den Stationen E 1 und E 7 ein erheblicher ♀♀-Überschuß zu verzeichnen, während sich an den übrigen Stellen wiederum ein Ausgleich zeigt, sofern man nicht den ♂♂-Überschuß bei E 2 und E 4 als Tendenz zu ♂♂-Populationen werten will.

Tab. 4: Geschlechterverteilung von *G. pulex* und *G. roeseli* an den Stationen E 1 bis E 7.

		E 1	E 2	E 3	E 4	E 5	E 6	E 7
<i>G. pulex</i>	♂	80	24	5	22	3	133	214
	♀	126	17	5	15	5	141	306
<i>G. roeseli</i>	♂	.	3	.	17	5	188	434
	♀	.	1	.	10	1	213	427

Um zu deutlicheren Aussagen zu kommen, wurde eine zusätzliche Sammelaktion in der Selbstreinigungsstrecke von E 3 nach E 4 durchgeführt. Die zugehörigen Wasseranalysen ergaben allerdings Werte, die sich nur unwesentlich von den an E 3 und E 4 ermittelten Ergebnissen unterschieden und sollen daher hier nicht wiedergegeben werden.

Die Geschlechterverteilung von *G. pulex* war bei dieser Aufsammlung im gesamten Untersuchungsabschnitt zugunsten der ♂♂ verschoben ($\text{♂♂} : \text{♀♀} = 1,25 \text{ bis } 2 : 1$). Für eine statistische Absicherung der Verhältniszahlen reichte das Material jedoch nicht aus, so daß nur auf die deutlich spürbare Tendenz hingewiesen werden soll.

Das ♂♂ : ♀♀-Verhältnis bei E 4 verdient besondere Beachtung, da es für *G. roeseli* bei 1 : 1 und für *G. pulex* bei 2 : 1 lag. Hier könnte ein Faktor eine Rolle spielen, der bei *G. roeseli* anders als über den Gewässerchemismus wirksam ist.

5. Diskussion

Die üblicherweise gemessenen Verschmutzungsparameter reichen nicht aus, um eine Begründung für die Zonierung von *G. roeseli* im Emmerbach zu geben. Als weitere Faktoren sind deshalb Biotopbeschaffenheit und Nahrungsangebot in Erwägung zu ziehen. Hierbei ist in erster Linie an die Unterwasserflora als Aufenthaltsort zu denken. *G. roeseli* bewohnt vorwiegend Pflanzenbüschel und den Uferseum, während *G. pulex* die Lücken im Geröllsystem vorzieht (VOBIS mdl. und Eigenbeobachtungen). Während des vorliegenden Untersuchungszeitraumes war der Emmerbach auf der gesamten Strecke von

E 1 bis E 7 nahezu ohne Makrophytenbewuchs. Allein in den Bereichen von E 6 und E 7 hatten sich einige mehr oder weniger blattlosen Reste ufernaher Wasserpflanzen erhalten, die aber nicht mehr näher bestimmt werden konnten. Man ist geneigt, die Auffassung zu vertreten, daß die Pflanzenrudimente als das wesentliche Kriterium für das starke *G. roeseli*-Vorkommen zu werten seien. Demgegenüber ist jedoch zu bedenken, daß die Untersuchungspunkte E 2, E 4 und E 5 auch einen geringen *G. roeseli*-Bestand aufweisen, aber frei von Pflanzenrudimenten waren. Da die im Pflanzenbereich lebenden Tiere wesentlich besser gegen Hochwasserstöße geschützt sind, kann hierin auch eine Ursache für die geringe Schwankungsbreite der Individuen-dichte von *G. roeseli* gesehen werden.

Hinsichtlich des Nahrungsfaktors (vgl. SCHELLENBERG 1942) lassen sich kaum Aussagen machen, da makroskopisch keine Anhaltspunkte feststellbar waren und Darmpräparationen nicht durchgeführt werden konnten. Es stellt sich die Frage, ob in der gewählten Untersuchungsstrecke des Emmerbaches eine Zonationsgrenze im Sinne von ILLIES (1961) vorhanden ist. Es käme, wenn überhaupt, nur die Grenze zwischen Hyporhitron und Epipotamon in Betracht. Nach MEIJERING (1971) ist *G. roeseli* ein typischer Vertreter der Biocoenose des Epipotamons, während *G. pulex* im Meta- und Hyporhitron Siedlungsschwerpunkte hat. In einigen von MEIJERING (1971) untersuchten Schlitzer Bächen ist quellabwärts eine deutliche Zonierung von *G. fossarum* über *G. pulex* zu *G. roeseli* zu erkennen. Da im Emmerbach hinsichtlich der Begleitfauna keine weiterführenden Hinweise bezüglich einer Zonierung gegeben sind, muß diese Frage noch offen bleiben.

In der Abwasserliteratur (Übersicht z. B. bei LIEBMANN 1962) wird *Sphaerotilus natans* als typische Leitform für den Übergang von der poly- zur α -mesosaprobien Zone charakterisiert. Im Emmerbach hat *Sphaerotilus* ein Entwicklungsmaximum bei E 3 unterhalb der Abwassereinleitungsstellen von Ascheberg. In der herkömmlichen Nomenklatur der Gewässergütemirtschaft könnte dieser Bachabschnitt dementsprechend als polysaprob mit Tendenz zur α -Mesosaprobie eingestuft werden. In der polysaprobien Zone werden nach LIEBMANN (1962) normalerweise keine Gammariden mehr gefunden. Das Vorkommen von *G. pulex* an dieser Stelle des Emmerbaches könnte demnach als Ausnahmefall hervorgehoben werden.

Literatur

- AUTRUM, H. (1958): Hirudinea. in: BROHMER, P. et al., Die Tierwelt Mitteleuropas, S. 1—30. — BACKHAUS, D. & U. SANDER (1967): Zur Chemie der Donauquellflüsse Breg und Brigach und des obersten Donauabschnittes bis zur Versickerung bei Immendingen. Arch. Hydrobiol. 3, 3—16. — BECKER, E. (1960): Zur geographischen Verbreitung und Oekologie der tricladen Turbellarien in Württemberg. Jh. Verh.

Vaterl. Naturk. Württemberg **115**, 267—305. — BESCH, W. (1966): Biologischer Zustand und Abwasserbelastung der Fließgewässer Nordbadens. Beitr. Naturk. SW-Deutschlands **252**, 141—154. — BESCH, W. (1967): Biologischer Zustand und Abwasserbelastung der Fließgewässer Südwürttembergs. Veröff. Landest. Naturschutz Landschaftspfl. Baden-Württemberg **35**, 111—128. — BESCH, W., H. BUCK, R. GEISLER & W. SCHMITZ (1969): Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg. Belastung mit organischen Stoffen aus Abwässern und den Abbauprodukten. Sauerstoffversorgung. Stand 1968. Landesst. Gewässerkr. wasserwirtschaftl. Planung Baden-Württemberg, 45 S. — CASPERS, H. & C. KARBE (1966): Trophie und Saprobität als stoffwechselfundamentaler Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobitätsstufen. Arch. Hydrobiol. **61**, 435—470. — CASPERS, H. & H. SCHULZ (1960): Studium zur Wertung der Saprobien-systeme. Erfahrungen an einem Stadtkanal Hamburgs. Arch. Hydrobiol. **45**, 535—565. — ELLIOT, J. M. (1971): Upstream movements of benthic invertebrates in a Lake District stream. Anim. Ecol. **40**, 235—252. — ELSTER, H.-J. (1966): Über die limnologischen Grundlagen der biologischen Gewässer-Beurteilung in Mitteleuropa. Verh. intern. Ver. Limnol. **16**, 759—785. — ENGELHARDT, W. (1967): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher?, Stuttgart. — FRIEDRICH, G. (1970): Limnologische Untersuchungen der Welse und ihrer Zuflüsse. Manuskript unveröff., Krefeld. — ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Int. Rev. Hydrobiol. **46**, 205—213. — ILLIES, J. (1967): Limnofauna Europaea. Stuttgart. — KOTHE, P. (1962): Der Artenfehlbetrag, ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluter-Untersuchungen. Dtsch. gewässerkundl. Mitt. **6**, 60—65. — LIEBMANN, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Bd. I, München. — MANDAHLE-BARTH, G. (1964): Hvad finder jeg i sø og aa. Kopenhagen. — MANN, K. H. & E. V. WATSON (1954): A key to the British leeches with notes on their ecology. Freshwater Biological Assoc., Scientific Pub. **14**, 3—21. — MAUCH, M. (1971): Bestimmungsliteratur für Wasserorganismen im mitteleuropäischen Gebiet. Schriftenr. Ver. Wasser, Boden Lufthygiene Berlin **24**, 1—22. — MEIJERING, M. (1971): Die *Gammarus*-Fauna der Schlitzlerländer Fließgewässer. Arch. Hydrobiol. **68**, 575—608. — PINSTER, S. (1970): Rediscription of *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) based on neotyp material (Amphipoda). Crustaceana **18**, 177—186. — REYNOLDS, T. B. (1967): A key to the British species of freshwater Triclad. Freshwater Biological Assoc., Scientific Pub. **23**, 1—28. — ROUX, A. L. (1970): Les Gammarus du groupe *pulex*. Arch. Zool. experim. generale **3**, 313—355. — ROUX, C. & A. L. ROUX (1967): Température et métabolisme respiratoire d'espèces sympatrique de *Gammarus* du groupe *pulex*. Ann. Limn. **3**, 3—16. — SCHELLENBERG, A. (1934): Der *Gammarus* des deutschen Süßwassers. Zool. Anz. **108**, 210—217. — SCHELLENBERG, A. (1942): Krebstiere oder Crustacea. in: DAHL, F., Die Tierwelt Mitteleuropas. 40. Teil. — SCHMITZ, W. (1969): Biologische und chemische Kriterien zur Beurteilung des Gewässerzustandes von Fließgewässern. Wasserwirtschaft Baden-Württemberg 1969, 92—103. — SIMON, D. (1969): Untersuchungen über den Einfluß von Abwässereinleitungen auf den O₂-Haushalt des Emmerbaches. med. Diss. Univ. Münster. — STEUSLOFF, U. (1943): Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung der Lebensräume von *Gammarus*-Arten in NW-Deutschland. Arch. Hydrobiol. **40**, 79—97. — VERNEAU, I. (1968): Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Herg.: Ministère de l'Agriculture, Sect. Peche et Pisciculture, Paris. — VOBIS, H. (1972): Das rheotaktische Verhalten von *Gammarus pulex*, *Gammarus fossarum* und *Gammarus roeseli* bei verschiedenem Sauerstoffgehalt. Diplomarbeit Univ. Gießen. — WATERS, Th. F. (1964): Recolonisation of denuded stream bottom areas by drift. Transact. Am. fisheries soc. **3**, 311—315. — WISNIEWSKI, W. (1968): Untersuchungen zur Verbreitung und Siedlungsdichte der Süßwasseramphipoden *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum*. Examensarbeit Päd. Hochschule Dortmund.

Anschrift der Verfasserin: Friederike Plitt, 44 Münster, Ostmarkstr. 9