

| | | | | | |
|--|---------|---|--------|------|--------------------------------------|
| Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz | N.F. 17 | 1 | 85–106 | 1998 | Freiburg im Breisgau 22. Mai 1998 |
|--|---------|---|--------|------|--------------------------------------|

Limnologische und vegetationskundliche Untersuchungen von Grundwasserbächen der südlichen Oberrheinebene.

II. Die Lutter bei Benfeld (Elsaß)

von

ANNETTE HAISS & RAINER BUCHWALD, Freiburg i. Br. *

Zusammenfassung: Die Lutter ist ein grundwassergeprägter, oligotropher und gut gepufferter Karbonatbach der elsässischen Oberrheinebene. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, eine erste Untersuchung des Makrozoobenthos vorzunehmen und die wesentlichen Unterschiede gegenüber anderen, nicht grundwasserbeeinflussten Tieflandbächen herauszuarbeiten. Hierfür wurden an fünf ausgewählten Gewässerabschnitten, von Mai bis Oktober 1993, je neun physikalisch-chemische Untersuchungen durchgeführt und vier flächenbezogene Benthosproben genommen. Im Juni erfolgten vegetationskundliche Aufnahmen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigten, daß die Lutter hinsichtlich physikalisch-chemischer Eigenschaften sowie floristischer und faunistischer Merkmale ein untypischer Flachlandbach ist: So wird der Abfluß im Ober- und Mittellauf durch Limnokrenen im Gewässerbett deutlich verstärkt, während nennenswerte Zuflüsse nicht vorhanden sind. Der Grundwasserzustrom bewirkte eine ausgeglichene Wasserführung im Jahresverlauf, verbunden mit einer stets kräftigen Hydraulik an der Bachsohle. Der Grundwassereinfluß äußert sich daneben in einer vergleichsweise geringen Jahres-Temperaturamplitude (Kalstenothermie) und ist maßgebend für die Sauerstoffuntersättigung der Lutter. Das Grundwasser dämpft die durch auto- und allochthone Nährstoffe bachabwärts zunehmende Trophie und führte, den makrophytischen Wasserpflanzengesellschaften folgend, sogar zu zunehmend oligotrophen Verhältnissen. So zeigt sich in Fließrichtung die stark schematisierte, der natürlichen Eutrophierung entgegenlaufende Abfolge der Vegetationstypen C, B, (CD), A. Die Lutter wird also zunächst von der eutraphenten C-Vegetation besiedelt, die im Mittellauf von der oligo- bis mesotraphenten B-Vegetation abgelöst wird. Im Unterlauf wird die B-Vegetation von oligotraphenten Pflanzen aus der A-Vegetation begleitet. Der Grundwassereinfluß äußert sich damit in einer Stufenumkehr der Wasserpflanzengesellschaften.

Auch die faunistische Besiedlung zeigt deutliche Unterschiede zu anderen Tieflandbächen: Die durch den Grundwasserzustrom ausgeprägte Kaltstenothermie und die ungewöhnlichen hydraulischen Bedingungen spiegeln sich in der Zusammensetzung der Zoozönose wider. So finden stenöke, das Grundwassermilieu bevorzugende Quellbacharten wie *Hygrobates fluvialis*, *Sericostoma personatum* oder *Agapetus fuscipes*, die sonst im Tiefland nur in Quellen und Quellbächen vorkommen, in der Lutter auch unterhalb des Quellbaches geeignete Lebensbedingungen vor. An allen Untersuchungsstellen wurden Quellbacharten gefunden. Daneben weist die Lutter eine hohe Anzahl hydraulisch anspruchsvoller, rheotypischer Arten auf, die nach BÖTTGER (1986) für einen hohen Natürlichkeitsgrad von Bächen sprechen. Viele der rheotypischen Arten sind strömungsgebundene Kaltwasserorganismen, z.B. die Quellbacharten und die Trichoptere *Odontocerum albicorne*. Neben diesen Unterschieden stellen aber auch in der Lutter die Crustaceen, wie es BRAUKMANN (1987) für Tieflandbäche allgemein beschreibt, die mengenmäßig

* Anschriften der Verfasser: A. HAISS, Gresserstr. 2, D-79102 Freiburg; Dr. R. BUCHWALD, Institut für Biologie II/Geobotanik der Universität, Schänzlestr. 1, D-79104 Freiburg

wichtigste Gruppe des Benthos dar. Die Ergebnisse an der Lutter zeigen, daß die hydrologischen Bedingungen in Tieflandbächen entscheidend für die physikalisch-chemischen Milieufaktoren und die Zusammensetzung der Zönosen sind. Die Einteilung der Tieflandbäche sollte aus diesem Grunde nicht nur nach geologisch-chemischen Kriterien (BRAUKMANN 1987), sondern auch nach hydrologischen Eigenschaften erfolgen (TIMM 1994).

1. Einleitung

Die Lutter ist einer von zahlreichen Grundwasserbächen in der elsässischen Oberrheinebene. Der Grundwasserbach ist ein Fließgewässertyp der großen perialpinen glazialen Schotterfluren, der überwiegend von den Grundwasserkörpern des eiszeitlichen Schotter- und Kiesreservoirs gespeist wird. Dadurch erhält dieser Gewässertyp ein ausgeglichenes hydrologisches Regime, die meisten Parameter wie Temperatur, pH und Leitfähigkeit sind homeostatisch gepuffert. Aufgrund der großen Homogenität der hydrologischen Verhältnisse eignen sich Grundwasserbäche gut zum Studium von Bioindikator-Funktionen (CARBIENER & ORTSCHKEIT 1987). So waren die Grundwasserbäche der elsässischen Oberrheinebene wiederholt Gegenstand floristisch-ökologischer Untersuchungen. Es zeigte sich, daß die Eutrophierung durch eine sehr empfindlich reagierende Kette von makrophytischen Wasserpflanzengesellschaften angezeigt wird und sich die aquatischen Pflanzengesellschaften daher gut als Indikatoren für die trophische Situation des Gewässers heranziehen lassen. Um zu prüfen, ob die Wirbellosenfauna in Zukunft in das bestehende Indikatorsystem durch Makrophyten miteinbezogen werden kann, wurde im Rahmen dieser Arbeit exemplarisch an der Lutter erstmals das Makrozoobenthos in einem Grundwasserbach der elsässischen Oberrheinebene untersucht. Die chemisch-physikalischen, vegetationskundlichen und faunistischen Untersuchungen sollten als Basis dienen, die wesentlichen Unterschiede gegenüber nicht grundwasserbeeinflussten Tieflandbächen herauszuarbeiten. Der Typisierung der Tieflandbäche kommt in letzter Zeit vermehrt Bedeutung zu (TIMM & SOMMERHÄUSER 1993, TIMM & OHLENFORST 1994, TIMM 1994), da die klassische, sich überwiegend an Mittelgebirgsbächen orientierende Bachtypologie nur schwer auf Flachlandbäche anwendbar ist.

2. Das Untersuchungsgebiet

2.1 Lage und Beschreibung der Lutter

Die Lutter liegt in der elsässischen Oberrheinebene im sog. „Großen Mittel-elsässischen Ried“ (Abb. 1). Das Ried befindet sich zwischen Colmar und Straßburg und erstreckt sich von der Ill bis zum Rhein. Bis ins 19. Jahrhundert standen beide Flüsse bei Hochwasser über ein Netz ineinander verflochtener Seitenarme miteinander in Verbindung. Erst durch die Rheinkorrektur (1840–60) und die Eindeichung der Ill wurden viele dieser Seitenarme zu eigenständigen Bächen, den heutigen Grundwasserbächen der elsässischen Oberrheinebene. Auch die Lutter ist aus einem ehemaligen Seitenarm der Ill entstanden. Sie entspringt südöstlich von Huttenheim und mündet nach einer Lauflänge von etwa 4,5 km nordöstlich von Benfeld in die Ill. Von einem weitgehend geschlossenen Galeriewald mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* gesäumt, bewegt sich die Lutter mäandrierend durch Wiesenland, das teilweise zugunsten des Maisanbaus umgebrochen wurde. Im Mittellauf führt sie

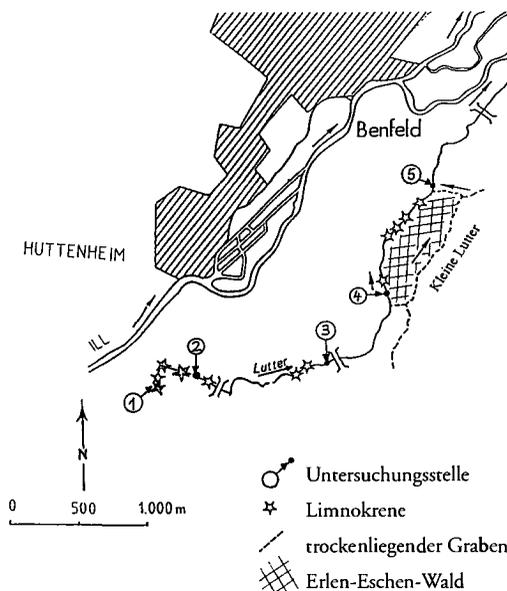


Abb. 1:
 Lage der Untersuchungsstellen
 und Limnokrenen an der Lutter
 (modifiziert nach KLEIN 1988).

mit einer Lauflänge von etwa 1 km an einem kleinen Erlen-Eschen-Wald vorbei. Sie durchläuft keine Ortschaft.

Die Wasserführung wird im Oberlauf rasch durch Limnokrenen erhöht. Im Mittellauf, dessen Breite zwischen vier und zehn Metern schwankt, treten weitere Limnokrenen an der Gewässersohle hinzu. An diesen Stellen gewinnt der Bach rasch an Breite und bildet teichartige Stellen aus. Das Bachbett wird abwechselnd von sandig-kiesigen und sandig-schlammigen Substraten gebildet.

2.2 Hydrologie und Pedologie

Das Große Mittelsäссische Ried wird, wie die gesamte Oberrheinebene, von einer mächtigen, glazialen, kalkreichen (20–30 % CaCO_3) Schotterdecke durchzogen. Diese liegt 0 bis 2,5 m unter Flur. Das ebenfalls hochanstehende Grundwasser (0 bis 1,5 m unter Flur) ist wegen der Durchlässigkeit des Schotters und des relativ starken Gefälles der Ebene sehr dynamisch, recht sauerstoffreich (4 mg/l) und hat eine konstante Temperatur von 10–11 °C (CARBIENER & ORTSCHKEIT 1987). Im Westen wird der Grundwasserkörper durch die Hydrodynamik der Ill bestimmt, deren Einzugsgebiet in den Vogesen liegt. Die Ill führt im Sommerhalbjahr Niedrigwasser, im Winterhalbjahr treten unregelmäßig Hochwasser auf. Nur bei starkem Hochwasser werden die angrenzenden Flächen überschwemmt und das Grundwasser mit Sickerwasser angereichert. Im Überschwemmungsgebiet der Ill sind dem glazialen Schotter dicke Auelehmböden mit z.T. begrabenen Anmooren und Niedermoor-(Schilf-) Torfen aufgelagert, die eine hohe Reinigungskraft besitzen, so daß das Grundwasser mit saubereren, nährstoffarmen Filtraten angereichert wird. Die starke Ausdehnung der Ackerflächen zugunsten des Maisanbaus stellt jedoch eine zunehmende Gefahr für die Qualität des Grundwassers dar.

3. Die Untersuchungsstellen

Die untersuchten Gewässerabschnitte unterscheiden sich im wesentlichen durch die Bachbreite, Wassertiefe, mittlere Fließgeschwindigkeit und durch die Beschaffenheit der Bachsohle. Die Angaben der Tab. 1 beziehen sich auf den Untersuchungszeitraum von Mai bis Oktober 1993.

Tab. 1: Beschreibung der untersuchten Gewässerabschnitte L-1 bis L-5 an der Lutter.

| Gewässerabschnitt | Bachbreite [m] | Wassertiefe [m] | durchschn. mittlere Fließgeschw. [m/s] | Substrat | Auflagerungen |
|-------------------|----------------|-----------------|--|-----------------------|--------------------------|
| L-1 | 1,35 - 1,52 | 0,10 - 0,16 | 0,24 | lehmig/tonig - sandig | Fallaub und Totholz |
| L-2 | 5,39 - 6,35 | 0,44 - 0,52 | 0,11 | schlammig - sandig | Fallaub und viel Totholz |
| L-3 | 9,50 - 10,30 | 0,42 - 0,52 | 0,09 | sandig - kiesig | Fallaub und Totholz |
| L-4 | 8,50 - 9,00 | 0,30 - 0,40 | 0,24 | sandig | Fallaub und viel Totholz |
| L-5 | 4,70 - 5,62 | 0,14 - 0,20 | 0,25 | kiesig | keine |

4. Material und Methoden

4.1 Chemisch-physikalische Messungen

Die chemischen und physikalischen Messungen wurden in etwa vierzehntägigen Abständen in der Zeit von Ende Mai bis Ende September 1993 durchgeführt. Vor Ort wurden Bachbreite, Wassertiefe sowie mittlere Fließgeschwindigkeit mit Hilfe der Driftkörpermethode (SCHWOERBEL 1986) ermittelt. Über die mittlere Fließgeschwindigkeit und den Abflußquerschnitt (Bachbreite x Wassertiefe) konnte später der Abfluß geschätzt werden. Daneben wurden Luft- und Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH, Sauerstoffkonzentration und -sättigung mit WTW-Geräten gemessen. Anschließend wurde eine Wasserprobe von einem halben Liter in eine Polyethylenflasche abgefüllt und noch am selben Tag im Labor auf die Parameter Orthophosphat (nach VOGLER; SCHWOERBEL 1986), Nitrat (photometrisch mit der Natrium-salicylatmethode nach Scheringa; SCHWOERBEL 1986), Nitrit (photometrisch nach dem DEV, DIN 38 405-D 10) und Ammonium (photometrisch nach dem DEV, DIN 38 406-E5-1) analysiert. Zweimal erfolgte die titrimetrische Bestimmung der Gesamthärte sowie der Chloridkonzentration (titrimetrisch nach dem DEV, DIN 38 405-D 1-1). An den Stellen L-2, L-3 und L-4 wurde im September einmalig ein Tagesgang durchgeführt, bei dem verschiedene Parameter wie Sauerstoffsättigung, Lichtintensität etc. gemessen wurden.

4.2 Vegetation

Im Juni 1993 wurden an der Lutter 23 Bachabschnitte von je 50 m² Fläche vegetationskundlich aufgenommen, von denen fünf den Untersuchungsstellen L-1 bis L-5 entsprechen. An allen Probestellen wurden zunächst die Helophyten und Hydrophyten mit ihrem Deckungsgrad (in %) nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) erhoben.

Anwendung der Catena

CARBIENER & ORTSCHKEIT (1987) beschreiben die Folge von sechs makrophytischen Wasserpflanzengesellschaften, die für die Grundwasserbäche der elsässischen Oberrheinebene eine Eutrophierungs-Zeiger-Kette (Catena) darstellen. Als Bioindikatoren zeigen sie den Trophiegrad des Gewässers von „oligotroph“ bis „eutroph“ an. Dabei sind der Ammonium- und Phosphatgehalt des Wassers ausschlaggebend für die Ausbildung der Pflanzengesellschaften (CARBIENER et al. 1990). Die Wasserpflanzengesellschaften (Vegetationstypen) sind durch die Buchstaben A, B, C, D und E symbolisiert und werden im Anschluß kurz beschrieben.

Vegetationstyp A: oligotroph; gut charakterisiert durch die Kennarten *Potamogeton coloratus*, *Chara hispida* und *Juncus subnodulosus* fo. *submersus*;

Vegetationstyp B: oligo- bis mesotroph mit *Sium erectum* fo. *submersum* (eurytraphent) als dominanter Art und *Mentha aquatica* fo. *submersa*; typische A- und C-Zeiger fehlen;

Vegetationstyp C: meso- bis eutroph mit dominantem Auftreten von *Callitriche obtusangula*; eutraphente Arten fehlen;

Vegetationstyp CD: mäßig eutroph; *Callitriche obtusangula* und *Sium erectum* fo. *submersum* sind häufig, daneben kommen *Lemna trisulca*, *Veronica anagallis aquatica* fo. *submersa*, *Fontinalis antipyretica* und in geringer Zahl Zeiger aus D vor, wie *Nasturtium officinale* fo. *submersum*, *Zannichellia palustris*, *Potamogeton densus* und *P. crispus*;

Vegetationstyp D: eutroph und rheophil mit *Zannichellia palustris*, *Potamogeton densus*, *Ranunculus trichophyllus* und *Callitriche obtusangula*; entlang des Ufers häufig *Nasturtium officinale* fo. *submersum* und Lemnion-Gesellschaften (mit *Lemna minor*, *Lemna minuscula*, *Spirodela polyrhiza*, *Azolla filiculoides*);

Vegetationstyp E: stark eutroph mit *Ranunculus fluitans* und *Oenanthe fluviatilis* (rheophile Abschnitte mit *Ranunculus fluitans*, lenitische Bereiche mit *Potamogeton pectinatus*); *Nasturtium* nimmt mit stärkerer Entwicklung der Lemnion-Gesellschaften ab;

Nach dieser Bioindikationsskala konnte jedem untersuchten Gewässerabschnitt eine Trophiestufe zugeordnet werden.

4.3 Makrozoobenthos

4.3.1 Probenahme

Die Probenahme des Makrozoobenthos erfolgte an jeder Untersuchungsstelle viermal. Die Benthosentnahme wurde flächenbezogen und getrennt nach den Hauptsubstrattypen durchgeführt. Kiesig-sandiges Substrat wurde mit dem Surber-Sampler (Fläche: 30 cm x 40 cm, Maschenweite 500 µm; SCHWOERBEL 1986), schlammig-sandiges Substrat mit einem Bodengreifer (Fläche: 15 cm x 15 cm) nach EKMAN (1911) erfasst. Die Proben wurden in Plastikboxen kühl aufbewahrt und im Labor portionsweise nach Organismen durchgesehen. Für die folgende Bestimmung wurden die Milben in Koenicke-Lösung, das übrige Zoobenthos in 70%-igem Ethanol getötet und konserviert. Die Bestimmung erfolgte wenn möglich bis zur Art, wobei die Nomenklatur der Limnofauna europaea (ILLIES 1978) folgte.

4.3.2 Auswertung

Für die Charakterisierung der Faunenzusammensetzung in der Lutter wurde von jeder Einzelprobe (a) die Individuenabundanz (Individuenzahl pro Quadratmeter Probenfläche) und (b) die Artenabundanz (Mindestartenzahl pro Quadratmeter) bestimmt, und es wurden (c) „Haupt“- und „Begleitarten“ nach ENGELMANN (1978) klassifiziert. Daneben wurde für jede Untersuchungsstelle die durchschnittliche Anzahl (d) der im Untersuchungszeitraum gefundenen Quellbacharten und (e) der rheotypischen Arten ermittelt. Als Quellbach wird der Oberlauf bis zu einer Quellentfernung von ca. 150 bis 200 m bezeichnet. Dieser Gewässerabschnitt wird weitgehend durch das Grundwassermilieu geprägt. Seine charakteristischen Bewohner sind stenöke Organismen. Neben den bei TIMM & OHLENFORST (1994) als Quellbacharten des Tieflands genannten Arten wurden die kaltstenothermen Arten zu den Quellbacharten gezählt. Rheotypische Arten leben entweder als Rheobionte ausschließlich oder als Rheophile bevorzugt im fließenden Wasser. In BÖTTGER (1986) werden beispielhaft Vertreter rheotypischer Arten aus der Gruppe der Mollusca (Gastropoda) und Arthropoda (Hydrachnellae, Insecta excl. Diptera) angegeben. Neben den dort aufgeführten Taxa wurden die als rheotypisch zu bezeichnenden Arten mit Hilfe der in der Bestimmungsliteratur gemachten Angaben über den bevorzugten Lebensraum der Tiere ausgewählt. Weiterhin wurde für jede Einzelprobe nach dem Deutschen Einheitsverfahren (DEV 1990), DIN 38 410-M 2, der Saprobienindex berechnet. Aus dem arithmetischen Mittel aller für eine Untersuchungsstelle berechneten Saprobienindices konnte dann jeder Untersuchungsstelle anhand der siebenstufigen Gewässergüteskala (LAWA 1976) eine Gewässergüte zugeteilt werden.

5. Ergebnisse

5.1 Chemisch-physikalische Messungen

Die Meßergebnisse zeigen, daß die Lutter ein noch weitgehend naturnaher Flachlandbach ist (Tab. 2). Die Lutter hatte vom Frühjahr bis zum Herbst eine ausgeglichene Wasserführung, im Sommer war kein Niedrigwasser zu verzeichnen. Die Wasserführung wurde im Ober- und Mittellauf durch Limnokrenen im Gewässerbett rasch verstärkt und war im Mittellauf am größten. Am Ende des Mittellaufes

Tab. 2: Zusammenfassung der physikalisch-chemischen Meßergebnisse (Mai bis September 1993) an den Untersuchungsstellen der Lutter. n.n. = nicht nachweisbar (unterhalb der Nachweisgrenze).

| Parameter | Untersuchungsstelle | | | | |
|---|---------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | L - 1 | L - 2 | L - 3 | L - 4 | L - 5 |
| Abfluß[l/s] | | | | | |
| Durchschnitt | 45 | 317 | 415 | 767 | 224 |
| Schwankung | 28-63 | 248-408 | 326-641 | 526-972 | 147-324 |
| Wassertemp[°C] | | | | | |
| Durchschnitt | 11,6 | 12,3 | 12,3 | 12,8 | 13,5 |
| Schwankung | 10,1-12,4 | 11,5-13,1 | 11,2-13,4 | 11,2-14,2 | 11,2-15,7 |
| O₂-konz. [mg/l] | | | | | |
| Durchschnitt | 2,7 | 7,2 | 7,2 | 8,3 | 8,3 |
| Schwankung | 2,4-2,9 | 4,5-10,6 | 5,6-9,0 | 7,0-10,5 | 6,3-10,1 |
| O₂-sätt. [%] | | | | | |
| Durchschnitt | 24 | 67 | 66 | 77 | 79 |
| Schwankung | 22-26 | 41-98 | 52-84 | 62-96 | 61-93 |
| pH | | | | | |
| Durchschnitt | 7,3 | 7,5 | 7,5 | 7,7 | 7,7 |
| Schwankung | 7,1-7,6 | 7,2-7,7 | 7,1-7,6 | 7,4-7,9 | 7,5-8,0 |
| LF [µS/cm] | | | | | |
| Durchschnitt | 584 | 576 | 592 | 590 | 587 |
| Schwankung | 533-597 | 530-594 | 554-607 | 548-605 | 555-601 |
| Ges.härte [°dH] | | | | | |
| Durchschnitt | 17,7 | 17,7 | 17,7 | 18,0 | 17,7 |
| Schwankung | 17,4-17,9 | 17,4-17,9 | 16,8-18,5 | 17,4-18,5 | 17,4-17,9 |
| Chlorid [mg/l] | | | | | |
| Durchschnitt | 44 | 42,5 | 37,5 | 37,5 | 37,5 |
| Schwankung | keine | 42-43 | 37-38 | 37-38 | 37-38 |
| NH₄⁺-N [mg/l] | | | | | |
| Durchschnitt | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. |
| Schwankung | keine | keine | keine | n.n.-0,04 | n.n.-0,03 |
| NO₂⁻-N [mg/l] | | | | | |
| Durchschnitt | n.n. | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,02 |
| Schwankung | keine | n.n.-0,01 | n.n.-0,01 | n.n.-0,01 | n.n.-0,1 |
| NO₃⁻-N [mg/l] | | | | | |
| Durchschnitt | 3,3 | 3,1 | 3,7 | 3,6 | 3,6 |
| Schwankung | 0,7-4,1 | 0,5-3,9 | 0,7-4,8 | 0,7-4,6 | 0,7-4,6 |
| PO₄³⁻-P [µg/l] | | | | | |
| Durchschnitt | 4 | 4 | 3 | 4 | 2 |
| Schwankung | 1-6 | n.n.-9 | 1-6 | 1-16 | n.n.-4 |

ging dem Bach durch Grundwasserinfiltration Wasser verloren, wobei der Abfluß an L-5 auf das Niveau des Oberlaufes (L-2) zurückfiel.

Der starke Grundwasserzstrom wirkt sich stabilisierend auf Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH aus. So zeigte die Lutter für einen Wiesenbach einen sehr ausgeglichenen Temperaturhaushalt. Die mittlere Wassertemperatur war an L-1 mit 11,6 °C am niedrigsten. Sie nahm bachabwärts um 1,9 °C zu und betrug an L-5 im Mittel 13,5 °C. Die gemessenen Wassertemperaturen schwankten während des Untersuchungszeitraumes an den Stellen des Ober- und Mittellaufes um maximal 2,3 °C. Größere Temperaturunterschiede ergaben sich mit 4,5 °C an der Stelle L-5, wo der flache Wasserkörper, begünstigt durch die geringere Beschattung der Stelle, tags vergleichsweise schneller erwärmt und nachts schneller abgekühlt wird. Die mit dem Bachlauf im allgemeinen zunehmenden jahreszeitlichen Temperaturschwankungen ließen sich für die Lutter nicht bestätigen.

Der pH-Wert war im Untersuchungszeitraum an den einzelnen Stellen konstant. Bachabwärts nahm der pH durch die Photosynthese der Makrophyten von durchschnittlich 7,3 (L-1) auf 7,7 (L-4 bzw. L-5) zu. Aufgrund der elektrischen Leitfähigkeit von über 300 µS/cm, der Wasserhärte von mehr als 8°dH und des stabilen pHs ist die Lutter zu den gut gepufferten Karbonatbächen zu rechnen (BRAUKMANN 1987). An allen Meßtagen wies die Lutter eine Sauerstoffuntersättigung auf. Die durchschnittliche Sauerstoffsättigung lag an L-1 bei 24%. Durch die Sauerstoffabsorption aus der Luft und die Photosynthese der Wasserpflanzen nahm bachabwärts der Sauerstoffgehalt zu. Die Sättigung betrug an den Stellen L-2 und L-3 durchschnittlich 66,5 % und erreichte an L-4 und L-5 durchschnittlich 78 %. Eine Sauerstoffübersättigung wurde an der Lutter nie festgestellt, auch nicht während des Tagesganges, obwohl die Lutter streckenweise fast Stillwassercharakter zeigt und der Sauerstoffgehalt aufgrund des Makrophytenbewuchses durchaus hohe Werte erreichen könnte. Dies ist ein klarer Ausdruck des dominierenden Grundwasserinflusses.

Sowohl Orthophosphat wie Stickstoffverbindungen lagen in natürlichen, sehr niedrigen Konzentrationen vor. Die in den letzten Jahren intensivierte landwirtschaftliche Nutzung der angrenzenden Flächen wirkt sich noch nicht auf die Qualität des Grundwassers aus. Die Chloridkonzentrationen mit Werten zwischen 37–44 mg/l lagen deutlich über dem natürlicherweise im humiden Klima vorkommenden Chloridgehalt in Fließgewässern von ungefähr 1 mg/l (BREHM & MEIJERING 1982) und zeigen die deutliche Versalzung des Grundwassers der Oberrheinebene durch die elsässischen Kalibergwerke an.

5.2 Vegetation

Im wesentlichen konnte die Lutter in vier vegetationskundlich voneinander abgrenzbare Zonen eingeteilt werden (Abb. 2). Danach lösten sich bachabwärts die Vegetationstypen C, (A)B(C), CD, B(A) ab; stark schematisiert zeigte sich damit die Abfolge: C, B, CD, A. Unterbrochen von dem Vegetationstyp CD in der unteren Hälfte des Wäldchens, wurde das Gewässer, den makrophytischen Wasserpflanzengesellschaften folgend, bachabwärts zunehmend oligotroph. Während die Vegetation im Oberlauf und in weiten Teilen des Mittellaufes den Eintrag von nährstoffreichem Wasser anzeigte, deutete sie im unteren Mittellauf auf oligo- bis mesotrophe Verhältnisse hin. Im Unterlauf zeigte schließlich *Potamogeton coloratus* eine oligotrophe Situation an. Während unter natürlichen Bedingungen die Trophiestufe eines

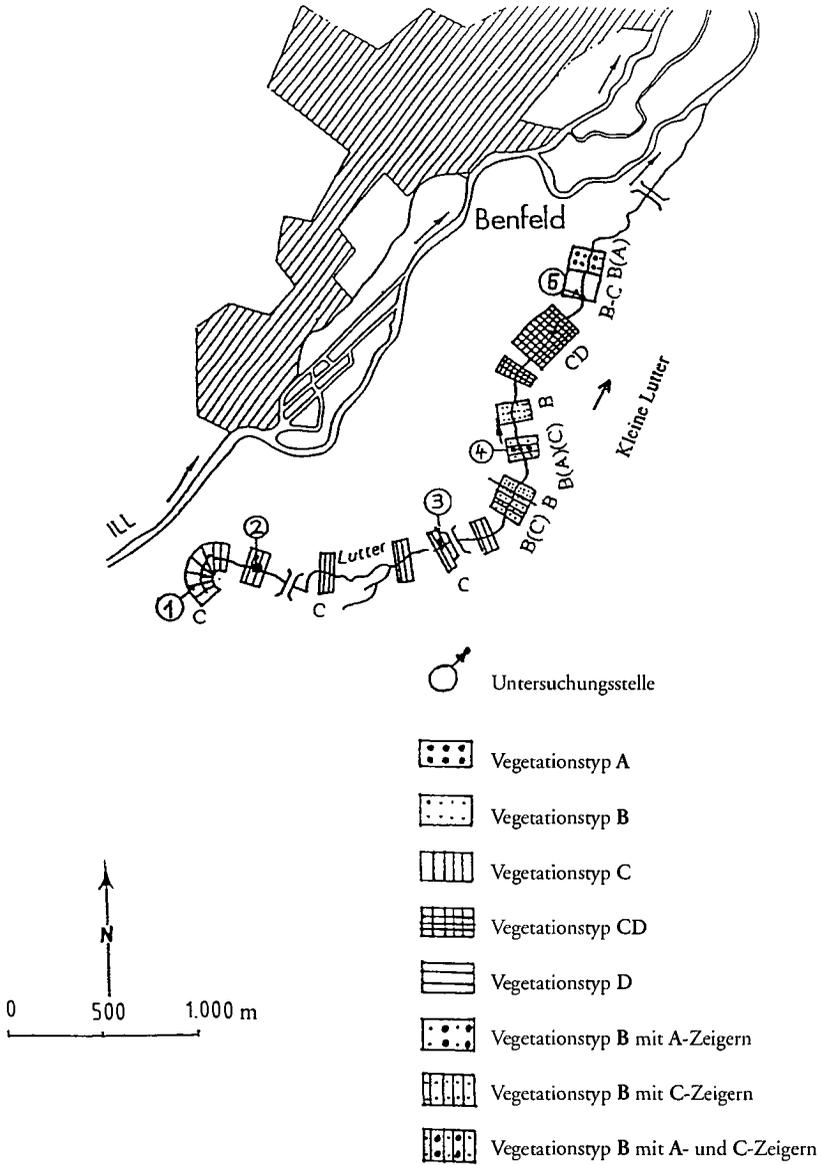


Abb. 2: Vegetationstypen in ausgewählten Abschnitten der Lutter, nach Vegetationsaufnahmen vom 22. 6. 1993 (zur Charakterisierung der Vegetationstypen, siehe Kapitel 4.2).

Baches mit zunehmender Fließstrecke durch den allochthonen Eintrag organischen Materials zunimmt („natürliche Gewässer-Eutrophierung“), zeigten die Wasserpflanzengesellschaften der Lutter eine entgegenlaufende Abfolge an. Die durch den oberflächlichen Nährstoffeintrag mit zunehmender Laufstrecke gesteigerte Trophie wird demnach in der Lutter durch die Zufuhr nährstoffarmen Grundwassers über-

Deckung (Amplitude: 3–95 %) weitaus reicher entwickelt, wobei *Sium erectum fo. submersum*, *Nuphar lutea*, *Callitriche obtusangula* und *Lemna trisulca* die dominierenden Arten darstellen.

5.3 Makrozoobenthos

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos sollten im wesentlichen Antworten auf die Fragen geben:

1. Wie setzt sich das Makrozoobenthos an der Lutter zusammen ?
 - a) Welche Arten kommen vor ?
 - b) Welche Arten sind mengenmäßig von Bedeutung ?
 - c) Treten besondere Arten oder besondere Verteilungsmuster der vorkommenden Arten auf ?
2. Welche Gewässergüte hat die Lutter ?

5.3.1 Zusammensetzung

a) An der Lutter wurden insgesamt 77 Taxa gefunden, von denen 64 bis zur Art bestimmt werden konnten. Die tatsächliche Artenzahl lag höher, da die artenreichen Familien der Dipteren im allgemeinen nicht näher aufgeschlüsselt wurden und die Oligochaeten bei der Bestimmung weitgehend unberücksichtigt blieben. Pro Quadratmeter wurden zwischen 893 und 14.119 Individuen registriert, die 6 bis 33 verschiedenen Taxa angehörten. Als relativ artenreiche Gruppen erwiesen sich die Gastropoda (9 Arten) und innerhalb der Insecta die Trichoptera und Coleoptera, die mit jeweils 10 Arten vertreten waren. Als nächststarke Gruppe sind die Acarina mit 8 Arten zu nennen. Unter den Diptera konnten 9 Familien unterschieden werden.

b) Mengenmäßig kam den Crustaceen die größte Bedeutung zu. In vielen Benthosproben machten sie den überwiegenden Teil der Hauptarten aus. Innerhalb der Gammariden ergab sich eine deutliche Zonierung. So traten *Gammarus fossarum* und *Echinogammarus berilloni* nie gemeinsam auf. Das Vorkommen von *Gammarus fossarum* beschränkte sich auf L-1 und L-2 des Oberlaufs, während *Echinogammarus berilloni* ab L-3 des Mittellaufs vorkam. Die relative Häufigkeit von *Echinogammarus*

Tab. 4: Mittlere relative Häufigkeit der Crustaceen an den Untersuchungsstellen der Lutter.

| | L-1 | L-2 | L-3 | L-4 | L-5 |
|---------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Gammarus pulex</i> | +++ | +++ | +++ | +++ | + |
| <i>Gammarus roeseli</i> | + | ++ | +++ | ++ | + |
| <i>Gammarus fossarum</i> | + | + | - | - | - |
| <i>Echinogammarus berilloni</i> | - | - | + | ++ | +++ |
| <i>Asellus aquaticus</i> | - | +++ | ++ | + | + |
| <i>Asellus meridianus</i> | + | ++ | +++ | ++ | + |

- + = Begleitart (bis 3,1%)
 ++ = Hauptart, subdominant (3,2% - 9,9%)
 +++ = Hauptart, dominant (10,0% - 31,9%)

berilloni nahm bachabwärts zu. *Gammarus pulex* und *Gammarus roeseli* wurden an allen Stellen gefunden, wobei *Gammarus pulex*, mit Ausnahme der dritten Untersuchungsstelle, in der Regel höhere Dominanzklassen erreichte als *Gammarus roeseli*.

Die Asseln erreichten in den meisten Fällen niedrigere Dominanzstufen als die Gammariden (χ^2 -Test). Während *Asellus meridianus* an allen Stellen vorkam, fehlte *A. aquaticus* an L-1 (Tab. 4).

c) Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos an der Lutter weist drei Besonderheiten auf:

Zum einen wurde in L-5 auf dem Süßwasserschwamm *Spongilla lacustris* die seltene Schwammfliege *Sisyra fuscata* gefunden, die in der Pflanzenprobe im August sogar zu den Hauptarten zählte.

Bemerkenswert ist zum anderen die längszonale Verteilung der Quellbacharten. Diese beschränkten sich nicht auf den Quellbach, sondern kamen an allen Untersuchungsstellen vor. Die stenöken, das Grundwassermilieu bevorzugenden Quellbacharten finden folglich auch unterhalb des Quellbachs geeignete Lebensbedingungen vor. An der Lutter wurden 12 Quellbacharten gefunden (Tab. 5). Ihre absolute Häufigkeit war im Durchschnitt an L-5 mehr als doppelt so groß wie an

Tab. 5: Durchschnittliche Häufigkeit der Quellbacharten pro Quadratmeter an den Untersuchungsstellen der Lutter, angegeben in Abundanzziffern.

| | L-1 | L-2 | L-3 | L-4 | L-5 |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Acarina | | | | | |
| <i>Arrenurus</i> (Megaluracarus) <i>cylindricus</i> | - | 3 | 1 | - | - |
| <i>Hygrobates fluvialis</i> | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| <i>Hygrobates prosiliens</i> | - | 5 | 2 | - | - |
| Coleoptera | | | | | |
| <i>Elmis aenea</i> | 1 | 2 | 1 | 3 | 4 |
| <i>Esolus angustatus</i> | - | - | - | - | 1 |
| <i>Limnius perrisi</i> | - | - | - | 1 | - |
| Crustacea | | | | | |
| <i>Gammarus fossarum</i> | 4 | 1 | - | - | - |
| Odonata | | | | | |
| <i>Cordulegaster boltoni</i> | - | - | - | 1 | - |
| Trichoptera | | | | | |
| <i>Agapetus</i> cf. <i>fuscipes</i> | - | - | - | 1 | 4 |
| <i>Plectrocnemia</i> spp. (cf. <i>conspersa</i>) | - | 1 | - | - | - |
| <i>Sericostoma personatum</i> | - | 1 | 3 | 3 | 4 |
| <i>Silo nigricornis</i> | 4 | - | 4 | 5 | 5 |
| Artenzahl | 4 | 7 | 6 | 7 | 6 |
| Abundanzsumme | 10 | 15 | 14 | 16 | 20 |
| relative Artenzahl [%] | 21 | 16 | 11 | 13 | 13 |
| relative Abundanz [%] | 19 | 12 | 13 | 13 | 18 |

Tab. 6: Durchschnittliche Häufigkeit rheotypischer Arten pro Quadratmeter an den Untersuchungsstellen der Lutter, angegeben in Abundanzsiffern.

| | L-1 | L-2 | L-3 | L-4 | L-5 |
|---|-----|-----|-----|-----|-----|
| Tricladida | | | | | |
| <i>Dugesia gonocephala</i> | - | - | 1 | 2 | 1 |
| Gastropoda | | | | | |
| <i>Acroloxus lacustris</i> | - | 1 | - | - | - |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> | - | - | 1 | - | 1 |
| Hirudinea | | | | | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> | 3 | 2 | 1 | 2 | 1 |
| Acarina | | | | | |
| <i>Arrenurus (Megaluracarus) cylindricus</i> | - | 3 | 1 | - | - |
| <i>Hygrobatas fluviatilis</i> | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| <i>Hygrobatas nigromaculatus</i> | - | 2 | - | - | - |
| <i>Hygrobatas prosiliens</i> | - | 5 | 2 | - | - |
| <i>Lebertia (Lebertia) fimbriata</i> | - | - | - | - | 1 |
| <i>Wettina podagrica</i> | 1 | 1 | 3 | 2 | - |
| Coleoptera | | | | | |
| <i>Elmis aenea</i> | 1 | 2 | 1 | 3 | 3 |
| <i>Elmis maugetii</i> | - | - | - | 1 | 3 |
| <i>Limnius perrisi</i> | - | - | - | 1 | - |
| <i>Esolus angustatus</i> | - | - | - | - | 1 |
| Gyrinidae cf. <i>Orectochilus</i> sp. | - | - | - | - | 1 |
| <i>Limnius perrisi</i> | - | - | - | 1 | - |
| <i>Limnius volckmari</i> | - | - | - | 1 | 3 |
| Crustacea | | | | | |
| <i>Gammarus fossarum</i> | 4 | 1 | - | - | - |
| <i>Gammarus pulex</i> | 7 | 7 | 7 | 7 | 4 |
| <i>Gammarus roeseli</i> | 3 | 6 | 7 | 6 | 2 |
| Diptera | | | | | |
| <i>Simulium</i> spp. | - | - | - | 1 | 4 |
| Ephemeroptera | | | | | |
| <i>Baetis rhodani</i> | - | - | - | - | 2 |
| <i>Baetis vernus</i> | - | - | - | 2 | 3 |
| <i>Ephemera danica</i> | 1 | - | 3 | 3 | 1 |
| Hymenoptera | | | | | |
| <i>Agriotypus armatus</i> | - | - | - | 1 | 1 |
| Odonata | | | | | |
| <i>Calopteryx virgo</i> | - | - | - | 1 | - |
| <i>Cordulegaster boltoni</i> | - | - | - | 1 | - |
| Trichoptera | | | | | |
| <i>Agapetus</i> cf. <i>fuscipes</i> | - | - | - | 1 | 4 |
| <i>Chaetopteryx villosa</i> | 1 | 1 | 2 | 2 | - |
| <i>Melampophylax mucoreus</i> | - | - | 1 | 1 | 1 |
| <i>Odontocerum albicome</i> | - | 1 | 3 | 3 | 5 |
| <i>Plectrocnemia</i> spp. (cf. <i>conspersa</i>) | - | 1 | - | - | - |
| <i>Sericoctoma personatum</i> | - | 1 | 3 | 3 | 4 |
| <i>Silo nigricornis</i> | 4 | - | 4 | 5 | 5 |
| Pisces | | | | | |
| <i>Cottus gobio</i> | - | - | - | 1 | 1 |
| Artenzahl | 10 | 15 | 16 | 23 | 23 |
| Abundanzsiffernsumme | 26 | 36 | 42 | 52 | 54 |
| relative Artenzahl [%] | 58 | 34 | 36 | 43 | 49 |
| relative Abundanz [%] | 50 | 28 | 40 | 43 | 48 |

L-1, während die relative Abundanz an beiden Stellen mit 18 % bzw. 19 % etwa gleich groß war. An L-2, L-3 und L-4 betrug der Anteil der Quellbacharten an den Gesamtindividuen im Durchschnitt 12 bis 13 % und war damit geringer als an L-1 und L-5.

Als dritte Besonderheit ist der für einen Tieflandbach ungewöhnlich hohe Anteil an rheotypischen Arten zu nennen. Von den 64 Taxa, die bis zur Art bestimmt wurden, sind 34 Arten rheotypisch (Tab. 6). Sowohl die absolute Artenzahl als auch die Abundanzsumme verdoppelte sich von L-1 nach L-5. Im Gegensatz dazu war der Anteil rheotypischer Arten an der Gesamtartenzahl mit 58 % an L-1 am größten. Auch die relative Abundanz der rheotypischen Arten erreichte an L-1 mit 50 % den größten Wert. An L-2 war die relative Artenzahl (34 %) und die relative Abundanz (28 %) der rheotypischen Organismen am geringsten, während beide Parameter bachabwärts wieder zunahmen. An L-5 waren durchschnittlich 47 % aller Arten und aller Organismen rheotypisch.

5.3.2 Gewässergüte

Die Berechnung der Saprobienindices nach DIN 38 410 M-2 ergab für alle Stellen β -Mesosaprobie, was der Güteklasse II entspricht. Danach ist die Lutter als „mäßig belastet“ einzustufen.

6. Diskussion

6.1 Vegetation

Langjährige pflanzensoziologische Untersuchungen an den Grundwasserbächen der elsässischen Oberrheinebene führten zu der Aufstellung einer Bioindikationskala auf der Basis von makrophytischen Wasserpflanzengesellschaften (CARBIENER & ORTSCHKEIT 1987). Die Skala beinhaltet sechs Vegetationstypen, die verschiedene Trophiestufen anzeigen und eine Eutrophierungszeigerkette (Catena) darstellen. Dabei besteht zwischen dem Vorkommen der Wasserpflanzengesellschaften der Catena und der Trophiestufe, insbesondere den Ammonium- und Phosphatkonzentrationen, eine positive Korrelation (CARBIENER et al. 1990). Im folgenden werden zunächst die methodischen Grenzen, dann die Ergebnisse der vegetationskundlichen Aufnahmen diskutiert.

6.1.1 Methodische Grenzen

Die methodischen Grenzen wurden durch die Schwierigkeiten deutlich, die bei der Anwendung der Bioindikationskala auf die Lutter auftraten: Zum einen sind die Vegetationstypen der Catena floristisch und ökologisch unterschiedlich gut gekennzeichnet. Die Vegetationstypen werden nur in den Extrembereichen „oligotroph“ und „eutroph“ durch Kennarten charakterisiert. Diese besitzen enge ökologische Amplituden und kommen – in der vorliegenden Catena – ausschließlich in einem bestimmten Trophiebereich mit den Schlüsselparametern Phosphat und Ammonium vor, den sie als Bioindikatoren gut anzeigen. Beispielsweise ist die oligotrophente *Potamogeton coloratus* eine Kennart des Vegetationstyps A. Nach CARBIENER et al. (1990) kommt *Potamogeton coloratus* in der Oberrheinebene nur bei Konzentrationen von Ammonium-N ≤ 35 ppb und Orthophosphat ≤ 45 ppb vor. KOHLER, der bereits 1971 eine Ammonium-Empfindlichkeit der Pflanze vermutete, konnte in Versuchen zeigen, daß die Blätter von *Potamogeton coloratus* bei Ammonium-N-Konzentrationen von 15 ppm zu 45 % geschädigt werden. Ein stabiler Bestand von *Potamogeton coloratus* ist somit nur in Gewässern mit langfristig niedrigen Phosphat-

und Ammoniumkonzentrationen zu erwarten. Aus diesem Grunde kann ein durch *Potamogeton coloratus* charakterisierter Gewässerabschnitt eindeutig dem Vegetationstyp A und damit der oligotrophen Stufe zugeordnet werden, auch wenn kleinere *P. coloratus*-Populationen durchaus auch in Vegetationstyp B zu finden sind. Die Vegetationstypen des mittleren Trophiebereichs (B, C und CD) sind im Gegensatz dazu floristisch und ökologisch weniger gut charakterisiert. Zum einen werden sie durch Makrophyten beschrieben, die mehr oder weniger weite ökologische Amplituden besitzen und somit auch in benachbarten Trophiestufen vorkommen können. Zum anderen sind die Vegetationstypen häufig negativ, d.h. durch das Fehlen bestimmter Arten gekennzeichnet. Beispielsweise ist die eurypathente Art *Sium erectum* fo. *submersum* nur dann typisch für den oligo- bis mesotrophen Vegetationstyp B, wenn Arten aus der Gruppe A, wie *Potamogeton coloratus*, fehlen und Pflanzen aus der Gruppe C, wie *Callitriche obtusangula*, fehlen bzw. nur spärlich vorkommen (CARBIENER et al. 1990). Der Vegetationstyp B ist also überwiegend negativ charakterisiert. Dies ist insofern problematisch, als das Fehlen bestimmter Arten keine eindeutigen Aussagen über die trophische Situation zuläßt, zumal für das Fehlen einer Art noch andere Gründe wie physikalische Standortfaktoren oder ausbreitungsbiologische Eigenschaften in Frage kommen. Es wäre beispielsweise denkbar, daß die Art den Standort noch nicht bzw. nach einer Störung nicht wieder erreichen konnte, oder daß andere Arten die ökologische Nische bereits besetzt halten (KÖHLER 1982); daneben können Arten auch fehlen, weil der Standort zu stark beschattet ist oder zu hohe Fließgeschwindigkeiten das Wachstum unmöglich machen. Die Zuordnung einer Wasserpflanzengesellschaft zu einem Vegetationstyp stellt sich in dem mittleren Trophiebereich v.a. dann als schwierig dar, wenn extrem artenarme Bestände vorliegen, wie es an der Lutter der Fall war; so kam auf einigen Probestellen beispielsweise nur *Sium erectum* fo. *submersum* vor. Durch die weite ökologische Amplitude dieser Pflanze hätten solche Gewässerabschnitte dem gesamten Trophiebereich zwischen A und E zugeordnet werden können. Nur die trophische Charakterisierung dieser Abschnitte in Anlehnung an die benachbarten Gewässerabschnitte sowie gewisse Hinweise über die Vitalität und Wuchsformen am jeweiligen Standort ermöglichten eine Einschränkung des Trophiebereiches. So wurden die Gewässerabschnitte 3 und 4 unterhalb des Erlen-Eschen-Wäldchens, die nur von *Sium erectum* fo. *submersum* besiedelt wurden, schließlich durch den Trophiebereich B-C beschrieben, da die bachaufwärts liegenden Probestellen durch den Vegetationstyp CD und die bachabwärts liegenden Abschnitten durch den Vegetationstyp B(A) gekennzeichnet waren. Die Anwendung der Catena bereitet somit im mittleren Trophiebereich Schwierigkeiten, vor allem bei Gewässern mit geringen Artenzahlen wie der Lutter. Eine eindeutige und objektive Zuordnung der Gewässerabschnitte zu einer Trophiestufe ist in solchen Fällen nicht gegeben. Unter dem Vorbehalt, daß im mittleren Trophiebereich und bei artenarmen Beständen eine Zuordnung zu den Vegetationstypen mit einer gewissen Unsicherheit verknüpft ist, werden folgend die Ergebnisse der vegetationskundlichen Aufnahmen diskutiert.

6.1.2 Vergleich mit den chemisch-physikalischen Meßergebnissen

Nach den chemischen Wasseranalysen waren alle Untersuchungsstellen der Lutter oligotroph: Für Orthophosphat wurde maximal eine Konzentration von 16 ($\mu\text{g/l}$) gemessen, die höchste Ammoniumkonzentration betrug 0,04 mg/l. Die Ergebnisse der vegetationskundlichen Aufnahmen schienen zunächst im Widerspruch zu stehen. So traten Pflanzen aus dem Vegetationstyp A, wie *Potamogeton coloratus* oder *Juncus subnodulosus*, nur lokal auf. Sie besiedelten nicht, wie man es anhand der chemischen Wasseranalysen vermuten könnte, den gesamten Gewässerlauf der Lutter. Darüberhinaus wurden die Untersuchungsstellen durch verschiedene Vegetationstypen charakterisiert, obwohl sie sich hinsichtlich der für das Vorkommen der Vegetationstypen entscheidenden Schlüsselparameter Orthophosphat und Ammonium nicht voneinander unterschieden. So zeigte sich bachabwärts eine der natürlichen Eutrophierung gegenläufige Abfolge der Vegetationstypen C, B, (CD,) A. Die chemischen Untersuchungen und die vegetationskundlichen Aufnahmen führten also zu unterschiedlichen trophischen Einschätzungen der Untersuchungsstellen. Diese Diskrepanz kann erklärt werden, wenn man die Aussagekraft der chemischen und vegetationskundlichen Ergebnisse näher betrachtet: Die chemisch-physikalischen Gewässeranalysen stellen lediglich Moment-

aufnahmen dar. Sie geben Aufschluß über die chemische Situation des Wassers zum Zeitpunkt der Entnahme und erlauben keine Rückschlüsse auf größere Zeiträume. Im Gegensatz dazu ermöglichen biologische Untersuchungen eine Retrospektive über einen längeren Zeitraum hinweg: Das Vorkommen einer Pflanze zeigt an, daß diese nicht nur zum Zeitpunkt der Betrachtung, sondern auch während der vorausgegangenen Wachstumsphasen keinen schädigenden Milieufaktoren ausgesetzt war. Biologische Indikatoren geben nicht nur über die aktuellen, sondern auch über zeitlich zurückliegende Umweltbedingungen und -einflüsse Auskunft.

Im Falle der Lutter spiegelt die Vegetation den Einfluß der Ill zu Zeiten des Hochwassers wider. Bei starkem Hochwasser tritt die Ill über die Ufer und überschwemmt die angrenzenden Flächen. Ill-Wasser gelangt dann direkt in den nahe liegenden Oberlauf der Lutter und führt zu einem erheblichen Nährstoffeintrag in den Bach. So zeigten chemische Untersuchungen im Februar 1988, daß durch das Hochwasser die Ammoniumkonzentrationen im Oberlauf der Lutter auf das 4 bis 10-fache, die Phosphatkonzentrationen auf das 9-fache ansteigen können; bachabwärts wird die eingetragene P- und N-Fracht durch den Zustrom nährstoffarmen Grundwassers verdünnt (KLEIN 1988, KLEIN & CARBIENER 1988). Auch zu Hochwasserzeiten bleibt das Grundwasser, dank der hohen Reinigungskraft von Vegetation und Auelehmböden, nährstoffarm. Die Hochwasserdaten erklären zum einen, daß der Oberlauf nicht von dem oligotraphenten Vegetationstyp A, sondern von der meso- bis eutraphenten C-Vegetation besiedelt wird. Diese weist darauf hin, daß der Oberlauf episodisch der am stärksten eutrophierte Abschnitt der Lutter ist, wie es auch KLEIN & CARBIENER (1988) beschrieben haben. Zum anderen geben die Hochwasserdaten eine Erklärung für die Stufenumkehr der Vegetation, welche die bachabwärts zunehmende Verdünnung der eingetragenen Nährstoff-Fracht auch außerhalb der Hochwasserzeit sichtbar werden läßt. Bachabwärts wird die C-Vegetation allmählich von der oligotraphenten B-Vegetation abgelöst. Im unteren Bereich des Erlen-Eschen-Waldes wird die B-Vegetation von Pflanzen aus dem Vegetationstyp CD unterbrochen. Die Wasserpflanzen deuten also auch hier auf eutrophe Verhältnisse hin. Möglicherweise fließt nährstoffreiches Oberflächenwasser aus der Ill auch in diesem Bereich über Hochwassergräben der Lutter zu; wahrscheinlicher aber ist, daß es sich bei den eingetragenen Nährstoffen um Düngerabschwemmungen aus den direkt angrenzenden Maisfeldern handelt und daß die dort fast fehlende Fließbewegung zu einer Anreicherung von Phosphat in der mächtigen Schlammauflage führt. Unterhalb dieser Teilstrecke setzt sich die B-Vegetation fort. *Potamogeton coloratus* tritt als Nebenart hinzu und zeigt den Einfluß von nährstoffarmem Grundwasser an. Während die chemischen Wasseranalysen hinsichtlich der Trophie ein einheitliches Bild von der Lutter vermittelten, kann das Fließgewässer anhand der Wasserpflanzengesellschaften in Abschnitte unterschiedlicher Trophie eingeteilt werden. Zum einen wird durch die Stufenumkehr der Einfluß des Grundwassers deutlich, zum anderen zeigen die Vegetationstypen die im Untersuchungszeitraum nicht meßbaren trophischen Verhältnisse in der Lutter zu Zeiten starker Hochwässer an. Sie ermöglichen die Lokalisierung der episodisch mit nährstoffreichem Wasser kontaminierten Gewässerabschnitte und übernehmen eine „Tracer-Funktion“. Die zeitlichen Veränderungen der Wasserpflanzengesellschaften erlauben eine Qualitätsüberwachung („Monitoring“) des Gewässers bzw. – bei grundwasserbeeinflußten Bächen – des Grundwassers (KLEIN & CARBIENER 1988). So deutet gegenüber der früheren Bestandsaufnahme (KLEIN 1988) die zunehmende Ausbreitung des Vegetationstyps C möglicherweise auf eine Verschlechterung der Bedingungen im Sediment hin.

6.2 Zusammensetzung des Makrozoobenthos

6.2.1 Die Crustaceen

Die Crustaceen stellten in der Lutter, wie es BRAUKMANN (1984 u. 1987) für Tieflandbäche allgemein beschreibt, die quantitativ wichtigste benthische Gruppe dar. Auffallend war dabei die divergierende Verbreitung von *Gammarus fossarum* und *Echinogammarus berilloni*.

Gammarus fossarum trat als eine typische Gebirgs- und Bergbachart (BRAUKMANN 1987) in der Lutter nur in geringer Abundanz auf (Tab. 4). Der Amphipode ist in der Oberrheinebene insgesamt schwach vertreten (GELLER 1970), obwohl diese im Zentrum seines Verbreitungsgebietes liegt (ILLIES 1978). Die Art kommt meist nur in den oberen Abschnitten der Gewässerläufe vor (Bayr. Landesamt 1990), da sie wahrscheinlich gegen hohe Wassertemperaturen empfindlich ist. Über die Grenztemperaturen, die *Gammarus fossarum* noch toleriert, werden in der Literatur keine genauen Angaben gemacht. SCHELLENBERG (1935) fand *Gammarus fossarum* in Südbaden in einem Temperaturbereich von 9 °C bis 17 °C. Im Taubergießengebiet kam *Gammarus fossarum* in Gewässerläufen vor, die Wassertemperaturen zwischen 5 °C und 17 °C aufwiesen (BISS & PALM 1990). Auch in der Lutter beschränkte sich das Vorkommen von *Gammarus fossarum* auf die Untersuchungsstellen L-1 und L-2 des Oberlaufs. Da die Wassertemperaturen durch die Grundwasserzufuhr an allen Stellen aber unterhalb von 17 °C lagen, kann die Temperatur im Fall der Lutter nicht der entscheidende Faktor für das auf den Oberlauf begrenzte Vorkommen von *Gammarus fossarum* sein. Möglicherweise wurde die Art auf den Oberlauf zurückgedrängt, weil sie gegenüber anderen *Gammarus*-Arten weniger konkurrenzfähig ist (Bayr. Landesamt 1990).

Die aus Südwesteuropa eingewanderte Art *Echinogammarus berilloni* fehlte an den Untersuchungsstellen L-1 und L-2. Aufgrund ihrer west-mediterranen Herkunft ist die Art wärmebedürftig (GELLER 1970). Sie ist wie *Gammarus pulex* und *G. roeseli* (MEIJERING 1971; MEIJERING & PIEPER 1982; OTTO & BRAUKMANN 1983) eine charakteristische Tieflandbachart. Das Vorkommen von *Echinogammarus berilloni* beschränkt sich in Mitteleuropa weitgehend auf den Unterlauf der Bäche (HOFFMANN cit. ex GELLER 1970). Ihre größte Höhe erreicht sie in Deutschland mit ca. 160 m ü.NN in der klimatisch begünstigten Oberrheinebene (GELLER 1970). Im Taubergießengebiet wurde der Amphipode hauptsächlich im eurythermen Wasser gefunden (GELLER 1970, BISS & PALM 1990); auch in der Lutter trat *Echinogammarus berilloni* erst ab der Untersuchungsstelle L-3 des Mittellaufs auf und wurde somit nie zusammen mit *Gammarus fossarum* gefunden. Seine Abundanz nahm bachabwärts zu und war im Unterlauf an L-5 am größten. Die Temperaturunterschiede zwischen dem Ober-, Mittel- und Unterlauf sind an der Lutter durch den starken Grundwasserzstrom, verglichen zu anderen Flachlandbächen, allerdings gering. So lag die durchschnittliche, im Untersuchungszeitraum gemessene Wassertemperatur im Unterlauf an L-5 nur um 1,9° C höher als an der quellnahen Stelle L-1. Auch die Temperaturschwankungen waren im Untersuchungszeitraum mit 4,5 °C an L-5 für den Unterlauf eines Tieflandbaches gering. Neben der Temperatur könnte für das Verbreitungsmuster von *Echinogammarus berilloni* aber auch die Strömung eine Rolle spielen. So stellte GELLER (1970) bei seinen Untersuchungen im Taubergießengebiet fest, daß *Echinogammarus berilloni* bei Fließgeschwindigkeiten > 0,2 m/s der dominierende Amphipode ist, während *Gammarus pulex* und *G. roeseli* v.a. bei Fließgeschwindigkeiten < 0,2 m/s in größerer Abundanz

vorkommen. Dieser Befund würde das verstärkte Auftreten von *E. berilloni* an der vierten und fünften Untersuchungsstelle gut erklären, da die Fließgeschwindigkeiten an beiden Stellen höher als 0,2 m/s waren.

6.2.2 Quellbacharten und rheotypische Arten

Die klassischen Vorstellungen über das Ökosystem Fließgewässer wurden an Mittelgebirgsbächen gewonnen (ILLIES 1961). Die Gliederung der Fließgewässer folgt in erster Linie der sich im Längsverlauf ändernden Strömung und Wassertemperatur. Mit der Strömung ändert sich auch die Korngrößenverteilung des Substrats am Gewässergrund. Die physiographischen Veränderungen ziehen einen Wandel in der Faunenzusammensetzung nach sich. Für die Mittelgebirgsbäche ergibt sich die grobe Gliederung in Rhithron und Potamal bzw. die biozönotische Gliederung in Rhithron und Potamon (ILLIES 1961). Die Fließgewässer des Flachlandes lassen sich nur schwer in diese klassische Vorstellungen über Fließgewässer einordnen, da ihnen als wichtiger, übergeordneter Faktor das Gefälle und damit die Strömungsdifferenzierung im Längsverlauf fehlt (TIMM & SOMMERHÄUSER 1993). Das Gefälle und die Strömung sind hier bereits im Quellablauf vergleichsweise gering. Eine deutlich differenzierte Sortierung der Substrate zwischen Ober- und Unterlauf liegt nicht vor. Die Amplitude der Wassertemperatur ist oft schon am Beginn der Fließgewässer groß. Die Tieflandgewässer haben daher häufig Ähnlichkeit mit dem „Epipotamal“ (ILLIES 1961), auch wenn es sich von der Größe her eindeutig um Bäche handelt: Viele Vertreter der Rhithronfauna fehlen und sind durch Arten ersetzt, die sowohl in Bächen und Flüssen als auch im Seenlitoral leben, wie z.B. Schnecken der Gattung *Lymnea* (TIMM & OHLENFORST 1994). Von den oben beschriebenen Bächen müssen die grundwassergeprägten Tieflandbäche wie die Lutter unterschieden werden. Der Grundwasserzstrom im Längsverlauf dieser Bäche führt zu den für Tieflandbäche untypischen Milieufaktoren. So weisen die Grundwasserbäche des Tieflandes zum einen ein gedämpftes Temperaturregime auf, zum anderen bewirkt der starke Grundwasserzstrom eine ausgeglichene Wasserführung im Jahresverlauf und damit verbunden eine gleichmäßige, stets kräftige Hydraulik an der Bachsohle (TIMM 1994, TIMM & OHLENFORST 1994). Beide Faktoren schlagen sich in der Zusammensetzung der Biozönose nieder. Am Beispiel der Lutter werden im folgenden zwei Merkmale diskutiert, die für die Zönose von Grundwasserbächen des Tieflandes charakteristisch sind.

a) **Die Quellbacharten:** Der starke Grundwasserzstrom im Ober- und Mittellauf der Lutter bewirkt eine an allen Untersuchungsstellen ausgeprägte Kaltstenothermie. Im gesamten Bachlauf von der Quelle bis zur fünften Untersuchungsstelle liegen grundwassergeprägte Milieubedingungen vor. Aus diesem Grunde wiesen alle Untersuchungsstellen der Lutter Faunenelemente auf, die sonst im Tiefland nur in Quellen und Quellbächen zu finden sind: die Quellbacharten (Tab. 5). Die kaltstenothermen, stenöken Quellbachbewohner treffen in der Lutter also weit über den eigentlichen Quellbach hinaus geeignete Lebensbedingungen an. Manche im Tiefland als Quellbacharten geltende Organismen wie *Hygrobatas fluviatilis*, *Elmis aenea* oder *Silo nigricornis* kamen nahezu an allen Untersuchungsstellen vor. Andere Quellbacharten wie *Eolus angustatus* fanden sich erst unterhalb des Quellbaches, wo sie die für sie geeigneten Choriotoptypen vorfanden; so wurde diese Art als Besiedler steiniger bis kiesiger Substrate (BRAUKMANN 1987) nur an der kiesigen Stelle L-5 gefunden.

b) **Die rheotypischen Arten:** Neben der Kaltstenothermie bewirkt der Grundwasserzustrom auch eine ausgeglichene Wasserführung im Jahresverlauf und gute Strömungsbedingungen an der Bachsohle. Die Lutter wies daher zahlreiche rheotypische Arten auf (Tab. 6). Viele von ihnen (z.B. alle Quellbacharten und die Trichoptere *Odontocerum albicorne*) sind strömungsgebundene Kaltwasserorganismen. Die Lutter beherbergt, im Gegensatz zu den anfangs erwähnten typischen Tieflandbächen, noch zahlreiche Elemente der Rhitralfauna. Wie sich auch am Beispiel der Lutter zeigte, sind die hydrologischen Bedingungen in Tieflandbächen entscheidend für die chemisch-physikalischen Milieufaktoren und die Zusammensetzung der Zoozöosen. Ergänzend zu BRAUKMANN (1987), der Tieflandbäche aufgrund geologisch-chemischer Faktoren unterscheidet, schlägt TIMM (in TIMM & OHLENFORST 1994) vor, auf einer zweiten Ebene die Hydrologie der Bäche zu berücksichtigen.

6.3 Saprobienindices und Gewässergüte

Alle untersuchten Gewässerabschnitte lagen im β -mesosaprobien Bereich mit Saprobienindices von (gerundet) $1,9 \pm 0,2$ bis $2,3 \pm 0,1$. Nach den von der LAWA (1976) formulierten und in der Bundesrepublik einheitlich gehandhabten Definition der Gewässergüteklassen wären die Gewässerabschnitte der Lutter hinsichtlich ihres Gehaltes an biologisch abbaubaren organischen Stoffen als „mäßig belastet“ zu bewerten. Die organischen Substanzen werden von den heterotrophen Organismen als Nahrung genutzt und unter Sauerstoffverbrauch stufenweise abgebaut. Aus diesem Grunde sind die Saprobität und der Sauerstoffhaushalt eines Fließgewässers eng miteinander verknüpft. Die einzelnen Gewässergüteklassen werden daher auch hinsichtlich ihres Sauerstoffhaushalts beschrieben. Nach Definition der LAWA (1976) zeigt der Sauerstoffgehalt bei Güteklasse II „infolge von Abwasserbelastung und Algenentwicklung starke Schwankungen (Defizite und Übersättigungen); er ist jedoch so hoch, daß Fischsterben noch nicht auftreten, d.h. er liegt durchweg über 6mg/l^* . An der Lutter wurde bei allen Messungen ein Sauerstoffdefizit festgestellt (Tab. 2). Die minimalen Sauerstoffkonzentrationen unterschritten an L-1, L-2 und L-3 den für Güteklasse II angegebenen Mindestwert von 6 mg/l . An der quellenahen Stelle L-1 wurden sogar immer Sauerstoffkonzentrationen $< 3\text{mg/l}$ gemessen.

Die Definition der Güteklassen hebt vor allem auf die Sauerstoffzehrung, bedingt durch biologisch leicht abbaubare Substanzen, ab. Auch für die Güteklasse II wird die Saprobie des Gewässers als der ausschlaggebende Faktor für dessen Sauerstoffhaushalt genannt. Dieser Sachverhalt trifft für die Lutter nicht zu. Die Sauerstoffdefizite sind hier nicht die Folge von sauerstoffzehrenden Vorgängen im Zuge einer Abwasserbelastung oder Algenblüte, sondern vielmehr Ausdruck des starken Grundwasserzustroms. Das CO_2 -reiche Grundwasser ist von Natur aus arm an Sauerstoff. Es strömt über die zahlreichen Limnokrenen im Gewässerbett des Ober- und Mittellaufs dem Bachwasser zu und ist für die Sauerstoffuntersättigung der Lutter ebenso maßgebend wie für den ausgeglichenen Temperaturhaushalt und Abfluß im Jahresverlauf. Das Saprobienystem geht von einem nahezu monokausalen Vorgang aus, es setzt voraus, daß die Saprobie des Fließgewässers der bestimmende Faktor für die Gewässerbeschaffenheit und die Zusammensetzung des Zoobenthos ist. Diese Voraussetzung ist nach MAUCH, KOHMANN & SANZIN (1985) erst ab der Güteklasse III gegeben. Selbst für diese Fälle muß allerdings einschränkend berücksichtigt werden, daß die Ausbildung der aquatischen Biozönose nie ein monokausaler Vorgang ist. Vielmehr ist hier ein breites Spektrum an biotischen und abiotischen Faktoren wie z.B. Strömung, Substrat und Temperatur beteiligt (HEUSS 1986). So zeigte ZIMMERMANN (1961) in seinen Experimenten mit verschieden stark durchströmten Gerinnen, daß bei gleicher organischer Belastung die schnell fließenden Gerinne (Strömung vergleichbar derjenigen von Gebirgsbächen) nach dem Saprobienystem

um eine Saprobitätsstufe günstiger beurteilt werden als die langsam fließenden Gerinne (Strömung vergleichbar derjenigen von Flachlandbächen). Bei gleicher organischer Belastung wird nach dem Saprobienindex ein Gebirgsbach in der Regel besser beurteilt als ein Flachlandbach. ZIMMERMANN (1961) folgert, daß für die Präsenz einzelner Arten demnach die Strömung und nicht der Chemismus der ausschlaggebende Faktor ist. Sein Befund steht im Widerspruch zu der Aussage von MAUCH, KOHMANN & SANZIN (1985), daß ab Güteklasse III die Saprobie des Gewässers der bestimmende Faktor für die Zusammensetzung des Zoobenthos sei.

Auch in BRAUKMANN's (1987) saprobiologischen Analysen unbelasteter Gebirgs-, Berg- und Flachlandbäche zeigen sich deutliche strukturbedingte, strömungs- und substratabhängige Unterschiede in der Zusammensetzung der Indikatorarten des Saprobienindex. Während in den Gebirgs- und Bergbächen die oligosaprobien Lebensformen überwiegen, verschob sich in den Flachlandbächen das Verteilungsmaximum zu den β -mesosaprobien Arten. Allein aufgrund der physiographischen Verschiedenheiten nehmen die berechneten Saprobienindizes vom unbelasteten Gebirgsbach über den Bergbach zum Flachlandbach hin zu (BRAUKMANN 1987). Eine natürliche Zunahme der Saprobie läßt sich auch im Verlauf der Fließstrecke großer Flüsse feststellen. Infolge der natürlichen Eutrophierung und der damit verbundenen Zunahme der Saprobie befindet sich kein größerer Fluß nach längerer Laufzeit mehr im oligosaprobien Zustand, sondern wird stets β -mesosaprob sein (v. TÜMPLING 1960, MAUCH 1986). Die physiographischen Gegebenheiten wirken sich also nicht unerheblich auf den Saprobienindex aus. BRAUKMANN (1987) leitet daher aus seinen Ergebnissen für die drei Bachtypen unterschiedliche „saprobielle Grundzustände“ ab. Danach läßt sich die Belastung eines Fließgewässers mit biologisch abbaubaren organischen Substanzen nur indirekt aus dem Vergleich mit dem „saprobiellen Grundzustand“ ermitteln. Für unbelastete Flachlandbäche gibt BRAUKMANN einen durchschnittlichen Saprobienindex von $1,7 + 0,3$ ($n = 153$) an. Die für die Lutter berechneten Saprobienindizes liegen etwas über dem von BRAUKMANN (l. c.) für unbelastete Flachlandbäche genannten Bereich. Ein Vergleich der Saprobienindizes ist allerdings nur eingeschränkt möglich, da sich der „saprobielle Grundzustand“ auf Flachlandbäche allgemein und nicht spezifisch auf grundwasserbeeinflusste Flachlandbäche bezieht. So lagen die Gebietsmittelwerte der Sauerstoffsättigung bei den von BRAUKMANN (l. c.) untersuchten Flachlandbächen mit 100 % bzw. 120 % deutlich über den an der Lutter gemessenen Sättigungswerten (Tab. 2). Da trotz der schlechteren Sauerstoffversorgung der Lutter die Saprobienindizes nur leicht über dem Bereich des saprobiellen Grundzustands von Flachlandbächen liegen, kann angenommen werden, daß die Lutter organisch unbelastet ist. Die berechneten Saprobienindizes von (gerundet) $1,9 \pm 0,2$ bis $2,3 \pm 0,1$ liegen daher höchstwahrscheinlich im Bereich des natürlichen „saprobiellen Grundzustands“ eines stark grundwasser-geprägten Flachlandbachs. Danach müßte der Lutter die Güteklasse I und nicht die Güteklasse II zugeordnet werden. Am Beispiel der Lutter zeigt sich, daß die Schematisierung ökologischer Verhältnisse, wie sie auch im Fall des Saprobienindex vorgenommen wurde, die Gefahr mit sich bringt, den Gesamtzustand des Ökosystems aus den Augen zu verlieren. Für die Begutachtung des ökologischen Zustands, wie beispielsweise der organischen Belastung eines Gewässers, ist immer die Betrachtung des Gesamtzustandes erforderlich. Die anschließende Bewertung muß sich nach dem Grad der Abweichung vom Naturzustand richten (BRAUKMANN 1987; FRIEDRICH 1992).

6.4 Synthese

Ein Vergleich ausgewählter Parameter an den Probestellen L-1 bis L-5 zeigt, daß sich die z. T. deutlichen gewässerphysikalischen Unterschiede kaum in den limnochemischen, vegetationskundlichen und limnozoologischen Daten niederschlagen (Tab. 7). Während Sauerstoffsättigungen und Abflusssmengen im Quellbereich (L-1) die weitaus niedrigsten Werte aufweisen, weichen die mittleren Fließgeschwindigkeiten an L-2 und L-3 sowie die maximalen sommerlichen Wassertemperaturen an L-5 jeweils von den übrigen Werten ab. Diese Unterschiede werden durch den Einfluß der Limnokrenen im gesamten Gewässerlauf weitgehend nivelliert: wasserchemische Werte, Vegetation und Zusammensetzung des Makrozoobenthos (v. a. der relative Anteil von quellbewohnenden und rheotypischen Arten und Individuen) sind über die gesamte Untersuchungsstrecke so homogen verteilt, daß Unterschiede in Bezug auf die Trophiestufe und den Saprobienindex kaum erkennbar sind. Als dominierender ökologischer Faktor dieses ausgeprägten Grundwasserbaches wird

Tab. 7: Vergleichende Daten zu Hydrophysik und -chemie sowie Vegetation, Makrozoobenthos und Gewässergüte an den 5 Probestellen L-1 bis L-5 der Lutter; n. n. = nicht nachweisbar.

| | L 1 | L 2 | L 3 | L 4 | L 5 |
|---|--|--|--|--|---------------------|
| durchschnittliche mittlere Fließgeschw. [m/s] | 0,24 | 0,11 | 0,09 | 0,24 | 0,25 |
| Abfluß [l/s] | 28 - 63 | 248 - 408 | 326 - 641 | 526 - 972 | 147 - 324 |
| sommerliche Wassertemperaturen [°C] | 10,1 - 12,4 | 11,5 - 13,1 | 11,2 - 13,4 | 11,2 - 14,2 | 11,2 - 15,7 |
| O ₂ -Sättigung [%] | 22 - 26 | 41 - 98 | 52 - 84 | 62 - 96 | 61 - 93 |
| maximale Konz. Ammonium-N [mg/l] | n.n. | n.n. | n.n. | 0,04 | 0,03 |
| maximale Konz. Nitrat-N [mg/l] | 4,1 | 3,9 | 4,8 | 4,6 | 4,6 |
| maximale Konz. o-Phosphat-P [µg/l] | 6 | 9 | 6 | 16 | 4 |
| Vegetationstyp | C | C | C | (A)B(C) | B - C |
| kennzeichnende Pflanzenarten | <i>Sium erectum</i> <i>Lemna trisulca</i> | <i>Sium erectum</i> <i>Lemna trisulca</i> | <i>Sium erectum</i> <i>Lemna trisulca</i> | <i>Sium erectum</i> <i>Nasturtium</i> <i>J. subnodulosus</i> | <i>Sium erectum</i> |
| Makrozoobenthos | | | | | |
| Quellarten | | | | | |
| rel. Artenzahl [%] | 21 | 16 | 11 | 13 | 13 |
| rel. Abundanz [%] | 19 | 12 | 13 | 13 | 18 |
| rheotypische Arten | | | | | |
| rel. Artenzahl [%] | 58 | 34 | 36 | 43 | 49 |
| rel. Abundanz [%] | 50 | 28 | 40 | 43 | 48 |
| Saprobienindex | 1,87 ± 0,24 | 2,27 ± 0,09 | 2,04 ± 0,06 | 1,99 ± 0,15 | 2,09 ± 0,13 |
| Gewässergüteklasse | II | II | II | II | II |

damit der mehrfache Austritt von sauerstoffarmem, sommerkühlem „Quellwasser“ sichtbar – auch wenn auf kleinem und kleinstem Raum die gewässermorphologischen und -physikalischen Unterschiede dennoch eine ungleiche Verteilung des Sohlsensubstrates, der Vegetation und vor allem der limnischen Fauna bedingen.

Danksagung: Wir danken Frau Dr. Ellen Kiel (Hochschule Vechta) für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und dem Badischen Landesverein für Naturkunde und Naturschutz e.V. für die Bereitstellung eines Stipendiums aus dem Prof.-Friedrich-Kiefer-Fonds zur teilweisen Deckung der Fahrtkosten.

Schrifttum

- Bayr. Landesamt für Wasserwirtschaft (1990): 1. Ergänzungslieferung zum Informationsband 2/88: Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). – Informationsberichte BLW 2/88, Lose-Blatt-Sammlung, München.
- BISS, R. & PALM, K. (1990): Das Taubergießeengebiet – Besiedlung eines vielfältigen Gewässersystems. – In: Biologie des Rheins. Limnologie Aktuell 1: 425–434, Stuttgart/New York (Fischer).
- BÖTTGER, K. (1986): Zur Bewertung der Fließgewässer aus der Sicht der Biologie und des Naturschutzes. – Landschaft und Stadt 18 (2): 77–82.
- BRAUKMANN, U. (1984): Biologischer Beitrag zu einer allgemeinen Bachtypologie. – Diss. Justus-Liebig-Universität, Gießen.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. – Arch. f. Hydrobiol. Beiheft 26, 1–355.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Aufl., Wien/New York (Springer).
- BREHM, J. & MEIJERING, M.P.D. (1982): Fließgewässerkunde. – Heidelberg (Quelle & Meyer).
- CARBIENER, R. & ORTSCHKEIT, A. (1987): Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines der größten Grundwasser - Vorkommens Europas (Oberheinebene). – In: MIYAWAKI, A., et al. (eds.): Vegetation Ecology and Creation of New Environments. – Proceed. Intern. Symp., Tokyo – Yokohama: 283–312.
- CARBIENER, R. & SCHAAL, J. (1972): Excursion dans le Ried Centre-Alsace, zone Nord. – Bull. Soc. Hist. Nat. Colmar 53: 12–24.
- CARBIENER, R. (1977): Etude d'une séquence phytosociologique de végétaux supérieurs bioindicateurs d'eutrophisation progressive dans les cours d'eaux phréatiques du „Ried d'Alsace“. – Comm. Congr. Limnologie, Metz.
- CARBIENER, R. (1984): Le grand ried Central d'Alsace: Ecologie et évolution d'une zone humide d'origine fluviale rhénane. – Bull. Ecol. 14: 249–277.
- CARBIENER, R., et al. (1990): Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). – Vegetatio 86: 71–88.
- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung) (1990): Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren Bd. I–IV. – Lose-Blatt-Sammlung, 31. Lfg., Weinheim (VCH Verlagsgesellschaft).
- EKMAN, S. (1911): Neue Apparate zur qualitativen und quantitativen Untersuchung der Bodenfauna der Binnenseen. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 3: 553–561.
- ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. – Pedobiologia 18: 378–380.
- FRIEDRICH, G. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern – eine unlösbare Aufgabe? – In: Ökologische Bewertung von Fließgewässern. – Limnologie Aktuell 3: 1–7, Stuttgart/New York (Fischer).
- GELLER, W. (1970): Beitrag zur Hydrografie der Fließgewässer des Taubergießeengebietes (Oberrheinebene) sowie zur Ökologie der dort lebenden *Gammarus*-Arten. – Zulassungsarbeit für das Lehramt an höheren Schulen, Universität Freiburg.
- HEUSS, K. (1986): Die Verfahren der biologischen Gewässerbeurteilung und ihre Auswertung. – In: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen. – Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München (Oldenbourg).

- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. – Int. Revue es. Hydrobiol. 46 (2): 205–213.
- ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea. Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. – 2. Aufl.; Stuttgart/New York (Fischer).
- KLEIN, J.-P. (1988): Approche phytosociologique du fonctionnement hydrologique de deux rivières phréatiques de la plaine d'Alsace: La Lutter et le Bronnenerwasser. – Diplôme d'études approfondies, Université Louis Pasteur Strasbourg.
- KLEIN, J.-P. & CARBIENER, R. (1988): Effets du crues de l'Ill sur les phytocénoses aquatiques de deux rivières phréatiques du secteur de Benfeld et d'Erstein: La Lutter et le Bronnenerwasser. Intérêt des plantes aquatiques comme bioindicateurs d'eutrophisation. – Bull. Assoc. Philom. d'Alsace et de Lorraine, Tome 25.
- KOHLER, A. (1971): Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. – Ber. Dtsch. Bot. Ges. 84 (11): 713–720.
- KOHLER, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. – Decheniana-Beihefte 26: 31–42.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1976): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. – Mainz, 16 S.
- MAUCH, E., KOHMANN, F. & SANZIN, W. (1985): Biologische Gewässeranalyse in Bayern. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft 1/85, 254 S.; München.
- MAUCH, E. (1986): Biologische Gewässeranalyse und Auswertung auf der Basis des Saprobien-systems. – In: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen. – Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung; München (Oldenbourg).
- MEIJERING, M. P. D. (1971): Die *Gammarus*-Fauna der Schlitzlerländer Fließgewässer. – Arch. Hydrobiol. 68 (4): 575–608.
- MEIJERING, M. P. D. & PIEPER, H. G. (1982): Die Indikatorbedeutung der Gattung *Gammarus* in Fließgewässern. – Decheniana Beih. 26: 111–113.
- OTTO, A. & BRAUKMANN, U. (1983): Gewässertypologie im ländlichen Raum. – Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 288: 1–61, Münster (Landwirtschaftsverlag).
- SCHWOERBEL, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. – 3. Aufl.; 301 S., Stuttgart/New York (Fischer).
- TIMM, T. & SOMMERHÄUSER, M. (1993): Bachtypen im Naturraum Niederrheinische Sandplatten – Ein Beitrag zur Typologie der Fließgewässer des Tieflandes. – Limnologica 23 (4): 381–394.
- TIMM, T. (1994): Neuer Ansatz zu einer Typisierung der Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes. – Niedersächsische Naturschutz-Akademie 6: 1–18.
- TIMM, T. & OHLENFORST, H. (1994): Der grundwassergeprägte Tieflandbach. – Limnologica 24 (3): 213–222.
- TÜMPLING, W. (1960): Probleme, Methoden und Ergebnisse biologischer Güteuntersuchungen an Vorflutern, dargestellt am Beispiel der Werra. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 45.
- ZIMMERMANN, P. (1961): Experimentelle Untersuchungen über die ökologische Wirkung der Strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fließenden Wassers. – Schweiz. Z. Hydrol. 23: 1–81.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V. Freiburg i. Br.](#)

Jahr/Year: 1998-2001

Band/Volume: [NF_17](#)

Autor(en)/Author(s): Buchwald Rainer, Haiss Anette

Artikel/Article: [Limnologische und vegetationskundliche Untersuchungen von Grundwasserbächen der südlichen Oberrheinebene. \(1998\) 85-106](#)