

Zeitschrift: Regio Basiliensis : Basler Zeitschrift für Geographie
Herausgeber: Geographisch-Ethnologische Gesellschaft Basel ; Geographisches Institut der Universität Basel
Band: 32 (1991)
Heft: 2

Artikel: Makroinvertebraten als Gewässergüte-Indikatoren : eine Studie zur biologischen Gewässergütebeurteilung im nordwestschweizerischen Jura
Autor: Prasuhn, Volker / Glasstetter, Michèle
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1088665>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 15.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Makroinvertebraten als Gewässergüte-Indikatoren

Eine Studie zur biologischen Gewässergütebeurteilung im nordwestschweizerischen Jura

Volker Prasuhn und Michèle Glasstetter

Zusammenfassung

Im Sommer 1988 wurde die benthische Makrofauna dreier Bäche im Jura erfasst. Die Qualitätsklasse des Bachwassers wurde aufgrund saprobieller Werte von 23 Taxa von Bioindikatoren bestimmt. Der Grad der Wasserbelastung mit organischem Material steht klar in Zusammenhang mit der Intensität der Landwirtschaft in den Einzugsgebieten der drei untersuchten Bäche.

La macrofaune benthique comme indicateur de la qualité de l'eau. Résultats d'une étude menée dans le Jura du nord-ouest de la Suisse

Résumé

En été 1988, il a été prélevé la macrofaune benthique de trois ruisseaux du Jura. La classe de qualité des eaux a été calculée à partir de la valeur saprobielle de 23 taxons bioindicateurs. Le degré de pollution par les matières organiques est clairement lié à l'intensité de l'agriculture dans les trois bassins versants étudiés.

Benthic Macrofauna as Indicator of Water Quality. Results of a Study from the Jura in North-West Switzerland

Abstract

In the summer of 1988, the benthic macrofauna in three brooks of the Jura mountains was sampled. The water quality class was calculated from the saprobic values of 23 taxa of bioindicators. The degree of pollution by putrescible wastes is clearly linked to the intensity of agriculture in the three drainage basins.

Adresse der Autoren: Dr. phil. des. Dipl.-Geogr. Volker Prasuhn und Dr. phil. Dipl.-Biol. Michèle Glasstetter, Geographisches Institut der Universität Basel, Spalenring 145, CH-4055 Basel

1 Einleitung

Oberflächengewässer sind komplexe Ökosysteme von ausschlaggebender Bedeutung für den gesamten Landschaftshaushalt. Fließgewässer prägen und strukturieren die Landschaft und sind Leitbahnen für Stofftransporte. Sie sind schutzwürdige Biotope gefährdeter Biozönosen, stellen die Grundwasserregeneration sicher und haben einen hohen Erholungs- und Naturerlebniswert. In der dichtbesiedelten Schweiz mit ihrer teilweise intensiven Landwirtschaft, Industrialisierung und einem immer mehr Raum beanspruchenden Straßenbau werden Oberflächengewässer zunehmend durch Einleitungen von Abwässern und baulichen Veränderungen betroffen. Neben direkten Einleitungen aus Klärwerken oder ungeklärten Abwässern von Einzelhöfen sind es vor allem Belastungen aus Drainagen, nicht fachmännisch angelegten oder defekten Rübenblattsilos, Misthaufen oder Jauchegruben sowie Nährstoff-, Schadstoff- und Bodeneinträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen durch Bodenerosion und Oberflächenabfluss.

Die Kenntnis des Zusammenhangs zwischen Gewässerzustand und Belastung bildet eine Grundlage für das Ergreifen von langfristigen Gewässerschutzmassnahmen sowie für die Beurteilung ihrer Wirksamkeit. Für die Gewässerschutzpolitik bildet eine Gewässergütebeurteilung die sachliche Entscheidungsbasis (*Baudirektion BL 1982*). Sie sollte daher nicht nur eine chemisch-physikalische Wasseranalyse beinhalten, sondern auch die lebende Organismengemeinschaft berücksichtigen. In der vorliegenden Untersuchung werden in erster Linie die makroskopisch bestimmbaren Indikatorarten der wirbellosen Tiere nach dem Saprobiensystem herangezogen.

2 Grundlagen biologischer Bewertungsmethoden

2.1 Bioindikatoren in der Landschaftsökologie

Nach *Leser* (1989) soll auch die angewandte bioökologische Feldforschung von dreidimensional-funktionalen ökologischen Ansätzen ausgehen, die das Wirkungsgefüge der biotischen und abiotischen Faktoren sowie seine räumliche und zeitliche Entwicklung berücksichtigen. Diese Postulate erfüllt der Bioindikatoren-Forschungsansatz, insbesondere bei der Qualitätsüberwachung von Fließgewässern mittels ausgewählter Zeigerorganismen (Saproben). Durch die Betrachtung lebender Indikatoren im Sinne von Summenparametern ergibt sich eine Verbindung von Bio- und Geoökologie als Resultat einer integrativen landschaftsökologischen Methodik.

Bioindikatoren lassen sich in die drei Typengruppen Zeigerarten, Monitorarten und Testorganismen untergliedern. Zeigerarten bzw. Gesellschaften von Zeigerarten, zu denen die Saproben zu zählen sind, geben durch ihr Vorkommen oder Fehlen Hinweise auf die Intensität bestimmter ökologischer Faktoren oder das Wirken von Faktorenkombinationen. Sie beschreiben die Zustände im Ökosystem, unabhängig von dessen Natürlichkeitsgrad (vgl. *Arndt et al. 1987; Bick 1982*)

2.2 Das Saprobiensystem

Der klassische Ansatz der Gewässergütebeurteilung beruht auf dem Saprobiensystem, das anhand von Bioindikatoren und ihrer Abhängigkeit von organischen, leicht abbau-baren Stoffen ein biologisches Bewertungsverfahren darstellt. Unter Saprobität wird der biologische Zustand eines Gewässers, der durch Verunreinigungen mit fäulnisfähigen Substanzen verursacht wurde, verstanden (*Marvan et al. 1980*). *Kolkwitz & Marsson* (1909) stellten je nach dem Grad der Verschmutzung bzw. der erreichten Phase der Selbstreinigung vier biologisch charakteristische Bereiche (Saprobitätsstufen) auf (vgl. Tab. 4). Für jeden dieser Bereiche wurden Listen von Indikatororganismen angelegt. Das Saprobiensystem von *Kolkwitz & Marsson* (1909), revidiert von *Kolkwitz* (1950) und *Liebmamn* (1951), beschreibt die Umstellung der Biozönose aufgrund einer Abwassereinleitung. Die Stufen des Systems repräsentieren dabei die Zustandsvarianten eines Ökosystems. Aufbauende (trophische) und abbauende (saprobielle) Prozesse hängen zusammen und bedingen sich gegenseitig (*Caspers 1977; Sladeczek 1977 und 1979*). Die Saprobie kennzeichnet den Grad der Heterotrophie eines Gewässers.

In Europa gibt es nach *Besch* (1985) 16 verschiedene Methoden, die auf das Prinzip der Saproben nach *Kolkwitz & Marsson* (1909) und *Kolkwitz* (1950) zurückgehen. Die einfachste und in der praktischen Anwendung häufigste Methode beruht auf der Berechnung des Saprobenindex nach der Formel von *Pantle & Buck* (1955) (vgl. *Meyer 1987; Barndt & Bohn 1989*).

Zelinka & Marvan (1961) berücksichtigten die saprobielle Valenz einzelner Arten. Sie drückt die Wahrscheinlichkeit aus, mit der eine gewisse Saprobitätsstufe angezeigt wird, da eine Art nicht nur auf eine Saprobitätsstufe beschränkt ist, sondern hier bloss ihren Verbreitungsschwerpunkt aufweist. Das Indikationsgewicht gibt die Indikatorqualität der einzelnen Saproben wieder. Je stärker eine Art in ihrer Verbreitung an nur eine Gütekasse gebunden ist (stenöker Organismus), desto besser ist sie als Bioindikator geeignet. Die Anwendung dieser Methode erfordert allerdings die exakte Bestimmung der Organismen bis auf die Art. Die Indikationsgewichte können den Tabellen von *Zelinka & Marvan* (1961), *Mauch et al.* (1985) oder *DIN 38 410* (1990) entnommen werden. Da die Artbestimmung z.T. äusserst schwierig ist, kann sie nur Spezialisten überlassen werden. Deshalb wurde in der vorliegenden Untersuchung die einfache Methode nach *Pantle & Buck* (1955) gewählt. Schliesslich soll das Verfahren ja in die landschaftsökologische Methodik Eingang finden.

2.3 Anwendung biologischer Methoden in der Schweiz

Nach Meinung des *EDI* (1982, 45) sind biologische Verfahren wie das Saprobiensystem für schweizerische Verhältnisse schlecht anwendbar; die Belastungen seien meist so schwach, dass den Invertebraten ein so weiter Spielraum bleibt, dass direkte Kausalbeziehungen nicht mehr abgeleitet werden können (vgl. auch *Kummert & Stumm 1989, S. 198*). Entsprechend wird in den “Empfehlungen über die Untersuchung der schweizerischen Oberflächengewässer” (*EDI* 1982) auf einen allgemein gültigen Vorschlag für biologische Erhebungen verzichtet. Nach Meinung des *BUS* (1983, S. 12) war die bisherige Gewässerschutzpolitik der Schweiz genügend erfolgreich, so dass Abwasser-pilze nicht mehr zum Bild unserer Flüsse und Bäche gehören. *Frutiger* (1985) hält dagegen biologische Methoden zur Qualitätsüberwachung für eine absolute Notwen-

digkeit. Auf der Grundlage des Produktions-Quotienten PQ "Primär- zu Sekundärkonsumen" untersuchte er 17 schweizerische Fliessgewässer. Auch *Handschin* (1981) inventarisierte 14 basellandschaftliche Fliessgewässer auf Makroinvertebraten und berücksichtigte dabei Saprobitätsstufe und abiotische Parameter.

3 Biologische Gewässergütebeurteilung der untersuchten Bäche

3.1 Beschreibung der Fliessgewässer und ihrer Einzugsgebiete

Eine Zusammenstellung der wichtigsten Gebietskennwerte wird in den Tabellen 1 und 2 vorgenommen. Die ausführliche Gebietsbeschreibung ist für das Verständnis landschaftsökologisch relevanter Prozesse notwendig und ermöglicht erst eine abschliessende Beurteilung des ökologischen Gesamtzustandes der Fliessgewässer.

Das vom *Schwangbach* entwässerte Einzugsgebiet nördlich des Südostschenkels der Passwang-Antiklinale ist typisch für die Landschaft des Faltenjura. Der Bach mündet bei Oberbeinwil (SO) in die Lüssel und gehört somit zum Entwässerungssystem der Birs. Er ist ganzjährig wasserführend. Sein Bachbett und sein Verlauf sind natürlich und werden weitgehend von Mischwald und Bachufergehölzen begleitet. Das Bett wird von Blöcken und Kies gebildet. Wenige Wassermoose und vereinzelt höhere Pflanzen sind auf überspülten Blöcken im Unterlauf festzustellen. Die Strömung ist turbulent. Bachforelle und Feuersalamander kommen regelmässig vor. Im Einzugsgebiet liegen vier

Tab. 1 Charakterisierung der untersuchten Einzugsgebiete. Ausführliche Gebietsbeschreibungen finden sich in: Bau- und Umweltschutzdirektion des Kantons Basel-Landschaft (1989), Eggenberger (1986), Seiler (1983) und Vavruch (1988).

	Schwangbach (P 10)	Riedmattbach (P 30)	Länenbach (P 50)
geogr. Lage Koordinaten	Solothurner Faltenjura 612 700 / 245 000	Baselbieter Tafeljura 637 775 / 255 250	Baselbieter Tafeljura 634 625 / 257 775
Geologie	jurassische Schichten quartäre Deckschichten	Obere Süßwasser- molasse	Hauptrogenstein und Opalinuston
Hauptbodenformen	Hanglehm-Braunerden Blockschnitt-Rendzinen	Hanglehm-Braunerden	Hanglehm-Pseudogley- Braunerden, Rendzina- Braunerden
Jahresniederschlag (mm) (1987-1989)	1280	975	1030
Landnutzung:			
Wald (%)	43	7	35
Grünland (%)	57	29	40
Acker (%) = Frucht- folgefächern	0	64	25

Bauernhöfe mit zum Teil halbjährig weidenden Rindern und Kühen (80-100 Grossvieh-Einheiten). Belastungen des Baches mit organischen Stoffen aus Hofdüngern kommen episodisch vor.

Der *Riedmattbach* bildet im Übergangsbereich der flachen Hochebene des Tafeljura zum Faltenjura in den weichen tertiären Süsswassermergeln ein muldenförmiges Tal aus. Er mündet westlich von Anwil (BL) nach Überwinden einer markanten Felsstufe des Hauptrogensteins in den Oberlauf der Ergolz. Der Bach ist normalerweise ganzjährig wasserführend. In besonders trockenen Sommern wie 1988 und 1989 kann er jedoch kurzfristig trockenfallen. Der Oberflächenabfluss wird zu einem grossen Teil durch Drainagerohre gespeist. Der Bach hat einen natürlichen Verlauf und ein natürliches Bachbett. Die Bachsohle besteht aus Mergeln, zum Teil auch aus Fels und grobem Geröll. Die Strömung ist turbulent; im unteren Verlauf finden sich kleine Stillwasserzonen. Im Oberlauf wurde 1975 ein kleiner Naturschutzweiher angelegt. Fast der gesamte Bachlauf ist von Ufersaumgehölzen begleitet. Feuersalamander und Bergmolche sind häufig anzutreffen; Wasserpflanzen kommen nicht vor. Im Einzugsgebiet befindet sich nur ein Bauernhof. Belastungen durch Hofabwässer werden erst durch die Drainage (D1) nach der Pegelmessstelle (P 30) wirksam. Rinder und Kühe (40 GVE) weiden regelmässig im Gebiet.

Der *Länenbach* mündet 4 km flussabwärts bei der "Säge" nahe Rothenfluh (BL) in die Ergolz. Der Bach ist ganzjährig wasserführend. Der Oberflächenabfluss wird ebenfalls überwiegend durch das dichte Drainagenetz gespeist. Er hat weitgehend einen natürlichen Verlauf und ein natürliches Bachbett. Im nördlichen Gebietsteil wurde allerdings ein 760 m langer Zufluss völlig eingedohlt. Die Strömung ist turbulent; im Unterlauf finden sich einige Stillwasserzonen. Die Bachsohle besteht aus grobem Geröll. Die Quelle entspringt im Wald und ein schmaler Streifen mit Ufergehölzen säumt den gesamten Bachlauf. Höhere Wasserpflanzen existieren nicht; fädige Grünalgen überziehen aber zum Teil Steine mit einem dichten Teppich. Bergmolche und Bachforellen findet man häufig. Im Einzugsgebiet liegen 8 Höfe, 7 davon besitzen eine hauseigene

Tab. 2 Hydro-geomorphologische Gebietskennwerte

	Schwangbach	Riedmattbach	Länenbach
Fläche des oberirdischen Niederschlags-Einzugsgebietes (A) [ha]	213	45	270
Höhe über NN [m]:	600-1153	574-720	446-685
Distanz Pegel-Quelle des Hauptgerinnes (L_{HQ}) [m]:	1975	670	2050
Distanz Pegel-Wasserscheide (L_{HW}) [m]:	2050	1170	2400
Länge der Wasserscheide (L_w) [m]:	6200	2980	6630
Maximale Breite \pm senkrecht zum Vorfluter (B) [m]:	1250	660	1550
Formfaktor ($RF = A \cdot L_{HW}^{-1}$) [m]:	1039	384	1125
Formquotient ($R_Q = L_{HW} \cdot B^{-1}$):	1,64	1,77	1,55
Flussdichte ($FD = \text{Länge aller Oberflächengrenne} \cdot A^{-1}$) [$m \cdot ha^{-1}$]	20,0	14,6	7,6
Wasserlaufgefälle (G_Q) [Grad]	10,6	5,1	4,3

abflusslose Göllegrube. Das Restaurant "Asphof" hat eine eigene biologische Kläranlage, die in den Länenbach führt. Nur einige Schafe weiden regelmässig im Gebiet, zeitweilig auch 20 Rinder und Kühe.

3.2 Untersuchungsmethodik

Die Wahl der Probeentnahmestellen und die Probeentnahme für die halbquantitative Bestimmung der wirbellosen Makrofauna erfolgte weitgehend nach den Anleitungen in praktischen Werken (*Barndt & Bohn* 1989; *Besch* 1985; *Meyer* 1987). In unmittelbarer Nähe der Pegelmessstellen des Geographischen Instituts der Universität Basel wurde je eine Probenahmestelle mit schnellfließendem Wasser und eine weniger als 20 m davon entfernte Stillwasserzone untersucht. Die Zeitpunkte der Probenahme waren für P 10 der 5. Juli 1988 um 08.30 Uhr; für P 30 und 31 der 17. Juni 1988 um 09.20 Uhr und für P 50 der 30. Juni 1988 um 09.00 Uhr MEZ.

Die Entnahme von Proben geschah immer gegen die Strömung (bachaufwärts): 5 Züge mit dem Sieb durch das Wasser und die hineinhängenden Gräser und Wurzeln; 5 Züge mit dem Sieb durch das Feinsediment (soweit vorhanden). Feiner Kies wurde von Hand gründlich aufgewirbelt und alle feinen Teile sofort mit dem Sieb aufgefangen; 10 Steine unterschiedlicher Grösse wurden abgelesen. Beim Aufheben wurde das Netz sofort unter den Stein gehalten. Alle noch auf dem Stein anhaftenden Tiere wurden abgelesen. Die Erfassung eines stark gegliederten Standorts mit vielen Mikrohabitaten und einem grossen Artenspektrum gibt die Situation besser wieder als ein streng-quantitatives Durchkämmen eines kleinen Areals.

Die Tiere sollen beim Fang nicht verletzt werden, in kühlem Bachwasser transportiert und möglichst am Tage der Probenahme unter der Stereolupe (Binokular) ausgelesen, d.h. nach Familien oder Ordnungen getrennt und gezählt werden. Würmer, Planarien, Wassermilben und andere weichhäutige Tiere bestimmt man lebend und sofort. Die Bestimmung erfolgt, wenn möglich, bis auf die Art nach *Meyer* (1987), *Nagel* (1989) oder *Engelhardt* (1983). Das Anlegen einer Sammlung von Individuen jeder Art in 80prozentigem Äthanol für spätere Vergleichszwecke ist sinnvoll. Zusätzliche Parameter wurden während der Probenahme aufgenommen: Wassertemperatur, Wasserstand, Fliessgeschwindigkeit und Abflussmenge.

3.3 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse

Es wurden insgesamt 7 Arten, 23 Gattungen und 10 Gruppen höherer systematischer Einheiten bestimmt. Daraus resultieren 23 Taxa, denen ein Saprobenwert nach *Meyer* (1987) zugeordnet werden konnte. Weitere 17 Taxa gehen nicht in die Berechnung des Saprobenindexes ein. Auch indifferente Arten können bei der Interpretation der Gewässergüte Hinweise auf die Stabilität der Lebensgemeinschaft geben. Diversität gilt als ökologisches Qualitätsmerkmal, denn Artenzahl und Individuendichte sind Kennzeichen des Grades einer Verschmutzung. Als populationsökologischer Kennwert wird die Abundanz (Häufigkeit) als Individuendichte eines Taxons an der jeweiligen Untersuchungsstelle in 7 Klassen in Anlehnung an *DEV* (1987), *Mauch et al.* (1985) und *Meyer* (1987) als exponentielle Reihe angegeben (Tab. 3).

Der Saprobenindex wird als arithmetisches Mittel nach der Formel von *Pantle & Buck* (1955) angegeben:

$$S = \frac{\sum s_i \cdot A_i}{\sum A_i}$$

S	=	Saprobenindex
s _i	=	Saprobenwert der i-ten Art
A _i	=	Abundanzwert der i-ten Art
n	=	Anzahl der Taxa

Ein Mass für die Streuung (St) des Mittelwertes bzw. des Saprobenindex kann nach der Formel von *Marvan et al.* (1980) berechnet werden. Dabei verringert sich die Streubreite mit steigendem A_i und steigender Anzahl der Taxa (n).

$$St = \pm \sqrt{\frac{\sum ((s_i - S)^2 \cdot A_i)}{(n-1) \cdot \sum A_i}}$$

Der *Schwangbach* (P 10) kann mit einem Saprobenindex von S = 1,30, einem Streuungsmass St = ±0,08 und einer Abundanzsumme ΣA_i = 32 nach Tab. 4 in die Gütekasse I (unbelastet bis sehr gering belastet) eingestuft werden. Der *Riedmattbach* (P 30) kommt mit Werten von S = 1,53, St = ±0,10 und ΣA_i = 29 in die Gütekasse I-II (gering belastet). Nach der Drainageeinleitung (P 31) steigt der Index auf S = 2,34 mit St = ±0,36 und ΣA_i = 25. Hier erreicht der Bach nur noch die Gütekasse II-III (kritisch belastet), wobei das massenhafte Auftreten eines Abwasserpilzes im Winter noch nicht einmal berücksichtigt wurde. Der *Länenbach* (P 50) liegt mit Werten von S = 1,83, St = ±0,19 und ΣA_i = 47 in der Gütekasse II (mässig belastet). Die niedrigen Streuungsmaße und relativ hohen Abundanzsummen von P 10, P 30 und P 50 erlauben nach DIN 38 410 (1990) eine ziemlich sichere Zuordnung in die genannten Güteklassen. Das hohe Streuungsmass bei P 31 erklärt sich aus der Nähe der Untersuchungsstelle zur Verschmutzungsquelle (Drainage D1). Durch Verdriftung bei turbulenter Strömung wurden zahlreiche Tiere aus dem gering belasteten Oberlauf (P 30) miterfasst. Da die Verschmutzung nicht permanent ist, können auch empfindliche Tiere bis zur nächsten Einleitung überleben. Die Wassergüte schwankt hier also erheblich und ist nicht exakt anzugeben.

Tab. 3 Schätzskala für die Abundanz von Makroinvertebraten

Klasse	Beschreibung	Individuenzahl
1 Einzelexemplar	kann übersehen werden	≤ 2
2 sehr spärlich, mehrfach	kaum übersehbar	3-10
3 spärlich	nicht übersehbar	11-30
4 wenig zahlreich	ansehnlicher Bestand	31-60
5 zahlreich, dicht	überall, bedeutendes Vorkommen	61-100
6 sehr zahlreich, sehr dicht	aspektbildend	101-150
7 massenhaft	extreme Entwicklung	> 150

Tab. 4 Biologische Gütegliederung der Fließgewässer

Gütekasse (Liebmann 1951, LAWA 1976)	Grad der organi- schen Belastung (Pantle & Buck 1955)	Saprobität Saprobenstufe Kolkwitz & Marsson 1909, DIN 38410 (1990)	Saprobienindex (Pantle & Buck 1955)	Kartierungsfar- be (LAWA 1976)
I	unbelastet bis sehr gering belastet	Oligosaprobie	1,0 - <1,5	dunkelblau
I – II	gering belastet	Oligosaprobie mit Ten- denz zur β-mesosapro- ben Stufe	1,8 - <1,8	hellblau
II	mäßig belastet	ausgeglichene β-mesosa- probie	1,8 - <2,3	blaugrün
II – III	kritisch belastet	α bis β-mesosaprobie	2,3 - <2,7	gelbgrün
III	stark verschmutzt	ausgeprägte α-mesosa- probie	2,7 - <3,2	gelb
III – IV	sehr stark ver- schmutzt	Polysaprobie mit Ten- denz zur α-mesosapro- ben Stufe	3,2 - <3,5	orange
IV	übermäßig ver- schmutzt	Polysaprobie	3,5 - 4,0	rot

4 Chemische Wassergütebestimmung

Chemische Parameter werden zur Beurteilung und zur Überwachung der Wasserqualität von Fließgewässern in den meisten Fällen herangezogen. Bach (1980) entwickelte einen *chemischen Index*, in den acht Parameter mit unterschiedlicher Wichtung eingehen. Sauerstoffsättigung, BSB₅ und Ammonium haben dabei 55% der Wichtung, Wassertemperatur, Nitrat, Orthophosphat, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit zusammen die verbleibenden 45%. Vergleiche mit dem Saprobienindex zeigten eine gute Übereinstimmung, wie Meyer & Schmidt (1987) und Schmedtje & Kohmann (1988) ebenfalls feststellten. Da die in den chemischen Index eingehenden Parameter überwiegend die Belastung mit organischen, leicht abbaubaren Substanzen kennzeichnen, überrascht die Vergleichbarkeit auch kaum. Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass zwischen biologischen Gütebefunden und Kennwerten des Wasserchemismus für organische Verbindungen und deren Abbauprodukte Korrelationen bestehen (z.B. Rothschein 1977; Schreiber 1975; Sladecek 1979).

Tab. 5 Ergebnisse der chemischen Wasseranalyse während der biologischen Probenahme

	Abfluss l/s	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	K mg/l	NO ₃ mg/l	NH ₄ mg/l	PO ₄ mg/l	CL mg/l
P 10	11,0	8,26	70,3	4,42	1,2	3,5	<0,05	0,04	–
P 30	1,8	7,95	72,2	13,67	0,7	7,1	<0,05	0,03	5,5
P 31	2,2	7,86	72,4	13,5	0,7	8,4	<0,05	0,03	7,3
P 50	22,5	8,08	78,0	4,10	2,0	7,8	0,08	0,16	10,2

Neben der biologischen Wassergüteuntersuchung wurde auch gleichzeitig eine chemische Analyse durchgeführt (Tab. 5). Dabei konnten nur die im Rahmen landschaftsökologischer Grundlagenforschung am Geographischen Institut der Universität Basel üblichen Parameter erfasst werden. BSB₅, TOC und DOC beispielsweise können in unserem Labor nicht gemessen werden. Die natürliche Zusammensetzung der Gewässer resultiert aus dem durchflossenen geologischen Substrat. So sind alle Bäche stark carbonathaltig und haben einen hohen pH-Wert. Zur Beurteilung einer möglichen Belastung wurden die wöchentlichen Stichproben des Jahres 1988 bis zum Zeitpunkt der biologischen Untersuchung herangezogen (Tab.6).

Der *Schwangbach* (P 10) erweist sich danach als unbelastet und zeigt bei allen Parametern sehr niedrige, aus natürlichen Prozessen resultierende Konzentrationen. Der *Riedmattbach* (P 30) zeigt wesentlich höhere NO₃-⁻, PO₄- und Cl-Werte. Dies ist eine Folge des höheren Ackerlandanteils (vgl. Tab. 1). Die applizierten Dünger werden teilweise ausgewaschen und gelangen über die Drainagen in den Bach. Trotzdem kann der Bach nach BUS (1983) als relativ gering bis unbelastet eingestuft werden.

Die Drainage (D 1), die den östlichen Teil des Einzugsgebietes entwässert, wird durch eine punktuelle, diskontinuierliche Einleitung verschmutzt. Selbst bei den nur wöchentlich gewonnenen Stichproben konnte mehrmals eine massive Verschmutzung gemessen werden, so dass davon ausgegangen werden muss, dass solche Verunreinigungen häufiger vorkommen. Eine fehlerhafte Siloanlage (Überlauf, Versickerung) oder andere Einleitungen müssen als Ursache angenommen werden. Hohe Orthophosphatwerte (>0,5 - 4,5 mg/l PO₄) und Kaliumwerte (>10 - 40 mg/l K), teilweise hohe Ammoniumwerte (>0,1 - 1,5 mg/l NH₄) sowie niedrige Nitratwerte (<1 mg/l NO₃) bei gleichzeitig schwarzer Färbung und Schaumbildung sind typische Indizien dafür. Da die Schüttung

n	P 10	P 30	D 1	P 50
	25	27	27	27
Cl				
0	2,4	8,0	8,4	7,4
max.	5,0	13,0	15,0	11,2
s	0,7	2,2	3,0	1,5
NH₄				
0	0,03	0,03	0,10	0,04
max.	0,06	0,08	0,30	0,08
s	0,01	0,02	0,09	0,02
NO₃				
0	4,0	11,1	12,8	9,1
max.	6,0	19,7	18,7	12,2
s	1,0	3,4	5,3	1,6
PO₄				
0	0,04	0,08	0,37	0,09
max.	0,11	0,54	4,35	0,22
s	0,03	0,12	0,16	0,12

Tab. 6 Chemische Kennwerte der untersuchten Fließgewässer.

n = Probenanzahl, wöchentliche Stichproben 1988 vor der biologischen Untersuchung

0 = Mittelwert

max. = Maximalwert

s = Standardabweichung

Alle Angaben in mg/l.

der Drainage 20 - 50 % der Abflussmenge des Baches beträgt, muss der Bach an dieser Stelle nach *BUS* (1983) als kurzfristig stark belastet eingestuft werden. Der *Länenbach* (P 50) zeigt aufgrund der höheren Wald- und Grünlandanteile niedrigere NO₃- und Cl-Konzentrationen als der Riedmattbach. Die etwas höheren NH₄- und PO₄-Werte sind eine Folge der Kläranlage sowie der grösseren Anzahl an Höfen im Einzugsgebiet. Dieser Bach ist als schwach belastet anzusehen.

5 Bedeutung und Grenzen biologischer und chemischer Untersuchungsmethoden

Die Möglichkeiten und Probleme der Wassergütebeurteilung anhand biologischer und chemischer Parameter werden im folgenden nach *Besch* (1985), *Böttger* (1985), *Davis* (1980), *Liersch* (1989), *Meyer* (1987), *Schmedtje & Kohmann* (1988) und *Sladecek* (1982) zusammengestellt.

Die Vorteile der Saprobenmethode sind:

- Extremwerte werden indirekt erfasst, da jeder Organismus nur innerhalb seiner Toleranzgrenzen in einem Milieu lebensfähig ist. Sie gibt somit die Mindestwasserqualität über einen längeren Zeitraum (Lebensalter der Tiere) an.
- Dies bedeutet, dass auch kurzfristige Veränderungen (diskontinuierliche Einleitungen, sogenannte "Unfälle"), erfasst werden.
- Bereits eine einmalige Untersuchung ermöglicht Aussagen über den Zustand des Fliessgewässers.
- Dadurch ist die Methode schnell und kostengünstig, und
- die Trägheit des biologischen Systems ermöglicht noch nach langer Zeit die Ermittlung des Ortes der Einleitung eines Abwassers. Die Wiederbesiedlung ist eine Frage der ökologischen Valenz, der Länge des Lebenszyklus und der Mobilität (externe Zuwanderung, Verdriftungsneigung) und dauert bei Makroinvertebraten Wochen bis Monate.

Die Probleme der Saprobenmethode sind:

- Sie zeigt nur den saprobiellen Zustand an, nämlich die Belastung mit leicht abbaubaren, organischen Substanzen.
- Hygienisch-bakteriologische Gesichtspunkte bleiben ebenso unberücksichtigt wie schwer abbaubare organische Verbindungen, chlorierte Kohlenwasserstoffe, Pestizide, Schwermetalle, Radionuklide oder andere toxische Spurenstoffe.
- Sie kann nur in naturnahen Fliessgewässern Verschmutzungen mit fäulnisfähigen Stoffen anzeigen, sonst überlagert eine anthropogene Degradierung der Gewässer deren Einfluss.
- Eine Veränderung der Geoökofaktoren (z.B. Substrateinflüsse, Strömung) können sich ebenfalls auf die Biozönosen auswirken.
- Die Methode ist chemisch unspezifisch. Sie zeigt auch nicht die exakte Menge der belastenden Inhaltsstoffe an und ist somit nur halbquantitativ. Außerdem kann es
- Probleme geben bei der Bestimmung der Arten, der Werte der saprobiellen Valenz (sie ist nicht konstant und kann sich an veränderte Umweltbedingungen langsam anpassen) und des Indikationsgewichts.

Als Probleme stellen sich bei chemischen Wasseranalysen:

- Stichproben spiegeln nur den momentanen Ist-Zustand und sind rein zufällig. Der Chemismus der Gewässer unterliegt aber einem ständigem Wechsel. Natürliche Stoffeinträge und physikalisch-chemische Vorgänge zeigen jahreszeitliche Änderungen; Abwassereinträge hingegen folgen wegen ihres anthropogenen Charakters eher täglichen oder wöchentlichen Zyklen. Schwankungen im Tagesverlauf oder zwischen einzelnen Wochentagen von bis zu einer Güteklaasse sind möglich. Extremwerte werden normalerweise nicht erfasst.
- Mischproben zeigen die “mittlere” Belastung eines Gewässers. Pessima sind für die Wassergüte aber bestimmd, auch wenn sie nur kurzfristig auftreten. Durchschnittswerte haben also wenig Aussagekraft; automatische Wasserprobenehmer sind ausserdem sehr teuer.
- Nur graphisch oder digital aufgezeichnete kontinuierliche Messungen erfassen die Tagesfluktuationen oder die wöchentliche Periodizität. Erst wenige Parameter können kontinuierlich gemessen werden. Solche Geräte sind extrem kostenintensiv. Zudem reichen die chemische Methode wie auch der chemische Index (siehe Kapitel 4) nur soweit wie die analysierten bzw. eingesetzten Parameter. Werden nur BSB₅, DOC, TOC und Ammonium, wie oft üblich, gemessen, geben die Resultate auch nicht mehr als den saprobiellen Zustand an.

Die Zusammenstellung möglicher Probleme hat deutlich gezeigt, dass weder die biologische noch die chemische Wassergütebestimmung für sich alleine voll befriedigen können. Nur die kombinierte Anwendung beider Methoden erlaubt eine umfassende Beurteilung.

6 Bewertung des ökologischen Gesamtzustandes der Fliessgewässer

Strenggenommen handelt es sich bei der Gewässergütebeurteilung mittels Saprobiennanalysen nicht um eine Bestimmung der Gewässergüte, sondern der Wassergüte bzw. Wasserqualität (*Caspers 1977*). Der Zustand eines Fliessgewässers kann sich von dem seines Wassers erheblich unterscheiden. So führen Ausbau- und Unterhaltsmassnahmen (z.B. Begradigung, Abholzung des natürlichen Ufersaums, Uferverbauung, Sohlenvertiefung, Eindohlung) zu gravierenden Veränderungen, auf die die Biozönosen entsprechend reagieren. Tritt die Belastung des Wassers mit organischen Substanzen gegenüber solchen anthropogenen Eingriffen entscheidend zurück, ist die Zusammensetzung der Biozönosen nicht mehr durch die Wassergüte, sondern durch den gesamtökologischen Zustand des Gewässers bestimmt, und das Saprobiensystem ist nicht mehr sinnvoll anwendbar (*Böttger 1985*). Das Ziel einer Gewässergütebestimmung darf somit nicht in der blossem Berechnung einer einzelnen Zahl (“Saprobiienindex”, “Wassergüteklaasse”) liegen, sondern muss einen detaillierten Zustandsbericht umfassen. Zumindes aus geographischer Sichtweise und mit landschaftsökologischem Ansatz ist die biologisch-ökologische Gesamtsituation des Fliessgewässers im Landschaftshaushalt zu erfassen.

Die *LÖLF* (1985) legte mit ihrem Verfahren zur “Bewertung des ökologischen Zustandes von Fliessgewässern” einen anschaulichen und umfangreichen Erfassungskatalog vor. Die Wassergüte geht hier nur als eines von siebzehn Kriterien mit ein. Neben dem aquatischen wird auch der amphibische und terrestrische Bereich (Aue) berücksichtigt, wobei ausser biologischen und chemischen Kriterien auch geomorphologische und landespfliegerische Aspekte einbezogen werden (vgl. auch *Loske & Vollmer* 1990).

Die Bewertung der Fliessgewässer fand in der landschaftsökologischen Forschung bisher wenig Beachtung. So wird sie auch in der “Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes” (*Marks et al.* 1989) nicht behandelt. Dies liegt sicherlich zum Teil daran, dass das labile Ökosystem “Gewässer” sehr schnell und empfindlich auf Veränderungen reagiert und daher Bewertungen nur kurzfristig gültig sein können. Mit der Beurteilung der Wassergüte mittels Saproben steht ein relativ einfaches Verfahren zur Verfügung, welches zusammen mit anderen Parametern, die ohnehin im Rahmen einer landschaftsökologischen Kartierung anfallen, eine zuverlässige Bewertung der Fliessgewässer ermöglicht.

Die vorliegende Untersuchung zeigt eine sehr gute Übereinstimmung der biologischen und chemischen Wasseranalyse bezüglich der Belastung bzw. der Gütebeurteilung. Berücksichtigt man noch die in Kap. 3.1 beschriebenen Rahmenparameter, kommt man zu einer Bewertung des ökologischen Gesamtzustandes, der sich wie folgt kurz zusammenfassen lässt: Der *Schwangbach* ist unbelastet, der *Riedmattbach* gering belastet und der *Länenbach* mässig belastet. Die Verschlechterung der Gütezustände macht den zunehmenden zivilisatorischen Einfluss deutlich. Insgesamt ist der Zustand dieser Bäche zufriedenstellend. Die Messstelle P 31 zeigt aber, dass Verschmutzungen dieses erfreuliche Ergebnis jederzeit gravierend verändern und zu einer massiven Belastung führen können.

Literatur

- Arndt U., Nobel W., Schweizer B. 1987. *Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse.* Stuttgart.
- Bach E. 1980. Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität von Fliessgewässern. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* 24 (4/5), 102-106.
- Barndt G., Bohn B. ²1989. *Biologische und chemische Gütebestimmung von Fliessgewässern.* Schriftenr. Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. (VDG) 53.
- Baudirektion des Kantons Basel-Landschaft, Wasserwirtschaftsamt 1982. *Gewässerschutz-Konzept des Kantons Basel-Landschaft für die achtziger Jahre.* Liestal.
- Bau- und Umweltschutzzdirektion des Kantons Basel-Landschaft 1989. Natur aktuell – Lagebericht zur Situation der Natur im Kanton Basel-Landschaft im Jahr 1988. Grundlagen für ein Natur- und Landschaftsschutzkonzept. *Quellen u. Forschungen zur Geschichte und Landeskunde des Kantons Basel-Landschaft* 32. Liestal.
- Besch W.K. ²1985. Biologische Qualitätsklassifizierung von Fliessgewässern. Vogl J. et al. (eds.). *Limnologie für die Praxis: Grundlagen des Gewässerschutzes.* Landsberg/Lech.
- Bick H. 1982. Bioindikatoren und Umweltschutz. *Decheniana-Beihefte* 26, 2-5.

- Böttger K. 1985. Zur ökologischen Grundlage von Güteaussagen bei Fliessgewässern unserer Kulturlandschaft, unter besonderer Berücksichtigung der Situation im ländlichen Raum Norddeutschlands. *Schriften Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst.* 55, 35-62.
- BUS (Bundesamt für Umweltschutz) 1983. Der Zustand der schweizerischen Fliessgewässer. *Schriftenr. Umweltschutz* 19. Bern.
- Caspers H. 1977. Qualität des Wassers – Qualität der Gewässer. Die Problematik der Saprobiensysteme. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 9, Ergebni. Limnol., 3-14.
- Davis J.S. 1980. Jahreszeitlich bedingte Änderungen in den chemischen Zusammensetzungen von Fliessgewässern. *Gas-Wasser-Abwasser* 60 (9), 391-399.
- DEV 1987. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. *Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung*. M 1: Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fliessgewässeruntersuchungen. Weinheim.
- DIN 38 410 1990. *Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung*. Teil 2: Bestimmung des Saprobenindex (M2). Berlin, Köln.
- EDI (Eidgenössisches Departement des Innern) 1982. *Empfehlungen über die Untersuchung der Schweizerischen Oberflächengewässer (Stand 1982)*. Bern.
- Eggenberger C. 1986. Meso- und Mikroklima eines Einzugsgebietes im Faltenjura. *Regio Basiliensis* 27 (3), 211-220.
- Engelhardt W.¹⁰ 1983. *Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher?* Stuttgart.
- Frutiger A. 1985. The production quotient: A new approach for quality determination of slightly to moderately polluted running waters. *Arch. Hydrobiol.* 104 (4), 513-526.
- Handschin H. 1981. *Untersuchung über die Zusammensetzung der Fliessgewässerorganismengesellschaft in 14 Basellandschaftlichen Gewässern im Jahre 1981*. Manuskrift, Amt für Umweltschutz und Energie des Kantons Basel-Landschaft. Liestal.
- Kolkwitz R. 1950. Ökologie der Saproben. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. *Schriftenr. Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Berlin-Dahlem* Nr.4. Stuttgart.
- Kolkwitz R., Marsson M. 1909. Ökologie der tierischen Saproben. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Int. Rev. Hydrobiol. Hydrogr.* 2, 126-152.
- Kummert R., Stumm W.² 1989. *Gewässer als Ökosysteme. Grundlagen des Gewässerschutzes*. Zürich.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 1976. *Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Grundlagen und Methoden der Gewässerkartierung*. Esslingen.
- Leser H. 1989. Das vierzehnte “Basler Geomethodische Colloquium”: Biotische Faktoren und Bioindikatoren als methodische Probleme landschaftsökologischer Forschungen. *Geomethodica* (Basel) 14, 5-17.
- Liebmann H. 1951. *Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie*. München.
- Liersch K.-H. 1989. Gewässergütekarten – ein wirksames Instrument des Gewässerschutzes. *Geogr. Rdsch.* 41 (6), 332-339.

- LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW/Landesanstalt für Wasser und Abwasser NW) ²1985. *Bewertung des ökologischen Zustandes von Fliessgewässern*. Recklinghausen-Düsseldorf.
- Loske K.-H., Vollmer A. 1990. Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fliessgewässern. *Wasser u. Boden* 2, 76-80.
- Marks R., Müller M.J., Leser H., Klink H.-J. (eds.) 1989. Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). *Forsch. Deutsche Landesk.* (Trier) 229.
- Marvan P., Rothschein J., Zelinka M. 1980. Der diagnostische Wert saprobiologischer Methoden. *Limnologica* 12 (2), 299-312.
- Mauch E., Kohmann F., Sanzin W. 1985. *Biologische Gewässeranalyse in Bayern*. Informationsber. Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft 1/85. München.
- Meyer D. ³1987. *Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fliessgewässern*. AG Limnol. Gewässerschutz (ALG) und Bund für Umwelt und Naturschutz (BUND). Hannover.
- Meyer D., Schmidt D. 1987. Ein Vergleich Saprobenindex – Chemischer Index. *AG Limnol. Gewässerschutz* (ALG), Wasser-Report, Hannover, 76-83.
- Nagel P. 1989. *Bildbestimmungsschlüssel der Saproben*. Stuttgart/New York.
- Pantle R., Buck H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach* 96/18, 604.
- Rothschein J. 1977. Saprobität und Wasserchemismus. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 9, Ergebni. Limnol., 101-112.
- Schmedtje U., Kohmann F. 1988. Bewertung von Fliessgewässern – Aussagekraft und Grenzen biologischer und chemischer Indices. *Wasser u. Boden* 11, 610-615.
- Schreiber I. 1975. Biologische Gewässergütebeurteilung der Mettma anhand des Makrobenthos: Methodenvergleich. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 47 (4), (=Falkau-Arbeiten 9), 432-457.
- Seiler W. 1983. *Bodenwasser- und Nährstoffhaushalt unter Einfluss der rezenten Bodenerosion am Beispiel zweier Einzugsgebiete im Basler Tafeljura bei Rothenfluh und Anwil*. Physiogeographica, Basler Beitr. zur Physiogeogr. 5. Basel.
- Sladecek V. 1977. Zum Verhältnis Saprobität: Trophie. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 9, Ergebni. Limnol., 79-93.
- Sladecek V. 1979. Continental systems for the assessment of river water quality. 32 S. James A., Evison L. (eds.), *Biological indicators of water quality*. Chichester etc.
- Sladecek V. 1982. Kenntnisstand und aktuelle Probleme bei der Beurteilung der Wassergüte mittels Bioindikatoren. *Decheniana-Beih.* 26, 99-104.
- Vavruch S. 1988. *Bodenerosion und ihre Wechselbeziehungen zu Wasser, Relief, Boden und Landwirtschaft in zwei Einzugsgebieten des Basler Tafeljura (Hemmiken, Rothenfluh)*. Physiogeographica, Basler Beitr. zur Physiogeogr. 10, Basel.
- Zelinka M., Marvan P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57 (3), 389-407.