

# FID Biodiversitätsforschung

## Bioindikatoren

Ergebnisse des Symposiums: Tiere als Indikatoren für Umweltbelastungen  
8. bis 11. März 1981 in Köln

Kritische Bewertung der Rolle von toxikologischen Tests bei der  
Gewässerüberwachung

**Besch, Wulf-Karl**

**1982**

---

Digitalisiert durch die *Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main* im Rahmen des DFG-geförderten Projekts *FID Biodiversitätsforschung (BIOfid)*

---

### **Weitere Informationen**

Nähere Informationen zu diesem Werk finden Sie im:

*Suchportal der Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main.*

Bitte benutzen Sie beim Zitieren des vorliegenden Digitalisats den folgenden persistenten Identifikator:

[urn:nbn:de:hebis:30:4-172809](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hebis:30:4-172809)

## Kritische Bewertung der Rolle von toxikologischen Tests bei der Gewässerüberwachung

Wulf K. Besch

### Kurzfassung

Bei der Festlegung der Dauer von toxikologischen Tests und der Definition von akut und chronisch toxisch muß von den betreffenden Organismen, ihren mittleren Lebenszeiten und der Geschwindigkeit ihrer Schadstoffaufnahme ausgegangen werden. Ebenso ist es nötig, die Mindestumweltansprüche der zu Testen ausgewählten Arten zu erfüllen. Ihr Verhalten kann die Ergebnisse entscheidend beeinflussen.

Teste mit Biozönosen oder Teilen davon sind nicht reproduzierbar, sie sind aber wichtig, um festzustellen, welches die empfindlichsten Formen sind und welche mittelbaren Auswirkungen zu erwarten sind.

### Abstract

We can distinguish between three different levels of toxicological tests:

- (1) The infraorganismic level (tissues, cells, organells).
- (2) The species level (individuals).
- (3) The ecosystem or biocoenotic level.

In experiments of the second level one has to define the duration of the tests and acutely or chronically toxic according to the life span and the speed of uptake of the forms used. It is necessary to meet the minimum requirements of the test species. Their behaviour can influence the results of a test. Tests of the third level are useful to assess the most sensitive forms of an ecosystem and to obtain indications of possible secondary and tertiary effects of toxicants.

### 1. Einleitung

Man kann folgende Kategorien ökotoxikologischer Untersuchungen unterscheiden:

- (1) Die infraorganismische Ebene; es handelt sich hier um Versuche, z. B. an Zellkulturen, an isolierten Organellen oder Organteilen.
- (2) Die Ebene der Individuen; es handelt sich um Exemplare einer Art, einer Rasse oder eines Stammes, die getestet werden.
- (3) Die biozönotische Ebene; hier geht es um ganze Ökosysteme oder Teile davon im Freiland oder im Labor.

Diese drei Ebenen unterscheiden sich nicht nur durch ihre Testobjekte, sondern durch zwei weitere wesentliche Eigenschaften: Reproduzierbarkeit und Übertragbarkeit auf Freilandverhältnisse. Die Ergebnisse von Testen der infraorganismischen Ebene sind leicht reproduzierbar. Eine Übertragbarkeit auf Freilandverhältnisse ist im allgemeinen nicht möglich. Teste der biozönotischen Ebene dagegen repräsentieren genau das Gegenteil; sie können in Form des Testens einer Umweltchemikalie an einem Gewässer die Freilandwirklichkeit selber sein, eine Reproduzierbarkeit im eigentlichen Sinne ist dagegen nicht möglich. Die Ergebnisse an Individuen dagegen sind schwer reproduzierbar und die Resultate sind bisweilen schwer auf Freilandverhältnisse übertragbar.

Dieses Schema einer Hierarchie der Testobjekte darf nicht zu starr auf die Wirklichkeit angewandt werden. Teste mit sehr zahlreichen Individuen müssen, was die Reproduzierbarkeit angeht, sicher der ersten Ebene zugeordnet werden und zwischen der Ebene der Individuen und der der Biozönose könnte man noch die der Populationen ansiedeln.

### 2. Die infraorganismische Ebene (Testebene I)

Hierzu nur wenige Worte zur Erläuterung: Teste dieser Ebene dienen u. a. der Beantwortung von Fragen, die sich aus Versuchen an Individuen ergeben. Zwei Beispiele: GRAPPUSO & KINTER (1973) fanden, daß DDT etwa ab 0,280 mg/l die Tätigkeit von Nierentubuli in vitro hemmte. Diese Konzentration liegt um eine Zehnerpotenz über der, die im umgebenden Wasser für die intakten Fische akut toxisch ist. Die Folgerung ist, daß Schädigung der Nieren nicht der primäre Effekt von DDT ist. Anders verhält es sich mit „Aroclor“, 8,3 µg/l sind in Langzeittesten lethal für *Pimephales* und hemmen die ATP-ase in Nierengewebe (KOCH, DESAIAH, YAP & CUTKOMP 1972).

Teste auf diesem Niveau können zum Vergleich der Empfindlichkeit von Arten aus terrestrischen und aquatischen Lebensräumen, bei verschiedener Schadstoffaufnahme (oral bzw. per respirationem) beitragen: SANBORN (1975) fand, daß Lebermikrosomen von Mäusen chlorierte Biphenyle weit schneller abbauen als die von Forellen. Somit ist die hohe Empfindlichkeit der Forelle nicht nur auf die bereits stark schädigende Aufnahme über die Kiemen zurückzuführen.

### 3. Teste an Individuen (Test-Ebene II)

Auf dieser Ebene sind die weitaus meisten hydrotoxikologischen Standard-Testvorschriften, Experimentalnormen etc., die von nationalen und internationalen Gremien erarbeitet wurden (für Teste des folgenden Niveaus fehlt es dagegen noch an Erfahrung). Es ist bezeichnend, daß man bei Standard-Testverfahren als Parameter der Schadwirkung meist klare Alternativreaktionen der Testorganismen wählte, wie tot – lebendig, beweglich – unbeweglich.

#### 3.1. Auswahlkriterien

Für die Auswahl von Testtierarten sind folgende Kriterien wichtig: Hinreichende Empfindlichkeit, in genügender Zahl das ganze Jahr verfügbar (möglichst im Labor züchtbar), repräsentativ für die betroffenen Gewässer, repräsentativ für bestimmte taxonomische Gruppen (z. B. Crustacea, Insecta, Pisces etc.).

Als Testorganismen scheiden wegen ihrer geringen Empfindlichkeit vor allem jene aus, die ganz oder zeitweise auf Wasser als Atemmedium verzichten können, wie z. B. *Eristalis*-Larven, Larven der *Chironomus thummi*-Gruppe, Lungenfische. Lungenschnecken sind unter diesem Aspekt weniger geeignet als Kiemenschnecken; es sei denn, man macht das Entweichen über den Wasserspiegel zum Kriterium der Schadwirkung. Die außerordentlich hohe Resistenz von Lungenschnecken ist durch Freilandbeobachtungen hinreichend belegt, z. B. FRÖMMING (1952) und IDE (1967), ebenso wie die bisweilen hohe Empfindlichkeit von Prosobranchiern (DICKSON, HENDRICKS, CROSSMANN & CAIRNS 1974).

*Artemia salina* erfüllt besonders gut die Forderung nach leichter Verfügbarkeit, das gilt vor allem für den Nauplien-Test, z. B. nach SORGELOOS, VAN DER WIELEN & PERSOONE (in Vorb.). Das Hältern geschieht in Form der Aufbewahrung der Dauereier. Doch sind Kurzzeit-*Artemia*-Tests wegen ihrer Unempfindlichkeit nur bedingt brauchbar, z. B. zu speziellen Untersuchungen, etwa zum Testen von Mischungen. An dem Vorschlag von *Artemia* als Testorganismus wird besonders deutlich, was oft entscheidendes Kriterium war: nämlich leichte Handhabbarkeit und Hälterbarkeit im Labor. Dies sind auch die gemeinsamen Eigenschaften der meisten Arten für standardisierte Verfahren (z. B. *Brachydanio* und *Daphnia magna*).

Für Formen, die für unsere Fauna „repräsentativ“ sind, besteht oft der Nachteil, daß sie nicht das ganze Jahr über in gleicher Größe und in gleichem Alter zur Verfügung stehen (z. B. Goldorfe, Forelle).

#### 3.2. Dauer und Definition von akuten und chronisch-toxischen Tests

Akute Teste lohnen auch keinen zu großen Aufwand. Man kann den Ergebnissen im besten Falle nur orientierenden Wert zubilligen. Es ist im Grunde einerlei, auf welche Testfischart man sich einigt. FOGELS & SPRAGUE (1977) stellten fest, daß die beiden Warmwasserfische *Jordanella* und *Brachydanio* im Durchschnitt von fünf getesteten Giften 4,2 bzw. 2,6 mal widerstandsfähiger waren als *Salmo gairdneri*. Andererseits können die Resultate bei Versuchen an einer Art (und Exemplaren gleichen Alters) bis um das Zehnfache differieren. Eine der unbefriedigenden Eigenschaften von Normen akuter Fischtests ist die Tatsache, daß Tiere, die moribund sind, noch die Opercularia bewegen, bei Abschluß des Tests genauso gezählt werden wie solche, die noch scheinbar ungeschädigt umherschwimmen. Eine zutreffende allgemeine Definition von akuter Toxizität gibt BROWN (1976): „The lowest concentration having an effect within a few days of continuous exposure. The effect is related to the breakdown of physiological systems and typically death is the response sought“.

Im konkreten Fall wird ebenfalls jeder zustimmen, daß 24-, 48-, 96stündige Mortalitätsteste an Fischen akute Teste sind. Chronische Teste, Lebenszyklusteste sind dagegen von verschiedener Dauer. Bestimmend ist hier die Zeit bis zur Fortpflanzungsfähigkeit; und die

differiert beträchtlich zwischen einzelnen Fischarten und noch mehr zwischen Fischarten einerseits und planktischen Krebsen andererseits. Daraus wird deutlich: Es ist willkürlich und unbegründet, die akute Toxizität einer Substanz für so verschiedene Organismen wie *Daphnia*, *Gammarus* und eine Forelle zu vergleichen und sich dabei auf gleiche Testdauer zu stützen. Gemessen an den mittleren Überlebensdauern entspricht ein 96-Stunden-Test bei *Daphnia*, einem Test von einjähriger Dauer bei einer Forelle oder einem Karpfen. Wenn man die Definition von akuten und chronischen Testen an der Lebenszeit orientierte, dann zeigte es sich, daß *Daphnia* gar nicht so empfindlich ist wie sie gilt. Teste mit Bakterien, bei denen die

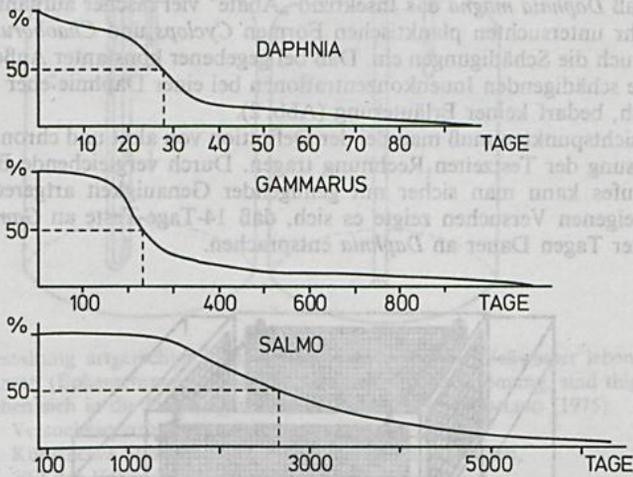


Abbildung 1. Vergleich der mittleren und maximalen Lebenszeiten von *Daphnia*, *Gammarus* und *Salmo gairdneri*. Nach Angaben von MEIJERING (1958, 1972) sowie FROST (1974).

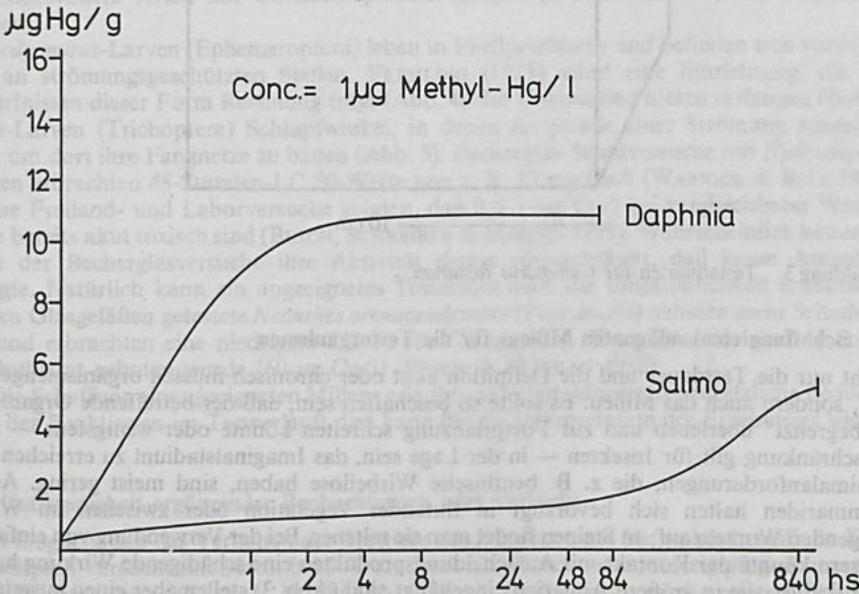


Abbildung 2. Unterschiedliche Geschwindigkeiten (in Stunden) der Methyl-Hg-Aufnahme durch *Daphnia* und Regenbogenforellen (*Salmo*). Nach Angaben von LOCK (1975). Conc. = Konzentration.

Fortpflanzungsrate gemessen wird, sind eigentlich alle chronisch.

Bei *Gammarus* wird es z. B. — gleiche Schädigungsmerkmale und gleiche Empfindlichkeit vorausgesetzt — länger dauern, bis ein Schwellenwert nachweisbar ist als bei *Daphnia*, und bei einer Forelle wiederum länger als bei *Gammarus* (Abb. 1). Es wäre wieder zu einfach, wollte man Testzeiten alleine an Lebensdauern orientieren. Wie MEIJERING (1958) zeigte, ist der Lebenslauf von *Daphnia* nicht in absoluten Zeitmaßen, sondern in der Zahl der Herzschläge zu messen, auch die Zahl der Häutungen kann zum Maß genommen werden.

Nicht nur die Dauer der Lebensläufe im allgemeinen, sondern auch die Geschwindigkeit der Schadstoffaufnahme bestimmt die Latenzzeit eines Giftes für eine gegebene Art. STÖHR (1976) fand, daß *Daphnia magna* das Insektizid „Abate“ viel rascher aufnahm als die beiden anderen von ihr untersuchten planktischen Formen *Cyclops* und *Chaoborus*. Entsprechend früher traten auch die Schädigungen ein. Daß bei gegebener konstanter Außenkonzentration einer Noxe, die schädigenden Innenkonzentrationen bei einer Daphnie eher erreicht sind als bei einem Fisch, bedarf keiner Erläuterung (Abb. 2).

Diesen Gesichtspunkten muß man bei der Definition von akut und chronisch toxisch und bei der Bemessung der Testzeiten Rechnung tragen. Durch vergleichende Beobachtung des Wirkungsverlaufes kann man sicher mit genügender Genauigkeit artgerechte Testdauern festlegen. Bei eigenen Versuchen zeigte es sich, daß 14-Tage-Teste an *Gammarus fossarum* solchen von vier Tagen Dauer an *Daphnia* entsprachen.

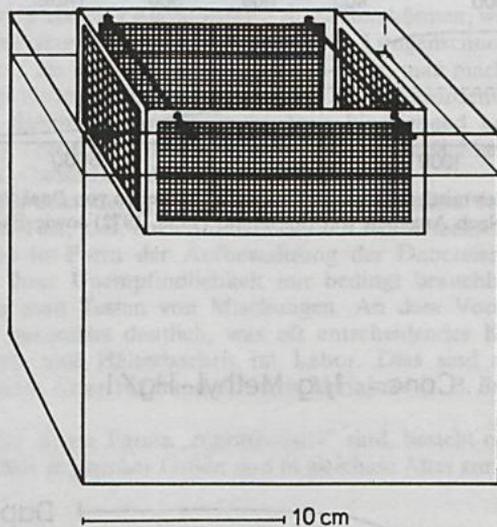


Abbildung 3. Testaquarien für *Gammarus fossarum*.

### 3.3. Schaffung eines adäquaten Milieus für die Testorganismen

Nicht nur die Testdauer und die Definition akut oder chronisch müssen organismengerecht sein, sondern auch das Milieu. Es sollte so beschaffen sein, daß der betreffende Organismus „unbegrenzt“ überleben und zur Fortpflanzung schreiten könnte oder wenigstens — diese Einschränkung gilt für Insekten — in der Lage sein, das Imaginalstadium zu erreichen. Die Minimalanforderungen, die z. B. benthische Wirbellose haben, sind meist gering. Adulte Gammariden halten sich bevorzugt in flutender Vegetation oder zwischen im Wasser hängenden Wurzeln auf; an Steinen findet man sie seltener. Bei der Verwendung von einfachen Gläsern könnte der Kontakt mit Ausscheidungsprodukten eine schädigende Wirkung haben. Drahtkäfige, die in größere Aquarien eingehängt sind (Abb. 3) stellen aber einen ausreichenden Ersatz für die genannten natürlichen Gegebenheiten dar, denn auch bei dichtem Besatz konnte eine Nachzucht gesichert werden. Diese Einrichtung wurde allerdings nur für den wenig thigmotaktischen *G. fossarum* benutzt. Sie müßte gegebenenfalls für in dieser Hinsicht

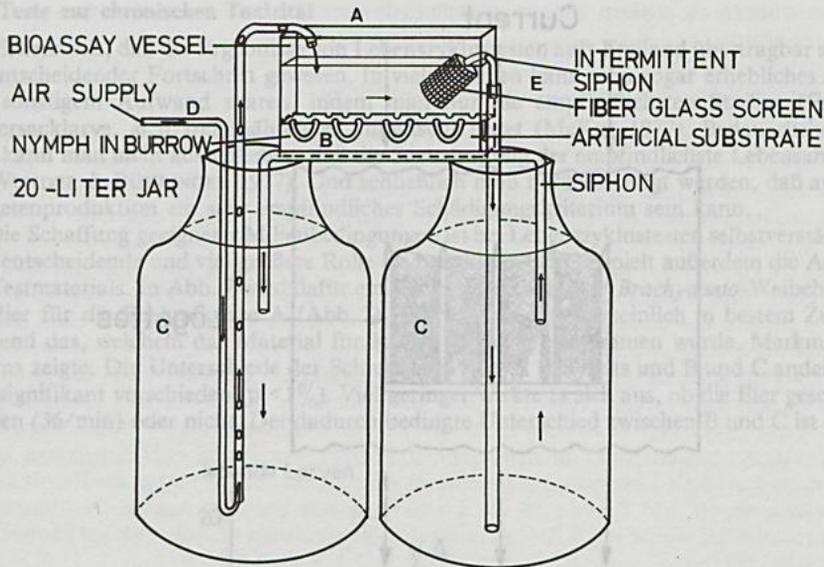


Abbildung 4. Gestaltung artgerechter Testbedingungen für die im Fließwasser lebenden *Ecdyonurus*-Larven (Ephemeroptera). Die Tiere meiden direkte Strömung, sind thigmotaktisch und ziehen sich in die U-förmigen Röhren zurück. Aus FREMLING (1975).

- A: Versuchsaquarium,
  - B: Künstliches Substrat mit Röhren, in den Larven sitzen,
  - C: 20-Liter-Vorratsgefäße,
  - D: Luftzufuhr,
  - E: Überlauf mit vorgeschaltetem Sieb.
- (Aus FREMLING 1975.)

anspruchsvollere Arten mit Unterschlupfvorrichtungen (z. B. Schlauchstücke) ausgestattet werden.

*Ecdyonurus*-Larven (Ephemeroptera) leben in Fließgewässern und befinden sich vornehmlich an strömungsgeschützten Stellen. FREMLING (1975) schuf eine Einrichtung, die den Bedürfnissen dieser Form Rechnung trägt (Abb. 4). Im Unterschied hierzu verlangen *Hydropsyche*-Larven (Trichoptera) Schlupfwinkel, in denen sie gerade einer Strömung ausgesetzt sind, um dort ihre Fangnetze zu bauen (Abb. 5). Becherglas-Standversuche mit *Hydropsyche*-Larven erbrachten 48-Stunden-LC 50-Werte von z. B. 32 mg Cu/l (WARNICK & BELL 1969). Eigene Freiland- und Laborversuche zeigten, daß 0,5–1 mg Cu/l bei vergleichbarer Wasserhärte bereits akut toxisch sind (BESCH, SCHREIBER & MAGNIN 1979). Wahrscheinlich hatten die Tiere der Becherglasversuche ihre Aktivität derart eingeschränkt, daß kaum Aufnahme erfolgte. Natürlich kann ein ungeeignetes Testmilieu auch die Empfindlichkeit erhöhen. In bloßen Glasgefäßen getestete *Neanthes arenaceodentata* (Polychaeta) nahmen mehr Schadstoff auf und erbrachten eine niedrigere LC 50 für Cu (nämlich 40 µg/l) als solche, denen ein Sandsubstrat geboten wurde (60 µg Cu/l) (PESCH & MORGAN 1978).

Die Schaffung eines geeigneten Milieus erlaubt auch eher informative zusätzliche Beobachtung der Reaktionen im Testverlauf; dies kann für die Interpretation des Ergebnisses wichtig sein.

### 3.4. Notwendigkeit ergänzender Beobachtungen oder Versuche

Es ist möglich, daß das Verhalten der Testtiere das Resultat eines Versuches beeinflusst. Dazu ein Beispiel: Versuche mit Scatol bei 5 °C an *Crenobia* erbrachten eine zweigipflige Konzentrations-Wirkungskurve (SEIBOLD 1955) (Abb. 6). Ergänzende Wahlversuche zeigten, daß Konzentrationen im Bereich des ersten Gipfels attraktiv wirkten, die Tiere das Skatol möglicherweise aktiv aufnahmen. Das darauf folgende Minimum entspricht dem Beginn des Vermeidens.

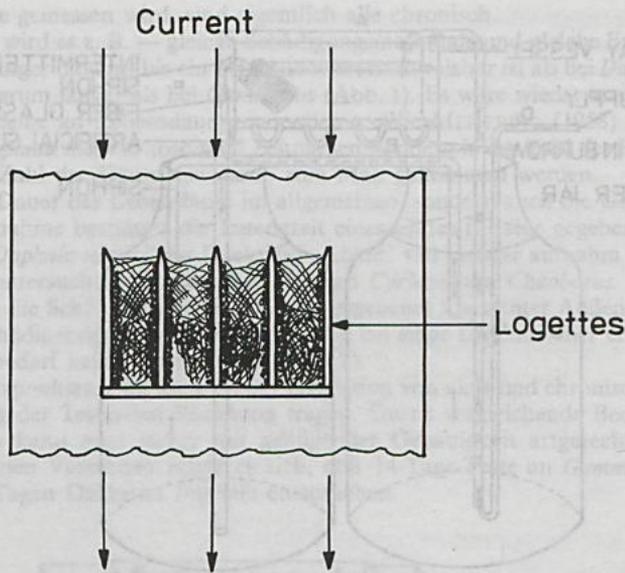


Abbildung 5. Schlupfwinkel (Logettes) für *Hydropsyche*-Larven. Pfeile deuten die Strömungsrichtung („Current“) an.

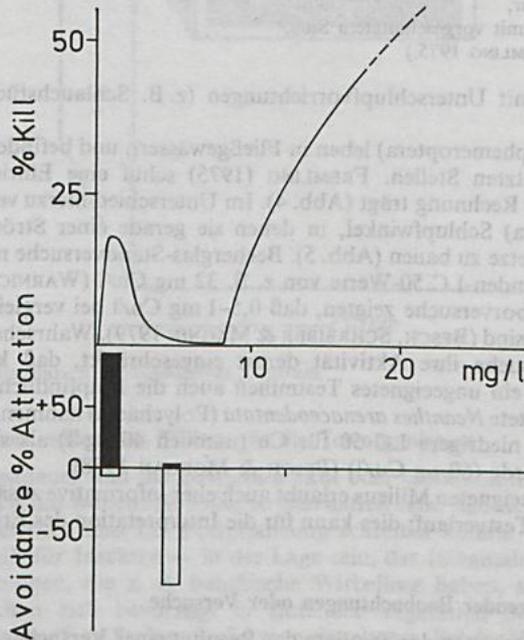


Abbildung 6. Akute Toxizität von Skatol für *Crenobia alpina* bei 5°C. Niedrigere Konzentrationen werden als angenehm empfunden, im Wahlversuch bevorzugt und deshalb schädlicher als mittlere (im Bereich von 5–8 mg/l). Auf der Ordinatenachse sind einetragend anlockende bzw. abstoßende Effekte und schädigende bzw. abtötende Wirkungen.  
(Nach SEIBOLD 1955.)

### 3.5. Teste zur chronischen Toxizität

Die Erkenntnis, daß die Ergebnisse von Lebenszyklustesten aufs Freiland übertragbar sind, ist ein entscheidender Fortschritt gewesen. In vielen Fällen kann man sogar erhebliches an Zeit und sonstigem Aufwand sparen, indem man nur die empfindlichsten Stadien (Embryo, Dottersacklarve, sich freiernährender Jungfisch) testet (McKIM 1977). Bedauerlicherweise aber kann man nicht ausschließen, daß die Sexualreifung der empfindlichste Lebensabschnitt ist (WUNDER & BÜHRINGER 1977). Und schließlich muß berücksichtigt werden, daß auch die Gametenproduktion ein sehr empfindliches Schädigungskriterium sein kann.

Die Schaffung geeigneter Milieubedingungen ist bei Lebenszyklustesten selbstverständlich. Eine entscheidende und viel größere Rolle als bei akuten Testen spielt außerdem die Auswahl des Testmaterials. In Abb. 7 wird dafür ein Beispiel gegeben: Das *Brachydanio*-Weibchen, das die Eier für die Schlupfkurve A (Abb. 7) lieferte, war augenscheinlich in bestem Zustand, während das, welchem das Material für Kurve B und C entnommen wurde, Merkmale des Alters zeigte. Die Unterschiede der Schlupfraten von A einerseits und B und C andererseits sind signifikant verschieden ( $p < 1\%$ ). Viel geringer wirkte es sich aus, ob die Eier geschüttelt wurden (36/min) oder nicht. Der dadurch bedingte Unterschied zwischen B und C ist gering.

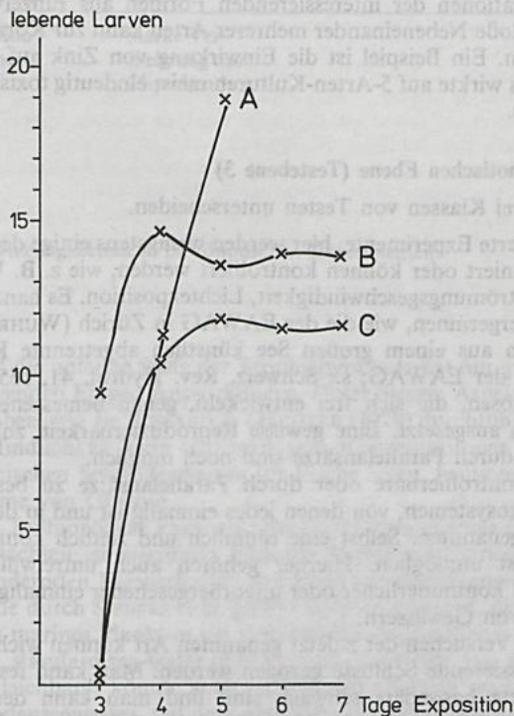


Abbildung 7. Unterschiedliche Schlupfraten von *Brachydanio*-Eiern zweier verschiedener Weibchen (A bzw. B u. C) sowie bei Schütteln und Nicht-Schütteln der Inkubationsgefäße.

Auf jeden Fall muß alles getan werden, daß der Testorganismus im Kontrollansatz möglichst hohe Leistungen erbringt. Um so empfindlicher kann der Nachweis schädigender Substanzen geführt werden. Deshalb können chronische Teste nur durch Personen mit langer Erfahrung durchgeführt werden.

Teste an frühen Lebensstadien sollten stets auch systematisch dazu genutzt werden, Vorhandensein, Ausmaß und Art von teratologischen Erscheinungen festzustellen. Derartige wird selbst in der Literatur (z. B. OZOH 1979) nur ausnahmsweise und episodisch getan. Entsprechend gilt es, die ohnehin so aufwendigen Lebenszyklusteste für pathologische Beobachtungen zu nutzen. Derartige Befunde könnten dazu beitragen, die Herkunft von Krankheiten freilebender Fische zu klären. Und die Kenntnis der Verbreitung gewisser

Fischkrankheiten in unseren Flüssen und Seen könnte ein Beitrag zur Gewässerqualitätskartierung werden.

### 3.6. Simultanversuche mit mehreren Arten

Den höchsten Kompliziertheitsgrad auf der Ebene 2 stellen sog. Mikrokosmos- oder Multi-speziesversuche dar. Bei ihnen kommt eine begrenzte Anzahl von bestimmten Arten zur Verwendung. Diese sind Repräsentanten wesentlicher Trophiestufen, Produzenten, Primär- und Sekundärkonsumenten. Als Beispiel hierfür sei die Arbeit von TERHAAR, EWELL, DZIUBA, WHITE & MURPHY (1977) genannt, in der Algen, Daphnien, Muscheln und Fische simultan zum Einsatz kamen. Ziel war es, zwei Metalle, nämlich Ag und Hg auf Biomagnifikation zu prüfen. Dabei mußte eine Gruppe der Indikatorformen den Schadstoff oral und per respirationem, die andere nur über das Wasser aufnehmen. Eine Reproduzierbarkeit eines solchen komplizierten Mosaiks von Einzelversuchen ist noch gegeben, wenngleich die Resultate, hier die Biomagnifikationsfaktoren, mit großen Ungenauigkeiten behaftet sind; zugleich leitet dieser Typ sehr aufwendiger Teste zu jenen der dritten, der biozönotischen Ebene über.

Auf Teste dieser Art kann man nicht verzichten, auch wenn man die Reaktionen und Schwellenkonzentrationen der interessierenden Formen aus Einzelversuchen genau kennt. Denn schon das bloße Nebeneinander mehrerer Arten kann zur Korrektur der Resultate von Einzeltests zwingen. Ein Beispiel ist die Einwirkung von Zink auf marine Diatomeen und Dinoflagellaten. Es wirkte auf 5-Arten-Kulturen meist eindeutig toxischer als auf Monokulturen (KAYSER 1977).

### 4. Teste der biozönotischen Ebene (Testebene 3)

Man kann hier zwei Klassen von Testen unterscheiden.

- (1) Halb kontrollierte Experimente; hier werden wenigstens einige der abiotischen Bedingungen genau definiert oder können kontrolliert werden, wie z. B. Wassertiefe, Substratbeschaffenheit, Strömungsgeschwindigkeit, Lichtexposition. Es handelt sich z. B. um Serien von Fließwassergerinnen, wie die der EAWAG in Zürich (WUHRMANN & EICHENBERGER 1980) oder um aus einem großen See künstlich abgetrennte Kleingewässer (z. B. die Melimexstudie der EAWAG; s.: Schweiz. Rev. Hydrol. 41, 165ff., 1979). Hier werden jeweils Biozönos, die sich frei entwickeln, genau bemessenen Konzentrationen der Testsubstanzen ausgesetzt. Eine gewisse Reproduzierbarkeit, zumindest aber ungefähre Bestätigungen durch Parallelansätze sind noch möglich.
- (2) Nicht mehr kontrollierbare oder durch Parallelansätze zu bestätigende Versuche an natürlichen Ökosystemen, von denen jedes einmalig ist und in der Regel formreicher als die unter (1) genannten. Selbst eine räumlich und zeitlich kontrollierte Verteilung des Schadstoffes ist unmöglich. Hierher gehören auch unfreiwillige Versuche in Form geduldeter und kontinuierlicher oder unvorhergesehener einmaliger unfallbedingter Kontaminationen von Gewässern.

Aber auch aus Versuchen der zuletzt genannten Art können wichtige über den speziellen Fall hinaus interessierende Schlüsse gezogen werden: Man kann feststellen, welche Glieder einer Nahrungskette besonders schwach sind und man kann den Wirkungsweg in der Trophiepyramide verfolgen. Tab. 1 gibt dafür einige Beispiele. Es ist auf den ersten Blick überraschend, daß manche Schadstoffe, die sich in Labortests für eine Art als schädlich erwiesen, z. B. Toxaphen für *Gammarus lacustris* SANDERS (1969), in den gleichen Konzentrationen von 5—25 µg/l im Freiland eine fördernde Wirkung ausüben (Tab. 1). Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß die Einwirkung einer gegebenen Art auf wenigstens drei verschiedenen Wegen erfolgt:

- direkt (schädigend);
- indirekt (schädigend) durch Elimination von Beute oder Wirtsorganismen;
- indirekt (fördernd) durch Elimination von Räubern oder Parasiten.

Es kommt jeweils darauf an, welcher der Faktoren überwiegt. Im Falle der Tubificiden in der Studie von LANG & DOBLER (1979) (s. Tab. 1) ist es die Förderung durch die Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse aufgrund verringerter Produktion (nimmt man die Besatzdichte als Kriterium).

	Wirkungen			
	primäre	sekundäre	tertiäre	
Toxaphen	Elimination räuberischer Heteroptera	dichterer <i>Gammarus</i> -Besatz	-	NEEDHAM 1966
Cu/Zn/Cd Pb-Cocktail	Reduktion von Primärproduktion verringerte Reproduktionsrate von Tubificiden	verringertes O <sub>2</sub> -Defizit am Boden	dichterer Tubificiden-Besatz	LANG & DOBLER 1979
Cu	Elimination von Ciliaten (Nahrungskonkurrenz)	Wachstumsförderung von <i>Artemia</i> -Larven	-	SALIBA & KRZYZ 1976
Rotenon	Elimination von Orthocladinae	starke Vermehrung des Phytobenthos	-	WUHRMANN & EICHENBERGER 1980 SALIBA & KRZYZ 1976

Tabelle 1. Beispiele für Wirkungsketten in biozönotischen Experimenten.

Primäre Wirkung auf die unterste Stufe der Trophiepyramide hat mit großer Wahrscheinlichkeit auch auf die folgenden Etagen Auswirkungen. Unter diesem Aspekt sind die Tests an Plankton aus Schöpfproben, wie sie BOSSARD & GÄCHTER (1979) durchführten, von besonderem Interesse. Die Empfindlichkeit kann sehr hoch sein. Konzentrationen von Schwermetallen, die unter den chronischen Schwellenwerten für Fische lagen, hemmten bei einstündiger Einwirkung die Aufnahme von Glucose.

Die Schöpfprobe als Teilbiozönose kann also als ein Testorganismus (höherer Ordnung) benutzt werden. Von Nachteil ist allerdings fehlende Reproduzierbarkeit, wegen der sich räumlich und zeitlich ändernden Eigenschaften der Planktonzusammensetzung.

Dieses Problem wurde durch SIEBERS et al. (1981) zu lösen versucht, die in der Aufnahme von Aminosäuren durch marines Plankton ein vergleichbar empfindliches Kriterium fanden. Sie verwandten aber ein „standard sea-water of low bacterial activity“ von etwa gleichbleibenden Eigenschaften. Vergleichbares könnte auch im Süßwasserbereich realisiert werden. Zum Beispiel ein Standard-Bodenseewasser, mit dem man kritische Schadstoffe — wie sie im Rhein vorkommen — alleine und in Kombinationen testen könnte.

Es kann aber umgekehrt gerade von Interesse sein zu untersuchen, ob eine bestimmte Biozönose belastet war. Ihre Glieder werden dann eine besonders hohe Resistenz gegenüber den in Frage kommenden Noxen aufweisen. Die genannte Methode von BOSSARD und GÄCHTER ist gerade hier auch anwendbar.

In diesem Zusammenhang können außerdem auch einfache akute Laborteste wertvolle Teilinformation liefern. FRASER et al. (1978) fanden, daß *Asellus* aus bleibelasteten Gewässern geringere Empfindlichkeit aufweisen als solche aus unbelasteten.

#### Dankagung

Besonderen Dank für Hilfe bei der Durchführung der Arbeiten zu diesem Beitrag schulde ich Frau S. UHLEMANN (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) und Herrn E. MAYER (Landessammlungen für Naturkunde, Karlsruhe).

## Literatur

- BESCH, W. K., SCHREIBER, Irmela & MAGNIN, E. (1979): Influence du Sulfate de Cuivre sur la Structure du Filet des Larves d'*Hydropsyche* (Insecta, Trichoptera). – *Annl. Limnol.* **15**, 123–138.
- BOSSARD, P. & GÄCHTER, R. (1979): Melimex, an experimental heavy metal pollution study: Effects of increased heavy metal load on uptake of glucose by natural planctonic communities. – *Schweiz. Z. Hydrol.* **41**, 261–270.
- BROWN, V. M. (1976): Advances in testing the toxicity of substances to fish. – *Chem. Industry, London*, 21. Febr. 1976, 143–149.
- DICKSON, K. L., HENDRICKS, A. C., CROSSMAN, J. S. & CAIRNS, jr. J., (1974): Effects of intermittently chlorinated cooling tower blowdown on fish and invertebrates. – *Environm. Sc. Technol.* **8**, 845–849.
- FOGELS, A. & SPRAGUE, J. B. (1977): Comparative short-term tolerance of Zebrafish, Flagfish and Rainbow trout to five poisons including potential reference toxicants. – *Water Research* **11**, 811–817.
- FRASER, J., PARKIN, D. T. & VERSPOOR, E. (1978): Tolerance to lead in the freshwater isopod *Asellus aquaticus*. – *Water Research* **12**, 637–641.
- FREMLING, C. R. (1975): Acute toxicity of the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol (TMF) to nymphs of mayflies (*Hexagenia* sp.). – *US. Dept. Int. Fish. and Wildlife Ser., Investigations in Fish Control* **58**, 8 p.
- FROMMING, E. (1952): Biologie der mitteleuropäischen Süßwasserschnecken. 313 S. – Berlin (Duncker und Humblot).
- FROST, W. E. (1974): A survey of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Britain and Ireland. – *Salmon and Trout Assoc. (London) July 1974*; 36 p.
- GRAPPUSO, P. A. & KINTER, L. B. (1973): DDT-inhibition of active chlorophenol red transport in goldfish (*Carassius auratus*) renal tubules. – *Bull. Environm. Contamin. Toxicol.* **10**, 181–186.
- IDE, F. P. (1967): Effects of forest spraying with DDT on aquatic insects of salmon streams in New Brunswick. – *J. Fish. Res. Bd. Can.* **24**, 769–805.
- KAYSER, H. (1977): Effect of zinc on the growth of mono- and multispecies cultures of some marine plankton algae. – *Helgoländer Wiss. Meeresunters.* **30**, 682–696.
- KOCH, R. B., DESAIAH, D., YAP, H. H. & CUTKOMP, L. K. (1972): Polychlorinated biphenyls: Effect of longterm exposure on ATPase activity in fish, *Pimephales promelas*. – *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* **7**, 87–92.
- LANG, C. & DOBLER, B. (1979): Melinex, an experimental heavy metal pollution study. Oligochaetes and Chironomid larvae in heavy metal loaded and control limnocorrals. – *Schweiz. Z. Hydrol.* **41** (2), 271–276.
- LOCK, R. C. A. (1975): Uptake of methylmercury by aquatic organisms from water and food, in: KOEMAN u. STRIK (eds.), *Sublethal Effects of Toxic Chemicals on Aquatic Animals*, 61–79. – Amsterdam.
- McKIM, J. M. (1977): Evaluation of tests with early life stages of fish for predicting long term toxicity. – *J. Fish. Res. Board Can.*, **34** (8) 1143–1147.
- MEIJERING, M. P. D. (1958): Herzfrequenz und Lebenslauf von *Daphnia magna* STRAUS. – *Zschr. wiss. Zool.* **161**, 239–265.
- (1972): Physiologische Beiträge zur Frage der systematischen Stellung von *Gammarus pulex* (L.) und *Gammarus fossarum* KOCH (Amphipoda). – *Crustaceana Suppl.* **3**, 313–325.
- NEEDHAM, R. G. (1966): Effects of toxaphene on plankton and aquatic invertebrates in North Dakota Lakes. – *Res. Publ. US FWS* **8**, 16 p.
- OZOH, P. T. E. (1979): Malformations and inhibitory tendencies induced to *Brachydanio rerio* (HAMILTON-BUCHANAN) eggs and larvae due to exposure in low concentrations of lead and copper ions. – *Bull. Envir. Cont. Toxicol.* **21**, 668–675.
- PESCH, C. E. & MORGAN, D. (1978): Influence of sediment in copper toxicity tests with the polychaete *Neanthes arenaceodentata*. – *Water Research* **12**, 747–751.
- SALIBA, L. J. & KRZYZ, R. M. (1976): Acclination and tolerance of *Artemia salina* to copper salts. – *Marine Biology* **38**, 231–238.
- SANBORN, J. R., CHILDERS, W. F. & METCALF, R. L. (1975): Uptake of three polychlorinated biphenyls, DDT and DDE by the green sunfish *Lepomis cyanellus* RAF. – *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* **13**, 209–217.
- SANDERS, M. O. (1969): Toxicity to the crustacean *Gammarus lacustris*. – *Techn. Pap. US Bur. Sport Fish. Wildl.* **25**, 1–18.
- & COPE, O. B. (1966): Toxicities of several pesticides to two species of Cladocerans. – *Trans. Am. Fish. Soc.* **95**, 165–169.
- SEIBOLD, A. (1955): Die Einwirkung von organischen Fäulnisstoffen auf tierische Leitformen des Saprobien-systems. – *Vom Wasser* **22**, 90–166.
- SIEBERS, D., HOPPENHEIT, M. & HARMS, U. (1981): Mercury influence uptake of amino-acid by marine bacteria. – *Marine Ecol. Progr. Ser.* **6**, 111–113.
- SORGELOOS, P., WIELEN, C. R. VAN DER & PERSOONE, G. (in Vorb.): The use of *Artemia* nauplii for toxicity tests – a critical analysis. – *Ecotoxicology and Environmental Safety*.

STÖHR, L. (1976): Aufnahme, Anreicherung und Abgabe des Insektizides Abate bei verschiedenen tierischen und pflanzlichen Organismen. - Dipl. Arbeit Fachbereich Biol. Univ. Mainz (Version abregée 4p).

TERHAAR, C. J., EWELL, W. S., DZIUBA, S. P., WHITE, W. W. & MURPHY, P. J. (1977): A laboratory model for evaluating the behaviour of heavy metals in an aquatic environment. - *Water Research* 11, 101-110.

WARNICK, S. L. & BELL, H. L. (1969): The acute toxicity of some heavy metals to different species of aquatic insects. - *J. Water Poll. Contr. Fed.* 41, 280-284.

WUHRMANN, K. & EICHENBERGER, E. (1980): Künstliche Bäche als Hilfsmittel der experimentellen Fließgewässerökologie - *Vom Wasser* 54, 1-8.

WUNDER, W. & BÜHRINGER, H. (1977): Wirbelsäulenverkürzung (Osteosklerose) bei Laichfischen der Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri* RICH.). - *Natur und Museum* 107, 333-337.

Anschrift des Verfassers: Dr. Wulf K. Besch, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 4060, D-7500 Karlsruhe.

Die Arbeit wurde im Rahmen der Sonderforschungsbereichsprojekte des Deutschen Forschungsgemeinschafts (DFG) zur Erforschung der Wirkung von Schadstoffen im Gewässer durchgeführt. Die Arbeit wurde von Herrn Prof. Dr. G. Eichenberger geleitet. Die Arbeit wurde im Rahmen der Sonderforschungsbereichsprojekte des Deutschen Forschungsgemeinschafts (DFG) zur Erforschung der Wirkung von Schadstoffen im Gewässer durchgeführt. Die Arbeit wurde von Herrn Prof. Dr. G. Eichenberger geleitet. Die Arbeit wurde im Rahmen der Sonderforschungsbereichsprojekte des Deutschen Forschungsgemeinschafts (DFG) zur Erforschung der Wirkung von Schadstoffen im Gewässer durchgeführt. Die Arbeit wurde von Herrn Prof. Dr. G. Eichenberger geleitet.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Decheniana](#)

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: [BH\\_26](#)

Autor(en)/Author(s): Besch Wulf K.

Artikel/Article: [Kritische Bewertung der Rolle von toxikologischen Tests bei der Gewässerüberwachung 67-77](#)