

PŘÍRODOVĚDNÉ

PRÁCE

ÚSTAVŮ

ČESKOSLOVENSKÉ

AKADEMIE VĚD

V BRNĚ

ACTA SCIENTIARUM

NATURALIUM

ACADEMIAE

SCIENTIARUM

BOHEMOSLOVACAE

BRNO

XI • NOVA SERIES

1977

3

Jana Trnková

**DIE TOXISCHE WIRKUNG
DES ENDRINS AUF AQUATISCHE
WIRBELLOSE**

ACADEMIA • PRAHA

PRIVATE LIBRARY
OF WILLIAM L. PETERS

Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum bohemoslovacae – Brno

Abbreviation: Acta Sc. Nat. Brno

Přírodovědné práce ústavů Československé akademie věd v Brně (Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum bohemoslovacae – Brno) is a continuation of the periodicals *Práce Moravské přírodovědecké společnosti (Acta Societatis scientiarum naturalium moraviae)* I–XXVI, 1924–1954, and *Práce Brněnské základny Československé akademie věd (Acta Academiae scientiarum čechoslovenicae Basis brunensis)* XXVII–XXXIV, 1955–1962. Published by the Czechoslovak Academy of Sciences in the Publishing House ACADEMIA, Vodičkova 40, 112 29 Prague, Czechoslovakia.

Address of the Editor's Office (manuscripts, proofs, etc.): Institute of Vertebrate Zoology of the ČSAV, Květná 8, 603 65 Brno, Czechoslovakia.

Editor-in-Chief: Academician Josef Kratochvíl, Brno

Assistant Editor: Juliana Hobstová

Editorial Board: Ing. Vlastimil Baruš, DrSc., Corresponding Member of the ČSAV, Director of the Institute of Vertebrate Zoology of the ČSAV, Brno
Doc. RNDr. Jaromír Demek, DrSc., Director of the Institute of Geography of the ČSAV, Brno
RNDr. Milena Rychnovská, CSc., Head of the Ecological Department of the Institute of Botany of the ČSAV, Brno
Prof. RNDr. Josef Sekanina, DrSc., Corresponding Member of the ČSAV

Linguistic collaboration: Dr. Ing. R. Obrtel, CSc. (English), Dr. J. Gruna (German), Ing. E. Bezdíčková (Russian), Doc. Dr. V. Stupka, CSc. (French)

Graphic collaboration: Anna Pleskačová

*With compliments,
J. Trnková*

Přírodovědné práce ústavů
Československé akademie věd
v Brně

Acta Sc. Nat. Brno, 11 (3): 1–30

Jana Trnková

**DIE TOXISCHE WIRKUNG
DES ENDRINS AUF AQUATISCHE
WIRBELLOSE**

ACADEMIA

Nakladatelství Československé akademie věd

Praha 1977

Eingelaufen am 3. November 1976

Wissenschaftlicher Redakteur: **Ing. V. Baruš, DrSc.,** korresp. Mitglied der ČSAV

Rezensent: **RNDr. Z. Šebek, CSc.**

Abstraktum

In der Zeit von 1972 bis 1975 wurde die Wirkung des Endrins in Form des Präparats ENDRIN 20 SPOLANA auf einige Arten der aquatischen Wirbellosen im Rahmen der Untersuchung der Wirkung dieses Pestizids in Oberflächenwassern untersucht. Ermittelt wurden die Hauptparameter der Toxizität (LC 50, LC 90) für Wirbellose aus stehendem und fließendem Wasser. Unter den getesteten Arten war *Daphnia pulex* mit dem Wert LC 50 (72 St.) bei 20 °C 8.10⁻⁹ mg/l am empfindlichsten, während sich *Tubifex tubifex* mit dem Wert LC 50 (72 St.) bei 20 °C 21,11 mg/l am widerstandsfähigsten erwies.

Die toxische Wirkung des Endrins auf die Entwicklungsstadien der Modellarten *Asellus aquaticus*, *Cloeon dipterum* und *Culex pipiens* wurde ebenfalls verfolgt. Die Juvenilstadien waren in der Regel empfindlicher als erwachsene Individuen.

Es wurde festgestellt, daß die Laborbedingungen (Alter der verdünnten Emulsion des Toxikans, Emulsionstemperatur, Nichtanwesenheit eines Substrats in den Testgefäßen) die Ergebnisse der Experimente empfindlich beeinflussen können.

Bewiesen wurde auch, daß sich Endrin in den Geweben mancher wirbelloser Wassertiere in Mengen akkumuliert, die bis 100mal größer sind als die Konzentration der Testemulsion, und in diesen Geweben mehrere Monate persistiert.

Endrin erwies sich im großen und ganzen für die meisten wirbellosen Wassertiere als stark toxisch, besonders für ihre Entwicklungsstadien.

Inhalt

Einleitung	3
Literaturübersicht	4
Material und Methodik	6
Ergebnisse	10
Toxizität des Endrins für manche Arten der aquatischen Wirbellosen	10
Organismen des stehenden Wassers	10
Organismen des fließenden Wassers	14
Indikatororganismen	16
Die toxische Wirkung des Endrins auf Entwicklungsstadien von Modellarten der aquatischen Wirbellosen	17
Aquatische Krustentiere	17
Wasserinsekten	19
Einfluß der Experimentbedingungen auf die Endrin-Toxizität	21
Akkumulation des Endrins in Geweben der aquatischen Wirbellosen	22
Diskussion	24
Zusammenfassung	27
Summary	29
Резюме	29
Literatur	29

Einleitung

Mit der zunehmenden Chemisierung der Landwirtschaft und der immer häufigeren Verwendung von Pestizidpräparaten tritt das Problem der chemischen Umweltverseuchung immer dringender in den Vordergrund.

Auch die Wasserbiozöosen sind gefährdet. In Bäche, Flüsse und Teiche können die Pestizide nach der Anwendung auf dem Feld durch Abschwemmung bei Niederschlägen, Durchsickern von Bodenschichten oder bei Nichteinhaltung der vorgeschriebenen Sicherheitsvorkehrungen der Arbeit mit Pestiziden gelangen. Manchmal werden die toxischen Stoffe gegen Entwicklungsstadien schädlicher Insekten appliziert.

Manche Pestizide wirken nach dem Eindringen in das Wasser total unselektiv auf die Wasserfauna. Sie vermögen die chemischen und physikalischen Eigen-

schaften des Wassers zu ändern, das biologische Gleichgewicht und die im Wasser verlaufenden Selbstreinigungsprozesse durch Wirkungen auf die Mikroflora zu stören, die Menge und Artenzusammensetzung der wirbellosen Wassertiere zu beeinflussen und üben meist auch auf Fische starke toxische Wirkungen aus. Sie vermindern die Fischproduktion, können sich in den Fischgeweben ansammeln und stellen damit auch eine Gefahr für den Menschen vor.

Nachdem die aquatischen Wirbellosen einen wesentlichen Bestandteil der Fischnahrung bilden, ist es angezeigt, die angedeuteten Wirkungen jener Pestizide genauer zu kennen, die in die Oberflächenwasser eindringen können.

Als Modelltoxikans wurde in der vorliegenden Arbeit das zu der Gruppe der chlorierten Kohlenwasserstoffe gehörende Pestizid Endrin in Form des Präparats ENDRIN 20 SPOLANA gewählt. Die Versuche mit diesem Stoff sollten die Hauptparameter der Toxizität für geläufige Arten der Wirbellosen unserer stehenden und fließenden Wasser ermitteln. Besondere Aufmerksamkeit galt jenen Organismen, die gegen Endrin am empfindlichsten sind. Außerdem wurde die toxische Wirkung des Endrins auf Entwicklungsstadien von Modellarten der aquatischen Wirbellosen festgestellt. Wir untersuchten auch den Einfluß der Experimentbedingungen auf die Toxizität des Präparats und verfolgten die Akkumulation des Endrins in den Geweben der Versuchstiere.

Das Endziel der Arbeit mit dem Endrin war die Feststellung seiner Wirkungen bei dem Eindringen in das Wassermilieu auf die Wasserbiozönose, auf Lebewesen verschiedener taxonomischer Gruppen, die in unseren stehenden und fließenden Wassern leben.

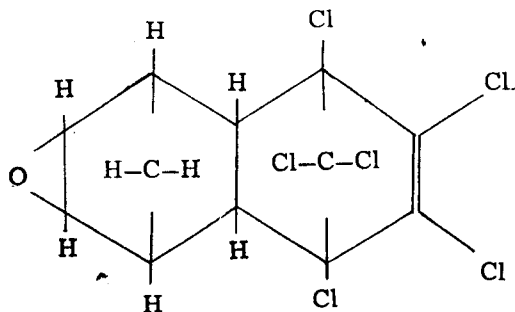
Ich halte es für meine angenehme Pflicht allen zu danken, die mit Hilfe und Rat zu meiner Arbeit beigetragen haben.

Zu Dank verpflichtet bin ich dem Akademiker J. Kratochvíl, Ing. V. Baruš, DrSc., korresp. Mitglied der ČSAV, MUDr. M. Přivora, CSc., RNDr. Z. Šebek, CSc., Ing. I. Novotný, CSc., Ing. M. Peňáz, CSc. und prom. Biol. E. Wohlgemuth für ihre wertvollen Winke im Verlauf des experimentellen Abschnitts der Arbeit und bei ihrer Veröffentlichung. Ich danke auch RNDr. I. Breyl für die chemischen Analysen und Ing. Šampalík für die Berechnungen der experimentellen Ergebnisse.

Literaturübersicht

Bis in die jüngste Zeit wurden als Insektizide und Rodentizide Mittel aus der Gruppe der chlorierten Kohlenwasserstoffe verwendet. Zu dieser Gruppe gehört auch das Endrin, das unsere Landwirtschaft noch immer als wirksames Rodentizid zur Ausrottung der Feldmaus benützt.

Endrin ist ein zyklischer Kohlenwasserstoff mit Endomethylen-Brücke. Seine chemische Formel lautet 1, 2, 3, 4, 10, 10-hexachloro-exo-6, 7-epoxy-1, 4, 4a, 5, 6, 7, 8, 8a-oktahydro-1, 4-endo-endo-5, 8-dimantanonaphthalen. Die Strukturformel:



Die Summenformel des Endrins ist $C_{12}H_8OCl_6$, sein Molekulargewicht beträgt 380 926. Reines Endrin ist ein weißer kristallischer Stoff, fast unlöslich in Wasser, teilweise löslich in organischen Lösungsmitteln (beispielsweise Zyklohexan, Toluol). Seine Dichte beträgt $1,43 \text{ g/cm}^3$ bei 20°C . Es schmilzt und zersetzt sich bei 200°C , ist in neutralem und alkalischem Milieu beständig, zerfällt unter dem Einfluß von Säuren und Schwermetallsalzen (Nergerbon 1959).

Endrin ist seit dem Jahr 1952 bekannt (Obenberger & Trojan 1971) und wurde ursprünglich als Kontakt- und Fraßinsektizid gegen Heuschrecken, Fliegen, Kohlweißlingsraupen und andere Schädlinge verwendet (Nergerbon 1959, Thompson 1971). Seit dem Jahr 1956, als Horsfall die rodentiziden Wirkungen des Endrins entdeckte, wurde es auch als hochwirksames Rodentizid in Form von Flächenbesprühungen eingesetzt (Morris 1970, 1972). (Bei uns beispielsweise gegen die Feldmaus).

Durch die Verwendung des Endrins und aller übrigen Pestizide werden die Tagwasser äußerst ungünstig beeinflusst. Manche Flüsse in den USA sind durch ständige Verwendung pestizider Stoffe dauernd mit DDT, Dieldrin und Endrin in Konzentrationen bis $0,001 \text{ mg/l}$ verseucht (Weaver & al. 1965, Novak & Rao ex Muirhead-Thompson 1971, Sauborn & Ching-Chien 1973, Willis & Hamilton 1973).

Endrin wirkt auf die gesamte Wasserfauna stark negativ und ist für Fische ausgesprochen giftig, besonders für jüngere Entwicklungsstadien (Iyatom i & al. 1958, Chaudhuri 1972). Manche aquatische Wirbellose sind gegen Endrin derartig empfindlich, daß man mit ihrer Hilfe Spuren Mengen nachweisen kann, die sich chemisch schwer entdecken ließen (Kocher & al. 1953).

Endrin wurde als Insektizid gegen Wasserlarven der Überträger von Infektionskrankheiten häufig unmittelbar im Wasser appliziert (Rosen 1967, Mulla & al. 1969). Die Untersuchungen an Mückenlarven zeigten, daß Endrin ein schwächeres Larvizid ist als DDT (Muirhead-Thompson 1971). Langfristige Verwendung von Endrin als Larvizid führt nicht zu den erwarteten Ergebnissen, es kommt nämlich zur Entstehung resistenter Populationen (Keppler 1965).

Die negative Wirkung des Endrins auf die als Fischnahrung wichtige Wasserfauna wurde vor allem bei Planktonorganismen beobachtet. Ruber (1963) vergleicht die Wirkung dreier Insektizide – Endrin, Baytex (Fenthion) und DDT – auf *Cladocera* (*Ceriodaphnia quadrangulata*), *Copepoda* (*Microcyclops bicolor*) und *Ostracoda* (*Cypridopsis vidua*). Für *Cladocera* steht die Toxizität des Endrins zwischen DDT und Baytex, für *Copepoda* und *Ostracoda* ist Endrin das giftigste aller Präparate.

Sanders & Cope (1966) führen für *Cladocera* folgende Werte der akuten Endrin-Toxizität an: LC₅₀ (48 St.) für *Daphnia pulex* bei $15,5^\circ\text{C}$ $0,200 \text{ mg/l}$, LC₅₀ (48 St.) für *Simocephalus serrulatus* bei $15,5^\circ\text{C}$ $0,026 \text{ mg/l}$, für *D. magna* LC₅₀ (24 St.) bei 20°C $0,900 \text{ mg/l}$.

Mit dem Testen einiger chlorierter Kohlenwasserstoffe einschließlich des Endrins auf Plecopterenlarven, als Vertreter einer wichtigen Nahrungskomponente der Forelle und anderer Fische, befaßten sich Jensen & Gauffin (1964). Sie bringen folgende Endrin-Werte: LC₅₀ (72 St.) für *Pteronarcys californica* $0,0037 \text{ mg/l}$ und *Acroncuria pacifica* $0,0069 \text{ mg/l}$. Endrin wirkt also auf diese Arten toxischer als Aldrin und DDT.

Das Verdienst der bisherigen Untersuchungen war es vor allem, daß sie auf die Verseuchungsgefahr der Oberflächenwasser und sonstigen Ökosysteme aufmerksam gemacht haben. Die künftige Praxis zielt auf die Eindämmung der Pestizide mit hoher toxischer Wirkung und langfristiger Persistenz, und auf

ihren Ersatz durch andere Giftstoffe, die in der Natur keine so gefährlichen Folgen zeitigen können (Muirhead-Thompson 1971).

Material und Methodik

In den Jahren von 1972 bis 1975 wurden Experimente vorgenommen, die die toxische Wirkung des Endrins auf aquatische Wirbellose feststellen sollten. Getestet wurden Arten, die das Plankton, Phytos und Benthos aus stehendem und Organismen aus fließendem Wasser vertreten.

Das Material des Experiments wurde den Teichen in der Umgebung von Studenec, Bez. Třebíč, entnommen, die Organismen des fließenden Wasser wurden aus der Rokytná in Moravské Budějovice (Bez. Třebíč), in Tulešice (Bez. Brno-Land) und aus dem Bělá-Flüßchen westlich von Boskovice (Bez. Blansko) gewonnen.

Als Versuchsarten haben wir Arten der für unsere stehenden und fließenden Wasser charakteristischen taxonomischen Gruppen gewählt, die als Nahrungskomponente der Fische relevant sind.

Das Material der Experimente mußte eine nach der Größe, Entwicklungsstufe und Kondition homogene Gruppe bilden. Die Tiere wurden nach dem Abfang immer 48 Stunden lang in Karantäne gehalten; aus den Versuchen haben wir verwundete und geschwächte Individuen ausgeschlossen, bei Insektenlarven sahen wir zu, daß die getesteten Individuen nicht gerade im Stadiumwechsel standen.

Die Experimente zur Feststellung der Toxizität des Endrins nahmen wir im Laboratorium vor, in dem sich die Lufttemperatur zwischen 18 bis 22 °C bewegte. Die Arten des fließenden Wassers wurden in einem kühlen Kellerraum bei Temperaturen von 13 bis 16 °C getestet.

Als Gefäße verwendeten wir je nach dem Testmaterial gläserne Kristallisationsschalen mit Stürze und 250 ml oder weiße bzw. gelbe PVC-Tiegel SOLOKUP mit 200 ml Fassungsraum. In einem Gefäß wurden je nach der Größe 10 bis 30 Versuchstiere getestet.

Jede einzelne Art wurde zuerst in einem Orientationsversuch zwecks Feststellung des Intervalls der Konzentrationen getestet, bei denen es zum Absterben kommt. Aus diesem Intervall wurde dann die Größenordnung der Konzentrationsreihe der eigentlichen Versuche bestimmt. Die Konzentrationen der Experimente bildeten in den meisten Fällen steigende geometrische Reihen mit dem Quotienten 10.

Im Laufe der Experimente ermittelten wir die Mortalität der Versuchstiere in Abhängigkeit von der Zeit und Konzentration. Die Exposition der Versuchstiere in der toxischen Emulsion dauerte jeweils 72 Stunden; während dieser Zeit verfolgten wir das Absterben in fünfständigen Intervallen. Als Kriterium der Mortalität galt bei den verschiedenen Arten der Lebewesen die Unbeweglichkeit bei Berührung und Atonie des Körpers, bei Ephemeridenlarven die Einstellung der Atembewegungen. Nach jedem Versuch kontrollierten wir die Überlebenden in reinem Wasser. Die Versuche wurden 2 bis 3mal wiederholt und die Mortalitätsdaten summiert.

Die Mortalitätswerte in der Expositionsdauer und Konzentration der Emulsion wurden zur Berechnung der Hauptparameter der Toxizität verwendet, vor allem zwecks Feststellung der mittleren letalen Konzentrationen LC50 (Konzentrationen, bei denen 50 % der Versuchstiere eingehen) für 24, 48 und 72 Stunden Versuchsdauer. Die Berechnungen dieses Parameters und der Werte LC90

(Konzentrationen, bei denen 90 % der Versuchstiere eingehen), der Verlässlichkeitsgrenzen bei 95 und 99 % Wahrscheinlichkeit und der Werte für die Konstruktion der Regressionsgeraden wurden auf automatischen Rechenmaschinen HEWLETT-PACKARD 2100 S durchgeführt.

Bei der Prüfung des Einflusses der Experimentbedingungen auf die Toxizität des Endrins ermittelten wir folgende Faktoren: die Temperatur der toxischen Emulsion, die Anwesenheit und Nichtanwesenheit eines Substrats für benthische Arten und das Alter der verdünnten Endrin-Emulsion (Halbzeit der biologischen Aktivität).

Der Einfluß der Emulsionstemperatur wurde an Larven *Phytotendipes gripekoveni* verfolgt, die in Endrin-Emulsionen mit Temperaturen 13, 19 und 25 °C getestet wurden. Bei der Prüfung der Einflüsse des Substrats verwendeten wir flache Kieselsteine und führten sowohl Versuche mit als auch ohne dieses Substrat durch.

Die Ermittlung der biologischen Halbeitsaktivität des Endrins (half time of biological activity) nahmen wir mit Hilfe von Markings Methode vor (1972). Die Modellart *Asellus aquaticus* wurde zwecks Bestimmung des Wertes LC50 in Endrin-Emulsionen mit ursprünglicher Konzentration 100; 10; 1; 0,1; 0,01; 0,001; 0,0001 und 0,00001 mg/l getestet, die 40, 30, 20, 10 Tage am Licht und bei Emulsionstemperaturen von 19 bis 21 °C und in einer frisch verdünnten Serie alterten.

Nach den festgestellten Werten LC50 (72 St.) für die einzelnen Serien wurden die Deaktivations-Indexe DI (Verhältnis zwischen LC50 einer eine bestimmte Zahl von Tagen alten und einer frisch verdünnten Emulsion) bestimmt. Die graphische Methode ergab $DI = 2$, d. i. die Halbzeit der biologischen Aktivität.

Die Akkumulation des Endrins in den Geweben bestimmten wir bei *Tubifex tubifex* und *Herpobella octoculata*. Die Organismen wurden im ersten Abschnitt der Versuche 72 Stunden in einer letalen, subletalen und nichtletalen Konzentration exponiert (für *T. tubifex* 100, 25 und 1 mg/l, für *H. octoculata* 50, 5 und 0,5 mg/l) und die im Institut SVÚ LZ, Jihlava eingesetzte Methode der Gas-Chromatographie ergab die Endrin-Konzentration in den Geweben. Im zweiten Abschnitt der Versuche exponierten wir 5 Stunden lang Blutegel in einer letalen und nichtletalen Konzentration 50 und 0,5 mg/l. Die Hälfte der Tiere ging in der nichtletalen Konzentration ein und wir verfolgten die Konzentrationsabnahme des Endrins in den Geweben der toten und der Tiere, die die Intoxikation überlebten. Die Untersuchung mit Hilfe der gas-chromatographischen Methode verlief erst nach Feststellung der negativen Ergebnisse.

Die kurze Charakteristik des getesteten Materials und der Experimentbedingungen ist in Tabelle Nr. 1 zusammengefaßt.

Als toxischen Stoff verwendeten wir das tschechoslowakische Präparat ENDRIN 20 SPOLANA der Erzeugungszugabe 2P-72-06-03 mit einem Endringehalt von 21,24 % und der Produktionszusammensetzung: Endrin ca. 20 %, technisches Xylen 56 %, Emulgator SLOVASOL 0-10 3 %, Emulgator SLOVASOL EL 5 %.

Es handelt sich um eine gelbliche durchsichtige Flüssigkeit, die mit Wasser je nach der Konzentration eine weißliche bis klare Emulsion bildet. Bei höheren Konzentrationsstufen sedimentiert die weißliche Trübung.

Auf einer entsprechenden Konzentrationsstufe wurde das Präparat mit Brunnenwasser oder filtriertem Teichwasser bekannter chemischer Verhältnisse verdünnt. Sämtliche Konzentrationsdaten wurden in Milligrammen reinen Endrins ausgedrückt.

Tab. 1. Charakteristik des Testmaterials und der Versuchsbedingungen

Taxon Art	Entwicklungsstufe	Konzentration (mg/l)	Temperatur (°C)	Anmerkung
<i>Coelenterata</i> <i>Hydra attenuata</i>	Erwachsene	10^{-2} – 10^{-6}	18	Individuen bei der Gemation
<i>Oligochaeta</i> <i>Dero obtusa</i>	Geschlechtsreife	10^{-4} – 1	21	Körperlänge 5 mm
<i>Tubifex tubifex</i>	Geschlechtsreife	10 – 35	18	Körperlänge 25–30 mm
<i>Turbellaria</i> <i>Planaria gonocephala</i>	Erwachsene	0,01– 0,81	15	Körperlänge 10–12 mm
<i>Hirudinea</i> <i>Herpobdella octoculata</i>	Erwachsene	0.5 – 20	20	Körperlänge 14–17 mm
<i>Ostracoda</i> <i>Daphnia magna</i>	Ehipiale ♀	10^{-6} – 10^{-1}	18	Körperlänge 5 mm
<i>Daphnia pulex</i>	Ehipiale ♀	10^{-9} – 10^{-5}	19	Körperlänge 3 mm
<i>Copepoda</i> <i>Megacyclops viridis</i>	Weibchen mit Eiersäcken	10^{-7} – 10^{-3}	18	Körperlänge 2 mm
<i>Isopoda</i> <i>Asellus aquaticus</i>	Erwachsene, juv. Ind. 1 Woche– 6 Monate	10^{-7} – 10^{-1}	18–20	Körperlänge 2–12 mm
<i>Amphipoda</i> <i>Gammarus pulex fossarum</i>	Erwachsene	10^{-4} – 1	16	Körperlänge 9–11 mm

Taxon Art	Entwicklungs- stufe	Konzentration (mg/l)	Temperatur (°C)	Anmerkung
<i>Gastropoda</i>				
<i>Limnaea stagnalis</i>	Erwachsene	3 –15	22	Schalenhöhe 29–33 mm
<i>Radix peregra</i>	Erwachsene	10 ⁻⁴ –10	19	Schalenhöhe 18–22 mm
<i>Ephemeroptera</i>				
<i>Cloeon dipterum</i>	3 Larveninstare versch. Alters	10 ⁻¹⁰ –10 ⁻⁴	18	Körperlänge 4–8 mm
<i>Caenis robusta</i>	Erwachsene Larven	10 ⁻⁹ –10 ⁻⁵	14	Körperlänge 7–9 mm
<i>Trichoptera</i>				
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Erwachsene Larven	10 ⁻⁷ –10 ⁻³	15	Körperlänge 13–14 mm
<i>Silo pallipes</i>	Erwachsene Larven	10 ⁻⁸ –10 ⁻⁴	15	Körperlänge 7–8 mm
<i>Heteroptera</i>				
<i>Plea atomaria</i>	Erwachsene	10 ⁻⁵ –10	19	Körperlänge 4 mm
<i>Megaloptera</i>				
<i>Sialis lutaria</i>	Erwachsene Larven	1 –20	17	Körperlänge 15–18 mm
<i>Diptera</i>				
<i>Chironomus plumosus</i>	Erwachsene Larven	1 –32	18	Körperlänge 25–27 mm
<i>Phytotendipes gripekoveni</i>	Erwachsene Larven	10 ⁻³ –20	20	Körperlänge 15–16 mm
<i>Rheorthocladius (partim)</i>	Erwachsene Larven	10 ⁻⁵ –10 ⁻¹	15	Körperlänge 5–6 mm
<i>Culex pipiens</i>	Larven des 3. 4. Instars, Puppen	10 ⁻⁷ – 1	20	Körperlänge 5–8 mm
<i>Eristalis tenax</i>	Larven	10 ⁻⁴ –10	20	Körperlänge 25 mm

Ergebnisse

Toxizität des Endrins für manche Arten der aquatischen Wirbellosen

Die Werte LC50 und LC90 mit den Verlässlichkeitsgrenzen bei einer Wahrscheinlichkeit von 95 % wurden für Vertreter aus stehendem und fließendem Wasser festgestellt. Die Ergebnisse haben wir in Tabelle Nr. 2 zusammengefaßt. Getestet wurden die typischen Vertreter des Planktons, Phytos und Benthos, und der torrentilen und fluviatilen Strömungsabschnitte.

Die Reaktion der Lebewesen auf das Toxikans, der Verlauf der Vergiftung, der Beginn des Eingehens und die Menge der in den Grenzen der verschiedenen Konzentrationsstufen abgestorbenen Lebewesen unterschieden sich bei verschiedenen Arten beträchtlich. Deshalb führen wir alle diese Daten für jede einzelne getestete Art an.

Organismen des stehenden Wassers

Die Planktonarten reagierten bei Beginn der Versuche mit unnatürlichem Verhalten nicht einmal auf die höchsten verwendeten Konzentrationsstufen. Bei der Art *Daphnia magna* Strauss wurde der Beginn des Absterbens nach 5 Intoxikationsstunden beobachtet, in der niedrigsten verwendeten Konzentration 10^{-6} mg/l gingen nach 72 Stunden 23,7 % und in der höchsten Konzentration 1 mg/l 96,3 % der Versuchstiere ein. In derselben Konzentration gingen einige Individuen nach 6 Stunden Expositionsdauer zugrunde, andere überlebten 72 Stunden. *D. magna* ist deshalb kein geeignetes Testobjekt für toxikologische Versuche.

Nicht einmal *Daphnia pulex* (de Geer) erwies sich als günstiges Testobjekt, denn auch bei dieser Art sind die Unterschiede der Expositionsdauer, nach der die Individuen absterben, sehr hoch. Das Absterben der Tiere begann erst nach 20 Stunden, nach 72 Stunden gingen in der niedrigsten und höchsten Konzentration (10^{-9} und 10^{-5} mg/l) 41,1 % und 92,2 % der Individuen zugrunde.

Die ersten Individuen der Art *Megacyclops viridis* (Jurine) gingen nach 5-stündiger Exposition zugrunde. In den Grenzkonzentrationen 10^{-7} und 10^{-3} mg/l waren am Ende des Versuchs 40 % und 100 % der Versuchstiere tot.

Bei *Hydra attenuata* (Pallas) äußerte sich die Endrin-Vergiftung in Körperatonie und Reaktionsverlust bei Berührung. Das Eingehen begann nach 15-stündiger Exposition, in der Konzentrationsspanne 10^{-6} bis 10^{-1} mg/l gingen 20 % und 90 % der Individuen zugrunde.

Die getesteten Schnecken unterschieden sich bei Versuchsbeginn in keiner Hinsicht von den Kontrollindividuen. Die vergifteten Tiere erhielten sich nicht an den Wänden der Versuchsgefäße und begannen nach 5 Stunden abzusterben.

Radix peragra (Müller) wurde in der Konzentrationsspanne von 10^{-4} bis 10 mg/l getestet. Die geringste und höchste Mortalität betrug 5 % und 100 % der Individuen.

Limnaea stagnalis (L.) ist eine sehr resistente Art und wurde im Konzentrationsintervall 2 bis 15 mg/l getestet. In der niedrigsten Konzentration ging bloß ein einziges Tier ein, in der höchsten war die Mortalität hundertprozentig.

3 Stunden nach Versuchsbeginn begannen die kleinen Wasserwanzen *Plea atomaria* (Pallas) einzugehen. In den Grenzkonzentrationen 10^{-5} und 1 mg/l betrug die Mortalität 16,6 % und 100 %.

Die resistensteste aller getesteten Arten war *Tubifex tubifex* (Müller). In Konzentrationen von 10 bis 35 mg/l gingen minimal 13,9 % und maximal 100 %

der getesteten Tiere zugrunde. Die Vergiftung äußerte sich im Zerfall der Bäuschchen, in denen diese Tiere unter natürlichen Bedingungen verharren. Die ersten Individuen starben nach 4-stündiger Exposition ab.

Der zweite getestete Oligochaete war die Art *Dero obtusa* (Udekem). In der niedrigsten verwendeten Konzentration 10^{-4} mg/l gingen gegen Ende des Versuches 15,5 %, in der höchsten Konzentration 1 mg/l 87,5 % der getesteten Individuen zugrunde. Dieser Vorgang begann in der fünften Expositionsstunde.

Sehr widerstandsfähig gegen Endrin ist *Herpobdella octoculata* (L.). In der vierten Expositionsstunde begannen die Tiere bei der stärksten Konzentration 20 mg/l abzusterben, am Ende des Versuchs waren 100 % der Individuen tot. In der schwächsten Konzentration 0,5 mg/l gingen bloß 6,6 % der Tiere zugrunde.

Die ersten Individuen *Asellus aquaticus* (L.) gingen in den Endrin-Emulsionen bereits nach 2 Expositionsstunden zugrunde. Die Grenzkonzentrationen waren 10^{-6} und 10^{-1} mg/l, in denen 5 % und 85 % der Versuchsindividuen abstarben. Bei dieser Art äußerten sich beträchtliche Unterschiede der Zeit, nach deren Ablauf die einzelnen Tiere umkamen.

Die erste getestete Insektenart, deren Larven sich im Wasser entwickeln, war *Cloeon dipterum* (L.). Ihre Larven sind gegen Endrin hoch empfindlich und die individuellen Unterschiede dieser Empfindlichkeit sind nur gering. Das erste Individuum ging fünf Stunden nach der Vergiftung zugrunde, in der geringsten Konzentration 10^{-6} mg/l starben 9,2 % der Larven ab, in der höchsten Konzentration 10^{-3} mg/l 100 %.

Die weiteren getesteten Wasserinsektenlarven gehörten bereits sehr resistenten Arten. Das gilt besonders für *Sialis lutaria* (L.). In der geringsten Konzentration 1 mg/l gingen 15 % der getesteten Larven zugrunde, in der höchsten Konzentration 25 mg/l war die Mortalität hundertprozentig. Das Absterben begann in der dritten Expositionsstunde.

Im Laufe unserer Experimente wurden auch 2 Schwarmmückenarten im Larvenstadium getestet. Die erste war *Phytotendipes gripekoveni* Kieffer, dessen in Konzentrationen 0,5 bis 20 mg/l getestete Larven schon in der ersten Expositionsstunde einzugehen begannen. Die Mortalität der Versuchstiere betrug in den Grenzkonzentrationen 20 % und 96 %.

Die zweite getestete Art war *Chironomus plumosus* (L.). Die geringste Konzentration betrug 1 mg/l mit einer Mortalität von 32 % am Versuchsende. Eine hundertprozentige Mortalität herrschte in der höchsten Konzentration 32 mg/l, in der Tiere schon in der ersten Versuchsstunde zugrundegehen begannen.

Als Experimentmaterial wurden auch Larven des IV. Instars von *Culex pipiens* L. verwendet und in Konzentrationen 10^{-5} mg/l bis 10^{-1} mg/l mit Mortalitätswerten 30,3 % und 100 % getestet. Das Umkommen dieser Larven beobachteten wir von der zweiten Expositionsstunde.

Die Endrin-Empfindlichkeit wurde auch bei Larven *Eristalis tenax* (L.) untersucht, die in toxischen Emulsionen der höchsten verwendeten Konzentration 1 mg/l erst nach 10 Stunden abzusterben begannen. Gegen Versuchsende waren 100 % der Larven tot. Die geringste Konzentration 10^{-4} mg/l hatte eine Mortalität von 10 % zur Folge.

Die getesteten Arten aus stehendem Wasser wurden nach der Endrin-Empfindlichkeit gereiht. Als Kriterium dieser Empfindlichkeit galt der Wert LC50 (72 St.). In Tabelle Nr. 2 sind die Werte LC50 und LC90 für 24, 48 und 72 Expositionsstunden mit den Verlässlichkeitsgrenzen bei 95 % Wahrscheinlich-

Tab. 2. Werte LC 50 und LC 90 für Arten aus stehendem Wasser

Art	Temperatur der Emul- sion (°C)	LC 50 (mg/l)		LC 90 (mg/l)	
		untere-obere Expositions- dauer (St.)	Verla- blichkeits- grenze 72	untere-obere Expositions- dauer (St.)	Verla- blichkeits- grenze 72
<i>Daphnia pulex</i>	19	5,7 · 10 ⁻⁸	2,2 · 10 ⁻⁸	4,1 · 10 ⁻⁴	2,1 · 10 ⁻⁴
		2,3 · 10 ⁻⁸	8,1 · 10 ⁻⁹	5,9 · 10 ⁻⁵	3,2 · 10 ⁻⁵
		1,1 · 10 ⁻⁷	5,2 · 10 ⁻⁸	9,4 · 10 ⁻³	4,5 · 10 ⁻³
<i>Megacyclops viridis</i>	18	2,8 · 10 ⁻⁴	4,4 · 10 ⁻⁶	0,1567	0,0183
		9,1 · 10 ⁻⁴	9,2 · 10 ⁻⁶	0,0123	1,4 · 10 ⁻³
		8,9 · 10 ⁻³	3,6 · 10 ⁻⁴	0,8763	0,0675
<i>Cloeon dipterum</i>	17	3,0 · 10 ⁻⁴	1,3 · 10 ⁻⁵	0,0478	2,2 · 10 ⁻⁴
		2,8 · 10 ⁻⁴	9,1 · 10 ⁻⁶	0,0254	1,3 · 10 ⁻⁴
		1,9 · 10 ⁻³	2,5 · 10 ⁻⁵	4,3631	5,6 · 10 ⁻⁴
<i>Hydra attenuata</i>	18	44,715	1,4 · 10 ⁻⁴	996,920	0,0129
		2,761	5,1 · 10 ⁻⁵	63,706	2,6 · 10 ⁻³
		635,816	4,1 · 10 ⁻⁴	8354,123	1,751
<i>Culex pipiens</i>	20	1,8 · 10 ⁻³	3,5 · 10 ⁻⁴	0,0151	7,7 · 10 ⁻³
		6,6 · 10 ⁻⁴	7,2 · 10 ⁻⁵	5,3 · 10 ⁻³	3,6 · 10 ⁻³
		5,2 · 10 ⁻³	1,4 · 10 ⁻³	0,1702	0,6762
<i>Daphnia magna</i>	18	55,013	0,0231	132,761	16,471
		22,518	7,1 · 10 ⁻³	14,456	1,958
		97,232	0,065	1783,267	174,762
<i>Asellus aquaticus</i>	18	0,0265	4,6 · 10 ⁻³	0,8633	0,3407
		0,0106	1,7 · 10 ⁻³	0,1850	0,0715
		0,1024	0,0194	25,306	6,751
<i>Pleca atomaria</i>	19	3,329	0,0412	11,916	0,7853
		0,0978	1,6 · 10 ⁻⁴	2,785	0,0921
		21,764	3,206	89,364	1,111
					0,563
					0,5605

<i>Eristalis tenax</i>	18	144,439 21,368— 2711,256	0,1601 0,0398— 1,738	9,2 . 10 ⁻³ 2,4 . 10 ⁻³ — 0,0351	2039,402 63,111— 9675,135	9,205 1,053— 660,171	0,2224 0,0716— 8,805
<i>Dero obtusa</i>	18	24,361 1,878— 3312,678	4,999 0,623— 236,751	8,6 . 10 ⁻³ 3,5 . 10 ⁻³ — 0,0292	1737,816 805,508— 9734,653	165,323 24,853— 1986,354	2,779 0,6413— 32,261
<i>Radix peregrina</i>	19	6,273 9,1 . 10 ⁻³ — 823,651	0,157 0,011— 615,231	0,073 0,031— 0,164	21,735 2,816— 215,821	2,214 0,224— 96,573	1,625 0,590— 8,807
<i>Chironomus plumosus</i>	18	6,966 5,312— 9,325	3,765 1,736— 7,430	2,321 1,064— 3,051	28,323 19,104— 52,824	11,894 6,378— 89,996	9,064 6,423— 15,075
<i>Phytotendipes gripekoveni</i>	20	5,881 3,209— 12,801	3,176 1,630— 5,872	3,413 1,591— 3,375	61,236 23,860— 736,227	29,014 13,076— 187,464	25,992 16,535— 68,384
<i>Herpobdella octoculata</i>	20	21,962 10,439— 88,231	9,904 3,472— 38,382	3,332 1,628— 6,832	141,125 32,968— 3408,976	61,290 8,059— 1460,979	26,437 9,174— 194,285
<i>Limnaea stagnalis</i>	19	10,004 0,072— 96,445	9,716 0,089— 101,294	6,859 0,001— 69,814	191,306 4,827— 2114,351	96,793 0,862— 874,134	82,576 0,667— 345,199
<i>Statis lutaria</i>	17	24,913 13,201— 50,013	15,103 8,859— 32,305	8,427 4,978— 16,541	75,983 20,618— 931,503	66,129 26,998— 553,426	59,567 34,940— 333,903
<i>Tubifex tubifex</i>	18	24,770 21,300— 29,312	22,013 17,091— 30,380	21,113 16,921— 27,633	45,696 28,401— 51,110	42,213 25,870— 101,646	40,322 26,950— 87,207

keit angeführt. Diese Übersicht zeigt, daß sich die getesteten Arten nach den Werten LC50 (72 St.) in etwa drei Gruppen teilen lassen.

In die erste gehören hoch empfindliche Arten, deren LC50 (72 St.) in der Größenordnung 10^{-8} bis 10^{-4} mg/l liegt. Es sind Planktonarten, Larven *C. dipterum* und *H. attenuata*. In die zweite Gruppe gehören mittelstark empfindliche Arten mit Werten LC50 (72 St.) der Größenordnung 10^{-3} bis 10^{-1} mg/l (Larven *C. pipiens*, *A. aquaticus*, *P. atomaria*, *D. obtusa*, Larven *E. tenax*, *R. peregra*). Die dritte Gruppe besteht aus hoch resistenten Arten mit Werten LC50 (72 St.) der Größenordnung von Ganzen bis Zehntel mg/l. Es sind dies Larven *Ch. plumosus* und *P. gripekoveni*, *H. octocolata*, *L. stagnalis*, Larven *S. lutaria* und die resistenteste der untersuchten Arten, *T. tubifex*.

Ein wichtiger Parameter ist auch der Anteil der Werte LC50 und LC90, der die Fähigkeit einer Art charakterisiert, die Intoxikation zu überleben. Je größer dieser Wert ist, desto mehr Individuen der betreffenden Art können Konzentrationen überleben, die bei dem Eindringen von Endrin in Oberflächenwasser entstehen.

Organismen des fließenden Wassers

Die Hauptparameter der Toxizität wurden auch für Vertreter der torrentilen und fluviatilen Abschnitte unserer Wasserläufe festgestellt.

Planaria gonocephala Duges wurde im Konzentrationsintervall von 0,01 bis 0,81 mg/l getestet. Ein Absterben beobachteten wir von der vierzehnten Expositionsstunde an, die Grenzmortalitäten betragen 13,3 % und 93,3 % der Versuchstiere. Es handelt sich um die resistenteste aller Arten des fließenden Wassers.

Die Larven *Silo pallipes* Fabricius verließen in den Endrin-Emulsionen ihre Gehäuse, die ersten umgekommenen Individuen beobachteten wir erst 20 Expositionsstunden. Die Mortalität betrug in der Minimalkonzentration 10^{-8} mg/l 33,3 %, in der verwendeten Maximalkonzentration 10^{-4} mg/l gingen alle Tiere zugrunde.

Die artmäßig undeterminierbaren Larven der Gruppe *Rheorthocladius* (partim) gingen bereits nach 2 Stunden der Exposition in Endrin zugrunde. In Konzentrationen von 10^{-5} bis 0,1 mg/l kamen 20 % und 100 % der Tiere um.

In der Konzentrationsspanne 10^{-6} bis 10^{-2} mg/l wurde *Gammarus pulex fossarum* Koch getestet. Das Umkommen begann in der dritten Expositionsstunde, in den Grenzkonzentrationen betrug die Mortalität 15 % und 100 % der Versuchstiere.

Von den Insekten des Wasserlarventyps aus fließendem Wasser wurde *Caenis robustus* (Eaton) getestet. Eine 30 %ige Mortalität verzeichneten wir in der Minimalkonzentration 10^{-9} mg/l, 90 % betrug sie in der höchsten Konzentration 10^{-5} mg/l. Die Larven begannen erst nach 20 Expositionsstunden umzukommen.

In der 20. Versuchsstunde begannen auch die getesteten Larven *Hydropsyche angustipennis* Curtis abzusterben. Gegen Versuchsende gingen in den Grenzkonzentrationen 10^{-7} und 10^{-3} mg/l 33,3 % und 100 % dieser Larven zugrunde.

Die untersuchten Arten des fließenden Wassers haben wir nach ihrer Endrin-Empfindlichkeit im Sinne der Werte LC50 (72 St.) in der Tabelle Nr. 3 geordnet. Vier von sechs Arten gehören in die empfindlichste Gruppe mit LC50 (72 St.) der Größenordnung von maximal 10^{-4} mg/l (*C. robusta*, *S. pallipes*, *H. angustipennis* und *G. pullex fossarum*). Die verbleibenden zwei stellten wir zu den mittelstark empfindlichen Arten, deren Werte LC50 (72 St.) zwischen 10^{-3} bis

Tab. 3. Werte LC 50 und LC 90 für Arten des fließenden Wassers

Art	Temperatur der Emul- sion (°C)	LC 50 (mg/l)		LC 90 (mg/l)		
		untere-obere 24	Verlässlichkeitsgrenze Expositions-dauer (St.) 48	untere-obere 24	Verlässlichkeitsgrenze Expositions-dauer (St.) 48	72
<i>Caenis robusta</i>	14	1,7 · 10 ⁻⁵	1,8 · 10 ⁻⁷	4,1 · 10 ⁻³	1,1 · 10 ⁻⁴	9,2 · 10 ⁻⁶
		2,1 · 10 ⁻⁶	5,0 · 10 ⁻⁸	4,4 · 10 ⁻⁴	1,3 · 10 ⁻⁵	1,6 · 10 ⁻⁶
		9,3 · 10 ⁻³	8,8 · 10 ⁻⁷	32,6671	0,02029	1,3 · 10 ⁻³
<i>Silo pallipes</i>	15	7,5 · 10 ⁻³	1,1 · 10 ⁻⁵	9,8 · 10 ⁻³	8,2 · 10 ⁻⁴	9,7 · 10 ⁻⁵
		1,2 · 10 ⁻⁵	2,7 · 10 ⁻⁶	3,0 · 10 ⁻⁴	1,9 · 10 ⁻⁴	2,2 · 10 ⁻⁶
		0,2151	1,2 · 10 ⁻⁴	0,9845	0,6368	0,1358
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	15	6,8 · 10 ⁻⁴	7,4 · 10 ⁻⁵	4,4 · 10 ⁻³	4,0 · 10 ⁻³	4,5 · 10 ⁻⁴
		2,5 · 10 ⁻⁴	1,1 · 10 ⁻⁵	1,3 · 10 ⁻³	6,1 · 10 ⁻⁴	5,2 · 10 ⁻⁵
		7,0 · 10 ⁻³	1,7 · 10 ⁻³	9,4929	0,7661	0,1419
<i>Gammarus pulex fossarum</i>	16	1,5 · 10 ⁻⁴	1,7 · 10 ⁻⁴	0,0218	0,0128	3,4 · 10 ⁻³
		8,1 · 10 ⁻⁵	9,6 · 10 ⁻⁵	9,1 · 10 ⁻⁴	0,0128	9,7 · 10 ⁻⁴
		0,0862	0,2979	3,8456	1,6365	3,9 · 10 ⁻³
<i>Rheorthocladius (partim)</i>	15	1,149	0,064	100,045	12,892	0,028
		0,092	6,3 · 10 ⁻³	7,098	4,870	7,1 · 10 ⁻³
		3225,075	132,976	5269,113	6974,111	0,331
<i>Planaria gonocephala</i>	15	3,102	0,505	93,274	13,674	1,210
		0,991	0,265	9,751	3,297	0,594
		105,291	1,618	1892,172	355,974	4,168

10^{-1} mg/l liegen. Der Großteil der Wirbellosen des fließenden Wassers ist also gegen Endrin stark empfindlich.

Indikatororganismen

Als Indikatororganismen gelten in der vorliegenden Arbeit Arten, die gegen Endrin hoch sensitiv sind und schon bei sehr geringen Konzentrationen absterben. Ihre Nichtanwesenheit in einem Wasser, wo sie sonst geläufig vorkommen, könnte als eine Art Anzeiger dessen dienen, daß dieses Wasser von Spuren-mengen toxischer Stoffe betroffen wurde. Für solche Arten ist auch die geringe Anpassungsfähigkeit und minimale individuelle Variabilität der Endrin-Empfindlichkeit charakteristisch, was sich bei der Testung im geringen Unterschied zwischen den Werten LC50 und LC90 äußert.

Tab. 4. Werte LC 50 und LC 90 für Indikatororganismen

Art	LC 50 (mg/l)			LC 90 (mg/l)		
	Expositions-dauer (St.)			Expositions-dauer (St.)		
	24	48	72	24	48	72
<i>Daphnia pulex</i>	$5,7 \cdot 10^{-8}$	$2,2 \cdot 10^{-8}$	$8,8 \cdot 10^{-9}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$
<i>Megacyclops viridis</i>	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$4,4 \cdot 10^{-6}$	$7,1 \cdot 10^{-8}$	0,1567	0,0183	$3,6 \cdot 10^{-5}$
<i>Cloeon dipterum</i>	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$8,1 \cdot 10^{-6}$	0,0478	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$
<i>Caenis robusta</i>	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$4,1 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$9,2 \cdot 10^{-6}$
<i>Silo pallipes</i>	$7,5 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$9,8 \cdot 10^{-3}$	$8,2 \cdot 10^{-4}$	$9,7 \cdot 10^{-5}$
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	$6,8 \cdot 10^{-4}$	$7,4 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-4}$

Als Indikatororganismen können Arten gelten, deren LC50 (72 St.) niedriger ist als 10^{-5} mg/l. Von den getesteten Arten aus stehendem Wasser entsprechen diesen Bedingungen *Daphnia pulex*, *Megacyclops viridis*, *Cloeon dipterum*, aus fließendem Wasser sind es die Arten *Caenis robusta*, *Silo pallipes* und *Hydropsyche angustipennis*.

Die Werte LC50 und LC90 haben wir aus Gründen der Übersichtlichkeit in der Tabelle Nr. 4 rekapituliert. Aus dieser Aufstellung geht hervor, daß als Indikatororganismen vor allem Planktonarten (außer *D. magna*) und Eintagsfliegenlarven, in fließendem Wasser Larven der Eintagsfliegen und Köcherfliegen gelten könnten. Weil es sich um zahlreiche und in allen üblichen Typen des Oberflächenwassers verbreitete Arten handelt, wäre ihr Verschwinden schon als Folge minimaler Endrin-Konzentrationen oder anderer Pestizide auffällig. Konzentrationen, die im fließenden Wasser in Wellenform durchgehen oder im stehenden Wasser eine bestimmte Zeit lang verharren, vermögen die übrigen weniger sensitiven Arten nicht so zu beeinflussen, daß ihre Bestandszahlen beträchtlich sinken. Das Verschwinden der erwähnten Indikatoren in Zeiten ihres sonst reichen Vorkommens kann demnach schon das Eindringen geringster Mengen von Endrin oder anderer Pestizide in Oberflächenwasser signalisieren.

Die toxische Wirkung des Endrins auf Entwicklungsstadien von Modellarten der aquatischen Wirbellosen

Dieser Teil der Experimente sollte feststellen, wie sich die Parameter der Toxizität im Laufe der ontogenetischen Entwicklung von Versuchsorganismen unterscheiden. Als Modellarten wählten wir Vertreter der aquatischen Krustentiere – *Asellus aquaticus*, Vertreter der Insekten des Wasserlarventyps aus der Gruppe der Hemimetabolen – *Cloeon dipterum* – und Holometabolen – *Culex pipiens*.

Aquatische Krustentiere

Asellus aquaticus wurde in mehreren Generationen im Labor gezüchtet, deren Alter genau bekannt war. In den Testgefäßen mußte immer ein Substrat in Form flacher Steine vorhanden sein, sonst gingen die Versuchstiere auch in Kontrollproben an Entkräftung zugrunde.

Die Juvenilstadien *A. aquaticus* reagierten auf die Anwesenheit des Endrins in den Anfangsphasen der Experimente kaum. Anzeichen einer Vergiftung äußerten sich ebenso wie bei den erwachsenen Individuen durch unregelmäßige Bewegungen und Zuckungen der Gliedmaßen.

Von den 7 Tage alten Individuen begannen die ersten schon in der ersten Teststunde abzusterben. In den Grenzkonzentrationen 10^{-7} und 10^{-3} mg/l gingen 40 % und 97,8 % der Individuen zugrunde. Die Werte der Toxizitätsparameter liegen äußerst niedrig, die jüngsten Entwicklungsstadien sind sehr empfindlich.

Für 14 Tage alte Individuen mußten wir aber Konzentrationen verwenden, die um eine Größenordnung tiefer lagen. Bei den Grenzwerten 10^{-8} und 10^{-4} mg/l gingen in 72 Stunden 33,3 % und 100 % der Individuen zugrunde. Dieser Vorgang begann bereits in der ersten Versuchsstunde.

Bei 21 Tage alten Individuen waren auch die oben erwähnten Konzentrationen noch zu hoch und mußten auf die Werte 10^{-10} bis 10^{-6} mg/l gesenkt werden. Das Absterben begann in der zweiten Versuchsstunde, in der minimalen Konzentration gingen gegen Ende der Expositionsdauer 30 %, in der maximalen 100 % der getesteten Individuen zugrunde.

Für 28 Tage alte Individuen konnten wir um zwei Größenordnungen höhere Konzentrationen verwenden: 10^{-8} bis 10^{-4} mg/l. Den Beginn des Absterbens beobachteten wir in der vierten Expositionsstunde. In den Grenzkonzentrationen gingen 33,3 % und 100 % der Tiere zugrunde.

Die folgende Altersgruppe bestand aus 2 Monate alten Individuen, die in Konzentrationen von 10^{-7} bis 10^{-3} mg/l getestet wurden. Nach 72 Versuchsstunden gingen minimal 20 % und maximal 90 % der Versuchsindividuen zugrunde.

Dreimonatige Larven dieser Art wurden in Konzentrationen getestet, die abermals um eine Größenordnung höher lagen: 10^{-6} bis 10^{-2} mg/l. Die entsprechenden Mortalitätswerte lauten 30 % und 90 %.

Vom vierten Lebensmonat konnten wir in Konzentrationen testen, die den Toxizitätsparametern erwachsener Tiere entsprachen. Es sind Werte von 10^{-5} mg/l bis 0,1 mg/l, die auch bei dem 5 und 6 Monate alten Material Verwendung fanden. Bei vier Monate alten Individuen beobachteten wir den Beginn des Absterbens von der 5. Expositionsstunde an, in den Grenzkonzentrationen gingen 40 % und 100 % der Versuchstiere zugrunde. Fünf und sechs Monate alte Individuen begannen erst in der 20. Expositionsstunde einzugehen. In den Grenzkonzentrationen kamen 20 % und 90 % der jüngeren Individuen, 15 % und 70 % der älteren Individuen um.

Tab. 5. Werte LC 50 und LC 90 für juvenile *Asellus aquaticus*

Alter	Temperatur der Emul- sion (°C)	LC 50 (mg/l) Verfiählichkeitsgrenze		LC 90 (mg/l) Verfiählichkeitsgrenze			
		untere-obere Expositions- dauer (St.)	48	72	untere-obere Expositions- dauer (St.)	48	72
7 Tage	19	1,2 · 10 ⁻⁶	7,3 · 10 ⁻⁷	4,3 · 10 ⁻⁷	3,8 · 10 ⁻⁴	1,1 · 10 ⁻⁴	
		2,1 · 10 ⁻⁷	1,1 · 10 ⁻⁷	9,1 · 10 ⁻⁸	1,2 · 10 ⁻⁴	3,9 · 10 ⁻⁵	6,3 · 10 ⁻⁵
		2,8 · 10 ⁻⁶	1,6 · 10 ⁻⁶	9,7 · 10 ⁻⁷	2,6 · 10 ⁻³	5,1 · 10 ⁻⁴	2,3 · 10 ⁻⁵
14 Tage	19	1,9 · 10 ⁻⁶	2,8 · 10 ⁻⁷	1,3 · 10 ⁻⁷	1,9 · 10 ⁻²	2,2 · 10 ⁻⁴	
		4,1 · 10 ⁻⁷	7,2 · 10 ⁻⁷	4,4 · 10 ⁻⁸	6,4 · 10 ⁻⁶	3,8 · 10 ⁻⁵	6,7 · 10 ⁻⁶
		1,3 · 10 ⁻⁵	8,5 · 10 ⁻⁶	3,2 · 10 ⁻⁷	3,4 · 10 ⁻²	8,2 · 10 ⁻³	1,9 · 10 ⁻⁴
21 Tage	19	2,6 · 10 ⁻⁹	1,1 · 10 ⁻⁹	6,1 · 10 ⁻¹⁰	1,1 · 10 ⁻⁷	5,5 · 10 ⁻⁸	
		9,1 · 10 ⁻¹⁰	2,6 · 10 ⁻¹⁰	1,0 · 10 ⁻¹⁰	3,6 · 10 ⁻⁸	1,7 · 10 ⁻⁸	2,7 · 10 ⁻⁸
		6,6 · 10 ⁻⁸	2,7 · 10 ⁻⁹	1,6 · 10 ⁻⁹	8,2 · 10 ⁻⁷	4,7 · 10 ⁻⁷	9,0 · 10 ⁻⁹
28 Tage	19	1,5 · 10 ⁻⁵	2,3 · 10 ⁻⁶	1,9 · 10 ⁻⁷	5,8 · 10 ⁻³	3,6 · 10 ⁻⁴	
		2,2 · 10 ⁻⁶	4,9 · 10 ⁻⁷	2,3 · 10 ⁻⁸	2,1 · 10 ⁻⁴	4,5 · 10 ⁻⁵	3,2 · 10 ⁻⁵
		9,7 · 10 ⁻⁴	1,8 · 10 ⁻⁵	9,4 · 10 ⁻⁷	2,5742	0,2358	4,2 · 10 ⁻⁶
2 Monate	20	6,7 · 10 ⁻³	1,4 · 10 ⁻⁴	5,5 · 10 ⁻⁶	2,0222	0,1451	
		2,1 · 10 ⁻⁵	1,1 · 10 ⁻⁵	4,8 · 10 ⁻⁷	0,9872	3,0 · 10 ⁻³	2,3 · 10 ⁻³
		8,7 · 10 ⁻²	3,3 · 10 ⁻²	4,1 · 10 ⁻⁵	121,8637	82,3474	2,8 · 10 ⁻⁴
3 Monate	20	6,7 · 10 ⁻²	7,3 · 10 ⁻³	3,0 · 10 ⁻⁵	20,2001	10,6588	
		9,7 · 10 ⁻⁴	7,1 · 10 ⁻⁴	1,1 · 10 ⁻⁶	8,9 · 10 ⁻²	0,1391	4,6 · 10 ⁻²
		1,5646	0,8765	3,4 · 10 ⁻⁴	3826,223	835,621	2,3 · 10 ⁻³
4 Monate	19	0,1723	1,8 · 10 ⁻³	3,3 · 10 ⁻⁵	57,7504	1,7511	
		1,9 · 10 ⁻²	1,1 · 10 ⁻⁴	1,6 · 10 ⁻⁶	0,6614	6,7 · 10 ⁻²	5,1 · 10 ⁻³
		375,7711	0,7584	1,8 · 10 ⁻⁴	2936,8322	501,0082	8,3 · 10 ⁻⁴
5 Monate	19	1,763	0,7442	3,3 · 10 ⁻⁴	92,4654	10,6752	
		9,3 · 10 ⁻²	4,3 · 10 ⁻³	3,1 · 10 ⁻⁵	5,2211	1,8877	7,9 · 10 ⁻²
		679,235	2,7152	1,9 · 10 ⁻³	8924,2533	2725,3623	9,6 · 10 ⁻³
6 Monate	20	1,8533	0,1011	6,1 · 10 ⁻⁴	97,8865	12,3597	
		0,1123	1,2 · 10 ⁻²	9,6 · 10 ⁻⁵	5,8632	2,8814	9,8 · 10 ⁻²
		763,3211	3,6025	3,0 · 10 ⁻³	9645,1113	2431,2987	6,6 · 10 ⁻³
						75,2315	

Die Daten über die Toxizität der einzelnen Alterskategorien findet man in der Tabelle Nr. 5, aus der hervorgeht, daß die 3 Wochen alten Individuen am empfindlichsten reagierten; von diesem Alter an wuchs der Wert LC50, bis er im Alter von fünf Monaten die für erwachsene Tiere geltenden Werte erreichte.

Wasserinsekten

Die Larven der Wasserinsekten wurden in der freien Natur gefangen, ihr Alter war also nicht genau bekannt. Wir konnten es bloß nach der Größe der Larven und der Jahreszeit ihres Vorkommens schätzen. Das Material wählten wir so, daß alle Arten mit vollständiger und unvollständiger Metamorphose vertreten waren, um auch das Puppenstadium testen zu können.

Hemimetabola

Als Testmaterial zur Feststellung der Endrin-Empfindlichkeit von Entwicklungsstadien dieser Gruppe der aquatischen Wirbellosen dienten drei Larvenstadien *Cloeon dipterum* verschiedenen Alters. Getestet wurden junge Larven der 1. Generation (September), Larven mittleren Alters der ersten Generation (April) und erwachsene Larven der zweiten Generation (Juni).

Das jüngste Entwicklungsstadium wurde mit Endrin-Konzentrationen 10^{-10} bis 10^{-6} mg/l intoxiziert. Die ersten absterbenden Larven beobachteten wir nach 5 Expositionsstunden. In den Grenzkonzentrationen kamen 30 % und 100 % der Individuen um.

Larven mittleren Alters wurden in Konzentrationen 10^{-9} bis 10^{-5} mg/l getestet. Das Absterben begann in der 4. Expositionsstunde, in der niedrigsten Konzentration gingen 35 %, in der höchsten 90 % der Individuen zugrunde.

Die erwachsenen Larven begannen in der 5. Expositionsstunde auf Endrin zu reagieren, die Mortalität in den Grenzkonzentrationen 10^{-7} bis 10^{-3} mg/l betrug 20 % und 100 % der Individuen.

Die Hauptparameter der Endrin-Toxizität wurden in der Tabelle Nr. 6 zusammengefaßt, aus der hervorgeht, daß das jüngste Entwicklungsstadium dieser Gruppe am empfindlichsten war; sein LC50 (72 St.) ist $25,4\times$ kleiner als der entsprechende Wert der Larven mittleren Alters und $51,5\times$ kleiner als jener der voll erwachsenen Larven.

Holometabola

Die getesteten Entwicklungsstadien der Insektengruppe mit vollständiger Metamorphose gehörten der Art *Culex pipiens*. Es handelte sich um Larven des dritten und vierten Instars und Puppen.

Die Larven des 3. Instars testeten wir in Konzentrationen von 10^{-7} bis 10^{-3} mg/l und beobachteten den Beginn des Absterbens mancher Individuen erst in der 20. Versuchsstunde, wobei in den erwähnten Grenzkonzentrationen 30 % und 100 % der Larven umkamen.

Die Larven des 4. Instars testeten wir in Konzentrationen, die um zwei Größenordnungen höher lagen: 10^{-5} bis 0,1 mg/l. Das Absterben begann bereits in der zweiten Versuchsstunde, die Grenzwerte der Mortalität waren 30 % und 100 % der Individuen.

Bei *C. pipiens* wurde auch das Puppenstadium einem Test unterzogen. Die verwendeten Endrin-Konzentrationen reichten von 10^{-4} bis 1 mg/l. Die ersten Individuen gingen erst nach 24 Expositionsstunden zugrunde, die Grenzwerte der Mortalität lauteten 30 % und 80 % der Puppen.

Daten über die akuten toxischen Wirkungen auf diese Art findet man in der

Tab. 6. Werte LC 50 und LC 90 für juvenile *Cloeon dipterum*

Alter	Temperatur der Emul- sion (°C)	LC 50 (mg/l)		Verlässlichkeitsgrenze		LC 90 (mg/l)		Verlässlichkeitsgrenze	
		untere - obere	Expositions- dauer (St.)	untere - obere	Expositions- dauer (St.)	untere - obere	Expositions- dauer (St.)	untere - obere	Expositions- dauer (St.)
junge Larven	18	1,9 · 10 ⁻⁵	48	1,3 · 10 ⁻⁸	72	1,1 · 10 ⁻²	48	6,8 · 10 ⁻⁴	72
		3,3 · 10 ⁻⁶	48	3,4 · 10 ⁻⁹	72	2,2 · 10 ⁻⁴	48	2,9 · 10 ⁻⁵	72
		2,6 · 10 ⁻³	48	3,8 · 10 ⁻⁸	72	181,9585	48	9,4 · 10 ⁻²	72
Larven mittleren Alters	19	3,2 · 10 ⁻⁴	48	2,3 · 10 ⁻⁵	72	9,2 · 10 ⁻²	48	2,4 · 10 ⁻²	72
		5,0 · 10 ⁻⁵	48	5,1 · 10 ⁻⁶	72	2,5 · 10 ⁻³	48	9,1 · 10 ⁻⁴	72
		7,4 · 10 ⁻³	48	5,9 · 10 ⁻⁴	72	243,2981	48	25,3033	72
erwachsene Larven	19	3,8 · 10 ⁻⁴	48	2,9 · 10 ⁻⁵	72	9,9 · 10 ⁻²	48	7,5 · 10 ⁻²	72
		1,9 · 10 ⁻⁵	48	3,2 · 10 ⁻⁶	72	9,1 · 10 ⁻⁴	48	4,3 · 10 ⁻⁵	72
		8,7 · 10 ⁻²	48	1,5 · 10 ⁻²	72	0,8147	48	0,1349	72

Tab. 7. Werte LC 50 und LC 90 für Entwicklungsstadien *Culex pipiens*

Entwicklungs- stadium	Temperatur der Emulsion (°C)	LC 50 (mg/l)		Verlässlichkeitsgrenze		LC 90 (mg/l)		Verlässlichkeitsgrenze	
		untere - obere	Expositions- dauer (St.)	untere - obere	Expositions- dauer (St.)	untere - obere	Expositions- dauer (St.)	untere - obere	Expositions- dauer (St.)
Larven des 3. Instars	20	2,8 · 10 ⁻⁴	48	4,7 · 10 ⁻⁶	72	0,9078	48	2,1 · 10 ⁻²	72
		2,5 · 10 ⁻⁵	48	4,1 · 10 ⁻⁷	72	5,8 · 10 ⁻³	48	4,6 · 10 ⁻⁴	72
		10,4812	48	9,3 · 10 ⁻⁵	72	26,7184	48	0,9811	72
Larven des 4. Instars	20	1,8 · 10 ⁻³	48	3,4 · 10 ⁻⁴	72	1,5 · 10 ⁻²	48	7,7 · 10 ⁻³	72
		6,5 · 10 ⁻⁴	48	7,1 · 10 ⁻⁵	72	5,3 · 10 ⁻³	48	3,6 · 10 ⁻³	72
		5,2 · 10 ⁻³	48	1,4 · 10 ⁻³	72	0,1702 · 10	48	0,6762	72
Puppen	20	3,5301	48	2,1933	72	232,6324	48	190,4538	72
		0,494	48	0,299	72	9,8622	48	5,5534	72
		854,0432	48	644,8117	72	7011,5899	48	1693,1113	72

Tabelle Nr. 7, aus der hervorgeht, daß die Puppen um ein Vielfaches resistenter sind als die Larvenstadien. LC50 (72 St.) für Puppen der getesteten Mücke liegt nicht weniger als 30.000× höher als der entsprechende Wert des dritten Larveninstars und 317,3× höher als der Wert für das vierte Larveninstar.

Einfluß der Experimentbedingungen auf die Endrin-Toxizität

An den Modellarten *Asellus aquaticus* und *Phytotendipes gripekoveni* wurde der Einfluß des Alters der verdünnten Endrin-Emulsion, der Temperatur und der Anwesenheit oder Nichtanwesenheit eines Substrats bei toxikologischen Versuchen ermittelt.

Die biologische Halbzeit der Endrin-Aktivität

Aus den für Endrin-Emulsionsserien verschiedenen Alters ermittelten Werten LC50 (72 St.) und bei der Testung der Art *Asellus aquaticus* wurden die Deaktivierungs-Indexe (DI) festgestellt und mit den Werten LC50 (72 St.) in der Tabelle Nr. 8 zusammengefaßt.

Tab. 8. Werte LC 50 (72 St.) verschieden alter Endrin-Emulsionen und Deaktivierungs-Indexe (DI)

Alter der Emulsion (Tage)	LC50 (72 St.) (mg/l)	DI
40	1,146	1910,0
30	0,341	586,3
20	0,0168	28,0
10	0,00334	5,5
0	0,00055	1

Die Werte der Deaktivierungs-Indexe haben wir in Abhängigkeit von der Dauer des Alterns der Emulsion in ein Diagramm ausgetragen. Der Halbzeitwert der biologischen Aktivität lautet $DI = 2$, im Diagramm entspricht diesem Wert ein Emulsionsalter von 4 Tagen. In 4 Tagen sinkt demnach die biologische Aktivität des Endrins in Wasseremulsionen auf die Hälfte (Abb. 1).

Einfluß der Temperatur

Erwachsene Larven *Phytotendipes gripekoveni* wurden in Endrin-Emulsionen der Konzentrationen 10^{-3} bis 10 mg/l bei konstanten Temperaturen 13° C, 19° C und 25° C getestet. Der Versuch wurde wiederholt (I. und II.), die Hauptparameter der Toxizität findet man in Tabelle Nr. 9. Aus dem Vergleich der Werte LC 50 (72 St.) wird klar, daß dieser Parameter mit steigender Temperatur sinkt. Das Sinken ist vor allem bei den Werten für 72 Expositionsstunden deutlich zu erkennen.

Einfluß des Substrats

Dieser Einfluß tritt besonders bei der Testung junger Entwicklungsstadien benthischer Organismen hervor. Sowohl die Testgefäße aus Glas als auch aus Kunststoff haben glatte Wände und Böden. Die Tiere versuchen zu fliehen oder sich festzuhalten, ihre Gliedmaßen finden aber keinen Halt und gleiten aus. Dadurch werden sie entkräftet und sterben auch in Kontrollproben ab.

Weil diese Tatsache bei toxikologischen Versuchen meist übersehen wird, konstatierten wir den Unterschied der Werte LC 50 juveniler Individuen *Asellus aquaticus* (6 Monate alt) bei der Testung auf einem flachen Kieselstein als Substrat und ohne dieses Substrat. Der Versuch wurde wiederholt (I. und II.), die Werte LC 50 sind in der Tabelle Nr. 10 zusammengefaßt. Aus den Vergleichen geht hervor, daß die Werte LC 50 und auch LC 90 (72 St.) im Versuch mit Substrat einer 100× höheren Größenordnung gehören als im Versuch, bei dem die Tiere frei schwimmen.

Akkumulation des Endrins in Geweben der aquatischen Wirbellosen

Als Modellarten der Untersuchung der Endrin-Akkumulation in den Geweben der aquatischen Wirbellosen dienten *Tubifex tubifex* und *Herpobdella octoculata*. Getestet wurden erwachsene Organismen in letalen und subletalen Endrin-Konzentrationen im Laufe von 72 Stunden. Die Ergebnisse wurden in Tabelle Nr. 11 zusammengefaßt.

Die Endrin-Konzentrationen in den tierischen Geweben waren nach 72 Expositionsstunden 50 bis 104× stärker als in den Testemulsionen. Angesichts der Tatsache, daß es zu einer Akkumulation auch in subletalen Konzentrationen

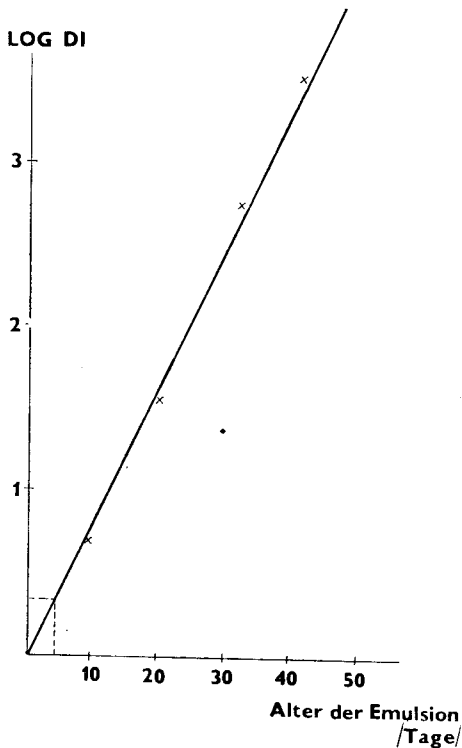


Abb. 1. Abhängigkeit der Deaktivierungs-Indexe DI vom Alter der verdünnten Endrin-Emulsionen.

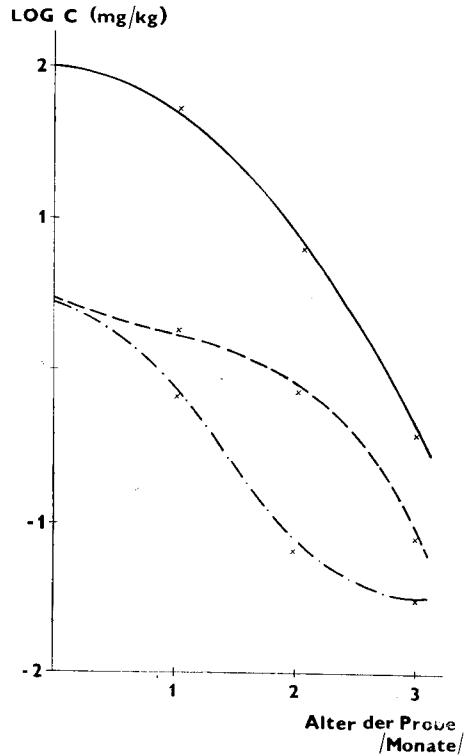


Abb. 2. Abhängigkeit des Sinkens der Endrin-Konzentration in den Körpergeweben der Versuchstiere von der Zeit; ——— letale Dosis; - - - - - nichtletale Dosis - lebende Tiere; - · - · - nichtletale Dosis - tote Tiere.

Tab. 9. Werte LC 50 und LC 90 in mg/l für Larven *Phytotendipes gripekoveni*

13 °C						
Parameter	I Expositionsdauer (St.)			II Expositionsdauer (St.)		
	24	48	72	24	48	72
LC50	7,29	3,48	0,24	7,20	2,22	0,04
LC90	157,92	117,23	113,78	193,26	135,54	101,07
19 °C						
LC50	6,92	2,95	0,09	6,86	2,19	0,09
LC90	152,13	110,83	84,25	150,88	112,92	75,39
25 °C						
LC50	5,84	1,65	0,02	5,71	1,23	0,06
LC90	100,62	56,62	1,70	112,84	21,07	1,09

Tab. 10. Werte LC 50 und LC 90 in mg/l für *Asellus aquaticus* bei 21 °C

mit Substrat						
Parameter	Expositionsdauer (St.)			Expositionsdauer (St.)		
	24	48	72	24	48	72
LC50	18,30	1,67	$4,1 \cdot 10^{-4}$	14,67	1,56	$3,1 \cdot 10^{-3}$
LC90	192,83	21,49	4,434	171,95	27,31	3,051
ohne Substrat						
LC50	0,122	0,028	$4,2 \cdot 10^{-4}$	0,192	0,013	$2,1 \cdot 10^{-4}$
LC90	28,037	0,339	0,069	48,338	0,877	0,121

gekommen ist, in denen der Großteil der Individuen die Exposition überlebt, besteht die Gefahr, daß die toxischen Wirkungen des Endrins in einer Nahrungskette übertragen werden.

Bei der Art *Herpobdella octoculata* haben wir festgestellt, wie lange Endrin in den Geweben toter und lebender Tiere persistiert, die die Intoxikation über-

lebt haben. Der Test dauerte 72 Stunden und wir ermittelten in monatlichen Intervallen den Endringehalt in allen getesteten Tiergruppen. Die Ergebnisse findet man in der Tabelle Nr. 12.

Das Sinken der Endrin-Konzentration in den Geweben lebender und toter Tiere erkennt man aus der Abb. 2.

Tab. 11. Werte der Endrin-Konzentration in den Geweben der aquatischen Wirbellosen

Art	Konzentration mg/l	Endringehalt der Trockenmasse (mg/kg)
<i>Tubifex tubifex</i>	100	5600
	25	2599
	1	57
<i>Herpobdella octoculata</i>	50	4670
	5	450
	0,5	45

Tab. 12. Werte der Endrin-Konzentration in den Geweben der Art *Herpobdella octoculata*

Alter der Probe (Monate)	Endrin-Konzentration im Gewebe (mg/kg)		
	letale Konzentration	nichtletale tote Tiere	Konzentration lebende Tiere
0	100,24	2,95	2,90
1	63,52	0,95	1,63
2	9,73	0,07	0,92
3	0,50	0,03	0,11
4	Spuren	0	0

Diskussion

Bei der Untersuchung der Wirkung des Endrins auf wirbellose Wassertiere erkennt man beträchtliche individuelle Unterschiede. Zu solchen Unterschieden kommt es auch bei theoretisch homogenem Material, das Tiere identischer Lokalitäten, gleicher Größe, eventuell desselben Larvenstadiums und theoretisch gleicher Vitalität (Überleben der 48-stündigen Karantäne vor dem Versuch) umfaßt. In einer und derselben Konzentration gingen manche Individuen derselben Art schon im Laufe der ersten Versuchsstunden zugrunde, andere Individuen überlebten 72 Stunden der Intoxikation. Solche Unterschiede lassen sich offenbar auf den augenblicklichen physiologischen Zustand der Lebewesen, auf unerkennbare mechanische Beschädigungen und bei den Larvenstadien auch auf den Zustand vor oder nach dem Schlüpfen zurückführen.

Der Empfindlichkeitsgrad der getesteten Arten gegen Endrin unterscheidet sich ebenfalls sehr deutlich. Es gibt in dieser Hinsicht beträchtliche Unterschiede

zwischen Planktonarten, zwischen den einzelnen Ordnungen der Wasserinsekten, ihren Larvenstadien usw.

Wenn man die getesteten Vertreter der Wirbellosen aus stehendem Wasser ihrer Endrin-Empfindlichkeit nach in drei Gruppen einteilt, dann gehören alle getesteten Planktonarten zur empfindlichsten Gruppe (LC50 ist für 72 Stunden kleiner als 10^{-4} mg/l), 50 % der Vertreter des Phytozönose wäre der mittelstark empfindlichen Gruppe zuzuzählen (LC50 für 72 Stunden liegt in der Spanne 10^{-3} bis 10^{-1} mg/l) und 62,5 % der benthischen Arten ist gegen Endrin resistent (LC50 für 72 Stunden ist größer als 10^{-1} mg/l).

Die getestete *Daphnia magna* war der Größenordnung nach zehntausendmal resistenter als *Daphnia pulex*. Die Larven der Schlammfliege und Schwarmmücke waren nach den Werten LC50 (72 St.) sogar 1.000.000× resistenter als die Larven der Eintagsfliegen.

Bei den letztgenannten Larven trat eine sehr schmale Spanne zwischen der Mortalität in einer 50 %igen und 90 %igen Konzentration zutage. Diese Gruppe wäre bei dem Eindringen von Endrin in stehendes Wasser stark gefährdet.

Unter den getesteten Arten gab es hoch resistente Vertreter. Einige Individuen *Tubifex tubifex* überlebten 72 Stunden in einer Endrin-Emulsion von 30 mg/l Konzentration. Sehr widerstandskräftig war auch die Art *Limnea stagnalis*, deren Wert LC90 (72 St.) 82,6 mg/l betrug.

Bei den getesteten Wirbellosen des fließenden Wassers waren die Unterschiede der Endrin-Empfindlichkeit nicht so flagrant. Am empfindlichsten war die Art *Caenis robusta* mit LC50 (72 St.) $1,1 \cdot 10^{-7}$ mg/l, die also der Größenordnung nach 100× empfindlicher war als *Cloeon dipterum* aus stehendem Wasser. Als resistenteste Art erwies sich *Planaria gonocephala* mit LC50 (72 St.) 0,1 mg/l.

Bei dem Vergleich der getesteten Arten aus stehendem und fließendem Wasser fällt auf, daß die meisten in fließendem Wasser reich vertretenen Arten gegen Endrin sehr empfindlich sind. Die resistenteste Artengruppe, die ein volles Drittel der getesteten Arten aus stehendem Wasser umfaßt, erschien in fließendem Wasser überhaupt nicht.

Bei Vergleichen unserer Ergebnisse mit den Literaturdaten unterscheiden sich vor allem die Toxizitätswerte der Planktonarten. Sanders & Cope (1966) bringen für die Cladoceren *Daphnia magna*, *Daphnia pulex* und *Simocephalus serrulatus* die Werte LC50 (72 St.) 0,352; 0,200 und 0,026 mg/l, also – vor allem bei *D. pulex* – unvergleichlich höhere Ziffern als die Ergebnisse unserer Tests. Zu denselben Ansichten über die Endrin-Empfindlichkeit der Cladoceren kamen schon R u b e r (1963) und R u b e r & B a s k a r (1968).

C h a u d h u r i (1972) ist der Ansicht, daß in einer Konzentration von 0,01 mg/l im Gelände appliziertes Endrin alle aquatischen Wirbellosen mit Ausnahme der Planktonarten und der Weichtiere vertilgen muß. Nach unseren Erkenntnissen würden aber nicht nur Wasserschnecken, sondern auch Blutegel, Oligochaeten und manche Insektenlarven, beispielsweise der Schlammfliege und Schwarmmücke, überleben. Eine Konzentration von 0,01 mg/l wäre nicht einmal gegen die Larven mancher Mückenarten wirksam, deren LC50 (72 St.) sich um diesen Wert bewegt (R e t t i c h 1972).

Als Indikatorenorganismen bezeichnen wir Arten mit Werten LC50 (72 St.) einer geringeren Größenordnung als 10^{-5} mg/l, und zwar deshalb, weil diese Konzentration die annähernde Grenze zwischen extrem und weniger empfindlichen Arten bildet. Diese Bedingung erfüllen die Planktonarten, außer *Daphnia magna*, den Larven der Eintagsfliegen und der Köcherfliege. Die getesteten Arten, deren LC50 (72 St.) sich um diesen Wert bewegt (*Hydra attenuata* aus stehendem Wasser mit $6,4 \cdot 10^{-5}$ mg/l und *Gammarus pulex fossarum* aus

fließendem Wasser mit $5,1 \cdot 10^{-5}$ mg/l) sind bereits zu resistent, als daß sie Spurenmengen von Pestiziden anzeigen könnten.

Bei dem Vergleich der Empfindlichkeit verschiedener Entwicklungsstadien derselben Art erkennt man, daß die jüngsten Stadien (bei *Asellus aquaticus* sieben Tage nach dem Schlüpfen) nachweislich resistenter sind als ältere Stadien, und zwar bis zu einem bestimmten Zeitpunkt, an dem sich die Empfindlichkeit der Individuen den Werten erwachsener Tiere nähert. Vergleichen wir die getesteten Entwicklungsstadien der Art *Asellus aquaticus* nach den Werten LC50 (72 St.), sehen wir, daß Individuen im Alter von drei Wochen am empfindlichsten sind: LC50 (72 St.) beträgt $6,1 \cdot 10^{-10}$ mg/l. Ähnliche Werte dieses Parameters weisen die zwei und vier Wochen alten Individuen aus: LC50 (72 St.) der zweiwöchigen Tiere beträgt $1,3 \cdot 10^{-7}$ mg/l, der vierwöchigen Tiere $1,9 \cdot 10^{-7}$ mg/l. Dann erst folgt LC50 (72 St.) für eine Woche alten Individuen mit $4,3 \cdot 10^{-7}$ mg/l. LC50 (72 St.) der zwei Monate alten Tiere lautet $5,5 \cdot 10^{-6}$ mg/l und mit zunehmendem Alter wachsen die Werte dieses Parameters. Konzentrationswerte einer mit erwachsenen Tieren identischen Größenordnung erreichen die Vertreter dieser Art im Alter von 5-6 Monaten.

Dieses scheinbar paradoxe Phänomen ist auch bei Fischen bekannt, deren befruchteter Laich gegen Endrin resistenter ist als ältere Entwicklungsstadien. Für drei Tage alte Individuen der Art *Cyprinus caprio* beträgt beispielsweise LC50 (72 St.) 0,0749 mg/l, für 27 Tage alte juvenile Individuen lautet dieser Wert 0,0009 mg/l (Iyatom i & al. 1958, Wohlgemuth 1977). Der Grund liegt in der Isoliertheit der Frucht von ihrer Umwelt und ihrem niedrigen Metabolismus.

In ähnlicher Weise läßt sich die Resistenz früher Entwicklungsstadien *Asellus aquaticus* erklären. Nach Beobachtungen im Labor gezüchteter Tiere erhöht sich die Körperaktivität im Alter von rund 14 Tagen, die Tiere beginnen sich intensiver zu bewegen.

Der Test der Entwicklungsstadien *Cloeon dipterum* und *Culex pipiens* bewies eine direkte Abhängigkeit zwischen dem Alter und den Werten LC50 (72 St.), die bei jungen Eintagsfliegenlarven $25,4\times$ niedriger als bei Larven mittleren Alters und $51,5\times$ niedriger als bei voll erwachsenen Larven waren.

Die Larven des 3. Instars *Culex pipiens* sind $94,5\times$ empfindlicher als Larven des 4. Instars und $30.000\times$ empfindlicher als Puppen. Der Wert LC50 (72 St.) für Larven des 4. Instars ist $31,7\times$ niedriger als für Puppen. Die Resistenz der Puppen läßt sich offenbar auf den Körperbau dieses Entwicklungsstadiums zurückführen.

Von den frühesten Entwicklungsstadien abgesehen, gilt also die allgemeine Regel, daß Tiere umso resistenter sind, je älter und größer sie werden.

Die bei der Testung der Art *Asellus aquaticus* festgestellte Halbwertszeit der biologischen Aktivität des Endrins beträgt 4 Tage. Daraus geht hervor, daß man bei toxikologischen Versuchen mit chlorierten Kohlenwasserstoffen frisch verdünnte Emulsionen zu verwenden hat, weil ihre biologische Aktivität sehr rasch sinkt.

Bei der Untersuchung des Einflusses der Temperatur auf die Parameter der toxischen Wirkung kamen wir zum Schluß, daß der Wert LC50 mit steigender Temperatur sinkt. LC50 der getesteten Art *Phytotendipes gripekoveni* ist bei 13°C $2,7\times$ größer als bei 19°C und $12\times$ größer als bei 25°C für 72 Expositionsstunden. Übereinstimmende Folgerungen ergaben auch die Experimente mit Fischen. Wohlgemuth (1977) stellte für *Tinca tinca* Werte LC50 (24 St.) bei $15,5^{\circ}\text{C}$ 0,0340 mg/l, bei 20°C 0,0133 mg/l und bei 25°C 0,0026 mg/l fest. Für die Art *Leucaspis delineatus* beträgt LC50 (24 St.) bei 15°C

0,0723 mg/l, bei 20° C 0,0491 mg/l, bei 25° C 0,0044 mg/l. Diese Tatsache bewirkt der beschleunigte Metabolismus und der verminderte Sauerstoffgehalt des Wassers bei höheren Temperaturen.

Bei der Untersuchung benthischer Arten der aquatischen Wirbellosen, vor allem ihrer juvenilen Stadien, beeinträchtigt die Ergebnisse der Experimente auch die Nichtanwesenheit eines Substrats am Boden der Versuchsgefäße, an dem sich die Tiere festhalten, bzw. unter dem sie sich verbergen können. Man hat ein Material zu wählen, das die chemische Beständigkeit der verdünnten Endrin-Emulsion möglichst wenig beeinflußt. Deshalb eignet sich nicht jedes beliebige organische Material, wie Blätter, Holz usw. Gute Dienste leisten Kieselsteine, unter denen sich junge Individuen verbergen können; bei Kontrollen schwimmen die lebenden Tiere nach dem Aufheben des Steinchens auseinander und kehren dann wieder zurück. LC50 (72 St.) ist unter sonst identischen Bedingungen und Verwendung eines Substrats bei demselben Testmaterial 10–15× größer als der betreffende Wert im substratlosen Experiment. Das geht auf die erhöhte Sensitivität der Individuen zurück, die sich bei der Bewegung über den glatten Boden der Glasgefäße auf der Suche nach einem Versteck erschöpfen.

Versuche mit Vertretern der aquatischen Wirbellosen brachten das Ergebnis, daß es zu starken Endrin-Akkumulationen in den Körpergeweben dieser Tiere kommt. Die Konzentration in den Versuchsindividuen war nach 72 Expositionsstunden 50–100× größer als die Konzentration der eigentlichen Endrin-Emulsion. Das Endrin persistiert sowohl in den Geweben der eingegangenen als auch der die Intoxikation überlebenden Wirbellosen und Fische zwei bis drei Monate lang. Dieser Giftstoff stellt deshalb eine ernste Gefahr vor, weil er in den Nahrungskreislauf eingehen kann: noch drei Monate nach der Endrin-Intoxikation mit 0,5 mg/l wurde in den Geweben der Versuchsart *Herpobdella octoculata* eine für Juvenilstadien der meisten Fischarten letale Konzentration von 0,5 mg/kg festgestellt.

Der rasche Rückgang nichtletaler Endrin-Konzentrationen in toten und lebenden Tieren wird durch die Zersetzung organischer Stoffe in toten Geweben verursacht. Nach drei Monaten sank die ursprünglich übereinstimmende Endrin-Konzentration von 2,90 mg/kg in Blutegel-Geweben bei toten Tieren auf 0,03 mg/kg, also auf einen rund 100× kleineren Wert, in lebenden Tieren auf 0,11 mg/kg, einen etwa 26× kleineren Wert als in der ursprünglichen Konzentration und etwa 4× größeren Wert als in toten Tieren.

Zusammenfassung

In der Zeit von 1972–1975 wurde der Einfluß des Pestizids Endrin in Form des Präparats ENDRIN 20 SPOLANA auf Vertreter aquatischer Wirbellosen im Rahmen der Erforschung der Wirkungen dieses Pestizids in Oberflächengewässern untersucht.

Endrin wurde als Modellpestizid deshalb gewählt, weil es von unserer Landwirtschaft noch immer als Zerstäubungsrodentizid gegen die Feldmaus verwendet wird. Bei seiner Anwendung kann es zum Eindringen in Oberflächengewässer kommen. Im Experiment verwendeten wir das Präparat ENDRIN 20 SPOLANA mit 20%igen Gehalt reinen Stoffes. Zur Testung wurden Konzentrationen benutzt, die meist eine geometrische Reihe mit dem Quotienten 10 bildeten.

Wir stellen die Endrin-Toxizität für Arten der Wirbellosen des stehenden und fließenden Wassers fest. Im Laufe der Forschung wurden die Arten *Hydra*

attenuata, *Dero obtusa*, *Tubifex tubifex*, *Herpobdella octoculata*, *Daphnia pulex*, *Daphnia magna*, *Megacyclops viridis*, *Asellus aquaticus*, *Radix peregra*, *Limnaea stagnalis*, *Cloeon dipterum*, *Plea atomaria*, *Sialis lutaria*, *Phytotendipes gripekoveni*, *Chironomus plumosus*, *Culex pipiens* und *Eristalis tenax* aus stehendem Wasser, *Planaria gonocephala*, *Gammarus pulex fossarum*, *Caenis robusta*, *Silo pallipes*, *Hydropsyche angustipennis* und *Rheorthocladius* (partim) aus fließendem Wasser getestet.

Die Tiere wurden 72 Stunden dauernden Versuchen unterworfen. Wir verfolgten in fünfstündigen Intervallen ihre Mortalität im Zusammenhang mit der Zeit und Konzentration der Endrin-Emulsion. Parallel mit jedem einzelnen Versuch wurde das Überleben von Versuchsorganismen im Wasser kontrolliert. Außerdem ging jedem Versuch eine Orientierungstestung zwecks Feststellung der Grenzwerte der Konzentrationen voraus, in denen es zum Absterben der Individuen kommt. Während der Experimente verfolgten wir das Verhalten der getesteten Arten, den Beginn des Absterbens und den Prozentsatz der in der minimalen und maximalen Konzentration zugrunde gegangenen Individuen. Auf einer Rechenmaschine wurden die Versuchsergebnisse ausgewertet und die Werte LC50 und LC90 für 24, 48 und 72 Stunden berechnet.

Die getesteten Arten reihten wir nach den wachsenden Werten LC50 (72 St.) in Tabellen. Die empfindlichste Art aus stehendem Wasser war *Daphnia pulex*, deren LC50 (72 St.) $8,8 \cdot 10^{-9}$ mg/l beträgt, die widerstandsfähigste Art war *Tubifex tubifex* mit einem Wert LC50 (72 St.) 21,11 mg/l. Von den Wirbellosen des fließenden Wassers waren die Larven *Caenis robusta* am empfindlichsten, LC50 (72 St.) dieser Art betrug $1,1 \cdot 10^{-8}$ mg/l; am resistentesten war *Planaria gonocephala*, deren LC50 (72 St.) 0,01 mg/l lautete. Wir verfolgten den Anteil der Werte LC50 und LC90, der die Fähigkeit einer Art signalisiert, Intoxikationen zu überleben.

Im Gegensatz zu manchen Literaturberichten erwiesen sich die Planktonorganismen gegenüber Endrin am empfindlichsten, sie gehören zu den am wenigsten resistenten Arten. Ältere Entwicklungsstadien der Wasserinsekten sind – von der Eintagsfliege abgesehen – gegen Endrin hoch resistent.

Einige der getesteten Arten lassen sich zur Indikation minimaler Endrin-Konzentrationen im Wasser verwenden. Es sind *Daphnia pulex*, *Megacyclops viridis*, *Cloeon dipterum* aus stehendem Wasser und *Caenis robusta*, *Silo pallipes* und *Hydropsyche angustipennis* aus fließendem Wasser, deren Werte LC50 (72 St.) größenordnungsmäßig niedriger sind als 10^{-5} mg/l.

Verfolgt wurde auch die toxische Wirkung des Endrins auf Entwicklungsstadien von Modellarten der aquatischen Wirbellosen – *Asellus aquaticus*, *Cloeon dipterum* und *Culex pipiens*. Bei *Asellus aquaticus* zeigte es sich, daß die jüngsten 1 Woche alten Entwicklungsstadien resistenter sind als 2–4 Wochen alte Individuen; nach dieser Zeit verringert sich die Endrin-Empfindlichkeit und die Werte für erwachsene Tiere werden von fünf Monate alten Individuen erreicht. Bei *Cloeon dipterum* verhielt sich die Empfindlichkeit der getesteten Stadien indirekt proportional zu dem Alter der Larven, die Puppen von *Culex pipiens* sind größenordnungsmäßig 100× resistenter als die Larven des 4. Instars und 10.000× resistenter als die Larven des 3. Instars.

Wir beglaubigten die Tatsache, daß manche Faktoren der Experimente (Alter der verdünnten Emulsion, Temperatur, Nichtanwesenheit eines Substrats) die Versuchsergebnisse merklich beeinflussen können. Laborteste wurden in dieser Hinsicht bei den Arten *Asellus aquaticus* und *Phytotendipes gripekoveni* vorgenommen.

Es wurde nachgewiesen, daß sich das Endrin in den Körpergeweben der

aquatischen Wirbellosen in Mengen anhäuft, die die Konzentration der Testemulsionen bis um das Hundertfache übersteigen. Das Endrin verharrt in den Geweben der getesteten Tiere bis zu vier Monaten und bedeutet deshalb eine beträchtliche Gefahr in der Nahrungskette.

Summary

The toxicity of endrin in form of the preparation Endrin 20 Spolana was determined for 23 species of aquatic invertebrates from stagnant and running waters. Of the tested stagnant water species, *Daphnia pulex* was the most sensitive, showing the toxicity value LC 50 (72 hrs) of $8 \cdot 10^{-9}$ mg/l at 20 °C.; *Tubifex tubifex* was the most resistant, with LC 50 (72 hrs) of 21.11 mg/l at 20 °C. Of the running water species, larvae of *Caenis robusta* were the most sensitive, with LC 50 (72 hrs) of $1.1 \cdot 10^{-8}$ mg/l at 14 °C.; *Planaria gonocephala* was the most resistant, with LC 50 (72 hrs) of 0.1 mg/l at 15 °C.

Juvenile individuals of *Asellus aquaticus* at the age of one week were found more resistant than those at the age of two to four weeks; the values of LC 50 for juveniles at the age of five months were of the same order of magnitude as those for adults. The sensitivity of larvae of *Cloeon dipterum* to endrin was inversely proportional to age. Pupae of *Culex pipiens* were 10^2 times more resistant than fourth instar larvae, and 10^4 times more resistant than third instar larvae.

Evidence was forwarded that the age of prepared emulsion of the toxicant, the temperature of the emulsion as well as the absence of substrate in the testing vessels may affect the experimental results.

Evidence was further forwarded that endrin becomes accumulated in tissues of certain aquatic invertebrates in amounts up to 100 times higher than the concentration of the testing emulsion, and can persist in the tissues for up to four months.

Резюме

Для 23 видов водных беспозвоночных проживающих в стоячей и проточной водах исследовалась токсичность эндрина в форме препарата Эндрин 20 Сполана. Самым чувствительным видом проживающим в стоячей воде оказался вид *Daphnia pulex* — значение LC 50 (72 часа) при 20 °C — $8 \cdot 10^{-9}$ мг/л, самым выносливым оказался вид *Tubifex tubifex* — значение LC 50 (72 часа) при 20 °C — 21,11 мг/л. Самым чувствительным видом проживающим в проточной воде оказались личинки *Caenis robusta*, значение LC 50 (72 часа) при 14 °C — $1,1 \cdot 10^{-8}$ мг/л, самым выносливым оказался вид *Planaria gonocephala*, значение LC 50 (72 часа) при 15 °C — 0,1 мг/л.

Далее было автором установлено, что молодые особи *Asellus aquaticus* в возрасте 1-ой недели выносливее особей в возрасте 2—4 недели, порядок значения LC 50 равный значениям действительным для взрослых особей, достигают особи в возрасте 5-ти месяцев. Чувствительность к эндрину личинок *Cloeon dipterum* обратно пропорциональна их возрасту. Выносливость куколок *Culex pipiens* 10^2 раз выше чем личинок 4-ого возраста и 10^4 раз выше чем личинок 3-его возраста.

Было доказано, что возраст разрезанной эмульсии токсичного вещества, температура эмульсии и отсутствие грунта в испытательных сосудах могут оказать влияние на результаты экспериментов.

Далее было доказано, что эндрин аккумулируется в тканях водных беспозвоночных в объеме 10^2 раз больше концентрации исследуемой эмульсии и остается в них в течение даже четырех месяцев.

Literatur

HORSFALL, F. J., 1956: Pine mouse control with ground sprayed endrin. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 67: 68—73.
CHAUDHURI, H., 1972: Experiments on the

effects of organochlor insecticide aldrin, dieldrin and endrin on fish and other pound organisms. *COFRO symposium No. 3., Abstracts of papers: 22.*

- IYATOMI, K., TAMURA, T., ITAZAWA, Y., HANYU, I., SIGIURA, S., 1958: Toxicity of endrin to fish. *Progressive Fish-Culturist*, 20: 155-162.
- JENSEN, L. D., GAUFIN, A. R., 1966: Acute and long term effects of organic insecticides on two species of stonefly naiads. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.*, 38: 1273-1286.
- KEPPLER, W. J., KLASSEN, W., KITZMILLER, J. B., 1965: Laboratory evaluation of certain larvicides against *Culex pipiens* L., *Anopheles albimaculatus* Wied. and *Anopheles quadrimaculatus* Say. *Mosquito News*, 25: 415-419.
- KOCHER, P., ROTH, K., TREBOUX, G., 1953: Bestimmung kleiner Mengen Insecticide mit *Daphnia pulex* de Geer. *Mit. Schweiz. Ent. Ges.*, 26: 47-55.
- MARKING, L. L., 1972: Methods of estimating the half-life of biological activity of toxic chemicals in water. *Investigation in Fish Control, US Dep. Interior, Fish Wildl. Serv., Washington, D. C.*, 46: 1-9.
- MORRIS, R. D., 1970: The effects of endrin on *Microtus* and *Peromyscus* I. Unclosed field populations. *Canad. J. Zool.*, 48 (4): 695-708.
- MORRIS, R. D., 1972: The effects of endrin on *Microtus* and *Peromyscus* II. Enclosed field populations. *Canad. J. Zool.*, 50 (6): 685-706.
- MUIRHEAD-THOMSON, R. C., 1971: Pesticides and freshwater fauna. *Academic Press London and New York*, 248 pp.
- MULLA, M. S., DARWAZEH, H. A., GEIB, A. F., WESTLAKE, W. E., 1969: Control of pasture *Aedes* mosquitos by dripping larvicides into flowing water, with notes on residues in a pasture habitant. *J. Econ. Ent.*, 62: 365-370.
- NERGERBON, W. O., 1959: Handbook of toxicology Vol. III. Insecticides. W. B. Sanders Company, Philadelphia and London, 418 pp.
- NOVAK, A. & RAO, M. R., 1965: Endrin monitoring in the Mississippi river. *Science*, N. Y., 12, 1973.
- OBENBERGER, J. & TROJAN, V., 1971: Příručka chemické ochrany rostlin [Handbuch des chemischen Pflanzenschutzes]. *SNTL Praha*, 321 pp. (tschechisch).
- RETTICH, F., 1972: Citlivost larev komárů IV. stadia z různých lokalit ČSR k endrinu [Endrin-Empfindlichkeit der Mückenlarven des IV. Instars an verschiedenen Lokalitäten der ČSR]. *Mündliche Mitteilung* (tschechisch).
- ROSEN, P., 1967: The susceptibility of *Culex pipiens fatigans* larvae to insecticides in Rangoon, Burma. *Bull. Wld. Heth. Org.*, 37: 301-310.
- RUBER, E., 1963: The effects of certain mosquito larvicides on cultures of Microcrustacea. *Proc. N. Y. Mosq. Exterm. Ass.*, p. 207-210.
- RUBER, E. & BASKAR, J., 1968: Senzitivity of selected Microcrustacea to light mosquito toxicants. *Proc. N. Y. Mosq. Exterm. Ass.*, p. 99-103.
- SANDERS, H. C. & COPE, O. B., 1966: Toxicities of several pesticides to two species of Cladoceras. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 95 (2): 165-169.
- SAUBORN, J. R. & CHING-CHIEN, Y., 1973: The fate of dieldrin in a model ecosystem. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 10 (6): 340-346.
- THOMPSON, A. R., 1971: Effects of nine insecticides on the numbers and biomass of earthworms in pasture. *Bull. Environ. Contam. Toxicity*, 5 (6): 160-164.
- WEAVER, L., GUNNERSON, C. G., BREIDENBACK, A. W., 1965: Chlorinated hydrocarbon pesticides in major US river basins. *U. S. Public. Health Report*, 80 (6): 481-493.
- WILLIS, G. O. & HAMILTON, R. A., 1973: Agricultural chemicals in surface runoff, ground water and soil: I. Endrin. *J. Environ. Qual.*, 2 (4): 463-465.
- WOHLGEMUTH, E., 1977: Die toxische Wirkung des Endrins auf einige aquatische Wirbeltiere. *Acta Sc. Nat. Brno* (im Druck).

Anschrift der Verfasserin:

RNDr. Jana Trnková,

Institut für Wirbeltierforschung, Tschechoslowakische Akademie der Wissenschaften, Experimentell-ökologische Abteilung, Studenec 122, 675 02 Koněšín, Bez. Třebíč, ČSSR.