

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Ökotoxikologie und Ökochemie im Pflanzenschutz, Berlin

## Beispiele für das Herangehen an ein ökotoxikologisches Monitoring\*)

### Approaches to ecotoxicological monitoring – some examples

Matthias Stähler

#### Zusammenfassung

Das ökotoxikologische (aktive) Monitoring in Verbindung mit der Bestimmung von Pflanzenschutzmittel-Rückständen kann mögliche Wirkungen von Stoffgemischen in Umweltkompartimenten aufzeigen. In der Mehrzahl der Fälle liegt ihre Konzentration auf den Nichtzielflächen, unter Berücksichtigung der guten landwirtschaftlichen Praxis, unter den NOEC-Werten (no-observed-effect concentration). Das ökotoxikologische Monitoring ist kein perfektes Instrument in der Risikobewertung, aber es kann hilfreich sein, um erste Abschätzungen vornehmen zu können. Dieses wird an Hand einzelner Beispiele eines chemisch-ökotoxikologischen Monitorings diskutiert.

**Stichwörter:** Ökotoxikologisches Monitoring, Oberflächenwasser, Pflanzenschutzmittel

#### Abstract

Ecotoxicological (active) monitoring in combination with analysis of residues of plant protection products allows to indicate potential effects of mixtures of active substances in various environmental compartments. If plant protection products are applied according to good agricultural practice, their concentration in non-target area is normally below the no-observed-effect concentration. Though ecotoxicological monitoring as a screening is not a perfect tool, it is a first stage of risk assessment and may be very helpful. The paper discusses by various examples how the environmental compartments are studied by ecotoxicological monitoring in combination with chemical monitoring.

**Key words:** Ecotoxicological monitoring, surface water, plant protection products

#### Einleitung

Der Ansatz, aus Freilandversuchen Erkenntnisse zu den Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln (PSM) im Agrar-Ökosystem zu gewinnen, klingt wegen der höheren Komplexität und ökologischen Realismusknähe plausibel (OBST, 1998). Um dieses Herangehen umzusetzen, wurden konzeptionelle Untersuchungen durchgeführt, um das Biotestdesign des Labors auf das Freiland zu übertragen. Grundlegende Überlegungen zur Durchführung eines chemisch-biologischen Monitorings von Pflanzenschutz-

mitteln in Gewässern der Agrarlandschaft sind bei PESTEMER u. a. (2003) und PESTEMER u. a. (2005) zu finden. HOMMEN u. a. (2004) stellten die in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu den Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen umfassend zusammen. Die Autoren definierten das „Aktive biologische Monitoring“ als „Ökotoxikologisches Monitoring“, um herauszuarbeiten, dass die erfassten Endpunkte des Labortests auch auf das Freiland anwendbar sind.

Hierbei erfüllt die ökotoxikologische Überwachung die Erwartungen eines Screenings, um zunächst eine Ja-Nein-Antwort auf die Frage zu bekommen: Zeigen Pflanzenschutzmittel Nebenwirkungen auf Nichtzielorganismen?

Im Zusammenwirken mit einem chemischen Monitoring ist das ökotoxikologische Biomonitoring weiterhin geeignet, einen Beitrag zur retrospektiven Risikoabschätzung für zugelassene Pflanzenschutzmittel in Umweltkompartimenten in der Agrarlandschaft zu leisten. Hierbei steht nicht nur die Einzelstoffbewertung im Vordergrund. Vielmehr stehen agrarrelevante Stoffgemische auf dem Prüfstand, die durch die landwirtschaftliche Praxis definiert werden.

Beispielhaft werden chemisch-ökotoxikologische Untersuchungsansätze, die in Tabelle 1 aufgeführt sind, aus verschiedenen Projekten nachfolgend vorgestellt, die die Verbindung zwischen Freiland und Labor im Sinne eines ökotoxikologischen Monitorings zeigen. Im Prinzip wurden die bestehenden ökotoxikologischen Testverfahren der EU und der OECD zur aquatischen Toxizität genutzt, die von HEGGER u. a. (1998) betreffs der Pflanzenschutz- und Chemikaliengesetzgebung vorgestellt sowie kommentiert wurden.

#### 1 Auswirkungen der Abdrift von beta-Cyfluthrin auf *Daphnia magna* (Worst-case-Szenarium)

Die Abdrift während der Applikation von PSM in Raumkulturen ist generell höher als in Flächenkulturen. Besonders in einem Obstanbaugebiet wie dem „Alten Land“ nahe Hamburg, wo sich Gräben wie ein Netz über das Land ziehen, stellt sich die Frage nach einer möglichen Abdrift und den Nebenwirkungen der PSM-Anwendung in den angrenzenden Oberflächengewässern. In einer speziellen Versuchsdurchführung wurde die akute Wirkung eines Präparates mit dem Wirkstoff beta-Cyfluthrin auf den Wasserfloh *Daphnia magna* getestet. Dazu wurde ein Graben mit den benachbarten Obstbaumreihen in drei Abschnitte geteilt: A) Spritzung Richtung Graben, B) Spritzung vom Graben abge-

\*) Herrn Direktor und Professor Prof. Dr. agr. Dr. habil. W. PESTEMER zum 65. Geburtstag gewidmet.

**Tab. 1. Ökotoxikologische Monitoringstudien mit dem Wasserfloh *Daphnia magna***

Projekt	
1	Auswirkungen der Abdrift von beta-Cyfluthrin auf <i>Daphnia magna</i> (Worst-case-Szenarium)
2	Freilanduntersuchungen zur abdriftreduzierenden Wirkung von Saumstrukturen

wandt und C) unbehandelter Teilabschnitt, wie bei MUELLER u. a. (2002) beschrieben.

Innerhalb dieser Einteilung wurden je Abschnitt drei mit 600 ml Grabenwasser befüllte Bechergläser als „Modellgewässer“ schwimmend im Graben positioniert und zusätzlich auf der Zielfläche in der ersten und zweiten Baumreihe. Vor der PSM-Anwendung wurden für die drei Applikationsvarianten je Becherglas 10 Daphnien, die nicht älter als 24 Stunden waren, eingesetzt und nach 24 und 48 Stunden die Immobilität der Testorganismen in den dann geschlossenen Versuchsgefäßen erfasst. Parallel zum ökotoxikologischen Test wurden die Initialkonzentrationen auf der Wasseroberfläche über schwimmende Rundfilter bestimmt und daraus die Abdrift sowie die Konzentrationen in den schwimmenden „Modellgewässern“ (600-ml-Becherglas) berechnet. In Tabelle 2 wurden die Daten und die beobachteten Effekte auf die Testspezies aufgeführt.

Die Nebenwirkungen des Insektizids auf den Wasserfloh spiegeln sich in den beiden Behandlungsvarianten wider. Während sich im Abschnitt A mit Applikationsrichtung zum Graben eine 100%ige Wirkung im „Modellgewässer“ ergab, verringerte sich diese im Abschnitt B bei grabenabgewandter Applikation auf 37 %. Im unbehandelten Teil wurde eine Wirkung von 13 % ermittelt, die auf die Freilandbedingungen zurückzuführen war und damit über den üblichen 10 % lag.

Die Bechergläser, die im Boden zwischen den blühenden Apfelbäumen einer Apfelbaumreihe platziert wurden, kamen ebenfalls zur Auswertung. Die akute Wirkung auf *Daphnia magna* war in den behandelten Abschnitten erwartungsgemäß hoch. Im Abschnitt A mit der beidseitigen Spritzung, d. h. auch in Richtung Graben, wurde ebenfalls eine 100%ige Immobilität beobachtet. Geringere Effekte wurden nur bei der einseitigen Behandlung im Abschnitt B, die vom Oberflächen-gewässer abgewandt stattfand, festgestellt, wo die Immobilität der Versuchsspezies zwischen 50 % und 77 % lag. Die Daphnien, die in den Bechergläsern zwischen den unbehandelten Baumreihen ausgezählt wurden, wiesen geringe Effekte zwischen 5 % und 17 % auf.

Das durchgeführte ökotoxikologische Monitoring ist somit gewissermaßen eine Kopie des Labortests unter Freilandbedingungen. Es berücksichtigt nicht die Verteilung des Wirkstoffes im Wasserkörper, die Adsorption an das Grabensediment oder an Schwebestoffe und somit keine Belange der Bioverfügbarkeit, wie dies bei LI u. a. (2004) publiziert wurde. Die erhaltenen Daten sind aber vergleichbar mit denen aus Laborprüfungen, zeigen Probleme der Abdrift von PSM auf und können auch als mögliche Trigger-Werte für weitere Untersuchungen dienen.

## 2 Freilanduntersuchungen zur abdriftreduzierenden Wirkung von Saumstrukturen

Charakteristisch für die Agrarlandschaft sind Felder, Wege, Ackerrandstreifen und Gräben. Von besonderem Umweltinteresse sind dabei Saumbiotope, die sowohl Felder und Wege als auch wasserführende Gräben begrenzen und diese Nichtzielflächen vor einem möglichen PSM-Eintrag schützen können.

Wie gut werden nun die Flächen, die nicht das Ziel der Pflanzenschutzmaßnahme sind, durch Säume geschützt? Dazu wurde ein Worst-case-Modellversuch zu den Auswirkungen der Abdrift von lambda-Cyhalothrin auf dem Versuchsfeld in Dahnsdorf angelegt, dessen Versuchsanlage von BUHR u. a. (2002) näher beschrieben wurde. Dieser gestattete die Durchführung mehrerer paralleler und auch zeitlich gestaffelter Versuche, um unterschiedliche Freilandbedingungen in die Versuchsauswertung einzubeziehen.

Unter diesen Voraussetzungen wurden Effekte auf verschiedene Organismen auf der zu behandelnden Ackerfläche und auf der benachbarten Nichtzielfläche, die auf der halben Länge der Fläche durch eine Saumstruktur abgeschirmt wurde (mit bzw. ohne Saum), geprüft. Die Nutzung von aquatischen Organismen, d. h. von Daphnien im Fall von Insektiziden und Algen bei Herbiziden, bietet sich bei terrestrischen Fragestellungen an, weil Oberflächengewässer häufig an Felder in der Agrarlandschaft angrenzen. Hinzu kommt, dass für beide Testorganismen ein umfangreicher Datenpool zur Verfügung steht, sie hinreichend empfindlich sind und die ökotoxikologischen Testverfahren als nicht zeitaufwendig gelten.

Aus diesem Grund wurden „Modellgewässer“ (mit 600 ml künstlichem Teichwasser gefüllte Bechergläser) mit 10 Daphnien je Becherglas auf die Ackerfläche (-3 m) sowie in 1, 3, 5 und 10 m Entfernung zum Feldrand ebenerdig platziert. Nach der Applikation wurden die Bechergläser ins Labor überführt und nach 24 und 48 Stunden die Immobilität der jeweils zehn Testtiere je Versuchsgefäß ermittelt.

Gleichzeitig wurden die Rückstände auf Glasfaserfiltern bestimmt (BUHR u. a., 2002). Die abschirmende Wirkung des Saumes, der 1 m breit und bis zu 2 m hoch war, reduzierte die Rückstände bei Windgeschwindigkeiten zwischen 3,1 m/s und 7,3 m/s um das Zehnfache in der ersten Behandlung. Bei Windgeschwindigkeiten bis 1,8 m/s errechnete sich nur ein Faktor von zwei. Die Umrechnung der Oberflächenkonzentration auf das Wasser ergab bei einem Abstand von 1 m 0,02 µg/l bis 0,24 µg/l und bei einer Distanz zum Feldrand von 5 m um 0,006 µg/l.

Die Schwimmfähigkeit der Testtiere betrug in den „Modellgewässern“ auf der Zielfläche 100 %. In den unbehandelten „Oberflächengewässern“ wurden Effekte im Durchschnitt von 5 % erfasst.

Die Wirkung auf der Nichtzielfläche war nur in zwei Fällen größer als 20 %. Die rückstandsanalytisch bestimmten Konzentrationsunterschiede korrelierten mit dem Abstand zur behandelten Ackerfläche, spiegelten sich aber nicht in den Toxizitätswerten wider, die auf der Nichtzielfläche bestimmt wurden.

Nach der Übertragung der Daten aus dem Feldversuch in eine Grafik zum Konzentrations-Wirkungs-Verlauf, wie in der Abbildung 1 geschehen, wird deutlich, dass die akute Immobilität nach

**Tab. 2. Zusammenstellung der Rückstandsdaten nach MUELLER u. a. (2002) und der Ergebnisse des akuten Daphnientestes**

Abschnitt	Initialkonzentration [µg/m <sup>2</sup> ]	Abdrift [%]	Konzentration im „Modellgewässer“ [µg/l]	Konzentration im Graben [µg/l]	Effekt [%]
A	210	27,1	2,5	1,9	100
B	18	2,3	0,22	0,14	37
C	n. n.	0	n. n.	n. n.	13

n. n. = nicht nachweisbar

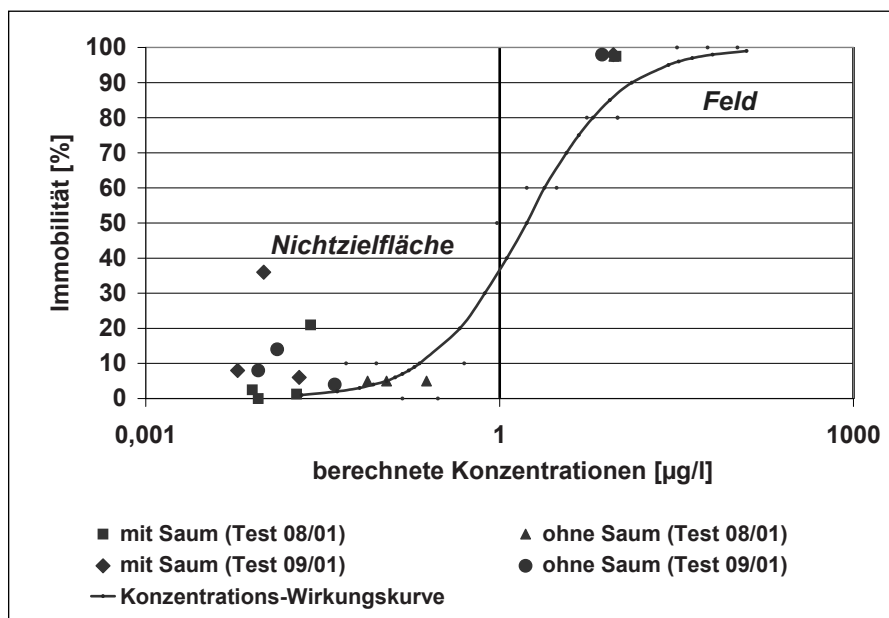


Abb. 1. Konzentrations-Wirkungs-Verlauf von lambda-Cyhalothrin geprüft im Labor im Vergleich zu den beobachteten Effekten des Freilandversuches.

48 Stunden, ermittelt auf der Nichtzielfläche, unter dem  $EC_{50}$ -Wert von lambda-Cyhalothrin für *Daphnia magna* von  $1,7 \mu\text{g/l}$  liegt. Eine Korrelation zur abschirmenden Wirkung des Saumbiotops ist nicht zu beobachten.

### Schlussfolgerungen

Die vorgestellten Beispiele des ökotoxikologischen Monitorings wurden unter Worst-case-Bedingungen nur mit einem Testorganismus und nur mit einer Einzelsubstanz durchgeführt. Sie stellen eine Art des ökotoxikologischen Monitorings vor. Monitoring kann als Instrument zur retrospektiven Risikoabschätzung, zur Überprüfung von Umweltmodellen, Ermittlung des Wiederbesiedlungspotentials und bei der Differenzierung von Zulassungsszenarien nicht nur für Einzelstoffe, sondern auch für Stoffgemische hilfreich sein. Es erfasst mögliche Auswirkungen von agrarrelevanten Stoffen im Freiland, die durch Standortfaktoren, durch die Bewirtschaftung der Fläche und durch klimatische Faktoren überdeckt werden.

### Literatur

BUHR, L., S. GEBAUER, G. BISCHOFF, u. a., 2002: Modelluntersuchungen zu den Auswirkungen der Abtrift ausgewählter Pflanzenschutzmittel – Teil 1–Teil 4. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft. **390**, 376–379.

HEGER, W., S.-J. JUNG, S. MARTIN, U. SCHIECKE, H. TEICHMANN, H. PETER, 1995: Ökotoxikologische Testverfahren mit aquatischen Organismen. Chemikaliengesetz – Texte 14/94 **11**, 16–28.

HOMMEN, U., CH. SCHÄFERS, M. ROSS-NICKOLL, T. RATTE, 2004: Auswertung der wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen. Studie im Auftrag des BVL, 95, unveröff.

LI, SHAO-NAN, M. STÄHLER, W. PESTEMER, 2004: Influence of artificial sediment on bioavailability of herbicides on algae. China Environmental Science **24** (4), 433–436.

MUELLER, A. C. W., F. SEEFELD, 2002: Auswirkungen der Abtrift des Insektizides BULLDOCK auf das Zooplankton sowie das Rückstandsverhalten von beta-Cyfluthrin im Wasser eines Grabens im Obstbaugbiet Altes Land. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft. **390**, 382.

OBST, U., 1998: Wirkungsbezogene Wasseranalytik. Nachr. Chem. Tech. Lab. **46**, 419–422.

PESTEMER, W., A. SÜSS, G. BISCHOFF, A. C. W. MUELLER, M. STÄHLER, 2005: Anleitung zur Durchführung eines chemisch-biologischen Monitorings von Pflanzenschutzmitteln in Gewässern der Agrarlandschaft. Berichte aus der Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft. **125**, 1–43.

PESTEMER, W., G. BISCHOFF, A. SÜSS, 2004: Chemical-biological monitoring of pesticides in surface water – introduction and conception –. XII. Symposium Pesticide Chemistry "Pesticides in air, plant, soil and water system", Piacenza (Italy), 2.–6. June, 757–766.

Zur Veröffentlichung angenommen: Oktober 2005

Kontaktanschrift: Dr. Matthias Stähler, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Ökotoxikologie und Ökochemie im Pflanzenschutz, Königin-Luise-Straße 19, 14195 Berlin, Deutschland, E-Mail: m.staehler@bba.de