

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow

SYNOPSIS – ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln

SYNOPSIS - a model to assess the environmental risk potential of pesticides

Volkmar Gutsche und Jörn Strassemeyer

Zusammenfassung

Das Modell SYNOPSIS zur synoptischen Bewertung des Risikopotentials chemischer Pflanzenschutzmittel wurde seit seiner Veröffentlichung Mitte der neunziger Jahre bereits vielfach national und in europäischen Projekten angewendet und weiterentwickelt. Derzeit bewertet das Modell das Risikopotential für terrestrische (Boden und Saumbiotope) und aquatische (Oberflächengewässer) Organismen. Es erlaubt eine Verknüpfung der Anwendungsdaten der Pflanzenschutzmittel mit deren Anwendungsbedingungen und den inhärenten Stoffeigenschaften. Insbesondere die Exposition wird durch teilweise detaillierte Submodelle errechnet. Der mathematische Aufbau des Modells wird im ersten Teil der Veröffentlichung ausführlich beschrieben. Der zweite Teil widmet sich der Anwendung des Modells für die Darstellung des Umwelt-Risikotrends der Pflanzenschutzmittel seit 1987. Als Datengrundlage werden dabei die Angaben zur Inlandabgabe der Wirkstoffe benutzt, auf deren Basis eine arbeitsaufwendige Schätzung der kultur- und schadorganismenspezifischen Anwendung der Wirkstoffe erfolgte. Alle Ergebnisse der Berechnung der Risikoindizes auf Grundlage dieser Anwendungsschätzungen werden relativ zum Ausgangsjahr 1987 dargestellt. Die zum terrestrischen und aquatischen Bereich verdichteten Trendbilder zeigen eine klare Abnahme des Risikopotentials in den letzten 18 Jahren. Sie ist am stärksten bei den Insektiziden ausgeprägt, gefolgt von den Herbiziden und danach den Fungiziden. Vergleicht man diese Bilder mit dem Trend des Absatzes pro landwirtschaftlicher Nutzfläche, so wird sichtbar, dass dieser bis zum Jahr 1994 auch gefallen ist, seitdem aber keine weitere fallende Tendenz zeigt im Gegensatz zur weiteren Reduzierung des Risikopotentials der eingesetzten Wirkstoffe in vielen Bereichen. Ein in der Arbeit ebenfalls vorgestellter Vergleich der Risikoindizes aus der Anwendungsschätzung 1999/2000 mit denen, die auf der Basis der Ergebnisse der NEPTUN-Erhebung zum tatsächlichen Einsatz der Pflanzenschutzmittel im Feldbau 1999/2000 errechnet wurden, zeigt, dass die absoluten Werte dieser Indizes aus der NEPTUN-Erhebung durchschnittlich bei Fungiziden um 40 %, bei Herbiziden um 30 % und bei Insektiziden um 10 % niedriger liegen. Die Hauptursache dafür ist in den oft reduzierten Aufwandmengen in der Praxis zu finden.

Stichwörter: Umwelt, Risiko, Pflanzenschutzmittel, Indikatoren, Trend

Abstract

Since published in 1996 the model SYNOPSIS for synoptic assessment of risk potential of chemical plant protection products

has been used and further developed within national and European projects. Recently, the model evaluates the risk potential for terrestrial (soil and edge-biotopes) and aquatic (surface water) organisms. It combines use data of pesticides with their application conditions and their inherent properties. Especially the exposure of organisms is calculated by more or less sophisticated sub-models. In the first part of paper the mathematical structure of model has been described. The second part is dedicated to an approach to track the trend of pesticide risk in Germany since 1987. The aggregated trend figures for the aquatic and terrestrial compartment show a clear decrease of risk in the last 18 years. The strongest decline can be seen for insecticides, followed by herbicides and fungicides. If the risk trend is compared with the trend of sale per agricultural area it becomes apparent, that the sale has also a clear decrease till 1994 but becomes nearly stable afterwards in contrast to the further decline of risk indices. Finally, risk indices obtained from representative field surveys are compared with indices derived from use estimations on base of sale data. The survey-based indices are in average 40 % (fungicides), 30 % (herbicides), and 10 % (insecticides) lower than the use estimation based one. It is mainly caused by the fact that in practice farmer uses lower application rates than recommended on the registration label of pesticides.

Key words: Environment, risk, pesticides, indicator, trend

1 Einleitung

Transparenz beim Umgang mit chemischen Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft ist eine legitime Forderung des Verbrauchers und der allgemeinen Öffentlichkeit. Das betrifft sowohl die Häufigkeit ihres Einsatzes als auch die Höhe des damit verbundenen Risikos für die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Zur Beurteilung des Risikopotentials für die Umwelt wurde in der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft das Modell SYNOPSIS zur synoptischen Bewertung von chemischen Pflanzenschutzmitteln entwickelt (GUTSCHE und ROSSBERG, 1996; GUTSCHE und ROSSBERG, 1997). Inzwischen hat das Bewertungsmodell im nationalen Rahmen (GUTSCHE und ROSSBERG, 2000; DE MOL et al., 2002) und in europäischen Projekten (REUS et al., 1999; REUS et al., 2002, DELBAERE und SERADILLA, 2004) bereits eine breite Anwendung gefunden und wurde kontinuierlich verbessert. Wesentliche Ideen des Bewertungsmodells konnten sowohl in internationale Risikoindikatoren (OECD, 2000; LUTTIK, 2004) eingebracht als auch aus diesen Projekten für das Modell SY-

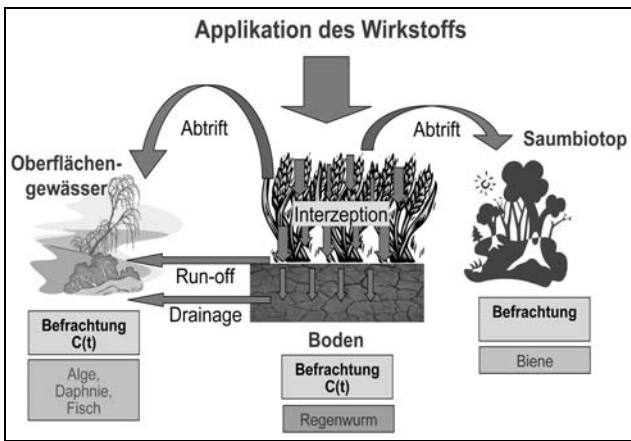


Abb. 1. Grundstruktur des Modells SYNOPSIS.

NOPS erschlossen werden. Es erscheint deshalb dringend angebracht, den derzeitigen Stand des Bewertungsmodells darzustellen und neueste Anwendungsergebnisse zu diskutieren, zumal beabsichtigt ist, SYNOPSIS als Indikator für das Risikopotential der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel periodisch in Deutschland anzuwenden und auch um weitere Aspekte zu ergänzen.

2 Methode

Die vorliegende Version des Modells bewertet zunächst nur das Risiko, das durch die Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln (PSM) für die Umwelt entsteht. Es ist aber geplant, das Modell um den Bereich der menschlichen Gesundheit zu erweitern, also auch das Risiko für den Anwender von Pflanzenschutzmitteln und das Risiko für den Verbraucher von pflanzlichen Erzeugnissen, die mit PSM behandelt wurden, in die Bewertung einzubeziehen.

2.1 Allgemeines Grundprinzip des Bewertungsmodells

Für die Risikobewertung verbindet das Modell Informationen über die Anwendung von PSM sowohl mit Daten über die Eigenschaften der eingesetzten Substanzen als auch mit Daten über die Anwendungsbedingungen.

Allgemein wird das Risikopotential in SYNOPSIS als Quotient der abgeschätzten Umweltkonzentration (Exposition) und der Toxizität der Substanz angegeben. Als Wert für Toxizität wird die letale Konzentration (LC50) bzw. letale Dosis (LD50) des Wirkstoffs für bestimmte Stellvertreterorganismen benutzt.

Bei der Berechnung der umweltrelevanten Konzentration betrachtet SYNOPSIS drei Nichtziel-Kompartimente, die bei der Anwendung von chemischen Pflanzenschutzmitteln über unterschiedliche Wege unbeabsichtigt befrachtet werden können: den Boden, an das Feld angrenzende oder in der Nähe liegende Oberflächengewässer und an das Feld angrenzende Saumbiotop (Abb. 1).

Als hauptsächliche Eintragspfade werden dabei für den Boden die direkte Befruchtung, modifiziert durch den Bodenbedeckungsgrad der Blattfläche der Pflanzen, für die Saumbiotop die Abtrift und für die Oberflächengewässer Abtrift, Run-off und Drainage betrachtet.

Als Stellvertreterorganismen für die verschiedenen Bereiche fungieren in der jetzigen Variante von SYNOPSIS für den Boden der Regenwurm, für Oberflächengewässer Algen, Wasserflöhe und Fische und für Saumbiotop die Biene.

Das Grundprinzip des Modells besteht darin, dass zunächst für jede einzelne Applikation eines Wirkstoffes die potentielle

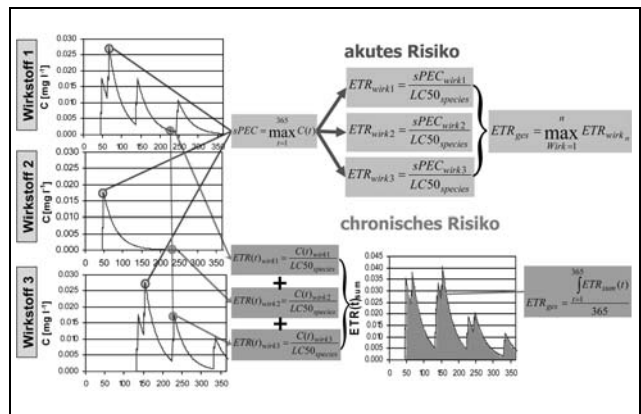


Abb. 2. Prinzip der Berechnung des akuten und chronischen Risikos.

Befruchtung der drei Kompartimente und die sich daraus ergebende Anfangskonzentration über verschiedene Submodelle, die eine Vielzahl von Applikationsbedingungen berücksichtigen, berechnet werden. Für den Boden und die Oberflächengewässer wird danach auch der Abbau der Konzentration über der Zeit modelliert.

Die berechnete Exposition kann im Modell mit zwei unterschiedlichen Ansätzen bewertet werden:

a) die getrennte Bewertung der einzelnen Applikationen, unabhängig davon, ob sie in einer feldbezogenen Spritzfolge ausgebracht werden oder

b) die bilanzierende Bewertung von feldbezogenen Spritzfolgen, in denen mehrere verschiedene Wirkstoffe einmal oder zum wiederholten Male angewendet werden.

Die erste Art der Bewertung wird auf nationaler Ebene zur Schätzung des zeitlichen Trends des Risikopotenzials der in Deutschland angewandten Pflanzenschutzmittel angewendet.

Die zweite, bilanzierende Möglichkeit wird auf der regionalen Ebene zur Schätzung und vergleichenden Bewertung des Risikopotenzials der praktischen Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf verschiedenen Standorten und Früchten zum Erkennen räumlicher Hot-Spots gewählt.

In beiden Fällen wird sowohl ein akutes als auch ein chronisches Risiko für die Stellvertreterorganismen berechnet.

Bei der getrennten Bewertung einzelner Applikationen ist das akute Risiko als Quotient der Anfangskonzentration des Wirkstoffes und der entsprechenden Toxizität (LC50 bzw. LD50) definiert, während das chronische Risiko sich als Quotient der Durchschnittskonzentration eines Jahres¹ und der Toxizität darstellt.

Bei der bilanzierenden Bewertung feldbezogener Spritzfolgen wird das akute Risiko zunächst für jeden beteiligten Wirkstoff berechnet, wobei für den Fall, dass der Wirkstoff in der Spritzfolge mehrfach appliziert wird, auch die sich eventuell „aufschaukelnde“ Konzentration im entsprechenden Kompartiment beachtet wird. Der sich unter allen Wirkstoffen ergebende maximale Risikowert wird dann als akutes Risiko der Spritzfolge definiert (s. Abb. 2). Für die Berechnung des chronischen Risikos werden die täglichen Werte der Konzentrations-Zeit-Kurve eines Wirkstoffes durch die entsprechende Toxizität dividiert. Es entsteht für jeden Wirkstoff dadurch eine Risiko-Zeit-Kurve. Anschließend werden alle sich ergebenden Risikowerte der Wirkstoffe der Spritzfolge täglich aufaddiert, und es ergibt sich eine summarische Risiko-Zeit-Kurve.

¹Die sogenannte zeitgewichtet durchschnittliche Konzentration ist das Integral der Konzentrations-Zeit-Kurve dividiert durch Anzahl der Tage auf der Zeitachse, hier 365 Tage.

Das chronische Risiko der Spritzfolge ist dann der zeitgewichtete Durchschnittswert dieser summarischen Risiko-Zeit-Kurve für einen Zeitraum von einem Jahr.

2.2 Berechnung der Exposition pro Applikation eines Wirkstoffes

Boden

Die Befruchtung des Bodens wird im Bewertungsmodell SYNOPSIS ausschließlich über die Interzeption des Wirkstoffes durch die Kulturpflanze beeinflusst. Sie ist also abhängig von der Art der Kulturpflanze und deren Entwicklungsstadium zum Zeitpunkt der Applikation des Wirkstoffes. Zur Bestimmung der Interzeption wurde eine FOCUS-Tabelle (FOCUS, 2001) welche auf einer Literaturstudie von LINDERS et al., (2000) und Studien zur Korrelation zwischen Pflanzendeckungsgrad und Oberflächendeposition von PSM (BECKER et al., 1999) beruht, herangezogen. Dabei passten wir über die originalen Tabellenwerte geeignete Funktionen an, um eine stetige Interzeption für beliebige Entwicklungsstadien der Kulturpflanzen zu ermöglichen.

$$(1) L_{soil} = (1 - f(crop, BBHC)) \cdot A$$

L_{soil} ... Befruchtung des Bodens durch den Wirkstoff [g/ha]
 $f(crop, BBHC)$... aus der FOCUS-Tabelle errechnete Interzeption [$0 \leq f \leq 1$]

A ... Aufwandmenge des Wirkstoffes [g/ha]

Um aus der Befruchtung des Bodens eine Bodenkonzentration zu errechnen, muss die Bodentiefe festgelegt werden. SYNOPSIS betrachtet die oberen 2,5 cm des Bodens, was in etwa der worst-case Situation kurz nach der Applikation entspricht. Man erhält die anfängliche Bodenkonzentration demnach aus:

$$(2) C_{soil}(0) = L_{soil} / (10000 \cdot 0,025 \cdot SD)$$

$C_{soil}(0)$... Anfangskonzentration des Wirkstoffes im Boden [mg/kg]

SD ... Bodendichte [g/cm³]

Der Abbau der Bodenkonzentration über der Zeit erfolgt nach einer Kinetik erster Ordnung

$$(3) C_{soil}(t) = C_{soil}(0) \cdot e^{-\lambda \cdot t}$$

$$(4) \lambda = \ln 2 / (DT50_{soil} \cdot k)$$

$C_{soil}(t)$... zeitabhängige Konzentration des Wirkstoffes im Boden [mg/kg]

t ... Zeit [d], zum Zeitpunkt der Applikation ist t = 0

DT50_{soil} ... Halbwertszeit des Wirkstoffes im Boden, ermittelt aus den Standardtests der Wirkstoffprüfung [d]

Die Größe k stellt einen temperaturabhängigen Korrekturfaktor der Halbwertszeit dar. Sie wird nach folgender Beziehung bestimmt (VAN DER LINDEN et al., 2004):

$$(5) k = e^{U/G \cdot (1/(T + 273) - 1/(T_{ref} + 273))}$$

U ... Arrhenius Aktivierungsenergie [kJ/mol], hier gesetzt auf 54 kJ/mol (FOCUS, 1997)

G ... molare Gaskonstante = 0.0083 kJ/(mol×K)

T ... zeitabhängige Bodentemperatur °C

T_{ref} ... Referenzbodentemperatur, hier gesetzt auf 20°C

Oberflächengewässer

Die gesamte Befruchtung des Oberflächengewässers durch die Applikation eines Wirkstoffes ergibt sich aus der Summe:

$$(6) L_{surface\ water} = (L_{drift}\% + L_{runoff}\% + L_{drainage}\%) \cdot A / 100$$

$L_{surface\ water}$... Gesamtbefruchtung des Oberflächengewässers [g/ha]

$L_{drift}\%$... Anteil der Befruchtung des Oberflächengewässers durch Abtrift [%]

$L_{runoff}\%$... Anteil der Befruchtung des Oberflächengewässers durch Run-off [%]

$L_{drainage}\%$... Anteil der Befruchtung des Oberflächengewässers durch Drainage [%]

Für die Berechnung des Anteils aus der Abtrift wurden die aktuellen Tabellen der Abtrift-Eckwerte der BBA (RAUTMANN und STRELOKE, 2001; BBA, 2004) herangezogen. In ihnen sind die 90 %-Perzentile der Deposition von PSM auf unbewachsenen Boden in Abhängigkeit von der Entfernung zur nächstgelegenen Düse des Applikationsgerätes angegeben. An die Tabellenwerte wurden von FOCUS, (2001) vorgeschlagene Exponentialfunktion optimal angepasst. Wir benutzen für Applikationen in Feldfrüchten, Wein und Gemüse die Funktion

$$(7) L_{drift}\% = \left[a \cdot \int_{x_{min}}^{x_{min} + w} x^b dx \right] \cdot f_r / w$$

und für die Applikation im Obstbau und in Hopfen

$$(8a) L_{drift}\% = \left[a \cdot \int_{x_{min}}^{x_{min} + w} x^b dx \right] \cdot f_r / w \quad \text{für } x_{min} + w < h$$

$$(8b) L_{drift}\% = \left[a \cdot \int_{x_{min}}^h x^b dx + c \cdot \int_h^{x_{min} + w} x^d dx \right] \cdot f_r / w$$

für $x_{min} \leq h < x_{min} + w$

$$(8c) L_{drift}\% = \left[c \cdot \int_{x_{min}}^{x_{min} + w} x^b dx \right] \cdot f_r / w \quad \text{für } h < x_{min}$$

a,b,c,d,h ... Parameter als Ergebnis der optimalen Anpassung (s. Tab. 1)

w ... Breite des Oberflächengewässers [m]

x_{min} ... Entfernung der nächstgelegenen Düse zum nächstgelegenen Ufer des Oberflächengewässers [m]

x ... Distanz eines beliebigen Oberflächengewässers von der nächstgelegenen Düse [m]

f_r ... Reduktionsfaktor gemäß der Gruppierung des Applikationsgerätes in das Verzeichnis der abtriftmindernden Pflanzenschutzgeräte (BBA, 2007) [-]

Für die Berechnung des Anteils der Befruchtung der Oberflächengewässer aus dem Run-off benutzen wir eine modifizierte „Curve Number“-Methode, wie sie auch im „Pesticide Root Zone Model“ PRZM (CARSEL et al., 1984) Anwendung findet. Die Methode ist kompatibel mit den Ansätzen in REXTOX (OECD, 2000) und DRIPS (BACH et al., 2000; RÖPKE, 2003;

Tab. 1. Parameter der Abtriftfunktionen

Kulturanbaugruppe	a	b	c	d	h [m]
Feldfrüchte u. Gemüse unter 0,5 m	2,7593	-0,9778	-	-	-
Gemüse über 0,5 m	44,769	-1,5643	-	-	-
Hopfen	58,247	-1,0042	8654,9	-2,8354	15,3
Wein früh	15,793	-1,608	-	-	-
Wein spät	44,769	-1,5643	-	-	-
Obst früh	66,702	-0,752	3867,9	-2,4183	11,4
Obst spät	60,396	-1,2249	210,7	-1,7599	10,3
Applikation aus der Luft	50,47	-0,3819	281,1	-0,9989	16,2

RÖPKE et al., 2004). In SYNOPSIS wird dabei angenommen, dass 3 Tage nach der Applikation ein Run-off Ereignis eintritt. Ein früheres Eintreten wird als unwahrscheinlich angenommen, weil die Landwirte in der Regel keine PSM ausbringen, wenn Starkregen zu erwarten ist und die Wettervorhersagen bis zu 3 Tagen eine ausreichende Treffergenauigkeit besitzen (EPPO, 2003).

$$(9) L_{runoff} \% = (Q/P) \cdot F_w \cdot F_s \cdot F_b \cdot 100$$

Q ... Menge des Oberflächenabflusses durch Run-off [mm]

P ... Regenmenge [mm]

F_w ... Anteil der Aufwandmenge, die für Run-off zur Verfügung steht

F_s ... Faktor, der den Einfluss der Hangneigung der Applikationsfläche widerspiegelt [-]

F_b ... Faktor, der die puffernde Wirkung eines dichten Vegetationsstreifens vor dem Oberflächengewässer widerspiegelt [-]

Die Berechnung der Menge des Oberflächenabflusses Q basiert auf dem Prinzip, dass das Verhältnis von Oberflächenabfluss zum Niederschlag proportional dem Verhältnis von aktueller und potentieller Infiltration des Bodens ist, wobei die potentielle Infiltration von der Landnutzung und den Bodeneigenschaften abhängig ist und durch die sogenannten „Curve Numbers“ (CN) beschrieben wird. Das Modell wurde für die Verhältnisse der USA aufgestellt (MCCUEN, 1981; US-SCS, 1990) und die „Curve Numbers“ von LUTZ, (1984) und RODE, (1995) auf westeuropäische Verhältnisse angepasst (Tab. 2).

$$(10) Q = (P - Pc) \cdot CN + CN / \alpha \cdot [e^{-\alpha(P - Pc)} - 1]$$

Pc ... Anfangsverlust [mm]

CN ... Curve Number [-]

α ... Proportionalitätsfaktor [mm⁻¹]

mit Pc = 7,62 × (1/CN - 1) (RODE, 1995)

und α = k₁ × e^{-k₂/Wn} × e^{-k₃/Qb}

Wn = |Wochennummer - 2|

Qb ... Basisabfluss [l s⁻¹ km⁻²]

Dabei reflektiert die Größe Wn eine Abhängigkeit des Proportionalitätsfaktors α von der Jahreszeit und Qb bezeichnet den Basisabfluss im Einzugsgebiet des Oberflächengewässers.

Dieser Basisabfluss ist ein indirektes Maß der mittleren Bodenfeuchte im Einzugsgebiet und kann nach BACH et al., (2000) vom mittleren jährlichen Niederschlag (P_{annual}) abgeleitet werden

$$(11) Qb = - 11.43 + 0.027 \cdot P_{annual}$$

Die Größen k₁, k₂ u. k₃ stellen Kalibrierungsfaktoren dar für die LUTZ, (1984), RODE, (1995) und MANIAK, (1992) folgende Werte vorschlagen: k₁ = 0.05, k₂ = 4.6 für Ackerland, k₂ = 2.0 für Wald und Grünland und k₃ = 2.0.

Tab. 2. Modifizierte Curve Numbers nach LUTZ, (1984) und RODE, (1995)

Kulturgruppe	hydrologische Bodengruppe*			
	A	B	C	D
Getreide, Raps, Rüben	0.54	0.7	0.8	0.85
Kartoffeln, Mais, Gemüse, Wein, Hopfen	0.62	0.83	0.89	0.93
Futterpflanzen	0.46	0.49	0.75	0.81
Obst	0.17	0.48	0.62	0.7
Wiese	0.2	0.46	0.63	0.72
Wald	0.17	0.48	0.62	0.7

- * A Sand, Kies
- * B Feinsand, Löß, schwach tonige Sande
- * C sandiger Lehm, lehmiger Sand
- * D Lehm, Ton, stauender Untergrund

Der Anteil der Aufwandmenge, der für den Run-off zur Verfügung steht (F_w), ist abhängig vom Zeitpunkt des Eintretens des Run-off Ereignisses und den Eigenschaften des applizierten Wirkstoffes. Bei einem Run-off Ereignis wird nach SYNOPSIS der in der obersten Bodenschicht (2,5 cm) gelöste Anteil der noch verfügbaren Bodenkonzentration des Wirkstoffes über den Run-off in das Oberflächengewässer transportiert. Ein eventueller Transport des an das Bodensediment gebundenen Wirkstoffanteils (Wassererosion) wird im Modell nicht betrachtet.

$$(12) F_w = [1 - f(\text{crop}, \text{BBHC})] \cdot [e^{-\lambda_{soil} \cdot \Delta t}] \cdot [1 / (1 + K_d)]$$

Δt ... Anzahl Tage zwischen der Applikation und dem Eintreten des Run-off Ereignisses [d]

K_d ... Freundlich Adsorptionskoeffizient [cm³g⁻¹]

Der erste Term in Gleichung (12) entspricht dem in Gleichung (1) und beschreibt den auf den Boden gelangenden Anteil der Aufwandmenge. Der zweite Term berücksichtigt den Abbau des Wirkstoffes im Zeitraum zwischen der Applikation und dem Run-off Ereignis und der dritte Term berechnet den Anteil des Stoffes in der gelösten Phase.

Der Freundlich Adsorptionskoeffizient wird unter Benutzung der Regressionsschätzung von SABLJIC et al., (1995) nach folgender Bezeichnung ermittelt:

$$(13) K_d = [C_{OC} / 100] \cdot 10^{(1.09 + 0.47 \log \text{Pow})}$$

C_{oc} ... organischer Kohlenstoffgehalt des Bodens [%]

logPow ... n-Oktanol-Wasser Verteilungskoeffizient des Wirkstoffes

Die Beeinflussung der Stärke des Run-off's durch die Hangneigung der landwirtschaftlichen Flächen wird nach BEINAT und BERG (1996) für Hangneigung unter 20 % nach der einfachen Beziehung

$$(14) F_s = 0.02153 \cdot SL + 0.001423 \cdot SL^2$$

SL ... Hangneigung der landwirtschaftlichen Fläche [%] berechnet. Bei Hangneigungen über 20 % ist der Faktor F_s konstant auf den Wert 1 gesetzt.

Schließlich ist im Modell SYNOPSIS auch die Run-off abpuffernde Wirkung eines dichten Vegetationsstreifens vor dem Oberflächengewässer über die Formel

$$(15) F_b = 0.83^{Wb}$$

W_b ... Breite des Vegetationsstreifens [m] berücksichtigt.

In der derzeitigen Version des Modells SYNOPSIS wird der Anteil der Oberflächengewässerbefrachtung, der durch Drainage verursacht wird, noch nicht berechnet. Hierfür soll auf die Ergebnisse des HAIR-Projektes zurückgegriffen werden, in dessen Rahmen ein Meta-Modell des Leaching/Drainage-Modells MACRO (JARVIS, 1994) entwickelt wird.

$$(16) L_{drainage} \% = \delta(F_w \cdot \text{soil})$$

Dabei ist F_w ist der nach (12) berechnete Anteil an der Aufwandmenge, der im Boden zum Zeitpunkt des Drainage Flusses noch verfügbar ist und soil steht für den Drainage-Boden-Typ.

Um aus der gesamten Befrachtung des Oberflächengewässers eine Konzentration zu ermitteln, muss zunächst die geometrische Form des Querschnitts des Wasserkörpers festgelegt werden. Wir gehen von einem trapezförmigen Querschnitt mit einem Böschungswinkel von 45° aus. Unter dieser Annahme ergibt sich folgender Umrechnungsfaktor für die Transformation einer Befrachtung, gemessen in g/ha, in eine Konzentration, gemessen in mg/l:

$$(17) tw = 0.0001 \cdot W / (W \cdot D - D^2)$$

tw ... Umrechnungsfaktor [mg l⁻¹ / g ha⁻¹]

W ... Breite des Oberflächengewässers [m]

D ... Tiefe des Oberflächengewässers [m]

Des weiteren ist zu beachten, dass die Abtrift unmittelbar zum Applikationszeitpunkt wirkt, während die Befruchtung durch Run-off und Drainage erst mit einer Zeitverzögerung von $\Delta t=3$ Tagen stattfindet. Bei der Berechnung der Anfangskonzentration ist deshalb zunächst zwischen diesen Prozessen zu unterscheiden.

$$(18) C_{drift}(0) = L_{drift} \% / 100 \cdot tw \cdot A$$

$$(19) C_{runoff}(\Delta t) = L_{runoff} \% / 100 \cdot tw \cdot A$$

$$(20) C_{drainage}(\Delta t) = L_{drainage} \% / 100 \cdot tw \cdot A$$

$C_{drift}(0)$, $C_{runoff}(\Delta t)$, $C_{drainage}(\Delta t)$... die durch Abtrift, Run-off bzw. Drainage sich ergebende Anfangskonzentrationen im Oberflächengewässer [mg/l]

$L_{drift} \%$, $L_{runoff} \%$, $L_{drainage} \%$... relative Befruchtung durch Abtrift gemäß Formel (8) bzw. (9), durch Run-off gemäß Formel (9) und durch Drainage gemäß Formel (16)

A ... Aufwandmenge des Wirkstoffes [g/ha]

Bei der Berechnung des Abbaues der Konzentration über der Zeit ist zwischen fließenden (Bach, Fluß) und stehenden (Graben) Oberflächengewässern zu unterscheiden. Für die fließenden Gewässer nimmt SYNOPSIS an, dass einen Tag nach der Befruchtung durch den Wasseraustausch die Konzentration auf Null gesunken ist, also jeweils nur eintägige Konzentrationspitzen auftauchen.

In stehenden Gewässern erfolgt analog dem Boden der Abbau nach einer Kritik erster Ordnung, wobei die sich aus den drei Prozessen Abtrift, Run-off und Drainage ergebenden Einzelkurven aufaddiert werden.

$$(21a) C_{surface\ water}(t) = C_{drift}(0) \cdot e^{-\Delta t} \quad \text{für } t < \Delta t$$

(21b)

$$C_{surface\ water}(t) =$$

$$C_{drift}(0) \cdot e^{-\Delta t} + [C_{runoff}(\Delta t) + C_{drainage}(\Delta t)] \cdot e^{-\lambda(t-\Delta t)}$$

für $t \geq \Delta t$

Dabei wird die Abbaurrate λ analog der Formel (4) berechnet, nur dass hier die Halbwertszeit des Wirkstoffes in Wasser ($DT_{50\ water}$) eingesetzt wird und für die temperaturabhängige Korrektur analog Formel (5) die entsprechende zeitabhängige Wassertemperatur T Anwendung findet.

Saumbiotope

Die Saumbiotope werden im Modell SYNOPSIS ausschließlich über die Abtrift befrachtet. Zur Berechnung der relativen Befruchtung der Saumbiotope ($L_{biotop} \%$) werden die gleichen Formeln (7) und (8) wie für die Oberflächengewässer benutzt, mit dem Unterschied, dass die Größe w hier die Breite des Saumbiotops und die Größe x_{min} die Entfernung der letzten Düse zum Rand des Saumbiotops bezeichnen. Um die von der Jahreszeit abhängige Präsenz von Insekten in den Saumbiotopen und damit die Wahrscheinlichkeit, dass eine Abtrift-Wolke die Insekten exponiert, zu berücksichtigen, wird eine einfache Verteilung dieser Wahrscheinlichkeit angenommen (Tab. 3).

$$(22) E_{biotop}(0) = [L_{biotop} \% / 100] \cdot Pe(daynumber) \cdot tb \cdot A$$

$E_{biotop}(0)$... Exposition der Insekten im Saumbiotop durch die Abtrift [$\mu\text{g per insect}$]

$L_{biotop} \%$... relative Befruchtung des Saumbiotops durch Abtrift [%]

$Pe(daynumber)$... Wahrscheinlichkeit, dass Insekten exponiert werden können

daynumber ... Nummer des Tages im Jahr, an dem die Applikation des Wirkstoffes stattfindet

tb ... Transformationsfaktor der Befruchtung in die Exposition von Insekten [$\mu\text{g per insect} / \text{g ha}^{-1}$]

A ... Aufwandmenge des Wirkstoffes [g/ha]

2.3 Bewertung der Exposition als biologisches Risiko

Wie bereits in der Darstellung des Grundprinzips des Bewertungsmodells ausgeführt, gibt es zwei unterschiedliche Varianten der Weiterverarbeitung der Exposition, die eng an die Art der zur Verfügung stehenden Anwendungsdaten der Pflanzenschutzmittel gebunden sind.

a) Getrennte Bewertung für jede einzelne Applikation

Stehen nur separate Informationen über die Anwendung der einzelnen Wirkstoffe bzw. Pflanzenschutzmittel zur Verfügung, ohne dass der Bezug zu einer feldbezogenen Spritzfolge, die zur gesamten Produktion einer bestimmten Kulturpflanze eingesetzt wird, hergestellt werden kann, so bleibt nur die Variante einer getrennten Bewertung für jede Indikation des Wirkstoffes.

Das akute Risiko für die Stellvertreterorganismen ergibt sich nach den folgenden Beziehungen:

$$abr_{re} = C_{soil}(0) / LC50_{re}$$

$$abr_w = \left[\max_t C_{surface\ water}(t) \right] / LC50_w$$

$$abr_{bi} = E_{biotop}(0) / LD50_{bi}$$

abr_{re} ... akutes biologisches Risiko für Regenwürmer

abr_w ... akutes biologisches Risiko für Wasserorganismen: Wasserflöhe (da), Fische (fi) bzw. Algen (al)

abr_{bi} ... akutes biologisches Risiko für Bienen

$LC50_{re}$... Letalkonzentration 50% für Regenwürmer [mg/kg_{bo-den}]

$LC50_w$... Letalkonzentration 50% für Wasserflöhe (da), Fische (fi) bzw. Algen (al) [mg/l]

$LD50_{bi}$... Letaldosis 50% für Bienen (oral) [$\mu\text{g per insect}$]

Der Unterschied in der Formelstruktur zwischen den terrestrischen und den aquatischen Organismen erklärt sich dadurch, dass der Maximalwert der Konzentration im Boden und Saumbiotop immer die Anfangskonzentration ist, während bei Oberflächengewässern neben der Abtrift noch Run-off und Drainage mit einer Zeitverzögerung zur Gesamtkonzentration beiträgt und dadurch später eine höhere Konzentrationspitze als die Anfangskonzentration auftreten kann. Bei der Biene ist zu beachten, dass diese als Stellvertreterorganismus für blütenaufsuchende Insekten im Saumbiotop dient. Sie wurde deshalb gewählt, weil hier auch für ältere Wirkstoffe ökotoxikologische Standard-Laborwerte vorhanden sind.

Um die Persistenz der Wirkstoffe in den Kompartimenten Boden und Oberflächengewässer in die Bewertung einzubeziehen, berechnet SYNOPSIS auch einen chronischen Risikoindex, der folgendermaßen definiert ist.

Tab. 3. Expositionswahrscheinlichkeiten von Bienen in Saumbiotopen

von Tag	1	32	60	75	91	106	121	136	152	167	182	197	213	228	244	259	274	289	305	335
bis Tag	31	59	74	90	105	120	135	151	166	181	196	212	227	243	258	273	288	304	334	365
Expositions- wahrscheinlich- keit	0	0	0	0.4	0.6	0.7	0.9	1	1	1	1	0.9	0.8	0.5	0.4	0.2	0.1	0	0	0

$$cbr_re = \left[\int_0^{365} C_{soil}(t) dt / 365 \right] / LC50_{re}$$

$$cbr_w = \left[\int_0^{365} C_{surface\ water}(t) dt / 365 \right] / LC50_w$$

cbr_re ... chronisches biologisches Risiko für Regenwürmer
 cbr_w ... chronisches biologisches Risiko für Wasserorganismen: Wasserflöhe (da), Fische (fi) bzw. Algen (al)

b) Bilanzierende Bewertung für feldbezogene Spritzfolgen

Der große Vorteil des Modells SYNOPSIS besteht darin, dass die Bewertung einer gesamten Spritzfolge ermöglicht wird. In einer solchen Folge können sowohl ein Wirkstoff mehrfach zu verschiedenen Applikationsterminen als verschiedene Wirkstoffe eingesetzt werden. Kommt derselbe Wirkstoff in einer Folge mehrfach vor, ist es als Zwischenschritt zunächst sinnvoll, die sich „aufschaukelnden“ Konzentrationen im Boden und in stehenden Gewässern zu berechnen.

$$C_{soil}(t,i) = \sum_{j=1}^{m_i} C_{soil}(t,i,j)$$

$$C_{surface\ water}(t,i) = \sum_{j=1}^{m_i} C_{surface\ water}(t,i,j)$$

$C_{soil}(t,i)$... Wirkstoffkonzentration über der Zeit des Wirkstoffes i im Boden [mg/kg_{boden}]

$C_{soil}(t,i,j)$... Wirkstoffkonzentration über der Zeit der j -ten Applikation des Wirkstoffes i im Boden, wie sie nach der Formel (3) berechnet wird; $j = 1 \dots m_i$ [mg/kg_{boden}]

m_i ... Anzahl der Applikationen des Wirkstoffes i in der Spritzfolge

$C_{surface\ water}(t,i)$... Wirkstoffkonzentration über der Zeit des Wirkstoffes i im Oberflächengewässer [mg/l]

$C_{surface\ water}(t,i,j)$... Wirkstoffkonzentration über der Zeit der j -ten Applikation des Wirkstoffes i im Wasser, wie sie nach den Formeln (21a) berechnet wird, $j = 1 \dots m_i$ [mg/l]

Darauf aufbauend lässt sich das akute biologische Risiko in der bilanzierenden Bewertung folgendermaßen definieren:

$$abr_re = \max_t \left[\max_t C_{soil}(t,i) / LC50_{re}(i) \right]$$

$$abr_w = \max_t \left[\max_t C_{surface\ water}(t,i) / LC50_w(i) \right]$$

$$abr_bi = \max_i E_{biotop}(0,i) / LD50_{bi}(i)$$

wobei $LC50_{re}(i)$, $LC50_w(i)$ und $LD50_{bi}(i)$ die Letalkonzentration 50 % bzw. die Letaldosis 50 % des Wirkstoffes i für den entsprechenden Stellvertreterorganismus ist.

Das heißt mit anderen Worten, der Wirkstoff mit der größten Expositions-Toxizitäts-Relation bestimmt das akute Risiko der gesamten Spritzfolge.

Ganz anders verhält es sich beim chronischen biologischen Risiko, dass in dieser bilanzierten Variante wie folgt berechnet wird:

$$cbr_re = \left[\int_0^{365} \left[\sum_t C_{soil}(t,i) / LC50_{re}(i) \right] dt \right] / 365$$

$$cbr_w = \left[\int_0^{365} \left[\sum_t C_{surface\ water}(t,i) / LC50_w(i) \right] dt \right] / 365$$

Infolge der Division der Konzentration durch die entsprechende Toxizität des Wirkstoffes entsteht eine Risiko-Zeit-Kurve, die über alle Wirkstoffe aufaddiert wird. Anschließend wird mittels des Integrals die Fläche dieser summarischen Kurve für 365 Tage berechnet und diese durch die Zeitspanne von 365 Tagen dividiert, was der Berechnung des zeitgewichteten Durchschnittswertes der summarischen Expositions-Toxizitäts-Relation entspricht. Die Höhe des chronischen Risikos der Spritzfolge wird also von der Anzahl der eingesetzten Wirkstoffe, deren Persistenz und deren Toxizität bestimmt.

3 Ergebnisse der Modellanwendung

Ein umfassendes Anwendungsgebiet des Bewertungsmodells SYNOPSIS stellt die Verfolgung des zeitlichen Trends des Risikopotentials der in Deutschland eingesetzten Pflanzenschutzmittel dar. Diese Aufgabe ergibt sich im Rahmen des Reduktionsprogramms chemischer Pflanzenschutz (BACKHAUS et al., 2005) als Teilindikator des sogenannten deutschen Pflanzenschutzindex PIX, der den Erfolg des Programms über die Jahre sichtbar machen soll. Im ersten Jahr des Programms musste dabei zunächst einmal die Ausgangssituation charakterisiert werden, von der aus in den folgenden Jahren die Entwicklung relativ zu diesen Basiswerten beschrieben werden kann. Um zufällige jährliche Schwankungen besser ausgleichen zu können, wurde als zeitliche Bezugsbasis ein Zeitraum unmittelbar vor dem Reduktionsprogramm, also die Jahre 2000 bis 2004 gewählt.

Als direkte Information über die praktische Anwendung von Pflanzenschutzmitteln stehen die Ergebnisse der NEPTUN-Erhebungen zur Verfügung (ROSSBERG et al., 2002; ROSSBERG, 2003; ROSSBERG, 2004), wobei für den Ackerbau 1999/2000, für den Obstbau 2001 und 2004, für den Weinbau 2003 sowie für Hopfen, Zuckerrüben und Gemüsekulturen 2005 eine Erhebung durchgeführt wurde.

Eine zweite Informationsquelle bilden die nationalen Daten über die Inlandabgabe der Wirkstoffe bzw. Pflanzenschutzmittel nach § 19 PflSchG. Diese stehen jährlich zur Verfügung, erlauben aber nur eine indirekte Aussage zur tatsächlichen Anwendung, die über eine umfangreiche Schätzprozedur nach ROSSBERG und GUTSCHE (1999) erzeugt werden muss. Da zur Zeit pro Kulturgruppe noch zu wenig NEPTUN-Erhebungen zur Verfügung stehen, haben wir uns entschlossen, das Bewertungsmodell SYNOPSIS auf beide Informationsquellen getrennt anzuwenden.

3.1 Anwendung auf die Daten zur Inlandabgabe der Wirkstoffe

Um den status quo vor dem Reduktionsprogramm zu beschreiben, werden die Inlandverkäufe der Jahre 2002 und 2004 betrachtet. Damit wird das Jahr unmittelbar vor dem Beginn des Reduktionsprogramms berücksichtigt und zur Vermeidung zufälliger Schwankungen ein etwas weiter davor liegendes Jahr. Zusätzlich wurden vier noch weitere zurückliegende Jahre (1987, 1991, 1994, 1998) in die Schätzung aufgenommen. Damit wird es möglich, den Trend des Risikopotentials seit der umfassenden Änderung des Pflanzenschutzgesetzes im Jahre 1986 bis zum Beginn des Reduktionsprogramms zu beschreiben. In die Prozedur wurden alle Wirkstoffe aufgenommen, die im entsprechenden Jahr über einer Mindestverkaufsmenge lagen (Herbizide > 5t, Fungizide > 5t, Insektizide > 1t) plus Wirkstoffe mit sehr geringen Aufwandmengen (z. B. Sulfonylharnstoffe oder Pyrethroide), die eine relativ hohe Applikationsfläche erwarten ließen. Für jeden Wirkstoff wurden alle im entsprechenden Jahr zugelassenen Indikationen bestimmt. Unter einer Indikation versteht man die Zulassung eines Wirkstoffes für eine bestimmte Kultur zu einem bestimmten Anwendungs-

zweck (Schadorganismus) mit einer bestimmten Aufwandmenge zu einem bestimmten Anwendungszeitraum. Für jede dieser Indikatoren wurde mittels SYNOPSIS die Risikokennziffern berechnet. Es kam also die Variante der getrennten Bewertung für jede einzelne Applikation (Indikation) zur Anwendung. Für jede Indikation wurden dabei die folgenden gleichen Anwendungsbedingungen gesetzt: lehmiger Sand-Boden mit 1,5 % organischem Kohlenstoffgehalt, Hangneigung der Applikationsfläche 3 %, neben der Fläche in 1 m Abstand ein 1,50 m breiter Graben mit 30 cm Tiefe; 3 Tage nach Applikation fällt ein Starkregen von 30 l/m². Die errechneten Risikokennziffern charakterisieren demzufolge das Risikopotential unter worst-case- Bedingungen, da auch keine Anwendungsbestimmungen für die Berechnung betrachtet werden.

Auf diese Weise wurden insgesamt 4699 Indikationen durchgerechnet. Anschließend wurden die Risikokennziffern getrennt nach den Wirkstoffbereichen Herbizide, Fungizide, Insektizide gewichtet zusammengefasst. Welches Gewicht dabei die einzelne Indikation erhält, richtet sich nach der geschätzten Applikationsfläche. Sie wurde folgendermaßen errechnet:

$$AP_i = (\text{share}_i \cdot V_{\text{Wirkstoff}} \cdot 1000) / A_i$$

$$\text{mit } \text{share}_i = \text{pot}V_i / \sum_{i=1}^n \text{pot}V_i$$

und $\text{pot}V_i = F_i \cdot P_i \cdot A_i$

AP_i ... Applikationsfläche der i-ten Indikation des Wirkstoffs im entsprechenden Jahr [ha]

$V_{\text{Wirkstoff}}$...Inlandabgabe des Wirkstoffs im entsprechenden Jahr [kg]

A_i ... Aufwandmenge der i-ten Indikation des Wirkstoffes laut Zulassung des entsprechenden Jahres [g/ha]

F_i ... Anbaufläche der Fruchtart, für welche die i-te Indikation zugelassen ist, im entsprechenden Jahr [1000 ha]

P_i ... Häufigkeit (Wahrscheinlichkeit), dass der in der Indikation angesprochene Anwendungszweck (Schadorganismus) in der angesprochenen Fruchtart zutrifft. [-]

Es wird also zunächst die potentielle Menge an Wirkstoff berechnet ($\text{pot}V_i$), die zur Realisierung der i-ten Indikation für Deutschland notwendig wäre. Dann werden diese Mengen aufaddiert und der relative Anteil der i-ten Indikation (share_i) aus dieser theoretisch notwendigen Gesamtmenge bestimmt. Mit diesem Share-Koeffizient wird schließlich aufgrund des tatsächlichen Verkaufs und der zugelassenen Anwendungsmenge die tatsächliche Applikationsfläche der i-ten Indikation geschätzt.

Eine Schlüsselrolle kommt in dieser Prozedur der Häufigkeit bzw. Wahrscheinlichkeit zu (P_i), mit welcher der in der Indikation angesprochene Schadorganismus, oder allgemeiner der Anwendungszweck des Wirkstoffes, in der Kultur behandelt werden muss. Diese Häufigkeiten wurden aus den NEPTUN-Erhebungen abgeleitet und durch Expertenbefragungen ergänzt bzw. validiert. Sie stellen, über die Jahre und Regionen gesehen, mittlere Werte für die Schadorganismen dar. In der Tab. 4 sind beispielhaft die verwendeten Bekämpfungshäufigkeiten einiger wichtiger Schadorganismen angegeben.

In der Tab. 5a sind die Werte der Risikoindikatoren angegeben, die sich als gewichteter Mittelwert aller Indikationen aller relevanten Wirkstoffe der Jahre 2002 und 2004 ergeben.

Diese Risikoindizes charakterisieren also die Ausgangssituation des Reduktionsprogramms. Anschaulich werden diese abstrakten Risikoindizes, wenn man die Situation 2002/2004 auf das 15 Jahre zurückliegende Jahr 1987 bezieht und damit die relative Veränderung in den einzelnen Risikobereichen seit der umfassenden Novellierung des Pflanzenschutzgesetzes beschreibt.

In der Tab. 5b sind die entsprechenden relativen Risikoindizes (1987 = 100 %) angegeben. Daraus wird ersichtlich, dass sich in allen Bereichen die Mittelwerte teilweise erheblich ver-

ringert haben mit Ausnahmen des akuten Risikos für Algen durch Fungizide. Hier ist der gewichtete Mittelwert der Jahre 2002/2004 um 12 % höher als der für 1987.

Trend für Herbizide seit 1987

Die Abb. 3a und 3b zeigen den Trend der gewichteten Mittel der Risikoindizes für Herbizide über die Jahre 1987, 1991, 1994, 1998, 2002, 2004, wobei wiederum alle Werte relativ zum Ausgangsjahr 1987 angegeben sind.

Als Vergleichsgröße ist die Inlandabgabe in Kilogramm pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche mit angegeben. Auch hier wurde der Wert für das Jahr 1987 gleich 1 gesetzt.

Ein großer Teil der Risikoindizes zeigt ein ähnliches Bild mit einem starken Rückgang der Werte in den Jahren 1991 bzw. 1994 und einer danach geringen Veränderung. Eine erste Ausnahme davon bildet das akute Risiko für Bienen, das 1994 sogar wieder auf das Niveau des Ausgangsjahres ansteigt, um erst 1998 stark abzunehmen. Eine zweite Ausnahme stellen die beiden Indizes für die Algen dar. Sie erreichen 1991 und 1994 wesentlich höhere Werte als im Ausgangsjahr 1987, fallen 1998 und 2002 in etwa auf das Ausgangsniveau zurück und zeigen erst für 2004 eine stark abnehmende Tendenz.

Der Anstieg der beiden Risikoindizes für Algen in den Jahren 1991 und 1994 gegenüber dem Basisjahr ist auf den erhöhten Absatz von Bifenox von 82,15 t auf 363,11 bzw.338,60 t

Tab. 4. Beispiel für die bei der Schätzung verwendeten Behandlungshäufigkeiten von Pflanzenkrankheiten

Kultur	Schaderreger	Behandlungshäufigkeit
Winterweizen	Saatgutbehandlung	1
Winterweizen	Halmbruchkrankheit	0.15
Winterweizen	Echter Mehltau, Septoria nodorum, Septoria tritici	0.7
Winterweizen	Echter Mehltau, Braunrost, Septoria nodorum	0.65
Wintergerste	Saatgutbehandlung	1
Wintergerste	Echter Mehltau, Blattfleckenkrankheit (R. secalis)	0.52
Wintergerste	Netzfleckenkrankheit, Zwergrost	0.47
Winterroggen	Saatgutbehandlung	1
Winterroggen	Halmbruchkrankheit	0.05
Winterroggen	Echter Mehltau, Blattfleckenkrankheit (R. secalis)	0.3
Winterroggen	Braunrost	0.5
Sommergerste	Saatgutbehandlung	1
Sommergerste	Echter Mehltau, Blattfleckenkrankheit (R. secalis)	0.45
Sommergerste	Netzfleckenkrankheit, Zwergrost	0.4
Hafer	Saatgutbehandlung	1
Hafer	Echter Mehltau (siehe Zulassung Sommergerste)	0.05
Triticale	Saatgutbehandlung	1
Triticale	Halmbruchkrankheit (siehe Zulassung Winterweizen)	0.15
Triticale	Septoria nodorum, Septoria tritici	0.3
Mais	Saatgutbehandlung	1
Kartoffeln usw.	Phytophthora	4.8

Tab. 5a. Schätzung 2002 und 2004 - gewichtete Mittelwerte der Risikoindizes

	n	Regenwürmer	Wasserflöhe	Fische	Algen	Bienen
akutes Risiko						
Herbizide	652	0.00454	0.00371	0.00180	0.27079	0.00065
Fungizide	600	0.00139	0.04144	0.05365	0.07715	0.00277
Insektizide	303	0.00104	0.20489	0.18045	0.00253	0.08233
Chronisches Risiko						
Herbizide	652	0.00096	0.00149	0.00076	0.12685	
Fungizide	600	0.00028	0.01827	0.01723	0.01441	
Insektizide	303	0.00018	0.02933	0.02979	0.00060	

Tab. 5b. Vergleich der Risikoindizes aus 2002 und 2004 mit denen aus 1987 (Werte aus 1987 = 100%)

	Regenwürmer	Wasserflöhe	Fische	Algen	Bienen
akutes Risiko					
Herbizide	40%	45%	45%	59%	37%
Fungizide	61%	62%	79%	112%	58%
Insektizide	6%	7%	37%	7%	12%
Chronisches Risiko					
Herbizide	32%	47%	50%	64%	
Fungizide	76%	60%	76%	53%	
Insektizide	15%	14%	86%	5%	

zurückzuführen. Der Wirkstoff hat ein sehr hohes Risikopotential für Algen, wobei in der landwirtschaftlichen Praxis des Ackerbaues das Risiko durch eine Abstandsaufgabe von 20 m reduziert werden soll. Berücksichtigt man den Einsatz von Bifenox nicht, ergäbe sich z. B. 1987 ein gewichtetes Mittel von 0,2306 und für 1994 von 0,1545 was die Umkehrung des Trends bedeuten würde. Die gesamte Trendkurve für Algen ohne Bifenox ist in Abb. 3c angeben.

Trend für Fungizide seit 1987

Abb. 4a und 4b zeigen den Trend für fungizide Wirkstoffe. Auffällig ist hier einmal der Anstieg des akuten Risikos für Algen, vor allem in den Jahren 2002 und 2004, die ein Niveau über dem Basisjahr erreichen. Zum anderen fallen die relativ hohen Werte für das akute und chronische Risiko für Wasserflöhe und das chronische Risiko für Fische des Jahres 1994 auf. Bei der Analyse der Mittelwerte stellte sich heraus, dass für den ersten Effekt der Wirkstoff Spiroxamine verantwortlich

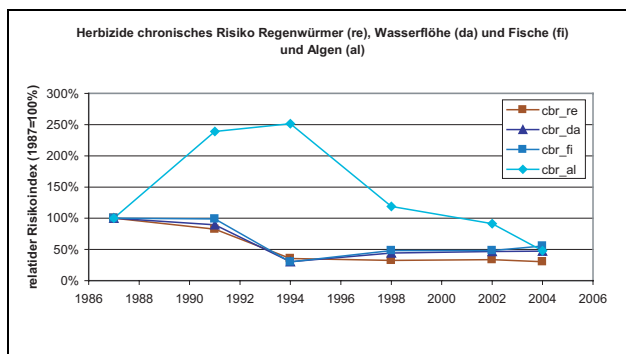


Abb. 3b. Trend der chronischen Risikoindizes für Herbizide seit 1987.

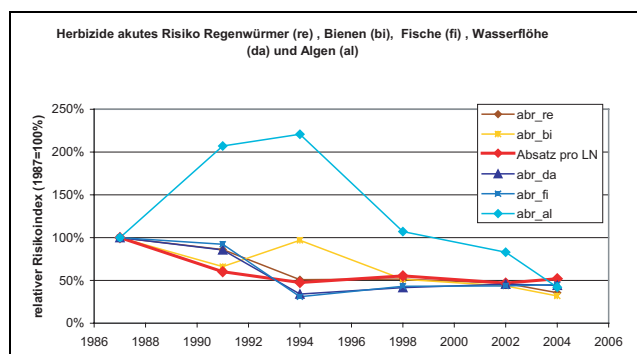


Abb. 3a. Trend der akuten Risikoindizes für Herbizide seit 1987.

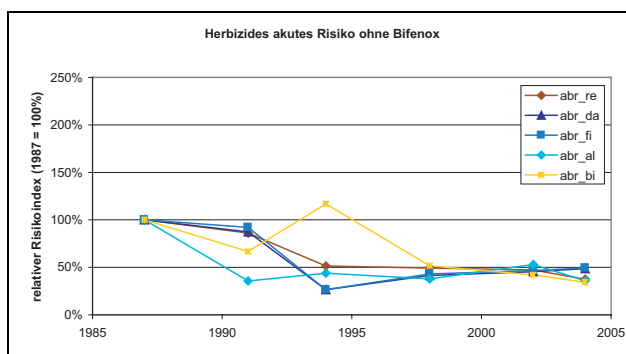


Abb. 3c. Trend der akuten Risikoindizes für Herbizide ohne Bifenox.

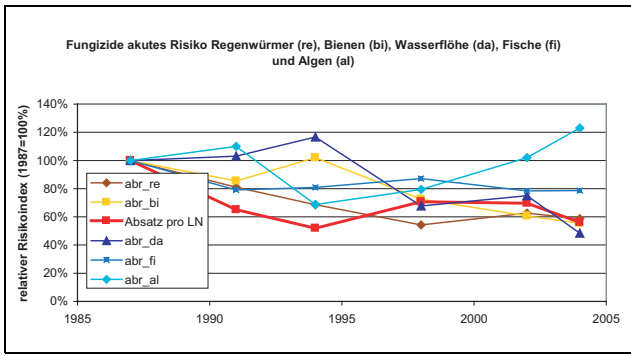


Abb. 4a. Trend der akuten Risikoindizes für Fungizide seit 1987.

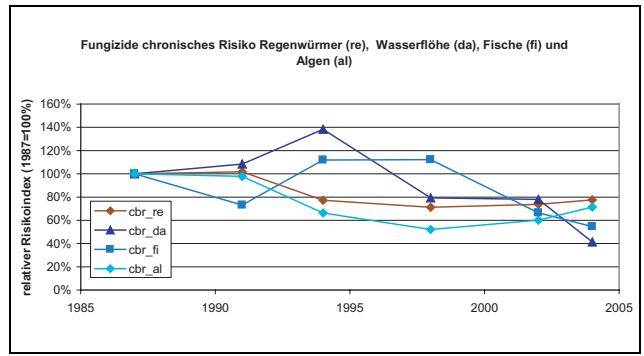


Abb. 4b. Trend der chronischen Risikoindizes für Fungizide seit 1987.

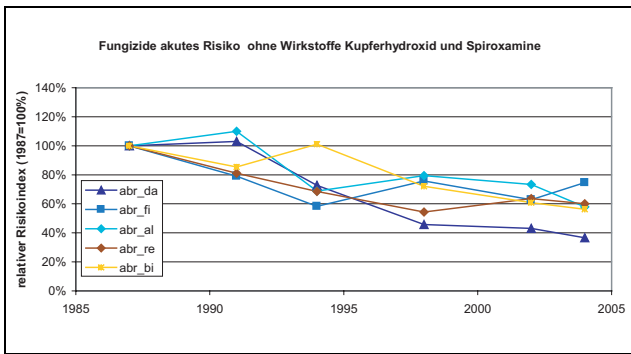


Abb. 4c. Trend der akuten Risikoindizes für Fungizide ohne Kupferhydroxid und Spiroxamine.

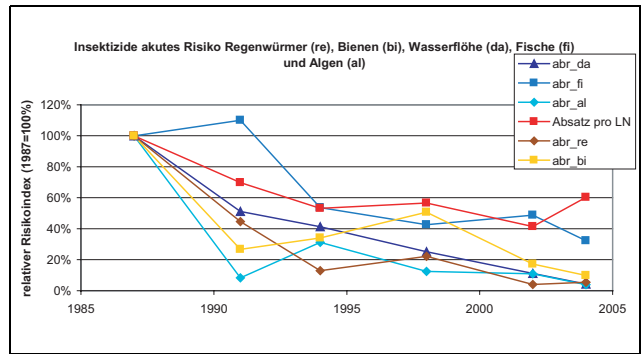


Abb. 5a. Trend der akuten Risikoindizes für Insektizide seit 1987.

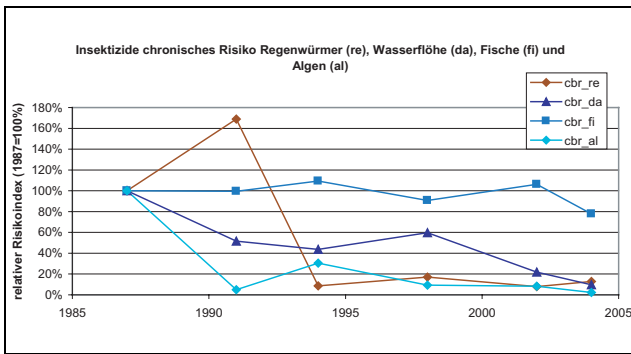


Abb. 5b. Trend der chronischen Risikoindizes für Insektizide seit 1987.

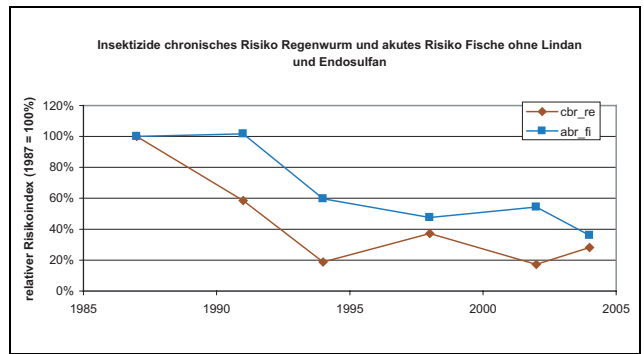


Abb. 5c. Trend des chronischen Risikos Regenwurm und des akuten Risikos Fische ohne Lindan und Endosulfan.

zeichnet. Er wurde 2002 erstmalig mit einer Menge von 240,859 t und 2004 mit fast der doppelten Menge von 434,332 t verkauft. Spiroxamine besitzt ein hohes Risikopotential für Algen, was wiederum durch Abstandsauflagen von 20 m reduziert werden soll.

Die zweite beschriebene Auffälligkeit geht im wesentlichen auf den Wirkstoff Kupferhydroxid zurück, der 1987 noch nicht verkauft wurde und im Jahr 1994 einen Absatz von 15,787 t erzielte mit ähnlicher Größenordnung in den darauffolgenden Jahren. Der Wirkstoff besitzt ein sehr hohes Risikopotential für Wasserflöhe beim Einsatz in Kernobst mit Abstandsauflagen für Oberflächengewässer von 20 m.

Nimmt man beide Wirkstoffe aus der Mittelwertermittlung heraus, entstehen die in Abb. 4c gezeigten akuten Risikotrends. Die oben angemerktten Auffälligkeiten verschwinden dann vollständig.

Trend für Insektizide seit 1987

Die Abb. 5a und 5b geben den Trend der Risikopotentiale für die Insektizide wieder. Im akuten und chronischen Bereich ist

eine klare Abnahme für fast alle Testorganismen zu erkennen, wobei bei den terrestrischen Organismen und den Wasserflöhen und Algen eine Abnahme um ca. 90 % zu verzeichnen ist. Beim chronischen Risiko wird für die Fische kein klarer Trend sichtbar. Auffällig ist weiterhin der geringe bzw. moderate Pik im Jahr 1991 beim akuten Risiko für Fische und dem chronischen für Regenwürmer. Dies ist auf die Wirkstoffe Lindan und Endosulfan zurückzuführen, die ab 1994 nicht mehr angewendet wurden. Nimmt man diese Wirkstoffe für 1987 und 1991 aus der Mittelwertbildung heraus, entstehen die in Abb. 5c dargestellten Trendbilder.

3.2 Anwendung auf die Daten der NEPTUN- Erhebung im Feldbau 1999/2000

Das Bewertungsmodell SYNOPSIS wurde auch auf Erhebungsergebnisse aus dem NEPTUN-Projekt angewendet. Wir wählen dazu den Feldbau aus, weil in diesem Bereich auch seitens der Anwendungsschätzung auf Basis der Verkaufszahlen eine relativ hohe Zahl von Indikationen vorliegt, die einen Ver-

Tab. 6. NEPTUN Feldbau 1999/2000 - gewichtete Mittelwerte der Risikoindizes

	n	Regenwürmer	Wasserflöhe	Fische	Algen	Bienen
akutes Risiko						
Herbizide	33862	0.00366	0.00186	0.00105	0.11239	0.00029
Fungizide	25635	0.00093	0.00586	0.00124	0.04045	0.00036
Insektizide	4823	0.00067	0.25961	0.10493	0.00090	0.03164
Chronisches Risiko						
Herbizide	33862	0.00139	0.00131	0.00072	0.08498	
Fungizide	25635	0.00042	0.00510	0.00071	0.01146	
Insektizide	4823	0.00008	0.02714	0.01855	0.00022	

gleich zwischen den errechneten Risikokennziffern aus beiden Informationsquellen erlaubt.

Obwohl bei den NEPTUN-Erhebungen feldbezogene Spritzfolgen zur Verfügung stehen, also eine bilanzierende Bewertung der gesamten Spritzfolge möglich war, wurden die Kennziffern aber getrennt für jeden einzelnen Wirkstoff der Spritzfolge berechnet. Damit wurde das gleiche Prinzip wie bei den Anwendungsschätzungen angewendet. Als Gewicht für die einzelnen Wirkstoffe fungierte dabei seine sich aus NEPTUN ergebende tatsächliche Behandlungsfläche, die einfach durch Addition der entsprechenden Feldgrößen, auf denen er angewendet wurde, entstand.

Insgesamt standen aus der NEPTUN-Erhebung 1999/2000 für Herbizide 33862, für Fungizide 25635 und für Insektizide 4823 „Wirkstoffsätze“ zur Verfügung. Dabei gab es pro Wirkstoff in der Regel eine relativ hohe Zahl an Sätzen, weil die Landwirte natürlich oft gleiche Wirkstoffe anwenden. Die insgesamt 72455 Datensätze verteilen sich auf 78 Herbizide, 45 Fungizide und 16 Insektizide.

Tab. 6 zeigt die sich ergebenden gewichteten Mittelwerte der Risikoindizes auf der Basis der NEPTUN-Erhebung für den Feldbau. Interpretierbar werden diese Ergebnisse, wenn sie mit denen aus der Anwendungsschätzung verglichen werden. Wir benutzen dafür die Anwendungsschätzungen aus den Jahren 1999 und 2000, da keine eindeutige Zuordnung der Verkäufe auf das Jahr der Anwendung möglich ist. Mit den beiden Jahre wird mit hoher Wahrscheinlichkeit die Anwendung in der Vegetationsperiode 1999/2000 überdeckt.

Die Abb. 6a-c zeigen die Ergebnisse des Vergleichs. Daraus wird ersichtlich, dass bei den Herbiziden und Fungiziden die auf der Basis von NEPTUN errechneten Risikoindizes durchweg geringer sind als die aus den Verkäufen über die Anwendungsschätzung errechneten Indizes. Nur bei den Insektiziden ist das Bild nicht so eindeutig.

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Mit dem Bewertungsmodell SYNOPSIS steht ein Indikator zur Verfügung, der auf verschiedenen Ebenen angewendet werden kann, um Risikopotentiale, die durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln entstehen können, sichtbar zu machen. Das Modell ist zunächst auf den Umweltaspekt ausgerichtet, ist aber offen für entsprechende Erweiterungen. So ist beabsichtigt, relevante Ergebnisse aus dem EU-Projekt HAIR (Harmonised environmental Indicators for pesticide Risk, SS-PE-CT-2003-501997), die u.a. den Aspekt der menschlichen Gesundheit betreffen, in das Modell zu übernehmen.

Der Aufbau des Bewertungsmodells entspricht der Forderung der OECD (OECD, 1997), dass ein pflanzenschutzbezogener Risikoindikator Informationen über die praktische Anwendung der Pflanzenschutzmittel mit Daten zu den Anwen-

dungsbedingungen und zu den inhärenten Eigenschaften der Mittel verbinden sollte. Dabei ist SYNOPSIS in der Lage, sehr detaillierte Daten zu verarbeiten. Bei einer Anwendung auf nationaler Ebene, wie hier dargestellt, verliert sich der Detaillie-

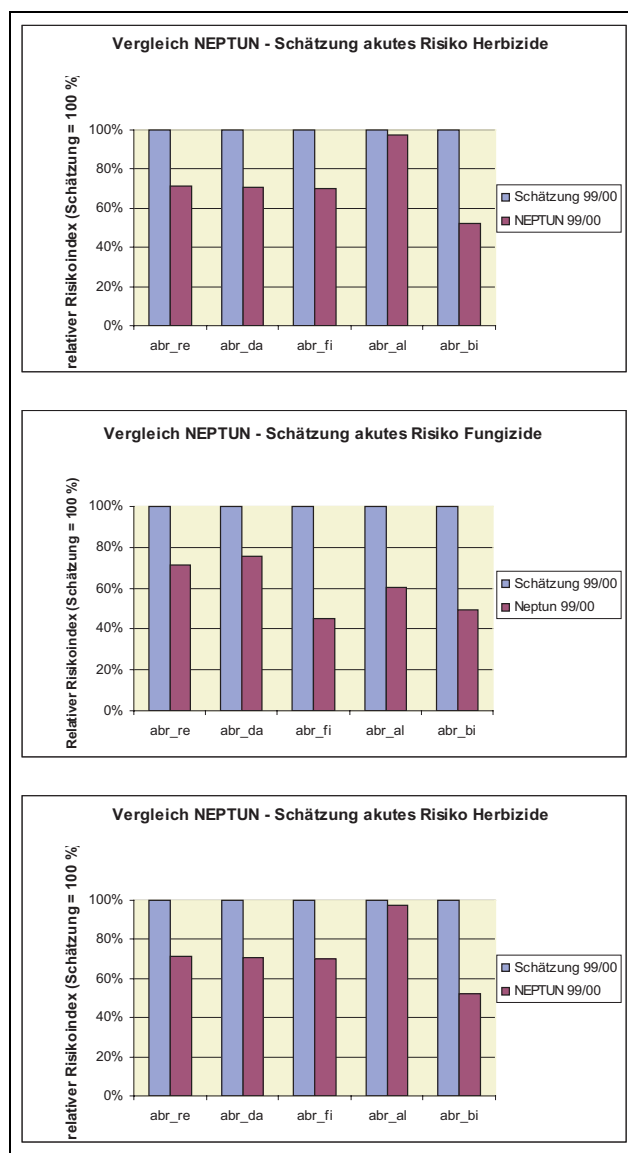


Abb. 6a-c. Vergleich der Risikoindizes aus der NEPTUN- Erhebung Feldbau 1999/2000 mit denen aus der Anwendungsschätzung 1999 und 2000 (Indizes aus der Anwendungsschätzung = 100%) für Herbizide, Fungizide und Insektizide.

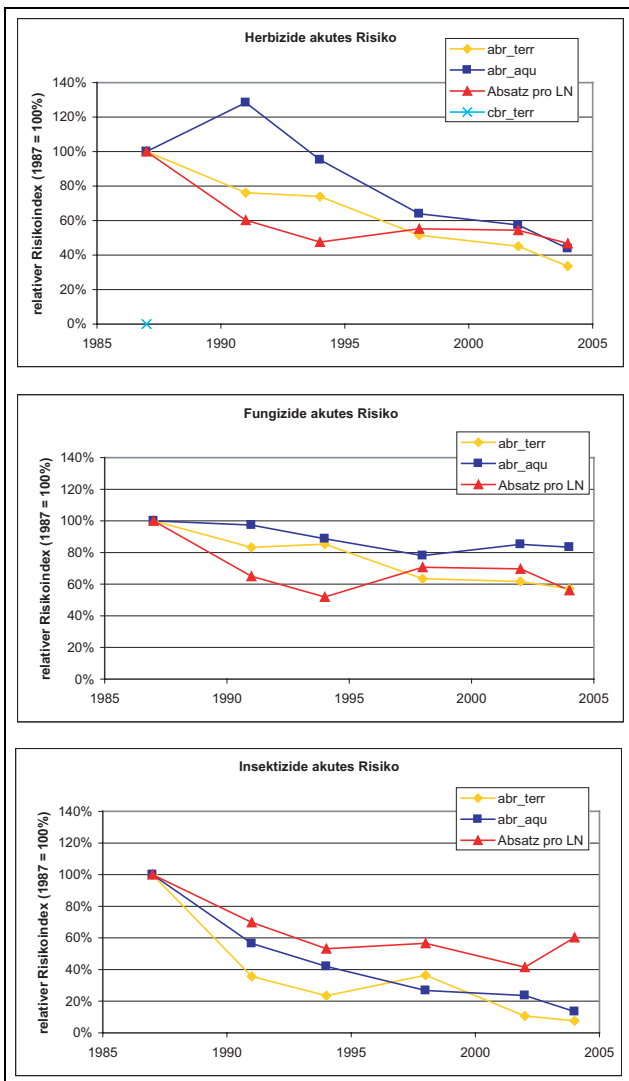


Abb. 7a-c. Trend des akuten aquatischen und terrestrischen Risikoindexes für Herbizide, Fungizide und Insektizide seit 1987.

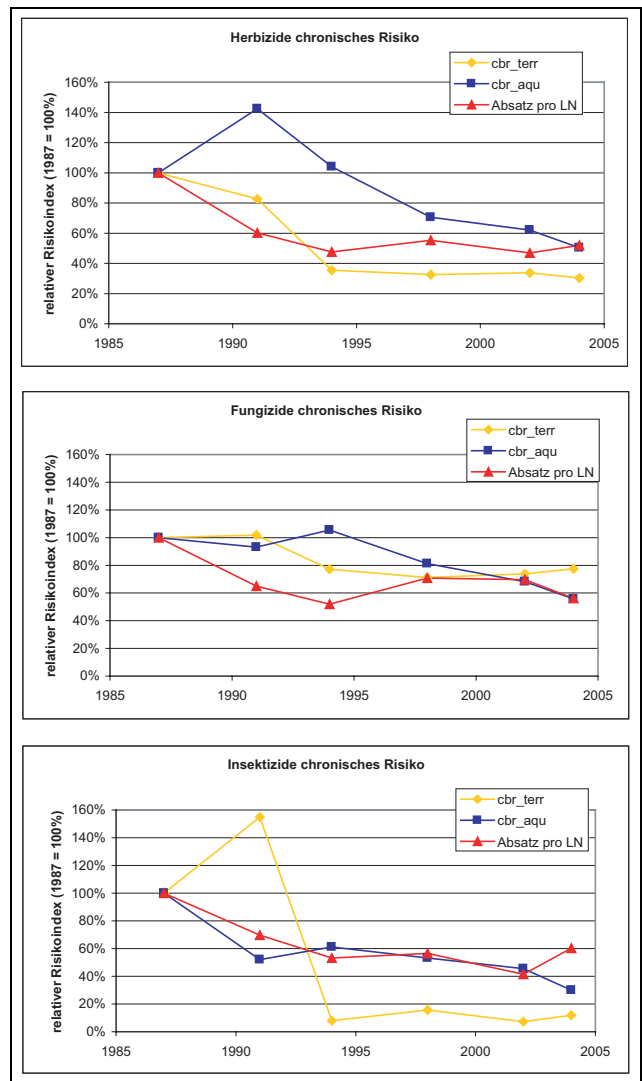


Abb. 7d-f. Trend des chronischen aquatischen und terrestrischen Risikoindexes für Herbizide, Fungizide und Insektizide seit 1987.

ungsgrad natürlich erheblich, insbesondere was die Anwendungsbedingungen angeht. Dadurch wird der Indikator genügend robust, und es stehen weniger die absoluten Werte der errechneten Risikoindizes als vielmehr ihre relativen Trends zu einer definierten Ausgangsposition im Blickfeld. Diese relativen Werte der einzelnen Indizes zur jeweils gleichen Bezugsbasis eröffnet auch die Möglichkeit, die auf die Testorganismen bezogenen Werte weiter zu verdichten und damit einer weiteren Forderung der OECD nachzukommen, einfach zu verstehende, aber wissenschaftlich begründete Ergebnisse darzustellen.

Die Abb. 7a-f zeigen einen solchen finalen Output der Berechnung des Trends des Umweltrisikopotentials der letzten 18 Jahre im terrestrischen und aquatischen Bereich. Dabei wurden im jeweiligen Bereich die Mittelwerte über die relativen Werte der Indizes der Testorganismen gebildet. Diese sehr verdichteten Kurven kann man bei Bedarf durch Hinzunahme der Trendbilder der Einzelorganismen (Abb. 3 bis 5) und den Ergebnissen der Analyse des Einflusses spezifischer Wirkstoffe interpretieren.

Alle verdichteten Trendbilder zeigen eine klare Abnahme des Risikopotentials in den letzten 18 Jahren. Sie ist am stärksten bei den Insektiziden ausgeprägt, gefolgt von den Herbiziden und danach den Fungiziden. Vergleicht man diese Bilder mit dem Trend des Absatzes pro landwirtschaftlicher Nutzflä-

che, so wird sichtbar, dass dieser bis zum Jahr 1994 auf 50–60 % seines Wertes von 1987 gefallen ist, seitdem aber keine weitere fallende Tendenz zeigt. Die zusammenfassende Botschaft der Trendbilder lautet:

Es gibt in den letzten 10 Jahren keine wesentliche Veränderung im Absatz, wohl aber eine weitere Reduzierung des Risikopotentials der eingesetzten Wirkstoffe in vielen Bereichen. Am wenigsten ausgeprägt ist diese weitere Reduktion bei den Fungiziden.

Interessant sind natürlich auch die Unterschiede zwischen den errechneten Risikoindizes aus der NEPTUN-Erhebung und aus der Anwendungsschätzung, die in den Abb. 6a-c veranschaulicht werden. Da die Anwendungsbedingungen in beiden Rechnungen gleich gesetzt sind, kommen als Ursache nur unterschiedliche Aufwandmengen bei gleichen Wirkstoffen bzw. unterschiedliche Wirkstoffe in beiden Datengruppen in Frage. In der Tab. 7 sind die Informationen zur Interpretation dieser Unterschiede zusammengestellt.

Für die Berechnung der mittleren Aufwandmengen wurden nur die gleichen Indikationen der beiden Datengruppen herangezogen. Dabei wird deutlich, dass die Landwirte in der Praxis vor allem bei den Herbiziden und Fungiziden mit niedrigeren Aufwandmengen als in der Zulassung angegebenen operieren.

Bei den Fungiziden werden die durchschnittlich 40 % geringeren Risikowerte im wesentlichen durch um ebenfalls rund

Tab. 7. Vergleich der Mittelwerte der Aufwandmengen zwischen der NEPTUN –Erhebung und der Anwendungsschätzung

	NEPTUN 1999/2000		Anwendungs- schätzung 1999/2000		Anzahl gleicher Wirkstoffe	Anzahl gleicher Indikationen
	mittlere Dosis	Anzahl Wirkstoffe	mittlere Dosis	Anzahl Wirkstoffe		
Herbizide	485.2	78	789.1	67	63	167
Fungizide	215.8	45	352	52	40	103
Insektizide	72.2	16	85.3	30	15	59

Tab. 8. Vergleich der Risikoindizes der aquatischen Testorganismen aus der Anwendungsschätzung 2002/2004 ohne und mit Berücksichtigung der Abstandsauflagen

	Maximum ohne Abstand	Maximum mit Abstand	gew. Mittel ohne Abstand	gew. Mittel mit Abstand	Standardabw. ohne Abstand	Standardabw. mit Abstand
Herbizide						
Wasserflöhe	1.114	0.438	0.00371	0.00039	0.074	0.025
Fische	0.162	0.063	0.00180	0.00017	0.016	0.003
Algen	61.116	5.554	0.27079	0.02529	6.414	0.534
Fungizide						
Wasserflöhe	39.627	2.320	0.04144	0.00257	3.240	0.189
Fische	20.856	1.221	0.05365	0.00159	1.730	0.100
Algen	8.870	0.849	0.07715	0.00590	0.583	0.046
Insektizide						
Wasserflöhe	116.817	7.637	0.20489	0.02125	14.090	0.981
Fische	14.242	1.866	0.18045	0.01512	2.197	0.152
Algen	0.213	0.012	0.00253	0.00015	0.032	0.001

40 % geringere Aufwandmengen erreicht. Bei den Herbiziden sind die Risikowerte aus NEPTUN „nur“ durchschnittlich rund 30 % geringer, obwohl die mittlere Aufwandmenge auch hier etwa 40 % niedriger liegt. Hier haben die unterschiedlichen Wirkstoffe in beiden Gruppen noch einen zusätzlichen Einfluss.

Der grundsätzliche Zusammenhang zur Dosis zeigt sich auch bei den Insektiziden. Die Risikokennziffern aus der NEPTUN–Erhebung sind hier um durchschnittlich rund 10 % niedriger, was durch die um etwa 15 % niedrigere mittlere Aufwandmenge hauptsächlich erklärt werden kann. Die in der Anwendungsschätzung vertretenen zusätzlichen 15 Wirkstoffe modifizieren das Bild dabei auch hier etwas.

Was die Aufwandmengen angeht, orientiert sich die Anwendungsschätzung also ebenfalls am „worst case“, während die NEPTUN–Erhebung den „practical case“ repräsentiert, der mehr einer situationsbezogenen Dosierung entspricht und damit ein Element des integrierten Pflanzenschutzes darstellt. Deshalb müssen auch in Zukunft beide Datenmengen getrennt mittels des Indikators verarbeitet werden, weil die absoluten Werte der Indizes nicht vermischt werden dürfen. Anders verhält es sich mit hoher Wahrscheinlichkeit mit den relativen Werten und deren Trendbilder. Diese werden ähnliche Kurven zeigen, weil hier im wesentlichen die Veränderung im eingesetzten bzw. verkauften Wirkstoffspektrum widerspiegelt werden. Endgültig lässt sich diese These aber erst nach Vorliegen einer genügend hohen Wiederholungszahl der NEPTUN–Erhebungen beweisen.

Abschließend sollen noch die absoluten Werte der Risikoindizes, wie sie in den Tab. 5a und 6 angegeben sind, in die Dis-

kussion einbezogen werden. Vor allem die akuten Werte sind einer Interpretation zugänglich, da laut Grundaufbau der Formeln hier die errechnete Anfangskonzentration im „worst case“ der Applikationsbedingungen direkt ins Verhältnis zu Toxizität gesetzt wird. Erreicht der Index bei einer Indikation den Wert 1 oder übersteigt diesen sogar, ist die errechnete Exposition gleich bzw. größer als die LC 50 des entsprechenden Testorganismus, was natürlich kritisch zu bewerten ist, weil dann negative Auswirkungen nicht mehr ausgeschlossen werden können. Deshalb werden bei der Zulassung der betreffenden Wirkstoffe Anwendungsbestimmungen zur Minderung dieses Risikos erlassen. Eine wichtige Maßnahme zum Schutz aquatischer Organismen stellen dabei Abstandsauflagen dar.

In allen bisher dargestellten Ergebnissen sind diese Auflagen nicht berücksichtigt, sondern als Randbedingung wird angenommen, dass sich neben dem Feld in 1 m Entfernung ein Wassergraben befindet. Das muss bei der Interpretation der relativ hohen mittleren akuten Risikoindizes von 0.27 für Herbizide bei Algen und 0.20 bzw. 0.18 für Insektizide bei Wasserflöhen bzw. Fischen (Tab. 5a bzw. 3. Spalte der Tab. 8) beachtet werden. Hinter diesen Mittelwerten verbergen sich natürlich auch wesentlich höhere Risikoindizes bei einzelnen Indikationen.

In der ersten Spalte der Tab. 8 sind die Maxima der akuten Risikoindizes aus der Anwendungsschätzung 2002/2004 angegeben. So liegt der maximale Index für Algen bei den Herbiziden bei 61.12, verursacht durch den Wirkstoff Bifenox in Getreide, der aber aus gutem Grund eine Abstandsauflage von 20 m besitzt. Die Maxima der Fungizide werden bei den Wasserflöhen und Fischen durch den Wirkstoff Kupferhydroxid in

Kernobst erzeugt, bei den Algen durch Kupferoxychlorid im Hopfen. Beide Wirkstoffe haben ebenfalls eine Abstandsauflage von 20 m. Bei den Insektiziden wird der extrem hohe Wert von 116.82 für Wasserflöhe durch Carbosulfan in Hopfen erzeugt, dessen Mindestabstand zu Gewässern aber 100 m betragen muss. Ähnliches gilt den maximalen Index für Fische, der durch den Wirkstoff Cyfluthrin verursacht wird und der eine Auflage von 50 m Mindestabstand hat.

Um den Effekt der Abstandsauflagen auf die absoluten Werte der Risikoindizes der aquatischen Organismen zu demonstrieren, wurde die Berechnung für die Anwendungsschätzung 2002/2004 ein zweites Mal ausgeführt, wobei das Modell SYNOPSIS diesmal die vorgeschriebenen Auflagen bezüglich des Mindestabstandes benutzte. In der Tab. 8 sind diese Ergebnisse ebenfalls aufgeführt. Es wird ersichtlich, dass sich alle Werte um mindestens eine Zehnerpotenz verringern. Das wird auch in der starken Verringerung der Maximalwerten (2. Spalte der Tab. 8) sichtbar. Dadurch, dass Abstandsauflagen für alle die Mittel erteilt wurden, die relativ hohe Risikoindizes besitzen, verringert sich natürlich bei Berücksichtigung dieser Auflagen die Standardabweichung der mittels SYNOPSIS errechneten Werte. Die Spitzenwerte werden sozusagen „heruntergebrochen“, und die Ergebnisse liegen auf niedrigeren Niveau enger zusammen.

Für die hier im Mittelpunkt stehende Verfolgung des zeitlichen Trends des relativen Umweltrisikopotentials der Pflanzenschutzmittel sollten die Anwendungsbestimmungen jedoch prinzipiell außer Acht gelassen werden und die „worst case“ – Resultate herangezogen werden. Die Berücksichtigung z. B. der Abstandsauflagen verwischt den Einfluss der inhärenten Eigenschaften der Wirkstoffe. Die Wirkung immer weiter verschärfter Anwendungsbestimmungen auf die Risikoindizes ist eine ganz andere Fragestellung. Diese und andere Fragen, wie z. B. die nach der räumlichen Variabilität des Umweltrisikopotentials durch Pflanzenschutzmittel in Deutschland kann mit dem SYNOPSIS-Modell ebenfalls untersucht werden und ist Gegenstand einer weiteren Veröffentlichung.

Danksagung

Die Autoren möchten sich recht herzlich bei ihren technischen Mitarbeitern Frau Veronika SIEMON und Frau Kathleen KRAMER bedanken, die die sehr arbeitsaufwendigen Anwendungsschätzungen und Datenrecherchen durchführten. Bedanken möchten wir uns auch bei Herrn Dr. JÖRMANN und Frau Mirjam SENG vom Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit für die Bereitstellung der Daten zur Inlandsabgabe der Wirkstoffe.

Literatur

- BACH, M., V. MOHAUPT, A. HUBER, H.G. FREDE, N. ZULLEI-SEIBERT, 2000: Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. Berlin, E. Schmidt Verl., 1-272 S.
- BACKHAUS, G.F., H. BEER, V. GUTSCHE, B. FREIER, 2005: Beiträge der Biologischen Bundesanstalt zum Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. **57** (3), 45-48.
- BBA, 2004: Aktuelle Abtrifteckwerte. www.bba.bund.de.
- BBA, 2007: Verzeichnis verlustmindernder Geräte. www.bba.bund.de.
- BECKER, F., A. KLEIN, R. WINKLER, B. JUNG, H. BLEIHOLDER, F. SCHMIDT, 1999: The degree of ground coverage by arable crops as a help in estimating the amount of spray solution intercepted by the plants. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. **51**, 237-242.
- BEINAT, E., R. VAN DEN BERG, 1996: EUPHIDS, a decision-support system for the admission of pesticides, RIVM Rapport 712405002, 196 S.
- CARSEL, R.F., C.N. SMITH, L.A. MULKEY, J.D. DEAN, P. JOWISE, 1984: User Manual of the Pesticide Root Zone Model (PRZM). EPA-600/3-84-109, 216 S.
- DELBAERE, B., A. NIETO SERADILLA, 2004: Environmental risks from agriculture in Europe: Locating environmental risk zones in Europe using agr-environmental indicators. Tilburg, ECNC-European Centre for Nature Conservation, 184 S.
- DE MOL, F., H.-H. STEINMANN, B. GEROWITT, V. GUTSCHE, 2002: Verfahren der Risikoabschätzung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes und ihre Anwendung – II. Die Bewertungsmethode SYNOPSIS. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. **54** (11), 275-282.
- EPPO, 2003: Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 4: Soil. EPPO Bulletin 33 33, 151-162.
- EPPO, 2003: Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 4: Surface water and sediment. EPPO Bulletin 33 33, 169-181.
- FOCUS, 1997: Soil persistence models and EU registration. Report of the FOCUS Working Group on Pesticide Fate in Soil 1997.
- FOCUS, 2001: FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, European Commission Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2 245 S.
- GUTSCHE, V., D. ROSSBERG, 1997: SYNOPSIS 1.1: a model to assess and to compare the environmental risk potential of active ingredients in plant products. Agriculture, Ecosystems & Environment **64**, 181-188.
- GUTSCHE, V., D. ROSSBERG, 1997: Die Anwendung des Modells SYNOPSIS 1.2 zur synoptischen Bewertung des Risikopotentials von Pflanzenschutzmittelwirkstoffgruppen für den Naturhaushalt. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. **49** (11), 173-285.
- GUTSCHE, V., D. ROSSBERG, 1999: A proposal for estimating the quantity of pesticide active ingredients applied by crop based on national sales data. Report of the OECD Project in Pesticide Aquatic Risk Indicators – Report of Phase 1, Annex 1, OECD, Paris, 44-49.
- GUTSCHE, V., 2004: Pflanzenschutzindikatoren in Deutschland, Tagungsbericht Nachhaltigkeit- und Agrarumweltindikatoren, Bonn, 25.-26. März 2004, Bundesministerium f. Ernährung u. Landwirtschaft, 83-99.
- GUTSCHE, V., D. ROSSBERG, 2000: Bewertung von Pflanzenschutz – Strategien mittels Risikoindikatoren. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft. **371**, 68-83.
- JARVIS, N.J., 1994: The MACRO model (Version 3.1). Technical description and sample simulations. Reports and Dissertations 19, Department of Soil Science, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- LINDEN, VAN DER, A.M.A., J.W. DENEER, R. LUTTIK, R.A. SMIDT, 2004: Dutch environmental indicator for plant protection products. RIVM, report 716601009.
- LINDERS, J., H. MENSINK, G. STEPHENSON, D. WAUCHOPE, K. RACKE, 2000: Foliar interception and retention values after pesticide application. A proposal for standardized values for environmental risk assessment. Pure and Applied Chemistry **72**, 2199-2218.
- LUTTIK, R. (ed.) 2004: Report of the Workshop on Pesticide Risk Indicators for Man and the Environment: Noordwijkerhout, The Netherlands, May 2004.
- LUTZ, W., 1984: Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen. 221. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau.
- MANIAK, U., 1992: Regionalisierung von Parametern für Hochwasserganglinien, In H. B. Kleeberg [ed.], Regionalisierung in der Hydrologie. Weinheim, VHC, S. 325-332.
- MCCUEN R.H., 1981: A guide to hydrologic analysis using SCS Methods. Prentice Hall, Englewood.
- OECD, 1997: Report of the 1st OECD Workshop on Pesticide Risk Indicators, Copenhagen, April 1997.
- OECD, 1999: Report of the 2nd OECD Workshop on Pesticide Risk Indicators, Braunschweig, Germany, June 1999.
- OECD, 2000: Report of the OECD Pesticide Aquatic Risk Indicator Expert Group. OECD Paris April 2000, 56 S.
- RAUTMANN, D., M. STRELOKE, 2001: Die Verzahnung der Prüfung der Pflanzenschutzgeräte mit der Zulassung der Pflanzenschutzmittel. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. **53** (10), 270-273.
- REUS, J., P. LEENDERTSE, C. BOCKSTALLER, I. FOMSGAARD, V. GUTSCHE, K. LEWIS, C. NILSON, L. PUSSEMEIER, M. TREVISAN, H. VAN DER WERF, F. ALFARROBA, S. BLÜMEL, J. ISART, D. MCGRATH, T. SEPPÄLÄ, 1999: Comparing Environmental Risk Indicators for Pesticides. Results of the European CAPER Project. Centre for Agriculture and Environment Utrecht, CLM 426, ISBN 90-5634-106-5, 184 S.
- REUS, J., P. LEENDERTSE, C. BOCKSTALLER, I. FOMSGAARD, V. GUTSCHE, K. LEWIS, C. NILSON, L. PUSSEMEIER, M. TREVISAN, H. VAN DER WERF, F. ALFARROBA, S. BLÜMEL, J. ISART, D. MCGRATH, T. SEPPÄLÄ, 2002: Comparison and evaluation of eighth pesticide environmental risk indicators development in Europe and recommendations for future use. Agriculture Ecosystems & Environment **90**, 177-187.
- RODE, M., 1995: Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Nutzung. Boden und

- Landwirtschaft. Justus-Liebig-Universität, Giessen.
- RÖPKE, B., 2003: GIS-based exposure assessment of PEC from non-point source pesticides inputs in German river basins. Justus-Liebig-Universität.
- RÖPKE, B., M. BACH, H.G. FREDE, 2004: DRIPS - a decision support system estimating the quantity of diffuse pesticide pollution in German river basins. *Water Science and Technology* **49**,149-156.
- ROSSBERG, D., V. GUTSCHE, S. ENZIAN, M. WICK, 2002: NEPTUN 2000- Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. *Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft*.H. 98, 92 S.
- ROSSBERG, D., 2003: NEPTUN 2001- Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Obstbau, im Hopfen und in Erdbeeren. *Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft*. H. 122, 64 S.
- ROSSBERG, D., 2004: NEPTUN 2003- Erhebung der tatsächlichen Pflanzenschutzmittel- Anwendungen im Weinbau. *Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft*. H. 124, 26 S.
- SABLJIC, A., H. GÜSTEN, H. VERHAAR, J. HERMES, 1995: QSAR modelling of soil sorption. Improvements and sytematics of log Koc vs. log Kow correlations. *Chemosphere* **31**, 4489-4514.
- US-SCS, 1990: Estimating runoff for conservation practices. Soil Conservation Service , U.S. Dep. of Agriculture, Washington D.C.-47.

Zur Veröffentlichung angenommen: 15. März 2007

Kontaktanschrift: Dr. Volkmar Gutsche, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow, E-Mail: v.gutsche@bba.de