

Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie, Bonn<sup>1)</sup>  
Biologische Bundesanstalt, Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow<sup>2)</sup>

# Ökonomische Analyse des Risikopotenzials chemischer Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft – Entwicklung und Anwendung eines modellbasierten PSM-Indikators auf das Beispiel eines bundesweiten Uferstrandstreifenprogramms

**Economic analysis of the risk potential of agricultural pesticides –**

Development and use of a model-aided pesticide risk indicator on the example of a national field margin programme to protect surface water

Stefan Sieber<sup>1)</sup> und Volkmar Gutsche<sup>2)</sup>

## Zusammenfassung

Die Risikoabschätzung chemischer Pflanzenschutzmittel (PSM) wurde bislang in Agrarsektormodellen auf Basis monetärer Informationen über den Aufwand von Pflanzenschutzmitteln durchgeführt. Ziel der Arbeit ist eine Verbesserung der Abbildungsgüte des Umwelt-Risikopotenzials des Einsatzes chemischer Pflanzenschutzmittel durch eine ökotoxikologische Bewertung des Wirkstoffeinsatzes je Fruchtart auf räumlich differenzierter Ebene der Landkreise in Deutschland. Hierzu werden zwei nationale Modelle (RAUMIS, SYNOPSIS) und eine bundesweite Erhebung (NEPTUN) zu einem Verbundsystem konsistent zusammengeführt. Vor diesem Hintergrund gliedert sich die Vorgehensweise zur Erstellung des PSM-Indikators in die *methodische Entwicklung*, die *Modellanwendung* (ökonomische und ökotoxikologische *Wirkungsanalyse* eines bundesweiten Uferstrandstreifenprogramms) und die *Beurteilung* der Indikatoreignung für die Umweltberichterstattung und die Politikberatung.

**Stichwörter:** Chemische Pflanzenschutzmittel, Umwelt-Risikoindikator, Ökonomie

## Abstract

The risk assessment of chemical pesticides in agricultural sector models has been applied by using the yearly average of pesticide input costs. To improve the model's quality performance an environmental indicator has been implemented for the first-time into a sector model. Hence the risk indicator is established by estimating crop based active substances towards ecotoxic criteria and comprehending the fruit specific risk potentials up to the regional level of the German 'Landkreise'. Therefore two models (RAUMIS, SYNOPSIS) and a federal survey (NEPTUN) have been combined to a bonded system. In this regard the proceeding is divided into the *methodological development*, the *model application* (economic and ecotoxic impact assessment of a national buffer zone program) and the *evaluation* of the indicator appropriateness for environmental reporting and policy consultancy.

**Key words:** agricultural pesticides, environmental risk indicator, economy

## 1 Einleitung

Ausgangspunkt dieses Artikels ist die landwirtschaftliche Produktion als möglicher Verursacher negativer externer Effekte. Im Bereich der pflanzlichen Produktion treten externe Effekte im Wesentlichen durch den hohen Vorleistungsinpott von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln auf. Ein erheblicher Anteil ist auf eine landwirtschaftlich bedingte Gewässerbelastung zurückzuführen. Die Ursachen hierfür liegen in der seit den 50er Jahren gestiegenen speziellen Intensität und der regionalen Spezialisierung der Landwirtschaft.

Mit der Formulierung des politischen Leitbildes einer an den Prinzipien der Nachhaltigkeit ausgerichteten Landwirtschaft rücken agrarumweltrelevante Aspekte in der modellgestützten Politikberatung in das Blickfeld des politischen Entscheidungsträgers. Vor diesem Hintergrund kommt der methodischen Entwicklung von Agrar-Umweltindikatoren und deren Anwendung in Agrarsektormodellen zur regional differenzierten Abschätzung von Politikinstrumenten eine besondere Bedeutung zu.

Die regional differenzierte *Risikoabschätzung von Pflanzenschutzmitteln* in Agrarsektormodellen erfolgte bislang auf Basis monetärer Informationen über den Pflanzenschutzmittelaufwand. Im Falle monetärer Bewertungsansätze ist die Abbildung des Risikos insofern verzerrt, da die Kosten für Pflanzenschutzmittel nicht proportional zu ihrem biologischen Risiko sind. Aufwendigere Bewertungsansätze, die ökotoxikologische Informationen von Einzelwirkstoffen in die Bewertung einbeziehen, sind in Anwendungen bei Agrarsektormodellen bislang nicht berücksichtigt worden.

Aus diesem Grunde wird ein Umweltindikator entwickelt, der die Abbildungsgüte und Analysemöglichkeiten des Umwelt-Risikopotenzials des Einsatzes chemischer Pflanzenschutzmittel im Agrarsektormodell RAUMIS verbessert. Hierbei konnte im Rahmen einer Forschungskoooperation auf die Umweltdaten der nationalen Instrumente NEPTUN und SYNOPSIS des Instituts für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) in Kleinmachnow zurückgegriffen werden. RAUMIS wurde am Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie entwickelt.

Die Anwendungseignung des PSM-Indikators zur Politikberatung wird mittels einer szenariobasierten Modellanwendung auf das Beispiel eines bundesweiten Uferandstreifenprogramms überprüft, das sich an das Förderprogramm der Anlage von Uferandstreifen im Rahmen der Verordnung (EWG) 1257/1999 anlehnt. Untersuchungsgegenstand sind hierbei die ökonomischen und ökotoxikologischen Folgen der Flächenumwidmung in naturnahe Uferandstreifen alternativer Breiten (2 m, 30 m und 50 m), deren Vorzüglichkeit aus Sicht des Umwelteffizienzkriteriums durch die Relation ‚Opportunitätskosten/Risikoreduktion‘ im Rahmen einer Kosten-Wirksamkeits-Analyse bestimmt werden.

In der abschließenden Beurteilung wird der PSM-Indikator auf seine Eignung als Umweltindikator überprüft, ob er den theoretischen Anforderungen der OECD zu Methodik, Datengüte und Politikrelevanz gerecht wird.

## 2 Methodik

Zur Entwicklung des PSM-Indikators ist eine geeignete Methode zur gleichzeitigen Berücksichtigung mehrdimensionaler negativer Auswirkungen der Pflanzenschutzmittel gefordert, die den PSM-Einsatz unter den Kriterien der Intensität und des biologischen Risikos für Organismen darzustellen vermag. Als zentrale Problemstellung zur methodischen Entwicklung eines PSM-Risikoindikators bezeichnet VAN DER WERF die konsistente Erfassung der eingesetzten Wirkstoffmengen, des Ausbringungsortes der Pflanzenschutzmittel, des Anteils und der Konzentration in Oberflächengewässern und der Toxizität für die jeweiligen Organismen (CHRISTEN et al., 2001). Die hieraus resultierenden Bestimmungsfaktoren für die Höhe des Risikopotenzials sind u. a. die unterschiedliche Toxizität der Wirkstoffe mit jeweils spezifischer Sensibilität des Geschädigten (aquatische Lebensgemeinschaften), die hohen Varianzen bei der Pflanzenschutzmittelausbringung (Applikationsmenge, -zeitpunkt, -folge) und die unterschiedlich ausgestalteten natürlichen Rahmenbedingungen für einen Eintrag in Gewässer (natürliche Standortfaktoren). Die örtliche Gefahr, die von Pflanzenschutzmitteln ausgeht, variiert erheblich in Abhängigkeit des Zusammenspiels dieser Bestimmungsfaktoren (CORELL et al., 1994).

Die zentrale Innovation der Indikatorentwicklung besteht in der Verknüpfung der drei nationalen Instrumente NEPTUN, SYNOPSIS und RAUMIS. Hierbei wird der PSM-Indikator in das ‚Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland‘ (RAUMIS) implementiert, indem die Ergebnisse einer bundesweiten Erhebung ‚Netzwerk zur Ermittlung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in unterschiedlichen, landwirtschaftlichen Naturräumen Deutschlands‘ (NEPTUN) und die Ergebnisse des ‚Synoptischen Bewertungsmodells für Pflanzenschutzmittel‘ (SYNOPSIS) verknüpft und integriert werden.

Der verbesserte Umweltindikator im RAUMIS bildet das akute PSM-Risiko für aquatische Lebensgemeinschaften in Oberflächengewässern ab, das durch applizierte Pflanzenschutzmittel (Feldapplikation) in der landwirtschaftlichen Produktion von der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) unter den günstigsten Worst-case-Eintragsbedingungen hervorgerufen wird.

### 2.1 Instrumente

Wesentliche Neuentwicklung der Indikatormethodik ist der Instrumentenverbund (RAUMIS, SYNOPSIS, NEPTUN), der die benötigten Datensätze zu einem Konsistenzrahmen verknüpft.

#### RAUMIS

Das ‚Regionalisierte Agrar- und Umwelt-Informationssystem‘

(RAUMIS) wurde vor etwa 13 Jahren im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) zur differenzierten Analyse des deutschen Agrarsektors konzipiert und seitdem kontinuierlich weiterentwickelt. Es sollte ein Politikinformationssystem geschaffen werden, das die Quantifizierung der mittel- und langfristigen Auswirkungen alternativer agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen auf Landwirtschaft und Umwelt ermöglicht (MEUDT, 1998). RAUMIS dient dazu, durch Politikanalyse die Konzipierung von Maßnahmen des agrarpolitischen Entscheidungsträgers zu unterstützen (LÖHE, 1997). Zielsetzung der Modellentwicklung war die differenzierte Abbildung der ökonomischen Wirkungszusammenhänge im deutschen Agrarsektor sowie der Interdependenzen zwischen der landwirtschaftlichen Produktion und der Umwelt (WEINGARTEN, 1995).

RAUMIS nimmt als Umsetzungsinstrument eine zentrale Rolle ein, auf dessen Basis die Entwicklung und Anwendung des PSM-Indikators erfolgt. Der Aufbau des Modells bestimmt als methodische Grundlage maßgeblich die Konzeption des ökotoxikologischen Schätzansatzes, die in Kombination mit darüber hinaus erforderlichen Methodikinstrumenten entwickelt wird. Somit legt der Methodikaufbau von RAUMIS zugleich die Randbedingungen für die Nutzung der erforderlichen Instrumente fest, die letztlich die Abbildungsebene, Güte und Interpretationsmöglichkeiten der Ergebnisse determinieren.

Das Modellsystem RAUMIS fokussiert zwei wesentliche Analyseebenen (GEIER et al., 1998). Die erste Analyseebene untersucht die klassischen Bereiche der Einkommens- und der Produktionsentwicklung bei alternativem Faktoreinsatz in der Landwirtschaft. Darüber hinaus gilt die Abbildung der Interdependenzen zwischen der Landwirtschaft und Umwelt als wichtige zweite Analyseebene von RAUMIS.

Ziel der Integration von Umweltindikatoren in das Agrarsektormodell RAUMIS ist es, quantitative Umweltinformationen für die Überprüfung der Umweltverträglichkeit landwirtschaftlicher Produktionsverfahren (Umweltcontrolling) sowie für die Formulierung und Evaluierung von agrarumweltpolitischen Maßnahmen bereitzustellen (VON MÜNCHHAUSEN et al., 1997). Das bislang integrierte Set an Umweltindikatoren bildet die Aspekte der Umweltwirkungsbereiche Wasser-, Boden-, Arten- und Biotopvielfalt sowie die Treibhausgase in der Landwirtschaft ab.

Die Fläche der Bundesrepublik ist in 326 Landkreise und kreisfreie Städte gegliedert. Bestimmend für die Tiefe der Regionalisierung ist die Verfügbarkeit der Offizialstatistik nach Verwaltungseinheiten (Landkreise) als kleinste regionale Einheit.

Das ökonomische Kernmodell gibt in Prognose- und Simulationsanalysen die neue Produktionsstruktur unter verändertem Faktoreinsatz bei alternativen (politischen) Rahmenvorgaben wieder. Umweltbezogene Analysen basieren meist auf der neuen Produktionsstruktur im Zieljahr, sofern die Umweltvorgaben nicht modellendogen in die Simulationsanalysen eingehen. Durch Prognose können Vorausschätzungen über die Entwicklung im Agrarsektor unter konstanten politischen Rahmenbedingungen (*Status quo*-Analyse) angestellt werden. Die Wirkung alternativer Politikinstrumente kann durch Simulationsszenarien aufgezeigt werden.

Neben einer *Ex post*-Analyse des PSM-Risikopotenzials mute RAUMIS für die Fragestellung der potenziellen Auswirkungen eines Uferandstreifenprogramms derart konzipiert werden, dass die Opportunitätskosten berechenbar sind. Hierfür wird die Fläche, die durch die Anlage von Uferandstreifen umgewidmet würde, quantifiziert und von der gesamten LF je Landkreis abgezogen.

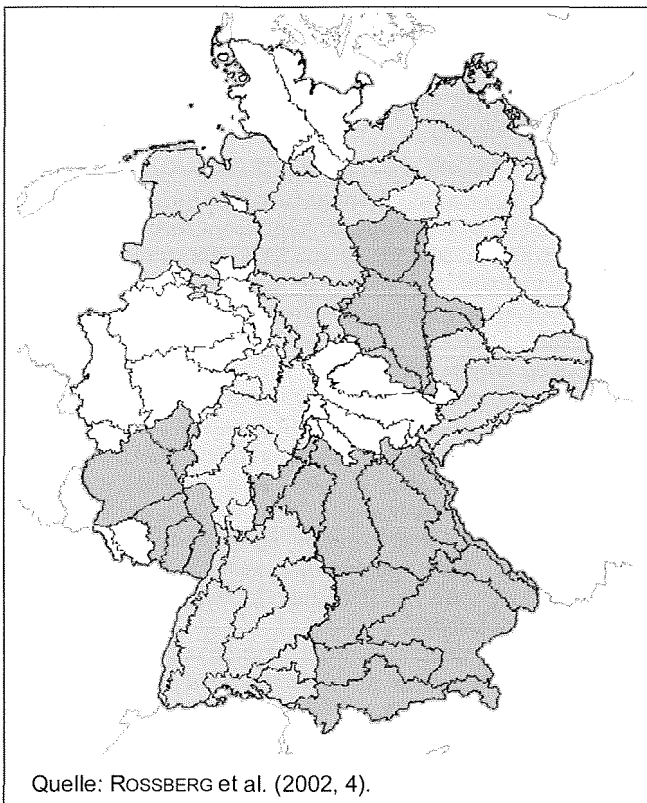
## NEPTUN

Eine kontinuierliche und repräsentative Erhebung über die Ausbringung der eingesetzten PSM-Wirkstoffe bietet das Netzwerk NEPTUN. Der PSM-Einsatz wird hierbei in unterschiedlichen, landwirtschaftlich relevanten Naturräumen Deutschlands ermittelt. Ziel dieses Vorhabens ist eine Erhebung von realistischen und praxisbezogenen Daten zum PSM-Einsatz in Deutschland.

Die Datenerfassung basiert auf einer Zonierung Deutschlands in Boden-Klima-Regionen (BKR), die vergleichbare natürliche Rahmenbedingungen für die landwirtschaftliche Produktion definieren (SCHULZKE et al., 1998). Deutschland ist demnach in insgesamt 34 agrarisch relevante BKR gegliedert, die zum Teil erhebliche Größenunterschiede aufweisen können (ROSSBERG et al., 2002).

Die Auswahl der Betriebe je BKR erfolgt in einem zweistufigen Verfahren. Zuerst werden über ein Zufallsverfahren die Gemeinden der zu erhebenden Betriebe bestimmt. Hierbei wählt das Zufallsverfahren die Gemeinden mit derjenigen Ackerfläche aus, die über dem bundesdurchschnittlichen Ackerflächenumfang liegen. Im Ergebnis erhält jede BKR 30 Erhebungsgemeinden, innerhalb derer die Auswahl der Erhebungsbetriebe festgelegt wird (ROSSBERG et al., 2002). Im Vordergrund steht die Erhebung in Haupterwerbsbetrieben. Nebenerwerbslandwirte werden lediglich bei hoher regionaler Konzentration zusätzlich einbezogen. Weiter werden Marktfrucht- und Gemischtbetriebe in der Erhebung unterschieden, wobei Marktfruchtbetriebe in der Auswahl Vorrang haben.

In der ersten Entwicklungsphase des Vorhabens werden alle relevanten Feldfrüchte des Ackerbaus (Getreide einschließlich Mais, Hackfrüchte, Raps) betrachtet. Es werden alle Pflanzenschutzmittel, einschließlich Wachstumsregler und Saatgutbehandlungen, in die Erhebung einbezogen.



Quelle: ROSSBERG et al. (2002, 4).

Abb. 1. Agrarrelevante Boden-Klima-Regionen (BKR) des NEPTUN im Vergleich zu den Verwaltungsgrenzen der Bundesländer.

Maßgeblich für die vorliegende Fragestellung ist die Statistikgröße ‚Behandlungsindex‘, die die Anzahl der ausgebrachten Pflanzenschutzmittel bezogen auf die zugelassene Aufwandmenge und die Anbaufläche der Kultur angibt. „Für die Berechnung des Behandlungsindex wird jede Anwendung eines PSM gesondert betrachtet; unabhängig davon, ob es als einzelne Applikation oder innerhalb einer Tankmischung ausgebracht wird (ROSSBERG et al., 2002).“ Aus der behandelten Fläche mit der betrieblichen Gesamtanbaufläche der Fruchtart lässt sich der *Flächenkoeffizient* für jede Applikation berechnen. Zusätzlich wird der Behandlungsindex als *Mengenquotient* der pro Hektar Frucht aufgewendeten PSM-Menge auf die in der Zulassung angegebene Aufwandmenge normiert. Diese Betrachtung erfolgt getrennt nach der fruchtartbezogenen Aufwandmenge eines jeden Wirkungsbereiches. Das Produkt der beiden Koeffizienten (Flächenkoeffizient, Mengenquotient) ergibt in der Summe aller Einzelanwendungen den *normierten Behandlungsindex* für einen Wirkungsbereich der jeweiligen Fruchtart. Hierzu zeigen BURTH et al. ein Beispiel auf. „Wenn ein Landwirt eine Herbizidbehandlung auf seiner gesamten Weizenanbaufläche durchführt, dann ist der Behandlungsindex für Weizen, der von den Herbiziden herrührt, gleich 1,0. Behandelt er nur die Hälfte seiner Weizenanbaufläche mit Herbiziden und führt auf der anderen Hälfte z. B. mechanische Unkrautbekämpfung durch, dann ist der Behandlungsindex gleich 0,5. Reduziert er darüber hinaus noch auf dieser Behandlungsfläche die zugelassene Aufwandmenge um 30 %, dann ist der Behandlungsindex gleich  $0,5 \times 0,7 = 0,35$  (BURTH et al., 2002). Mit der Statistik Kennziffer ‚Behandlungsgröße‘ können folglich Aussagen zu regionsspezifisch ausgebrachten Aufwandmengen getroffen werden, die über die bislang angewendete Größe ‚kg PSM/ha a<sup>-1</sup>‘ hinausgehen.

Für jede Kombination von Fruchtart, Wirkungsbereich und BKR wird auf Basis der *absoluten Einsatzmengen* (kg a<sup>-1</sup>), die durch die Summe aller Einzelmaßnahmen über die Multiplikation der applizierten PSM-Wirkstoffmenge mit den behandelten Flächen berechnet werden, ein PSM-Wirkstoffranking erstellt. Im Ergebnis wird diese Gesamtverbrauchsmenge durch die für die Fruchtart zugelassene Wirkstoffaufwandmenge dividiert und somit auf die *Behandlungsfläche normiert*. Diese Wirkstoffrangfolge in jeder BKR stellt die Datenbasis über die tatsächlichen *Wirkstoffeinsatzmengen* chemischer Pflanzenschutzmittel dar. Der Erhebungszeitraum umfasst hierbei die Vegetationsperiode vom Herbst 1999 bis zum Sommer 2000 (ROSSBERG et al., 2002).

## SYNOPSIS

Das ‚*Synoptische Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel*‘ (SYNOPSIS) der BBA ist darauf ausgelegt, das ökotoxikologische Risikopotenzial des Pflanzenschutzes für die Umwelt zu bestimmen (GUTSCHE, 2000). In den Verfahrensanwendungen werden Wirkstoffe chemischer Pflanzenschutzmittel nach langjährig entwickelten Kriterien bewertet. SYNOPSIS beinhaltet Bewertungsansätze für die Kompartimente Boden, Oberflächengewässer und terrestrische Saumbiotop. In der vorliegenden Anwendung wird nur das Oberflächengewässer mit den Indikatororganismen Algen, *Daphnien* und Fische einbezogen. Als kleinste Einheit betrachtet das Modell eine Applikation eines PSM-Wirkstoffs, für die zunächst Kenngrößen der Exposition in den Kompartimenten berechnet werden (GUTSCHE, 2000). Die eigentlichen Bewertungsgrößen werden in Form von Kennziffern aus dem Verhältnis der Exposition und der ökotoxikologischen Wirkung der Substanz auf die Testorganismen berechnet. Diese Kennziffern geben das biologische Risiko eines Wirkstoffs wieder. Die Bewertung findet für die Kompartimente jeweils unter z. T. standardisierten Bedingungen statt.

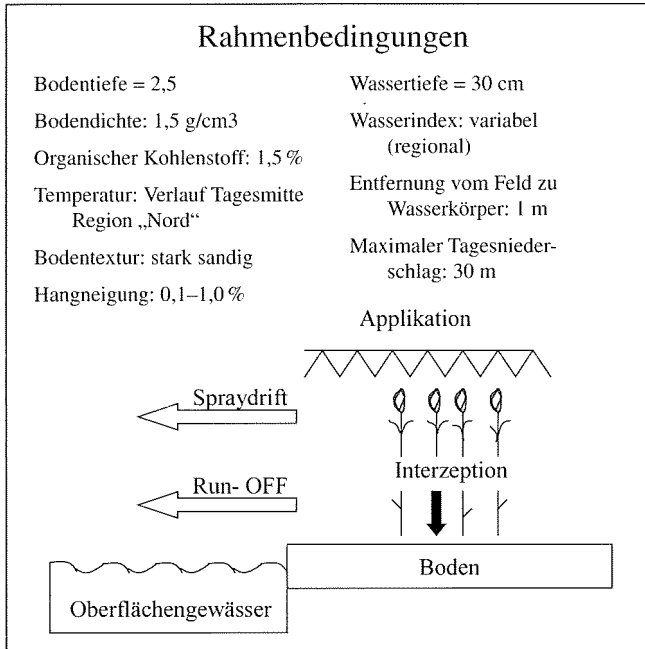


Abb. 2. Im Modell SYNOPSIS abgebildete Eintragswege über Spraydrift und Run-off.

SYNOPSIS bildet die Spraydrift und den Run-off als wesentliche PSM-Eintragswege ab, für die variable Bedingungen der Ausbringung (z. B. Temperatur) und konstante natürliche Gegebenheiten (z. B. Wassertiefe) definiert wurden. Diese natürlichen Randbedingungen geben die Referenzsituation wieder, wobei deren Auswirkungen zwischen dem Modellmodul ‚Boden‘ und ‚Oberflächenwasser‘ teilweise eng korreliert sind (vgl. Abb. 2). Beispielsweise steigt die Höhe des Run-offs, wenn die Bodentextur feiner (und lehmiger) wird oder die Hangneigung ansteigt.

Ein besonderer Einsatzbereich des Modells ist die räumliche Ausweisung von Risikopotenzialen durch Kombination von SYNOPSIS mit GIS (GOLLA et al., 2002). Eine Modellverknüpfung zwischen SYNOPSIS und dem Agrarsektormodell RAUMIS findet hiermit erstmalig Anwendung.

Methodisch besteht die Schätzung der Risikopotenziale im SYNOPSIS aus fünf Phasen (REUS et al., 1999).

In der Phase 1 werden für jede Frucht die unterschiedlichen Pflanzenschutzstrategien definiert. Eine Pflanzenschutzstrategie beinhaltet Informationen über die eingesetzten Wirkstoffe, die Dosis und die Applikationsanzahl und -zeiten. Das Modell kann damit sowohl die Applikation von einem Wirkstoff, die mehrfache Applikation eines Wirkstoffes als auch die Applikation verschiedener Wirkstoffe abbilden. In dem hier vorgestellten Anwendungsfall des Modells werden die Wirkstoffe, die sich aus der NEPTUN-Erhebung ergeben, einzeln und unabhängig voneinander betrachtet.

Die Phase 2 umfasst die Berechnung der Umweltkonzentrationen im Kompartiment Wasser. Zuerst wird für jede Applikationsrate (Wirkstoff) die potenzielle Beladung des Gewässers bestimmt und in die Konzentration umgerechnet. Unter Annahme einer Kinetik 1. Ordnung wird danach für jeden Wirkstoff auch der zeitliche Abbau der Konzentration berücksichtigt.

Die Phase 3 berechnet für jeden untersuchten Wirkstoff eine Umweltexposition in einem kurzfristigen und langfristigen Zeitintervall.

Die Phase 4 berechnet nun für jeden einzelnen Wirkstoff auf der Grundlage von vorhergesagten Konzentrationen das akute und chronische biologische Risiko.

Die letzte Phase 5 aggregiert die Risikopotenziale in Abhängigkeit der Fragestellung. Die hier benutzte Modellanwendung beschränkt sich auf die Betrachtung des akuten biologischen Risikos. Um die Risikodarstellung zu komprimieren, wurde dabei für jeden Wirkstoff die Summe der Einzelindizes für die Testorganismen Algen, *Daphnien* und Fische gebildet.

## 2.2 Vorgehensweise

### 2.2.1 Berechnung des Risikopotenzials

#### Berechnung der wirkstoffbedingten Umwelt-Risikopotenziale pro Frucht

Auf der Basis des Modells SYNOPSIS wurden für die RAUMIS-Hauptfruchtarten aufgrund der in diesen Fruchtarten eingesetzten Wirkstoffe das Umwelt-Risikopotenzial getrennt für Fungizide, Herbizide und Insektizide berechnet, wobei für jeden dieser Wirkungsbereiche über die eingesetzten Wirkstoffe gewichtet gemittelt wurde. Für den Obstbau wurden die am häufigsten eingesetzten Wirkstoffe über eine Analyse ausgewählter Betriebe, die vorab aus dem Datenbestand der NEPTUN-Erhebung 2000/2001 im Obstbau entnommen wurden, ermittelt und die Risikoindizes analog dem Feldbau mittels SYNOPSIS berechnet. Da eine NEPTUN-Erhebung für Wein noch nicht vorlag, mussten für die Berechnung der Risikopotenziale alle im Weinbau zugelassenen Wirkstoffe gleichgewichtet herangezogen werden.

#### Zusammenfassung der Risikopotenziale pro Frucht

Für die Zusammenfassung wurde der Behandlungsindex für Herbizide, Fungizide und Insektizide pro Frucht mit dem entsprechenden Risikoindex multipliziert und anschließend aufaddiert. Der Behandlungsindex ist dabei gleich der auf die Anbaufläche der Frucht und die Regelaufwandmenge normierten Anzahl der eingesetzten Fungizide, Herbizide und Insektizide in einer Frucht. Er wurde für die Feldfrüchte und Obst aus den NEPTUN-Erhebungen ermittelt, für Wein und Gemüse beruht er auf einer Expertenschätzung der Pflanzenschutzdienste.

#### Randbedingungen für die Berechnung des Risikopotenzials mittels SYNOPSIS

Das Modell SYNOPSIS errechnet die Risikoindizes für die entsprechenden aquatischen Testorganismen: Algen, *Daphnia*, Fische in Abhängigkeit bestimmter Applikationsbedingungen. Für die hier betriebene Anwendung von SYNOPSIS wurden diese Applikationsvariablen als konstante Randbedingungen gesetzt. Dazu zählen die in die Run-off-Berechnungen einfließenden Variablen:

Hangneigung (hangn): 0,1–1 %

maximaler Niederschlag für Run-off (nied): 30 mm

hydrologische Bodengruppe (boden): Gruppe A (stark sandig).

Um dennoch eine Möglichkeit zu eröffnen, die Unterschiede in den Ausprägungen dieser Variablen zwischen den Landkreisen zu berücksichtigen, wurde in einer Sensitivitätsanalyse der relative Einfluss der o. g. drei Variablen auf die berechneten Risikoindizes ermittelt. Dazu wurden die aus NEPTUN bestimmten häufigsten Wirkstoffe (56 Herbizide, 27 Fungizide und 17 Insektizide) herangezogen.

Die Variablen wurden stufenweise variiert und jeweils die entsprechenden Risikoindizes für Algen, *Daphnia* und Fische für jeden Wirkstoff ausgerechnet. Folgende Variationen wurden durchgeführt:

Hangneigung: 0,1 % (Standard), 3 %, 5 %, 7 %, 10 %

Niederschlag: 5 mm, 10 mm, 20 mm, 30 mm (Standard), 40 mm, 50 mm

Bodengruppe: A (Standard), B, C, D

Anschließend wurde für jede Variationsstufe der Mittelwert der Indizes über die Wirkstoffe des entsprechenden Wirkungsbereiches (Herbizide, Fungizide, Insektizide) berechnet. Schließlich wurden die so erhaltenen absoluten Risikoindexwerte für jede Variationsstufe durch die Werte der Stufe, die als konstante Randbedingung benutzt wurde, dividiert und damit der relative Einfluss der Randvariablen auf die Risikoindizes berechnet.

Für die Beschreibung des relativen Einflusses wurde dann aus den drei Organismengruppen und den drei Wirkungsbereichen diejenige Kombination ausgewählt, die am heftigsten auf die Variation der Randvariablen reagierte.

Für die Hangneigung und den Niederschlag wurde zum Schluss über Regressionsanalyse aus den Eckwerten eine den relativen Einfluss beschreibende Funktion geschätzt, um der Vielfalt der Ausprägung ihrer Werte in den einzelnen Landkreisen zu entsprechen. Für die Bodengruppen war das nicht nötig, da die vier Varianten den gesamten Definitionsbereich dieser Variablen im Run-off-Modell darstellen.

Im Ergebnis der Sensitivitätsanalysen entstanden folgende Funktionen, die den relativen Einfluss der Randbedingungen auf das Risikopotenzial beschreiben:

Hangneigung:  $y = 0.987 * \text{EXP}(0.076 * \text{hangn})$   
 Niederschlag:  $y = 0.6671 * \text{nied}^{0.119}$   
 Bodengruppe: A (Sand) = 1, B (Löß, schwach toniger Sand) = 1.0664, C (sandiger Lehm, lehmiger Sand) = 1.0952, D (Lehm, Ton) = 1.1116.

#### Bestimmung der Ausprägungen der Randbedingungen für die Landkreise

Die Werte für die Landkreise wurden unter Nutzung von ArcInfo berechnet. Als Geodatenbasen dienten dabei:

Höhendaten vom U.S. Geological Survey: GTOPO 30 Digital Elevation Models – The global 30 arc-second elevation data  
 30-jährige Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes  
 Digitale Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe  
 ATKIS DTK25 der Vermessungsverwaltungen der Länder und dem Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.

Aus den Höhendaten wurde die mittlere Hangneigung der landwirtschaftlichen Nutzfläche für die Landkreise ermittelt. Aus den Klimadaten wurden die maximalen Tagesniederschläge für die Landkreise bestimmt, die in dem Run-off-Submodell von SYNOPSIS Verwendung finden. Aus der digitalen Bodenübersichtskarte wurden die vorherrschenden Bodentypen der landwirtschaftlichen Fläche pro Landkreis ermittelt und über eine einfache Zuordnungstabelle den 4 hydrologischen Bodengruppen, die für SYNOPSIS notwendig sind, zugeordnet.

#### 2.2.2 Simulation ökonomischer Auswirkungen

Der Gewässerindex gibt als *exogenen* Standortfaktor die relative räumliche Sensitivität für einen Gewässereintrag bei PSM-Ausbringung an und hat somit keinen *direkten* Einfluss auf die Eintragswege (Run-off, Spraydrift) im Modell SYNOPSIS. Er ist definiert als das Verhältnis von Uferlänge zur LF, wobei lediglich diejenige Uferlänge berücksichtigt wird, an die tatsächlich die LF innerhalb einer Pufferbreite von 10 m angrenzt. Als Funktion stellt sich der Zusammenhang wie folgt dar:

$$I_{G, LKi} = UL_{LF, LKi} / LF_{ges, LKi}^*$$

\* Die LF ist definiert als die landwirtschaftlich genutzte Fläche abzüglich Grünland, Baumschulen sowie Korbweiden-, Pappelanlagen und Weihnachtsbaumkulturen mit:

$I_G$ : Index des Einflusses der durchschnittlichen Gewässernetzdichte G des Landkreises i

$UL_{LF}$ : gesamte Uferlänge (an der LF angrenzend) des Landkreises i

$LF_{ges}$ : gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) des Landkreises i

Zur Berechnung der Nachbarschaftsverhältnisse der Uferlängen bedarf es eines Mindestmaßstabes von 1:10.000. Die Datengrundlage der benötigten räumlich verorteten Landnutzungseinheiten (Ackerland, Grünland, Wald) lieferte das ‚Amtliche digitale Topographisch-Kartographische Informationssystem‘ (ATKIS). Um die Landnutzungsinformationen auf die im RAUMIS definierten Landkreise zu berechnen, war es nötig, die Kreisgrenzen mit den digitalen Kartenblättern in ATKIS zu verschneiden.

Basierend auf dieser Nomenklatur im ATKIS wurden zunächst die Uferlängen, die mit einem Puffer von 10 m an die LF angrenzen, bestimmt. Die LF muss somit mindestens innerhalb eines 10 m breiten Streifens längs des Uferandes liegen, um als uferangrenzende LF deklariert zu werden. Die Relation aus der gesamten Uferlänge innerhalb eines Landkreises zur gesamten LF eines Landkreises ergibt den Gewässerindex, der somit die Dichte der Nachbarschaft zwischen landwirtschaftlich genutzter Fläche und Oberflächengewässern beschreibt.

Mit Hilfe der Information durchschnittlicher Uferlängen je Landkreis ist die Produktionsfläche in Abhängigkeit definierter Uferlandbreiten berechenbar. Die ermittelte Gesamtlänge der landkreisspezifischen Uferlänge wird durch Multiplikation mit den definierten Uferbreiten zur Produktionsfläche berechnet, die im Modellszenario bei Anlage des bundesweiten Uferlandstreifenprogramms mit Breiten von 3, 30 und 50 m umgewidmet werden würde.

### 3 Ergebnisse

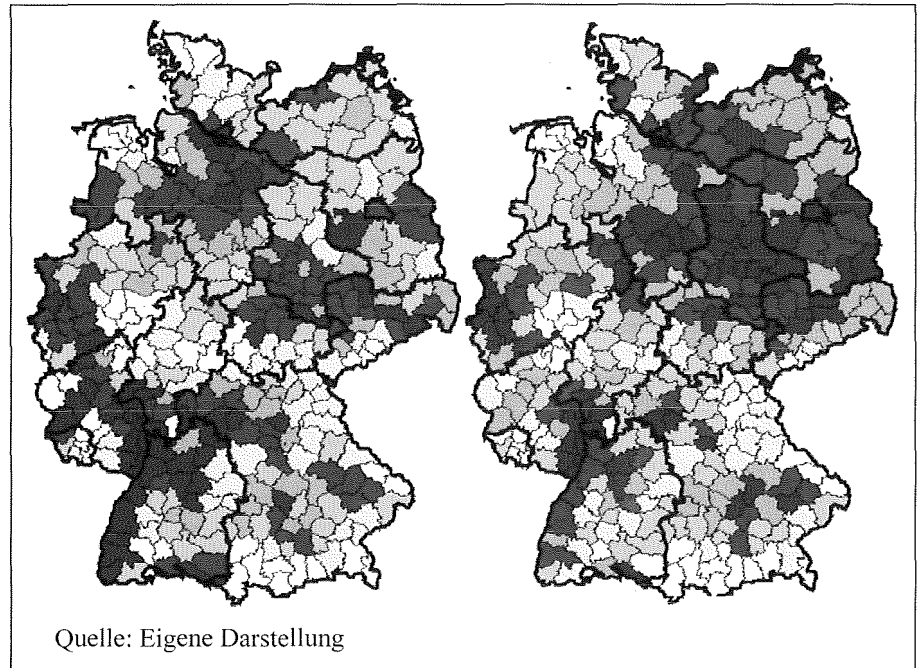
Die hier dargestellten Ergebnisse umfassen einen aggregierten Vergleich des ökotoxikologischen Risikopotenzials zum monetären Risiko, die Darstellung des Einflusses durch den Einbezug variabler Standortfaktoren sowie die Simulation des Uferlandstreifenprogramms.

#### 3.1 Vergleich des ökotoxikologischen zum monetären Risikopotenzial

Das ökotoxikologische Risikopotenzial als Summe aller fruchtartenspezifischen Risikopotenziale ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Legendeneinheit ist ein Relativindex, dessen Spannweiten Toxizitätsklassen symbolisieren und dessen Wert 1 die maximale Auswirkung auf die Indikatororganismen angibt (letale Wirkung). Im Ergebnis sind diejenigen Regionen, in denen die klassischen Gunststandorte für den Weinbau sowie den Obstanbau zu finden sind, mit einem Risikopotenzial von über 0,4 belegt (dunkle Markierung). Hierzu zählen der untere und obere Rheingraben, die Anbaugebiete an der Mosel und am Main sowie der Mündungsbereich des Mains in den Rhein. Darüber hinaus sind diejenigen Landkreise mit einem hohen Risikopotenzial gekennzeichnet, in denen die traditionellen Obstanbaugebiete am Bodensee sowie die im Alten Land in Hamburg liegen. Hingegen weisen die klassischen Grünlandregionen in Mittelgebirgslagen wie u. a. im Westerwald, im Rothaargebirge, im Oberbergischen Land, im Allgäu und in der Südeifel (Landkreise: Bitburg-Prüm, Daun) sowie die Küstenregionen an der Nordsee sehr geringe Risikopotenziale von 0 bis zu 0,08 auf.

Bei gleichen Klassenbreiten stellt die Abbildung 3 den Unterschied im Vergleich zu dem bislang im RAUMIS genutzten monetären PSM-Risiko (Karte rechts) dar. Beim monetären Ansatz wird das Risiko in den klassischen Ackerbauregionen wie u. a. in der ‚Köln-Aachener Bucht‘ und in der ‚Magdeburger Börde‘ im

Abb. 3. Risikopotenzial auf Basis der öko-toxikologischen Bewertung aller im RAUMIS definierten Landnutzungsverfahren [Karte links] im Vergleich zum monetären Risiko [Karte rechts].



Vergleich zu den Regionen mit hohen Anbauumfängen des Obst- und Weinbaus systematisch überschätzt bzw. das ökotoxikologische Potenzial der Sonderkulturen zu den Vergleichskulturen systematisch unterschätzt. Die Gründe hierfür liegen in der disproportionalen Beziehung der Preise für Pflanzenschutzmittel zum Risiko der im ökotoxikologischen Methodikansatz betrachteten Wirkstoffe. Der im Vergleich zur ökotoxikologischen Bewertung relativ höhere monetäre Aufwand der Pflanzenschutzmittel im Ackerbau verzerrt die vergleichende Beurteilung und führt zu der Einordnung der Ackerbaugebiete (u. a. Magdeburger Börde) in die höchste Toxizitätsklasse (dunkle Flächen).

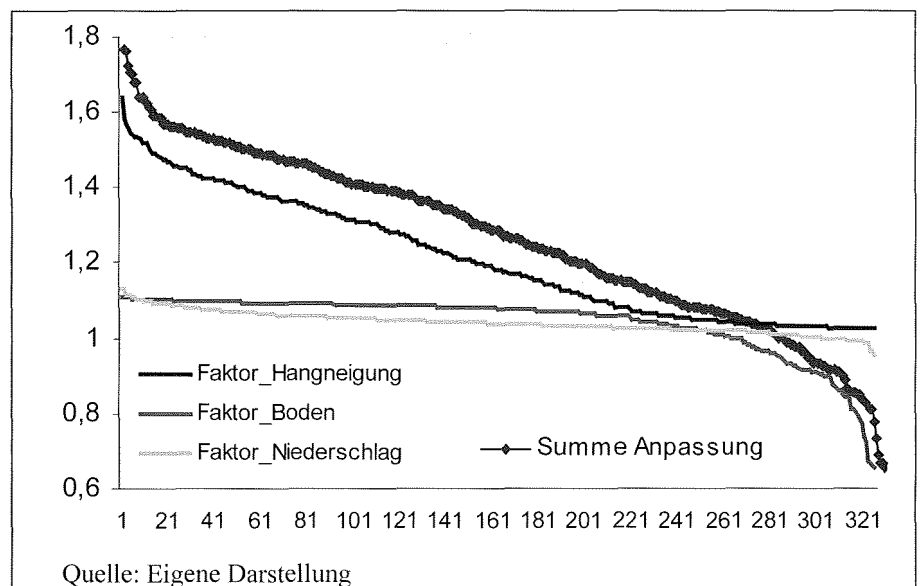
Die Bestimmungsfaktoren für die Höhe des Risikos sind in Abhängigkeit der landkreisspezifischen Anbaustrukturen differenziert zu bewerten. Die Risikopotenziale können eine hohe Grundtoxizität über einen hohen Anteil pflanzenschutzintensiver Landnutzungsverfahren wiedergeben, die ursächlich durch einen relativ zur Toxizität hohen Mengenanteil bzw. PSM-Intensität an Wirkstoffen oder aber durch eine relativ zum Mengeneinsatz

hohe Einzeltoxizität der eingesetzten Wirkstoffe bestimmt werden. Der Vergleich der Bewertungsansätze zeigt auf, dass bei der monetären Bewertung komparativ zum ökotoxikologischen Ansatz eine wesentlich größere Fläche Deutschlands mit geringerem Gefahrenpotenzial eingestuft wird. Als generalisierende Aussage des Vergleiches kann gefolgert werden, dass die ökotoxikologische Schätzung die Mehrzahl der Landkreise als ‚unbedenklicher‘, jedoch diejenigen hohen Risikos als höher toxisch einstuft. Hinsichtlich eines konsistenten Vergleiches der beiden Risikodarstellungen bleibt festzuhalten, dass der ökotoxikologische Ansatz den speziellen Wirkungsbereich der aquatischen Lebensgemeinschaften fokussiert, das Risikopotenzial des monetären Ansatzes bleibt hingegen bezüglich der potenziell geschädigten Nicht-Zielorganismen ungerichtet.

### 3.2 Risikobeiträge durch Einbezug natürlicher Standortfaktoren

Die Berechnung des Risikoeinflusses durch die Wirksamkeit ein-

Abb. 4. Zusammenhang zwischen den Funktionen der Standortfaktoren und der Verteilungsfunktion der Risikoanpassungsfaktoren [geordnete Landkreise].





tragsfördernder Standortfaktoren erfolgt unter *Ceteris paribus*-Betrachtung jedes einzelnen Faktors. Zur Verdeutlichung der Höhe des Einflusses wird die relative Risikoabweichung vom Risikopotenzial dargestellt, das unter konstanten Standortbedingungen berechnet wurde.

Abbildung 4 zeigt die Ergebnisse der Funktionsschätzung zur Bestimmung des endogenen Anpassungsfaktors des Risikopotenzials, die durch die Differenz der tatsächlichen Ausprägung natürlicher Standortfaktoren zu den endogen festgelegten (durchschnittlichen) Randbedingungen im Modell SYNOPSIS zustande kommen. Exogene Variablen sind hierbei der Bodentyp, die Niederschlagsintensität und die Hangneigung, deren Einflussbeiträge auf das endogene Risiko durch jeweils eigens geschätzte Funktionen bestimmt wurden. Die Ergebnisse werden mittels einer Verteilungsfunktion dargestellt, bei der die Landkreise nach der Höhe ihrer Anpassungsbeiträge des Risikos geordnet wurden.

Bei Betrachtung des Hangeinflusses beträgt die Spanne der positiven Anpassungsbeiträge *ceteris paribus* zwischen etwa 58 v. H. im Maximum und nahezu 2 v. H. im Minimum. Der Bodenfaktor verändert das Risikopotenzial in einer Spanne von -35 v. H. bis 10 v. H. und die Niederschlagsintensität passt das Risiko in der Spanne von -4,5 v. H. bis 13 v. H. an. Insgesamt erhöht der regionale Einfluss des Hangneigungsfaktors das hypothetische Gesamtrisiko um 21 v. H. Demgegenüber fällt die Erhöhung durch den Einbezug des regionalen Niederschlags- bzw. Bodeneinflusses mit 4,1 bzw. 4,0 v. H. eher moderat aus. Der regional differenzierte Einbezug der natürlichen Standortfaktoren führt im Ergebnis – bis auf wenige Ausnahmen (40 Kreise) – zu einer durchschnittlichen Erhöhung des Risikopotenzials.

Durch die Zusammenfassung der in der Sensitivitätsanalyse

betrachteten Faktoren wird die Gesamtwirkung der Risikobeiträge verdeutlicht. Vor diesem Hintergrund wird das durchschnittliche Risikopotenzial um die ‚realistic worst case-Risikowirkung‘ der natürlichen Standortfaktoren erweitert.

Der Standortfaktor ‚Gewässerindex‘ nahm hierbei durch seine Interpretation als Korrekturfaktor zur Kalibrierung des Risikos auf die tatsächliche Gewässernetzdichte eine Sonderstellung ein. Dieser Zusammenhang wird in Abbildung 5 verdeutlicht.

In der linken Karte sind die Risikobeiträge der Sensitivitätsanalyse zusammengefasst (ohne Einbezug des Gewässerindex), so dass die dunklen Einfärbungen der höchsten und die weißen Landkreise der niedrigsten Risikostufe entsprechen. Auf diesem Risikopotenzial basierend stellt die rechte Karte das gesamte Risikopotenzial unter Einbezug des Gewässerindex dar. Durch die Darstellung in Quantilen wird die interregionale Risikoverschiebung bei gleicher Klassenanzahl verdeutlicht.

Die simultane Betrachtung der berücksichtigten Standortfaktoren auf regional differenzierter Ebene zeigt auf, inwieweit das Produkt dieser Faktoren als Gesamteffekt negativ oder positiv potenzierend wirkt (Karte links). Durch den Einbezug aller natürlichen Standortfaktoren steigt das hypothetische Gesamtrisiko insgesamt um 35,5 v. H. In 90 Landkreisen steigt das Risiko über 50 v. H. Im Landkreis mittlerer Erzgebirgskreis erreicht die Steigerung sogar 84,4 v. H., im Landkreis Annaberg 81 v. H. sowie in Freyung Grafenau 80 v. H. Hingegen sinkt in 35 Landkreisen das Risikopotenzial durch Einbezug der natürlichen Standortfaktoren, wenngleich die Höhe ihrer Reduzierung wesentlich moderater ausfällt.

Lediglich 6 Landkreise weisen eine höhere negative Anpassung um mehr als 20 v. H. auf. Die höchste Reduzierung mit -31 v. H. bzw. -30 v. H. tritt in den Landkreisen Ammerland sowie in

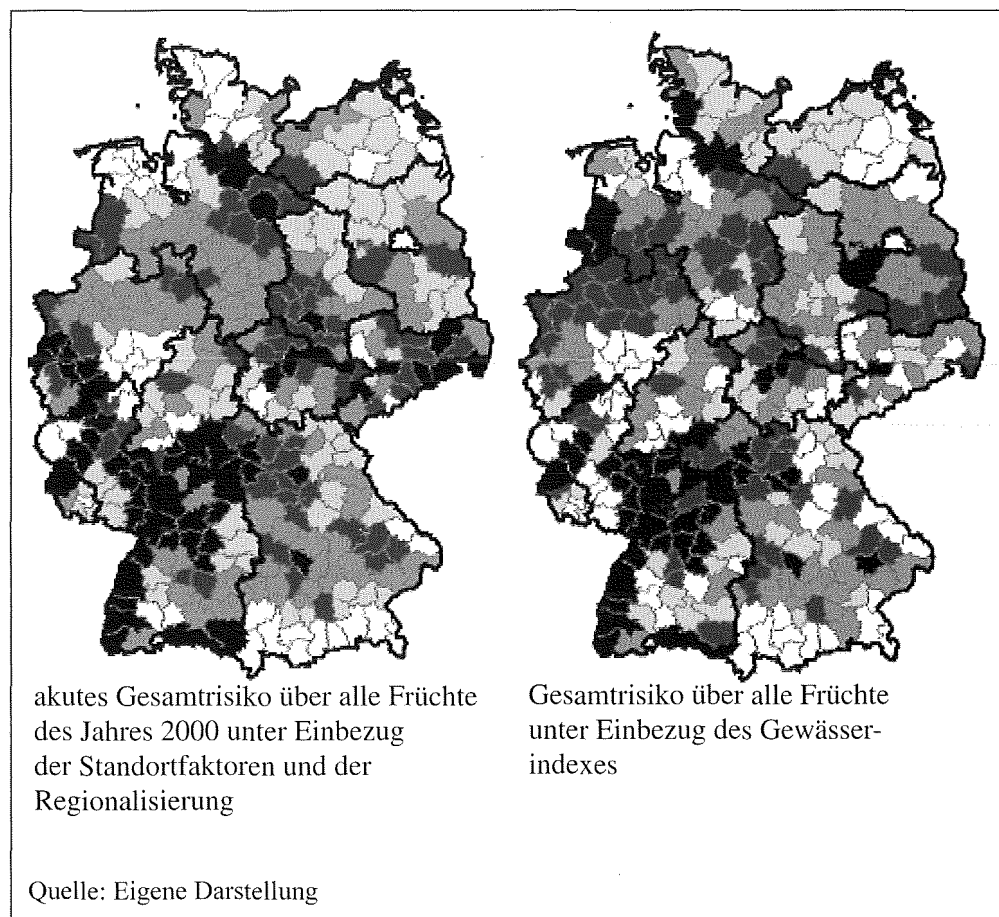


Abb. 5. Darstellung des Risikopotenzials unter Einbezug der Ausprägungen natürlicher Standortfaktoren [Karte links] sowie des Gewässerindex als räumliche Sensitivität [Karte rechts].

Cloppenburg und Leer auf. In Osterholz und in Cuxhaven sind die Reduktionsraten mit  $-28$  v. H. bzw.  $-23,5$  v. H. ebenfalls auf sehr hohem Niveau. Weiterhin liegen 18 Landkreise in der Klasse zwischen  $-10$  v. H. und  $0$  v. H. sowie 29 in der bis maximal  $10$  v. H. Der größte Anteil mit 173 Landkreisen bewegt sich jedoch im positiven Bereich eines Anpassungsbeitrages zwischen  $10$  v. H. und  $50$  v. H.

Diese Risikosteigerung durch den Einbezug des Gewässerindex fällt jedoch regional sehr unterschiedlich aus, was durch die Verschiebung der Landkreise in eine im Vergleich niedrigere bzw. höhere Risikoklasse verdeutlicht wird. In einem ersten Überblick ist auffallend, dass die südliche Hälfte Deutschlands moderaten, flächenmäßig begrenzten Klassensprüngen unterliegt. Lediglich in den Landkreisen Zollernalbkreis, Marburg-Biedenkopf, Kulmbach sowie Rosenheim gibt es Klassenwechsel, die eine Risikoklasse überspringen und demnach vergleichsweise höherer Änderungsrate unterliegen. Die nördliche Hälfte Deutschlands ist stärker von großflächig einheitlichen Veränderungen geprägt, die auf regionaltypische Beschaffenheiten der Oberflächengewässer zurückzuführen sind. Voranzustellen ist in NRW der großflächige Klassensprung der nördlichen Fläche des Bundeslandes in die Klasse 3,1 bis 6,2. Hingegen werden Teile des Ruhrgebietes, die Köln-Aachener Bucht sowie die Nordeifel durch den Einbezug der Gewässerdichte insgesamt konstant bzw. mit geringerem Risiko bewertet.

### 3.3 Ergebnisse des ex ante-Simulationsszenarios

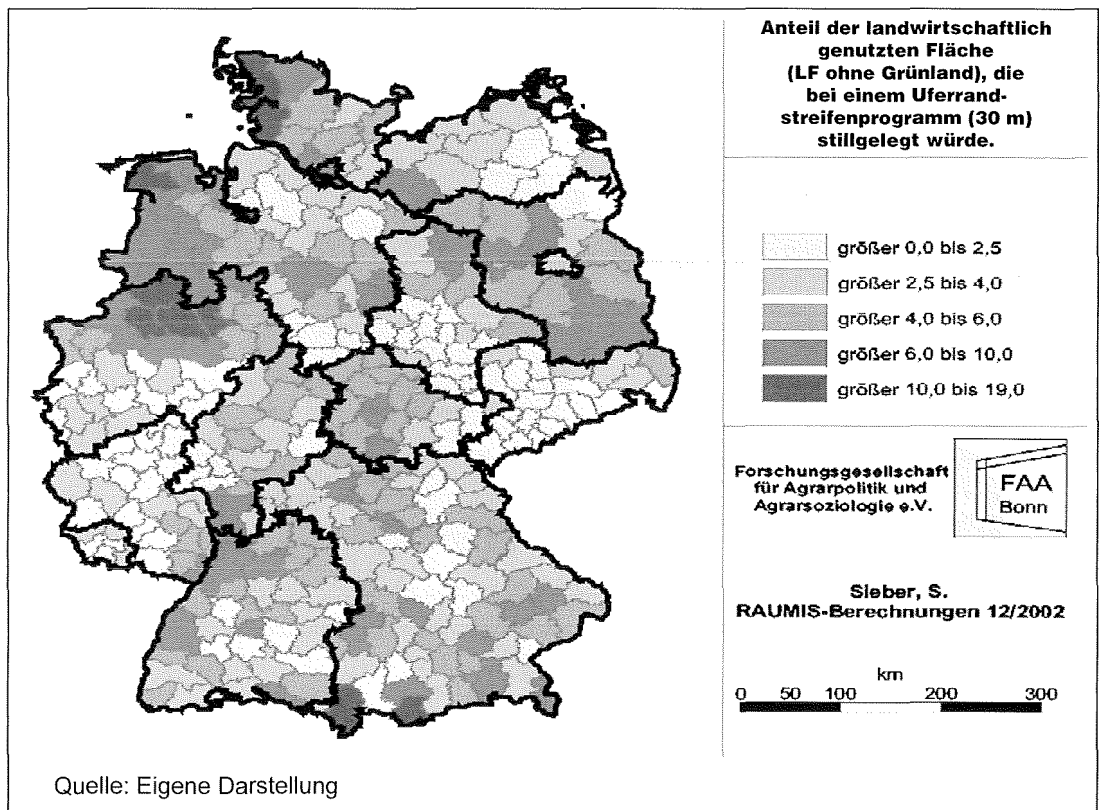
Das Referenzsystem für die Analyse bildet die derzeitige Umsetzung der Ausgestaltung agrarpolitischer Maßnahmen unter der Reform-Agenda 2000 (BERTELSMEIER et al., 2002). Die Auswirkungen eines PSM-Verbots für Uferlandstreifen und die hiermit verbundenen jährlichen sektoralen Opportunitätskosten sowie die hieraus resultierenden PSM-Risikoreduktionsbeiträge überprüfen den Indikator auf seine Anwendungsseignung. Die abzuschätzenden Wirkungen werden durch die Verringerung der Pro-

duktionsfläche (LF) verursacht, die durch den Flächenverbrauch des Uferlandstreifenprogramms zustande kommt.

Aus dem Verhältnis LF zu Uferlänge ist die Fläche eines Uferlandstreifens berechenbar. Die landkreisspezifische Flächengröße variiert proportional zu der Varianz des Gewässerindex. Abbildung 6 zeigt beispielhaft den prozentualen Flächenverbrauch durch die Anlage der Uferlandstreifen an, der mit einer Breite von  $30$  m die landwirtschaftlich genutzte Fläche verdrängen würde. Im Ergebnis ergab sich bei einer Uferbreite von  $30$  m u. a. in Nordfriesland ein extrem hoher Flächenanteil von etwa  $16$  v. H. Hingegen war der geringste Flächenanteil mit  $0,8$  v. H. an der gesamten LF im Oberbergischen Kreis zu finden. Ebenso wären die Landkreise Dithmarschen ( $12,2$  v. H.), Garmisch-Partenkirchen ( $12,2$  v. H.) sowie Aurich ( $11,8$  v. H.) und Coesfeld ( $11,78$  v. H.) von einem extrem hohen Flächenverbrauch durch ein Uferlandstreifenprogramm mit einer Breite von  $30$  m betroffen.

Der Anteil des Flächenanspruchs durch die Umwidmung zu Uferlandstreifen variiert nach Bundesländern von  $2,12$  v. H. (Sachsen) bis  $10,57$  v. H. (Bremen). Hervorzuheben sind Bayern und Niedersachsen, die mit jeweils etwa  $98\,350$  ha den höchsten absoluten Flächenanspruch aufweisen. Ihre relativen Flächenanteile an der LF liegen hingegen bei  $4,14$  bzw.  $5,17$  v. H. NRW folgt Bayern und Niedersachsen mit einer absoluten Fläche von  $74\,866$  ha bzw. einem relativen Flächenanteil von  $6,42$  v. H. Auch Schleswig-Holstein hat einen hohen absoluten Flächenanspruch von  $54\,582$  ha Anteil an der LF ( $6,79$  v. H.). Brandenburg hat im Vergleich mit  $55\,929$  ha eine geringfügig höhere Fläche, ist jedoch aufgrund des größeren Flächenumfangs mit einem geringeren relativen Anteil von  $5,07$  v. H. belegt. In Baden-Württemberg ist der absolute Flächenverbrauch insgesamt mit  $46\,145$  ha ( $4,45$  v. H.) hoch. Die absoluten Flächenansprüche der übrigen Länder Mecklenburg-Vorpommern ( $34\,939$  ha  $-3,09$  v. H.), Sachsen-Anhalt ( $36\,738$  ha  $-3,44$  v. H.), Thüringen ( $28\,487$  ha  $-4,44$  v. H.) und Hessen ( $24\,445$  ha  $-3,97$  v. H.) liegen im mittleren Bereich.

Abb. 6. Flächenanteil (v. H.) an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) bei der Anlage eines Uferlandstreifens mit einer Breite von  $30$  m (Umwidmungsfläche).





Sehr geringe absolute Flächenansprüche haben hingegen Rheinland-Pfalz mit 14 372 ha (2,96 v. H.), das Saarland mit 1608 ha (3 v. H.) sowie die Stadtstaaten Hamburg mit 622 ha (6,53 v. H.) und Bremen mit 249 ha (10,57 v. H.).

### Ergebnisse der ökonomischen Auswirkungen

Die ökonomische Fragestellung beantwortet zunächst den monetären Nutzenentgang durch die uferbreitenabhängige Verringerung der LF und berechnet auf dieser Grundlage mögliche Finanzmittelbedarfe in Abhängigkeit der Kompensationsansätze (Ausgleichsmaßnahme). Zur Berechnung der Opportunitätskosten wird die Einkommensgröße ‚Bruttowertschöpfung zu Faktorkosten‘ herangezogen, da sie die tatsächliche Entlohnung der Faktoren Boden, Arbeit und Kapital (ohne Abschreibungen) widerspiegelt.

RAUMIS ermittelt die optimale Anpassungsreaktion des Faktoreinsatzes und der Produktion auf die exogen vorgegebene Verringerung der Produktionsfläche. Hierbei werden die intrasektoralen Wechselwirkungen zwischen der Pflanzenproduktion (u. a. Futterbau) und der Tierproduktion modellendogen im Optimierungsansatz berücksichtigt.

**Kostenstrukturen:** Im Ergebnis ergeben sich bei einer Uferbreite von 3 m sektorale Opportunitätskosten in Höhe von 14 Mio. Euro. Die Kosten steigen bei 30 m auf 221,842 Mio. Euro und entsprechend bei 50 m insgesamt auf 381,05 Mio. Euro (vgl. Abbildung 7). Gegenüber dem Referenzszenario sinkt die Nettowertschöpfung bei 3 m um lediglich 0,08 v. H., bei 30 m um 1,2 v. H. sowie bei 50 m um 2,04 v. H. Maximal verringert sich die Nettowertschöpfung im Landkreis Dithmarschen. Bei 3 m Uferbreite reduziert sich hier die Nettowertschöpfung um 0,46 v. H., bei 30 m um 5,3 v. H. und bei 50 m um 9,4 v. H. Auch die Varianzen steigen bei landkreisspezifischer Betrachtung in Abhängigkeit der Uferbreiten exponentiell von 0,086 (3 m) über 2,11 (30 m) bis auf 5,4 (50 m) an.

Absolut würde hingegen das Emsland von Opportunitätskosten in Höhe von 13,28 Mio. Euro (30 m) sowie 26,88 Mio. Euro (50 m) am stärksten belastet sein. Bei 3 m wäre hingegen der RAUMIS-Landkreis Freiburg mit über mit 7,28 Mio. Euro am höchsten belastet. Dieses Beispiel zeigt auf, dass die Höhe der Nettowertschöpfungsverluste nicht proportional zu den Uferbreiten steigen. Vielmehr kann jeder Landkreis die Verringerung der Produktionsfläche mit dem Ziel der Minimierung des Wertschöpfungsverlustes in unterschiedlichem Maße kompensieren.

So kann der Landkreis Emsland einen Flächenverlust von 3 m relativ zu Freiburg besser kompensieren, bei höheren Randbreiten ist das ‚Kompensierungspotenzial‘ erschöpft und der Nutzenentgang wird bei den Randbreiten von 30 und 50 m im Vergleich zu den übrigen Landkreisen maximal. Ursache hierfür sind die Verflechtungsstrukturen zum Grünland, Futterbau und zur Tierproduktion. Denn eine Verringerung der Futterbaufläche ist nach Wertschöpfungskriterien gewichtiger als die der Markfruchtfläche, da durch sie auch die Tierproduktion mit hohem Wertschöpfungspotenzial eingeschränkt wird.

**Finanzmittelbedarf:** Die oben genannten Opportunitätskosten können den im Rahmen von etwaigen Ausgleichsmaßnahmen bereitgestellten Prämien zur Deckung des Nutzenentgangs der Landwirtschaft gegenübergestellt werden. Die Höhe des Finanzmittelbedarfs für ein bundesweites Uferandstreifenprogramm ist maßgeblich von der Höhe der Ausgleichsmaßnahme (Einzelprämie) je Hektar abhängig, deren Ausgestaltung als reine Kompensation der Opportunitätskosten definiert wurde. Die in Abbildung 7 aufgeführten Finanzmittelbedarfe stellen demzufolge Eckwerte dar.

Finanzaufwand I entspricht den Gesamtkosten eines bundesweiten Uferandstreifenprogramms mit einer festgesetzten Prämie von 818 Euro/ha a<sup>-1</sup> in Anlehnung an die Durchführungsverordnung 445/2002 des Landes NRW. Der Finanzaufwand I führt dazu, dass die Bundesländer Bayern und Niedersachsen mit jeweils über 60 Mio. Euro Prämienkosten belastet würden. Ebenfalls würden sich die Kosten in NRW in Höhe von 46 Mio. Euro sowie in Schleswig-Holstein mit 33 Mio. Euro auf hohem Niveau bewegen. Im Vergleich zu ihrer geringen relativen Flächenausdehnung sind die Länder Sachsen, Rheinland-Pfalz und Thüringen mit Finanzvolumina von fast 10 bzw. 9 Mio. und 17 Mio. Euro als unterproportional belastet hervorzuheben.

Demgegenüber würde sich bei einer bloßen Ausgleichsregelung des Nutzenentgangs (Finanzaufwand II – 3 m Uferandstreifen) ein wesentlich geringerer Betrag zwischen 51 Euro/ha a<sup>-1</sup> für Sachsen-Anhalt und 1002 Euro/ha a<sup>-1</sup> für Baden-Württemberg ergeben. Entsprechend würde besonders Baden-Württemberg mit 4,626 Mio. Euro, Niedersachsen mit 3,319 Mio. Euro und Nordrhein-Westfalen mit 3,094 belastet. Im Falle des nächsthöheren Aufwands (Finanzaufwand III – 30 m Uferandstreifen) stechen Bayern, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen mit Gesamtbelastungen von 36,76 Mio. Euro, 49,40 Mio. Euro und 41,30 Mio. Euro hervor. Die höchsten Hektarprämien

Abb. 7. Überblick über alternative Finanzierungsmöglichkeiten des Uferandstreifenprogramms.

	FA I <sup>1</sup>	FA II <sup>2</sup>	Euro/ha <sup>2</sup>	FA III <sup>3</sup>	Euro/ha <sup>3</sup>	FA IV <sup>4</sup>	Euro/ha <sup>4</sup>
Sachsen	9 956 550	0,193	101,364	5,158	270,055	8,849	277,956
Rheinland-Pfalz	8 884 094	0,207	144,328	6,029	419,443	10,350	431,987
Saarland	994 037	-0,024	-18,816	0,27951	21,3434	0,496	22,7574
Mecklenburg-Vorpommern	21 587 274	0,241	115,846	11,024	528,957	19,054	548,561
Sachsen-Anhalt	22 704 293	0,209	51,7476	8,041	198,384	13,872	205,340
Hessen	15 107 308	0,466	190,710	9,718	397,545	16,602	407,487
Bayern	60 791 698	1,415	143,519	36,767	372,838	63,819	388,295
Thüringen	17 605 234	1,130	278,892	12,845	316,888	21,604	319,774
Baden-Württemberg	28 518 188	4,626	1002,64	21,526	466,479	34,245	445,262
Brandenburg	34 564 606	-1,417	-257,03	-3,883	-70,43	-5,666	-61,65
Niedersachsen	60 792 670	3,319	337,417	49,401	502,197	86,182	525,664
Nordrhein-Westfalen	46 267 514	3,094	413,297	41,308	551,768	70,211	562,694
Schleswig-Holstein	33 731 975	1,433	262,543	23,629	432,913	41,438	455,518
<b>Summe Euro</b>	<b>361,50</b>	<b>14,892</b>		<b>221,842</b>		<b>381,05</b>	

<sup>1</sup> Finanzmittelaufwand (FA) bei einer Hektarprämie in Höhe von 618 Euro in Anlehnung an das Agrarumweltprogramm NRW

<sup>2</sup> Finanzmittelaufwand (FA) in Mio. Euro bei einer durchschnittlichen Prämie zur Deckung der Opportunitätskosten der Landwirtschaft bei einer Uferandbreite von 3 m

<sup>3</sup> Finanzmittelaufwand (FA) gemäß 2) mit Uferandbreite von 30 m

<sup>4</sup> Finanzmittelaufwand (FA) gemäß 2) mit Uferandbreite von 50 m

Quelle: Eigene Darstellung

hätten hingegen Nordrhein-Westfalen mit 551,7 Euro, Mecklenburg-Vorpommern mit 528,9 Euro, Niedersachsen mit 502,1 Euro und Baden-Württemberg mit 466,4 Euro. Auffallend ist, dass bei einer weiteren Verbreitung der Uferbreite um 20 m (Finanzaufwand IV – 50 m Uferstreifen) die Hektarprämien unterdurchschnittlich ansteigen. Besonders stark steigt der gesamte Finanzaufwand für Niedersachsen (um 36,7 Mio. Euro), Nordrhein-Westfalen (um 28,9 Mio. Euro) und Bayern (um 27,05 Mio. Euro) an.

#### Ergebnisse zur Kosteneffizienz des Risikoreduktionspotenzials

Die Auswirkungen des Uferstreifenprogramms umfassen die Risikoreduktionen durch den verringerten *Run-off* sowie durch die verringerte *Abdrift*. Modellrechnungen der BBA konnten die Reduktionsraten mittels des Modells SYNOPSIS modellendogen über die verringerten Wirkstofffrachten abschätzen, indem für jeden Einzelwirkstoff die Risikoreduktion über die verminderten Eintragsmengen bestimmt und im Folgeschritt nach Wirkstoffkompartimenten zu einem Gesamtwert aggregiert wurde. Dieses Verfahren wurde getrennt nach den Eintragswegen *Abdrift* und *Run-off* durchgeführt und letztlich zur ‚Gesamtrisikoreduktion‘ zusammengeführt.

Die Berechnungen gründen auf der Annahme konstanter Anwendungsbedingungen und geben das Risikopotenzial bei ‚*realistic worst case*‘-Eintragsbedingungen unter Einbezug der regional differenzierten Ausprägungen der natürlichen Standortfaktoren wieder. Die Ergebnisse sind definiert als das maximale Reduktionspotenzial des PSM-Risikos für aquatische Lebensgemeinschaften in Oberflächengewässern. Für die Berechnungen des *Run-off* wurde eine Begrünung des Uferstreifens im erheblichen Maße vorausgesetzt. Bei der Interpretation des Ergebnisses muss schlussfolgernd berücksichtigt werden, dass dieses Modellergebnis die tatsächlichen Risikoverhältnisse insofern abstrahiert, als dass das ‚Modellrisiko‘ die schwankenden Anwendungsbedingungen sowie vom ‚Worst Case‘ abweichende Auswirkungen nicht regional differenziert.

Im Ergebnis zeigt die Abbildung 8 die mengeninduzierte Risikoreduktion aus der Summe der verringerten Einträge über die *Abdrift* und den *Run-off* auf. Nach Umrechnung des Gesamteffekts auf die Indikatororganismen hat die Uferbreite von 3 m eine Reduzierung des Risikos von –60,94 v. H. zur Folge. Die Risikoreduktion erhöht sich insgesamt bei 30 m auf –93,66 v. H. und bei 50 m auf –96,06 v. H.

Im Einzelnen ist die Höhe der Risikoreduktion über den *Run-off* bei 3 m Uferbreite mit –42,82 v. H. am geringsten. Bei 30 m wird bei einer erheblichen Begrünung des Uferstreifens eine Reduktion von –99,6 v. H. erreicht, die sich bei 50 m nur unwesentlich auf –99,99 v. H. erhöht und somit ein Risiko durch den *Run-off* fast ausgeschlossen werden kann. Für die *Abdrift* ergibt sich bei 3 m Randbreite im Vergleich zum *Run-off* mit –63,29 v. H. eine höhere Verringerung des Risikos, das jedoch bei 30 m mit –93,03 v. H. und bei 50 m mit –94,18 v. H. um 6,3 v. H. bzw. 5,81 v. H. unter den Vergleichswerten des *Run-off* liegt.

Abb. 8. Reduktionspotenziale des Wirkeintrags über die *Abdrift* und den *Run-off* nach Wirkstoffkompartimenten in g/ha Wasseroberfläche für das Jahr 2000.

	Summe Referenz	Ufer 3 m	Ufer 30 m	Ufer 50 m
Herbizide	17,9478	7,111868494	1,215568797	1,05922185
Fungizide	9,6673	3,694299079	0,527137047	4,21504E-06
Insektizide	1,5909	0,598921828	0,108027489	0,090005477

Quelle: Berechnungen der BBA (2003).

Die Relation der Risikoreduktionsraten zu den berechneten Kostenstrukturen der Opportunitätskosten lässt Rückschlüsse auf die sektorale Kosteneffizienz der verschiedenen Randbreiten zu. Bei einer Randbreite von 3 m ergibt sich ein Verhältnis von 4,09 (60,94 v. H. zu 14,89 Mio. Euro). Die Kosten zur Reduzierung eines einzigen Prozentpunktes ‚Risiko‘ würden für diese Variante lediglich 0,244 Mio. Euro betragen.

Im Vergleich reduziert sich das Verhältnis der Risikoreduktion zu den resultierenden Opportunitätskosten bei 30 m auf 0,42 (93,66 v. H. zu 221,842 Mio. Euro), d. h. dass die Reduzierung eines Prozentpunktes ‚Risiko‘ 2,368 Mio. Euro kosten würde.

Nur unwesentlich sinkt das Verhältnis bei einer Uferbreite von 50 m weiter auf 0,25 (96,06 v. H. zu 381,05 Mio. Euro) ab. Dies hätte allerdings zur Reduktion eines Prozentpunktes ‚Risiko‘ höhere Kosten in Höhe von 3,966 Mio. Euro zur Folge. Im Ergebnis ist das Uferstreifenprogramm mit einer Randbreite von 3 m im Vergleich zu 30 m und 50 m die kosteneffizienteste Maßnahme. Die Bewertung der Ergebnisse bzgl. ihrer naturwissenschaftlichen Wirksamkeit beschränkt sich hierbei auf die aggregierte Darstellung des sektoralen Effekts, ohne eine Wirkungsanalyse der Zusammenhänge im Zönosengefüge aquatischer Lebensgemeinschaften vorzunehmen.

#### 4 Beurteilung des Indikators

Die *methodische Beurteilung* erfolgt vor dem Hintergrund der Möglichkeiten, den entwickelten Ansatz für die *Umweltberichterstattung* im Rahmen der OECD-Bemühungen zum Aufbau eines internationalen Monitoringsystems zu nutzen. Die zu beantwortende Fragestellung ist, ob die Methodik zur regional differenzierten Abschätzung des ökotoxikologischen Risikos für Deutschland den Anforderungen der Umweltberichterstattung gerecht wird und somit einen wertvollen nationalen Beitrag für die *internationale Umweltberichterstattung* der OECD leisten kann.

#### Datengrundlage

Die *Datengrundlage* des verwendeten Umwelt-Controllingansatzes setzt sich aus nationalen Datenbanken langjährig entwickelter Instrumente zusammen, die als Modellsysteme bzw. Erhebungen ihre Stärken in einer hohen Datengüte für Analysen auf makroskaliger Maßstabsgröße haben. Hierzu zählen das Agrarsektormodell RAUMIS, das Modell SYNOPSIS und die statistisch repräsentative Erhebung NEPTUN sowie die digitalen Daten über natürliche Standortfaktoren im GIS ArcView. Vor diesem Hintergrund gilt die Anforderung an einen Indikator hinsichtlich der Güte der statistischen Daten als erfüllt, wenn die Daten in physischen Einheiten vorliegen und eine tiefe zeitliche, räumliche und aktivitätsspezifische Differenzierung aufweisen; frei verfügbar bzw. zu einem tolerierbaren Kosten-Nutzen-Verhältnis erhebbar sind; angemessen dokumentiert und von bekannter Qualität sind sowie regelmäßig fortgeschrieben werden können (OECD, 1994).

In Bezug auf die gestellten *Datenanforderungen* der OECD ist der Indikator für die Umweltberichterstattung als geeignet einzustufen, liegen doch die Rohdaten in physischen Einheiten vor und ist seine räumliche und aktivitätsanalytische Differenzierung nach Produktionsverfahren (Fruchtarten) möglich. Der Indikator beschränkt sich derzeit auf das Basisjahr 1999/2000, sollte jedoch für eine zeitliche Differenzierung ausgebaut werden. Die ihm zugrunde liegenden Daten sind grundsätzlich frei zugänglich bzw. aufgrund einer Forschungskoooperation stand ihr monetärer Aufwand einem sehr hohen Nutzen gegenüber. Die Datensätze konnten im Rahmen eines F&E-Vorhabens im Umfang von 6000 Euro erworben werden. Aufgrund der vielfachen Ein-

satzbereiche der genutzten Instrumente (RAUMIS, SYNOPS, NEPTUN) sind die Daten durch zahlreiche Veröffentlichungen angemessen dokumentiert, von bekannter Qualität und werden regelmäßig fortgeschrieben, indem die integrierten Statistiken kontinuierlich um die jüngsten Basisjahre aktualisiert werden.

### Methodik

Die *Methodik* der ökotoxikologischen Konzeption im Modellansatz RAUMIS zeichnet sich dadurch aus, dass für das Umweltcontrolling des OECD-Forschungsfeldes neue Anwendungsmöglichkeiten geschaffen wurden. Bei Erfüllung festgelegter methodischer Voraussetzungen ist der Ansatz in der Lage, Funktionen eines nationalen Umweltberichterstattungsansatzes zu übernehmen und Ergebnisbeiträge für das internationale Monitoring der OECD zu liefern. Vor diesem Hintergrund gilt ein PSM-Indikator als methodisch abgesichert, wenn er in technischer und wissenschaftlicher Hinsicht theoretisch fundiert ist und gleichzeitig dem aktuellen wissenschaftlichen Forschungsstand entspricht; bezüglich seiner Validität auf internationalen Standards basiert und international akzeptiert ist; in ökonomische Modelle, Vorhersage- und Informationssysteme eingebaut werden kann (OECD, 1994).

In Bezug auf die eingangs gestellten Methodikanforderungen der OECD ist der Indikator als geeignet einzustufen, gilt er doch durch die Nutzung der langjährig entwickelten Methoden der Einzelinstrumente aus technischer und wissenschaftlicher Hinsicht als theoretisch fundiert und entspricht durch den Aspekt der ökotoxikologischen Abschätzung dem aktuellsten wissenschaftlichen Forschungsstand. Zudem ist er durch die Integration in RAUMIS bereits in ökonomische Modelle, Vorhersage- und Informationssysteme integriert. Einschränkung bleibt jedoch die Anforderung bzgl. einer allgemein akzeptierten Methodik mit internationalen Standards offen. Der in dieser Arbeit entwickelte PSM-Indikator lehnt sich zwar an die Indikatordefinition der OECD an, nimmt jedoch durch seine Verknüpfung mit einem Agrarsektormodell eine Sonderstellung ein. Der Indikator ist methodisch im Agrarsektormodell RAUMIS neu entwickelt worden, so dass Reaktionen hinsichtlich seiner Akzeptanz abzuwarten sind.

### Umweltpolitischer Kontext

In der Kosten-Wirksamkeits-Analyse konnten sowohl die ökonomischen Auswirkungen (Opportunitätskosten) durch die Anlage des bundesweiten Uferstrandstreifenprogramms als auch die in diesem Zusammenhang stehende Reduktion des eintragsinduzierten Risikopotenzials abgeschätzt werden.

Durch das von der OECD entwickelte Indikatorensystem (*driving force-state-response-Modell* (DSR)) kann der Ansatz der vorliegenden Arbeit als Bindeglied von *driving force*- zu *response*-Abbildungen einen Beitrag für die modellgestützte (Umwelt-)Politikberatung liefern. Die im Zusammenhang der Politikberatung eingesetzten modellgestützten Informationssysteme (u. a. RAUMIS) decken den Methodikbereich des *Umwelt-Controllings* ab. Die Politikberatung umfasst die Analysebereiche der *ex post*-Darstellung sowie die Prognose und Simulation. Vor diesem Hintergrund gilt der in dieser Arbeit entwickelte PSM-Risikoindikator im hohen Maße als politikrelevant, wenn er ein repräsentatives Bild über den Zustand der Umwelt oder über die umweltrelevanten Aktivitäten abgibt; leicht zu interpretieren ist und auf einer nachvollziehbaren und plausiblen Logik basiert; in der Lage ist, Entwicklungen im Zeitablauf darzustellen; eine Basis für internationale Vergleiche bietet; einen Schwellen- oder Referenzwert hat, um die Bedeutung der ermittelten Werte einordnen zu können (OECD, 1994).

In Bezug auf die gestellten *Politikanforderungen* der OECD ist

der Indikator differenziert zu bewerten. Er gibt über die umweltrelevanten Aktivitäten ein regional differenziertes repräsentatives Bild, das gleichzeitig Indikationen über den Zustand der Umwelt erlaubt. Als Schwerpunkt zeichnet der PSM-Risikoindikator ein Bild im interregionalen Vergleich. Er ist durch die Definition des Risikos als Belastungspotenzial für die ausgewählten Indikatororganismen leicht zu interpretieren und baut auf einer nachvollziehbaren, bereits in anderen Modellen angewandter Logik auf. In derzeitiger Ausbaustufe sind zwar Prognosen der Risikosituation im Rahmen der RAUMIS-Anwendungen möglich. Diese beschränken sich jedoch bislang auf landnutzungsinduzierte Risikoveränderungen auf Basis von Verschiebungen der Anbauumfänge der Fruchtarten. Für eine *ex post*-Darstellung der Risikoentwicklungen im Zeitablauf bedarf es eines Ausbaus des Ansatzes auf mehrere Basisjahre. Zudem sind aufgrund der nationalen Entwicklung momentan keine internationalen, aber auch keine wissenschaftlichen Vergleiche des ermittelten Risikos mit Schwellen- oder Referenzwerten möglich. Diese Fakten führen zu der Beurteilung, dass der PSM-Indikator grundsätzlich als politikrelevant eingestuft werden kann. Jedoch ist in diesem Zusammenhang die Erfüllung weiterer Anforderungen (internationale Vergleichbarkeit, Schwellen- und Referenzwert, Entwicklungen im Zeitablauf) anzustreben. Der PSM-Indikator ist durch seine Konzeption dazu geeignet, diesen Anforderungen durch einen weiteren Ausbau des Ansatzes in Form methodischer Weiterentwicklungen gerecht zu werden.

### Danksagung

Die Arbeiten wurden mit finanzieller Unterstützung der H. Wilhelm Schaumann-Stiftung, Hamburg, durchgeführt.

### Literatur

- BERTELSMIEIER, M., H. GÖMANN, W. KLEINHANSS, P. KREINS, D. MANEGOLD, F. OFFERMANN: Auswirkungen der KOM-Vorschläge im Rahmen der Halbzeitbewertung der Agenda 2000, FAA, Bonn, 2002.
- BURTH, U., V. GUTSCHE, B. FREIER, D. ROSSBERG, 2002: Das notwendige Maß bei der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel, Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 54 (12), 297–303.
- CARSON, R.: Silent Spring, Boston, Mifflin, 1962.
- CHRISTEN, O., Z. O'HALLORAN-WIETHOLTZ: Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft, Institut für Landwirtschaft und Umwelt, Bonn, 2001.
- CORELL, G., M. FINUS, C. HAGNER, R. HERMANN, 1994: Modellstudie zu umweltrelevanten Informationen aus der Agrarstatistik, Schriften 59, Zentrum für regionale Entwicklungsforschung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.
- GEIER, U., M. MEUDT, B. RUDLOFF, G. URFEI, 1998: Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft – Indikatorensysteme –, UBA-Texte 42/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- GOLLA, B., S. ENZIAN, B. JÜTTERSONKE, V. GUTSCHE, 2002: Entwicklung und Testung eines GIS-gestützten Verfahrens zur Erstellung thematischer Risikokarten als Grundlage für eine Differenzierung von Anwendungsbestimmungen zum Schutz des Naturhaushaltes beim Einsatz von PSM, UBA-Texte 24/02, Umweltbundesamt, Berlin.
- 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. 48 (11), 273–285.
- GUTSCHE, V., 2000: Brauchen wir chemischen Pflanzenschutz?, Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. Berlin-Dahlem, 371, 127 S.
- HENRICHSMAYER, W., C. CYPRIS, W. LÖHE, M. MEUDT, R. SANDER, F. SOTHEN, F. ISERMAYER, A. SCHEFSKI, K.-H. SCHLEEF, E. NEANDER, F. FASTERDING, B. HELMCKE, M. NEUMANN, H. NIEBERG, D. MANEGOLD, T. MEIER, 1996: Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96, Endbericht zum Kooperationsprojekt, Forschungsbericht (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript, Bonn/Braunschweig.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), 1994: Environmental Indicators – OECD Core Set, Paris, France.

REUS, J., C. LENNERTSE, C. BOCKSTALLER, I. FOMSGAARD, V. GUTSCHE, K. LEWIS, C. NILSSON, L. PUSSEMIER, M. TREVISAN, H. VAN DER WERF, F. ALFARROBA, S. BLÜMEL, J. ISART, D. GRATH, T. SEPPLÄLÄ, 1999: Comparing environmental Risk Indicators for Pesticides. Results of the European CAPER Project, Centre for Agriculture and Environment, CLM 426, 184 pp.

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 BBA, H. 98, 80 S.

VAN DER WERF, H.-M.-G., 1996: Assessing the impact of pesticides on the environment. Agriculture, Ecosystems and Environment 60, 81–96.

VON MÜNCHHAUSEN, VH FRHR., H. NIEBERG, 1997: Agrar-Umweltindikatoren: Grundlagen, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung. In: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen –, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.

Zur Veröffentlichung angenommen: 26. Februar 2004

Kontaktanschrift: Dr. Stefan Sieber, Agricultural Economist, Stargarderstraße 38, D-10437 Berlin

## MITTEILUNGEN

### Arbeitskreis „Integrierter Pflanzenschutz“, Arbeitsgruppe „Getreide-, Maisschädlinge“ – Ergebnisprotokoll der Tagung vom 25. bis 26. Februar 2004 in der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) in Braunschweig

Wegen einer zunehmenden Anzahl an Meldungen zum Auftreten des „Westlichen Maiswurzelbohrers (*Diabrotica virgifera virgifera*)“, sowie wegen der klar erkennbaren Bedeutung des Schaderegers für den Maisanbau und der bereits erlassenen Quarantänevorschriften der EU haben die Arbeitsgruppe „Getreide-, Maisschädlinge“ der Deutschen Phytomedizinischen Gesellschaft (DPG) und die BBA gemeinsam eine Statusanalyse im Rahmen eines Workshops abgehalten.

Der Westliche Maiswurzelbohrer ist einer der bedeutendsten Schädlinge weltweit und verursacht erhebliche wirtschaftliche Schäden.

Zu biologischen Aspekten trugen BAUFELD aus der BBA in Kleinmachnow („Zur Biologie, Verbreitung, Ausbreitungsszenarien, Monitoring, Schäden und ökonomischen Bedeutung des Westlichen Maiswurzelbohrers“) und MOESER von der Universität Göttingen („Ökologie und Bekämpfungsmöglichkeiten von *Diabrotica virgifera virgifera* in Europa“) vor. Diese Vorträge gaben einen breiten Einblick in die Biologie des Schädlings und auf seine mögliche Ausbreitung in Europa und Deutschland. Aus den Vorträgen und der Diskussion wurde deutlich, dass Fruchtfolge zwar eine wichtige Maßnahme zur Eradikation und späteren Schadensbegrenzung darstellt, jedoch in der Praxis nicht immer durchführbar ist, die Eiablage durchaus auch in anderen Kulturen als Mais erfolgt und sich Larven teils auch an anderen Gräsern und Getreide entwickeln könnten.

HEIMBACH aus der BBA in Braunschweig stellte den Entwurf einer deutschen Leitlinie zur EU-Entscheidung zu diesem Quarantäneschädling vor („Kurzbericht über ein Fachgespräch zum Westlichen Maiswurzelbohrer – *Diabrotica virgifera virgifera* – zur EG-Entscheidung zu *Diabrotica* und Entwicklung einer Leitlinie für amtliche Überwachungs- und Bekämpfungsmaßnahmen. Darstellung allgemein infrage kommender Pflanzenschutzmittel“). Bei punktuellen Auftreten (Neueinschleppungen) sind Ausrottungsmaßnahmen für 2004 bindend durch die EU-Regelung vorgeschrieben. Für den Februar 2005 ist eine Überarbeitung der verbindlichen EU-Maßnahmen vorgesehen. Bei der

Bekämpfung der erwachsenen Käfer im Sommer ist bisher noch nicht abschließend gelöst, welches Produkt in Deutschland zur Anwendung kommen sollte, das zwar gute biologische Wirkung auf den Schaderreger aber wenig Auswirkungen auf Mensch und Umwelt hat. Für das Frühjahr 2004 liegen entsprechende Genehmigungen für die Anwendung wirksamer Mittel (Poncho Pro zur Saatgutbehandlung und Force 1.5 G als Granulat zur Reihenanwendung bei der Saat) in gefährdeten Gebieten zur Bekämpfung der Larven zur Verfügung.

Über die ersten Erfahrungen mit dem Auftreten des Käfers im Grenzbereich zu Ungarn und der Slowakei und der Durchführung von Begrenzungsmaßnahmen trug CATE von der AGES in Wien („Monitoring, Ausbreitung und Bekämpfung des Maiswurzelbohrers. – Ein Erfahrungsbericht aus Österreich“) vor. Der Käfer tritt vermehrt im Grenzbereich auf und breitet sich etwas langsamer als erwartet (etwa 20 km je Jahr) aus. Da Österreich aufgrund der natürlichen Ausbreitung vom Osten her einen Befall aufweist, treffen die EU-Vorgaben zur Ausrottung für befallsfreie Gebiete dort nicht zu. Es wird versucht, die Ausbreitung des Käfers durch Bekämpfungen und Fruchtfolge einzudämmen. IMGRABEN vom Regierungspräsidium in Freiburg („*Diabrotica*-Monitoring in Baden-Württemberg und Maßnahmen nach Auftreten gegen den Westlichen Maiswurzelbohrer“) berichtete von den Erfahrungen mit Eradikationsmaßnahmen nach dem Fund von Käfern in Frankreich dicht an der deutschen Grenze. Sowohl im Sommer 2003 nach dem Fund als auch im Frühjahr 2004 wurden Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt, und es standen geeignete Mittel zur Verfügung. Ein Engpass bei der Bekämpfung der Käfer auf größeren Flächen im Sommer kann bei der Applikationstechnik entstehen, da nur wenige Stelzenschlepper zur Verfügung stehen.

Vertreter der Pflanzenschutzmittelindustrie stellten ihre Lösungsmöglichkeiten für die Bekämpfung von Larven und Käfern vor. HEGER [BASF] („Bekämpfung des Westlichen Maiswurzelbohrers – Lösungsmöglichkeiten mit Produkten der BASF“) gab an, dass gute Applikationstechnik für eine Granulatbodenbehandlung (Fipronil im Mittel Regent) zur Saat als Band vorhanden ist und sinnvoll eingesetzt werden kann. Zur Bekämpfung adulter Käfer käme Fastac SC infrage. ANDERSCH [Bayer CropScience] („*Diabrotica* „ante portas“ – the concept of Bayer CropScience to antagonize the establishment of corn rootworms as a serious pest in Germany“) stellte mit dem Wirkstoff Clothianidin ein gut gegen Larven wirkendes Saatgutbehandlungsmittel (Poncho Pro) vor. Die Firma arbeitet an einem Mischungsprodukt zur