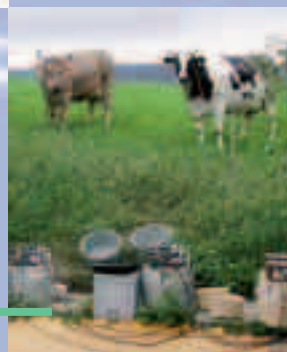


Landwirtschaft und Gewässerqualität

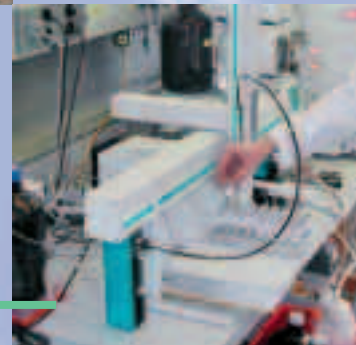
Agrochemikalien – wie gefährlich sind sie für die Gewässer? **3**



Verunreinigtes Trinkwasser aus Landwirtschaftszonen? **9**



Einsatz von Antibiotika und die Folgen **12**



Welches Risiko stellen Pestizide für die Gewässer dar? **20**



Landwirtschaft und Gewässerqualität

2 Editorial: Gewässerschutz und Agrarpolitik in einem Boot...

Leitartikel

3 Agrochemikalien – wie gefährlich sind sie für die Gewässer?

Forschungsberichte

6 Agrarpolitik und Gewässerschutz

9 Verunreinigtes Trinkwasser aus Landwirtschaftszonen?

12 Einsatz von Antibiotika und die Folgen

16 Pestizideintrag ins Gewässer – Forschung trifft Politik

20 Welches Risiko stellen Pestizide für die Gewässer dar?

24 Förderung einer standortangepassten Landnutzung

27 Nationale Strategie zur Stickstoffreduktion in der Landwirtschaft

Forum

30 Im Spannungsfeld von Landwirtschaft und Gewässerschutz

Diverses

31 Publikationen

32 In Kürze

Herausgeberin Vertrieb und ©:
EAWAG, Postfach 611, CH-8600 Dübendorf
Tel. +41 (0)44 823 55 11
Fax +41 (0)44 823 53 75
<http://www.eawag.ch>

Redaktion Martina Bauchrowitz, EAWAG

Copyright Nachdruck möglich nach Absprache mit der Redaktion.

Erscheinungsweise unregelmässig in Deutsch, Englisch und Französisch. Chinesische Ausgabe in Zusammenarbeit mit INFOTERRA China National Focal Point.

Abbildungen Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Fotos Titelblatt Luftbild: Endoxon AG, Luzern; weitere Fotos: EAWAG

Konzept Inform, 8004 Zürich

Satz, Bild und Layout Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Gedruckt auf recyceltem Papier

Abonnemente und Adressänderungen
NeuabonnentInnen willkommen!
Bitte Bestelltalon in der Heftmitte beachten.

Editorial

Gewässerschutz und Agrarpolitik in einem Boot...



Stephan Müller, BUWAL
Chef Abteilung Gewässerschutz
(bis April 2004 Leiter der
Abteilung «Wasser und Landwirtschaft» der EAWAG)

Der Sommer naht. Bald baden wir wieder in unseren Gewässern. Schwimmen von einem Seeufer zum anderen oder treiben gemütlich im Schlauchboot den Rhein hinunter. Zum Beispiel von Stein am Rhein bis Schaffhausen – einer der schönsten Flusslandschaften Europas. Wir passieren Eisenbahnbrücken, dichte Wälder, Campingplätze und immer wieder offene, landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die Landwirtschaft ist eine der dominierenden Flächennutzungen der Schweiz. Und sie spielt eine entscheidende Rolle im Gewässerschutz.

Richtungsweisende Massnahmen im Bereich der Landwirtschaft zur Verbesserung des Zustandes unserer Gewässer waren die Anbindung der Direktzahlungen an den ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) und die Einführung des Artikels 62a in das Gewässerschutzgesetz, der eine finanzielle Unterstützung bei der Sanierung verunreinigter Gewässer ermöglicht. Mit diesen Regelungen nahm die Schweiz in Europa eine Vorreiterrolle ein. Die Europäische Union entwickelt zurzeit ihre Agrarpolitik in dieselbe Richtung.

Wie ist nun die Bilanz der Agrarpolitik nach mehr als einem Jahrzehnt? Mit dieser Frage beschäftigt sich ein Grossteil der Beiträge in dieser Ausgabe der EAWAG news. Bei der Reduktion des Nitratgehaltes im Grundwasser wurden gute Resultate erzielt. Seit Mitte der 90er Jahre hat sich bei zwei Dritteln der Messstellen die Belastung deutlich verringert. Im anderen klassischen Problembereich – dem Phosphateintrag in die Schweizer Seen – sind ebenfalls Fortschritte gemacht worden. Einige grössere Seen sind jedoch immer noch zu stark belastet. Im Weiteren ist die Anreicherung von Phosphor in den Böden aufgrund der Hofdünger-

überschüsse Tatsache und wird zukünftig zu einer verstärkten Belastung der Seen führen.

Handlungsbedarf besteht auch bei den rund 400 in der Schweiz zugelassenen Pestiziden. Die in kleineren und mittleren Fließgewässern gemessenen Pestizidkonzentrationen überschreiten vielerorts den von der Gewässerschutzverordnung geforderten Wert von 0,1 µg/l ebenso wie wissenschaftlich erarbeitete Qualitätswerte. Weiter wurden im Rahmen des BUWAL-Grundwassermonitorings bei 60% der Grundwasservorkommen Spuren von Pestiziden nachgewiesen. Ein noch konsequenterer Schutz der Oberflächengewässer und Grundwasservorkommen ist daher unabdingbar.

Um die Belastungen der Gewässer durch die Landwirtschaft weiter zu reduzieren, müssen z.B. die Direktzahlungsverordnung und/oder die Vorgaben des ÖLN angepasst werden. Durch die Umsetzung des WTO-Abkommens müssen Marktstützungsgelder vermehrt durch Direktzahlungen abgelöst werden, die den Gewässerschutz optimal unterstützen. Dass dies auch ohne ökonomische Einbussen möglich ist, zeigen die kürzlich entwickelten, auf standortspezifischen Eigenschaften basierenden Ansätze. Unterdessen erblicken wir von unserem Boot aus die Stadt Schaffhausen. Beenden wir hier unsere gewässerschutz- und agrarpolitische Reise? Oder können wir den Rheinfall über Land passieren und dabei die Zeit für eine konstruktive Diskussion rund um die aktuelle Agrarpolitik 2011 nutzen? Gestärkt und mit neuen Ideen an Bord könnten wir unterhalb des Rheinfalls wieder wasern und in frischer Fahrt die anstehenden Probleme lösen.



Agrochemikalien – wie gefährlich sind sie für die Gewässer?

In der Landwirtschaft werden erhebliche Mengen von Agrochemikalien verwendet, ein Teil davon gelangt durch den Regen in die Gewässer. Gewässerschutz und Landwirtschaft scheinen damit nur teilweise vereinbar. Doch der Staat unternimmt enorme Anstrengungen, um die Situation zu verbessern und leistet Zahlungen für Massnahmen, die den Eintrag der Agrochemikalien in die Gewässer verhindern sollen. Die verschiedenen Beiträge dieses Hefts beleuchten, wie hoch die Gewässerbelastungen tatsächlich sind, ob die eingeleiteten Massnahmen wirken und wie der Massnahmenkatalog sinnvoll weiterentwickelt werden kann.

Die heutige Schweiz ist kein Agrarland mehr. Zu dieser Aussage kommt man, wenn man die Bruttowertschöpfung betrachtet, die durch die Landwirtschaft erarbeitet wird. Sie beträgt gegenwärtig nur noch 0,8% (Abb. 1). Kann man daraus auch schliessen, dass die Landwirtschaft kein Thema mehr für den Gewässerschutz ist?

Diese Frage muss mit einem klaren «Nein» beantwortet werden. Denn nach wie vor ist die Landwirtschaft eine der dominierenden Flächennutzungen in der Schweiz. Rund 40% der gesamten Niederschläge durchfliessen landwirtschaftlich genutzten Boden (inkl. Alpweiden). Auf diesen Flächen werden erhebliche Mengen von Nähr- und Produktionshilfsstoffen umgesetzt und ein nicht zu unterschätzender Teil dieser Agrochemikalien (siehe Kasten) gelangt mit dem Regen in die Oberflächengewässer oder in das

Grundwasser. Damit ist die Qualität eines Grossteils unserer Wasserressourcen direkt von landwirtschaftlichen Tätigkeiten abhängig (Abb. 1).

Ende der 1980er Jahre waren die Probleme, die sich aus der Nutzung der Agrochemikalien in der Landwirtschaft ergaben, nicht mehr zu übersehen: überhöhter Phosphorgehalt in Seen, durch Nitrat verunreinigtes Trinkwasser und starke Belastung durch Pestizide sind die gravierendsten Beispiele. Die Politik musste handeln (siehe Beitrag von Conrad Widmer auf S. 6). Ab 1993 kam es daher einerseits zu einer Neuorientierung der Schweizer Agrarpolitik. Durch staatliche Direktzahlungen werden seither besonders naturnahe, umwelt- und tierfreundliche Produktionsformen gefördert. Andererseits ist es seit Einführung des Artikels 62a der Gewässerschutzverordnung im Jahr 1998 möglich, belastete Gewässer in regionalen Projekten

mittels finanzieller Anreize an die Bauern zu sanieren.

Nährstoffkreisläufe optimieren

Obwohl die Anzahl der in der Landwirtschaft verwendeten Nährstoffe (siehe Kasten) relativ klein ist, sind die eingesetzten Mengen erheblich. Dies gilt insbesondere für die Elemente Stickstoff, Phosphor und Kalium. Tausende Tonnen dieser Hauptnährstoffe werden in der schweizerischen Landwirtschaft umgesetzt: im Jahr 1995 betrug der Input $1,6 \times 10^5$ t Stickstoff, $2,0 \times 10^4$ t Phosphor und 5×10^4 t Kalium [2]. Nährstoffe werden vor allem in Form von Hofdüngern (Gülle und Mist) dem Boden zugeführt. Verglichen mit dem gesamten Nährstoffkreislauf auf den Betrieben machen hinzugekaufte Dünger und Futtermittel meist nur einen kleineren Teil aus: dieser betrug 1995 beispielsweise nur 18% für Kalium, 28% für Stickstoff und 42% für Phosphor. Im Idealfall liegt ein Stoffkreislauf vor, bei dem lediglich die durch die Ernte entzogenen Nährstoffe in Form von Düngern nachgeliefert werden. Dementsprechend müssen die Stoffkreisläufe optimiert werden, um die Gewässerbelastung durch Nährstoffe zu vermindern. Der Beitrag von W. Hediger auf S. 27 geht der Frage nach, ob der Stickstoffkreislauf durch die neue Agrarpolitik seit Einführung der Direktzahlungen tatsächlich optimiert werden konnte.

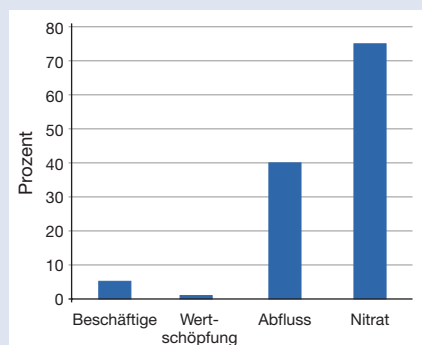


Abb. 1: Prozentuale Anteile der Landwirtschaft an der Anzahl Beschäftigter und der Bruttowertschöpfung [1] sowie prozentualer Einfluss der Landwirtschaft an der Abflussbildung und der Nitratbelastung von Grundwässern.

Agrochemikalien

Als Agrochemikalien bezeichnet man alle in der Landwirtschaft verwendeten Chemikalien. Dazu gehören Nährstoffe und Produktionshilfsstoffe. Zu den Nährstoffen zählt man 5 Hauptnährstoffe (Stickstoff, Phosphor, Kalium, Schwefel und Magnesium) und rund 10 Mikronährstoffe (z.B. Eisen und Kobalt). Die Produktionshilfsstoffe umfassen insbesondere Pestizide und Veterinärpharmaka, aber auch Substanzen, die z.B. als Silliermittel eingesetzt werden, um Grünfutter haltbar zu machen, Halmverkürzungsmittel oder Kalk, der die Bodenqualität verbessern soll.

Der Weg der eingesetzten Produktionshilfsstoffe in die Umwelt ist recht verschieden. Pestizide z.B. werden direkt auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen aufgespritzt. Dagegen gelangen Veterinärarzneimittel wie z.B. Antibiotika mit den tierischen Ausscheidungen (häufig über die Hofdünger Gülle und Mist) auf die Felder.

Zusätzlich mit den Agrochemikalien werden durch die Landwirtschaft weitere Schadstoffe in der Umwelt verbreitet: Problematisch sind z.B. die Schwermetalle, die häufig als Verunreinigung in mineralischen Düngern, aber auch in Komposten und Klärschlamm vorkommen. Da Klärschlamm neben Schwermetallen noch weitere Schadstoffe enthält, darf er in der Schweiz seit 2003 nur noch eingeschränkt, ab 2006 gar nicht mehr als Dünger gebraucht werden.



Fotos: EAWAG

Entnahme einer Bodenprobe.

Einsatz und Abtrag von Hilfsstoffen minimieren

Bei den Produktionshilfsstoffen ergibt sich ein anderes Bild. In der Schweiz sind momentan rund 400 Pestizide und 1150 tiermedizinische Präparate zugelassen. Da es sich um biologisch äusserst wirksame Substanzen handelt, sind die Einsatzmengen wesentlich geringer: beispielsweise wurden im Jahr 2001 rund 35 t Veterinärantibiotika und im Jahr 2003 etwa $1,5 \times 10^3$ t Pestizide in der Schweiz verkauft. Produktionshilfsstoffe werden für eine einmalige Anwendung eingesetzt. Einen Stoffkreislauf gibt es nicht. Problematisch ist, dass die meisten Hilfsstoffe nach ihrem Einsatz nicht einfach aus der Umwelt verschwinden, sondern verlagert werden und schliesslich auch in den Gewässern auftauchen und dort nachträglich unerwünschte Wirkungen ausüben können. Bei den Produktionshilfsstoffen liegt deshalb das Schwergewicht der Massnahmen im Bereich der Einsatzverminderung sowie der Minimierung der Verluste in die Umwelt. Heinz Singer schätzt in seinem Artikel auf S. 16 ab, ob die Pestizidbelastung der Gewässer im Rahmen der neuen Agrarpolitik tatsächlich wie angestrebt auf die Hälfte reduziert werden konnte.

Induzierte Belastungen

Häufig wird vergessen, dass landwirtschaftliche Tätigkeiten auch zu stofflichen Gewässerbelastungen führen können, die nicht auf einen Input von aussen zurückzuführen sind. Wir können dies als induzierte Belastungen bezeichnen. Eine wichtige induzierte Belastung ist die Erosion, durch die Bodenpartikel in die Gewässer eingetragen werden. Solch erodierte Bodenteilchen können Nähr- und Hilfsstoffe mit sich tragen.

Die Belastung mit unerwünschten Mikroorganismen wird ebenfalls auf den landwirtschaftlichen Betrieben induziert. Dabei kön-

nen Mikroorganismen wie Kryptosporidien und antibiotikaresistente Bakterien bei der Weidetierhaltung direkt mit den Ausscheidungen der Tiere oder bei der Stalltierhaltung indirekt mit den Hofdüngern Gülle und Mist in die Umwelt gelangen. Ob die humanpathogenen Kryptosporidien eine Gefahr für das Trinkwasser darstellen, untersucht der Beitrag von Hans Peter Fuchsli auf S. 9. Krispin Stoob geht in seinem Artikel auf S. 12 dem Umweltschicksal von Veterinärantibiotika sowie der Frage nach, ob die Bildung und Verbreitung antibiotikaresistenter Bakterien durch die Verwendung von Antibiotika in der Landwirtschaft gefördert wird.

Unterschiedliche Eintragsdynamik von Agrochemikalien

Zu einer Belastung der Gewässer durch Agrochemikalien kommt es dann, wenn die Substanzen durch den Regen von den Böden in die Gewässer transportiert werden. Aufgrund ihrer Eintragsdynamik in Oberflächengewässer können wir zwei Gruppen von Stoffen unterscheiden: bei der einen Gruppe steigt die Gewässerbelastung im Verlauf eines Abflussereignisses an (Abb. 2A), während bei der anderen Gruppe ein Verdünnungseffekt auftritt (Abb. 2B). Phosphor, Pestizide oder mikrobielle Verunreinigungen gehören zur ersten Gruppe. Sie liegen lediglich in den obersten Bodenschichten in hohen Konzentrationen vor. Nur wenn sie durch schnelle Transportprozesse mit dem Regen (oberflächliche Abschwemmung, Makroporenfluss) von dort abgetragen werden, treten auch erhöhte Konzentrationen im Gewässer auf.

Zur zweiten Gruppe gehört Stickstoff in Form von Nitrat, welches im Boden nicht sorbiert. Stattdessen ist es im Bodenporenwasser gelöst und gelangt von dort kontinuierlich in Fließgewässer und Seen sowie ins Grundwasser. Ist Nitrat im Boden im Überschuss vorhanden und wird dort nicht durch mikrobielle Prozesse (Denitrifikation) umgewandelt, sind auch die Nitratkonzentrationen in den angrenzenden Wasserkörpern hoch. Bei Regen kann es damit zu einer Verdünnung der Nitratkonzentration in den Gewässern kommen. Im Rahmen von Evaluationsprogrammen ist das Wissen um die unterschiedlichen Eintragsdynamiken äusserst wichtig, damit der Zeitpunkt der Probenahme richtig festgesetzt werden kann.

Die meisten Agrochemikalien werden im Boden sorbiert und dort mit der Zeit biologisch und chemisch umgewandelt. Der Boden stellt deshalb einen recht effizienten Filter für die Gewässer dar. Dies lässt sich daran ablesen, dass die in die Gewässer eingetra-

genen Mengen der Agrochemikalien meist nur Promille bis wenige Prozente der eingesetzten Mengen ausmachen (Abb. 3).

Diskrepanz zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz

Dass die Landwirtschaft trotz der oft relativ geringen Stoffverluste in Konflikt mit dem Gewässerschutz gerät, hängt mit den unterschiedlichen Effekten der Stoffe in landwirtschaftlichen und aquatischen Ökosystemen zusammen. Was die Nährstoffe angeht, sollten sich die meisten landwirtschaftlichen Ökosysteme und die Gewässer idealerweise in unterschiedlichen trophischen Zuständen befinden. Eine hohe landwirtschaftliche Produktion ist nur auf nährstoffreichen Böden zu erreichen. Gesunde Gewässer da-

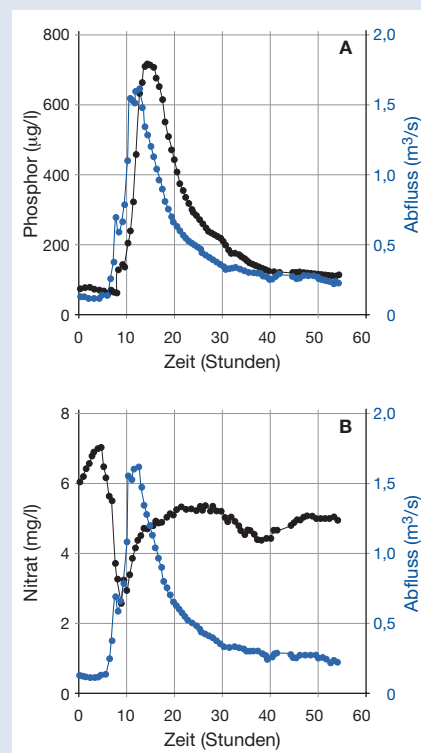


Abb. 2: Konzentrationsdynamik von (A) Phosphor und (B) Nitrat (schwarze Kurven) und Abfluss (blaue Kurven) während eines Regenereignisses in einem kleinen landwirtschaftlichen Einzugsgebiet (Kleine Aa am Sempachersee im Kanton Luzern) [3]. Pestizide, Schwermetalle oder Sedimente zeigen in der Regel eine ähnliche Dynamik wie Phosphor.

gegen sollten nährstoffarm sein. Dies bedeutet, dass sich z.B. die Phosphorgehalte um ein bis zwei Grössenordnungen unterscheiden sollten: typischerweise liegen sie in einem gedüngten Oberboden bei 300 bis 1000 mg Phosphor pro m³ Porenwasser und in einem Fließgewässer bei 10 bis 30 mg Phosphor pro m³ Wasser.

Auch die Vorstellungen beim Einsatz von Produktionshilfsstoffen sind bezüglich ihrer Wirkung im Agrarökosystem und im Gewässer völlig verschieden. Herbizide beispielsweise sollen Un- oder Beikräuter auf Äckern möglichst vollständig beseitigen. Dies verlangt eine entsprechend hohe Dosierung. Im Gewässer hingegen muss die Herbizidkonzentration so gering sein, dass eine Schädigung der aquatischen Organismen ausgeschlossen werden kann.

Bewertung der Gewässerbelastung

Aufgrund jahrzehntelanger Forschung sind wir heute in der Lage, gut begründete Qualitätsziele (Grenzwerte) für die Nährstoffbelastung von Gewässern zu formulieren. Anders sieht die Situation bei den Produktionshilfsstoffen aus. Die Definition fun-

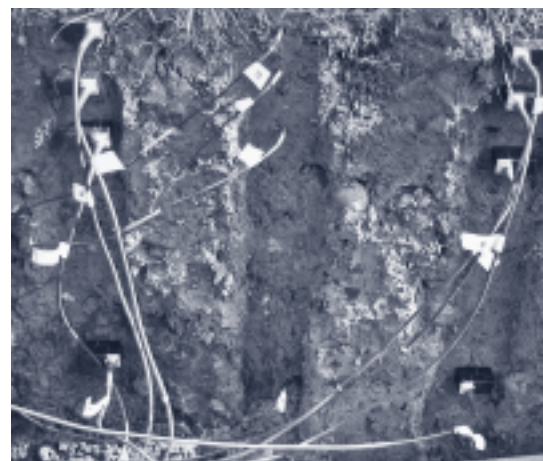
dierter Qualitätsziele für Pestizide und Pharmaka ist derzeit ein aktuelles Forschungsthema. Dies liegt nicht zuletzt daran, dass die beiden Hauptnährstoffe Stickstoff und Phosphor im Stoffwechsel praktisch aller Organismen die gleichen vitalen und gut bekannten Grundfunktionen erfüllen, während Produktionshilfsstoffe wie z.B. Pestizide unterschiedlich auf verschiedene Organismengruppen wirken. Um mit dieser Vielfalt an stofflichen Belastungen im Gewässer sinnvoll umgehen zu können, braucht es neben spezifischen analytischen Methoden auch konzeptionelle Ansätze. Nathalie Chèvre stellt in ihrem Artikel auf S. 20 eine neue Methode vor, die es ermöglicht, aussagekräftige effektbasierte Qualitätsziele für einzelne Pestizide und Pestizidmischungen zu ermitteln.

Massnahmen, Evaluation und Politik

Die heutige multifunktionelle Landwirtschaft soll neben der Produktion von Nahrungsmitteln auch die natürlichen Lebensgrundlagen erhalten, zur Landschaftspflege und zur dezentralen Besiedlung des Landes beitragen [1]. Da es sich bei den damit zu erbringenden Leistungen um öffentliche Güter handelt, werden sie durch staatliche Direktzahlungen abgegolten. So möchte der Staat sicherstellen, dass die gewünschten öffentlichen Güter tatsächlich bereitgestellt werden. Zur Erfolgskontrolle wurden klare (ökologische) Ziele definiert, die bis zum Jahr 2005 erreicht werden sollten. Aus Sicht des Gewässerschutzes sind dabei insbesondere die verminderten Einträge von Nährstoffen und Pestiziden in die Gewässer zu nennen.

Der Wirksamkeit getroffener Massnahmen nachzuweisen, ist nicht einfach. Faktoren wie die Komplexität und das zeitliche Ansprechverhalten von Ökosystemen können dazu führen, dass Effekte innerhalb politischer Legislaturperioden nicht erkennbar sind. Gerade deshalb ist es wichtig, nicht nur die Veränderungen des belastenden Schadstoffs im Gewässer zu registrieren, sondern zudem ein umfassendes Systemverständnis zu erarbeiten.

Dieses breite Verständnis ist notwendig, wenn der Massnahmenkatalog weiterentwickelt werden soll. Im Bereich der Biodiversität beispielsweise hat es sich gezeigt, dass das reine Flächenziel von 7% ökologischer Ausgleichflächen nicht genügt, um die gewünschte Artenvielfalt zu erreichen. Als Folge davon und in Kenntnis der Ursachen für das Ausbleiben des Erfolgs wurde der Massnahmenkatalog schliesslich erweitert.



Bodenprofil mit Instrumenten zur Erfassung des Bodenwasserhaushalts.

In analoger Weise haben unsere Untersuchungen gezeigt, dass die Gewässerbelastung durch Herbizide wahrscheinlich durch eine standortangepasste Flächennutzung erheblich vermindert werden könnte [5, 6]. Zu diesem Ergebnis kommen auch Christian Flury und Kurt Zraggen, die in ihrem Beitrag auf S. 24 die Standortfrage mit einer ökonomischen Analyse verknüpfen. Ihre mit Hilfe eines Landnutzungsmodells berechneten Prognosen machen zudem deutlich, dass sich die Intensität der Landwirtschaft und damit auch die durch die Landwirtschaft verursachten Gewässerprobleme – je nach politischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen – sehr unterschiedlich entwickeln werden.



Christian Stamm, Biologe und Bodenwissenschaftler, leitet die Abteilung «Wasser und Landwirtschaft». Er beschäftigt sich seit Jahren mit dem Transport von Agrochemikalien aus landwirtschaftlichen Böden in die Gewässer und sucht nach

Massnahmen, wie der Abtrag dieser Stoffe vermindert werden könnte.

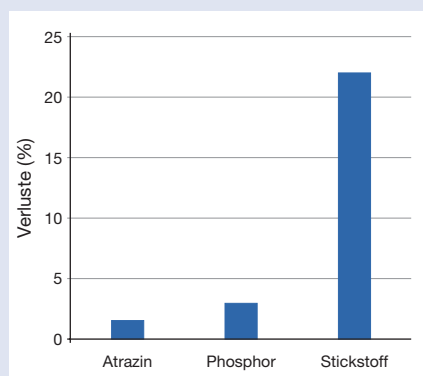


Abb. 3: Abschätzungen des Stoffverlusts aus der Landwirtschaft in Schweizer Gewässer. Die Verluste beziehen sich auf die Mengen der drei Stoffe, die in die landwirtschaftlichen Böden eingebracht werden (inkl. N-Fixierung bei Stickstoff). Die Werte geben Grössenordnungen an, die auf Untersuchungen im Greifensee für das Pestizid Atrazin (siehe Beitrag von H. Singer auf S. 16) und auf nationalen Phosphor- und Stickstoffbilanzen [4] beruhen.

- [1] Bundesamt für Landwirtschaft (2003): Agrarbericht 2003. Bern, 288 S.
- [2] Spiess E. (1999): Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Schriftenreihe FAL Zürich-Reckenholz, Vol 28, 46 S.
- [3] Gächter R., Mares A., Stamm C., Kunze U., Blum J. (1996): Dünger düngt Sempachersee. Agrarforschung 3, 329–332.
- [4] Braun M., Hurni P., Spiess E. (1994): Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Paralandwirtschaft. Schriftenreihe FAC Liebfeld, Vol. 18, 70 S.
- [5] Leu C., Singer H., Stamm C., Müller S., Schwarzenbach R. (2004): Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. Environmental Science and Technology 38, 3835–3841.
- [6] Stamm C., Singer H., Szerencsits E., Zraggen K., Flury C. (2004): Standort und Herbizideinsatz aus Sicht des Gewässerschutzes. Agrarforschung 11, 428–433.

Agrarpolitik und Gewässerschutz

In Europa nimmt die Schweiz mit der Reform ihrer Agrarpolitik und insbesondere mit dem ökologischen Leistungsnachweis als Voraussetzung für Direktzahlungen eine Vorreiterrolle ein. Die flächendeckenden Massnahmen des ökologischen Leistungsnachweises wirken sich inzwischen positiv auf die Gewässer aus. Zukünftige Schwerpunkte zur weiteren Verbesserung der Gewässerqualität sind, den Fliessgewässern wieder mehr Raum zur Verfügung zu stellen und lokale Phosphorüberschüsse in Böden abzubauen.

Die Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln zu steigern, um für Versorgungsengpässe durch Kriege oder Krisen gewappnet zu sein, war Ziel der Schweizer Agrarpolitik in der Nachkriegszeit bis Ende der Achtzigerjahre. Sie war eine Fortsetzung des von Bundesrat Friedrich Traugott Wahlen entwickelten «Wahlen-Plans», mit dessen Hilfe die Nahrungsmittelversorgung der Schweizer Bevölkerung während des zweiten Weltkriegs gesichert werden konnte. Instrumente dieser Politik waren feste Preise und eine Absatzgarantie für wichtige landwirtschaftliche Produkte. Der Bund intervenierte unter anderem mit Schwellenpreisen für Importprodukte, Zöllen, Kontingenten und mit der kostendeckenden Übernahme von Überschüssen. Ende der Achtzigerjahre stiess diese Politik an ihre Grenzen. Die anfallenden Kosten belasteten den Bundeshaushalt immer mehr. Daneben stieg der Konsumtourismus ins grenznahe Ausland und die Anstrengungen zur Liberalisierung des Welthandels im Rahmen des Gatt-Abkommens («General Agreement on Tariffs and Trade») und der späteren WTO («World Trade Organisation») erhöhten zusätzlich den Druck, die protektionistischen Massnahmen zugunsten der Schweizer Landwirtschaft abzubauen. Ausserdem wurden auch die ökologischen Defizite der Landwirtschaft immer offensichtlicher. So hatten die landwirtschaftlich bedingten Phosphoreinträge in Mittellandseen ein übermässiges Algenwachstum und einen starken Sauerstoffmangel zur Folge – einzelne Seen konnten nur noch durch künstliche Belüftung am Leben erhalten werden – und in vielen

Trinkwasserfassungen stieg der Nitratgehalt stark an.

Neuorientierung ab 1993

Im siebten Landwirtschaftsbericht von 1992 [1] zeigte der Bundesrat die Grenzen der bisherigen Agrarpolitik auf und schlug eine Neuorientierung vor, die ab 1993 schrittweise umgesetzt wurde. Kernstück dieser Reform war es, die Preis- und Einkommenspolitik zu trennen und produktunabhängige Direktzahlungen zur Abgeltung von gemeinwirtschaftlichen und ökologischen Leistungen einzuführen. Zur Erreichung der ökologischen Ziele legte der Bundesrat im siebten Landwirtschaftsbericht im Sinne einer Prioritätenordnung die folgende, bis heute geltende Strategie fest:

- Forschung, Bildung und Beratung: Die Landwirte sollen möglichst aus eigener Erkenntnis und Überzeugung zu umweltgerechtem Handeln kommen.
- Finanzielle und andere Anreize schaffen: Das umweltgerechte Handeln muss auch wirtschaftlich interessant sein.
- Zusätzliche Vorschriften und Auflagen auf verschiedenen Gebieten.

Schwerpunkt der Agrarpolitik war seit 1993 Punkt zwei dieser Strategie. Am 9. Juni 1996 nahmen Volk und Stände einen neuen Landwirtschaftsartikel [2] in die Verfassung auf. Danach hat der Bund dafür zu sorgen, dass die Landwirtschaft durch eine nachhaltige und auf den Markt ausgerichtete Produktion einen wesentlichen Beitrag leistet zur sicheren Versorgung der Bevölkerung, Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen, Pflege der Kulturlandschaft und dezentralen Be-

siedlung des Landes. Der Bund ergänzt das bäuerliche Einkommen durch Direktzahlungen zur Erzielung eines angemessenen Entgelts für die erbrachten Leistungen. Voraussetzung dafür ist jedoch, dass der landwirtschaftliche Betrieb einen ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) erbringt. Zudem fördert der Bund mit wirtschaftlich lohnenden Anreizen Produktionsformen, die besonders naturnah, umwelt- und tierfreundlich sind. Die ökologische Dimension der Nachhaltigkeit wurde damit ein wichtiges Ziel der Landwirtschaftspolitik.

Direktzahlungen ab 1999

Seit 1999 wird der Verfassungsartikel auf Gesetzesstufe umgesetzt [2]. Der ökologische Leistungsnachweis umfasst:

- die tiergerechte Haltung der Nutztiere,
- eine ausgeglichene Düngerbilanz,
- einen angemessenen Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen,
- eine geregelte Fruchtfolge,
- einen geeigneten Bodenschutz sowie
- die Auswahl und gezielte Anwendung der Pflanzenbehandlungsmittel.

Besonders relevant für den Gewässerschutz ist die Forderung nach einer ausgeglichenen Düngerbilanz. Diese verlangt einerseits, dass dem Betrieb nicht mehr Stickstoff und Phosphor zugeführt werden als die Kulturen und Wiesen benötigen. Andererseits sind im Rahmen des ökologischen Ausgleichs entlang von Gewässern ungedüngte Wiesenstreifen von mindestens 3 m Breite (Abb. 1) und entlang von Wegen von mindestens 0,5 m Breite anzulegen. Solche Grünstreifen vermindern den Abfluss von Düngern und Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer.

Zusatzmassnahmen im Gewässerschutz

1994 beauftragten Bundesrätin Ruth Dreifuss und Bundesrat Jean-Pascal Delamuraz eine Arbeitsgruppe mit der Definition von Zielen und Massnahmen zur Reduktion der Stickstoffbelastung [3]. Die Arbeitsgruppe kam aufgrund von Modellrechnungen zur



Abb. 1: Ein 3 m breiter Grünstreifen vermindert den Eintrag von Düngern und Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer. Worble im Kanton Bern.

zern, Solothurn, Schaffhausen, Waadt und Zürich. Weitere Nitrat- und Phosphorprojekte sowie ein Pflanzenschutzmittelprojekt in der Westschweiz sind in Planung.

Positive Bilanz der ersten Pilotprojekte

Die ersten Pilotprojekte nach Artikel 62a des Gewässerschutzgesetzes laufen derzeit aus. Nach Ablauf der 6 Verpflichtungsjahre kann eine durchweg erfreuliche Bilanz gezogen werden. So wurde beispielsweise das Nitratprojekt rund um die Trinkwasserfassung Frohberg in Wohlenschwil im Kanton Aargau im Jahr 1996 als Pilotprojekt gestartet und wird seit 2001 vom Bund unterstützt. Es umfasst ein Einzugsgebiet von insgesamt 102 Hektar. 62 Hektar davon sind landwirtschaftliche Nutzflächen, die von 12 Betrieben bewirtschaftet werden. Für rund 50 Hektar besteht ein Trinkwasser-

vertrag. Er beinhaltet strikte, mehrjährige Restriktionen beim Einsatz von stickstoffhaltigen Mineral-, Hof- und Abfalldüngern sowie Anbauverbote für Kulturen mit grossen Auswaschungsrisiken. Daneben bestehen weit reichende Einschränkungen bei der Bodenbearbeitung und in der Fruchtfolge:

- die Verlängerung der Nutzungsdauer von Kunstwiesen,
- die Anlage von extensiv genutzten und ungedüngten Wiesen,
- Direktsaaten von Begrünungen,
- Streifenfrässaaten beim Mais,
- die Direktsaat von Wintergetreide und
- Beschränkungen bei der Freilandhaltung von Schweinen.

Mit diesen Massnahmen konnte der Nitratgehalt unter das gewünschte Niveau von 25 mg/l gesenkt werden (Abb. 2). Um die erfolgreiche Nitratreduktion sicher halten zu können, ist die Fortführung der Massnahmen notwendig.

zukünftigen Agrarpolitik zum Schluss, dass die bisherigen Massnahmen – die Senkung der Produktpreise, Direktzahlungen sowie der konsequente Vollzug des Gewässerschutzgesetzes und der Stoffverordnung – nicht ausreichen, um auf allen Standorten den erwünschten Gewässerzustand zu erreichen.

Weitergehende Massnahmen können beispielsweise in Gebieten mit Grundwasservorkommen notwendig sein, die infolge landwirtschaftlicher Bewirtschaftung von zu hoher Nitrat- und Phosphorbelastung betroffen sind. Mit Artikel 62a des Gewässerschutzgesetzes [4] hat das Parlament 1998 ein entsprechendes Instrument geschaffen, um von der Landwirtschaft belastete unter- und oberirdische Gewässer mittels gezielter finanzieller Anreize an die Bauern sanieren zu können. Artikel 62a des Gewässerschutzgesetzes gibt dem Bund die Möglichkeit, sich mit Finanzhilfen subsidiär an den Beiträgen der Kantone oder Dritter für Massnahmen in der Landwirtschaft zu beteiligen. Die dafür benötigten Finanzmittel werden den ökologischen Direktzahlungen gemäss Landwirtschaftsgesetz belastet. Das Schwergewicht liegt darauf, die Nitratbelastung des Grundwassers und die Phosphorbelastung der Oberflächengewässer zu reduzieren. Eingeschlossen sind aber auch Massnahmen, die die Verunreinigung von Gewässern durch Pflanzenschutzmittel vermindern.

Die Nitrat- und Phosphorbelastung senken

Gemäss Gewässerschutzverordnung sind die Kantone verpflichtet, für ober- und unterirdische Wasserfassungen einen Zuströmbereich zu bezeichnen und bei unbefriedigender Wasserqualität Sanierungs-

massnahmen zu verordnen. Diese können bedeutende Einschränkungen bezüglich Bodennutzung und untragbare finanzielle Einbussen für die Betriebe zur Folge haben. Werden sie aber in ein Projekt integriert, können finanzielle Mittel vom Bund angefordert werden. Die Beiträge des Bundes an die Kosten betragen bis zu 80% für Struktur- bzw. Bewirtschaftungsanpassungen und bis zu 50% für produktionstechnische Massnahmen. So wurden im Jahr 2003 rund 4 Millionen Schweizer Franken ausbezahlt.

Dabei geht man die Probleme mit lokalen Massnahmen an, die gemeinsam mit den landwirtschaftlichen Betrieben definiert werden. Besonders geeignet für ökologische Massnahmen sind Wiesen und Äcker mit grünen Fruchtfolgen. Seit 1999 sind 18 Nitrat- und drei Phosphorprojekte eingereicht und bewilligt worden. Sie befinden sich in den Kantonen Aargau, Bern, Freiburg, Lu-

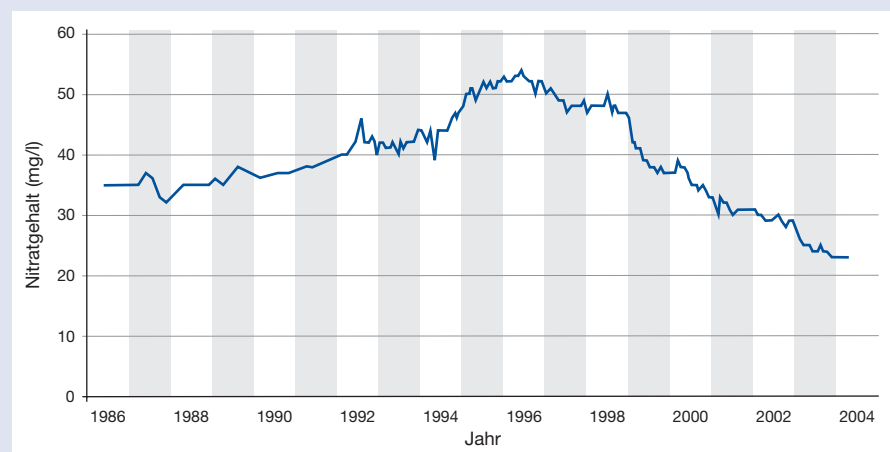


Abb. 2: Entwicklung des Nitratgehalts in der Quelle Frohberg in Wohlenschwil im Kanton Aargau. Die Quelle liegt in einem Projektgebiet nach Artikel 62a des Gewässerschutzgesetzes [3].

Agrarökologischer Bereich	Messgrösse	Basis	Ziele 2005
Landwirtschaftliche Prozesse: ökologische Gesamtverträglichkeit	N-Bilanz	96 000 t N (1994)	Halten des N-Verlustpotenzials auf dem Niveau von 74 000 t N pro Jahr. Dies entspricht einer Reduktion von ca. 22 000 t N (ca. 23 %) gegenüber 1994.
	P-Bilanz	Rund 20 000 t P (1990/92)	Reduktion der P-Überschüsse um 50 % auf rund 10 000 t P. Dieses Niveau wird gehalten.
Landwirtschaftliche Praxis (Verbrauch)	Pflanzenschutzmittel	Rund 2200 t Wirkstoffe (1990/92)	Reduktion der eingesetzten Pflanzenschutzmittelmengen um 30 % auf rund 1500 t Wirkstoffe.
Auswirkungen auf die Umwelt	Nitrat		In 90 % der Trinkwasserfassungen, deren Zuflössbereiche von der Landwirtschaft genutzt werden, liegen die Nitratgehalte unter 40 mg/l.

Tab. 1: Ziel der Schweizer Agrarpolitik bis zum Jahr 2005. N = Stickstoff, P = Phosphor.

Agrarpolitik 2007

Zum 1. Januar 2004 wurde das Landwirtschaftsgesetz von 1999 ein erstes Mal revidiert. Die für den Gewässerschutz relevanten agrarökologischen Ziele, die bis 2005 erreicht sein sollen, sind in Tab. 1 zusammengefasst [5].

Eins der Ziele ist es, die umweltrelevanten Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft bis 2005 gegenüber 1994 um 22 000 t auf 74 000 t pro Jahr zu senken. Dieses Ziel wird jedoch wahrscheinlich verfehlt werden. Denn obwohl die Stickstoffverluste zwischen 1990 und 1998 abgenommen haben, sind sie im Jahr 2002 wieder angestiegen. Beim Nitrat dagegen wird das Ziel voraussichtlich erreicht. Verschiedene Untersuchungen belegen eine Tendenz in diese Richtung. Zudem zeigen die Massnahmen nach Art. 62a des Gewässerschutzgesetzes innerhalb der Nitratprojekte ihre Wirkung. Das Ziel, die eingesetzte Menge Pflanzenschutzmittel auf 1500 t pro Jahr zu senken, ist heute bereits erreicht. Die umweltrelevanten Phosphorverluste dürfen nicht höher als 10 000 t pro Jahr sein. Auch dieses Ziel ist erfüllt und zwar schon seit Mitte der neunziger Jahre. Problematisch sind jedoch Regionen mit hoher Viehdichte. Dort muss der Phosphorüberschuss weiter vermindert werden.

Das Bundesamt für Landwirtschaft hat deshalb gemeinsam mit einer Arbeitsgruppe einen Vorschlag zum Abbau der Phosphorüberschüsse erarbeitet. Die Lösung beruht auf folgenden Prinzipien:

- Sanierungsmassnahmen werden dort ergriffen, wo Probleme bestehen.
- Das Prinzip für die Sanierung der Gebiete orientiert sich am Vorgehen gemäss Gewässerschutzgesetz Artikel 62a. Dies gibt den Kantonen Verantwortung und Handlungsspielraum, der Bund ist subsidiär mitbeteiligt.

- Ein Monitoring auf Basis der Agrarumweltindikatoren zeigt, ob die Massnahmen zum Ziel führen.

Leitbild Fließgewässer Schweiz

In einer Gemeinschaftsarbeit haben die Bundesämter für Umwelt, Wald und Landschaft, für Wasser und Geologie sowie für Landwirtschaft und für Raumentwicklung das Leitbild Fließgewässer Schweiz [6, 7] entwickelt. Es soll Anstöße für eine nachhaltige Strategie auf allen Handlungsebenen der Gewässerpolitik geben. Drei Entwicklungsziele stehen im Vordergrund:

- ausreichender Gewässerraum,
- ausreichende Wasserführung,
- ausreichende Wasserqualität.

Insbesondere das Entwicklungsziel «ausreichender Gewässerraum» stellt die Landwirtschaft vor grosse Herausforderungen. Dem nachhaltigen Hochwasserschutz und den Ansprüchen, die ein Fließgewässer aufgrund seiner ökologischen Funktionen zu erfüllen hat, kann nur mit einem genügend grossen Raumangebot für die Gewässer entsprochen werden. Hier gilt es, innovative Lösungen zu entwickeln, die den verschiedenen Nutzungsinteressen gerecht werden.

Ein Blick über die Grenze

Trotz intensiver Beratungstätigkeiten und finanzieller Unterstützung über staatliche Umwelt- und Förderungsprogramme ist die Landwirtschaft in der EU der Hauptverursacher diffuser Schadstoffeinträge in die Gewässer geblieben. Dies gilt insbesondere für Nitrat und Pflanzenschutzwirkstoffe. Die EU-Agrarminister haben Ende Juni 2003 eine grundlegende Reform der gemeinsamen Agrarpolitik verabschiedet, welche die Stützungsmechanismen des gemeinschaftlichen Agrarsektors verändern wird. Die

umweltrelevanten Kernpunkte der Reform sind:

- Entkopplung der Beihilfen von der Produktion. In den kommenden Jahren werden die meisten Beihilfen unabhängig vom Produktionsvolumen gewährt. Die Produktionsbindung kann jedoch in begrenztem Masse beibehalten werden, um eine Einstellung der Produktion zu vermeiden.
- Die neuen einzelbetrieblichen Zahlungen werden künftig an die Einhaltung von Umwelt-, Lebensmittelsicherheits- und Tierschutznormen gebunden («Cross-Compliance»). Die landwirtschaftlichen Betriebe sollen einem jährlichen Audit unterzogen werden. Aus der Sicht des flächendeckenden Gewässer- und Bodenschutzes ist die Cross-Compliance von primärer Bedeutung.
- Kürzung der Direktzahlungen an Grossbetriebe (Modulation). Dadurch werden Mittel frei für die Entwicklung des ländlichen Raumes mit neuen Programmen im Bereich Umwelt, Qualität und Tierschutz.

Verglichen mit der Europäischen Union nimmt die Schweiz mit dem flächendeckenden ökologischen Leistungsnachweis und den regionalen Massnahmen eine Vorreiterrolle beim Schutz der Gewässer vor Stoffeinträgen aus der Landwirtschaft ein.



Conrad Widmer, Dipl. Ing. Agr. ETH, ist Leiter der Sektion ökologische Direktzahlungen im Bundesamt für Landwirtschaft. Er beschäftigt sich mit der Förderung besonders umwelt- und tierfreundlicher Produktionsformen in der Landwirtschaft.

Koautorin: Simone Aeschbacher, Bundesamt für Landwirtschaft, Bern

- [1] Schweizerischer Bundesrat (1992): Siebter Bericht über die Lage der schweizerischen Landwirtschaft und die Agrarpolitik des Bundes, EDMZ 3003 Bern.
- [2] Bundesverfassung der Schweizerischen Eidgenossenschaft (1999): Artikel 104 Landwirtschaft. www.admin.ch/ch/d/sr/101
- [3] BUWAL (1996): Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen, BUWAL, Bern, 142 S.
- [4] Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (1991): §62a Massnahmen der Landwirtschaft. www.admin.ch/ch/d/sr/c814_20.html
- [5] Schweizerischer Bundesrat (2002): Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007), EDMZ, 3003 Bern.
- [6] BUWAL, BWG, BLW, ARE (2003): Leitbild Fließgewässer Schweiz, BBL, Bern.
- [7] Willi H.P. (2001): Synergie von Hochwasserschutz und Gewässerökologie – Der Raum als Schlüsselgrösse. EAWAG news 51, 26–28.

Verunreinigtes Trinkwasser aus Landwirtschaftszonen?

Trinkwasser aus Fassungen in ländlichen Regionen wird in der Regel nicht oder nur minimal aufbereitet. Gerade dieses Wasser aber kann durch Gülle oder fäkale Ausscheidungen von Weidetieren verunreinigt sein. Dabei sind vor allem die in der Umwelt resistenten Dauerformen von Kryptosporidien relevant. In 9 von 15 untersuchten Trinkwasserfassungen ländlicher Regionen konnten wir tatsächlich Kryptosporidien nachweisen. Es bleibt abzuklären, ob sie eine Gefahr für den Menschen darstellen.

Die amtlich vorgeschriebenen mikrobiologischen Trinkwasserkontrollen beschränken sich auf den Nachweis von *E. coli* und Enterokokken sowie auf die Bestimmung der Gesamtkeimzahl. Resistente pathogene Keime wie Kryptosporidien (siehe Kasten Seite 10) bleiben deshalb unerkant. Während *E. coli* in der Umwelt relativ rasch abstirbt, bleiben die Dauerformen der Kryptosporidien, die so genannten Oozysten (Abb. 1), über Wochen bis Monate infektiös. Zudem überleben Kryptosporidien im Gegensatz zu *E. coli* auch in gechlortem Trinkwasser. Daher kann Wasser, das eigentlich die Qualitätskriterien für Trinkwasser erfüllt, trotzdem Krankheitserreger enthalten.

Besonders gefährdet sind Trinkwasserfassungen in Landwirtschaftszonen, weil das Wasser dort mit Gülle und den Ausscheidungen der Weidetiere in Berührung kommen kann. Tiere, die mit Kryptosporidien infiziert sind, scheiden infektiöse Keime aus, die dann in das Trinkwasser gelangen können. Da dieses Wasser meist gar nicht oder nur minimal aufbereitet wird, wollte die EAWAG abschätzen, wie gross das Risiko einer Kryptosporidieninfektion durch den Genuss von Trinkwasser in landwirtschaftlich genutzten Zonen ist.

Kryptosporidien sind relativ weit verbreitet

Dazu entnahmen wir Wasser aus 15 kleineren, über die ganze Schweiz verteilten Trinkwasserfassungen, die in Landwirtschaftszonen liegen. Das Trinkwasser wurde nicht nur der im Lebensmittelgesetz vorgeschriebenen Analyse unterzogen, sondern zusätzlich auf Kryptosporidien (siehe Kasten) un-

tersucht. 9 der 15 Wasserproben waren tatsächlich mit Kryptosporidien verunreinigt (Abb. 2). Bisher wurden in der Schweiz Kryptosporidienkonzentrationen von maxi-

mal 3,83 Oozysten/l in Oberflächengewässern [1], 1,6 Oozysten/l in Karstquellwasser [2] und 0,25 Oozysten/l im Trinkwasser [3] nachgewiesen. Unsere Messungen sind mit diesen Werten vergleichbar.

Darüber hinaus waren 4 der 9 kryptosporidienhaltigen Trinkwasserfassungen zudem mit dem Fäkalbakterium *E. coli* verunreinigt (Abb. 2). Das Wasser aus diesen Fassungen erfüllte damit per se nicht die Qualitätskriterien für Trinkwasser. Bei den restlichen 5 mit Kryptosporidien verunreinigten Trinkwasserfassungen hat der *E.-coli*-Indikator die fäkalisches Verunreinigung nicht ange-

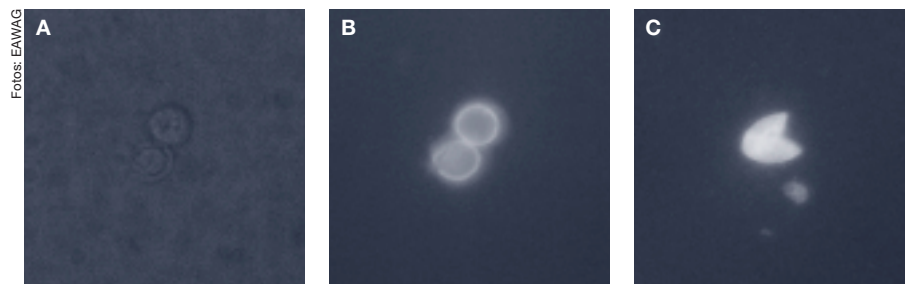


Abb. 1: Unter dem normalen Durchsichtsmikroskop ist eine Kryptosporidienoozyste kaum sichtbar (A). Spezifische Antikörpern mit Fluoreszenzfarbstoffen bringen die Oozystenoberfläche zum Leuchten (B). Im Dünndarm des Wirtes keimen die Kryptosporidienoozysten aus (C) und entlassen 4 Sporozysten, ein Vorgang, der als exzystieren bezeichnet wird; die Sporozysten befallen anschliessend die Zellen des Darmepithels und bilden dort neue Oozysten.

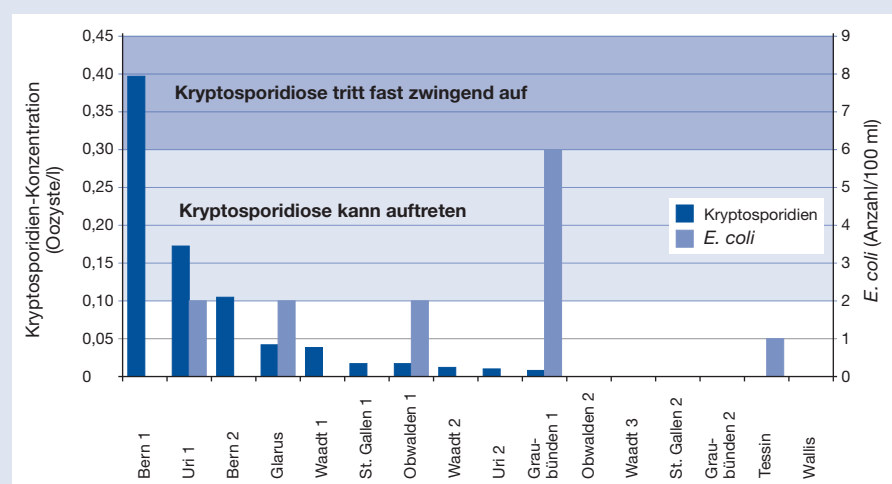


Abb. 2: Gemessene Kryptosporidien- und *E.-coli*-Konzentrationen in 15 Trinkwasserfassungen ländlicher Regionen in absteigender Reihenfolge der Oozystenkonzentration. Bern 1 ist ein öffentlicher Brunnen. Im Bereich von 0,1–0,3 Oozysten/l ist mit Krankheitsausbrüchen in der Bevölkerung zu rechnen, oberhalb von 0,3 Oozysten/l sind sogar Epidemien möglich.

zeigt. An einer weiteren Fassung wiesen wir zwar *E. coli* jedoch keine Kryptosporidien nach.

Clostridium ist kein Indikator für Kryptosporidien

Die Trinkwasserrichtlinie der Europäischen Union [4] deklariert das Bakterium *Clostridium perfringens*, das mit Hilfe seiner Sporen längere Zeit im Boden überdauern kann, als resistenten Fäkalindikator und geht von folgendem Zusammenhang aus: Sind in 100 ml Trinkwasser keine Clostridien nachweisbar, sollte das Wasser auch keine anderen Parasitendauerformen wie beispielsweise Kryptosporidienoozysten enthalten. Stimmt dieser Zusammenhang, sollten umgekehrt Wasserproben, die mit Kryptosporidien verunreinigt sind, auch Clostridien

enthalten. Dies wollten wir überprüfen, indem wir die Wasserproben der 15 Trinkwasserfassungen zusätzlich auf Clostridien untersuchten. Dabei fanden wir jedoch keine Korrelation zwischen dem Auftreten von Kryptosporidien und dem resistenten Fäkalindikator *C. perfringens*. Lediglich zwei Trinkwasserfassungen waren mit Clostridien verunreinigt: in Glarus kamen sowohl Kryptosporidien als auch Clostridien (1 Spore in 100 ml Wasser) vor, wogegen die im Tessin untersuchte Trinkwasserfassung keine Kryptosporidien jedoch 96 Clostridien sporen in 100 ml Wasser aufwies. Es ist daher fraglich, ob *C. perfringens* als Indikator für Kryptosporidien dienen kann. Wahrscheinlich sind sich Clostridien und Kryptosporidien in ihrem Umweltverhalten nicht ähnlich genug.

Foto: EAWAG



Abb. 3: Gülleaustragung und ...

Kryptosporidien

Was sind Kryptosporidien?

Kryptosporidien sind protozoische Darmparasiten von beachtlicher Grösse (5 µm Durchmesser), die Oozysten als Dauerformen bilden (Abb. 1). Sie gehören zu den wichtigsten pathogenen Protozoen im Trinkwasser. Die Gattung der Kryptosporidien wird in 13 Arten unterteilt. *Cryptosporidia parvum* ist am weitesten verbreitet und auch für den Menschen pathogen. Das Wirtsspektrum von *C. parvum* umfasst vermutlich alle Säugetiere [5].

Wie äussert sich eine Infektion mit Kryptosporidien?

Die Erkrankung an Kryptosporidien, die Kryptosporidiose, ist eine Zoonose, d.h. eine Tierkrankheit, die auch auf den Menschen übertragen werden kann. Infektionen des Menschen wurden erstmals 1976 dokumentiert und wasserbedingte Kryptosporidiosen sind seit 1984 bekannt. Seither sind mehrere Epidemien in den USA, Grossbritannien und Japan aufgetreten, die Grösste mit schätzungsweise mehr als 400 000 Erkrankten 1993 in Milwaukee (Wisconsin, USA) [6]. Die mit dem Fäzes ausgeschiedenen Oozysten bleiben in kühlem Wasser mehrere Monate lebensfähig. Eine Kryptosporidiose beginnt mit der Aufnahme der Oozysten, (Abb. 1A + B). Nach einer Inkubationszeit von 2 bis 12 Tagen, in denen die Oozysten im Dünndarm auskeimen (Abb. 1C) und sich vermehren, kommt es zu wässrigen Durchfällen mit Bauchkrämpfen, meist aber ohne Fieber, Krankheitsgefühl, Übelkeit oder Erbrechen. Der Verlauf ist variabel und wechselnd, die Krankheit heilt aber in der Regel in weniger als 30 Tagen aus. Bei Personen mit geschwächtem Immunsystem, speziell bei solchen mit HIV-Infektionen, nimmt die Infektion einen chronischen oder fulminanten Verlauf und kann in Einzelfällen zum Tode führen. Bis jetzt gibt es keine medikamentöse Behandlung gegen Kryptosporidien.

Wie werden Kryptosporidien nachgewiesen

Die amerikanische Umweltbehörde und das britische Trinkwasserinspektorat empfehlen die Nachweismethode 1623 zum Nachweis von Kryptosporidien im Trinkwasser. Dabei wird im Feld die enorme Menge von 100 bis 1000 l Wasser durch einen Filter mit 1 µm Porengrösse geleitet. Im Labor werden die Partikel vom Filter gelöst und die Kryptosporidien mit Hilfe immunomagnetischer Methoden von den anderen Partikeln abgetrennt. Die mit spezifischen Oberflächenantikörpern angefarbten Kryptosporidien werden schliesslich unter dem Fluoreszenzmikroskop ausgezählt (Abb. 1B).

Aktive Oozysten aus Umweltproben können mit geeigneten Medien und Temperaturen bei 37 °C in Laborkulturen zum Auskeimen gebracht werden. Auf diese Weise kann der prozentuale Anteil von aktiven Oozysten im Trinkwasser bestimmt werden.

Situation in der Schweiz

Weder in der Schweiz noch im Ausland gibt es gesetzliche Regelungen, die klare medizinische Grenzwerte für Kryptosporidien im Trinkwasser definieren. Es besteht deshalb allgemein eine Verunsicherung, wie die Gefahr von Kryptosporidien im Trinkwasser einzuschätzen ist.

Bereits bei einer Kryptosporidienkonzentration von 0,1 Oozyste/l muss mit Krankheitsausbrüchen in der Bevölkerung gerechnet werden und bei Konzentrationen von über 0,3 Oozysten/l sind Kryptosporidiosefälle fast zwingend zu erwarten [7]. In 20% der von uns untersuchten Trinkwasserproben liegt die Kryptosporidienkonzentration tatsächlich über 0,1 Oozyste/l und in einem Fall sind sogar mehr als 0,3 Oozysten/l enthalten (Abb. 2). In 9 der 15 Trinkwasserfassungen wird das in den USA definierte 10^{-4} -Restrisiko für Kryptosporidiose (1 infizierte Person auf 10 000 Personen pro Jahr, bei einer Oozystenkonzentration von mehr als 0,0000327 Oozysten/l) überschritten. Da unsere Messungen lediglich Momentaufnahmen sind, muss man zudem davon ausgehen, dass die Kryptosporidienkonzentration nach grösseren Regenereignissen noch erheblich ansteigt.

Bisher keine Kryptosporidienepidemie in der Schweiz

Trotz dieser bedenklichen Werte von Kryptosporidien in den untersuchten Trinkwässern wurde bisher keine Epidemie in der Schweiz beobachtet. Die Prävalenzrate bei Durchfallerkrankten, das heisst der prozentuale Anteil der an Kryptosporidiose



... Weidewirtschaftung bis an Trinkwasserfassungen heran können zu tierfäkalischen Verunreinigungen führen.

erkrankten Durchfallpatienten zu einem bestimmten Zeitpunkt, liegt in Deutschland und der Schweiz für die Allgemeinbevölkerung bei 0,4–1,9%. Kinder sind stärker betroffen, hier liegt die Rate bei 1,1–4,8%, und bei Aidspatienten steigt sie sogar auf 11,8% an. Man rechnet in der Schweiz jährlich mit etwa 340 Kryptosporidiosefällen [8]. Tatsächlich werden aber nur sehr wenige Fälle klinisch festgestellt. Dies könnte folgende Gründe haben:

- Die von den Rindern ausgeschiedenen Kryptosporidien sind weniger infektiös als bisher angenommen. Mit der von uns angewendeten Nachweismethode werden auch solche Kryptosporidienarten nachgewiesen, die nicht oder wenig pathogen sind.
- Kryptosporidien im Trinkwasser sind nicht mehr vital beziehungsweise infektiös. Die Oozysten können je nach Umweltbedingungen mehrere Monate in der Umwelt überleben. Sie sterben mit der Zeit ab, sind aber trotzdem noch nachweisbar.
- An Kryptosporidiose erkrankte Personen konsultieren höchst selten einen Arzt. Zudem werden klinische Proben in der Regel nicht auf Kryptosporidien hin untersucht.
- Die Bevölkerung konsumiert sehr wenig ungekochtes Trinkwasser.

Konsequenzen für die Praxis

Die Auflagen für die gemäss heutigem Gesetz für jede Trinkwasserfassung vorgeschriebenen Grundwasserschutzzonen müssen verstärkt beachtet werden. In unmittelbarer Nähe der Trinkwasserfassungen, in der so genannten Grundwasserschutzzone I, ist jegliche Weidewirtschaftung

und Düngung untersagt [9]. Nicht immer jedoch werden diese Auflagen befolgt, wie Abb. 3 zeigt. Periodische Kontrollen sind deshalb nötig. Vor allem nach Schlechtwetterereignissen besteht die Gefahr, dass fäkalisches Verunreinigungen in die Trinkwasserfassungen eingeschwemmt werden. Daher wird es für gewisse Standorte mit einer schlechten Bodenfiltration notwendig sein, beispielsweise durch UV-Desinfektionsanlagen sicherzustellen, dass pathogene Keime abgetötet werden.

Konsequenzen für die weitere Forschung

Es besteht eine allgemeine Unsicherheit, ob periodisch erhöhte Kryptosporidienkonzentrationen, wie sie nach starken Niederschlägen zu erwarten sind, für die Trinkwasserkonsumenten und -konsumentinnen eine Gefahr darstellen. Zu wenig ist bekannt über die genaue Artzugehörigkeit der in der Schweiz auftretenden Kryptosporidien und über die Vitalität der Oozysten im Trinkwasser, als dass eine klare Antwort auf diese Frage gegeben werden kann. Im weiteren Verlauf des Projektes möchten wir diese Wissenslücken schliessen. Dazu sollen an drei Standorten mit erhöhten Oozystenkonzentrationen die Vitalität durch den Sporulationstest (siehe Kasten) und die genaue Artzugehörigkeit der Kryptosporidien durch Genotyping bestimmt werden. Zusätzlich soll anhand der erhobenen Daten eine Risikoabschätzung durchgeführt werden. Ausserdem wollen wir die lokalen Behörden und Ärzte befragen, ob es in den letzten Jahren zu einer erhöhten Zahl von

Kryptosporidiosefällen in der Bevölkerung gekommen ist.

Kryptosporidien, auch wenn sie sich in den weiteren Untersuchungen als schwach pathogen erweisen, sind umweltresistente Fäkalindikatoren, die in jedem Fall aus dem Trinkwasser ausgeschlossen werden sollten.

Unser Dank gilt dem Labor Spiez für die Finanzierung des Projektes.



Hans Peter Fuchsli, Umweltwissenschaftler, ist Postdoktorand in der Gruppe «Trinkwassermikrobiologie» der Abteilung «Umweltmikrobiologie». Forschungsschwerpunkte: Trinkwassermikrobiologie, Nachweis von Pathogenen.

Koautor: Thomas Egli

- [1] Regli W. (1994): Verbesserte Methoden für die Isolierung und den Nachweis von Giardia-Zysten und Cryptosporidien-Oozysten in Oberflächengewässern: Flockung mit $Al_2(SO_4)_3$ und fluorescence-activated cell sorting (FACS). Veterinärmedizinische Fakultät, Universität Zürich 70 S.
- [2] Auckenthaler A., Raso G., Huggenberger P. (2002): Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres. *Water Science & Technology* 46, 131–138.
- [3] Svoboda P., Ruchti S., Bisseger C., Tanner M. (1999): Occurrence of *Cryptosporidium* spp. oocysts in surface, raw and drinking water samples. *Mitteilungen auf dem Gebiete der Lebensmittelhygiene*, 553–563.
- [4] Richtlinie 98/83/EG des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch: <http://europa.eu.int/scadplus/leg/de/lvb/l28079.htm>
- [5] Xiao L., Fayer R., Ryan U., Upton S.J. (2004): *Cryptosporidium* taxonomy: recent advances and implications for public health. *Clinical Microbiology Reviews* 17, 72–97.
- [6] Smith H.V., Rose J.B. (1998): Waterborne Cryptosporidiosis: Current status. *Parasitology Today* 14, 14–22.
- [7] Haas C.N., Rose J.B. (1995): Developing an action level for *Cryptosporidium*. *Journal American Water Works Association* 87, 81–83.
- [8] Baumgartner A., Marder H.P., Munzinger J., Siegrist H.H. (2000): Frequency of *Cryptosporidium* spp. as cause of human gastrointestinal disease in Switzerland and possible sources of infection. *Swiss Medical Weekly* 130, 1252–1258.
- [9] Gewässerschutzverordnung (1998): www.admin.ch/d/sr/c814_201.html

Antibiotikaeinsatz in der Landwirtschaft – Folgen für die Umwelt

Sulfonamid-Antibiotika aus der Landwirtschaft gelangen nach deren Einsatz mit der Gülle auf landwirtschaftliche Nutzflächen. Trotz anfänglich schneller Abnahme der Konzentration im Boden bleiben Rückstände über Monate nachweisbar. Durch Regen können die Antibiotika aus dem Boden auch in die Gewässer eingetragen werden. Zudem gelangen mit der Gülle antibiotikaresistente Bakterien in den Boden. Inwieweit die Bildung und Verbreitung der resistenten Bakterien durch den Gebrauch der Antibiotika gefördert wird, ist jedoch noch unklar.

Antibiotika wurden in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts als segensreiche Medikamente gegen bakterielle Erkrankungen entdeckt. Zunächst beim Menschen angewandt, sind sie heute auch aus der Nutztierhaltung (siehe Kasten «Antibiotikaeinsatz in der Nutztierhaltung») nicht mehr wegzudenken. Jährlich werden ca. 40 Tonnen Antibiotika in der Schweizer Landwirtschaft gebraucht. Doch ihr Einsatz birgt zwei wesentliche Risiken.

Zum einen gelangen die Antibiotika, teils als aktive Substanzen, teils in umgewandelter Form, mit den tierischen Ausscheidungen in die Umwelt: zunächst in die Güllegrube oder auf den Misthaufen und von dort durch Güllung auf die Wiesen und Felder. Im Extremfall werden auf diese Weise mehrere Hundert Gramm pro Hektar und Jahr auf die landwirtschaftlichen Böden verteilt. Mit dem Regen können die Antibiotika anschliessend in die Gewässer geschwemmt werden. Das genaue Schicksal der Antibiotika in der Umwelt ist jedoch erst wenig verstanden.

Zum anderen fördert der Selektionsdruck der Antibiotika das Auftreten resistenter

Bakterien in den behandelten Tieren. Durch Mutationen neu gebildete Resistenzgene und solche, die schon in der Bakteriengesellschaft vorhanden sind, können an andere Bakterienstämme und -arten weitergegeben werden, was zu einer raschen Verbreitung der Resistenzgene führt. Werden die Resistenzgene auf krankheitserregende Bakterien übertragen, ist die Situation fatal, da diese Bakterien dann nicht mehr mit den entsprechenden Antibiotika bekämpft werden können. Die Weltgesundheitsorganisation WHO stuft das Problem der Resistenzbildung und -übertragung als äusserst gravierend ein und sieht dringenden Handlungsbedarf. Derzeit ist noch unklar, wie gross das Risiko der Resistenzbildung und -verbreitung in der landwirtschaftlichen Umwelt ist.

In einem zweigleisigen Gemeinschaftsprojekt erforschen wir deshalb, wie sich Antibiotika in der Umwelt verhalten und untersuchen anhand der Resistenzgene das Vorkommen resistenter Bakterien in landwirtschaftlichen Böden. Konkret interessiert uns ausserdem die Frage, ob es einen

Zusammenhang zwischen dem Antibiotikaeinsatz in der Landwirtschaft und dem Auftauchen von Resistenzgenen in der Umwelt gibt. Unser Projekt ist in das Forschungsprogramm 49 «Antibiotikaresistenz» des Schweizerischen Nationalfonds eingebunden [1].

Feldversuche unter Praxisbedingungen

Ausgangspunkt unserer Untersuchung war die Überlegung, einen praxisnahen Feldversuch durchzuführen. Dazu brachten wir antibiotikabelastete Gülle auf zwei als Dauergrünland genutzte Parzellen von je 0,35 ha aus. Die Applikationen erfolgten zu Beginn der Vegetationsperiode am 24. März 2003 und nach dem ersten Schnitt am 8. Mai 2003. Die Gülle wurde mit dem Schleppschlauchverfahren ausgebracht (Foto 1). Sie stammte aus einem Schweinemastbetrieb, wo das Sulfonamid-Antibiotikum Sulfamethazin zur Einstallungsprophylaxe eingesetzt worden war (siehe Kasten «Spezialfall

Spezialfall Sulfonamid-Antibiotika

Mehrere Gründe sprachen dafür, in unserem Feldversuch eine mit dem Sulfonamid-Antibiotikum Sulfamethazin belastete Gülle zu verwenden:

- Sulfonamide sind in der Veterinärmedizin häufig eingesetzte Antibiotika (z.B. in der Einstallungsprophylaxe). In der Humanmedizin ist vor allem ein Wirkstoff (Sulfamethoxazol) aus dieser Substanzgruppe gebräuchlich.

- Sulfonamide werden im tierischen Organismus nur moderat metabolisiert und relativ schnell wieder ausgeschieden [2]. Aussergewöhnlich ist, dass die Metaboliten in der Gülle praktisch vollständig wieder in die ursprüngliche Wirksubstanz zurückverwandelt werden [3]. Für unsere Untersuchung ist aber vor allem wichtig, dass Sulfonamide in der Umwelt relativ beständig und deshalb über einen längeren Zeitraum hinweg nachweisbar sind.

- An der EAWAG wurden Methoden zur Bestimmung des Sulfamethazins in Gülle [4], im Boden [5] und im Wasser [unveröffentlicht] entwickelt.

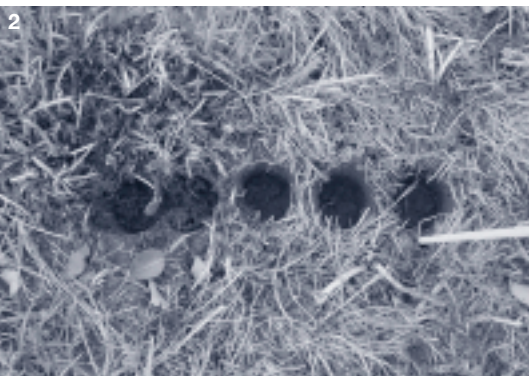
Antibiotikaeinsatz in der Nutztierhaltung

Die in der Nutztierhaltung verwendeten Antibiotika stammen grundsätzlich aus denselben Substanzgruppen wie die Humanantibiotika: Penicilline, Tetracykline, Sulfonamide, Makrolide, Aminoglykoside und Fluorochinolone.

Im Veterinärbereich werden Antibiotika zur Therapie einzelner erkrankter Tiere und zur vorbeugenden Behandlung des gesamten Bestandes eingesetzt. Als Metaphylaxe wird das Vorgehen bezeichnet, nach dem Auftreten eines Krankheitsfalls die ganze Herde vorbeugend mit Antibiotika zu behandeln. Dies geschieht u.a. dann, wenn einzelne Ferkel oder Kälber an Durchfall oder Respirationskrankheiten leiden. Die Prophylaxe hingegen setzt bereits vor dem Erkranken der Tiere an und wird beispielsweise beim Einstellen von Masttieren aus verschiedenen Betrieben durchgeführt.



Fotos EAWAG



Resistenzgene	Herkunft
<i>sul</i> (I)	<i>Escherichia coli</i> (nicht-pathogen)
<i>sul</i> (II)	<i>E. coli</i>
<i>sul</i> (III)	<i>E. coli</i>
<i>tet</i> (B)	<i>E. coli</i>
<i>tet</i> (C)	<i>E. coli</i>
<i>tet</i> (H)	<i>Pasteurella multocida</i> (opportunistisches Pathogen)
<i>tet</i> (M)	<i>Enterococcus faecalis</i> (opportunistisches Pathogen)
<i>tet</i> (O)	<i>Campylobacter coli</i> (pathogen)
<i>tet</i> (Q)	<i>Bacteroides thetaiotaomicron</i> (nicht-pathogen, kommt im menschlichen Gastrointestinaltrakt vor)
<i>tet</i> (S)	<i>Listeria monocytogenes</i> (opportunistisches Pathogen)
<i>tet</i> (T)	<i>Streptococcus pyogenes</i> (opportunistisches Pathogen)
<i>tet</i> (W)	<i>Butyrivibrio monocytogenes</i> (anaerobes Rumenbakterium)
<i>tet</i> (Y)	aus Schweinegülle isoliertes Plasmid (Bakterium nicht bekannt)
<i>tet</i> (Z)	<i>Corynebacterium glutamicum</i> (Bodenbakterium)

Tab. 1: Untersuchte Resistenzgene und deren Herkunft. Angegeben sind die Bakterien, aus denen die Resistenzgene erstmalig isoliert und sequenziert wurden. Alle Gene konnten zudem in weiteren Bakterienarten nachgewiesen werden; *tet* (B) z.B. wurde inzwischen in 18 verschiedenen Bakterienarten gefunden. In den meisten Fällen ist die Anwesenheit eines der verschiedenen Tetrazyklin- bzw. Sulfonamidresistenzgene ausreichend, um das Trägerbakterium resistent gegen Tetrazyklin- bzw. Sulfonamid-Antibiotika zu machen. Opportunistische Pathogene sind nicht immer krankheitserregend, sondern nur bei immunologisch geschwächten Patienten.

Sulfonamid-Antibiotika»). Die Sulfamethazinkonzentration in der Frischgülle betrug 15 mg/kg. Dies entspricht einer starken Belastungssituation, ist aber durchaus realistisch [2].

Über einen Zeitraum von vier Monaten vor und nach dem Ausbringen der Gülle wurden in kurzen Abständen Bodenproben auf den Parzellen gesammelt (Foto 2). Mit einer Wetterstation registrierten wir verschiedene meteorologische Parameter direkt auf der Parzelle, darunter insbesondere den Niederschlag (Foto 3). Da die beiden Dauergrünlandparzellen zu beiden Seiten eines kleinen Bachs liegen, war es zudem möglich, die Ausschwemmung der Antibiotika aus dem Boden in das Bachwasser zu untersuchen. Dazu richteten wir 500 m bachabwärts eine Messstelle ein, an der sowohl der Wasserabfluss kontinuierlich aufgezeichnet wurde als auch automatisch Wasserproben gesammelt wurden (Foto 4).

An der EAWAG bestimmten wir die Konzentration des Sulfamethazins in den Boden-, Bodenwasser- und Bachwasserproben (Foto 5). Darüber hinaus wurden die Gülle- und Bodenproben an der Universität Utrecht mit Hilfe molekularbiologischer Methoden auf das Vorkommen von 14 verschiedenen Antibiotikaresistenzgenen untersucht (Foto 6). 11 der untersuchten Gene sind Tetrazyklinresistenzgene, die restlichen richten sich gegen Sulfonamide (siehe Tab. 1). Die dabei angewendete Technik erfasst die Veränderungen im Spektrum der vorhandenen Resistenzgene und lässt daher nur qualitative bzw. allenfalls semi-quantitative Aussagen zu.



IPAS, Universität Utrecht



Als Dauergrünland genutzte Untersuchungsfläche.

Nach Güllung erhöhte Antibiotikabelastung im Boden

Abbildung 1 zeigt den Sulfamethazingehalt des Bodens vor und nach den beiden Gülleapplikationen. Dargestellt sind jeweils die Durchschnittswerte über der gesamten Parzelle. Aufgrund der Heterogenität muss lokal mit mindestens fünffach höheren Werten gerechnet werden. Vor der ersten Gülleapplikation konnte kein Sulfamethazin im Boden nachgewiesen werden. Nach der Güllung steigt die Konzentration sprunghaft an und sinkt danach wieder ab. Bereits einen Tag nach Güllung lagen nur noch 10% der extrahierten Menge im Bodenwasser vor. Der Rest des Sulfamethazins sorbierte am Bodenmaterial oder wurde verändert. Nur we-

nige Tage später nimmt die Sulfamethazinkonzentration im Boden weiter stark ab. Danach bleibt sie über Wochen relativ stabil, so dass die Werte vor der zweiten Güllung noch nicht auf null zurückgegangen sind. Durch die zweite Applikation steigen die Sulfamethazingehalte wieder an.

13 der 14 Resistenzgene nachweisbar

In der verwendeten Gülle konnten wir 13 der 14 getesteten Resistenzgene nachweisen. In den Bodenproben fanden wir maximal 12 der 14 Gene (Abb. 1). Im Boden waren, im Gegensatz zu Sulfamethazin, verschiedene Resistenzgene bereits vor der ersten Güllung vorhanden. 8 bzw. 11 davon waren eindeutig detektierbar, weitere 1–4 Gene gaben nur schwache Signale. Wahrscheinlich lagen die schwach detektierbaren Resistenzgene nur in sehr geringen Mengen im Boden vor.

Nach der Güllung nahm die Intensität der Resistenzsignale zu und über Wochen waren jeweils 10–12 der 14 Resistenzgene deutlich nachweisbar (Abb. 1). Wir nehmen an, dass diese zusätzlichen Gene aus der Mikroflora der Gülle stammen.

Das Wetter entscheidet über das Schicksal der Antibiotika

Interessanterweise war das Wetter nach den beiden Gülleapplikationen sehr unterschiedlich. Während auf die erste Güllung eine trockene Woche ohne Niederschlag und ein niederschlagsarmer April (60% des langjährigen Mittels) folgten, war die Woche nach der zweiten Applikation sehr regenreich. Dies hatte einen entscheidenden Einfluss auf das weitere Schicksal des Sulfamethazins in der Umwelt.

So fanden wir, dass der Gesamtsulfamethazingehalt im Boden bei der zweiten Gülleapplikation mit anschließendem Regen weniger stark anstieg als bei der ersten Applikation ohne Regen (Abb. 1). Dies gilt auch für die Sulfamethazinkonzentrationen

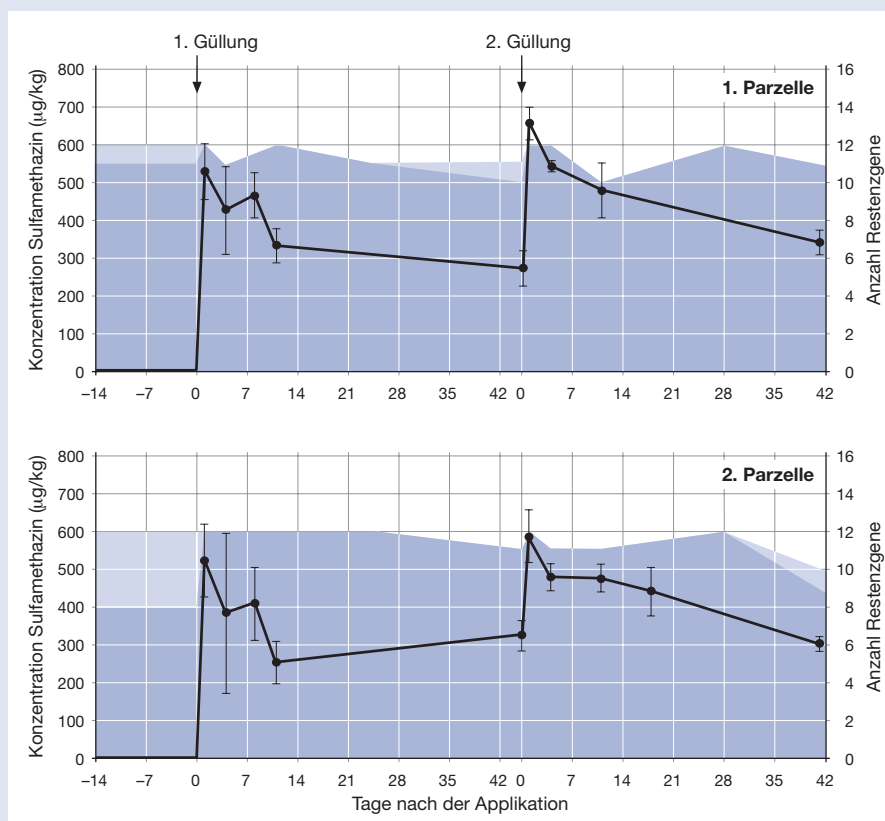


Abb. 1: Konzentration von Sulfamethazin (schwarze Kurve, Mittelwerte plus Standardabweichung) und Anzahl Resistenzgene (dunklere Fläche = deutlich nachweisbare Resistenzgene, helle Fläche = zusätzliche, schwach nachweisbare Resistenzgene) in Bodenproben der beiden Dauergrünlandparzellen. Am 24. März 2003 und am 8. Mai 2003 wurde sulfamethazinhaltige Gülle (15 mg/kg) auf die Felder appliziert.

im Bodenwasser: sie waren nach der ersten Güllung ohne Regen fast doppelt so hoch (ca. 65 µg/l) wie nach der zweiten Güllung mit Regen (ca. 35 µg/l). Weiter zeigte sich nach der zweiten Gülleapplikation eine erhöhte Sulfamethazinkonzentration im Wasser des zwischen den Feldern hindurch fließenden Bachs. Sie erreichte einen Maximalwert von 4 µg/l (Abb. 2) und war auch während der folgenden Regenereignisse immer wieder leicht erhöht, allerdings wurden die Konzentrationsspitzen mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Applikation immer tiefer. Im Gegensatz dazu ist die Sulfamethazinkonzentration im Bachwasser nach der ersten Gülleapplikation Ende März wesentlich geringer.

Weitere Untersuchungen angezeigt

Unsere Feldversuche zeigen, dass Sulfonamid-Antibiotika noch Monate nach Güllung im Boden zu finden sind. Die gefundenen Konzentrationen im Boden liegen deutlich über dem so genannten Triggerwert von 100 µg pro kg Boden. Der Triggerwert wurde im Rahmen der Zulassungsprüfung für neue Veterinärmedikamente als Schwellenwert definiert. Bei Überschreiten dieses Werts werden vertiefte Abklärungen der Umweltauswirkungen verlangt [6]. Dass Sulfonamide einen Einfluss auf Bodenorganismen haben können, wird aus anderen Arbeiten sichtbar: Bei einer Sulfonamidkonzentration von 1 mg/kg veränderte sich die Enzymaktivität der Bodenbakterien [7] und es kam zu einer Hemmung der Bodenatmung [8]. In unseren Feldversuchen wurden diese Konzentrationen aufgrund der Heterogenität im Boden lokal deutlich überschritten. Ferner konnten wir kürzlich nachweisen, dass Bodenbakterien ab Konzentrationen von 10 mg/kg mit ansteigender

Toleranz gegenüber Sulfonamid-Antibiotika reagieren [9]. Es ist daher äusserst wichtig, die Effekte solcher Umweltkonzentrationen genauer zu untersuchen und mehr über die biologische Verfügbarkeit der Sulfonamide im Boden herauszufinden.

Durch unsere Messungen konnten wir das Vorkommen von Resistenzgenen sowohl in der Gülle als auch im Boden bestätigen. Das Vorkommen von Resistenzgenen in der Umwelt ist auch durch andere Studien belegt [10, 11]. Ob jedoch mit der Gülle zusätzliche Antibiotikaresistenzgene in den Boden eingetragen werden, bleibt nach unseren Untersuchungen unklar. Um dies definitiv beantworten zu können, müsste man die Menge der Gene quantitativ erfassen. Darüber hinaus wäre es wichtig zu untersuchen, ob die Resistenzgene bei Regen aus dem Boden in die Gewässer geschwemmt werden und es damit zu einer weiteren Verbreitung der Resistenzgene kommt. Schliesslich muss geklärt werden, wie wichtig ein erhöhtes Vorkommen von Resistenzgenen in der Umwelt für das Auftreten von Resistenzen in Krankheitserregern ist.

Gegenwärtig ist daher eine qualifizierte Bewertung des Risikos, dass sich aus dem Gebrauch der Antibiotika in der Nutztierhaltung ergibt, noch nicht möglich. Es fehlen zu viele Detailinformationen. Trotzdem kommen wir anhand unserer Ergebnisse zum Schluss, dass ein zurückhaltender, bewusster Einsatz von Antibiotika angezeigt ist.



Krispin Stoob, Umweltnaturwissenschaftler, arbeitet zurzeit an seiner Dissertation in der Abteilung «Wasser und Landwirtschaft».

Koautoren

Heike Schmitt, Institute for Risk Assessment Sciences an der Universität Utrecht und National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Niederlande.

Marcel Wanner, Professor am Institut für Tierernährung der Universität Zürich.

- [1] www.nrp49.ch
- [2] Vree T.B., Hekster Y.A. (1987): Clinical pharmacokinetics of sulfonamides and their metabolites – an encyclopedia. *Antibiotics and Chemotherapy* 37, 1–214.
- [3] Langhammer J.P. (1989): Untersuchungen zum Verbleib antimikrobiell wirksamer Arzneistoffe als Rückstände in Gülle und im landwirtschaftlichen Umfeld. Dissertation, Universität Bonn, 138 S.
- [4] Haller M.Y., Müller S.R., McDardell C.S., Alder A.C., Suter M.J.F. (2002): Quantification of veterinary antibiotics (sulfonamides and trimethoprim) in animal manure by liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 952, 111–120.
- [5] Stettler S. (2004): Extrahierbarkeit und Transportverfügbarkeit von Sulfonamiden in Grünlandböden nach Gülle-Applikation. Diplomarbeit, ETH-Zürich, 61 S.
- [6] International Cooperation on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Veterinary Products (VICH). http://vich.eudra.org/pdf/2000/GI06_st7.pdf
- [7] Boleas S., Fernández C., Carbonell G., Babín M.M., Alonso C., Pro J., Tarazona J.V. (2003): Effects assessment of the antimicrobial sulfachloropyridazine. Poster an der Envirpharma, Lyon: www.envirpharma.org
- [8] Thiele S., Beck I.-C. (2001): Wirkungen pharmazeutischer Antibiotika auf die Bodenmikroflora – Bestimmung mittels ausgewählter bodenbiologischer Testverfahren. *Mitteilungen der deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 96, 383–384.
- [9] Schmitt H., van Beelen P., Tolls J., van Leeuwen C.L. (2004): Pollution-induced community tolerance of soil microbial communities caused by the antibiotic sulfachloropyridazine. *Environmental Science & Technology* 38, 1148–1153.
- [10] Séveno N.A., Kallifidas D., Smalla K., van Elsas J.D., Collard J.M., Karagouni A.D., Wellington E.M.H. (2002): Occurrence and reservoirs of antibiotic resistance genes in the environment. *Reviews in Medical Microbiology* 13, 15–27.
- [11] Stanton T.B., Humphrey S.B. (2003): Isolation of tetracycline-resistant *Megasphaera elsdenii* strains with novel mosaic gene combinations of *tet* (O) and *tet* (W) from swine. *Applied and Environmental Microbiology* 69, 3874–3882.

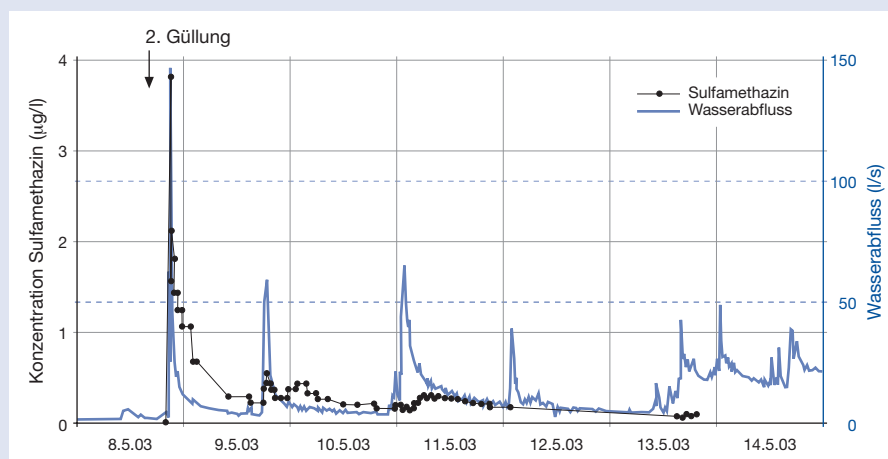


Abb. 2: Wasserabfluss und Konzentrationsverlauf von Sulfamethazin im Bach während der Regenereignisse nach der zweiten Gülleapplikation vom 8. Mai 2003.

Pestizideintrag ins Gewässer – Forschung trifft Politik

Pestizide werden in Schweizer Oberflächengewässern in erheblichen Mengen nachgewiesen – dies seit Jahrzehnten. Mit der Einführung von Direktzahlungen im Jahr 1993 für ökologische Massnahmen in der Landwirtschaft sollte sich diese Situation verbessern. Ziel war es, die Pestizidbelastung bis zum Jahr 2005 zu halbieren. Eine von der EAWAG in der Region Greifensee durchgeführte Belastungsanalyse zeigt auf, dass das angestrebte Ziel nicht vollständig erreicht werden konnte. Zwar wurden die eingesetzten Pestizidmengen verringert, jedoch verfehlten die Massnahmen, die den Pestizidabtrag von den behandelten Feldern vermindern sollten, ihre Wirkung zum grössten Teil.

Mit dem Wechsel von einer Produkte-subsventionierten hin zu einer ökologischen und marktorientierten Agrarpolitik nimmt die Schweiz eine Vorreiterrolle in ganz Europa ein. Die von der Gesellschaft geforderten Leistungen im Bereich der Ökologie, für die auf dem freien Markt kein adäquater Gegenwert erzielt werden kann, werden durch staatliche Direktzahlungen an die Landwirte abgegolten (siehe auch Artikel von C. Widmer, S. 6). Insgesamt fliessen 5% der gesamten Bundesausgaben, rund 2,4 Mrd. SFr. jährlich, in diese Direktzahlungen. Die landwirtschaftlichen Betriebe erhalten diese Gelder unter der Voraussetzung, dass sie einen ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) erbringen. Neben Massnahmen wie

eine ausgeglichene Düngerbilanz oder eine geregelte Fruchtfolge enthält der ÖLN auch Vorgaben zur gezielten Auswahl und Anwendung von Pestiziden. Etwa 0,4 der 2,4 Mrd. SFr. werden für besondere ökologische Leistungen, die über den ÖLN hinausgehen, bezahlt. Hierzu gehören sowohl Gewässerschutz- und Öko-Qualitätsbeiträge als auch Beiträge für ökologische Ausgleichsflächen, für die extensive Produktion von Getreide und Raps (Extensio-Produktion), für den biologischen Landbau und für besonders tierfreundliche Haltungssysteme. Die Beteiligung der Landwirte am ÖLN stieg mit Einführung des Direktzahlungssystems schnell an. Wurden 1993 nur etwa 17% der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach ökologischen Richtlinien bewirtschaftet, beträgt dieser Anteil heute über 97%. Angesichts der enormen Geldaufwendungen für eine Ökologisierung der Schweizer Landwirtschaft stellt sich die Frage, wie wirksam die ergriffenen Massnahmen tatsächlich sind.

Ziel: Pestizidbelastung der Gewässer halbieren

Mit Beginn der Ökomassnahmen im Jahr 1993 wurden konkrete Ziele für ökologische relevante Grössen wie Biodiversität, Stickstoff-, Phosphor- und Pestizidbelastung definiert, die bis Ende 2005 erfüllt sein sollen. Ziel bei den Pestiziden war es, die Gewässerbelastung um die Hälfte zu reduzieren. Dies sollte einerseits durch eine 30%ige Senkung der eingesetzten Pestizidmenge geschehen, andererseits sollten die restlichen 20% durch abtragsmindernde Massnahmen erreicht werden (siehe Kasten «Massnahmen»).

Dieser Artikel geht der Frage nach, ob die Pestizidbelastung seit Einführung der Ökomassnahmen 1993 tatsächlich reduziert werden konnte. Einen ersten Anhaltspunkt, ob die Massnahmen erfolgreich waren, liefert die Analyse der Pestizidabsatzzahlen. Viel direkter dagegen ist die langfristige Belastungsanalyse von Gewässern, bei der die Pestizidkonzentrationen im Wasser bestimmt werden. Mit Unterbrechungen führt die EAWAG solche Untersuchungen bereits seit 1991 am Greifensee durch (siehe Kasten «Belastungsanalyse»). Seit 1997 werden sie im Rahmen des Projekts «Evaluation der Ökomassnahmen» durch das Bundesamt für Landwirtschaft finanziert.

Pestizidkäufe gingen zurück

Abbildung 1 zeigt, dass die absoluten Pestizidverkaufsmengen [1] zwischen 1993 und 2003 um etwa 25% zurückgingen. Es ist



Foto: EAWAG

Einfüllen der Pestizidmischung in den Tank eines Applikationsgeräts.

Massnahmen im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises

Verminderung der Pestizidaufwandmengen:

- Das Schadschwellenprinzip anwenden: Pestizide werden erst dann eingesetzt, wenn der durch Schädlinge zu erwartende Schaden höher ist als die Kosten der Behandlung.
- Natürliche Regulationsmechanismen ausnutzen: indirekter Pflanzenschutz, z.B. durch richtige Sortenwahl und Fruchtwechsel.
- Die insektizid- und fungizidfreie extensive Produktion (Extensio-Produktion) von Getreide und Raps fördern.
- Den pestizidlosen biologischen Landbau fördern.

Verminderung des Pestizidabtrags:

- 3 m breite Pufferstreifen entlang von Gewässern anlegen (siehe Artikel von C. Widmer, S. 6).
- Erosionsmindernde Massnahmen (z.B. Pflanzenbedeckung auch im Winter) umsetzen.

allerdings nicht möglich, von diesem Wert direkt auf eine 25%ige Reduktion der eingesetzten Pestizidmengen zu schliessen. Denn zum einen sind die aus dem Ausland importierten Pestizide sowie Produkte, die bereits seit längerem in den landwirtschaftlichen Betrieben gelagert werden, nicht in den Absatzzahlen enthalten. Zum anderen wird nicht berücksichtigt, dass die genutzte Ackerbaufläche in den letzten 10 Jahren deutlich zurückging. De facto reduzierte sich die eingesetzte Pestizidmenge daher nicht um 25% sondern lediglich um 20% von 6,5 auf 5,4 kg Pestizide pro Hektar Ackerfläche. Darüber hinaus gelangen in den letzten Jahren vermehrt neue Pestizide mit sehr viel geringerer Aufwandmenge bei gleicher Wirkung auf den Markt. Waren bis vor kurzem noch mehrere Kilogramm Wirkstoff pro Hektar für eine Pestizidbehandlung üblich, erzielen bei diesen modernen Produkten bereits wenige Gramm die gleiche Wirkung. Die gesteigerte Potenz eines Pestizids kann aber nicht nur auf dem Feld, sondern auch später im Gewässer zum Tragen kommen. Ein aussagefähiger Indikator für



Flächige Auftragung von Pestiziden auf einem Acker.

den Pestizidverbrauch sollte daher zukünftig auf repräsentativen Verbrauchserhebungen basieren und sowohl die Behandlungsintensität als auch die Potenz eines Pestizids mit berücksichtigen.

Getreide- und Maisherbizide bedeutend

Der Sammelbegriff Pestizide umfasst in der Schweiz rund 400 zugelassene Einzelwirkstoffe. Nur für einen Teil der Pestizide stehen jedoch ausreichend empfindliche und präzise Analysenmethoden zur Verfügung. Eine umfassende Bestimmung der Pestizidbelastung ist daher nicht möglich.

Für die Belastungsanalyse am Greifensee wurden etwa 50 der rund 100 in diesem Gebiet eingesetzten Pestizide untersucht. Regelmässig konnten Herbizide aus den flächenmässig bedeutenden Kulturen Mais und Getreide im Greifensee nachgewiesen werden. Zu diesen Pestiziden gehört auch das Maisherbizid Atrazin. Obwohl es in anderen Ländern, z.B. Deutschland, inzwischen verboten ist, ist es schweizweit nach wie vor eines der wichtigsten Pestizide. Da nur für Atrazin Daten aus der ersten Hälfte der 1990er Jahre vorliegen, die im Rahmen anderer EAWAG-Forschungsprojekte vor Beginn des nationalen Evaluations-

Belastungsanalyse am Greifensee

Als Beobachtungssysteme bieten sich insbesondere Seen für die Belastungsanalyse an. Mit Wasseraufenthaltszeiten von meist mehreren hundert Tagen integrieren sie alle Aktivitäten im Einzugsgebiet und lassen im Gegensatz zu hoch dynamischen Fließgewässern eine Frachtbestimmung (Bestimmung der Pestizidmenge, die in den See eingetragen wird) mit verhältnismässig geringem Aufwand auch über einen längeren Zeitraum zu [2]. Im Auftrag des Bundesamts für Landwirtschaft führt die EAWAG seit 1997 eine Belastungsanalyse am Greifensee durch. Das 160 km² grosse Einzugsgebiet des Greifensees bildet die verschiedenen agronomischen Praktiken und die damit zusammen hängenden Pestizidquellen und -eintragungspfade adäquat ab. Zudem hat die EAWAG bereits in den Jahren 1990–1991 und 1993–1994 Pestizid-daten am Greifensee erhoben. Am umfassendsten ist die Datenlage für das Maisherbizid Atrazin.

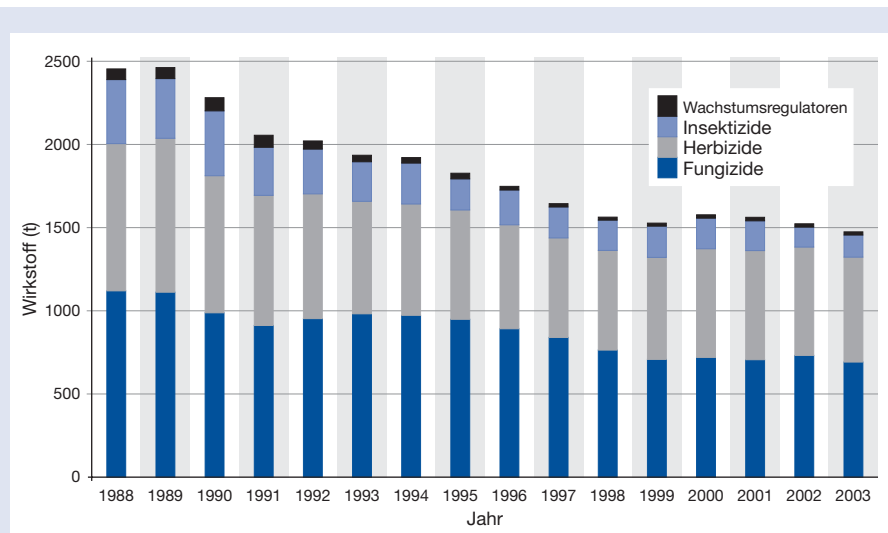


Abb. 1: Pestizidabsatzzahlen für den Zeitraum von 1988 bis 2003 [1].



programms erhoben worden sind, wurde dieses Herbizid für eine detaillierte Analyse ausgewählt.

Atrazinbelastung ging zurück

Die seit 1990 bestehenden Daten für das Greifenseegebiet zeigen, dass die Einsatzmenge von Atrazin im Laufe der 1990er Jahre von über 1100 kg auf etwa 400 kg zurückging (Abb. 2A). Gründe für diesen Rückgang sind die Einführung verschiedener Anwendungseinschränkungen für Atrazin (mengenmässige und zeitliche Einsatzbeschränkungen und ein generelles Verbot

von Atrazin auf Bahngleisen) zwischen 1988 und 1994 und das spätere Aufkommen von Ersatzprodukten. Die Reduzierung der Applikationsmenge hatte logischerweise auch positive Auswirkungen auf die im Greifensee gemessene Atrazinmenge: Lag die Gesamtmenge Atrazin im See Anfang der 90er Jahre noch zwischen 30 und 45 kg, hat sich der Wert heute bei 5–10 kg eingependelt (Abb. 2B). Dies ist zwar eine deutliche Reduktion, erstaunlicherweise ist aber die während oder kurz nach der Applikationsperiode (Mai bis Juli) in den Greifensee eingetragene Atrazinmenge von Jahr zu Jahr

sehr unterschiedlich (Atrazinfracht in Abb. 2A). So wurde im Jahr 1999, als bereits über 90% der landwirtschaftlichen Betriebe am ÖLN teilnahmen und die Atrazineinsatzmenge um über 60% abgenommen hatte, mehr Atrazin in den Greifensee eingetragen als 1994 kurz nach Einführung der Ökomassnahmen. Um den Erfolg der Ökomassnahmen wirklich bewerten zu können, müssen deshalb neben den Einsatzmengen auch die Einflussfaktoren bekannt sein, die beim Abtrag der Pestizide vom Feld ins Gewässer wirksam sind.

Keine Abtragsminderung erkennbar

Wie gross die in die Gewässer eingetragene Pestizidmenge ist, hängt hauptsächlich vom Zeitpunkt sowie von der Menge und der Intensität der Regenereignisse nach einer Pestizidapplikation ab. Dabei kann die Hälfte der jährlichen Pestizidfracht eines Gewässers in wenigen Tagen bis Wochen nach der Pestizidapplikation mit dem Regen eingetragen werden. Insgesamt macht der Abtrag der Pestizide vom Boden in die Gewässer jedoch nur wenige Prozent der applizierten Menge aus.

Abbildung 3 zeigt keine Veränderung des Atrazinabtrags in den Greifensee nach Einführung des ÖLN. Stattdessen ist eine deutliche Korrelation zwischen der abgetragenen Atrazinmenge und der Regenstärke erkennbar. Die ergiebigsten Regenfälle gab es im Jahr 1999; in diesem Jahr wurden 3,4% der applizierten Atrazinmenge in den Greifensee transportiert. In den regenärmeren Jahren liegt die abgetragene Atrazinmenge dagegen zwischen 0,5 und 1,9%.

Ein ähnliches Bild ergibt sich auch bei anderen Maisherbiziden. Ergebnisse aus einer Feldstudie, die die Maisherbizide Atrazin,

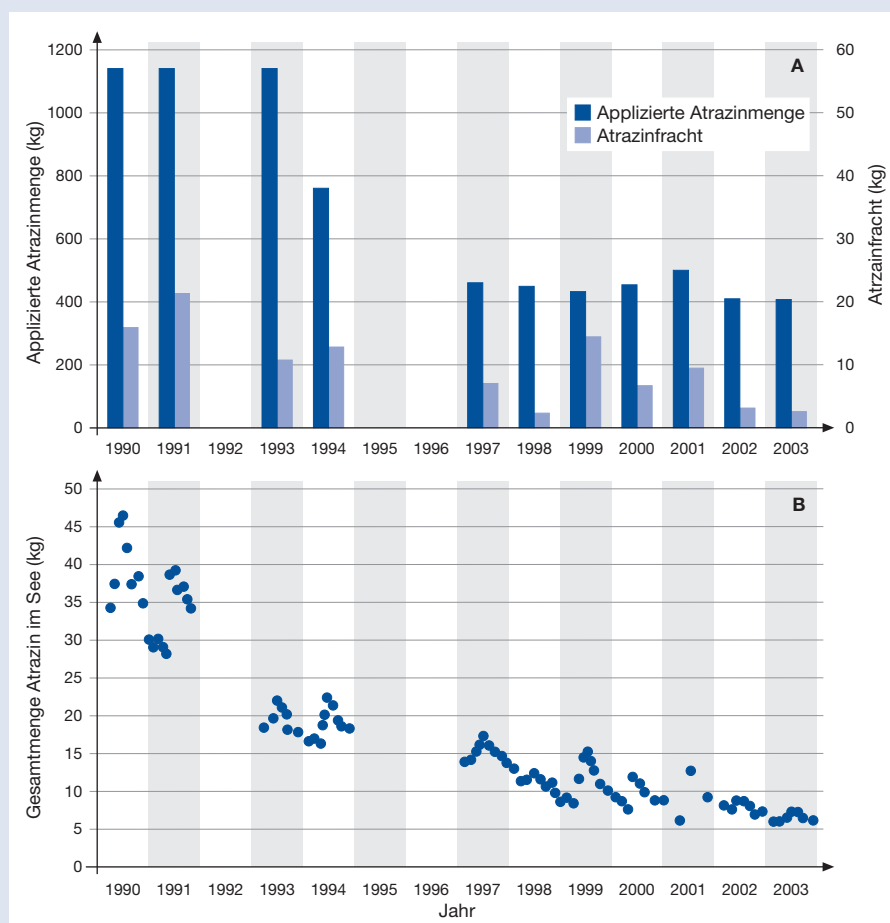


Abb. 2: Mehr als ein Jahrzehnt der Greifenseebelastung durch Atrazin – (A) Applikationsmengen im Einzugsgebiet und in den See eingetragene Menge (Fracht) sowie (B) Gesamtmengen im See. Durch Kombination der monatlichen Tiefenprofilmessungen der Pestizidkonzentration mit einer Seensimulationsoftware konnte die Atrazinfracht hinreichend präzise bestimmt werden [2].

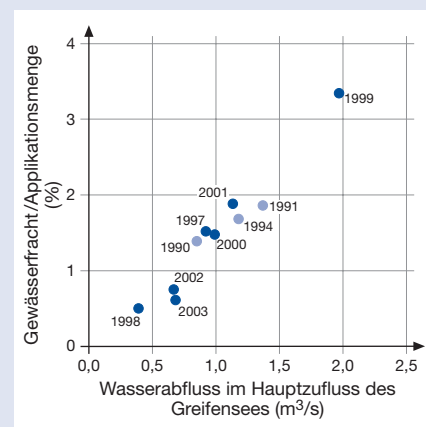
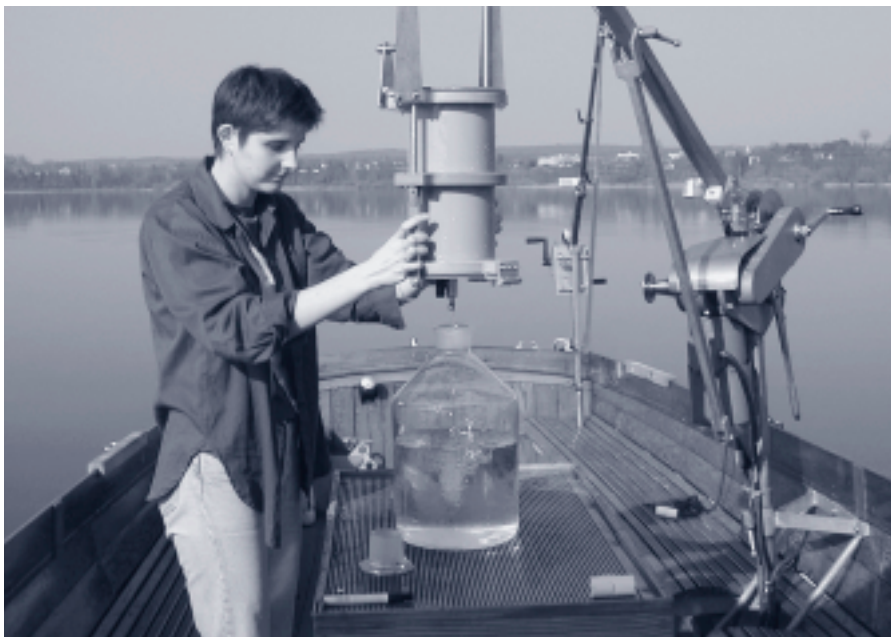


Abb. 3: Der prozentuale Atrazinanteil, der während oder kurz nach der Applikationsperiode vom Feld in das Gewässer abgetragen wird, steigt mit zunehmendem Wasserabfluss bei Regenereignissen. Daten- und Korrelationsunsicherheiten sind nicht aufgetragen.



EAWAG

Belastungsanalyse – Entnahme von Wasserproben am Greifensee.

Dimethenamid, Metolachlor und Sulcotrion in kleineren Untereinzugsgebieten der Greifenseeeregion untersuchte, zeigen, dass diese Substanzen ein ähnliches Abtragsverhalten aufweisen [3]. Bei Regen werden sie so rasch abtransportiert, dass sich die im Regenwasser gelösten Herbizide nicht an der Bodenmatrix anheften können. Für die schnelle Pestizidverfrachtung in die Gewässer während eines Starkregenereignisses sind hauptsächlich der Oberflächenabfluss und die schnelle Versickerung in Drainagen verantwortlich.

Weitere Erfolg versprechende Massnahmen

Weitere Studien im Einzugsgebiet des Greifensees wiesen nach, dass vor allem vernässte Standorte mit direktem Anschluss an ein Gewässer ein sehr grosses Pestizidverlustpotenzial aufweisen [4]. Solch vernässte Flächen sind auch aus agronomischer Sicht keine idealen Ackerbaustandorte [5]. Im Sinne einer ökologischen Flächenbewirtschaftung sollten abtragsgefährdete Felder daher auf eine pestizidlose Nutzung umgestellt werden. Dies wäre in der Praxis durchaus realisierbar, da hohe Pestizidverluste sehr häufig als lokale «hot spots» auftreten und die schweizerische Landwirtschaft aus eher kleinräumigen Strukturen besteht. Dabei könnten die pestizidlosen Flächen teilweise als direktzahlungsberechtigte ökologische Ausgleichsflächen ausgewiesen werden. Eine eindeutige Identifizierung von Risikoflächen ist eine grosse Herausforderung für die zukünftige Pestizidforschung. Bei der Entsorgung von Pestizidresten oder bei der Reinigung der Applikationsspritzen

gelangen Pestizide direkt über die Kanalisation oder indirekt über die Kläranlage ins Gewässer. Im Greifensee macht der Anteil dieser Punkteinträge für Wirkstoffe, die ausschliesslich in der Landwirtschaft verwendet werden, etwa 15 bis 20% der gesamten Pestizidbelastung aus [6]. Hier setzen Lehrgänge für den richtigen Umgang mit Pestiziden an, die mit einer Fachbewilligung abgeschlossen werden. Personen, die berufsmässig Pestizide verwenden, müssen im Besitz einer solchen Fachbewilligung sein. Ausserdem müssen die Applikationsgeräte regelmässig technisch überprüft werden. Da die meisten Applikationsspritzen jedoch bereits recht alt sind, birgt die finanzielle Förderung von modernen Spritzgeräten zusätzliches Verbesserungspotenzial. Frischwassertanks an modernen Spritzgeräten ermöglichen zum Beispiel eine Gerätereinigung bereits auf dem Feld.

Fazit

Ein kausaler Zusammenhang zwischen den getroffenen Politikmassnahmen zur Ökologisierung der Landwirtschaft und dem Pestizideintrag ins Gewässer ist nur schwer und mit vielen Vereinfachungen und Einschränkungen herzustellen. Einerseits scheinen die Komplexität und das zeitliche Ansprechverhalten von Umweltsystemen per se nicht kompatibel mit den Zeiträumen politischer Entscheidungen zu sein. Die Politik verlangt andererseits einfache, eindeutige und schnelle Antworten. Demgegenüber versucht die Forschung komplexe und chaotische Systeme zu verstehen, was meist aufwändige und kostenintensive Untersuchungen über einen längeren Zeitraum notwendig macht.

Aus diesem Grund wäre es wichtig gewesen, die entsprechenden Evaluierungsprogramme bereits vor der Einführung der Ökomassnahmen im Jahr 1993 zu starten. Doch trotz Datenunsicherheiten und Wissenslücken sind konkrete Trends nachweisbar: Die Massnahmen zur Beschränkung der Pestizidmenge haben zu einem achtbaren Teilerfolg geführt. Dagegen blieben die abtragsmindernden Massnahmen wenig erfolgreich und müssen in nächster Zukunft neu überdacht werden.



Heinz Singer ist Chemiker in der Abteilung «Wasser und Landwirtschaft». Er untersucht das Schicksal von Pestiziden in der Umwelt und entwickelt Methoden zum Nachweis organischer Spurenstoffe.

- [1] Schweizerische Gesellschaft für chemische Industrie SGCI (2004): Schweiz und Fürstentum Liechtenstein Pflanzenbehandlungsmittel-Markt-Statistik 1988–2003.
- [2] Müller S.R., Berg M., Ulrich M.M., Schwarzenbach R.P. (1997): Atrazine and its primary metabolites in Swiss lakes: Input characteristics and long-term behavior in the watercolumn. *Environmental Sciences and Technology* 31, 2104–2113.
- [3] Leu C., Singer H.P., Stamm C., Müller S.R., Schwarzenbach R.P. (2004): Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. *Environmental Sciences and Technology* 38, 3827–3834.
- [4] Leu C., Singer H.P., Stamm C., Müller S.R., Schwarzenbach R.P. (2004): Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. *Environmental Sciences and Technology* 38, 3835–3841.
- [5] Stamm C., Singer H., Szerencsits E., Zraggen K., Flury C. (2004): Standort und Herbizideinsatz aus Sicht des Gewässerschutzes. *Agrarforschung* 11, 446–451.
- [6] Gerecke A.C., Schärer M., Singer H.P., Müller S.R., Schwarzenbach R.P., Sagesser M., Ochsenbein U., Popow G. (2002): Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: pesticide load through waste water treatment plants – current situation and reduction potential. *Chemosphere* 48, 307–315.

Welches Risiko stellen Pestizide für die Gewässer dar?

Pestizidrückstände sind in Oberflächengewässern nicht erwünscht. Basierend auf dem pauschalen Qualitätskriterium von 0,1 µg/l geht die Schweizer Gewässerschutzverordnung bis heute wenig differenziert mit den unterschiedlichen Effekten der über 400 zugelassenen Wirkstoffe um. Um Abhilfe zu schaffen, schlägt die EAWAG ein effektbasiertes System zur Risikobeurteilung vor.

In den vergangenen Jahren wurden immer wieder die verschiedensten Pestizide in den schweizerischen Oberflächengewässern nachgewiesen [1]. Aufgrund ihrer toxischen Wirkung gegen Schädlinge und Unkräuter können diese Pestizide auch eine Gefahr für die in den Gewässern lebenden Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen darstellen.

Die Gewässerbelastung durch landwirtschaftliche Pestizide ist in der Regel saisonal. Besonders hoch sind die Pestizidkonzentrationen, wenn es während und kurz nach dem Pestizideinsatz regnet: dann können Werte von mehreren µg/l in Bächen und mittelgrossen Flüssen gemessen werden [2].

Die aus dem Boden in die Gewässer eingetragene Pestizidmenge hängt dabei sowohl von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Stoffe als auch von der Geländetopografie und den Bodeneigenschaften ab [2]. Von den etwa 400 in der Schweiz zugelassenen aktiven Pestiziden findet man mehr als zwanzig – meist Herbizide – regelmässig in den Gewässern (Tab. 1).

Darunter sind sowohl extrem toxische als auch weniger toxische Pestizide. Für einen wirksamen Gewässerschutz ist es daher unabdingbar, die Gefahr, die von einzelnen Pestiziden oder von Pestizidmischungen ausgeht, realistisch abschätzen zu können. Wichtigste Voraussetzung solcher Risiko-

beurteilungen ist der Einbezug möglichst vieler Effektdaten. Die heute gebräuchlichen Verfahren zeigen aber gerade hier grosse Schwachstellen. Aus diesem Grund entwickelte die EAWAG in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) ein effektbasiertes System zur Risikobeurteilung. Darin wird zunächst für jedes Pestizid, basierend auf den verfügbaren Effektdaten, ein individuelles Qualitätskriterium ermittelt. Dieses effektbasierte Qualitätskriterium gibt die Pestizidkonzentration an, die in den Gewässern zum Schutz der dort lebenden Organismen nicht überschritten werden sollte. In einem zweiten Schritt gehen die effektbasierten Qualitätskriterien dann in die eigentliche Risikobeurteilung ein.

Herkömmliche Risikobeurteilung

Das Risiko eines Pestizids wird generell mit Formel 1 (siehe Kasten «Formeln») berechnet [3]. Liegt der Risikofaktor unter 1, ist die Wahrscheinlichkeit, dass durch das Pestizid Gewässerorganismen geschädigt werden, relativ gering. Bei einem Faktor von über 1 ist diese Wahrscheinlichkeit dagegen gross. Mit dem in der Schweizer Gewässerschutzverordnung von 1998 festgesetzten Qualitätskriterium von 0,1 µg/l ist es zwar möglich die Gewässerbelastung abzuschätzen, eine Risikobeurteilung kann damit jedoch nicht durchgeführt werden. Denn dieses Quali-

Anwendung als	Produkt
Herbizid	2,4-D, Atrazin, Dicamba, Dimefuron, Dimethenamid, Diuron, Ethofumesat, Isoproturon, Linuron, MCPA, Mecoprop, Metamitron, Metazachlor, Metolachlor, Napropamid, Propachlor, Simazin, Tebutam, Terbuthryn, Terbuthylazin und Triclopyr
Insektizid	Diazinon und Pirimicarb
Fungizid	Metalaxyl, Oxadixyl und Penconazol

Tab. 1: Rund 20 Pestizide werden regelmässig in Schweizer Gewässern nachgewiesen.

Formeln

Formel 1

$$\text{Risikofaktor eines Pestizids} = \text{RQ} = \frac{\text{Pestizidkonzentration im Gewässer}}{\text{Qualitätskriterium}} = \frac{\text{MEC}}{\text{Qualitätskriterium}}$$

Formel 2

$$\text{Risikofaktor eines einzelnen Pestizids} = \text{RQ}_i = \frac{\text{MEC}}{\text{HC5-95\%}}$$

Formel 3

$$\text{Risikofaktor einer Pestizidmischung} = \text{RQ}_m = \sum_{i=1}^n \text{RQ}_i = \sum_{i=1}^n \frac{\text{MEC}_i}{\text{HC5-95\%}_i} = \frac{\text{MEC}_1}{\text{HC5-95\%}_1} + \dots + \dots + \frac{\text{MEC}_n}{\text{HC5-95\%}_n}$$

RQ = Risikoquotient, MEC = siehe Glossar, i = Einzelstoff, m = Mischung, n = Anzahl Pestizide in der Mischung

tätskriterium wurde willkürlich festgelegt und bewertet alle Pestizide unabhängig von ihren Effekten gleich.

In anderen Ländern zieht man dagegen effektbasierte Qualitätskriterien für die Risikobeurteilung heran [4–7]. Aber auch diese haben ihre Schwachpunkte. Das zurzeit gebräuchlichste effektbasierte Qualitätskriterium ist der so genannte PNEC-Wert (siehe Glossar). Bei der Bestimmung des PNEC-Wertes werden zwar alle vorhandenen Daten aus Toxizitätstest (EC50- und NOEC-Werte, siehe Glossar) zusammengetragen. Da der PNEC-Wert letztendlich aber auf dem niedrigsten EC50- oder NOEC-Wert basiert, ist die Kritik, er sei zu stark von einem einzigen Datenpunkt abhängig, gerechtfertigt. Hinzu kommt, dass der PNEC-Wert mit willkürlich gesetzten Sicherheitsfaktoren (siehe Glossar) versehen wird.

Seit einigen Jahren wird die schädliche Konzentration HC (siehe Glossar) als effektbasiertes Qualitätskriterium in der Risikobeurteilung [8] eingesetzt. Die Berechnung der HC beruht auf der statistischen Auswertung der in der Literatur verfügbaren NOEC-Daten (siehe Kasten «Hazardous Concentration»). Doch hier liegt ein weiterer Knackpunkt. Plausible HC-Werte können nämlich nur dann abgeleitet werden, wenn

mindestens 10 NOEC-Daten aus chronischen Toxizitätstests zur Verfügung stehen. Diese umfangreiche Datengrundlage ist zum heutigen Zeitpunkt für die meisten Pestizide jedoch nicht vorhanden.

Robuste effektbasierte Qualitätskriterien mit neuer Methode

Trotzdem ist die HC der bis jetzt aussagekräftigste Parameter in der Risikobeurteilung. Deshalb setzte unser Projekt genau hier an: wir entwickelten eine Methode, die es ermöglicht, auch dann robuste HC-Werte zu ermitteln, wenn wenige oder gar keine NOEC-Daten zur Verfügung stehen. Dabei haben wir uns im Rahmen unserer Arbeit spezifisch für den HC5-95%-Wert (siehe Kasten «Hazardous Concentration») als effektbasiertes Qualitätskriterium entschieden.

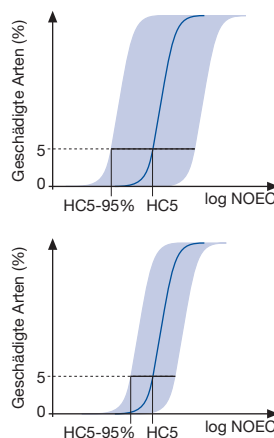
Unsere Methode umfasst drei Etappen (Abb. 1):

1. Für sämtliche Pestizide der Mischung sowie für ein Referenzpestizid werden SSD-Kurven erstellt. Dies geschieht jedoch nicht wie normalerweise üblich aufgrund der NOEC-Daten, sondern anhand der in der Literatur wesentlich zahlreicher verfügbaren EC50-Daten. Als Referenz wählt man ein

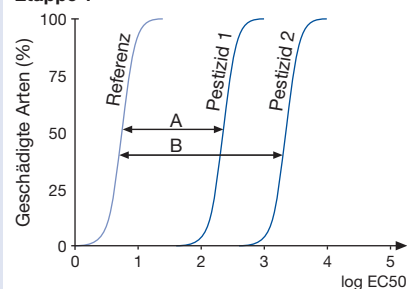
Pestizid aus, für das jeweils 8–10 Lang- und Kurzeitests gemacht wurden und somit genügend NOEC- und EC50-Daten zur Verfügung stehen. Danach bestimmt man das so genannte «Toxizitätsverhältnis» zwischen den einzelnen SSD-EC50-Pestizidkurven und der SSD-EC50-Kurve des Referenzpestizids.

Die «Hazardous Concentration» HC

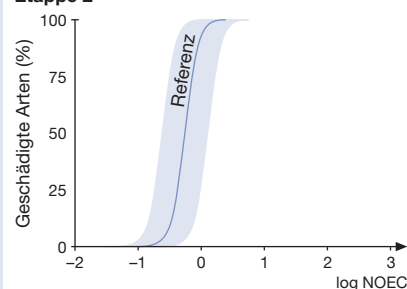
HC-Werte werden aus so genannten «Species-Sensitivity-Distribution»-Kurven (kurz: SSD-Kurven) abgeleitet [8]. Darin wird die Verteilung der NOEC-Daten logarithmisch gegen den Prozentsatz der geschädigten Arten aufgetragen. Im Idealfall sind die NOEC-Daten log-normalverteilt, sodass sich bei kumulativer Auftragung eine S-förmige Kurve ergibt. In der Praxis haben sich HC5-Werte etabliert: das ist die Pestizidkonzentration, bei der eine Gefährdung von 5% der Arten zugelassen bzw. der Schutz von 95% der Arten erreicht wird. Zudem ist bei den SSD-Kurven die Angabe eines Vertrauensbereichs möglich. Dieser ist umso kleiner, je umfangreicher und vertrauenswürdiger die Effektdaten sind. Anhand des Vertrauensbereichs wird der HC5-95%-Wert ermittelt. Er gibt die Pestizidkonzentration an bei der – mit 95%iger Wahrscheinlichkeit – 5% der Arten gefährdet und 95% der Arten geschützt sind. Konkret ist der HC5-95%-Wert immer niedriger als der HC5-Wert; je enger der Vertrauensbereich ist, desto näher liegen beide Werte beieinander [9].



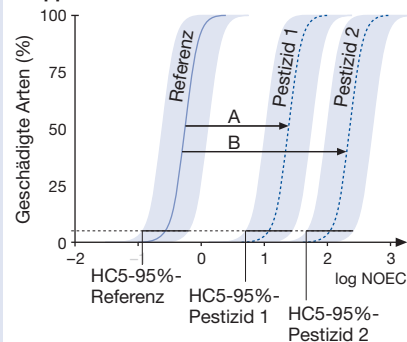
Etappe 1



Etappe 2



Etappe 3



A = Verhältnis von Referenz zu Pestizid 1
B = Verhältnis von Referenz zu Pestizid 2

Abb. 1: Die drei Etappen der neu entwickelten Methode zur Ermittlung robuster HC5-95%-Werte. Weitere Erklärungen: siehe Text.

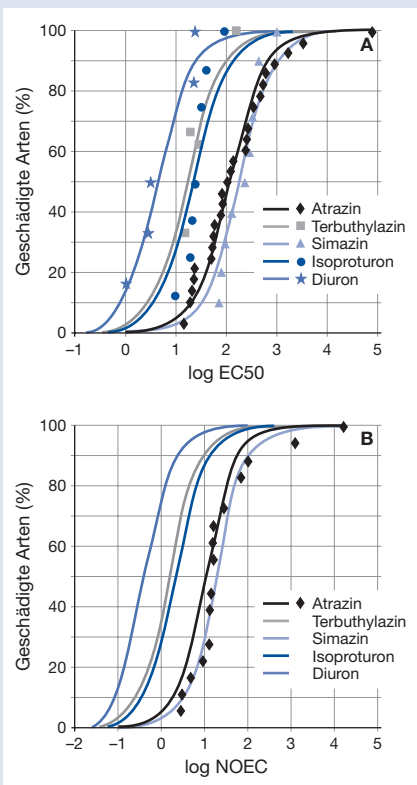


Abb. 2: Mit Hilfe der neuen Methode wurden individuelle HC5-95%-Werte für fünf Pestizide einer Pestizidmischung ermittelt. Basierend auf den EC50-Daten wurden SSD-Kurven aufgetragen (A) und davon ausgehend konnten die entsprechenden SSD-NOEC-Kurven erstellt werden (B).

2. Für die Referenzsubstanz wird eine zweite SSD-Kurve mit Vertrauensbereich – diesmal anhand der in der Literatur verfügbaren NOEC-Werte – erstellt.
3. Die SSD-NOEC-Kurven der anderen Substanzen inklusive Vertrauensbereiche werden ausgehend von der SSD-NOEC-Kurve der Referenzsubstanz erstellt. Dazu werden sie im anfänglich ermittelten Toxizitätsverhältnis zur SSD-NOEC-Kurve der Referenzsubstanz aufgetragen. Schliesslich lässt sich anhand der neuen SSD-NOEC-

Kurven die HC5-95% für jede Substanz ableiten.

Doch nur wenn die folgenden beiden Hypothesen zutreffen, ist unsere Methode tatsächlich praxistauglich:

- Pestizide mit ähnlichen Wirkmechanismen weisen parallel verlaufende SSD-EC50- und SSD-NOEC-Kurven auf.
- Das «Toxizitätsverhältnis» zwischen den SSD-EC50- und den SSD-NOEC-Kurven ist konstant.

Da man noch nicht lange mit SSD-Kurven arbeitet, ist unklar, ob die Hypothesen stimmen. Ein Vergleich der mit dieser Methode erstellten SSD-NOEC-Kurven mit den wenigen in der Literatur verfügbaren NOEC-Daten weist jedoch auf die Richtigkeit der Annahmen hin.

Mit dem Hinzukommen zusätzlicher Effektdaten, sollte die HC5-95% jeweils neu berechnet werden. Denn je mehr Daten eingehen, desto aussagekräftiger ist die HC.

Was schlagen wir vor?

Dank unserer Methode wird es künftig möglich sein, aussagekräftige HC5-95%-Werte zu ermitteln. Wir schlagen daher folgende Massnahmen vor:

- Das in der Schweizer Gewässerschutzverordnung festgelegte allgemeine Qualitätskriterium für Pestizide von 0,1 µg/l wird

gegen individuelle HC5-95%-Werte ausgetauscht.

■ Die individuellen HC5-95%-Werte der Pestizide gehen als effektbasiertes Qualitätskriterium in die Formel 2 (siehe Kasten «Formeln») zur Risikobeurteilung von Einzelstoffen ein.

■ Zudem können die HC5-95%-Werte in der Risikobeurteilung von Pestizidmischungen eingesetzt werden. Allerdings nur, wenn es sich um Mischungen von Pestiziden mit ähnlichem Wirkmechanismus handelt. Dann nämlich kommt das Konzept der Konzentrationsadditivität zum Tragen. Gemäss dieser Theorie lassen sich Konzentrationen von Stoffen mit gleichartigen Wirkmechanismen nach ihrer Toxizität gewichtet addieren [10], so dass das Risiko mit Hilfe von Formel 3 (siehe Kasten «Formeln») berechnet werden kann.

Beispiel: Risikobeurteilung von 5 Herbiziden

Mit der oben beschriebenen Methode wurde das Risiko einer Pestizidmischung in der Aa bei Mönchaltorf im Kanton Zürich beurteilt. Die Mischung besteht aus 5 Herbiziden, allesamt Photosynthesehemmer, die auf das Photosystem II einwirken. Obwohl ihre Wirkorte nicht vollkommen identisch sind [11], folgen diese Pestizide dem Kon-

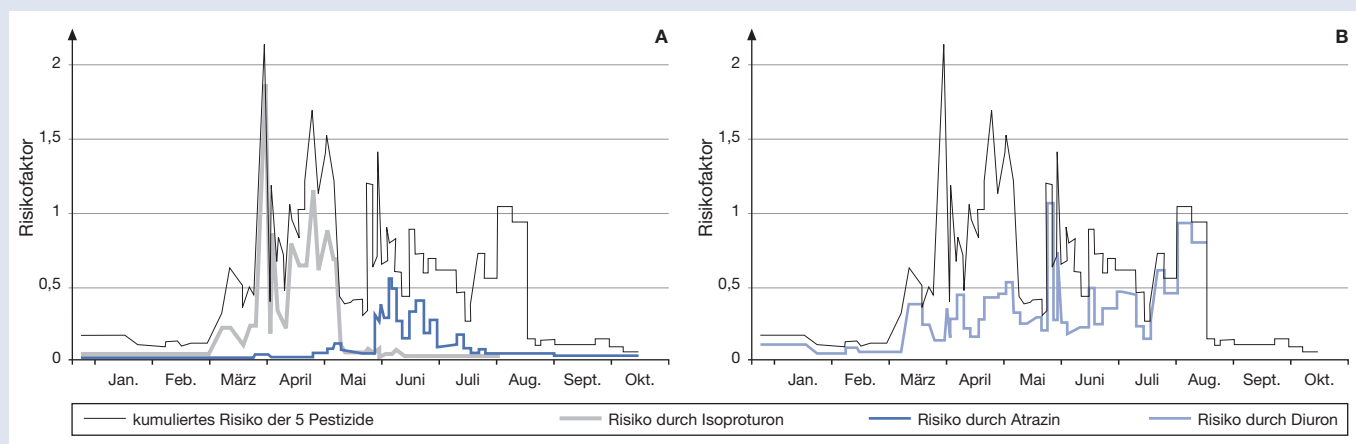


Abb. 3: Risikobeurteilung von fünf Pestiziden einer Pestizidmischung.

zept der Konzentrationsadditivität [Chèvre et al., Publikation in Vorbereitung]. Als Referenzpestizid diente Atrazin. Zur Ermittlung der SSD-Kurven wurden ausschliesslich Toxizitätsdaten aus Tests mit aquatischen Primärproduzenten (Algen und Wasserpflanzen) verwendet, weil sie am empfindlichsten auf diese Art Schadstoffe reagieren. Abbildung 2A zeigt eine Klassierung der 5 Pestizide aufgrund ihrer SSD-EC50-Kurven. Diuron erweist sich als das Herbizid mit der grössten Toxizität, gefolgt von Isoproturon und Terbutylazin, Atrazin sowie Simazin. In Abb. 2B sind die SSD-EC50-Kurven, gemäss Etappe 3 unserer Methode, in die SSD-NOEC-Kurven überführt worden.

Das Risiko dieser Pestizidmischung, Schäden im Gewässer anzurichten, ist im Frühling zeitweise deutlich grösser als 1 (Abb. 3A). Bei der Aufschlüsselung des von den einzelnen Substanzen der Pestizidmischung ausgehenden Risiken lassen sich zwei Phänomene beobachten: Erstens können sich die Gefährdungsrisiken der Pestizide im Gewässer auch dann überlagern, wenn die Pestizide zu unterschiedlichen Zeiten appliziert wurden. Dies ist bei Isoproturon und Atrazin der Fall, die von März bis April

bzw. von Mai bis Juni zum Einsatz kommen, jedoch im Mai eine Risikoüberlagerung aufweisen (Abb. 3A). Zweitens gibt es Herbizide, die die Gewässer nicht nur rund um die Applikationsperiode belasten, sondern im Jahresverlauf regelmässig nachgewiesen werden können. Es besteht also für diese Stoffe eine kontinuierliche Grundbelastung. Dies trifft in unserer Studie auf Diuron zu, das neben seinem Einsatz als Pestizid auch als Konservierungsstoff in Farben zum Einsatz kommt. Wahrscheinlich wird Diuron kontinuierlich aus Hausfassaden ausgewaschen und in die Gewässer geschwemmt (Abb. 3B). In dem von uns untersuchten Gebiet wird Diuron allerdings nicht als Pestizid gebraucht, denn es wird vor allem im Weinanbau eingesetzt. Trotzdem ist es nicht zu unterschätzen, denn es macht einen relativ grossen Anteil am Gesamtrisiko aus und die Risiken der anderen Pestizide addieren sich während der Pestizidapplikationsperiode noch zu dieser Grundbelastung.

Unsere Ergebnisse zeigen, wie wichtig die Forderung nach einem integrierten Pestizidmanagement ist.

Ausblick

Die vorgeschlagene Methode wird gegenwärtig für die Ermittlung neuer Qualitätskriterien herangezogen, und zwar sowohl für die am häufigsten im Wasser nachgewiesenen Herbizide (Triazine, Phenylharnstoffe, Chloroacetanilide) als auch für eine spezifische Gruppe von Insektiziden, die Organophosphate, wovon Diazinon regelmässig in den Gewässern gemessen wird. Weitere Pestizidgruppen folgen später.

Im Sinne einer Standardisierung ist es darüber hinaus wichtig, Regeln für die Gewässerbeprobung festzulegen. Die Definition

dieser Regeln und die Bestimmung von Probennahmestellen sind Teil eines parallel geführten Projektes. Die Ergebnisse beider Projekte können als Grundlage für die Revision der Gewässerschutzverordnung herangezogen werden.



Nathalie Chèvre, Umweltingenieurin und Ökotoxikologin, leitet seit diesem Jahr die Gruppe «Modul-Stufen-Konzept und Wasserqualitätsstandards für Pestizide» in der Abteilung «Umwelttoxikologie». Weiterer Forschungsschwerpunkt ist das Modul-Stufen-Konzept zur ökotoxikologischen Beurteilung von Fließgewässern.

Koautorin: Beate Escher

Glossar der Risikoparameter

MEC = «Measured Environmental Concentration» gibt die Schadstoffkonzentration an, die tatsächlich im Gewässer gemessen wird.

EC50 = «Effect Concentration 50%» wird in der Regel durch Labortests zur akuten Toxizität bestimmt und gibt die Schadstoffkonzentration an, bei der 50% der exponierten Organismen den geprüften Effekt zeigen. Meist beobachtet man die Mortalität.

NOEC = «No-Observed Effect Concentration» wird in der Regel durch Labortests zur chronischen Toxizität bestimmt und gibt die Schadstoffkonzentration an, bei der noch kein Effekt erkennbar ist. Meist beobachtet man die Reproduktion oder das Wachstum.

PNEC = «Predicted No-Effect Concentration» wird ausgehend von EC50- und NOEC-Daten ermittelt und gibt die Schadstoffkonzentration an, bei der kein Effekt erwartet wird. Die PNEC basiert auf den niedrigsten EC50- und NOEC-Werten und ist zusätzlich mit einem Sicherheitsfaktor versehen. Dieser Faktor ist umso tiefer, je mehr chronische Toxizitätswerte, also NOEC-Daten, vorliegen und je grösser die Zahl der getesteten Trophiestufen (Ebenen in der Nahrungspyramide) ist. Der Sicherheitsfaktor trägt den Unsicherheiten Rechnung, die durch Extrapolation einer begrenzten Anzahl Labortoxizitätsdaten auf natürliche Bedingungen entstehen.

HC = «Hazardous Concentration» = schädliche Konzentration (siehe Kasten «Hazardous Concentration») wird aus SSD-Kurven abgeleitet.

SSD-Kurven = «Species Sensitivity Distribution»-Kurven stellen den Prozentsatz der geschädigten Arten in Abhängigkeit von der Konzentration (log NOEC) dar (siehe Kasten «Hazardous Concentration»).

- [1] Chèvre N. (2003): Risikobeurteilung von Pestiziden in Schweizer Oberflächengewässern. Gas Wasser Abwasser 12, 906–917.
- [2] Leu C. (2003): Sources, processes and factors determining the losses of atrazine, dimethenamid and metolachlor to surface waters: A simultaneous assessment in six agricultural catchments. Dissertation, ETH Zürich, 89 S.
- [3] European Commission (2003): Technical guidance document on risk assessment. TGD Part II, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission, Ispra, Italy, 329 p.
- [4] Roussel P. (1999): Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau. Agence de l'eau Loire-Bretagne, 59 p.
- [5] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. LAWA, Berlin, Band III, 12 p.
- [6] Ministère de l'environnement (2001): Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'environnement, Ministère de l'environnement, Québec, 430 p.
- [7] Crommentuijn T., Sijm D., de Bruijn J., van den Hoop M., van Leeuwen K., van de Plassche E. (2000): Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. Journal of Environmental Management 58, 297–312.
- [8] Posthuma L., Suter G.W.I., Traas T.P. (2002): Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, Lewis Publishers, 587 p.
- [9] Aldenberg T., Slob W. (1993): Confidence limits of hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. Ecotoxicology and Environmental Safety 25, 48–63.
- [10] Backhaus T., Altenburger R., Arrhenius Å., Blanck H., Faust M., Finizio A., Gramatica P., Grote M., Jung-hans M., Meyer W., Pavan M., Porsbring T., Scholze M., Todeschini R., Vighi M., Walter H., Grimme L.H. (2003): The BEAM-project: prediction and assessment of mixture toxicities in the aquatic environment. Continental Shelf Research 23, 1757–1769.
- [11] Peterson D.E., Thompson, C.R., Regehr, D.L., Al-Khatib, K. (2001): Herbicide mode of action. Kansas State University, 24 p. <http://www.oznet.ksu.edu/library/crpsl2/samplers/C715.asp>

Förderung einer standortangepassten Landnutzung

Veränderte Ansprüche an die Kultur- und Naturlandschaft führen zu Nutzungskonflikten zwischen landwirtschaftlicher Produktion und dem Bedürfnis nach Arbeits- und Freizeitraum sowie dem Anliegen nach Umweltschutz. Mit Hilfe eines agrarökonomischen Modells, das auch ökologisch relevante Grössen berücksichtigt, wird die Entwicklung der Agrarstrukturen und der landwirtschaftlichen Flächennutzung abgeschätzt und deren Auswirkungen auf die Umwelt abgeleitet.

Mit der landwirtschaftlichen Nutzung sind positive und negative Effekte verbunden. Bei den positiven Effekten stehen die Nutzung des Kulturlandes und die Landschaftspflege im Vordergrund. Als negative Effekte sind die Einträge von Stickstoff und Phosphor sowie von Pestiziden in die Gewässer bedeutend. Die Stoffeinträge sind zum einen auf Verluste beim Einsatz zurückzuführen. Zum andern werden die Stoffeinträge durch eine nicht standortangepasste Landnutzung erhöht.

Wohin steuert die Schweizer Landwirtschaft?

Das Ausmass der positiven und negativen Effekte der Landnutzung hängt von zwei miteinander verbundenen Faktoren ab: von der Wahl der Nutzungsaktivitäten durch die Landwirte und von der Zuweisung der

Nutzungsaktivitäten an einen bestimmten Standort. Die Entscheidungen der Betriebsleiter werden dabei von produktionstechnischen und betriebswirtschaftlichen Überlegungen bestimmt. Bei den betriebswirtschaftlichen Überlegungen werden Preise, Kosten, Direktzahlungen und produktionstechnische Auflagen mit einbezogen. Zudem wird die Standortwahl von den verfügbaren Flächen beeinflusst. Besitzt ein Betrieb zu wenig geeignete Flächen, besteht die Gefahr, dass einzelne Standorte unangepasst genutzt werden. Darüber hinaus ändern sich die landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen dauernd, so dass sich die Betriebe ebenfalls laufend anpassen müssen.

Um die Strukturentwicklung und die zukünftige Landnutzung abzuschätzen, entwickelten wir im Rahmen des Projektes Greifensee

«Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft im Wassereinzugsgebiet des Greifensees» ein so genanntes sektorales Landnutzungsmodell. Mit Hilfe dieses Modells ist es möglich, Prognosen für den Sektor Landwirtschaft auf regionalem Niveau, in unserem Fall für die Greifenseeeregion, zu machen. Das Modell zeigt einerseits, wie die landwirtschaftlichen Betriebe ökonomisch auf veränderte Rahmenbedingungen reagieren. Andererseits wurde das Landnutzungsmodell um eine Reihe ökologischer Parameter erweitert [1]. Damit ist es möglich, die Auswirkungen einer veränderten Landnutzung auf die Umwelt zu untersuchen. In diesem Artikel richten wir unseren Fokus auf die Frage, ob die zukünftige Landnutzung standortangepasst ist und welche Auswirkungen sie auf die Pestizidbelastung der Umwelt hat.

Landnutzungsmodell und Szenarien

Im Landnutzungsmodell wird das Gesamteinkommen der Landwirtschaft im Greifenseegebiet maximiert. Ferner wählt es die für die Betriebe und die Gesamtregion optimale Landnutzung und Tierhaltung. Die landwirtschaftliche Produktion wird dabei über Modellbetriebe abgebildet, die den realen Betrieben der Greifenseeeregion entsprechen. In die Modellrechnungen gehen eine Reihe von Vorgaben ein. Die wichtigsten sind:

- die verfügbaren Produktionsfaktoren Land und Arbeit,
- die produktionstechnischen Zusammenhänge,
- die Arbeitskosten der familieneigenen Arbeitskräfte,
- der Strukturwandel: die totale Betriebszahl darf jährlich um nicht mehr als 2,6% abnehmen, was dem Strukturwandel der letzten Jahre entspricht.

Die landwirtschaftliche Strukturentwicklung wurde für ein Referenzszenario und zwei Zukunftsszenarien berechnet (siehe Kasten). Als Zeithorizont wurde das Jahr 2011 gewählt. Tabelle 1 fasst die wichtigsten Ent-

Szenarien und Rahmenbedingungen

Referenzszenario 2000: Mit dem Referenzszenario wird das Jahr 2000 simuliert. Dabei gelten für das Modell die gleichen Rahmenbedingungen (politisches und marktliches Umfeld), mit denen der Landwirt im Jahr 2000 konfrontiert war. Dank der Agrarstrukturhebungen und georeferenzierter Landbedeckungsdaten [2] sind die realen Gegebenheiten bekannt. Damit sind wir in der Lage das Landnutzungsmodell zu validieren bzw. die Auswirkungen der Modellannahmen zu erkennen.

Szenario Alleingang 2011: In diesem Szenario werden für die Landwirtschaft keine über die Agrarpolitik 2007 hinausgehenden Liberalisierungsschritte umgesetzt. Die grössten Veränderungen ergeben sich durch die Aufhebung der Kontingentierung und durch die Liberalisierung des Käsemarktes bei der Milch. So wird für Milch im Jahr 2011 ein Preis von 55 Rappen unterstellt, während die übrigen Produktpreise auf der Basis 2000 um 20–30% sinken. Bei den Kosten besteht kein eindeutiger Entwicklungstrend, und das heutige Direktzahlungssystem wird unverändert beibehalten.

Szenario Öffnung 2011: Im Vergleich zum Szenario Alleingang 2011 unterstellen wir in diesem Szenario, dass die landwirtschaftliche Preisstützung in der Schweiz vollständig abgebaut und der Grenzschutz gegenüber der Europäischen Union aufgehoben wird. Die Produktpreise orientieren sich an den europäischen Preisen und liegen um 35–75% unter dem Ausgangsniveau 2000. Bei den Kosten sinken in einem europäischen Umfeld primär die Preise für Kraftfutter.

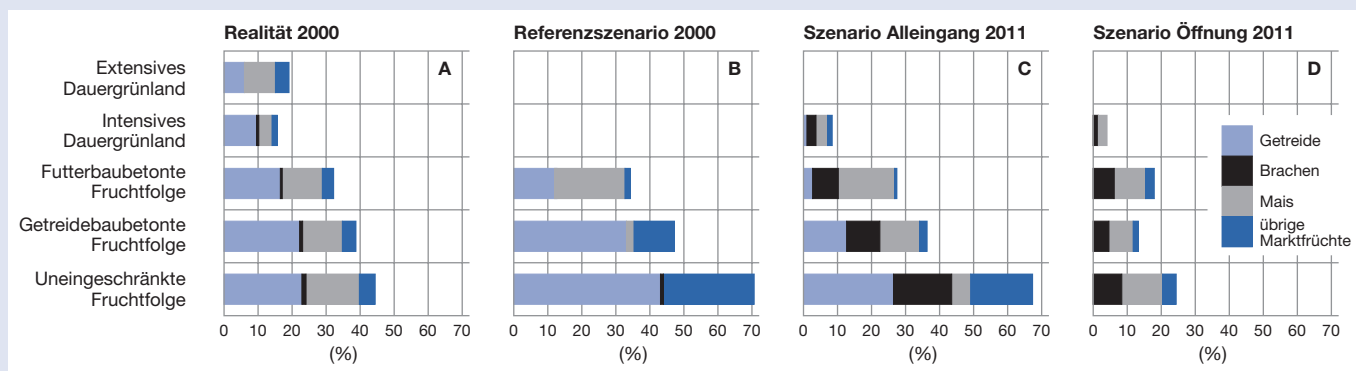


Abb. 1: Ackerkulturen nach Nutzungseignung in der Realität [2] (A) und im Referenzszenario 2000 (B) sowie in den Zukunftsszenarien Alleingang 2011 (C) und Öffnung 2011 (D). Beschreibung der Szenarien siehe Kasten. Übrige Marktfrüchte: Kartoffeln, Zuckerrüben und Raps.

wicklungskennzahlen für beide Zukunftsszenarien zusammen.

Szenario Alleingang 2011

Werden im Szenario Alleingang 2011 volle Arbeitskosten unterstellt, verschieben sich die heutigen Strukturen in Richtung einer extensiveren Landwirtschaft. Die Tierbestände werden relativ stark eingeschränkt, was sich primär auf die reduzierte Milchproduktion zurückführen lässt. Beim unterstellten Milchpreis von 55 Rappen werden nur noch 80% der heutigen Menge produziert. Im Vergleich zur Milchviehhaltung fällt der Rückgang bei der extensiven Grossviehmast geringer aus. Die Mutterkuhhaltung nimmt dagegen stark zu. Als Folge der veränderten Tierhaltung geht der Ackerfutterbau zurück. Ausserdem nehmen die ökologischen Ausgleichsflächen – vor allem Brachen auf Ackerland und extensiv genutzte Wiesen im Dauergrünland – stark zu. Der Anstieg der extensiv genutzten Wiesen hängt neben dem geringen Arbeitsaufwand und den hohen Direktzahlungen eng mit den geringeren Ansprüchen der Mutterkühe an die Futterqualität zusammen.

Offensichtlich hat die Höhe der unterstellten Arbeitskosten einen starken Einfluss auf

die landwirtschaftlichen Strukturen. Denn werden diese Kosten vernachlässigt, so werden die sinkenden Produktpreise in der Tierhaltung über höhere Bestände und eine intensivere Produktion kompensiert. In diesem Fall stabilisiert sich das gesamte Sektoreinkommen auf dem heutigen Niveau, wobei aber die Einkommen pro Arbeitseinheit deutlich sinken. Bezieht man jedoch die Arbeitskosten und die Umstellung auf (arbeits-)extensive Systeme mit ein, zeigt sich das umgekehrte Bild: trotz rückläufigem Sektoreinkommen erzielen die landwirtschaftlichen Betriebe je Arbeitseinheit die heutigen Einkommen.

Szenario Öffnung 2011

Prinzipiell gelten die für das Szenario Alleingang 2011 beschriebenen Wechselwirkungen auch für das Szenario Öffnung 2011 (Tab. 1). Die Abweichungen zwischen den beiden Szenarien lassen sich durch die unterschiedlichen Annahmen zu Preisen, Kosten und Direktzahlungen erklären. Besonders ins Gewicht fallen die im Szenario Öffnung 2011 angenommenen rückläufigen Preise für Marktfrüchte. Als Folge dieser Preisentwicklung nimmt der Ackerbau stark ab. Die im Vergleich zum Szenario Allein-

gang 2011 tieferen Produktpreise wirken sich auch auf das Einkommen aus. Unter Berücksichtigung voller Arbeitskosten liegen die Einkommen pro Arbeitseinheit im Szenario Öffnung 2011 10% tiefer als im Szenario Alleingang 2011.

Ist die heutige Landnutzung standortangepasst?

Neben der allgemeinen landwirtschaftlichen Strukturentwicklung interessiert uns ausserdem, inwieweit sich die Flächennutzung verändern wird und ob die Flächen standortangepasst bewirtschaftet werden. In Abbildung 1A werden die realen Flächennutzungsanteile im Jahr 2000 gemäss der Luftbildkartierung [2] für die verschiedenen Nutzungseignungen dargestellt. Abbildung 1B zeigt die optimale Flächennutzung im Referenzszenario 2000. Offensichtlich werden in der Realität auch ungünstige Standorte ackerbaulich genutzt: So wird an knapp 20% der Standorte, die eigentlich nur für eine extensive Grünlandnutzung geeignet sind, Ackerbau betrieben, und nur 44% der Flächen mit uneingeschränkter Fruchtfolge werden ackerbaulich genutzt (Abb. 1A). Im Gegensatz dazu wählt das Modell im Referenzszenario mehr Ackerkulturen auf den ertragsstarken Standorten aus und nutzt die für Dauergrünland prädestinierten Flächen ausschliesslich für den Futterbau (Abb. 1B).

Damit stellt sich die Frage, weshalb die Landwirtschaftsbetriebe ihr Land anscheinend nicht standortangepasst nutzen. Ein wichtiges Argument sind die bestehenden Besitz- und Pachtverhältnisse: In der Realität besteht eine einzelbetriebliche Knappheit der Ackerbauflächen, d.h. einige Betriebe haben keine für den Ackerbau geeigneten Flächen und weichen daher auf ungünstige Standorte aus. Im Modell hingegen sind die in der Realität bestehenden einzelbetrieblichen Besitz- und Pachtverhältnisse nicht abgebildet [1]. Die Modellbe-

	Alleingang 2011		Öffnung 2011	
	Ohne Arbeitskosten	Mit Arbeitskosten	Ohne Arbeitskosten	Mit Arbeitskosten
Sektoreinkommen	98%	72%	83%	65%
Einkommen/Arbeitseinheit	64%	104%	54%	94%
Ackerfläche/LN	110%	76%	106%	40%
Offene Ackerfläche/LN	79%	89%	76%	42%
Ackerfutterbau/LN	192%	59%	189%	47%
Tierbestand (GVE)	147%	76%	149%	83%
GVE/ha Futterbaufläche	121%	75%	121%	72%
Milchproduktion	335%	80%	338%	95%
Ökologischer Ausgleich/LN	127%	237%	146%	287%

Tab. 1: Landwirtschaftliche Strukturentwicklung in den Zukunftsszenarien Alleingang 2011 und Öffnung 2011 (relativ zum Referenzszenario 2000). Arbeitseinheit = eine vollbeschäftigte Person, LN = landwirtschaftliche Nutzfläche, GVE = Grossvieheinheit (z.B. 1 Kuh = 1,0 GVE oder 1 Stier = 0,6 GVE).

triebe sind somit in der Zusammenstellung ihrer Flächen viel flexibler und freier, so dass sie im Referenzszenario ausschliesslich Fruchtfolgeflächen ackerbaulich nutzen.

Ist die Landnutzung in Zukunft standortangepasst?

Das Landnutzungsmodell beantwortet diese Frage nicht eindeutig:

- Einerseits geht die offene Ackerfläche in beiden Zukunftsszenarien zurück (Tab. 1). Damit reduziert sich in den Zukunftsszenarien die Knappheit der Fruchtfolgeflächen, so dass es theoretisch möglich wäre, auf geeignete Standorte für den Ackerbau zurückzugreifen.
- Andererseits nehmen in den Zukunftsszenarien die Flächen für Getreide, Kartoffeln und Zuckerrüben ab und die Bracheflächen zu. Als Folge steigt der Anteil Mais im Ackerbau, der auch auf weniger gut geeigneten Standorten angebaut werden kann. Wahrscheinlich wird also weiterhin ein Teil der Grünlandstandorte ackerbaulich und damit nicht standortangepasst genutzt werden (Abb. 1C + D).

Auswirkungen auf die Umwelt

Mit der angepassten Tierhaltung und Flächennutzung verändern sich auch die Auswirkungen auf die Umwelt. Tabelle 2 zeigt, wie sich die Stickstoff- und Phosphorverluste sowie der Anteil Ackerkulturen auf Pestizid-Risikostandorte in Zukunft verändern. Während sich die Stickstoffverluste mehr oder weniger proportional zur Ackerbaufläche verhalten, sinken die Phosphorverluste mit dem Tierbestand. Demgegenüber steigen die Anteile der ackerbaulich genutzten Pestizid-Risikostandorte im Szenario Alleingang 2011 mit Arbeitskosten deutlich an. Statt rund 3–6% wie im Referenzszenario und in den beiden Zukunftsszenarien werden über 10% der Risikostandorte ackerbaulich genutzt. Dies liegt daran, dass vermehrt Flächen mit tieferer Nutzungseignung ackerbaulich bewirtschaftet werden und diese Standorte häufig Pestizid-Risikostandorte sind [3].

Ansätze für eine standortangepasste Landnutzung

Aus unseren Ergebnissen wird deutlich, dass in Zukunft mit einer Extensivierung der Landwirtschaft zu rechnen ist: rückläufige Tierbestände, sinkende Intensität in der Grünlandnutzung und Ausdehnung der ökologischen Ausgleichsflächen. Dieser Trend wird zudem durch den Strukturwandel begünstigt. Auswertungen der heutigen Strukturen in der Region Greifensee zeigen, dass grössere Betriebe weniger Tiere je Flächen-

	Alleingang 2011		Öffnung 2011	
	Ohne Arbeitskosten	Mit Arbeitskosten	Ohne Arbeitskosten	Mit Arbeitskosten
N-Verluste	→	↘	→	↓
P-Verluste	→	↘	→	↘
Anteil Ackerflächen auf Pestizid-Risikostandorte	→	↑	→	→

Tab. 2: Veränderung der Stoffverluste im Wassereinzugsgebiet des Greifensees in den Zukunftsszenarien Alleingang 2011 und Öffnung 2011 (relativ zum Referenzszenario 2000). Die Risikostandorte für Pestizidverluste wurden mit Hilfe eines einfachen Indikators identifiziert [3].

einheit halten als kleinere Betriebe [4]. Die mit dem Strukturwandel steigende Flexibilität ermöglicht es den Betriebsleitern, den Ackerbau auf ungeeigneten Standorten einzuschränken, so dass eine im Vergleich zur heutigen Nutzung standortangepasste Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen zu erwarten ist. Es ist daher damit zu rechnen, dass sich auch die negativen Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt reduzieren.

Unabhängig von dieser langfristigen Entwicklung kann die standortangepasste Landnutzung über die Ausgestaltung des Direktzahlungssystems bzw. dessen Auflagen für die Direktzahlungsberechtigung gezielt gefördert werden. Im heutigen System fehlt mit Ausnahme der Ökoqualitätsverordnung ÖQV [5] ein Standortbezug vollständig: Das Gefährdungspotenzial für Gewässer bzw. das Aufwertungspotenzial für die Artenvielfalt, welches aufgrund von Standortfaktoren unterschiedlich hoch ist, wird nicht berücksichtigt. Weitere Ergebnisse mit dem Landnutzungsmodell zeigen, dass die Vernetzung der ökologischen Ausgleichsflächen durch eine Bindung der ökologischen Direktzahlungen an die Standortwahl deutlich verbessert werden kann [6]. Ebenso kann über Anreize oder Verbote der Anbau von Ackerkulturen mit einem hohen Pflanzenschutzbedarf auf Pestizid-Risikostandorten eingeschränkt werden. Da es in der gesamten Region Greifensee jedoch relativ wenige Pestizid-Risikostandorte gibt, würde ein Verbot von Ackerkulturen mit hohem Pflanzenschutzbedarf auf diesen Risikostandorten nur minimale Auswirkungen haben [6]. In Teilgebieten oder in einzelnen Betrieben können die strukturellen Wirkungen eines Verbotes jedoch wesentlich stärker sein. Das Ausmass der Effekte hängt dabei von der Knappheit der Ackerböden und deren Klassierung als Risikostandorte ab. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass die Pestizidverluste nicht ausschliesslich von der standort(un)angepassten Nutzung abhängen [3]. Neben einer Einschränkung der Pestizidanwendung auf Risikostandorten sind daher auch Massnahmen

anzuwenden, die den Einsatz von Pestiziden sowie deren Verluste reduzieren. Die Untersuchungen im Greifenseeeprojekt machen deutlich, dass die Standorteigenschaften der Flächen in die zukünftige Agrarpolitik einzubeziehen sind. Gleichzeitig wird klar, dass das bestehende Wissen – insbesondere zur Frage, wie landwirtschaftliche Aktivitäten, Standorteigenschaften der Nutzflächen und resultierende Umweltwirkungen zusammenhängen – noch nicht ausreichend ist. Diese Wissenslücken müssen rasch geschlossen werden.



Kurt Zraggen, Agrarwissenschaftler am Institut für Agrarwissenschaft der ETH Zürich, entwickelte im Rahmen seiner Dissertation ein sektorales Landnutzungsmodell für das integrierte Forschungsprojekt «Greifensee – Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft im Wassereinzugsgebiet des Greifensees».



Christian Flury, Agrarwissenschaftler am Institut für Agrarwissenschaft der ETH Zürich, ist Projektleiter des integrierten Forschungsprojekts «Greifensee» und bietet als Partner der Flury & Giuliani GmbH Beratungen im Bereich der Agrar- und Regionalwirtschaft an.

- [1] Zraggen K., Flury C., Gotsch N., Rieder P. (2004): Entwicklung der Landwirtschaft in der Region Greifensee. *Agrarforschung* 11, 434–439.
- [2] Schüpbach B., Szerencsits E. (2000): Landnutzungslayer der Greifenseeeprojekt internen GIS-Datenbank. Zürich-Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL).
- [3] Stamm C., Singer H., Szerencsits E., Zraggen K., Flury C. (2004): Standortgerechtigkeit des Herbizideinsatzes aus Sicht des Gewässerschutzes. *Agrarforschung* 11, 446–451.
- [4] Zraggen K. (2005): Zukunftsfähige Landnutzung im Wassereinzugsgebiet des Greifensees entwickelt mit einem sektoralem Landnutzungsmodell, Dissertation, ETH Zürich (in Vorbereitung).
- [5] Ökoqualitätsverordnung: http://www.admin.ch/ch/d/sr/c910_14.html
- [6] Zraggen K., Flury C., Gotsch N., Rieder P. (2004): Gestaltung der Landnutzung in der Region Greifensee. *Agrarforschung* 11, 470–477.

Nationale Strategie zur Stickstoffreduktion in der Landwirtschaft

Zur Reduktion umweltschädlicher Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft wurden durch die Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz ökologische Ziele formuliert, die auch in der aktuellen Agrarpolitik ihren Niederschlag gefunden haben. Neuste Berechnungen zeigen, dass das Etappenziel für 2005 kaum erreicht werden kann. Verantwortlich dafür ist unter anderem das Fehlen ausreichender und zielkonformer ökonomischer Anreize. Diese könnten durch ein System aus Lenkungsabgaben auf Stickstoffdünger und einer räumlich differenzierbaren Landnutzungssteuer geschaffen werden.

In der Schweiz stammen rund 50% der umweltrelevanten Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft [1]. Die Reduktion dieser Emissionen stellt eine Herausforderung für Politik, Forschung und Landwirtschaft dar. Stickstoffverbindungen sind in einen natürlichen Stoffkreislauf eingebunden. Sie können zum Teil weiträumig transportiert werden, wobei die Mehrheit der Stickstoffemissionen aus diffusen Quellen stammt. Entsprechend können die Verursacher nicht eindeutig identifiziert werden, was den Einsatz von anreiz- und effizienzorientierten Instrumenten in der Umweltpolitik erschwert [2, 3].

Strategie Stickstoffhaushalt Schweiz

Zum Schutz gegen schädliche und lästige Einwirkungen von Stickstoffverbindungen wurden in der nationalen Gesetzgebung sowie in internationalen Abkommen Ziele festgelegt, die eine vorsorgliche Emissionsverminderung im Rahmen des technisch Machbaren und wirtschaftlich Tragbaren anstreben. Zusätzlich entwickelte die Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz [1] im Auftrag des Bundes Strategien für eine etappenweise Verminderung der umweltrelevanten Stickstoffemissionen, die auch in den ökologischen Zielen der aktuellen Agrarpolitik (AP 2007) ihren Niederschlag fanden [4, 5]. So gelangte die Projektgruppe aufgrund wissenschaftlicher Untersuchungen zur mittelfristigen Zielsetzung, dass die gesamtschweizerische Belastung von Luft und Gewässern durch umweltrelevante

Stickstoffverbindungen aus der Landwirtschaft bis 1998 um 14 kt Stickstoff pro Jahr und bis 2002 um 22 kt Stickstoff pro Jahr reduziert werden sollte [1]. Der Bundesrat hat den Erfüllungszeitpunkt im Rahmen der AP 2007 auf das Jahr 2005 verschoben [4, 5].

Darüber hinaus hat die Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz ökologisch begründete Langfristziele für die Emissionen von Stickoxiden und Ammoniak sowie für die Nitratauswaschung aus der Landwirtschaft formuliert [1]. Zudem müssten die umweltrelevanten Stickstoffverluste insgesamt und längerfristig halbiert werden, d.h. die jährlichen Flüsse müssten von 96 kt Stickstoff im Jahre 1994 auf den Ökozielwert von 48 kt Stickstoff reduziert werden [4]. Für Lachgasemissionen liegen hingegen keine konkreten Ziele vor. Diese sollten jedoch im Zusammenhang mit der im Kyoto-Protokoll eingegangenen Verpflichtung zur Reduktion der gesamtschweizerischen Treibhausgasemissionen berücksichtigt werden.

Methode zur Abschätzung der Stickstoffverluste

Im Rahmen der Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz wurde am Institut für Agrarwirtschaft (IAW) der ETH Zürich eine Methode entwickelt [6], die es erlaubt, das Stickstoffverlustpotenzial sowie die umweltrelevanten Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft für unterschiedliche Betriebsarten zu berechnen. Der Ansatz basiert auf einer Stichprobe von Landwirtschaftsbetrieben aus der Gesamtheit der Buchhal-

tungsaufzeichnungen des Schweizerischen Bauernverbandes (SBV) und des Service romande de la vulgarisation de l'agriculture (SRVA). Die daraus verwendeten Daten geben Auskunft über den Zukauf von Saatgut und Handelsdüngern, den Verkauf von pflanzlichen und tierischen Erzeugnissen und die Veränderungen der Tierbestände. Für die Abschätzung der in der Schweizer Landwirtschaft eingesetzten Stickstoffmengen und der damit verbundenen Verlustpotenziale wurden Kennzahlen für die verschiedenen Betriebstypen einzeln ermittelt und auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche der Schweiz hochgerechnet. Komplementär dazu wurde unter Verwendung statistischer Daten des SBV eine Globalrechnung erstellt, in welcher die Schweizer Landwirtschaft als ein einziger Betrieb betrachtet wird.

Nach Rückgang erneuter Anstieg der Stickstoffverluste

Kürzlich durchgeführte Berechnungen mit diesen beiden Methoden zeigen für das Stickstoffverlustpotenzial nach einem Rückgang zwischen 1993/94 und 1997/98 einen Wiederanstieg [5, 7]. Dieses Resultat wird auch durch andere Berechnungen gestützt. So weist die mit der OSPAR-Methode [8] bestimmte jährliche Stickstoffbilanz die gleiche Entwicklung auf. Danach nahm der Stickstoffbilanzüberschuss zwischen 1990 und 1997 deutlich ab und nimmt seither wieder zu [5].

Abbildung 1 veranschaulicht die zeitliche Entwicklung des mit der IAW-Methode be-

Inventars des Bundes [11]. In Tabelle 1 sind die auf diese Weise ermittelten Werte zusammengestellt. Da die Werte leicht höher liegen als die bisher verwendeten, müssen für die Beurteilung der Zielerreichung die prozentualen Veränderungen gegenüber 1994 herangezogen werden. Diese stützen die Vermutung [5], dass das agrarökologische Etappenziel auch im Jahr 2005 nicht erreicht werden dürfte.

Erklärungsgründe

Mögliche Gründe für diese aus agrarökologischer Sicht unerwünschte Entwicklung sind [5, 7]:

- der Wiederanstieg des Stickstoffmineraldüngerverbrauchs,
- ein höherer Stickstoffbedarf der angebauten Pflanzen,
- die Zunahme der Anzahl Laufställe,
- Änderungen bei den Fütterungsempfehlungen,
- eine Zunahme der Futtermittelimporte,
- die Zwischenlagerung von organisch gebundenem Stickstoff im Boden.

Zudem dürften die teils beträchtlichen Unsicherheiten bei der Berechnung der Stickstoffflüsse in die Umwelt und die Komplexität und Dynamik natürlicher Systeme [10] sowie die technologische und wirtschaftliche Entwicklung einen Einfluss haben. Gerade aus wirtschaftlicher Sicht spielen die Veränderung der relativen Preise und die Einschränkung der individuellen Handlungsmöglichkeiten durch Vorschriften eine entscheidende Rolle bei der Wahl einzelner Aktivitäten und Faktoreinsätze sowie bei der Verbreitung neuer Produktionsalternativen.

Doppelter Forschungsbedarf

Entsprechend resultiert ein doppelter Forschungsbedarf. Zum einen müssen wir besser verstehen, wie sich ein verändertes landwirtschaftliches Produktionssystem auf den Stickstoffhaushalt auswirkt, und zum anderen müssen diese Erkenntnisse in mathe-

rechneten Stickstoffverlustpotenzials, das sich aus Stall-, Lagerungs-, Ausbringungs- und Ausnutzungsverlusten zusammensetzt. Dabei fällt auf, dass das Stickstoffverlustpotenzial unter Berücksichtigung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse und der Produktionsfortschritte in der Landwirtschaft [9] leicht höher liegt als bei Verwendung der alten Koeffizienten aus dem Jahr 1994. Dies dürfte vor allem durch Änderungen in der Tierhaltung und eine geringere Pflanzenverfügbarkeit der anfallenden Hofdünger bedingt sein.

Leider traten bei der Hochrechnung der Stichproben Datenprobleme auf, die die Interpretierbarkeit der Ergebnisse für die einzelnen Betriebstypen sowie für die Aufteilung des Verlustpotenzials auf die verschiedenen Stickstoffformen einschränken.

Diese Probleme rühren daher, dass die Berechnungsmethode ursprünglich nicht als Monitoringinstrument, sondern für die Validierung agrarökonomischer Modellrechnungen entwickelt wurde. Zudem sind die Kontinuität und Repräsentativität der Daten durch Fluktuationen der Buchhaltungsbetriebe bei SBV und SRVA sowie durch strukturelle Verschiebungen zwischen den Betriebstypen beeinträchtigt. Dies wirkt sich besonders auf die Aufteilung des Stickstoffverlustpotenzials und die Berechnung der umweltrelevanten Stickstoffverluste aus. Aus diesem Grund können für das Jahr 2002 mit der IAW-Methode keine verlässlichen Aussagen über Höhe und Entwicklung der umweltrelevanten Stickstoffverluste gemacht werden.

Es bieten sich jedoch Alternativen an. Eine Möglichkeit besteht in der Verwendung des Stickstoffverlustpotenzials ohne Aufteilung auf die einzelnen Verluste. Gemäss Projektgruppe Stickstoffhaushalt läge das entsprechende Etappenziel für 2002 bei einer Reduktion um 28 kt Stickstoff pro Jahr gegenüber 1994. Wie Abbildung 1 veranschaulicht, konnte dieses Ziel bei Weitem nicht erreicht werden.

Die zweite Möglichkeit besteht in der Berechnung der umweltrelevanten Stickstofffrachten unter Verwendung der Methode IULIA [10] und des jährlich nach internationalen Richtlinien erstellten Treibhausgas-

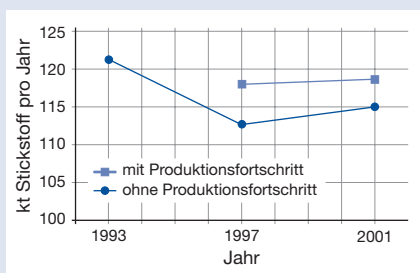


Abb. 1: Entwicklung des Stickstoffverlustpotenzials gemäss Globalrechnung [5, 9].



Zur Ertragssteigerung werden dem Boden gezielt Nährstoffe zugeführt, wobei ein Teil davon ungenutzt in der Umwelt verloren geht.

matisch-naturwissenschaftlichen Modellen (einschliesslich Fehlerabschätzung) entsprechend abgebildet werden können. Dies stellt zugleich eine Voraussetzung für verlässliche ökonomische Analysen dar, die sehr sensitiv auf Veränderungen der relativen Preise, politischen Rahmenbedingungen und neuen technologischen Möglichkeiten reagieren können. Gerade bezüglich der Veränderung von relativen Preisen und Produktionstechniken hat sich die Realität seit 1994 teilweise anders verhalten als in den von der Projektgruppe Stickstoffhaushalt verwendeten Modellrechnungen [1, 6]. Dadurch lässt sich ebenfalls ein Teil der bestehenden Ziellücke beim Stickstoffverlustpotenzial erklären.

Beurteilung und Politikempfehlung aus ökonomischer Sicht

Angesichts der bestehenden Ziellücke bei den Stickstoffverlusten aus der Schweizer Landwirtschaft stellt sich die Frage nach geeigneten Massnahmen zu deren Reduktion. Aus ökonomischer Sicht steht nach wie vor die Einführung von Lenkungsabgaben im Vordergrund, auch wenn dies bisher wiederholt und mit Hinweis auf andere Massnahmen zurückgewiesen worden ist [1, 4]. Lenkungsabgaben sind anreizorientierte ökonomische Instrumente, welche, im Gegensatz zu regulativen Vorschriften, durch Korrektur der relativen Preise eine kosteneffektive (d.h. kostenminimale und ressourcenschonende) Erreichung von Umweltzielen ermöglichen. Dies wird erreicht, in dem eine Abgabe (ein Preis) auf Schadstoffemissionen erhoben und somit ein Anreiz zur Internalisierung externer Kosten gesetzt wird [2]. Allerdings wird eine derartige Politik erschwert, wenn Emissionen aus diffusen Quellen stammen und nicht direkt beobachtbar sind. Als Alternative zu einer Besteuerung der Emissionen haben UmweltökonomInnen deshalb ein System von

Abgaben auf sämtliche Inputs, die für die Entstehung der Emissionen verantwortlich sind, vorgeschlagen. Dieses Abgabesystem besitzt die gleichen Effizienzigenschaften wie die Besteuerung von Emissionen [12]. Bezogen auf die Stickstoffproblematik erfordert dies die Kombination einer national einheitlichen Lenkungsabgabe auf Stickstoffdünger (Mineral- und Hofdünger, nicht nur Überschüsse) mit einer räumlich differenzierbaren Landnutzungssteuer. Diese räumlich differenzierbare Landnutzungssteuer erlaubt es, unterschiedliche Standorteigenschaften und Bewirtschaftungsformen angemessen zu berücksichtigen [3, 13, 14]. Dies bedeutet, dass die bisherigen Betrachtungen zu Lenkungsabgaben entsprechend erweitert und zugleich in einen breiteren Kontext mit mehreren Umweltproblemen und Zielen gesetzt werden müssen. Damit verbunden ist die Notwendigkeit einer Neubeurteilung der bisherigen Erkenntnisse zur Einführung von Lenkungsabgaben in der Agrar-Umweltpolitik.



Werner Hediger, Volkswirtschaftler, ist Oberassistent und Lehrbeauftragter für Ressourcen- und Umweltökonomie am Institut für Agrarwirtschaft der ETH Zürich. Er beschäftigt sich mit ökonomischen Ansätzen für eine nachhaltige Entwicklung und integrierte Umweltpolitik.

- [1] Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz (1996): Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 273, BUWAL/BLW, Bern.
- [2] Shortle J.S., Abler D. (Eds) (2001): Environmental Policies for Agricultural Pollution Control. CABI Publishing, Wallingford, UK, New York, USA.
- [3] Hediger W. (2003): Alternative policy measures and farmers' participation to improve rural landscapes and water quality: A conceptual framework. Schweiz. Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik 139, 333–350.
- [4] BUWAL (2003): Reduktion der Umweltrisiken von Düngern und Pflanzenschutzmitteln. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- [5] BLW (2004): Agrarbericht 2004. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- [6] Häflicher M., Keusch A., Lehmann B., Thomi H.-P., Wolf H.P. (1995): Stickstoffhaushalt Schweiz – Anpassungsschritte landwirtschaftlicher Betriebe zwecks Abbau der N-Emissionen. Technischer Bericht, Institut für Agrarwirtschaft, ETH Zürich.
- [7] Werder D., Perrin P.-Y., Dubach M., Gerwig C., Hediger W., Lehmann B. (2004): Technischer Bericht über die Entwicklung des Stickstoff-Verlustpotenzials der Schweizer Landwirtschaft von 1994 bis 2002. Institut für Agrarwirtschaft, ETH Zürich.
- [8] OSPAR = Oslo-Paris-Kommission; Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordatlantiks. www.ospar.org
- [9] Reidy B., Menzi H. (2004): Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neues Emissionsinventar 1990 und 2000 mit Hochrechnungen bis 2003. Technischer Schlussbericht zuhanden BUWAL. Schweiz. Hochschule für Landwirtschaft (SHL), Zollikofen, Bern.
- [10] Schmid M., Neftel A., Fuhrer J. (2000): Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL 33, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz.
- [11] Swiss Greenhouse Gas Inventory, <http://www.climatereporting.ch/ghg.html>
- [12] Griffen R.C., Bromley D.W. (1982): Agricultural runoff as a nonpoint externality: A theoretical development. American Journal of Agricultural Economics 64, 547–552.
- [13] Schmid H. (2001): Umweltpolitische Instrumente in der Agrarpolitik: Eine ökonomische Analyse der Oberflächen- und Grundwasserbelastung durch Phosphor und Nitrat aus dem Ackerbau. Diss. ETH Nr. 14 299, ETH Zürich.
- [14] Peterson J.M., Boisvert R.N., de Gorter H. (2002): Environmental policies for a multifunctional agricultural sector in open economies. European Review of Agricultural Economics 29, 423–443.

(in kt N/Jahr)	1990	1994	1998	2002	2005	Ökoziel ^{d)}
Lachgas ^{b)}	4,2	4,1	3,9	3,8		
Ammoniak	54,4	51,3	49,7	47,8		
Stickoxide	3,3	3,1	2,9	2,8		
Nitrat	44,9	41,7	39,2	38,5		
Umweltrelevante N-Frachten	106,8	100,1	95,7	93,0		
Veränderung gegenüber 1994			-4,6%	-7,1%		
Agrarökologische Etappenziele ^{c)}			-14,6%	-22,9%	-22,9%	-50%

Tab. 1: Umweltrelevante Stickstoffverluste und agrarökologische Ziele^{a)}.

^{a)} Eigene Berechnungen gemäss Angaben im Text.

^{b)} Ohne indirekte Emissionen.

^{c)} Gemäss Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz bzw. Agrarpolitik 2007 [1, 5].

^{d)} Langfristiges Ökoziel [4].

Im Spannungsfeld von Landwirtschaft und Gewässerschutz



Andreas Zehnder, dipl. Ing. Agr. HTL, ist Leiter des Kontrolldienstes des Landwirtschaftsamts Schaffhausen und als Berater in den Bereichen Pflanzenbau und Ökologie tätig.



Jürg Hertz, Stellvertretender Leiter des Amts für Umweltschutz im Kanton Thurgau



Ueli Bundi, Direktor a.i. der EAWAG, beschäftigt sich mit Fragen der Umweltpolitik, der Wasserwirtschaft und der Fließgewässerbewertung.

Der Gewässerschutz ist, neben vielen anderen, ein wichtiger Grundpfeiler für die Bewirtschaftung der schweizerischen Landwirtschaftsbetriebe nach dem ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN). Verstösst ein Landwirt gegen die Gewässerschutzgesetzgebung, können ihm die Direktzahlungen gekürzt werden.

Themen wie der Einfluss von Antibiotika, Hof- und Mineraldüngern sowie Pestiziden auf die Gewässer sind Realität und können auch aus landwirtschaftlicher Sicht nicht vom Tisch gewischt werden. Es ist daher einerseits unerlässlich, dass die Forschung die Risiken dieser Substanzen für die Gewässer untersucht und daraus gezielte Massnahmen zur Verminderung der Gewässerbelastung entwickelt. Andererseits muss die Politik dieses Wissen in die zukünftige Ausrichtung der schweizerischen Agrarpolitik einbeziehen.

Als Berater für eine umweltschonende landwirtschaftliche Produktion liegt mir eine Frage im Zusammenhang mit der Gewässerschutz-Diskussion besonders am Herzen: «Wie sag ich das alles den Bauern?»

Für die Bauern ist der Gewässerschutz weder das einzige noch das grösste Problem. Neben den Auflagen aus der Umweltschutzgesetzgebung sind vor allem betriebswirtschaftliche und produktionstechnische Fragen wichtig für das Überleben eines Landwirtschaftsbetriebes. Unsere Hauptaufgabe besteht deshalb darin, das Wissen aus Forschung und Politik in verständlicher Form an die Bauern weiterzugeben, und sie damit von der Notwendigkeit ökologischer Massnahmen zu überzeugen. Denn auch in der landwirtschaftlichen Beratung gilt: Bei der Wissensvermittlung ist nicht der Dialekt wichtig, sondern die Sprache.

Die Landwirtschaft steht im Spannungsfeld zwischen Unternehmertum und öffentlichem Auftrag. Mehr als 4 Milliarden Franken Direktzahlungen und Subventionen pro Jahr fliessen zu den Landwirten, ein Teil davon wird für ökologische Leistungen ausgerichtet. Diese Leistungen müssen definiert, kontrolliert und kommuniziert werden. Die Anforderungen sollen eindeutig, klar und sinnvoll sein und in allen Kantonen gleich gelten und gehandhabt werden. Einschränkungen im unternehmerischen Handeln sind unbeliebt und werden als Schikane empfunden. Politik und Bevölkerung verlangen konsequente, aber nicht zu strenge Kontrollen und erwarten ausserdem, dass sich die Umweltsituation durch die Massnahmen sichtbar verbessert und die produzierten Lebensmittel gesund, geschmacklich einwandfrei und erst noch kostengünstig sind.

Das Spannungsfeld, in dem die schweizerische Landwirtschaft produziert, wirkt sich auch auf den Vollzug im Umweltschutz aus. Es gilt, die Balance zu halten zwischen Eingriffen und Eigenverantwortung sowie den interkantonalen Vollzug zu harmonisieren, um regionale Unterschiede zu minimieren. Dies sind nur zwei der Problemkreise, mit denen die Umweltschutzämter im Bereich der Landwirtschaft konfrontiert sind.

Zentraler Punkt ist die Kommunikation auf allen Ebenen: Auf der politischen Ebene sind die Anliegen des Umweltschutzes zu begründen und zu vertreten und mit allen Anspruchsgruppen abzugleichen. Im Vollzug gilt es, den Beteiligten die getroffenen Massnahmen zu erklären, um Akzeptanz zu schaffen. Und der Bevölkerung müssen die bereits heute erbrachten ökologischen Leistungen der Landwirtschaft bewusster gemacht werden.

Die Integration des Umweltschutzes in die Wirtschaftsbereiche ist zentrales Postulat der Umwelt-, Wirtschafts- und Regionalpolitik. Die Landwirtschaft hat die Herausforderung angenommen und verfolgt diesen Weg seit nunmehr 15 Jahren. Dennoch besteht weiterhin ein grosser Handlungsbedarf.

So sind die Landschaften in intensiv genutzten Gebieten noch überwiegend stark verarmt. Sehr viele Bachläufe wurden ausgemerzt oder ihrer schützenden und landschaftsprägenden Gehölzstreifen beraubt. Die Wiederherstellung eines naturnahen Gewässernetzes beansprucht landwirtschaftliche Flächen und ist eine der wichtigen Zukunftsaufgaben.

Beim Stickstoff können die agrarökologischen Ziele von 1999 nicht erreicht werden. Massgebend dafür ist letztlich der in Form von Düngern und Futtermitteln importierte Stickstoff. Eine optimierte Bewirtschaftung erlaubt wohl, Stickstoff besser auszunutzen und dadurch Verluste zu reduzieren. Damit verringern sich aber die Mengen an importierbarem Hilfsstoffen zusätzlich. Das gilt sowohl für die Schweizer Landwirtschaft insgesamt wie auch für viele Einzelbetriebe.

Agrarökologische Ziele sollen primär mittels wirtschaftlicher Anreizsysteme verfolgt werden. Doch diese Anreize werden wohl an Grenzen internationaler Reglementierungen und der wirtschaftlichen Tragbarkeit stossen. Damit sieht sich die Landwirtschaft vor einer schwierigen Zukunft – und mit ihr die ländlichen Räume insgesamt. Sie stehen europaweit vor enormen strukturellen, wirtschaftlichen und sozialen Problemen. Neue Visionen für eine nachhaltige Entwicklung der ländlichen Räume inklusive deren wichtigem Pfeiler Landwirtschaft sind dringlich.

Publikationen

Separata bitte mit dem in der Mitte eingeklebbten Talon bestellen.

- [3657] **Fenner K., Scheringer M., Hungerbühler K.** (2004): Prediction of overall persistence and long-range transport potential with multimedia fate models: robustness and sensitivity of results. *Environ. Pollut.* 128, (1–2), 189–204.
- [3662] **Siegrist H., Rieger L., Fux C., Wehrli M.** (2004): Improvement of nitrogen removal at WWTP Zürich-Werdhölzli after connection of WWTP Zürich-Glatt. *Water Sci. Technol.* 50, (7), 35–43.
- [3678] **Wedekind C., Walker M., Portmann J., Cenni B., Müller R., Binz T.** (2004): MHC-linked susceptibility to a bacterial infection, but no MHC-linked cryptic female choice in whitefish. *J. Evol. Biol.* 17, (1), 11–18.
- [3688] **Bloesch J.** (2004): Sedimentation and lake sediment formation. In: «The Lakes Handbook: Limnology and Limnetic Ecology», P.E. O'Sullivan C.S. Reynolds (Eds.). Blackwell Publishing, Oxford, 197–229.
- [3701] **Kettle H., Thompson R., Anderson N.J., Livingstone D.M.** (2004): Empirical modeling of summer lake surface temperatures in southwest Greenland. *Limnol. Oceanogr.* 49, (1), 271–282.
- [3721] **Truffer B., Harms S., Wächter M.** (2004): Regional experiments and changing consumer behaviour: The emergence of integrated mobility forms. In: «Electric Vehicles – Socio-economic prospects and technological challenges», R. Cowan, S. Hulten (Eds.). Ashgate Publ. Ltd., Aldershot, U.K., 173–204.
- [3739] **Schmidt T.C., Zwank L., Elsner M., Berg M., Meckenstock R.U., Haderlein S.B.** (2004): Compound-specific stable isotope analysis of organic contaminants in natural environments: a critical review of the state of the art, prospects, and future challenges. *Anal. Bioanal. Chem.* 378, 283–300.
- [3748] **Escher B.I., Sigg L.** (2004): Chemical speciation of organics and of metals at biological interphases. In: «Physicochemical Kinetics and Transport at Biointerfaces», H.P. van Leeuwen, W. Köster (Eds.). John Wiley & Sons, Ltd., 205–269.
- [3750] **Stamm C., Waul C., Leu C., Gomides-Freitas L., Popow G., Singer H., Müller S.** (2004): Sorption effects on herbicide losses to surface waters in a small catchment of the Swiss Plateau. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft XIX*, 951–958.
- [3751] **Bühler J., Siegenthaler C., Simitovic R., Wüest A., Zeh M.** (2004): Trübeströmung im Grimselsee. *Wasser Energie Luft* 96, (5/6), 129–135.
- [3753] **Rutishauser B.V., Pesonen M., Escher B.I., Ackermann G.E., Aerni H.R., Suter M.J.F., Eggen R.I.L.** (2004): Comparative analysis of estrogenic activity in sewage treatment plant effluents involving three in vitro assays and chemical analysis of steroids. *Environ. Toxicol. Chem.* 23, (4), 857–864.
- [3754] **Frutiger A.** (2004): Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1: Thermal effects. *Archiv für Hydrobiologie* 159, (1), 43–56.
- [3755] **Frutiger A.** (2004): Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (*Allogamus auricollis*, Trichoptera). *Archiv für Hydrobiologie* 159, (1), 57–75.
- [3756] **Boller M.** (2004): Towards sustainable urban stormwater management. *Water Science and Technology: Water Supply* 4, (1), 55–65.
- [3758] **Werlen C., Jaspers M.C.M., van der Meer J.R.** (2004): Measurement of biologically available naphthalene in gas and aqueous phases by use of a *Pseudomonas putida* biosensor. *Appl. Environ. Microbiol.* 70, (1), 43–51.
- [3759] **Laemli C., Werlen C., van der Meer J.R.** (2004): Mutation analysis of the different *tfd* genes for degradation of chloroaromatic compounds in *Ralstonia eutropha* JMP134. *Arch. Microbiol.* 181, (2), 112–121.
- [3763] **Lienert J., Fischer M.** (2004): Experimental inbreeding reduces seed production and germination independent of fragmentation of populations of *Swertia perennis*. *Basic Appl. Ecol.* 5, (1), 43–52.
- [3764] **Dittrich M., Kurz P., Wehrli B.** (2004): The role of autotrophic picocyanobacteria in calcite precipitation in an oligotrophic lake. *Geomicrobiol. J.* 21, (1), 45–53.
- [3767] **Reilstab C., Bürgi H.R., Müller R.** (2004): Population regulation in coregonids: the significance of zooplankton concentration for larval mortality. *Ann. Zool. Fenn.* 41, (1), 281–290.
- [3769] **Wedekind C., Müller R.** (2004): The experimental rearing of large salmonid eggs in Petri dishes. *Funct. Ecol.* 18, (1), 138–140.
- [3770] **Köster W.** (2004): Transport of solutes across biological membranes: Prokaryotes. In: «Physicochemical Kinetics and Transport at Biointerfaces», H.P. van Leeuwen, W. Köster (Eds.). John Wiley & Sons, Ltd., 271–335.
- [3771] **Köster W., van Leeuwen H.P.** (2004): Physicochemical kinetics and transport at the biointerface: Setting the stage. In: «Physicochemical Kinetics and Transport at Biointerfaces», H.P. van Leeuwen, W. Köster (Eds.). John Wiley & Sons, Ltd., 1–14.
- [3772] **Muscheler R., Beer J., Wagner G., Laj C., Kissel C., Raisbeck G.M., Yiou F., Kubik P.W.** (2004): Changes in the carbon cycle during the last deglaciation as indicated by the comparison of ¹⁰Be and ¹⁴C records. *Earth Planet. Sci. Lett.* 219, (3–4), 325–340.
- [3773] **Göbel A., McArdell C.S., Suter M.J.F., Giger W.** (2004): Trace determination of macrolide and sulfonamide antimicrobials, a human sulfonamide metabolite, and trimethoprim in wastewater using liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry. *Anal. Chem.* 76, (16), 4756–4764.
- [3774] **Freitas L.G., Gotz C.W., Ruff M., Singer H.P., Müller S.R.** (2004): Quantification of the new triketone herbicides, sulcotrione and mesotrione, and other important herbicides and metabolites, at the ng/l level in surface waters using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 1028, (2), 277–286.
- [3776] **Aerni H.R., Kobler B., Rutishauser B.V., Wettstein F.E., Fischer R., Giger W., Hungerbühler A., Marazuela M.D., Peter A., Schonenberger R., Vogeli A.C., Suter M.J.F., Eggen R.I.L.** (2004): Combined biological and chemical assessment of estrogenic activities in wastewater treatment plant effluents. *Anal. Bioanal. Chem.* 378, (3), 688–696.
- [3777] **Eggen R.I.L., Behra R., Burkhardt-Holm P., Escher B.I., Schweigert N.** (2004): Challenges in ecotoxicology. *Environ. Sci. Technol.* 38, (3), 58A–64A.
- [3778] **Kubán P., Reinhard M., Müller B., Hauser P.C.** (2004): On-site simultaneous determination of anions and cations in drainage water using a flow injection-capillary electrophoresis system with contactless conductivity detection. *J. Environ. Monit.* 6, 169–174.
- [3779] **Baur I., Keller P., Mavrocordatos D., Wehrli B., Johnson C.A.** (2004): Dissolution-precipitation behaviour of ettringite, monosulfate, and calcium silicate hydrate. *Cem. Concr. Res.* 34, (2), 341–348.
- [3784] **Brennwald M.S., Peeters F., Imboden D.M., Giralt S., Hofer M., Livingstone D.M., Klump S., Strassmann K., Kipfer R.** (2004): Atmospheric noble gases in lake sediment pore water as proxies for environmental change. *Geophys. Res. Lett.* 31, (4), art. no.-L04202.

EAWAG an der Expo.05 in Japan

Mit der solaren Wasserdeseinfektion in PET-Flaschen ist die EAWAG im Schweizer Pavillon an der Weltausstellung – der Expo.05 in Aichi, Japan – vertreten. Die Schweiz präsentiert sich dort vom 25. März bis zum 25. September mit einem Berg. Eine riesige Membran in der Form einer hohen Bergkette zieht sich durch den ganzen Pavillon. Im Innern wird das Expo-Thema «Die Weisheit der Natur» umgesetzt, vorwiegend mit Exponaten und ganzen Segmenten aus Schweizer Ausstellungen und Sammlungen. Die Gäste erhalten eine Taschenlampe, mit

welcher die Objekte aktiviert werden können und die gleichzeitig als Audio-Guide dient. Es werden über 15 Millionen Besucherinnen und Besucher erwartet. Rund eine Million davon dürften auch den Schweizer Pavillon aufsuchen, schätzt man im Eidgenössischen Departement für auswärtige Angelegenheiten. Die von der EAWAG entwickelte und verbreitete Entkeimungsmethode SODIS erhält damit nach dem Gewinn des Energy Globe Sonderpreises (EAWAG news 58) ein weiteres Mal eine grosse Plattform.



PEAK-Programm 2005

Unter dem Namen PEAK (Praxisorientierte EAWAG-Kurse) bietet die EAWAG Weiterbildung in Umweltwissenschaften für Fachleute aus der Praxis an. Die Kurse basieren auf aktuellen Forschungsarbeiten und Erfahrungen.

Weiterführende Informationen unter <http://www.peak.eawag.ch>

5–7 April	Cours d'Ecotoxicologie Module R: Evaluation des risques
19./20. und 30./31. Mai	Elektrofischerei für Auszubildner
14–17 June	Integrated Environmental Sanitation in Urban Areas
24./25. August	«Natürliche» Tracer in der Umwelt: Grundlagen und Nutzungsmöglichkeiten
21./22. September	Minimierung von Unsicherheiten bei Probenahmen und Online-Messungen
8./9. November	30 Jahre Fließgewässerdaten – Fakten, Analysen, Konsequenzen
16.–18. November	Taxonomie und Ökologie aquatischer Organismen Teil 1: Trichoptera

Die Sprache der jeweiligen Kurstitel ist gleichzeitig auch Kursprache.

Grosses Interesse an den Fischen

Gut 160 Fachleute haben sich am 26. Januar über den neuesten Stand der Forschung zum Rückgang der Fischbestände in Schweizer Fließgewässern informiert. Das Fachseminar in Olten wurde von der EAWAG organisiert; Träger waren das Projekt «Fischnetz+» und die gemeinsam von EAWAG, BUWAL und Fischereiverband lancierte Fischereiberatungsstelle FIBER. Nach wie vor werden die Ursachen für die rückläufigen Fangzahlen kontrovers diskutiert. Einig sind sich die Forscherinnen und Forscher, dass der Verlust an vielfältigen Lebensraumstrukturen massgeblichen Anteil

an den Veränderungen hat. Erste Erfolgskontrollen zeigen, etwa am Thurabschnitt bei Gütighausen/ZH, dass Revitalisierungsprojekte Besserung bringen können. So wurden im Fluss die stark bedrohten Nasen wieder angetroffen und auch Fischarten wie Laube oder Egli sind wieder heimisch. Oft sind aber bisher Erfolgskontrollen vernachlässigt worden. Ob die immer knapperen Mittel am richtigen Ort und in die richtigen Massnahmen investiert wurden, lässt sich für viele Projekte nicht sagen. Die EAWAG plant daher, noch dieses Jahr ein Handbuch zur Erfolgskontrolle herauszugeben.



Dank mehr Strukturvielfalt sind die stark bedrohten Nasen in der Thur wieder heimisch.

RUMBA: Vorgehen in Sachen Nachhaltigkeit

1999 beschloss der Bundesrat die Einführung des Ressourcen- und Umweltmanagementsystems RUMBA in der Bundesverwaltung. Auch im ETH-Bereich wurde RUMBA integriert. Unter der Leitung des Umweltverantwortlichen der EAWAG, Herbert Güttinger, konnte dieses Projekt nun nach knapp 4-jähriger Laufzeit abgeschlossen werden. Bereits seit April 2003 wird RUMBA an der EAWAG genutzt. Dazu wurden eine neue Umweltpolitik formuliert, die Führungsprozesse angepasst, Verantwortlichkeiten ge-

regelt und Ziele definiert. So strebt die EAWAG im Zeitraum zwischen 1990 und 2025 an, den Verbrauch nicht erneuerbarer Energien um 80% zu reduzieren. Diesem Ziel kommt sie mit dem Bezug des Neubaus Forum Chriesbach, einem «MinergieP-

Haus» im Jahr 2006 schon sehr nahe. Der Schlussbericht zum Projekt «RUMBA im ETH-Bereich» und weitere Informationen sind unter www.ethrat.ch (Rubrik Umweltmanagement) und www.umwelt.eawag.ch erhältlich.

Leitsatz der EAWAG-Umweltpolitik

Die EAWAG strebt eine weltweit anerkannte wissenschaftliche Führungsrolle bei der Förderung des nachhaltigen Umgangs mit Wasser an. Sie erbringt ihre Leistungen ressourcen- und umweltschonend und orientiert sich dabei an den höchsten Anforderungen einer nachhaltigen Entwicklung (Sustainable Development).