

Nationale Risikoindikatoren basierend auf dem Verkauf von Pflanzenschutzmitteln

Muris Korkaric, Lolita Ammann, Irene Hanke, Jérôme Schneuwly, Mikko Lehto, Thomas Poiger, Laura de Baan, Otto Daniel und Judith F. Blom
Agroscope, 8820 Wädenswil, Schweiz

Auskünfte: Judith F. Blom, E-mail: judith.blom@agroscope.admin.ch

<https://doi.org/10.34776/afs13-1> Publikationsdatum: 11. Januar 2022



Risikoindikatoren sollen aufzeigen, wie sich die Risiken von Pflanzenschutzmitteln für naturnahe Lebensräume, Oberflächengewässer und Grundwasser entwickeln.

(Foto: Carole Parodi, Agroscope)

Zusammenfassung

Das Schweizer Parlament hat beschlossen, dass die Umweltrisiken von Pflanzenschutzmitteln (PSM) bis 2027 im Vergleich zu den Referenzjahren 2012–2015 halbiert werden sollen. Um dieses Ziel überprüfen zu können, sollen geeignete Risikoindikatoren entwickelt werden, die basierend auf Verkaufsmengen von PSM die potentiellen Risiken für Organismen in Oberflächengewässern und naturnahen Lebensräumen sowie die Belastung des Grundwassers abbilden können. Hier wird nun die Berechnungsmethode für diese Risikoindikatoren vorgestellt. Erstmals können Veränderungen im PSM-Verkauf zusammen mit den Auswirkungen von produktspezifischen und allgemeinen Minderungsmaßnahmen auf Ebene Schweiz dargestellt werden. Für die drei Umweltkompartimente Oberflächengewässer, naturnahe Lebensräume sowie Grundwasser wird je ein Risikoindikator berechnet. Zur Berechnung der Risikoindikatoren wird für jeden Wirkstoff eine *Behandelte Fläche* ermittelt und mit einem *Risikoscore* sowie einem Faktor für die *Risikominderung* multipliziert. Die *Behandelte Fläche* ergibt sich aus den wirkstoffspezifischen jährlichen Ver-

kaufsmengen und der durchschnittlichen Aufwandmenge des Wirkstoffs pro Fläche (in der Landwirtschaft). Der *Risikoscore* wird anhand einer normierten Anwendung pro Wirkstoff und Umweltkompartiment berechnet basierend auf den Stoffeigenschaften, welche den Transport in das jeweilige Umweltkompartiment bestimmen. Bei den Risikoindikatoren «Oberflächengewässer» und «Naturnahe Lebensräume» wird zudem die Toxizität für Organismen im entsprechenden Umweltkompartiment einbezogen. Die *Risikominderung* berücksichtigt die durch die Zulassung verfügbaren produktspezifischen Risikominderungsmaßnahmen, allgemeine Massnahmen (wie z.B. ÖLN-Vorschriften) und deren Umsetzung. Die Risikoindikatoren erlauben es also, für wichtige Umweltkompartimente zeitliche Trends in den Risiken von PSM aufzuzeigen und bilden sowohl Veränderungen in den erfassten PSM-Verkaufsmengen ab als auch die Wirkung von Minderungsmaßnahmen.

Key words: plant protection products, national risk indicators, risk mitigation.

Einleitung

Hintergrund

Das Schweizer Parlament hat in der Frühlingssession 2021 beschlossen, die Reduktion der Umweltrisiken beim Einsatz von Pestiziden gesetzlich zu verankern (Parlamentarische Initiative 19.475: «Das Risiko beim Einsatz von Pestiziden reduzieren»). Pestizide sind dazu da, Schadorganismen zu bekämpfen, abzuschrecken oder an ihrer Vermehrung zu hindern. Zu den Pestiziden gehören auch die Pflanzenschutzmittel (PSM), die in der Landwirtschaft zum Schutz von Kulturpflanzen und deren Erzeugnissen verwendet werden. Sie werden aber auch im Forst oder für die Pflege öffentlicher oder privater Grünanlagen eingesetzt, ebenso wie für den Unterhalt der Bahn- und Strasseninfrastruktur.

PSM werden grossflächig angewendet, bleiben aber nicht ausschliesslich innerhalb der behandelten Fläche, sondern können über verschiedene Eintragspfade in andere Umweltkompartimente gelangen und dort unerwünschte Effekte auf Nichtzielorganismen haben. Messkampagnen in Oberflächengewässern und Grundwasser zeigen, dass die PSM-Konzentrationen teilweise über den gesetzlich festgelegten Grenzwerten (d.h. den numerischen Anforderungen) liegen. Verschiedene Studien belegen, dass insbesondere kleine Oberflächengewässer stark mit PSM belastet sind (Spycher *et al.*, 2019; Doppler *et al.*, 2017). Für das Grundwasser sind nicht nur PSM-Wirkstoffe von Bedeutung, sondern vor allem die zahlreichen Abbau- und Transformationsprodukte, die sogenannten PSM-Metaboliten, die durch biotische und abiotische Reaktionen aus den Wirkstoffen entstehen. Einige Metaboliten überschreiten die zulässigen Konzentrationen mehrfach an verschiedenen Messstellen (Reinhardt *et al.*, 2017, BAFU 2019). Einträge von PSM beeinträchtigen ausserdem Pflanzen und Tiere in den terrestrischen naturnahen Lebensräumen (de Snoo, 1999) und werden zudem für den starken Rückgang der Insekten-Biodiversität mitverantwortlich gemacht (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019).

Die Parlamentarische Initiative 19.475 gibt als Ziel vor, das Risiko beim Einsatz von PSM bis 2027 gegenüber dem Referenzzeitraum 2012–2015 um 50 % zu reduzieren. Damit will das Parlament Organismen in Oberflächengewässern und terrestrischen naturnahen Lebensräumen sowie das Grundwasser besser vor PSM und deren Metaboliten schützen.

Rahmenbedingungen für dieses Projekt

Für die Überprüfung der Zielerreichung sind geeignete PSM-Risikoindikatoren notwendig. Zu diesem Zweck

beauftragte das BLW im Juli 2020 Agroscope, diese Risikoindikatoren zu entwickeln. Es soll je ein Risikoindikator für Oberflächengewässer, naturnahe (terrestrische) Lebensräume und Grundwasser erarbeitet werden. Als Berechnungsbasis dienen die Verkaufszahlen aller Wirkstoffe, die ab 2012 in der Schweiz verkauft wurden, da umfassende Daten zum PSM-Einsatz nicht zur Verfügung stehen. Die Wirkung von durch die Zulassung festgelegten Risikominderungsmassnahmen (RMM), aber auch von allgemeinen Massnahmen, wie die im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) vorgesehenen, nicht-produktspezifischen Massnahmen bezüglich Abdrift und Abschwemmung sowie die Wirkung allfälliger anderer Massnahmen (z.B. korrekt angelegte Wasch- und Befüllplätze), soll abgebildet werden können. Auch der Umsetzungsgrad der verschiedenen Massnahmen soll berücksichtigt werden können, sobald Daten dazu vorliegen.

Bestehende Risikoindikatoren

International werden verschiedene Risikoindikatoren basierend auf den Verkaufsmengen von PSM-Wirkstoffen berechnet. Das statistische Amt Eurostat der Europäischen Union berechnet für die Mitgliedstaaten den «Harmonised Risk Indicator» (HRI). Dabei werden die Wirkstoffe in vier Risikogruppen eingeteilt und die Verkaufsmengen der Wirkstoffe je nach Risikokategorie mit einem Faktor von 1 (Wirkstoffe mit geringem Risiko gemäss REGULATION (EC) No 1107/2009), 8 (alle anderen Wirkstoffe), 16 (Substitutionskandidaten) oder 64 (aktuell nicht mehr zugelassene Wirkstoffe) multipliziert (Eurostat 2021). Die Toxizität und die umweltchemischen Eigenschaften der einzelnen Wirkstoffe werden dabei nicht direkt berücksichtigt. Der «Pesticide Load Indicator» wurde in Dänemark entwickelt und berücksichtigt das Umweltverhalten von PSM-Wirkstoffen und deren Öko- und Humantoxizität. Obwohl er auf Daten zum PSM-Einsatz beruht, kann der «Pesticide Load Indicator» auch mit Verkaufsmengen berechnet werden (Kudsk *et al.* 2018). Sowohl beim «HRI» als auch beim «Pesticide Load Indicator» wird die Exposition (d.h. die Konzentration im Umweltkompartiment) nicht berechnet, weshalb weder die Wirkung von produktspezifischen noch von allgemein geltenden Minderungsmassnahmen analysiert werden kann. In Deutschland wird mit dem Indikator «SYNOPS-TREND» das Risiko für terrestrische und aquatische Organismen dargestellt. Das Modell «SYNOPS» wurde bereits für die Schweiz parametrisiert (de Baan 2020) und berücksichtigt Ökotoxizität und Um-

weltverhalten der einzelnen Wirkstoffe. Da die Exposition berechnet wird, kann die Wirkung von produktspezifischen und allgemeinen Risikominderungsmassnahmen für ausgewählte Eintragspfade analysiert werden. SYNOPS benötigt für die Berechnung jedoch Daten zum Wirkstoffeinsatz in einzelnen Kulturen. Diese Informationen sind für die Schweiz zurzeit nicht vorhanden.

Die bestehenden Indikatoren erfüllen somit die Anforderungen des Schweizer Parlaments nicht, da sie entweder zu unspezifisch sind oder auf Daten basieren, die nicht flächendeckend verfügbar sind. Deshalb müssen geeignete Risikoindikatoren entwickelt werden.

Methoden

Grundlagen für die Berechnung der Risikoindikatoren «Oberflächengewässer», «Naturnahe Lebensräume» und «Grundwasser»

Für die drei Risikoindikatoren wird für jeden Wirkstoff die *Behandelte Fläche* multipliziert mit einem *Risikoscore* und einem Faktor für die *Risikominderung*. Basis für die *Behandelte Fläche* sind die sich jährlich ändernden wirkstoffspezifischen Verkaufsmengen und die durchschnittlichen bewilligten Aufwandmengen der Wirkstoffe in der Landwirtschaft. Der *Risikoscore* basiert auf den Eigenschaften der Wirkstoffe (resp. deren Metaboliten), welche den Transport in das jeweilige Umweltkompartiment bestimmen. Er wird mittels einer normierten Anwendung pro Wirkstoff und Umweltkompartiment berechnet. Bei den Risikoindikatoren «Oberflächengewässer» und «Naturnahe Lebensräume» wird zudem die Toxizität für Organismen in den jeweiligen Umweltkompartimenten berücksichtigt. Die *Risikoscores* sind über die Jahre unveränderlich. Der Expositionsfaktor repräsentiert die zu erwartende *Risikominderung* durch produktspezifische Minderungsmassnahmen, die sich im Laufe der Zeit für einzelne Wirkstoffe ändern können, aber auch durch allgemeine Massnahmen, die sich gesamthaft für alle Wirkstoffe wandeln können. Die Indikatorwerte lassen sich also durch eine verminderte Anwendung von Wirkstoffen mit hohem Risiko- und Belastungspotential (also über die Verkaufsmenge und damit über die *Behandelte Fläche*) sowie über die verschiedenen Minderungsmassnahmen (über den Expositionsfaktor) reduzieren.

Die Risikoindikatoren für Oberflächengewässer, naturnahe Lebensräume und für das Grundwasser werden demnach wie folgt berechnet:

$$\text{Risikoindikator} = \sum_i \text{Behandelte Fläche}_i \times \text{Risikoscore}_i \times \text{Expositionsfaktor}_i$$

Risikoindikator =	Summe der Risikopotentiale aller verkauften Wirkstoffe pro Jahr.
Behandelte Fläche _i =	Fläche [ha], die mit der verkauften Menge des Wirkstoffs _i mit einer durchschnittlichen bewilligten Aufwandmenge behandelt werden kann.
Risikoscore _i =	Risiko resp. Grundwasserbelastung durch eine einmalige normierte Anwendung von Wirkstoff _i .
Expositionsfaktor _i =	Reduktion der Exposition durch Minderungsmassnahmen für den Wirkstoff _i .

Verkaufszahlen

Die *Behandelte Fläche* berechnet sich wie folgt aus den Verkaufsmengen und den durchschnittlichen bewilligten Aufwandmengen der Wirkstoffe:

$$\text{Behandelte Fläche}_i = \frac{\text{Verkaufsmenge}_i}{\text{Aufwandmenge}_i}$$

Verkaufsmenge _i =	In Verkehr gebrachte Menge des Wirkstoffs _i [kg] pro Jahr.
Aufwandmenge _i =	Durchschnittliche bewilligte Aufwandmenge des Wirkstoffs _i [kg/ha].

Bewilligungsinhaberinnen und Importeure von PSM sind gemäss Artikel 62 der Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV, SR 916.161) verpflichtet, die in der Schweiz in Verkehr gebrachten PSM-Mengen jährlich zu melden. Diese Daten werden dann vom BLW aggregiert und publiziert (BLW, 2021a). Für die Berechnung der Risikoindikatoren wird angenommen, dass die jährliche Verkaufsmenge im jeweiligen Jahr komplett eingesetzt wird. Zwischen landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen Anwendungen wird nicht unterschieden.

Die Angaben zur bewilligten Aufwandmenge der Wirkstoffe pro Fläche stammen aus dem Pflanzenschutzmittelverzeichnis (BLW, 2021b). Die durchschnittliche Aufwandmenge pro Wirkstoff berechnet sich aus dem geometrischen Mittel aller bewilligten Wirkstoff-Aufwandmengen der zugelassenen Indikationen (d.h. PSM-Produkt – Kultur – Schadorganismus-Kombinationen) der Jahre 2012–2019. Berücksichtigt werden Indikationen, für die eine Umweltkonzentration berechnet werden kann. Nicht berücksichtigt werden hingegen Anwendungen in Lager- und Produktionsräumen oder Gewächshäusern, sowie Einzelstockbehandlungen, ebenso wie Indikationen im Hopfen (mit sehr kleiner Anbaufläche in der Schweiz). Ausgeschlossen werden ebenfalls Pheromon-Behandlungen und nicht-chemische Wirkstoffe wie lebende Organismen oder Viren.

Risikoscore

Der *Risikoscore* ist ein Mass für das Risiko einer einmaligen Anwendung eines Wirkstoffs. Er wird berechnet aus der Toxizität und der normierten Exposition, also der Konzentration, der die Organismen modellhaft ausgesetzt sind.

$$\text{Risikoscore}_i = \text{Toxizität}_i \times \text{Exposition}_i$$

Toxizität _i =	Toxizität des Wirkstoffs _i , basierend auf standardisierten Labortests mit definierten Organismen.
Exposition _i =	Modellierte Konzentration des Wirkstoffs _i , im jeweiligen Habitat, abhängig von Aufwandmenge und Umweltverhalten.

Grundlage der **Toxizität** der Wirkstoffe sind laborbasierte Toxizitätswerte aus Standardtests mit definierten Organismen, die im Rahmen des PSM-Zulassungsverfahrens von den Firmen eingereicht wurden. Für den Risikoindikator «Oberflächengewässer» werden Vertebraten, Invertebraten und Algen/Wasserpflanzen berücksichtigt, für den Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume» Honigbienen, terrestrische Nichtziel-Arthropoden und terrestrische Nichtziel-Pflanzen. Für die Berechnung des Risikoscores wird pro Wirkstoff jeweils der Toxizitätspunkt der empfindlichsten Art im jeweiligen Umweltkompartiment verwendet. Der Risikoindikator «Grundwasser» berücksichtigt keine Toxizitätswerte.

Die **Exposition** ist eine mit Modellen berechnete, prognostizierte Konzentration im jeweiligen Umweltkompartiment. Sie basiert u.a. auf den mittleren Aufwandmengen, der Abbaugeschwindigkeit und den Adsorptionseigenschaften. Ihr zugrunde liegt jeweils eine normierte, mittlere Wirkstoff-Anwendung in der Landwirtschaft unter verschiedenen «worst-case»-Annahmen bezüglich der Verfrachtung in die Umwelt. Sie ist nicht als tatsächlich zu erwartende Umweltkonzentration (z.B. in einem bestimmten Gewässer oder Grundwasser) zu interpretieren.

Wenn für einen Wirkstoff keine Anwendung im Freiland zugelassen ist (z.B. nur «Anwendung im Gewächshaus») wird angenommen, dass kein Transport in die Umwelt stattfindet. Sind hingegen Freiland- und Gewächshausanwendungen bewilligt, wird vereinfachend angenommen, dass die gesamte verkaufte Menge im Freiland angewendet wird und zu Einträgen in die Umwelt führt. Für den Risikoindikator «Oberflächengewässer» werden unmittelbare und verzögerte Einträge einberechnet. Beim Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume» fließen Einträge via Drift ein.

Die Daten zur Toxizität und zum Umweltverhalten stammen aus der Umweltbeurteilung oder der ökotoxikologischen Beurteilung im Schweizer Zulassungsprozess. Fehlende Angaben werden je nach Verfügbarkeit aus aktuellen Schlussfolgerungen der EFSA (Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit), vorläufigen Bewertungsberichten (Draft Assessment Report, DAR), Review-Reports der EU-Kommission oder Reports weiterer Zulassungsbehörden (z.B. US-EPA) entnommen.

Risikominderung

Die **Risikominderung** wird durch einen **Expositions-faktor** beschrieben. Er setzt sich zusammen aus einem **Reduktionsfaktor RF** (Faktor, um den eine Massnahme die Exposition reduziert) und dem entsprechenden **Umsetzungsgrad U**, wobei der Term «RF x U» den Anteil beschreibt, um den die Exposition und damit das Risiko reduziert wird. Der Expositionsfaktor hat einen Wertebereich von 0 (Exposition ist auf null reduziert, d.h. Wirkstoff gelangt nicht mehr ins Umweltkompartiment) bis 1 (Exposition bleibt unverändert).

$$\text{Expositions-faktor}_i = 1 - \text{RF}_i \times U$$

Expositions-faktor _i =	Exposition des Wirkstoffs _i , mit Minderungs-massnahmen im Vergleich zur Exposition ohne Massnahmen.
Reduktionsfaktor RF _i =	Prozentuale Reduktion der Exposition durch Minderungs-massnahmen für Wirkstoff _i , Standard-annahme RF = 0 (wenn es keine Massnahmen gibt).
Umsetzungsgrad U =	Prozentualer Anteil der Umsetzung der Risiko-minderung, Standardannahme U = 1, solange keine Daten zur Umsetzung vorliegen.

Grundlage für die Berechnung des Reduktionsfaktors sind die durch die Zulassung festgelegten RMM (produktspezifische Abstandsauflagen zur Reduktion von Drift oder Abschwemmung, sogenannte SPE3-Sätze), sowie weitere allgemeine Anforderungen, wie die im Rahmen des ÖLN vorgesehenen Massnahmen zur Reduktion von Drift und Abschwemmung oder Massnahmen wie die Sanierung von Waschplätzen für Spritzgeräte. Da SPE3-Auflagen für einzelne Indikationen verfügt werden, können für einen Wirkstoff unterschiedliche SPE3-Auflagen gelten. Für den Reduktionsfaktor wird pro Wirkstoff und Jahr jeweils der Median über alle zugelassenen Indikationen als repräsentative Auflage verwendet. Änderungen in der Zulassung einzelner Produkte während des Jahres werden im Folgejahr berücksichtigt. Massnahmen, die nicht produktbezogen sind, werden auf alle Wirkstoffe angerechnet. Mögliche Quellen zur Berechnung des **Umsetzungsgrads** können z.B. kantonale Kontrollen oder Experteneinschätzungen bzw. Expertenumfragen sein.

Wenn im ÖLN eine allgemeine Abschwemmungs- oder Driftminderung vorgeschrieben wird, kann ein entsprechender RF für diese Minderung verwendet werden. Die grössere Risikominderung (entweder durch ÖLN- oder durch SPE3-Auflagen und deren jeweilige Umsetzung) wird für die Berechnung der Risikoindikatoren «Oberflächengewässer» und «Naturnahe Lebensräume» verwendet.

Risikoindikator «Oberflächengewässer»

Risikoscores

Zur Berechnung der Risikoscores werden zunächst die vorhandenen Daten zur **Toxizität** der PSM-Wirkstoffe aggregiert (Details siehe Korkaric *et al.* 2020). Die Grundlage hierfür bilden Toxizitätsdaten (akut: EC₅₀, LC₅₀; chronisch: NOEC) aus Labortests mit aquatischen Organismen aus den Gruppen Algen/Wasserpflanzen, Invertebraten und Vertebraten. Hierzu werden zuerst die Toxizitätswerte durch Sicherheitsfaktoren geteilt, die auch in der PSM-Zulassung verwendet werden (je nach Organismus und Studiendauer (akut/chronisch) Faktor 10 oder 100). Anschliessend wird der tiefste sich so ergebende Wert als gewichtete laborbasierte Toxizität (GLT¹) für die Risikoscore-Berechnung verwendet.

$$GLT_i = \text{Min} \left[\left(\frac{LC_{50_i}(V)}{100} \text{ oder } \frac{NOEC_i(V)}{10} \right) \text{ oder } \left(\frac{LC_{50_i}(I)}{100} \text{ oder } \frac{NOEC_i(I)}{10} \right) \text{ oder } \left(\frac{EC_{50_i}(P)}{10} \right) \right]$$

GLT_i = Gewichtete laborbasierte aquatische Toxizität des Wirkstoffs_i, [µg/l].

LC₅₀_i/EC₅₀_i = Mittlere letale Konzentration des Wirkstoffs_i, bei der 50 % der Testorganismen sterben / mittlere Effektkonzentration des Wirkstoffs_i, bei der 50 % der Testorganismen subletale Effekte (z.B. reduziertes Wachstum) aufweisen [µg/l].

NOEC_i = Die Konzentration des Wirkstoffs_i, bei der keine statistisch signifikante Wirkung (z.B. Reproduktion) in längerfristiger Exposition (oder kurzfristige Exposition und längerer Studiendauer beobachtet werden kann) [µg/l].

V = Vertebraten; I = Invertebraten, P = Algen/Wasserpflanzen.

Der GLT ist ein Mass für die Konzentration, ab welcher schädliche Effekte auf aquatische Organismen nicht mehr ausgeschlossen werden können. D.h., je toxischer ein Wirkstoff ist, desto kleiner ist der GLT. Entsprechend steht der Kehrwert des GLT (1/GLT) als Kennzahl für die Toxizität eines Wirkstoffs.

Die **Exposition** der Organismen im Gewässer resultiert aus dem Transport von PSM über verschiedene Eintragspfade. So gelangen PSM vom Ort der Ausbringung über diffuse Quellen wie Drift, Drainagen, Abschwemmung oder hydraulische Kurzschlüsse (z.B. Schächte, entwässerte Strassen) in Oberflächengewässer. Der Hofplatz kann zudem eine bedeutende PSM-Punktquelle darstellen, z.B. bei unsachgemässer Handhabung von PSM und/oder fehlerhaft entwässerten Waschplätzen. Diese situationsspezifischen Prozesse sind komplex und ihre detaillierte Modellierung übersteigt die Anforderungen an einen einfachen Indikator. Da ausserdem lediglich jährliche Verkaufszahlen, aber keine Daten über den tatsäch-

lichen Einsatz vorliegen, wird für den Risikoscore eine einmalige normierte Anwendung für die Berechnung der Exposition verwendet (Korkaric *et al.*, 2020). Dabei wird implizit berücksichtigt, dass PSM über die verschiedenen Eintragspfade teilweise unmittelbar eingetragen werden, zum Teil aber auch im Boden abgebaut und dort zurückgehalten werden, bevor sie in Oberflächengewässer gelangen². Stellvertretend für diese beiden Prozesse (unmittelbar bzw. verzögert) werden modellierte Konzentrationen in Oberflächengewässern (*predicted environmental concentrations*, PEC) berechnet und addiert. Dabei werden die unmittelbaren Einträge stellvertretend mit einem Driftmodell ermittelt. Verzögerte Einträge, bei denen Abbau und Sorption im Boden eine Rolle spielen, werden mit einem Abschwemmungsmodell³ berechnet. Der durch diese Mischrechnung erhaltene Wert entspricht einem normierten Expositionspotential, das für diesen Risikoindikator die Gesamtheit aller PSM-Einträge reflektiert. Bei kurzlebigen Wirkstoffen sind die unmittelbaren Einträge bedeutsamer für das Expositionspotential, bei langlebigen Wirkstoffen sind es die verzögerten Einträge.

Risikominderung

Da es für PSM-Einträge in Oberflächengewässer verschiedene Eintragspfade gibt (d.h. Punktquellen, Abschwemmung, Kurzschlüsse, Drainage und Drift), muss bei der Berechnung des *Expositionsfaktors* deren Anteil am Gesamteintrag berücksichtigt werden:

$$\text{Expositionsfaktor (EF}_i\text{)} = \sum_k p_k \times (1 - RF_{ik} \times U_k)$$

k = 5 Eintragspfade (PQ = Punktquellen, AB = Abschwemmung, KS = Kurzschlüsse, DN = Drainage, DR = Drift).

p = Anteil des jeweiligen Eintragspfades (siehe Abb. 1; p_{PQ} + p_{AB} + p_{KS} + p_{DN} + p_{DR} = 1).

RF_i = Reduktionsfaktor (Reduktion der Exposition über jeweiligen Pfad für einen Wirkstoff_i durch Minderungsmaßnahmen); Standardannahme RF = 0 (wenn keine Massnahmen definiert sind).

U = Umsetzungsgrad; Standardannahme U = 1 (wenn keine Daten zur Umsetzung vorliegen).

Minderungsmaßnahmen wirken meist spezifisch auf einzelne Eintragspfade. Zur relativen Bedeutung der Eintragspfade auf die gesamte Exposition in Oberflächengewässern gibt es jedoch keine schweizweiten

²Das Expositionspotential von Saatbeizmitteln, Rodentiziden und Molluskiziden wird als «worst-case»-Annahme wie dasjenige von Spritzanwendungen berechnet.

³Die Berechnung ergibt eine Konzentration für den im Wasser gelösten Wirkstoff-Anteil und eine Konzentration für den partikulär gebundenen Wirkstoff-Anteil. Wie in der Zulassung wird für Wirkstoffe, bei denen die relevanten Toxizitätsdaten von Algen oder Wasserpflanzen stammen (meist Herbizide) nur die gelöste Konzentration berücksichtigt, da sich Effekte auf diese Organismengruppe primär durch die Konzentration des gelösten Wirkstoffs erklären. Bei allen anderen Wirkstoffen werden beide Konzentrationen berücksichtigt, da aquatische Invertebraten und Fische auch durch partikulär gebundenen Wirkstoff (z.B. beim Fressen) exponiert werden.

¹Der GLT entspricht methodisch den in Korkaric *et al.* 2020 hergeleiteten Tier-1 RAK. Um eine Verwechslung mit den regulatorisch relevanten RAK zu vermeiden, wird hier eine abweichende Terminologie verwendet.

Daten. Die Aufteilung nach **Eintragspfadanteilen (p)** wurde deshalb durch Expertenbefragung (Eawag, VSA-Plattform Wasserqualität, Agridea, Agroscope) ermittelt (Abbildung 1). Die Spannbreiten geben den Bereich an, der für die gesamte Schweiz und alle Wirkstoffe zu erwarten ist und können für zusätzliche Auswertungen verwendet werden. Für den Indikator wird jeweils das mittlere Verhältnis angenommen, woraus sich gerundet folgende Anteile ergeben: Punktquellen $p_{PQ} = 0,40$, Abschwemmung $p_{AB} = 0,22$, Kurzschlüsse $p_{KS} = 0,22$, Drainage $p_{DN} = 0,11$ und Drift $p_{DR} = 0,05$. Das tatsächliche Verhältnis der Eintragspfade kann zu einem spezifischen Zeitpunkt in einzelnen Einzugsgebieten durch die Bewirtschaftung, die eingesetzten Wirkstoffe, die Topografie oder durch meteorologische Gegebenheiten von diesen mittleren Anteilen abweichen.

Jedem Eintragspfad wird ein **Reduktionsfaktor (RF)** zugewiesen, der die Reduktion der PSM-Einträge in Gewässer durch Massnahmen widerspiegelt. Zur Reduktion von Abschwemmung und Drift wurden in der Vergangenheit Massnahmen im Rahmen der Produktzulassung eingeführt (SPe3-Sätze), weshalb hier RF gemäss Zulassung berechnet werden können.

Die **Wirksamkeit von Drift-Auflagen** hängt von der jeweiligen Indikation ab: hohe bis mittlere Driftraten in Raumkulturen (z.B. im Obstbau oder Weinbau) und

vergleichsweise tiefere im Feldbau. Aufgrund der fehlenden Daten zum tatsächlichen PSM-Einsatz kann die Berechnung der Indikatoren jedoch nicht kulturspezifisch erfolgen. Für die Bestimmung des RF für die Drift wird daher ein mittleres Driftszenario⁴ gewählt, mit Ausnahme der Herbizide, die in der Praxis stets mit einer kleineren Driftdeposition⁵ ausgebracht werden. Für die Wirksamkeit von Drift-Auflagen muss ausserdem berücksichtigt werden, dass diese nur auf einem Teil der landwirtschaftlichen Flächen in gewisser Nähe zu Oberflächengewässern wirken. Einträge von weiter entfernten Flächen, welche nicht von Drift-Auflagen betroffen sind, sind gering, bleiben aber unverändert. Es wurden daher exemplarisch Drifteinträge für verschiedene existierende Sicherheitsabstände zu Oberflächengewässern berechnet (3, 6, 20, 50 und 100 m). Mit Hilfe vorhandener GIS-Analysen wurden anschliessend die jeweiligen Anteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche abgeschätzt, die durch Sicherheitsabstände betroffen (<6 m: 0,6%; 6–20 m: 2,3%; 20–50 m: 6,7%; 50–100 m: 12,3%), bzw. nicht betroffen (100–200 m: 23%, >200 m: 55%) sind. Anschliessend wurden die Drifteinträge

⁴Driftraten für Weinbau (%): 3 m = 8,0; 6 m = 2,7; 20 m = 0,42; 50 m = 0,1; 100 m = 0,03 (Rautmann et al. 2001)

⁵Driftraten für Feldbau (%): 3 m = 0,95; 6 m = 0,48; 20 m = 0,15; 50 m = 0,06; 100 m = 0,03 (Rautmann et al. 2001)

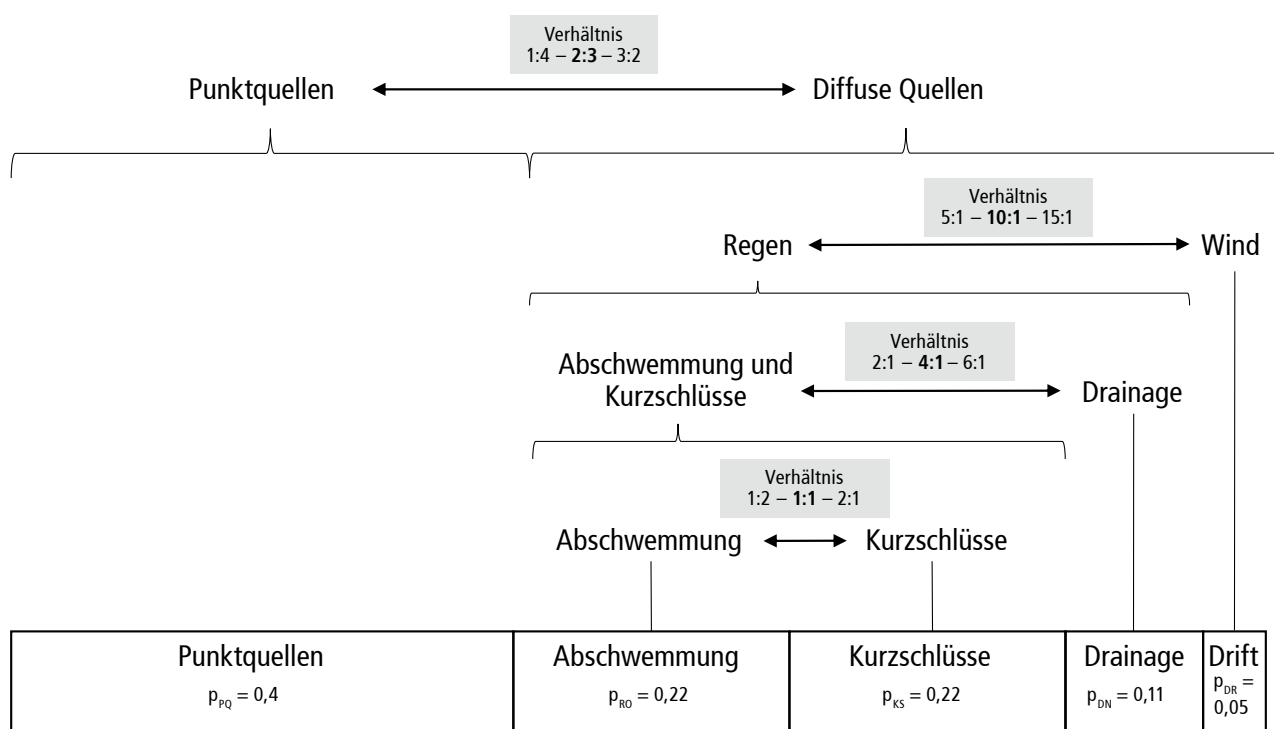


Abbildung 1 | Gewichtung der Eintragspfadanteile (p) für Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern. Die im Indikator verwendeten Eintragspfadanteile ergeben sich aus den jeweils mittleren Verhältnissen der Eintragspfade zueinander, basierend auf Abschätzungen von Experten.

mit den entsprechenden Anteilen dieser Flächen multipliziert und zu einem flächengewichteten Gesamtdrifteintrag aufsummiert. Für Flächen mit einem Gewässerabstand >200m wurde angenommen, dass kein Drifteintrag mehr stattfindet. Für alle in SPe3-Auflagen möglichen Gewässerabstände wurden danach flächengewichtete Gesamtdrifteinträge berechnet, wobei die jeweils betroffenen Flächenanteile mit dem Drifteintrag des verfügbaren Gewässerabstands multipliziert werden. Die RF für die Drift ergeben sich schliesslich aus dem Vergleich der flächengewichteten Gesamtdrifteinträge mit und ohne Auflagen (Tabelle 1). Driftauflagen zielen darauf ab, mögliche Spitzenkonzentrationen in Gewässern zu vermeiden, die lokal ein hohes Risiko verursachen können. Die hier bestimmten RF für die Drift sind wesentlich tiefer als die (lokale) Driftminderung, da sie eine mittlere Risikoreduktion über verschiedenste Anwendungssituationen repräsentieren.

Abschwemmungs-Auflagen betreffen landwirtschaftliche Flächen mit einer Neigung von $\geq 2\%$ und einem Gewässerabstand von $\leq 100\text{ m}$ (beitragende Flächen). Anders als bei Drift wird kein gradueller Eintrag (z.B. mit abnehmender Gewässerdistanz und zunehmender Steigung) angenommen, sondern alle beitragenden Flächen tragen gleich zur Abschwemmung bei.

Bei Punktquellen wurden Massnahmen zur Risikoreduktion, v.a. Waschplatzsanierungen, in den vergangenen Jahren eingeführt. Es liegen zum jetzigen Zeitpunkt aber noch zu wenige Daten vor, um die Umsetzung dieser Massnahmen zu bewerten. Massnahmen zur Reduktion von Einträgen über Drainagen und Kurzschlüsse sind noch nicht schweizweit etabliert. Deshalb werden für diese drei Eintragspfade vorläufig keine Reduktionsfaktoren berechnet (d.h. RF = 0). Wenn neue Massnahmen eingeführt werden oder neue Erkenntnisse zur Verfügung stehen, können für diese drei Eintragspfade entsprechende Reduktions- und Umsetzungsfaktoren einberechnet werden.

Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume»

Definition des Begriffs

Der Begriff «Naturnahe Lebensräume» steht für terrestrische Habitats mit geringer Einflussnahme durch den Menschen. Solche Lebensräume dienen dem Erhalt der Biodiversität und den Ökosystemleistungen (z.B. Bestäubung). Im Zulassungsverfahren PSM werden die Biotope gemäss Natur- und Heimatschutzgesetz Art. 18a und 18b als naturnahe Lebensräume berücksichtigt. Ob weitere Lebensräume zu den naturnahen Lebensräumen gehören und wie sie definiert werden, ist nicht klar. Da-

Tabelle 1 | Reduktionsfaktoren für den Eintragspfad Drift zur Berechnung des Risikoindikators «Oberflächengewässer» bezogen auf die landwirtschaftlichen Flächen der Schweiz.

SPe3-Auflage bzgl. Drift	Reduktionsfaktoren für den Eintragspfad Drift (RF _{DR})	
	Herbizide	übrige Wirkstoffe
6m	0,07	0,20
20m	0,30	0,63
50m	0,51	0,82
100m	0,67	0,92

rum fokussiert der Indikator «Naturnahe Lebensräume» vorerst auf Biotope.

Risikoscores

Die **Toxizität** basiert auf Labortests, die mit Honigbienen, übrigen Nichtziel-Arthropoden und Nichtziel-Pflanzen durchgeführt wurden. Zur Berechnung der **Risikoscores** wird für jeden Wirkstoff der Toxizitätswert der empfindlichsten Organismengruppe gewählt. Um die Ergebnisse aus den unterschiedlichen Labortestsystemen für die drei Organismengruppen vergleichbar zu machen, werden GLT-Werte berechnet (analog zum Risikoindikator «Oberflächengewässer»).

Für Nichtziel-Arthropoden («non-target arthropods»; NTA) gibt es neben sogenannten Tier-1-Studien, bei denen die mittlere letale Rate oder mittlere Effektrate (LR₅₀ und ER₅₀ in kg/ha) auf vorher mit PSM besprühten Glasplatten bestimmt wird, auch Tier-2-Studien, in denen die Testorganismen auf besprühten Blättern (zweidimensionale 2D-Studie) oder ganzen Pflanzen (3D-Studien) getestet werden. Die Vergleichbarkeit zwischen den Endpunkten aus 2D- und 3D-Studien wird durch die Berücksichtigung eines Vegetationsverteilungsfaktors («vegetation distribution factor»; VDF) ermöglicht. Für die Berechnung der Risikoscores wird der tiefste Endpunkt aus Tier-2-Studien mit den Standardarten *Typhlodromus pyri* (Raubmilbe) und *Aphidius rhopalosiphii* (Schlupfwespe) verwendet. Wenn keine Tier-2-Studien vorhanden sind, werden Endpunkte aus Tier-1-Studien gewählt. Ein Endpunktkorrekturfaktor («endpoint correction factor»; ECF) berücksichtigt die unterschiedlichen Triggerwerte für Tier-1- und Tier-2-Endpunkte (SANCO/10329/2002; European Commission 2002) und ermöglicht damit den direkten Vergleich zwischen Endpunkten aus den Tier-1- und Tier-2-Studien. Unter Berücksichtigung von VDF und ECF sowie dem Triggerwert von 5 ergibt sich der GLT (siehe Formel unten).

Für Nichtziel-Pflanzen («non-target terrestrial plants»;

NTTP) wird der niedrigste Endpunkt (ER_{50}) der Studientypen ausgewählt, bei denen entweder die Auswirkungen auf die Zunahme der Biomasse («vegetative vigour») oder die Auswirkungen auf die Keimung und das Auflaufen («seedling emergence») untersucht werden. Der GLT für NTTP wird analog zum GLT für NTA berechnet, VDF und ECF sind hier nicht erforderlich (SANCO/10329/2002; European Commission 2002).

Honigbienen werden in Labortests entweder gefüttert (orale Aufnahme) oder beträufelt (Kontakt-Wirkung), um jeweils die mittlere letale Dosis ($LD_{50 \text{ Oral/Kontakt}}$) zu bestimmen⁶. Für die Berechnung der Risikoscores wird der niedrigere der beiden LD_{50} -Werte verwendet. Der GLT wird basierend auf dem HQ («hazard quotient» = Driftmenge [g/ha] / LD_{50} [$\mu\text{g}/\text{Biene}$]) mit einem Triggerwert von 50 bestimmt (SANCO/10329/2002; European Commission 2002). Zusätzlich wird ein Umrechnungsfaktor von 1000 (von g/ha auf kg/ha) in der GLT-Formel berücksichtigt.

$$GLT_i = \text{Min} \left[\left(\frac{VDF}{ECF} \times \frac{LR_{50i} \text{ oder } ER_{50i} \text{ (NTA)}}{5} \right) \text{ oder } \left(\frac{ER_{50i} \text{ (NTTP)}}{5} \right) \text{ oder } \left(\frac{LD_{50i} \text{ (HB)} \times 50}{1000} \right) \right]$$

GLT_i = Gewichtete laborbasierte Toxizität des Wirkstoffs i [kg/ha].

LR_{50i} / ER_{50i} = Mittlere letale Rate des Wirkstoffs i [kg/ha], bei der 50 % der Testorganismen sterben; mittlere Effektrate des Wirkstoffs i [kg/ha], bei der 50 % der Testorganismen subletale Effekte (z.B. reduzierte Reproduktion) aufweisen.

LD_{50i} = Mittlere letale Dosis des Wirkstoffs i in $\mu\text{g}/\text{Honigbiene}$, bei der 50 % der Honigbienen sterben (entweder durch Kontaktwirkung oder über orale Aufnahme).

VDF = Vegetation Distribution Factor; VDF = 10 für 2D-Studien, VDF = 1 für 3D-Studien.

ECF = Endpoint Correction Factor; ECF = 1 für Tier-1-Studien, ECF = 2 für Tier-2-Studien.

NTA = Nichtziel-Arthropoden; NTTP = Nichtziel-Pflanzen, HB = Honigbiene.

Zur Berechnung der Risikoscores wird für jeden Wirkstoff der GLT der jeweils empfindlichsten Gruppe gewählt.

Für die Risikoscores der «Naturnahen Lebensräume» wird für die **Exposition** ausschliesslich Drift berücksichtigt. Die Verringerung der Driftdeposition bei zunehmendem Abstand von der behandelten Fläche wird charakterisiert durch die Driftraten nach Rautmann (Rautmann *et al.*, 2001). Für Herbizide werden die Driftraten für Feldbau verwendet, für alle anderen PSM die Werte für Weinbau. Mit diesen Driftszenarien wird für die Berechnung der Exposition die Driftdeposition für die fünf Auflagen-relevanten Abstände zu Biotopen (3, 6, 20, 50 und 100 m) berechnet, addiert und mit der durchschnittlichen Aufwandmenge multipliziert.

⁶Wildbienen werden nicht berücksichtigt, da zurzeit zu wenige Daten zur Verfügung stehen.

Risikominderung

Zurzeit können SPE3-Abstandsauflagen zu Biotopen zum Schutz von Nichtziel-Arthropoden und Nichtziel-Pflanzen verfügt werden. Die Reduktionsfaktoren (RF) für SPE3-Auflagen werden, sobald die Definition für alle naturnahe Lebensräume und deren durchschnittliche Abstände zu behandelten Flächen vorliegen, aus dem Quotienten der flächengewichteten Exposition mit SPE3-Auflagen und der flächengewichteten Exposition ohne SPE3-Auflagen berechnet. Für die Exposition mit SPE3-Auflagen werden die Driftraten entsprechend den Abstandsauflagen angepasst (siehe Risikoindikator «Oberflächengewässer»).

Der Bundesrat sieht vor, ab 2023 im ÖLN Massnahmen zur Reduktion der Abdrift zu verlangen. Da mit diesen Massnahmen die Abdrift gegenüber allen Flächen ausserhalb der Parzelle reduziert wird, können diese im Indikator verrechnet werden, unabhängig von der Definition naturnaher Lebensräume.

Indikator für die Belastung des Grundwassers

Risikoscores

Die Risikoscores für «Grundwasser» stellen die potentielle Belastung des Grundwassers durch PSM-Metaboliten dar. Die **Toxizität** der Metaboliten und der Wirkstoffe fliessen dabei nicht in die Berechnungen ein.

Bei der Zulassung von PSM-Produkten wird die **Konzentration** (das Grundwasser-belastungspotential) der PSM-Wirkstoffe und ihrer Metaboliten mit Modellrechnungen abgeschätzt (*predicted environmental concentrations in groundwater*, PEC_{gw}). Für die PEC_{gw} -Berechnungen werden verschiedene Modelle und Klima/Boden-Szenarien verwendet (Balmer *et al.*, 2017; FOCUS, 2014). Es fliessen ausserdem Informationen zum Umweltverhalten der Wirkstoffe und Metaboliten mit ein, u.a. wie rasch sie im Boden abgebaut werden oder wie gut sie an Bodenpartikel anhaften (Sorptionskonstanten).

Der *Risikoscore* basiert auf PEC_{gw} , die aus Unterlagen der EU-Wirkstoffprüfung oder aus der Umweltbeurteilung beim Schweizer Zulassungsprozess entnommen wurden. Die PEC_{gw} -Modellierungen für die EU-Risikobeurteilung von PSM umfassen maximal neun Szenarien, die sich bezüglich Bodeneigenschaften und Witterung unterscheiden und so die Umweltbedingungen in Europa abbilden sollen. Die PEC_{gw} für diese Szenarien sind meist sehr unterschiedlich. Sowohl für die Schweizer Risikobeurteilung als auch für die Berechnung der Risikoscores «Grundwasser» werden jeweils nur diejenigen fünf Szenarien (Châteaudun, Hamburg, Kremsmünster, Okehampton und Piacenza) berücksichtigt, die den Bedingungen in der Schweiz am nächsten kommen.

Die PEC_{gw} sind zudem abhängig von Parametern wie der Aufwandmenge, den Eigenschaften der behandelten Kultur oder dem Wachstumsstadium bei der Applikation. Bei der Auswahl der PEC_{gw} aus den verfügbaren Modellrechnungen für einen Wirkstoff wird jeweils diejenige Anwendung berücksichtigt, bei der die Summe der PEC_{gw} aller zugehöriger Metaboliten am höchsten ist. Anschliessend wird dieser Summen- PEC_{gw} -Wert, sofern er aus Berechnungen für mehr als eine Anwendung pro Jahr oder Anwendung alle zwei oder drei Jahre stammt, auf eine jährliche Anwendung umgerechnet (normiert, siehe Korkaric *et al.* 2020).

Da die *Risikoscores* auf Modellrechnungen basieren, sind sie nicht gleichzusetzen mit (messbaren) Konzentrationen im Grundwasser. PEC_{gw} sind berechnete Werte im Sickerwasser behandelter Flächen in 1 m Tiefe. Sie sind daher höher als im Grundwasser tatsächlich erwartet. Die effektiven Konzentrationen im Grundwasser hängen von diversen Standortfaktoren ab, wie der Höhe des Grundwasserspiegels, der Häufigkeit der Anwendung sowie der Verdünnung, die sich unter anderem aus dem Anteil der behandelten Parzellen an der Gesamtfläche des Einzugsgebietes ergibt.

Grundwasserleiter reagieren oft sehr träge (d.h. mit einer Verzögerung von mehreren Jahren) auf Veränderungen des PSM-Einsatzes im Einzugsgebiet. Der *Risikoscore* bildet somit nicht die effektive Exposition im Grundwasser ab, sondern ein Potential, das sich erst im Laufe der folgenden Jahre im Grundwasser auswirkt. Trends im Indikator können vermutlich erst mit starker Verzögerung auch im Grundwasser beobachtet werden.

Risikominderung

Im Bereich Grundwasserschutz können derzeit folgende vier produktspezifischen Minderungsmaßnahmen im Rahmen der Zulassung verfügt werden:

1. Beschränkung der Aufwandmenge
2. Beschränkung der Anwendung, z.B. max. vier Anwendungen pro Jahr oder nur alle zwei oder drei Jahre
3. Grundwasserschutzzonenaufgabe (d.h. ein wirkstoffspezifisches Anwendungsverbot in den Zonen S2 bzw. S2 und S_h)
4. Einschränkung des Anwendungszeitraums (z.B. bei Herbiziden: keine Herbstanwendung)

Die ersten beiden Auflagen wirken sich auf die insgesamt applizierte Menge (und damit auf die Verkaufsmenge) aus und werden deshalb in der *Behandelten Fläche* berücksichtigt. Grundwasserschutzzonenauf-

lagen sollen das Grundwasser im Zuströmbereich von Trinkwasserfassungen schützen. Sie reduzieren die Fläche, die potenziell behandelt werden kann und können dadurch ebenfalls die Verkaufsmengen beeinflussen. Da der Risikoindikator «Grundwasser» nicht auf den Schutz des Trinkwassers, sondern des Grundwassers ganz allgemein abzielt, ist eine weitergehende Berücksichtigung der Risikominderung durch Grundwasserschutzzonenaufgaben nicht vorgesehen.

Die Einschränkung des Anwendungszeitpunktes wirkt sich unter Umständen stark auf die Grundwasserbelastung aus und ein entsprechender Reduktionsfaktor könnte grundsätzlich mit Modellrechnungen auch berechnet werden. Um diesen Einfluss im Risikoindikator «Grundwasser» zu berücksichtigen, müssten allerdings Daten vorliegen, aus denen hervorgeht, welcher Anteil der betroffenen Wirkstoffe vor und nach Einführung der RMM zu welchem Zeitpunkt eingesetzt wurde. Eine solche Analyse ist allein auf der Grundlage von Verkaufszahlen nicht möglich, d.h. es lässt sich dafür kein Umsetzungsfaktor definieren.

Die Minderungsmaßnahmen fliessen also mehrheitlich indirekt über die verkaufte Menge (*Behandelte Fläche*) in den Risikoindikator «Grundwasser» ein, ihr Beitrag kann aber nicht quantifiziert und explizit ausgewiesen werden. Daher wird der *Expositionsfaktor* für Grundwasser zum jetzigen Zeitpunkt auf 1 gesetzt. Zu einem späteren Zeitpunkt, wenn neue Massnahmen im Bereich Grundwasser ergriffen werden, kann dieser Faktor angepasst werden.

Datenlücken bei einzelnen Wirkstoffen

Für den Risikoindikator «Grundwasser» wurden PEC_{gw} für insgesamt 650 Metaboliten von 250 synthetisch-organischen Wirkstoffen berücksichtigt. Diese Daten decken den weitaus überwiegenden Teil der potenziellen Grundwasserbelastung durch PSM-Metaboliten ab. Für einige Wirkstoffe und deren Metaboliten, insbesondere für Wirkstoffe, die vor längerer Zeit bewilligt wurden, aber heute nicht mehr zugelassen sind, ist die Datenlage jedoch nicht ausreichend, um sie in den Indikator zu integrieren. In der Regel liegen zu diesen Wirkstoffen zwar Informationen aus der Erstzulassung in der Schweiz vor, aber da sich die Datenanforderungen weiterentwickelt haben, fehlen heute die Daten, die für die Berechnung der PEC_{gw} erforderlich sind. Das Vernachlässigen einzelner Wirkstoffe, die zwischen 2012 und heute zurückgezogen wurden, führt dazu, dass die Indikatorwerte im Referenzzeitraum 2012-2015 eher unterschätzt werden. Im Hinblick auf den zeitlichen Verlauf des Risikoindikators Grundwasser ist dies also ein konservativer Ansatz.

Schlussfolgerung und Ausblick

Das Ziel dieser Studie war es, Risikoindikatoren zu entwickeln, die eine Auswertung der zeitlichen Veränderung des Risiko- respektive Belastungspotentials von PSM für drei wichtige Umweltkompartimente (Oberflächengewässer, naturnahe Lebensräume und Grundwasser) erlauben. Da die Verkaufszahlen, als Basis der *Behandelten Fläche*, national und jährlich aggregiert vorliegen, bilden die vorgestellten Risikoindikatoren ein potentiell Gesamtrisiko für die Schweiz ab und keine spezifischen Risiken oder Belastungen einzelner Oberflächengewässer, naturnaher Lebensräume oder Grundwasserreservoirs.

Der hier vorgestellte, neue Ansatz erlaubt es, sowohl den Einfluss von Veränderungen im PSM-Verkauf auf das Risiko in den verschiedenen Umweltkompartimenten darzustellen als auch die Wirkung von produktspezifischen und allgemeinen Minderungsmaßnahmen. Dies ist ein klarer Vorteil gegenüber bestehenden Risikoindikatoren wie dem europäischen «Harmonised Risk Indicator» oder dem dänischen «Pesticide Load» Indikator, die ebenfalls auf Verkaufszahlen beruhen, aber wegen fehlender Expositionsberechnung keine Risikominderung

berücksichtigen können. Die Berechnungsmethode der neuen Indikatoren ist transparent und nachvollziehbar, indem die drei Faktoren *Behandelte Fläche*, *Risikoscore* und *Risikominderung* (Expositionsfaktor) berücksichtigt werden. Die Berechnung anhand einzelner Faktoren bietet zudem ausreichend Flexibilität, um zukünftige Massnahmen zur Risikoreduktion sowie neue Erkenntnisse und Daten zu deren Umsetzung in den Indikatoren berücksichtigen zu können. ■

Dank

Unser Dank geht an die Experten der Eawag, der VSA-Plattform Wasserqualität und Agridea, die in Zusammenarbeit mit Agroscope die Bedeutung der unterschiedlichen Eintragspfade für den Risikoindikator «Oberflächengewässer» abgeschätzt haben (Christian Stamm, Urs Schönenberger, Irene Wittmer, Anne Dietzel, Tobias Doppler, Mirco Plath, Volker Prasuhn). Lukas Jeker und Daniela Grossar (Agroscope) danken wir für die Unterstützung beim Einbezug von Honigbienen im Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume». Wir möchten uns zudem herzlich bei der Begleitgruppe (Mitarbeitende von BAFU, BLW, Eawag, VSA-Plattform Wasserqualität, Agroscope) für die engagierten Diskussionen bedanken.

Literatur

- BAFU (Hrsg.) (2019) Zustand und Entwicklung Grundwasser Schweiz. Ergebnisse der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA, Stand 2016. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1901: 138 S.
- Balmer, M., Poiger, T., Geiser, C. (2017) Grundwasser und Pflanzenschutzmittel: Beurteilung von Metaboliten bei der Zulassung und Anforderungen an nicht relevante Metaboliten. *Aqua & Gas*, 10: 37–45
- BLW (2021a) Verkaufsmengen der Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe, <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/pflanzenschutzmittel/verkaufsmengen-der-pflanzenschutzmittel-wirkstoffe.html>
- BLW (2021b) Bundesamt für Landwirtschaft BLW- Pflanzenschutzmittelverzeichnis, <https://www.psm.admin.ch/de/produkte>
- De Baan, L. (2020) Sensitivity analysis of the aquatic pesticide fate models in SYNOPSIS and their parametrization for Switzerland. *Science of the Total Environment*, 715: 1–13.
- de Snoo, G. R., van der Poll, R. J. (1999) Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 73: 1–6.
- Doppler, T., Mangold, S., Wittmer, I., Spycher, S., Comte, R., Stamm, C., Singer, H., Junghans, M., Kunz, M. (2017): Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen. *Aqua & Gas* 4: 46–56.
- European Commission. (2002). Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/10329/2002-rev. 2 final, 17 October 2002
- Eurostat (2021) Methodology for calculating harmonised risk indicators for pesticides under Directive 2009/128/EC, 2021 edition, European Union
- FOCUS (2014) Assessing Potential for Movement of Active Substances and their Metabolites to Ground Water in the EU. The Final Report of the Ground Water Work Group of FOCUS (Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use), EC Document Reference Sanco/13144/2010, version 3, 613 pp.
- Korkaric, M., Hanke, I., Grossar, D., Neuweiler, R., Christ, B., Wirth, J., Hochstrasser, M., Dubuis, P.-H., Kuster, T., Breitenmoser, S., Egger, B., Schürch, S., Aldrich, A., Jeker, L., Poiger, T., Daniel, O. (2020) Datengrundlage und Kriterien für eine Einschränkung der PSM-Auswahl im ÖLN: Schutz der Oberflächengewässer, der Bienen und des Grundwassers (Metaboliten), sowie agronomische Folgen der Einschränkungen. *Agroscope Science*. 106: 1–31.
- Kudsk, P., Jørgensen, L. N., Ørum, J. E. (2018) Pesticide Load – A new Danish pesticide risk indicator with multiple applications. *Land Use Policy* 70: 384–393.
- Rautmann, D., Streløke, M., Winkler, R. (2001). New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: Forster, R., Streløke, M. (Eds.), *Workshop on Risk Management and Risk Mitigation Measures in the Context of Authorization of Plant Protection Products (WORMM)*, Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem, Parey Buchverlag Berlin, pp. 133–141.
- Reinhardt, M., Kozel, R., Hofacker, A., Leu, C. (2017) Monitoring von PSM-Rückständen im Grundwasser. *Aqua & Gas* 6: 78–89.
- Sánchez-Bayo, F., Wyckhus, K. A. G. (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*. 232: 8–27.
- Spycher, S., Teichler, R., Vonwyl, E., Longrée, P., Stamm, C., Singer, H., Daouk, S., Doppler, T., Junghans, M., Kunz, M. (2019) Anhaltend hohe PSM-Belastung in Bächen. *Nawa Spez 2017: Kleine Gewässer in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft verbreitet betroffen*. *Aqua & Gas* 4:14–25.