



Nationale Risikoindikatoren für Pflanzenschutzmittel

Weiterführende Analysen

Autorinnen und Autoren

Muris Korkaric, Mikko Lehto, Thomas Poiger, Laura de Baan,
Marcel Mathis, Lolita Ammann, Irene Hanke, Marianne Balmer
und Judith F. Blom



Impressum

Herausgeber	Agroscope Müller-Thurgau-Strasse 29 8820 Wädenswil www.agroscope.ch
Auskünfte	Judith Blom: judith.blom@agroscope.admin.ch
Gestaltung	Petra Asare
Graphiken	© Judith Blom
Titelbild	Carole Parodi
Download	www.agroscope.ch/science
Copyright	© Agroscope 2023
ISSN	2296-729X
DOI	https://doi.org/10.34776/as154g

Haftungsausschluss:

Die in dieser Publikation enthaltenen Angaben dienen allein zur Information der Leser/innen. Agroscope ist bemüht, korrekte, aktuelle und vollständige Informationen zur Verfügung zu stellen – übernimmt dafür jedoch keine Gewähr. Wir schliessen jede Haftung für eventuelle Schäden im Zusammenhang mit der Umsetzung der darin enthaltenen Informationen aus. Für die Leser/innen gelten die in der Schweiz gültigen Gesetze und Vorschriften, die aktuelle Rechtsprechung ist anwendbar.

Inhalt

Zusammenfassung	4
Résumé	10
Summary	16
1 Einleitung	21
1.1 Politische Ziele zur Risikoreduktion von Pflanzenschutzmitteln	21
1.2 Nationale Risikoindikatoren	21
1.3 Ziel dieser Studie	22
2 Methode	23
2.1 Grundlagen für die Berechnung der Risikoindikatoren	23
2.2 Weiterführende Analysen (Plausibilisierung)	24
2.3 Risikoindikator «Oberflächengewässer»	24
2.3.1 Risikoscores	24
2.3.2 Expositionsfaktoren	25
2.3.3 Quellen für Unsicherheiten und weiterführende Analysen	28
2.3.4 Vergleich mit Monitoring-Daten	29
2.4 Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume»	29
2.4.1 Risikoscores	29
2.4.2 Expositionsfaktoren	30
2.4.3 Quellen für Unsicherheiten und weiterführende Analysen	30
2.4.4 Vergleich mit Monitoring-Daten	31
2.5 Risikoindikator «Grundwasser»	31
2.5.1 Risikoscores	31
2.5.2 Expositionsfaktoren	31
2.5.3 Quellen für Unsicherheiten und weiterführende Analysen	32
2.5.4 Vergleich mit Monitoring-Daten	32
3 Resultate und Diskussion	33
3.1 Risikoindikator «Oberflächengewässer»	33
3.1.1 Verlauf Risikoindikator «Oberflächengewässer» 2012-2021	33
3.1.2 Indikatorwerte nach Wirkstoffgruppen	34
3.1.3 Toxizitätsbeurteilung	34
3.1.4 Spannbreite der Risikominderungsmassnahmen	35
3.1.5 Vergleich mit Monitoring-Daten	36
3.2 Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume»	37
3.2.1 Verlauf Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume» 2012-2021	37
3.2.2 Indikatorwerte nach Wirkstoffgruppen	38
3.2.3 Toxizitätsbeurteilung	38
3.2.4 Wirksamkeit der Risikominderungsmassnahmen	39
3.3 Risikoindikator «Grundwasser»	40
3.3.1 Verlauf Risikoindikator «Grundwasser» 2012-2021	40
3.3.2 Indikatorwerte nach Wirkstoffgruppen	41
3.3.3 Beitrag von Metaboliten mit Default-Werten	42
3.3.4 Vergleich mit Monitoring-Daten	42
4 Schlussfolgerung	45
5 Dank	46
6 Literaturverzeichnis	47

Zusammenfassung

Hintergrund

Pflanzenschutzmittel (PSM) werden in der Landwirtschaft, im Forst oder für die Pflege öffentlicher oder privater Grünanlagen, sowie für den Unterhalt der Bahn- und Strasseninfrastruktur verwendet, können aber über verschiedene Wege aus der behandelten Fläche ausgetragen werden und so in Oberflächengewässer, Grundwasser oder angrenzende unbehandelte Flächen gelangen und dort unerwünschte Nebenwirkungen auf Lebewesen oder die Qualität des Grund- und Trinkwassers haben.

Um diesen potentiellen Umweltauswirkungen des chemischen Pflanzenschutzes entgegenzuwirken, wurde 2017 vom Bundesrat der «Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln¹» verabschiedet, unter anderem mit dem Ziel einer Reduktion der Umweltrisiken von PSM um 50 %. Dieses Ziel wurde im «Bundesgesetz über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden²» gesetzlich verankert. Mit den gesetzlichen Anpassungen sollen die Umweltrisiken von PSM im Vergleich zum Referenzzeitraum von 2012-2015 (vor der Einführung des Nationalen Aktionsplans) bis ins Jahr 2027 um 50 % gesenkt werden. Die Zielerreichung muss durch geeignete Indikatoren überprüft werden. Im Auftrag des BLW hat Agroscope deshalb **drei Risikoindikatoren** entwickelt, welche aufzeigen können, wie sich das Gesamtrisikopotential von PSM für Organismen in Oberflächengewässern und naturnahen Lebensräumen und das Grundwasser durch PSM-Metaboliten über die Zeit verändern (Abb. 1; Korkaric et al. 2022).

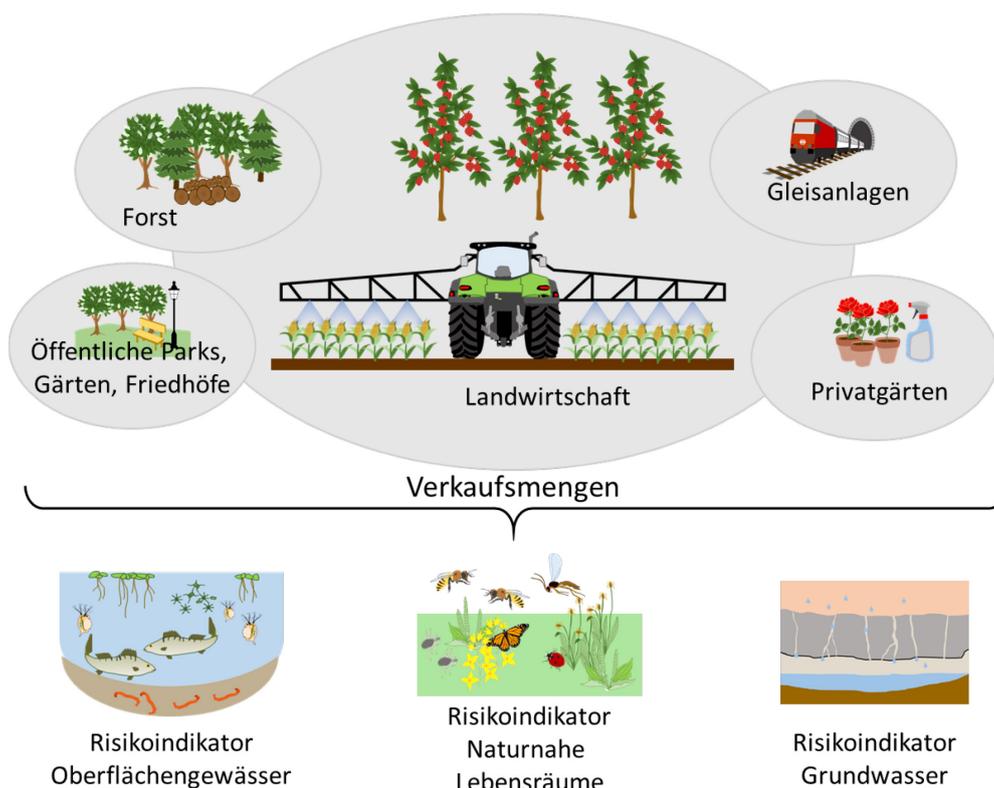


Abbildung 1: Es wurden drei Risikoindikatoren entwickelt. Für den Risikoindikator «Oberflächengewässer» wurde die Toxizität für aquatische Organismen (Fische, Invertebraten, Wasserpflanzen und Algen) berücksichtigt, für den Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume» die Toxizität für Nichtzielarthropoden, Honigbienen und Nichtzielpflanzen. Der Risikoindikator «Grundwasser» stellt das Risikopotential für den Eintrag der Abbauprodukte (Metaboliten) der Wirkstoffe dar.

¹ <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/aktionsplan.html>

² <https://www.fedlex.admin.ch/eli/oc/2022/263/de>

Das BLW veröffentlichte Ende 2022 erstmals Werte zu den Risikoindikatoren, welche die Entwicklung der Gesamtrisikopotentiale von 2012 bis 2021 aufzeigen³. Der hier vorliegende Bericht erläutert, wie diese Indikatorwerte berechnet wurden, wie Massnahmen zur Reduktion von PSM-Einträgen in Oberflächengewässer berücksichtigt wurden und welchen Einfluss einzelne Parameter sowie die risikomindernden Massnahmen auf die Indikatorwerte haben. Zusätzlich wurden die Ergebnisse der Indikatorberechnungen mit Daten aus nationalen Monitoringprogrammen verglichen.

Die Risikoindikatoren

Zur Berechnung der Risikoindikatoren wurde für jeden PSM-Wirkstoff eine *Behandelte Fläche* ermittelt, die mit einem *Risikoscore* als Mass für das potentielle Risiko einer einmaligen Anwendung des Wirkstoffs und einem *Expositionsfaktor* für die Risikominderung multipliziert wurde. Die Summe der Indikatorwerte aller Wirkstoffe ergibt das Gesamtrisikopotential für das jeweilige Umweltkompartiment in einem Jahr (Abb. 2).

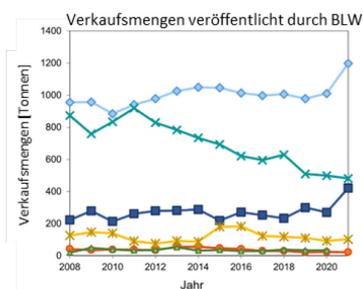
Die *Behandelte Fläche* ergibt sich aus den jährlichen Verkaufsmengen eines Wirkstoffs und dessen mittlerer Aufwandmenge pro Fläche in der Landwirtschaft. Die Verkaufszahlen pro PSM-Wirkstoff werden durch das BLW jährlich erhoben und sind öffentlich verfügbar⁴, die mittlere Aufwandmenge pro Wirkstoff wird aus den bewilligten Anwendungen aller Produkte mit diesem Wirkstoff abgeleitet⁵.

Der *Risikoscore* eines Wirkstoffs wird für eine einmalige normierte Anwendung ermittelt, wobei der mögliche Eintrag in die jeweiligen Umweltkompartimente ausgehend von den Stoffeigenschaften berücksichtigt wird. Der *Risikoscore* reflektiert zudem die Toxizität für die Organismen in Oberflächengewässern bzw. naturnahen Lebensräumen. Der *Risikoscore* für Grundwasser bildet ausschliesslich das Potential der Metaboliten eines Wirkstoffs ab, ins Grundwasser zu gelangen.

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

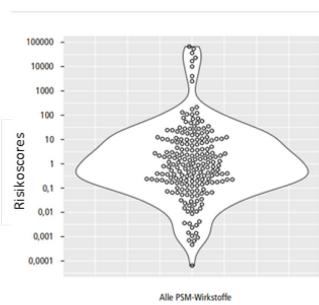
Behandelte Fläche

Fläche, die mit der verkauften Menge eines Wirkstoffs mit einer durchschnittlichen bewilligten Aufwandmenge behandelt werden kann.



Risikoscore

Risiko einer einmaligen normierten Anwendung eines Wirkstoffs.



Expositionsfaktor

Reduktion der Exposition durch Minderungsmaßnahmen und deren Umsetzung.

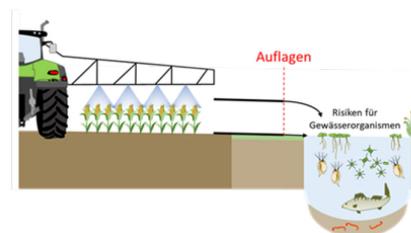


Abbildung 2: Die von Agroscope entwickelten Risikoindikatoren basieren auf drei Elementen, die für jeden Wirkstoff bestimmt werden: der jährlichen Verkaufsmenge des Wirkstoffs; in der Schweiz, dem Risikoscore; als Mass für das potentielle Risiko einer einzelnen normierten Anwendung des Wirkstoffs; und dem Expositionsfaktor, der die Reduktion der potentiellen Risiken durch Auflagen in der PSM-Zulassung oder allgemeine Risikominderungsmaßnahmen widerspiegelt. Aus diesen Elementen wird jeweils das Risikopotential eines Wirkstoffs bestimmt. Für die Risikoindikatoren werden die Risikopotentiale aller Wirkstoffe zu einem Gesamtrisikopotential addiert.

³ https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/risikoindikatoren_pflanzenschutzmittel.html

⁴ <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/verkaufsmengen-der-pflanzenschutzmittel-wirkstoffe.html>

⁵ <https://www.psm.admin.ch/de/produkte>

Der *Expositionsfaktor* berücksichtigt Massnahmen zur Risikominderung. Massnahmen können im Rahmen der PSM-Zulassung spezifisch für einzelne Produkte oder Anwendungen verfügt werden oder auch allgemein im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) oder des Gewässerschutzes (Waschplätze) vorgeschrieben sein können und für alle PSM-Anwendungen gelten (siehe Box). In den *Expositionsfaktor* fliesst neben der Wirksamkeit einer Massnahme (*Reduktionsfaktor*) auch der Umsetzungsgrad in der landwirtschaftlichen Praxis ein. Der Umsetzungsgrad wurde in einem separaten Projekt mittels Expertenbefragung erhoben (Diener et al. 2022).

Risikominderungsmassnahmen für Oberflächengewässer

Da Risikominderungsmassnahmen jeweils nur den Eintrag über einen bestimmten Pfad reduzieren, ist es wichtig, die Eintragspfade und ihren Anteil am Gesamteintrag zu kennen. Für den Eintrag in Oberflächengewässer sind Punktquellen (insbesondere nicht gewässerschutzkonforme Waschplätze), Abschwemmung, Kurzschlüsse (Schächte mit Anschluss an ein Gewässer), Drainagen und Drift wichtig. Die relative Bedeutung der einzelnen Eintragspfade wurde mittels Expertenbefragung für den Referenzzeitraum 2012-2015 abgeschätzt (Abb. 3). Als allgemeine Risikominderungsmassnahmen für den Risikoindikator «Oberflächengewässer» zur Reduktion der Abschwemmung wurde der im ÖLN vorgeschriebene 6 Meter breite Gras- oder Krautstreifen (Pufferstreifen) berücksichtigt, genauso wie die Sanierung von Waschplätzen, durch die der Eintrag von PSM in die Oberflächengewässer über Punktquellen reduziert wird. Produktspezifische Auflagen gegen Abschwemmung und Drift in den PSM-Bewilligungen werden ebenfalls im Risikoindikator abgebildet. Für den Eintrag via Kurzschlüsse und Drainagen gab es im Untersuchungszeitraum keine obligatorischen Massnahmen. Die Verpflichtung, Massnahmen in Bezug auf Kurzschlüsse im Rahmen des ÖLN zu ergreifen, trat erst am 1.1.2023 in Kraft und wird daher in dieser Studie nicht berücksichtigt. Für eine zukünftige Berücksichtigung muss ebenfalls der Grad der Umsetzung mittels Kontrollen oder Expertenumfragen festgelegt werden.

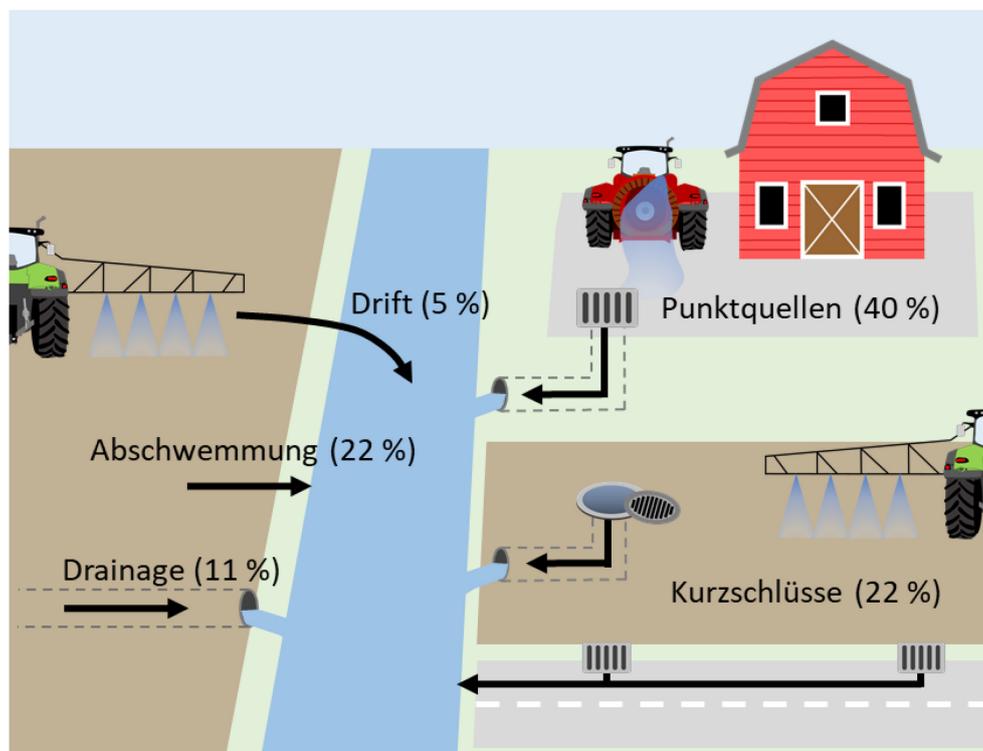


Abbildung 3: Eintragspfade von PSM in Oberflächengewässer und ihr mittlerer geschätzter Beitrag zum Gesamteintrag im Referenzzeitraum 2012-2015 (gemäss Schätzung von Experten; Korkaric et al. 2022). Die prozentualen Anteile ändern sich mit der Zeit, wenn die Risikominderungsmassnahmen wirken.

In die Risikoindikatoren «Naturnahe Lebensräume» und «Grundwasser» fliessen momentan noch keine Risikominderungsmassnahmen ein. Produktspezifische Abstandsauflagen gegen Drift in Biotope können nicht berücksichtigt werden, da der Begriff «Naturnahe Lebensräume» zurzeit nicht genau definiert ist. In der Zulassung verfügte Massnahmen zum Schutz des Grundwassers (Anwendungseinschränkungen oder Anwendungsverbote in Schutzzonen) wirken sich direkt auf die Verkaufsmenge eines Wirkstoffs aus und werden so im Risikoindikator indirekt abgebildet.

Gesamtrisikopotenziale

Die pro Jahr berechneten Risikoindikatoren zeigen die Veränderung der Gesamtrisikopotenziale in den einzelnen Umweltkompartimenten über die Zeit und geben Auskunft darüber, welche Wirkstoffe am meisten zum Risikopotenzial beitragen.

Das Gesamtrisikopotenzial für «Oberflächengewässer» wurde über den gesamten Beobachtungszeitraum massgeblich bestimmt durch Insektizide aus der Gruppe der Pyrethroide und dem Organophosphat Chlorpyrifos, welche durchschnittlich 97 % des Gesamtrisikopotenzials ausmachten. Insgesamt war eine leicht abnehmende Tendenz ersichtlich (Abb. 4). Dabei spielten die risikomindernden Massnahmen eine wesentliche Rolle: Das für das Jahr 2021 errechnete Gesamtrisikopotenzial war um 28 % niedriger, wenn risikomindernde Massnahmen berücksichtigt wurden. Den grössten Beitrag leistete dabei der Bau von gewässerschutzkonformen Waschplätzen, der für eine Reduktion des Gesamtrisikopotenzials um 20 % verantwortlich war, gefolgt von Massnahmen gegen Abschwemmung (6 %) und gegen Drift (2 %). Ohne Risikominderungsmassnahmen war kein Trend ersichtlich, der Indikatorwert für 2021 läge dann um 9 % über dem Referenzwert 2012-2015.

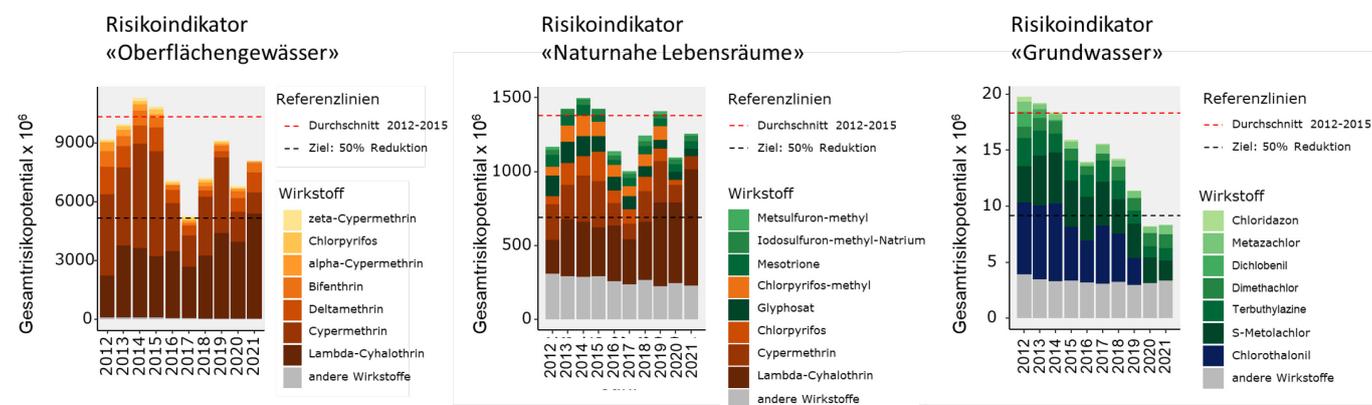


Abbildung 4: Verlauf der Gesamtrisikopotenziale der Risikoindikatoren «Oberflächengewässer», «Naturnahe Lebensräume» und «Grundwasser» von 2012-2021. Die absolute Höhe der Gesamtrisikopotenziale der einzelnen Risikoindikatoren kann nicht miteinander verglichen werden und sagt nichts über die tatsächlichen Risiken für die Umweltkompartimente aus.

Zum Gesamtrisikopotenzial für «Naturnahe Lebensräume» trugen ebenfalls vorwiegend einige wenige Insektizide Wirkstoffe aus den Gruppen der Pyrethroide und der Organophosphate (durchschnittlich 50 %) sowie einige Herbizide (insgesamt 31 %) bei. Der zeitliche Verlauf des Indikators liess für den untersuchten Zeitraum 2012-2021 keine Tendenz erkennen.

Zum Gesamtrisikopotenzial des Grundwassers trugen v.a. die Metaboliten einiger weniger Herbizide und des Fungizids Chlorothalonil (bis 2019) bei. Der zeitliche Verlauf des Risikoindikators zeigt, dass das Ziel einer Reduktion des Gesamtrisikopotenzials um 50 % im Vergleich zu 2012-2015 bereits erreicht ist. Weil die Erneuerung des Grundwassers oft Jahre bis Jahrzehnte dauert, wird sich die Abnahme aber erst verzögert in den Grundwasser-Monitoringdaten zeigen.

Weiterführende Analysen

Um die berechneten Indikatoren zu plausibilisieren und deren Robustheit zu prüfen, wurde der Einfluss verschiedener Annahmen und der Auswahl der Parameter auf die Indikatorwerte und auf deren relativen zeitlichen Verlauf getestet. Es zeigte sich, dass die Verwendung von zusätzlichen ökotoxikologischen Daten (für weitere Organismen) oder von anderen ökotoxikologischen Kennzahlen (auf Basis von Umweltqualitätskriterien und Zulassungswerten) keinen wesentlichen Einfluss auf den zeitlichen Verlauf der Gesamtrisikopotenziale für «Oberflächengewässer» und «Naturnahe Lebensräume» hat. Auch die Variation verschiedener Parameter, die in die Wirksamkeit von Risikominderungsmassnahmen einfließen (Risikoindikator «Oberflächengewässer»), oder das Weglassen von Metaboliten, für die keine experimentell ermittelten Stoffeigenschaften, sondern nur (konservative) Standardwerte vorlagen (Indikator «Grundwasser»), hatten keinen nennenswerten Einfluss auf den zeitlichen Verlauf der entsprechenden Risikoindikatoren.

Die Risikoindikatoren zeigen die relative Veränderung von potentiellen Risiken auf nationaler Ebene mit jährlicher Auflösung. Im Gegensatz dazu spiegeln die Ergebnisse der Überwachung von PSM-Konzentrationen in der Umwelt die tatsächlichen Konzentrationen an ausgewählten Standorten und zu bestimmten Zeitpunkten wider. Ein direkter Vergleich zwischen Indikatorwerten und Monitoring-Daten ist deshalb nicht möglich. Jedoch zeigten Messungen von PSM aus der «Nationalen Beobachtung Oberflächengewässer» (NAWA⁶), dass 2019 an 17 untersuchten Standorten Insektizide aus der Gruppe der Pyrethroide und Organophosphate im Mittel für über 63 % des Gesamtrisikos in den untersuchten Gewässern verantwortlich waren. Dies zeigt, dass das mit dem Risikoindikator «Oberflächengewässer» berechnete Gesamtrisikopotential und das im Monitoring identifizierte Risiko für aquatische Organismen im Wesentlichen durch dieselben Stoffgruppen bestimmt wird.

Monitoringdaten der «Nationalen Grundwasserbeobachtung» (NAQUA⁷) zeigen tendenziell eine gute Übereinstimmung mit dem Risikoindikator «Grundwasser», da häufig detektierte Metaboliten auch im Risikoindikator mit einem hohen Risikopotential eingestuft wurden. Die für den Risikoindikator erarbeiteten Daten können daher auch für eine gezielte Auswahl der Metaboliten für das Monitoring verwendet werden.

Fazit

Mit den Risikoindikatoren lassen sich zeitliche Veränderungen der Gesamtrisikopotentiale für «Oberflächengewässer», «Naturnahe Lebensräume» und «Grundwasser» basierend auf den verkauften PSM für die gesamte Schweiz und pro Jahr aufzeigen. Die Risikoindikatoren geben Auskunft darüber, welche Wirkstoffe am meisten zum Gesamtrisikopotential beitragen und berücksichtigen gesetzliche Massnahmen zur Risikominderung. Sie sind damit ein wichtiges Instrument für die Überwachung der Erreichung des gesetzlich vorgegebenen Risikoreduktionsziels.

⁶<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/zustand/wasser--messnetze/nationale-beobachtung-oberflaechengewaesserqualitaet--nawa-.html>

⁷<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-des-grundwassers/nationale-grundwasserbeobachtung-naqua.html>

Risikominderungsmassnahmen, die in den Risikoindikatoren berücksichtigt werden

Allgemeine Risikominderungsmassnahmen

- Im Ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) müssen entlang von Oberflächengewässern 6 Meter breite Gras- oder Krautstreifen (Pufferstreifen) angelegt werden (DZV SR 910.13, Art. 21 und Anhang 1, Ziffer 98).
- Seit dem 1.1.2023 gelten im ÖLN gemäss den Weisungen der Zulassungsstelle unabhängig des eingesetzten Produktes folgende Anforderungen: 1) für alle Behandlungen müssen Massnahmen zur Reduktion von Drift von mindestens 1 Punkt erreicht werden; 2) für alle Behandlungen müssen Massnahmen zur Reduktion von Abschwemmung von mindestens 1 Punkt erreicht werden, und zwar auf Flächen mit mehr als 2% Neigung und Gefälle Richtung Oberflächengewässer, entwässerte Strassen oder Wege (DZV SR 910.13, Anh. 1 Ziff. 6.1a.48).
- Als allgemeine Risikominderungsmassnahme für Punktquellen wird der Bau von gewässerschutzkonformen Waschplätzen in den Risikoindikator «Oberflächengewässer» miteinberechnet. Mit der Verordnung über die Koordination der Kontrollen auf Landwirtschaftsbetrieben (VKKL9) ist gesetzlich festgehalten, dass die Einhaltung der Gewässerschutzverordnung kontrolliert wird. Anforderungen an eine gewässerschutzkonforme Infrastruktur sind in der «Interkantonalen Empfehlung zu Befüll- und Waschplätzen und zum Umgang mit pflanzenschutzmittelhaltigen Spül- und Reinigungswasser in der Landwirtschaft»¹⁰ aufgelistet, die 2020 sowohl von der Konferenz der Landwirtschaftsämter (KOLAS) als auch der Konferenz der Vorsteher der Umweltschutzämter (KVU) verabschiedet wurde. Sie definiert für die Kantone eine Leitlinie, welche Anforderungen an die Befüll- und Waschplätze für den Vollzug bestehen (KOLAS/KVU/PPG, 2022).

Produktspezifische Risikominderungsmassnahmen

Sicherheitssätze, die in der Zulassung für einzelne Produkte oder Anwendungen festgelegt werden¹¹:

- SPe 3¹²: Zum Schutz von Gewässerorganismen vor den Folgen von Drift eine unbehandelte Pufferzone von (je nach Risiko 6, 20, 50 oder 100 m) zu Oberflächengewässern einhalten.
- SPe 3: Zum Schutz von Nichtzielarthropoden/ Nichtzielpflanzen vor den Folgen von Drift eine unbehandelte Pufferzone von (je nach Risiko 3, 6, 20, 50 oder 100 m) zu Biotopen (gemäss Art. 18a und 18b NHG) einhalten.
- SPe 3: Zum Schutz von Gewässerorganismen muss das Abschwemmungsrisiko gemäss den Weisungen der Zulassungsstelle um (1, 2, 3 oder 4) Punkte reduziert werden.

⁸ Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft, <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2013/765/de>

⁹ Verordnung über die Koordination der Kontrollen auf Landwirtschaftsbetrieben, <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2018/673/de>

¹⁰ <https://pflanzenschutzmittel-und-gewaesser.ch/interkantonale-empfehlung-zu-befuell-und-waschplaetzen/>

¹¹ <https://www.blv.admin.ch/blv/de/home/zulassung-pflanzenschutzmittel/anwendung-und-vollzug/weisungen-und-merkblaetter.html>

¹² SPe: Safety Precautions related to the Environment

Résumé

Contexte

Les produits phytosanitaires (PPH) sont utilisés dans l'agriculture, la sylviculture ou pour l'entretien des espaces verts publics ou privés ainsi que pour l'entretien des infrastructures ferroviaires et routières. Ils peuvent être entraînés hors de la surface traitée par différentes voies et atteindre ainsi les eaux de surface, les eaux souterraines ou les surfaces adjacentes non traitées, conduisant à des effets secondaires indésirables sur les organismes vivants ou la qualité des eaux souterraines et de l'eau potable.

Pour contrer ces impacts potentiels de la protection chimique des plantes sur l'environnement, le Conseil fédéral a adopté en 2017 le «Plan d'action visant à la réduction des risques et à l'utilisation durable des produits phytosanitaires¹³», avec notamment pour objectif de réduire de 50 % les risques liés aux PPH pour l'environnement. Cet objectif a été inscrit dans la «loi fédérale sur la réduction des risques liés à l'utilisation de pesticides¹⁴». Les adaptations légales doivent permettre de réduire de 50 % les risques liés aux PPH pour l'environnement par rapport à la période de référence 2012-2015 (avant l'introduction du Plan d'action national), et ce jusqu'en 2027. La réalisation des objectifs doit être contrôlée grâce à des indicateurs appropriés. Sur mandat de l'OFAG, Agroscope a donc développé **trois indicateurs de risque** permettant de montrer l'évolution du risque potentiel global des PPH pour les organismes vivant dans les eaux de surface et les habitats proches de l'état naturel, de même que du risque lié aux produits de dégradation dans les eaux souterraines (fig. 1; Korkaric *et al.* 2022).

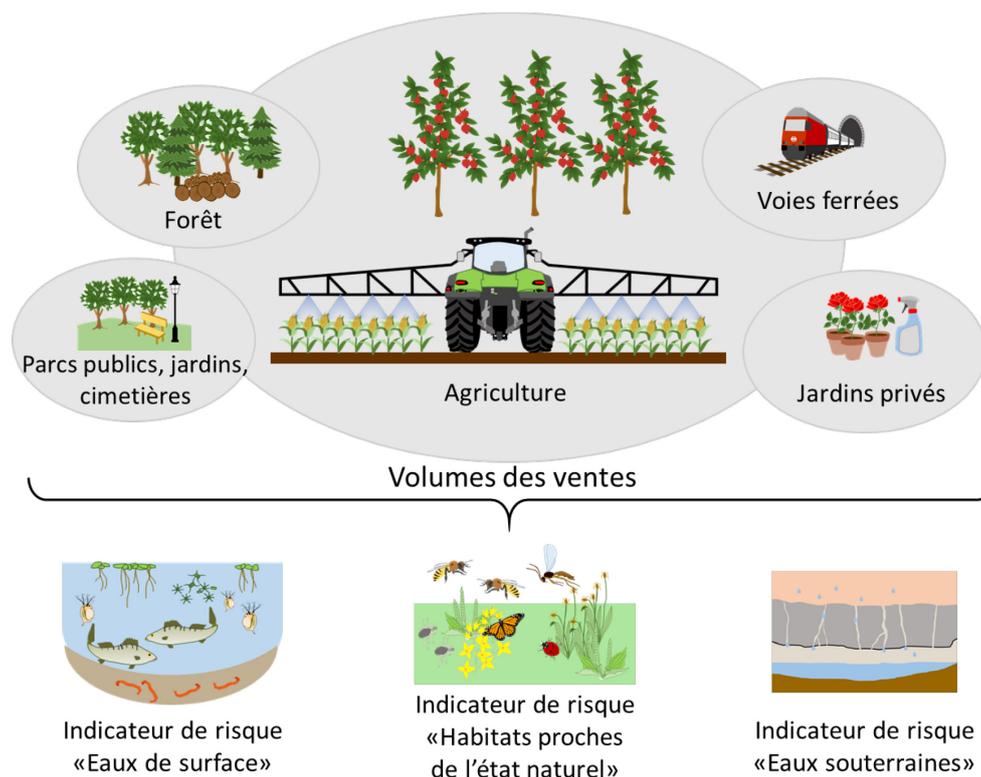


Figure 1: Trois indicateurs de risque ont été développés. L'indicateur de risque «Eaux de surface» prend en compte la toxicité pour les organismes aquatiques (poissons, invertébrés, plantes aquatiques et algues); l'indicateur de risque «Habitats proches de l'état naturel» se focalise sur la toxicité pour les arthropodes non cibles, les abeilles mellifères et les plantes non cibles. L'indicateur de risque «Eaux souterraines» quant à lui représente le risque potentiel lié aux produits de dégradation (métabolites) des substances actives.

¹³ <https://www.blw.admin.ch/blw/fr/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/aktionsplan.html>

¹⁴ <https://www.fedlex.admin.ch/eli/oc/2022/263/fr>

Fin 2022, l'OFAG a publié pour la première fois les résultats des indicateurs montrant l'évolution du risque potentiel global de 2012 à 2021. Le présent rapport explique comment les valeurs des indicateurs ont été calculées, comment les mesures de réduction des risques des PPh dans les eaux de surface ont été prises en compte et quelle est l'influence des différents paramètres et des mesures de réduction des risques sur les valeurs des indicateurs. De plus, les résultats des calculs des indicateurs ont été comparés aux données des programmes de surveillance nationaux.

Trois indicateurs de risque

Pour calculer les indicateurs de risque, une *surface traitée* a été déterminée pour chaque substance active de PPh. Cette surface a été multipliée par un *score de risque* mesurant le risque potentiel d'une utilisation unique de la substance active et par un *facteur d'exposition* représentant les mesures prises pour réduire le risque. La somme des valeurs des indicateurs de toutes les substances actives donne le risque potentiel global pour le compartiment environnemental concerné en un an (fig. 2).

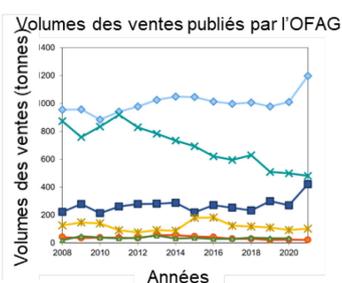
La *surface traitée* est calculée à partir du volume des ventes annuelles d'une substance active et du dosage moyen d'application par surface dans l'agriculture. Les chiffres de vente par substance active contenue dans les PPh sont relevés chaque année par l'OFAG et sont accessibles au public¹⁵, le dosage moyen d'application par substance active est déduit des applications autorisées de tous les produits contenant cette substance active¹⁶.

Le *score de risque* d'une substance active est déterminé pour une utilisation unique normalisée, en tenant compte de l'apport possible dans les différents compartiments environnementaux à partir des propriétés de la substance. Le *score de risque* reflète en outre la toxicité pour les organismes vivant dans les eaux de surface ou les habitats proches de l'état naturel. Le *score de risque* pour les eaux souterraines reflète le potentiel des métabolites d'une substance active à atteindre les eaux souterraines.

$$\text{Indicateur de risque} = \sum_i \text{Surface traitée}_i \times \text{Score de risque}_i \times \text{Facteur d'exposition}_i$$

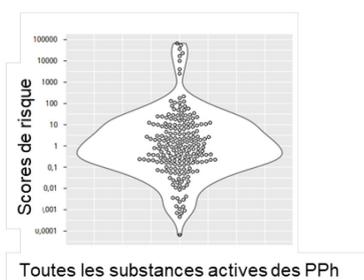
Surface traitée

Surface pouvant être traitée avec la quantité vendue d'une substance active au dosage moyen autorisé.



Score de risque

Risque lié à une utilisation unique et normalisée d'une substance active.



Facteur d'exposition

Limitation de l'exposition grâce à des mesures de réduction et à leur application.

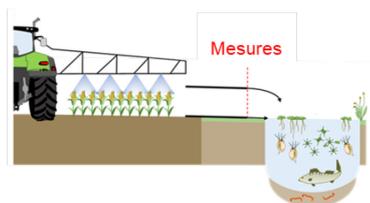


Figure 2: Les indicateurs de risque développés par Agroscope se basent sur trois éléments déterminés pour chaque substance active: le volume annuel des ventes de la substance active, en Suisse, le score de risque, en tant que mesure du risque potentiel d'une seule application normalisée de la substance active, et le facteur d'exposition, qui reflète la réduction du risque potentiel grâce au respect des exigences stipulées dans l'autorisation du PPh ou grâce à des mesures générales de réduction des risques. Le risque potentiel pour chaque substance active est déterminé à partir de ces éléments. Les risques potentiels de toutes les substances actives sont ensuite additionnés pour obtenir un risque potentiel global pour chacun des trois indicateurs.

¹⁵ <https://www.blw.admin.ch/blw/fr/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/verkaufsmengen-der-pflanzenschutzmittel-wirkstoffe.html>

¹⁶ <https://www.psm.admin.ch/fr/produkte>

Le *facteur d'exposition* prend en compte les mesures de réduction des risques. Des mesures peuvent être ordonnées spécifiquement pour certains produits ou applications dans le cadre de l'autorisation des PPh ou être prescrites de manière générale dans le cadre des prestations écologiques requises (PER) ou de la protection des eaux (aires de lavage) et s'appliquer à toutes les utilisations de PPh (voir encadré). Outre l'efficacité d'une mesure (*facteur de réduction*), le degré d'application dans la pratique agricole est également pris en compte dans *le facteur d'exposition*. Le degré d'application a été relevé dans un projet séparé au moyen d'une enquête auprès d'experts (Diener et al. 2022).

Mesures de réduction des risques pour les eaux de surface

Comme les mesures de réduction des risques ne réduisent l'apport que pour certaines voies de contamination, il est important de connaître les voies d'exposition et leur part dans l'apport total. Pour les apports dans les eaux de surface, les sources ponctuelles (notamment les aires de lavage non conformes aux normes de protection des eaux), le ruissellement, les courts-circuits (dépotoirs et avaloirs reliés à un cours d'eau), les drainages et la dérive sont importants. La signification relative des différentes voies d'entrée a été estimée au moyen d'une enquête auprès d'experts pour la période de référence 2012-2015 (fig. 3). Les mesures générales de réduction des risques prises en compte pour l'indicateur de risque «Eaux de surface» visant à réduire le ruissellement sont la bande herbeuse de 6 mètres de large (bordure tampon) prescrite dans les PER, tout comme l'assainissement des aires de lavage, qui permet de réduire l'apport de PPh dans les eaux de surface via des sources ponctuelles. Les dispositions spécifiques aux produits contre le ruissellement et la dérive stipulées par les autorisations de PPh sont également représentées dans l'indicateur de risque. Il n'existait pas de mesures obligatoires pour les apports via les courts-circuits et les drainages pendant la période étudiée. L'obligation de prendre des mesures concernant les courts-circuits dans le cadre des PER n'est entrée en vigueur que le 1.1.2023 et n'est donc pas prise en compte dans cette étude. Pour une prise en compte ultérieure, il faudra également déterminer le degré d'application de ces mesures par le biais de contrôles ou d'enquêtes d'experts.

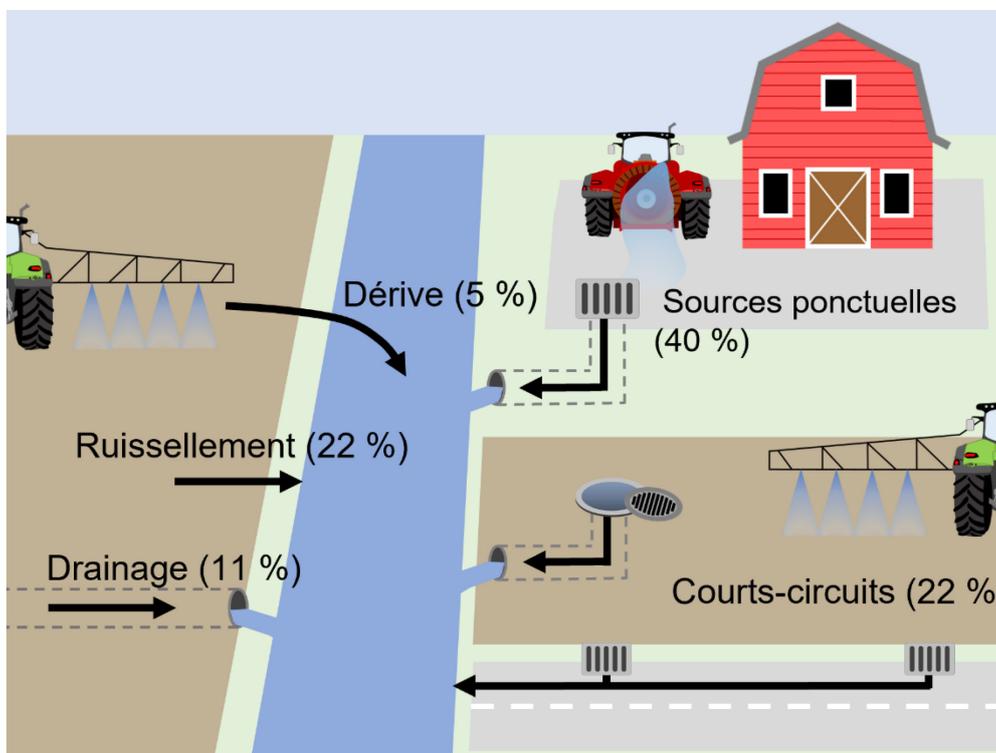


Figure 3: Voies d'entrée des PPh dans les eaux de surface et leur contribution moyenne estimée à l'apport total pendant la période de référence 2012-2015 (selon l'estimation des experts ; Korkaric et al. 2022). Les pourcentages évoluent avec le temps, au fur et à mesure que les moyens mis en œuvre pour réduire les risques agissent.

Les indicateurs de risque «Habitats proches de l'état naturel» et «Eaux souterraines» ne prennent pour l'instant pas encore de mesures de réduction des risques en compte. Il n'est pas possible de prendre en considération les obligations de distance spécifiques aux produits contre la dérive dans les biotopes, car le concept d'«habitats proches de l'état naturel» n'est actuellement pas défini avec précision. Les mesures de protection des eaux souterraines stipulées dans l'autorisation de mise sur le marché (restrictions d'utilisation ou interdictions d'utilisation dans les zones de protection) ont un impact direct sur le volume des ventes d'une substance active et sont donc représentées indirectement dans l'indicateur de risque.

Risque potentiel global

Les indicateurs de risque calculés par année montrent l'évolution du risque potentiel global dans les différents compartiments environnementaux au fil du temps et indiquent quelles substances actives contribuent le plus aux risques potentiels.

Sur l'ensemble de la période d'observation, le risque potentiel global pour les «eaux de surface» est déterminé en grande partie par les insecticides du groupe des pyréthroïdes et l'organophosphoré Chlorpyrifos, qui représentaient en moyenne 97 % du risque potentiel global. Dans l'ensemble, une légère tendance à la baisse s'est dessinée (fig. 4). Les mesures de réduction des risques ont joué un rôle essentiel: le risque potentiel global calculé pour 2021 était inférieur de 28 % en prenant en compte les mesures de réduction des risques. La construction d'aires de lavage conformes à la protection des eaux a été déterminante sur ce plan. Elle est responsable d'une réduction de 20 % du risque potentiel global, suivie par les mesures contre le ruissellement (6 %) et la dérive (2 %). Sans mesures de réduction des risques, aucune tendance ne se dessinait. Dans un tel cas, la valeur de l'indicateur pour 2021 aurait été alors supérieure de 9 % à la valeur de référence 2012-2015.

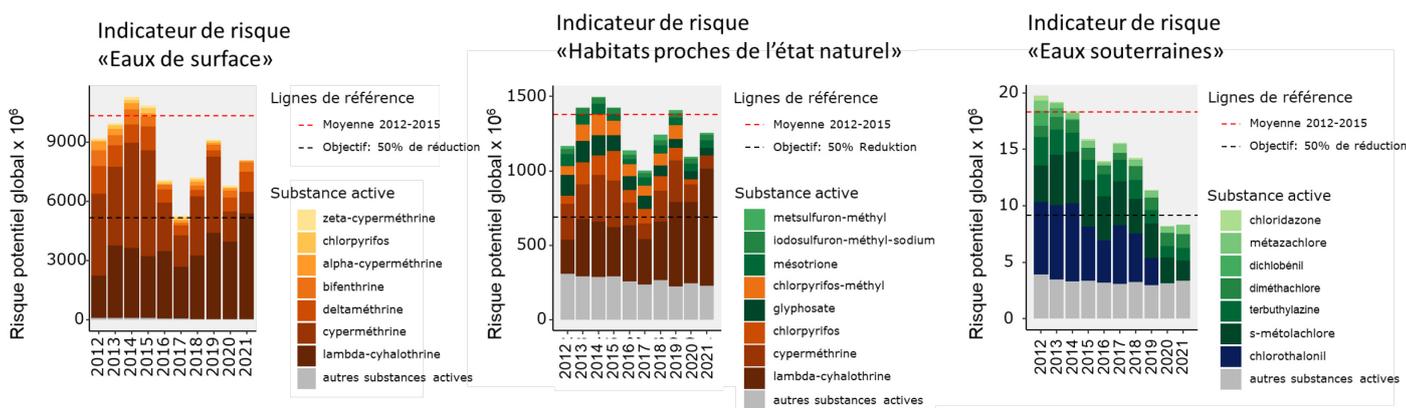


Figure 4: Évolution du risque potentiel global des indicateurs de risque «Eaux de surface», «Habitats proches de l'état naturel» et «Eaux souterraines» de 2012 à 2021. Les valeurs absolues de risque potentiel global des différents indicateurs ne peuvent pas être comparées entre elles et ne permettent pas de déduire quoi que ce soit sur les risques réels pour les compartiments environnementaux.

Le risque potentiel global pour les «habitats proches de l'état naturel» a été principalement déterminé par un petit nombre de substances actives insecticides appartenant aux groupes des pyréthroïdes et des organophosphorés (50 % en moyenne) ainsi que par quelques herbicides (31 % au total). L'évolution de l'indicateur dans le temps n'a pas permis de dégager de tendance pour la période étudiée de 2012 à 2021.

Ce sont les métabolites de quelques herbicides et du fongicide Chlorothalonil (jusqu'en 2019) qui ont principalement contribué au risque potentiel global des eaux souterraines. L'évolution dans le temps de l'indicateur de risque montre que l'objectif de réduction de 50 % du risque potentiel global par rapport à 2012-2015 est déjà atteint. Comme le renouvellement des eaux souterraines prend souvent des années, voire des décennies, il faudra un certain temps avant que la baisse n'apparaisse dans les données de monitoring des eaux souterraines.

Analyses plus approfondies

Afin de vérifier la plausibilité et la fiabilité des indicateurs calculés, l'influence de différentes hypothèses et du choix des paramètres sur les valeurs des indicateurs, ainsi que sur leur évolution relative dans le temps, a été testée. Il s'est avéré que l'utilisation de données écotoxicologiques supplémentaires (pour d'autres organismes) ou d'autres indices écotoxicologiques (sur la base de critères de qualité environnementale et des valeurs figurant dans les autorisations) n'avait pas d'influence significative sur l'évolution temporelle du risque potentiel global pour les indicateurs de risque «Eaux de surface» et «Habitats proches de l'état naturel». De même, la variation de différents paramètres jouant un rôle dans l'efficacité des mesures de réduction des risques (indicateur de risque «Eaux de surface») ou le fait de faire abstraction des métabolites pour lesquels on ne disposait pas de propriétés de substances déterminées expérimentalement, mais seulement de valeurs (conservatrices) standard (indicateur «Eaux souterraines»), n'ont pas eu d'influence notable sur l'évolution dans le temps des indicateurs de risque concernés.

Les indicateurs de risque montrent la variation relative des risques potentiels au niveau national avec une résolution annuelle. En revanche, les résultats de la surveillance des concentrations de PPh dans l'environnement reflètent les concentrations réelles sur des sites sélectionnés et à des moments précis. Une comparaison directe entre les valeurs des indicateurs et les données de surveillance n'est donc pas possible. Cependant, les mesures de PPh issues de l'«Observation nationale des eaux de surface» (NAWA¹⁷) ont montré qu'en 2019, sur 17 sites étudiés, les insecticides du groupe des pyréthroides et des organophosphorés étaient responsables en moyenne de plus de 63 % du risque global dans les eaux étudiées. Cela montre que le risque potentiel global calculé à l'aide de l'indicateur de risque «Eaux de surface» et le risque identifié dans le cadre de la surveillance des organismes aquatiques sont essentiellement déterminés par les mêmes groupes de substances.

Les données de monitoring de l'«Observation nationale des eaux souterraines» (NAQUA¹⁸) tendent à montrer une bonne concordance avec l'indicateur de risque «Eaux souterraines», car les métabolites fréquemment détectés sont également classés à un niveau élevé dans l'indicateur de risque en ce qui concerne leur risque potentiel. Les données élaborées pour l'indicateur de risque peuvent donc également être utilisées dans le monitoring pour une sélection ciblée des métabolites.

Conclusion

Les indicateurs de risque permettent de mettre en évidence les changements dans le temps du risque potentiel global pour les «eaux de surface», les «habitats proches de l'état naturel» et les «eaux souterraines», sur la base du volume des ventes de PPh, pour l'ensemble de la Suisse et par année. Les indicateurs de risque signalent quelles substances actives contribuent le plus au risque potentiel global et tiennent compte des mesures réglementaires visant à réduire les risques. Ils constituent donc un instrument important en vue de contrôler la réalisation de l'objectif de réduction des risques prescrit par la loi.

¹⁷https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/etat/eau--reseaux-d_observa/observation-nationale-de-la-qualite-des-eaux-de-surface--nawa-.html

¹⁸<https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/info-specialistes/etat-des-eaux/etat-des-eaux-souterraines/observation-nationale-des-eaux-souterraines-naqua.html>

Mesures de réduction des risques prises en compte dans les indicateurs de risque

Mesures générales de réduction des risques

- Dans le cadre des prestations écologiques requises (PER), des bandes herbeuses de 6 mètres de large doivent être aménagées le long des cours d'eau (bordures tampons) (OPD RS 910.13, art. 21 et annexe 1, chiffre 9¹⁹).
- Depuis le 1.1.2023, les exigences suivantes sont applicables dans les PER indépendamment du produit utilisé: 1) pour tous les traitements, des mesures de réduction de la dérive d'au moins 1 point selon les instructions du service d'homologation doivent être atteintes; 2) pour tous les traitements, des mesures de réduction du ruissellement d'au moins 1 point selon ces instructions doivent être atteintes, et ce sur les surfaces présentant une déclivité de plus de 2 % et qui sont adjacentes, dans le sens de la pente, à des cours d'eau ainsi qu'à des routes ou à des chemins drainés (OPD RS 910.13, annexe 1 chiffre 6.1a.4¹⁹).
- En tant que mesure générale de réduction des risques pour les sources ponctuelles, la construction d'aires de lavage conformes à la protection des eaux est prise en compte dans l'indicateur de risque «Eaux de surface». L'ordonnance sur la coordination des contrôles dans les exploitations agricoles (OCCEA²⁰) inscrit le contrôle du respect de l'ordonnance sur la protection des eaux dans la législation. Les exigences relatives à une infrastructure conforme à la protection des eaux sont énumérées dans la «Recommandation intercantonale sur la zone de remplissage et de lavage»²¹, qui a été adoptée en 2020 tant par la Conférence suisse des services de l'agriculture cantonaux (COSAC) que par la Conférence des chefs des services de la protection de l'environnement (CCE). Elle définit une ligne directrice concernant les exigences à remplir par les aires de remplissage et de lavage pour les cantons (COSAC/CEE/PPG).

Mesures de réduction des risques spécifiques aux produits

Phrases de sécurité définies dans l'autorisation des différents produits ou applications spécifiques²²:

- SPe 3²³: Pour protéger les organismes aquatiques des conséquences liées à la dérive, respecter une zone tampon non traitée de (6, 20, 50 ou 100 m selon le risque) par rapport aux eaux de surface.
- SPe 3: Pour protéger les arthropodes non cibles/plantes non cibles des conséquences liées à la dérive, respecter une zone tampon non traitée de (3, 6, 20, 50 ou 100 m selon le risque) par rapport aux biotopes (selon les art. 18a et 18b LPN).
- SPe 3: Pour protéger les organismes aquatiques, le risque de ruissellement doit être réduit de (1, 2, 3 ou 4 points) conformément aux instructions du service d'homologation.

¹⁹ Ordonnance sur les paiements directs versés dans l'agriculture, <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2013/765/fr>

²⁰ Ordonnance sur la coordination des contrôles dans les exploitations agricoles, <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2018/673/fr>

²¹ <https://produits-phytosanitaires-et-eaux.ch/recommandation-intercantonale-sur-la-zone-de-remplissage-et-de-lavage/>

²² <https://www.blv.admin.ch/blv/fr/home/zulassung-pflanzenschutzmittel/anwendung-und-vollzug/weisungen-und-merkblaetter.html>

²³ SPe: Safety Precautions related to the Environment

Summary

Background

Plant-protection products (PPPs) are used in agriculture, in forestry and for the care of public or private green spaces, as well as for the maintenance of rail and road infrastructure. They may, however, be transported out of the treated areas via various routes into surface waters, groundwater or adjacent untreated areas, where they can have undesirable side-effects on living organisms or on the quality of groundwater and drinking water.

To counteract these potential environmental impacts of chemical plant protection, the Swiss Federal Council passed the 'Action Plan for Risk Reduction and Sustainable Use of Plant Protection Products'²⁴ in 2017, *inter alia* with the aim of reducing the environmental risks of PPPs by 50%, and subsequently implemented the plan in the 'Federal Law on the Reduction of Risks from the Use of Pesticides'²⁵. The aim of the legislative amendments is to reduce the environmental risks from PPPs by 50% by 2027 compared to the reference period of 2012-2015 (before the introduction of the National Action Plan). The achievement of this goal must be monitored with suitable indicators. On behalf of the FOAG, therefore, Agroscope has developed **three risk indicators** that reflect the development of the risk potential of PPPs for organisms in surface waters and semi-natural habitats, as well as the contamination of groundwater with PPP metabolites, over time (Fig. 1; Korkaric et al. 2022).

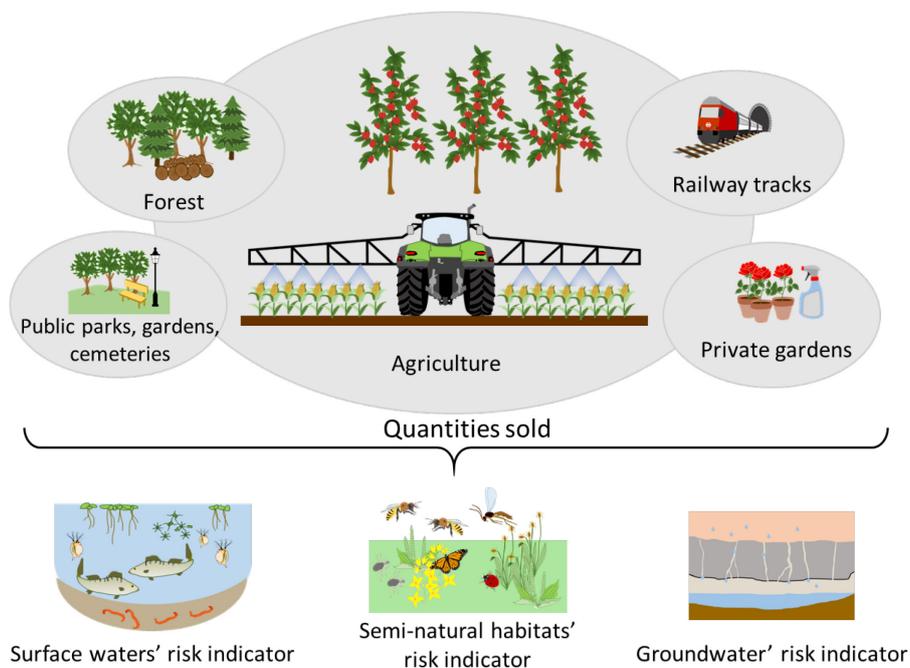


Figure 1: Three risk indicators were developed. For the 'surface waters' risk indicator, toxicity for aquatic organisms (fish, invertebrates, aquatic plants and algae) was taken into account; for the 'semi-natural habitats' risk indicator, toxicity for non-target arthropods, honey bees and non-target plants was taken into account. The 'groundwater' risk indicator depicts the risk potential for the input of the breakdown products (metabolites) of the active substances.

At the end of 2022, the FOAG for the first time published values for the risk indicators showing the development of the total risk potential from 2012 to 2021²⁶. In this additional report we describe how these indicator values were calculated, how measures for reducing PPP inputs into surface waters were taken into account, and what influence both individual parameters and the risk-reduction measures had on the indicator values. In addition, the results of the indicator calculations are compared with data from national monitoring programmes.

²⁴ <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/aktionsplan.html> (in DE, FR and IT only)

²⁵ <https://www.fedlex.admin.ch/eli/oc/2022/263/de> (in DE, FR and IT only)

²⁶ https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/risikoindikatoren_pflanzenschutzmittel.html (in DE, FR and IT only)

The risk indicators

To calculate the risk indicators, for every PPP active substance a *treated area* was multiplied by a *risk score* (measuring the potential risk posed by a single use of the active substance) and by an *exposure factor* for risk reduction. The sum of the indicator values of all the active substances yields the total risk potential for the respective environmental compartment over one year (Fig. 2).

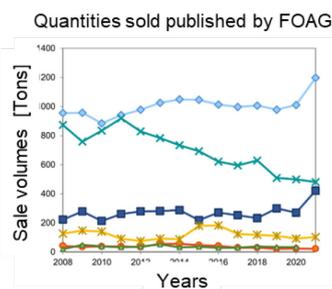
The *treated area* is determined by the annual quantities of an active substance sold and the average application rate of said substance in agriculture. The sales figures per PPP active substance are collected annually by the FOAG and are publicly available²⁷, whilst the average application rate per active substance is derived from the approved applications of all products containing this active substance²⁸.

The *risk score* of an active substance is determined for a single standardised application. It takes into account the possible input into the respective environmental compartment and it is based on substance properties. The *risk score* also reflects the toxicity for the organisms in surface waters or semi-natural habitats. The *risk score* for groundwater depicts the potential for the metabolites of an active substance to leach into groundwater.

$$\text{Risk indicator} = \sum_i \text{Treated Area}_i \times \text{Risk Score}_i \times \text{Exposure Factor}_i$$

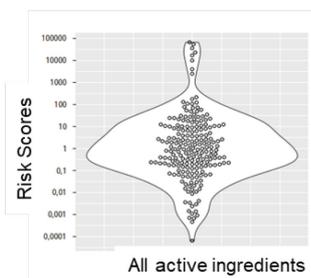
Treated Area

Area that can be treated with the amount of an active substance sold with an average approved application rate.



Risk Score

Risk posed by a single, standardised use of an active substance.



Exposure Factor

Exposure reduction through mitigation measures and their level of implementation.

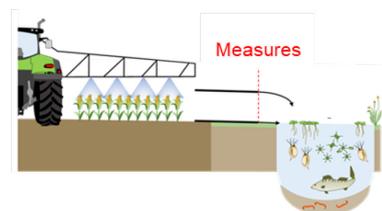


Figure 2: The risk indicators developed by Agroscope are based on three elements that are determined for each active substance: the annual quantity of the active substance_i sold in Switzerland, the risk score_i as a measure of the potential risk posed by a single standardised application of the active substance_i and the exposure factor_i, which reflects the reduction of the potential risks through restrictions for use in the PPP approval or general risk-reduction measures. These elements are used to determine the risk potential of an active substance_i. For the risk indicators, the risk potentials of all active substances are summed into a total risk potential.

The *exposure factor* takes account of risk-reduction measures. Measures may be prescribed specifically for individual products or applications within the context of the PPP approval, or stipulated generally within the context of the Proof of Ecological Performance (PEP) or water protection legislation (e.g. washing areas for spray equipment) in which case they then apply for all PPP applications (see box). The *exposure factor* comprises both the effectiveness of a measure (*reduction factor*) as well as the extent of its implementation in agricultural practice. The extent of implementation was determined in a separate project by means of an expert survey (Diener et al. 2022).

Risk-reduction measures for surface waters

Since individual risk-reduction measures only reduce input via a specific pathway, it is important to know the input pathways and their share of the total input. For input into surface waters, point sources (especially washing areas not compliant with water-protection legislation), run-off, short-cuts (e.g. shafts connecting to a water body), drainage

²⁷ <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/verkaufsmengen-der-pflanzenschutzmittel-wirkstoffe.html>

(in DE, FR and IT only)

²⁸ <https://www.psm.admin.ch/de/produkte> (in DE, FR and IT only)

and drift are important. The relative importance of the individual input pathways was estimated via an expert survey for the reference period 2012-2015 (Fig. 3). Two general risk reduction measures for the risk indicator ‘surface waters’ are currently considered, a 6-metre wide grass or vegetation strip (buffer strip) to reduce run-off, as stipulated in the PEP, and the renovation of washing areas, which reduces input via point sources. Product-specific restrictions for preventing run-off and drift are also included in the risk indicator. There were no obligatory measures during the period of the investigation for input via short-cuts and drainage. The obligation to take measures with regard to short-cuts as part of the PEP only came into force on 1 January 2023, and is therefore not taken into account at this stage. For future consideration in the risk indicator, the degree of implementation would need to be determined via controls or expert surveys.

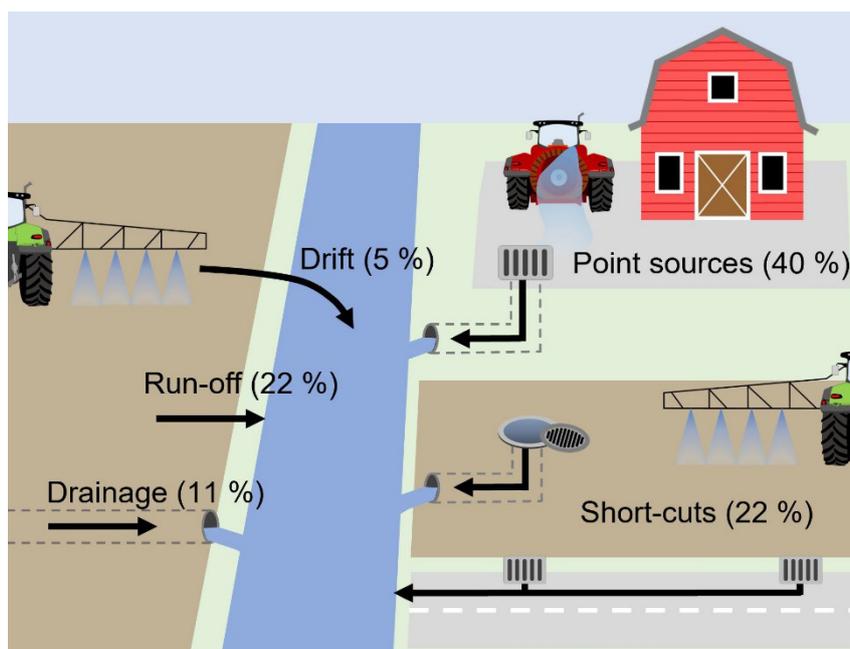


Figure 3: PPP input pathways into surface waters and their average estimated contribution to total inputs over the 2012-2015 reference period (according to expert estimates; Korkaric et al. 2022). The percentages change over time as the risk-reduction measures take effect.

No risk-reduction measures are yet incorporated in the risk indicators ‘semi-natural habitats’ and ‘groundwater’. Product-specific requirements for minimal distance to biotopes to prevent spray drift inputs cannot be taken into account, since the term ‘semi-natural habitats’ is not precisely defined at present. Measures for the protection of groundwater (e.g. application restrictions or bans in protection zones) prescribed in the approval impact the quantity of an active substance sold, and are thus indirectly shown in the risk indicator.

Total risk potential

The risk indicators calculated per year show the change in total risk potentials in the individual environmental compartments over time. In addition, they provide information on which active substances contribute most to the risk potential.

Over the entire observation period, the total risk potential for ‘surface waters’ was primarily due to insecticides from the pyrethroid group and by the organophosphate chlorpyrifos, which together accounted for an average 97% of the total risk potential. Overall, a slight downward trend was apparent (Fig. 4). The risk-reduction measures played a key role here, with the total risk potential calculated for 2021 being 28% lower when these measures were taken into account. The greatest contribution was the construction of washing areas compliant with water-protection legislation, which were responsible for a 20% reduction in the total risk potential, following by measures against run-off (6%) and drift (2%). Without risk-reduction measures no trend was apparent, with the indicator value for 2021 then lying 9% above the 2012-2015 reference value.

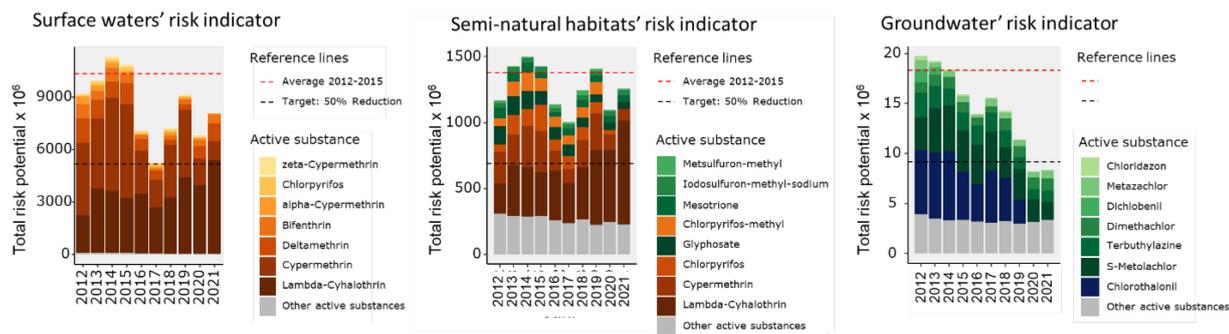


Figure 4: Development of the total risk potentials for ‘surface waters’, ‘semi-natural habitats’ and ‘groundwater’ from 2012-2021. The absolute levels of the total risk potentials for the individual risk indicators cannot be compared with one another, and should not be interpreted as actual risks for the environmental compartments.

Likewise, contributions to the total risk potential for ‘semi-natural habitats’ predominantly came from a few insecticidal active substances from the pyrethroid and organophosphate groups (50% on average) as well as from several herbicides (31% in total). There was no discernible trend over time for the investigated period of 2012-2021.

The total risk potential for groundwater was driven by the metabolites of a few herbicides and of the fungicide chlorothalonil (up until 2019). The development of the risk indicator over time shows that the target of reducing the total risk potential by 50% vis-à-vis 2012-2015 has already been achieved. Because groundwater renewal often takes years if not decades, however, the reduction will only gradually become apparent in the groundwater monitoring data.

Further analyses

To evaluate the indicators for plausibility and robustness, the influence of various assumptions and of the choice of parameters on the indicator values and on their relative development over time was tested. It became apparent that the use of additional ecotoxicological data (for further organisms) or alternative ecotoxicological reference values (based on environmental quality criteria and PPP authorisation data) does not have a significant influence on the development over time of the total risk potential for ‘surface waters’ and ‘semi-natural habitats’. Nor did the variation in different parameters influencing the effectiveness of risk-reduction measures (‘surface waters’ risk indicator) or the omission of metabolites for which only (conservative) standard values rather than experimentally determined substance properties were available (‘groundwater’ indicator) have any noteworthy influence on the development over time of the corresponding risk indicators.

The risk indicators show the relative change in potential risks at a national level with annual resolution. By contrast, the results of the monitoring of PPP concentrations in the environment reflect the actual concentrations at selected sites and at specific points in time. Consequently, a direct comparison of indicator values and monitoring data is not possible. Nevertheless, PPP measurements from the ‘National Surface Water Quality Monitoring Programme’ (NAWA²⁹) showed that in 2019, insecticides from the pyrethroid and organophosphate groups were responsible on average for over 63% of the total risk in the waters studied at 17 investigated sites. This shows that the total risk potential calculated with the ‘surface waters’ risk indicator and the risk for aquatic organisms identified in the monitoring programme are essentially determined by the same groups of substances.

Monitoring data from the ‘National Groundwater Quality Monitoring Programme’ (NAQUA³⁰) show good agreement with the ‘groundwater’ risk indicator, since frequently detected metabolites are also rated as having a high-risk potential in the risk indicator. Consequently, the data compiled for the risk indicator can also be used for a targeted selection of the metabolites for the monitoring programme.

²⁹<https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/water/state/water--monitoring-networks/national-surface-water-quality-monitoring-programme--nawa-.html>

³⁰<https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/water/info-specialists/state-of-waterbodies/state-of-groundwater/naqua-national-groundwater-monitoring.html>

Conclusions

The risk indicators can be used to examine changes over time in the total risk potentials for 'surface waters', 'semi-natural habitats' and 'groundwater' based on the quantities of PPP sold annually throughout the whole of Switzerland. The risk indicators provide us with information on which active substances make the greatest contribution to the total risk potential, and take account of legal measures for risk reduction. They are therefore an important tool for monitoring the achievement of the legally stipulated risk-reduction target.

Risk-reduction measures taken into account in the risk indicators

General risk-reduction measures

- The framework of the Proof of Ecological Performance (PEP) stipulates the setting up of 6-metre-wide grass or herbaceous strips (buffer strips) along surface waters (DZV SR 910.13, Art. 21 and Annexe 1, Subparagraph 9³¹).
- As of 1 January 2023, the following requirements apply in the PEP pursuant to the instructions of the PPP authorisation service and irrespective of the product used: (1) For all treatments, drift-reduction measures equivalent to at least 1 point must be achieved; (2) For all treatments, run-off reduction measures equivalent to at least 1 point must be achieved – specifically, on land with slopes above 2% and downward gradients towards surface waters, drained roads or paths (DZV SR 910.13, Annexe 1, Subparagraph 6.1a.4³¹).
- The construction of washing areas for spray equipment compliant with water protection legislation is also included in the 'surface waters' risk indicator as a general risk-reduction measure for point sources. The Ordinance on the Coordination of Controls on Agricultural Holdings (VKKL³²), stipulates the monitoring of compliance with the Water Protection Ordinance. Requirements for an infrastructure compliant with water-protection legislation are listed in the 'Intercantonal Recommendation for Filling and Washing Areas and for Handling Plant-Protection-Product-Containing Rinse- and Cleaning Water in Agriculture'³³, passed in 2020 both by the Conference of Agricultural Offices (KOLAS) and by the Conference of the Cantonal Heads of Environmental Offices (KVU). The Recommendation provides a guideline for the Cantons on the requirements concerning the filling and washing areas that exist for enforcement (KOLAS/KVU/PPG, 2022).

Product-specific risk-reduction measures

Safety phrases stipulated in the approval for individual products or applications³⁴:

- SPe 3³⁵: To protect aquatic organisms from the consequences of spray drift, respect an unsprayed buffer zone of – depending on risk – 6, 20, 50 or 100m distance to surface water bodies.
- SPe 3: To protect non-target arthropods / non-target plants from the consequences of drift, respect an unsprayed buffer zone of – depending on risk – 3, 6, 20, 50 or 100m distance to biotopes (pursuant to Art. 18a and 18b NHG).
- SPe 3: To protect aquatic organisms, and pursuant to the instructions of the PPP authorisation service, the run-off risk must be reduced by 1, 2, 3 or 4 points.

³¹ Ordinance on Direct Payments in Agriculture: <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2013/765/de> (in DE, FR and IT only)

³² Ordinance on the Coordination of Controls on Agricultural Holdings: <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2018/673/de> (in DE, FR and IT only)

³³ <https://pflanzenschutzmittel-und-gewaesser.ch/interkantonale-empfehlung-zu-befuell-und-waschplaetzen/> (in DE only)

³⁴ <https://www.blv.admin.ch/blv/de/home/zulassung-pflanzenschutzmittel/anwendung-und-vollzug/weisungen-und-merkblaetter.html> (in DE only)

³⁵ SPe: Safety Precautions related to the Environment

1 Einleitung

1.1 Politische Ziele zur Risikoreduktion von Pflanzenschutzmitteln

Pflanzenschutzmittel (PSM) werden in der Landwirtschaft zum Schutz von Kulturpflanzen und deren Erzeugnissen verwendet, aber auch im Forst oder für die Pflege öffentlicher oder privater Grünanlagen, sowie für den Unterhalt der Bahn- und Strasseninfrastruktur. PSM werden v.a. in der Landwirtschaft grossflächig angewendet, bleiben aber nicht ausschliesslich innerhalb der behandelten Fläche, sondern können über verschiedene Eintragspfade in andere Umweltkompartimente gelangen und dort unerwünschte Einflüsse auf Lebewesen oder die Qualität des Grund- und Trinkwassers haben (Spycher et al. 2019; Doppler et al. 2017; Daouk et al. 2022, Reinhardt et al. 2017).

Um den potentiellen Umweltauswirkungen des chemischen Pflanzenschutzes entgegenzuwirken, wurde 2017 vom Bundesrat der «Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln» verabschiedet. Aufgrund der Parlamentarischen Initiative 19.475 «Das Risiko beim Einsatz von Pestiziden reduzieren» wurde das «Bundesgesetz über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden» 2021 vom Parlament beschlossen, welches am 1.1.2023 in Kraft getreten ist. Es besagt, dass die Risiken für die Organismen der Oberflächengewässer und naturnahen Lebensräume sowie für das Grundwasser bis 2027 im Vergleich zum Mittelwert der Jahre 2012-2015 (also vor Inkrafttreten des Aktionsplans) um 50 % vermindert werden müssen. Sind die Risiken weiterhin nicht annehmbar, so kann der Bundesrat den ab 2027 geltenden Absenkpfad festlegen. Um die Zielerreichung zu evaluieren, sollen Risikoindikatoren berechnet werden³⁶.

1.2 Nationale Risikoindikatoren

Im Auftrag des BLW hat Agroscope daher Risikoindikatoren für Oberflächengewässer, naturnahe Lebensräume und Grundwasser entwickelt (Korkaric et al. 2022). Diese Indikatoren basieren auf Daten zu den jährlich in der Schweiz verkauften Wirkstoffmengen. Berücksichtigt werden einerseits die umweltchemischen und ökotoxikologischen Eigenschaften der Wirkstoffe und andererseits die Wirkungen von Risikominderungsmassnahmen. Solche Risikominderungsmassnahmen können entweder spezifisch für die Anwendung von einzelnen PSM-Produkten vorgeschrieben oder allgemein für die ganze landwirtschaftliche Produktion verpflichtend sein. Produktspezifische Risikominderungsmassnahmen werden im Rahmen der Zulassung von PSM dann verfügt, wenn unannehbare Risiken auf Menschen, Tiere und/oder Umwelt nicht ausgeschlossen werden können. Solche Produkte werden nur dann zugelassen, wenn diese Risiken mit geeigneten Risikominderungsmassnahmen ausreichend reduziert werden können. Seit 2011 werden solche Auflagen im Rahmen der «Gezielten Überprüfung», d.h. der Neubeurteilung der Risiken von PSM auf Basis neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse, erlassen. Neben den produktspezifischen Auflagen bestehen weitere Vorgaben für alle landwirtschaftlichen Betriebe, wie Massnahmen zur Sanierung von Wasch- und Befüllplätzen für Spritzgeräte. Für direktzahlungsberechtigte Betriebe bestehen weitergehende Richtlinien im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN), wie das Anlegen eines 6 Meter breiten Gras- oder Krautstreifens entlang von Oberflächengewässern (Pufferstreifen)³⁷. Zudem sind im ÖLN seit 2023 neue Massnahmen zur Reduktion von Drift und Abschwemmung erforderlich³⁸.

Um die Effekte solcher Risikominderungsmassnahmen im zeitlichen Verlauf von nationalen Risikoindikatoren abzubilden, wurden sowohl die Wirksamkeit der Massnahmen als auch deren Umsetzungsgrad berücksichtigt, d.h. in welchem Masse die Auflagen auch tatsächlich angewendet werden. Diese Umsetzungsgrade wurden in einer vom BLW beauftragten Studie von Agridea hergeleitet (Diener et al. 2022). Darin wurde der jeweilige Umsetzungsgrad von Risikoreduktionsmassnahmen gegen Drift und Abschwemmung, die Umsetzung von Gras- oder Krautstreifen im ÖLN sowie der Umsetzungsgrad der Errichtung von konformen Befüll- und Waschplätzen für die beiden Zeiträume von 2012-2015 und 2021 mittels einer Delphi-Umfrage durch Fachexperten und -expertinnen geschätzt.

³⁶ Landwirtschaftsgesetz (LwG) Art. 6b

³⁷ «Dieser Streifen muss das ganze Jahr aus einem sichtbaren Grün- oder Streueflächenstreifen bestehen. Vorhandene Ufergehölze oder Wege können Bestandteile des Pufferstreifens sein» (Agridea, 2016).

³⁸ <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2013/765/de>

1.3 Ziel dieser Studie

Mit den vorliegenden Daten wurden die Risikoindikatoren für Oberflächengewässer, naturnahe Lebensräume und Grundwasser für den Zeitraum 2012 – 2021 berechnet und erstmals durch das BLW publiziert³⁹. Der hier vorliegende Bericht erläutert, wie diese Indikatorwerte berechnet wurden, wie Massnahmen zur Reduktion von PSM-Einträgen in Oberflächengewässer berücksichtigt wurden und welchen Einfluss einzelne Parameter sowie die risikomindernden Massnahmen auf die Indikatorwerte haben. Zusätzlich wurden die Ergebnisse der Indikatorberechnungen mit Daten aus nationalen Monitoringprogrammen verglichen.

³⁹ https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/risikoindikatoren_pflanzenschutzmittel.html

2 Methode

2.1 Grundlagen für die Berechnung der Risikoindikatoren

Die Risikoindikatoren für Oberflächengewässer, naturnahe Lebensräume und Grundwasser wurden für die Jahre 2012 bis 2021 berechnet. Im Folgenden wird die Methode und allfällige einzelne Weiterentwicklungen kurz beschrieben, eine detaillierte Beschreibung wurde bereits veröffentlicht (Korkaric et al. 2022).

Bei der Berechnung der drei Risikoindikatoren wird für jeden Wirkstoff die sogenannte *Behandelte Fläche* mit einem *Risikoscore* und einem Faktor für die Risikominderung (*Expositionsfaktor*) multipliziert. Die *Behandelte Fläche* entspricht der Fläche, die mit der jährlich verkauften Wirkstoffmenge einmalig mit einer durchschnittlich bewilligten Aufwandmenge theoretisch behandelt werden kann. Dieser Wert ändert sich jährlich je nach verkaufter Wirkstoffmenge. Für die Berechnung der Risikoindikatoren «Oberflächengewässer» und «Naturnahe Lebensräume» basiert der *Risikoscore* auf den Eigenschaften der Wirkstoffe, die den Eintrag in das jeweilige Umweltkompartiment bestimmen und der Toxizität für Organismen in den jeweiligen Kompartimenten. Der *Risikoscore* für Grundwasser berücksichtigt ausschliesslich das Potential der Metaboliten eines Wirkstoffs, ins Grundwasser verlagert zu werden. *Risikoscores* werden jeweils für eine normierte Anwendung pro Wirkstoff berechnet und sind über die Jahre unveränderlich. Der *Expositionsfaktor* repräsentiert die zu erwartende Risikominderung durch produktspezifische Massnahmen, die sich im Laufe der Zeit für einzelne Wirkstoffe ändern können, aber auch durch allgemeine Massnahmen, die sich gesamtlich auf alle Wirkstoffe auswirken können. Die Gesamtrisikopotentiale repräsentieren also die Veränderung der Risiken sowohl durch Änderung der Anwendung (d.h. über die Verkaufsmenge) als auch durch die verschiedenen Risikominderungsmassnahmen.

Die Risikoindikatoren für Oberflächengewässer, naturnahe Lebensräume und für das Grundwasser werden pro Jahr demnach wie folgt aus den drei Faktoren berechnet:

$$\text{Risikoindikator}_j = \sum_i \text{Behandelte Fläche}_{i,j} \times \text{Risikoscore}_i \times \text{Expositionsfaktor}_{i,j} \quad (1)$$

Risikoindikator j Gesamtrisikopotential, d.h. Summe der Risikopotentiale aller verkauften Wirkstoffe pro Jahr j .

Behandelte Fläche $_{i,j}$ Fläche, die mit der im Jahr j verkauften Menge des Wirkstoffs i mit einer durchschnittlich bewilligten Aufwandmenge des Wirkstoffs i behandelt werden kann.

Risikoscore $_i$ Risiko durch eine einmalige, normierte Anwendung von Wirkstoff i .

Expositionsfaktor $_{i,j}$ Reduktion der Exposition durch Minderungsmassnahmen für den Wirkstoff i im Jahr j .

Berechnungsgrundlage der einzelnen Faktoren

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

$$\text{Behandelte Fläche}_{i,j} = \frac{\text{Verkaufsmenge}_{i,j}}{\text{Aufwandmenge}_i} \quad (2)$$

Verkaufsmenge $_i$ In Verkehr gebrachte Menge des Wirkstoffs i [kg] pro Jahr j .

Aufwandmenge $_i$ Durchschnittlich bewilligte Aufwandmenge des Wirkstoffs i [kg/ha].

Der *Risikoscore* ist ein Mass für das Risiko durch eine einmalige Anwendung eines Wirkstoffs. Die Risikoscores für die Risikoindikatoren «Oberflächengewässer» und «Naturnahe Lebensräume» werden berechnet aus der Toxizität für die Organismen der jeweiligen Umweltkompartimente und der normierten Exposition, also der Konzentration, der die Organismen modellhaft ausgesetzt sind.

$$\text{Risikoscore}_i = \text{Toxizität}_i \times \text{Exposition}_i \quad (3)$$

Toxizität $_i$ Toxizität des Wirkstoffs i basierend auf standardisierten Labortests mit definierten Organismen.

Exposition $_i$ Modellierte Konzentration des Wirkstoffs i im jeweiligen Umweltkompartiment, abhängig von der durchschnittlichen Aufwandmenge und dem Umweltverhalten.

Die *Risikoscores* für den Risikoindikator «Grundwasser» stellen dagegen den potentiellen Eintrag von PSM-Metaboliten ins Grundwasser dar. Die Toxizität der Metaboliten und der Wirkstoffe fließen dabei nicht in die Berechnungen ein.

Die Risikominderung wird durch einen *Expositionsfaktor* beschrieben. Er setzt sich zusammen aus einem *Reduktionsfaktor* RF (Faktor, um den eine Massnahme die Exposition reduziert) und dem entsprechenden *Umsetzungsfaktor* 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 ins Umweltkompartiment) bis 1 (Exposition bleibt unverändert).

$$\text{Expositionsfaktor}_{i,j} = 1 - RF_i \times U_j \quad (4)$$

Expositionsfaktor i,j	Exposition des Wirkstoffs i im Jahr j mit Minderungsmassnahmen im Vergleich zur Exposition ohne Massnahmen.
Reduktionsfaktor (RF i)	Prozentuale Reduktion der Exposition durch Minderungsmassnahmen für Wirkstoff i , Standardannahme RF = 0 (wenn es keine Massnahmen gibt).
Umsetzungsfaktor (U j)	Umsetzung der Risikominderung im Jahr j Im Verhältnis zum Stand der Umsetzung im Referenzzeitraum; Standardannahme U = 1, solange keine Daten zur Umsetzung vorliegen.

2.2 Weiterführende Analysen (Plausibilisierung)

Die hier vorgestellten Risikoindikatoren basieren auf verschiedenen Annahmen bezüglich PSM-Einsatz, Exposition, Toxizität und Wirkung von Risikominderungsmassnahmen. Um den Einfluss einiger der getroffenen Annahmen und der Parameterauswahl auf die jeweiligen Risikoindikatoren aufzuzeigen, wurden einzelne oder mehrere ausgewählte Parameter variiert und die Auswirkungen auf die Verläufe der Risikoindikatoren aufgezeigt. Es wurde der Einfluss folgender Parameter untersucht:

- Toxizität: Wie beeinflusst die Wahl der Ökotoxizitätswerte den Beitrag einzelner Wirkstoffe zum Gesamtindikator und den Verlauf der Risikoindikatoren «Oberflächengewässer» und «Naturnahe Lebensräume»?
- Wirksamkeit von Risikominderungsmassnahmen: Welchen Einfluss haben die Risikominderungsmassnahmen (inklusive Annahmen zu deren Wirksamkeit) auf den Verlauf der Risikoindikatoren «Oberflächengewässer» und «Naturnahe Lebensräume»?
- Default-Werte zum Umweltverhalten von Metaboliten: Welchen Einfluss haben Annahmen, die zu Eigenschaften von einzelnen Metaboliten getroffen wurden, auf den Beitrag einzelner Wirkstoffe und auf den Verlauf des Risikoindikators «Grundwasser»?
- Disaggregation der Gesamtrisikopotentiale: Welchen Verlauf zeigen die Risikoindikatoren, wenn die Risikopotentiale nur für bestimmte Wirkstoffgruppen (Insektizide, Fungizide oder Herbizide) aggregiert werden?
- Vergleich mit Monitoring-Daten: Können die Beiträge einzelner Wirkstoffe oder Stoffgruppen zum Gesamtrisikopotential durch die in den entsprechenden Umweltkompartimenten gemessenen PSM-Konzentrationen plausibilisiert werden?

Details zum Vorgehen für die verschiedenen Risikoindikatoren sind in den entsprechenden Kapiteln enthalten.

2.3 Risikoindikator «Oberflächengewässer»

2.3.1 Risikoscores

Die Herleitung der Risikoscores für den Risikoindikator «Oberflächengewässer» wurde bereits im Detail beschrieben (Korkaric et al. 2020, 2022). Grundlage für die Berechnung sind die Toxizität der einzelnen Wirkstoffe für Gewässerorganismen und deren mögliche Exposition gegenüber dem Wirkstoff (Gleichung 3). Die Daten für die Toxizität stammten primär aus der ökotoxikologischen Beurteilung im Schweizer Zulassungsprozess, in der unter anderem Daten der European Food Safety Authority (EFSA) berücksichtigt werden. Für die Exposition wurden sowohl direkte Einträge, die unmittelbar bei der Anwendung erfolgen, als auch solche, die zeitlich verzögert auftreten (z. B. nach

Niederschlagsereignissen), berücksichtigt. Die Exposition wird zudem von der Abbaugeschwindigkeit und den Sorptionseigenschaften der Wirkstoffe beeinflusst.

2.3.2 Expositionsfaktoren

Eintragspfade

PSM-Einträge in Oberflächengewässer können grob in fünf verschiedene Eintragspfade aufgeschlüsselt werden: Punktquellen, Abschwemmung, Kurzschlüsse, Drainagen und Drift. Da sowohl die produktspezifischen als auch die allgemeinen Risikominderungsmaßnahmen jeweils Auswirkungen auf bestimmte Eintragspfade haben, ist die Gewichtung der einzelnen Pfade für die Berechnung der *Expositionsfaktoren* relevant. Sie wurde durch eine Befragung von verschiedenen Experten von Eawag, VSA-Plattform Wasserqualität, Agridea und Agroscope für den Referenzzeitraum (2012-2015) geschätzt (Korkaric et al. 2022). Die Schätzung ergab für alle Eintragspfade eine gewisse Bandbreite. Für die Berechnung des Risikoindikator «Oberflächengewässer» wurde eine mittlere Schätzung verwendet (Punktquellen 40 %, Abschwemmung 22 %, Kurzschlüsse 22 %, Drainage 11 % und Drift 5 %). Dabei wird vereinfacht angenommen, dass für alle Wirkstoffe die gleiche Verteilung auf die fünf Eintragspfade gilt, auch wenn je nach Stoffeigenschaften unterschiedliche Eintragspfade wichtig sein können.

Bei der Berechnung des *Expositionsfaktors* pro Wirkstoff i und Jahr j wurde der Anteil am Gesamteintrag folgendermassen berücksichtigt:

$$\text{Expositionsfaktor } (EF_{i,j}) = \sum_k p_k \times (1 - RF_{ik} \times U_{k,j}) \quad (5)$$

- k fünf Eintragspfade (PQ = Punktquellen, AB = Abschwemmung, KS = Kurzschlüsse, DN = Drainage, DR = Drift).
- p mittlerer Anteil des jeweiligen Eintragspfades bezogen auf den Zeitraum 2012-2015 ($p_{PQ} + p_{AB} + p_{KS} + p_{DN} + p_{DR} = 1$).
- RF_i Reduktionsfaktor (Reduktion der Exposition über jeweiligen Pfad für einen Wirkstoff i durch Minderungsmaßnahmen); Standardannahme $RF = 0$ (wenn keine Massnahmen definiert sind).
- U_j Umsetzungsfaktor (Umsetzungsgrad der jeweiligen Massnahme im Jahr j , im Verhältnis zum Stand der Umsetzung im Referenzzeitraum).

Reduktionsfaktoren

Die *Reduktionsfaktoren* beschreiben die mögliche Reduktion der Exposition bei der Anwendung einer Massnahme. Es wurden sowohl allgemeine risikomindernde Massnahmen (6 m breiter Gras- oder Krautstreifen im ÖLN; Sanierung von Wasch- und Befüllplätzen) als auch die im Zulassungsprozess verfügbaren produktspezifischen Auflagen (SPe3-Auflagen bezüglich Abschwemmung und Drift) berücksichtigt. Für die allgemeinen Massnahmen wurde angenommen, dass alle verkauften Wirkstoffe auf Flächen angewendet werden, die die Anforderungen des ÖLN erfüllen. Die in dieser Studie verwendeten *Reduktionsfaktoren* für Massnahmen zur Reduktion einzelner Eintragspfade sind im Folgenden beschrieben.

Bezüglich Abschwemmung wurde für die allgemeine Massnahme, den im ÖLN vorgeschriebenen 6 m breiten Gras- oder Krautstreifen eine 50%ige Reduktion, d.h. ein Reduktionsfaktor von 0.5 angenommen. Dies entspricht dem in der PSM-Zulassung angenommenen *Reduktionsfaktor* für einen 6 m breiten bewachsenen Pufferstreifen. Für die Einträge durch Drift wurden ebenfalls die *Reduktionsfaktoren* gemäss Zulassung für die allgemeine Massnahme (den im ÖLN vorgeschriebenen Gewässerabstand von 6 m) verwendet (siehe Korkaric et al. 2022).

Für produktspezifische Massnahmen zur Minderung der Eintragspfade «Abschwemmung» und «Drift» wurden die Auflagen gemäss der jeweiligen PSM-Bewilligung berücksichtigt. Da die produktspezifischen Auflagen für einzelne Indikationen (d.h. definierte Schaderreger-Produkt-Kombinationen) verfügt werden, können für einen Wirkstoff unterschiedliche Auflagen gelten. Für die Berechnung des *Reduktionsfaktors* wurde pro Wirkstoff und Jahr jeweils der Median über alle zugelassenen Indikationen als repräsentative Auflage verwendet, unabhängig von der für die Indikation verkauften Menge (Korkaric et al. 2022). Die *Reduktionsfaktoren* wurden ebenfalls aus dem Zulassungsverfahren übernommen. Die *Reduktionsfaktoren* für Abschwemmung lagen zwischen 0.5 und 0.99, je nach der geforderten Anzahl Punkte. Dabei wurde berücksichtigt, dass die Reduktion um Faktor 0.5 bereits durch die allgemeine Auflage abgedeckt ist.

Für Drift wurde der geforderte Gewässerabstand und die dafür in der Zulassung verwendeten *Reduktionsfaktoren* berücksichtigt. Diese *Reduktionsfaktoren* unterscheiden sich je nach Kultur und sind tiefer für Anwendungen in niedrigen (Feldbau-) Kulturen und höher in Raumkulturen. Für Herbizide wurden deshalb *Reduktionsfaktoren* aus dem Driftszenario «Feldbau», für alle anderen Wirkstoffe aus dem Driftszenario für «Weinbau» übernommen. Damit ergaben sich *Reduktionsfaktoren* von 0.07 bis 0.67 für Herbizide und von 0.20 bis 0.92 für die übrigen Wirkstoffe, je nach gefordertem Gewässerabstand (Korkaric et al. 2022). Auch hier wurde berücksichtigt, dass ein Gewässerabstand von 6 m bereits mit der allgemeinen Massnahme im ÖLN abgedeckt ist.

Da keine anderen Angaben dafür vorliegen, wurde für den Eintragspfad «Punktquellen» angenommen, dass ein konformer Waschplatz zu einer 100%igen Reduktion der Exposition führt (*Reduktionsfaktor* = 1). Andere Punktquellen, die durch fehlerhafte Handhabung entstehen, können aufgrund fehlender Daten nicht abgebildet werden. Somit hängt die Reduktion des Gesamtrisikopotentials über den Eintragspfad Punktquellen lediglich von der Umsetzungsrate für konforme Befüll- und Waschplätze ab. Für die Eintragspfade «Kurzschlüsse» und «Drainagen» wurden in der vorliegenden Studie keine Massnahmen berücksichtigt.

Umsetzungsfaktoren

Während der *Reduktionsfaktor* ein Mass für die Wirksamkeit einer Massnahme ist, bestimmt der *Umsetzungsfaktor*, wie gut eine Massnahme in der Praxis umgesetzt wird. Beide Faktoren beeinflussen die mögliche Risikoreduktion, die damit erzielt werden kann. Der *Umsetzungsfaktor* kann sich über die Zeit ändern. Für die Berechnung eines jährlichen *Umsetzungsfaktors* für die allgemeinen und produktspezifischen Auflagen wurden die Umsetzungsgrade verwendet, die von Diener und Mitarbeitern mittels Expertenbefragung erhoben wurden (Diener et al. 2022). Diese Umsetzungsgrade wurden erhoben für 6 m breiten Gras- oder Krautstreifen (allgemeine Massnahme im ÖLN, relevant für Drift und Abschwemmung), für die produktspezifischen Risikoreduktionsmassnahmen gegen Drift und Abschwemmung, und für die Errichtung von konformen Befüll- und Waschplätzen (relevant für den Eintragspfad «Punktquellen») und zwar sowohl für den Referenzzeitraum 2012-2015 als auch für das Jahr 2021. Produktspezifische Massnahmen zur Minderung der Abschwemmung wurden erst 2018 eingeführt, weshalb die Expertinnen und Experten in diesem Fall nur das Jahr 2021 bewerteten.

Um jährliche *Umsetzungsfaktoren* für die Berechnung des Risikoindikator Oberflächengewässer zu erhalten, wurden zwei Umrechnungsschritte gemacht. Zuerst wurde für jede Massnahme der Umsetzungsgrad zwischen 2015 und 2021 linear extrapoliert, um einen Umsetzungsgrad für die Jahre 2016-2020 zu schätzen. Anschliessend wurde der Umsetzungsgrad jeder Massnahme in jedem Jahr j auf den Wert im Referenzzeitraum 2012-2015 normiert. Der normierte *Umsetzungsfaktor* für jede Massnahme lag also im Referenzzeitraum bei Null, und kann einen Höchstwert von 1 erreichen, wenn der Umsetzungsgrad 100 % entspricht.

$$\text{Umsetzungsfaktor}_j = \frac{\text{Umsetzungsgrad}_j - \text{Umsetzungsgrad}_{2012-15}}{100 - \text{Umsetzungsgrad}_{2012-15}} \quad (6)$$

Diese Normierung war notwendig, um die zuvor durch eine Expertenbefragung für den Referenzzeitraum geschätzten Anteile der fünf Eintragspfade abzubilden (siehe Korkaric et al. 2022). Die so berechneten *Umsetzungsfaktoren* für die verschiedenen Risikominderungsmassnahmen sind in Tab. 1 dargestellt.

Tabelle 1: Berechnete normierte Umsetzungsfaktoren der Risikoreduktionsmassnahmen gegen Drift und Abschwemmung (produktspezifische Auflagen), die Umsetzung von Gras- oder Krautstreifen im ÖLN sowie den Umsetzungsfaktor der Errichtung von konformen Befüll- und Waschplätzen (abgeleitet gemäss Gleichung 6 unter Verwendung der in Diener et al. (2022) hergeleiteten Umsetzungsgrade).

	Gras- oder Krautstreifen im ÖLN	SPe3-Auflagen Drift	SPe3-Auflagen Abschwemmung ¹	Konforme Befüll- und Waschplätze
2012-2015	0	0	0	0
2016	0.09	0.1	0	0.08
2017	0.19	0.2	0	0.17
2018	0.28	0.3	0	0.25
2019	0.38	0.4	0.78	0.33
2020	0.47	0.5	0.78	0.42
2021	0.56	0.6	0.78	0.5

¹Da die Massnahmen zur Minderung der Abschwemmung (4-Punktesystem) erst 2018 eingeführt wurden, haben die Expertinnen und Experten nur das Jahr 2021 bewertet.

Zu bemerken ist, dass die Umsetzungsfaktoren auf Expertenmeinungen beruhen, die die Umsetzungsgrade für einen verhältnismässig lang zurückliegenden Zeitraum schätzen mussten (2012-2015) und daher mit Unsicherheiten behaftet sein können. In der entsprechenden Studie werden die Schätzungen aber als zufriedenstellend und hinreichend beurteilt (Diener et al. 2022).

Überarbeitung der Toxizitätswerte für Pyrethroide

Aufgrund ihres dominierenden Anteils am Gesamtrisikopotential (siehe Kapitel 3.1) wurden die *Risikoscores* der Wirkstoffe aus der Klasse der Pyrethroide zusätzlich überprüft. In Korkaric et al. 2020 wurde für die Bewertung der Ökotoxizität der Pyrethroide eine uneinheitliche Datengrundlage festgestellt, da in den Schlussfolgerungen der EFSA nicht für alle Wirkstoffe aus dieser Gruppe Daten für den besonders empfindlichen Testorganismus *Hyalomma azteca* vorlagen. Aus diesem Grund wurde die Datensuche nun auch auf zulassungsrelevante Daten ausserhalb der EU ausgeweitet.

Die sogenannte «Pyrethroid Working Group (PWG)», eine US-amerikanische Arbeitsgruppe, zu deren Mitgliedern die acht wichtigsten Pyrethroid-Zulassungsinhaber gehören (Giddings et al. 2019), gab Studien zur Ökotoxizität verschiedener Pyrethroide gegenüber *H. azteca* in Auftrag. Diese weisen ein hohes Mass an Vergleichbarkeit untereinander auf und eignen sich daher besonders für die Verwendung im Risikoindikator «Oberflächengewässer». Alle Studien wurden in einem vergleichbaren Zeitrahmen (2013-2014), in demselben akkreditierten Labor, mit einem einheitlichen Versuchsprotokoll, unter Verwendung von Testorganismen aus derselben Züchtungslinie und desselben Testmediums durchgeführt. Zudem wurden die Daten aus dieser Versuchsreihe in den beiden neusten Beurteilungen zu den Pyrethroiden in der EU als valide bewertet (EFSA 2018).

Schlussendlich wurden die GLT-Werte⁴⁰ für Deltamethrin, Lambda-cyhalothrin, Bifenthrin, und Cypermethrin basierend auf den in Giddings et al. (2019) zusammengetragenen Ökotoxizitätsdaten bestimmt. Für alpha-Cypermethrin und zeta-Cypermethrin wurde durch die PWG keine eigene Untersuchung veranlasst. Da diese Wirkstoffe aber strukturell sehr ähnlich zum Cypermethrin sind (nur unterschiedliche Isomer-Zusammensetzung), wurde für ihre Beurteilung der Toxizitätswert von Cypermethrin verwendet. Die Berücksichtigung von Daten strukturverwandter Wirkstoffe ist gängige Praxis bei der UQK-Herleitung und der Risikobeurteilung im Rahmen der Zulassung. Etofenprox und Pyrethrin waren in Giddings et al. (2019) nicht enthalten. Für beide Wirkstoffe wurden daher die Ökotoxizitätsdaten für *H. azteca* aus der Datenbank «OPP Pesticide Ecotoxicity Database»⁴¹, die zur US-amerikanischen Umweltbehörde gehört, verwendet. Sie wurden von der Behörde als hinreichend valide für die Umweltrisikobeurteilung bewertet.

⁴⁰ Toxizitätswerte, die zur Berechnung der Risikoscores verwendet werden; GLT = gewichtete laborbasierte Toxizität (siehe Korkaric et al. 2022).

⁴¹ <https://ecotox.ipmcenters.org/>

2.3.3 Quellen für Unsicherheiten und weiterführende Analysen

Die Berechnung des Risikoindikator «Oberflächengewässer» basiert auf verschiedenen Annahmen bezüglich PSM-Einsatz, Exposition, Toxizität und der Wirkung von Risikominderungsmassnahmen. Um die Auswirkungen einiger dieser Annahmen auf den Risikoindikator grob abzuschätzen, wurden weiterführende Analysen durchgeführt, welche untenstehend beschrieben sind.

Toxizitätsbeurteilung

Neben den in den Risikoscores verwendeten GLT-Werten, die auf akuten und chronischen Daten aus standardisierten Labortestes mit Einzelspezies und Sicherheitsfaktoren gemäss Zulassung beruhen, existieren weitere Kennzahlen der aquatischen Ökotoxizität, die sich in ihren Herleitungsmethoden voneinander unterscheiden. Um zu untersuchen, welchen Einfluss die Verwendung solcher Kennzahlen auf den Risikoindikator «Oberflächengewässer» hätte, wurden zur Berechnung der Risikoscores die bereits vom BLV publizierten RAC-Werte⁴² («Regulatory Acceptable Concentrations») sowie die vom Oekotoxzentrum hergeleiteten chronischen Umweltqualitätskriterien (CQK-Werte)⁴³ verwendet. Alle anderen Parameter (*Behandelte Fläche*, *Exposition*, *Expositionsfaktoren*) blieben unverändert. Wirkstoffe, für die keine RAC- bzw. CQK-Werte vorlagen, wurden von der jeweiligen Berechnung ausgeschlossen.

Indikatorwerte nach Wirkstoffgruppen

Das Gesamtrisikopotential wird basierend auf allen PSM-Wirkstoffen berechnet. Da das Gesamtrisikopotential von einigen wenigen Wirkstoffen dominiert werden kann, die hauptsächlich auf eine Organismengruppe Effekte zeigen, wurden die Berechnungen auch für einzelne Wirkstoffgruppen (Insektizide, Herbizide, Fungizide) dargestellt. Dadurch werden zeitliche Trends für Wirkstoffe sichtbar, die für die Risiken für andere Organismengruppen relevant sein können.

Wirksamkeit von Risikominderungsmassnahmen

Die Abschätzung der Wirksamkeit von Risikominderungsmassnahmen beruht auf einer Vielzahl von Annahmen, die den Expositionsfaktor beeinflussen, unter anderem:

- Für die Berechnung der *Reduktionsfaktoren* wurde für jeden Wirkstoff der Median aller verfügbten produktspezifischen Auflagen verwendet. Aufgrund fehlender Anwendungsdaten ist aber nicht bekannt, für welchen Anteil der verkauften Wirkstoffmenge welche Auflage im Betrachtungszeitraum tatsächlich galt.
- Der Anteil eines einzelnen Eintragspfades am gesamten Gewässereintrag bestimmt mit, wie stark sich eine Massnahme zur Verminderung der Einträge über diesen Pfad auf den Expositionsfaktor auswirkt. (Für die fünf betrachteten Eintragspfade wurde jeweils das Mittel der durch Experten geschätzten Spannbreiten verwendet).
- Die Wahl des Driftszenarios wirkt sich auf den *Reduktionsfaktor* für den Eintragspfad «Drift» aus. (Es wurde das Szenario «Weinbau» für Fungizide und Insektizide bzw. «Feldbau» für Herbizide zur Berechnung der Drift verwendet).

Um die sich aus der Expertenbefragung ergebende Spannweite der möglichen Wirksamkeit von Risikominderungsmassnahmen darzustellen, wurde neben dem für den Risikoindikator gerade beschriebenen mittleren Szenario (Korcaric et al. 2022) noch ein minimales und ein maximales Szenario definiert. Variiert wurde dabei die prozentualen Anteile der einzelnen Eintragspfade, die relevanten produktspezifischen Auflagen und das Driftszenario. Die Parameter zur Berechnung der Spannbreiten sind in Tab. 2 aufgeführt. Zusätzlich wurde der Risikoindikator auch ohne Berücksichtigung von Risikominderungsmassnahmen berechnet.

⁴² Quelle: <https://www.blv.admin.ch/blv/de/home/zulassung-pflanzenschutzmittel/anwendung-und-vollzug/weisungen-und-merkblaetter.html> > Schutz der Oberflächengewässer und Biotope, Regulatorisch akzeptable Konzentrationen (RAC-Werte) für Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern (letzter Zugriff 10.03.2022).

⁴³ Quelle: <https://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum/> (letzter Zugriff 26.10.2021). Für Bifenthrin wurden der CQK-Wert von INERIS (<https://substances.ineris.fr/fr/page/9>) übernommen, da das Oekotoxzentrum für diesen Wirkstoff bislang keinen CQK-Wert hergeleitet hat.

Tabelle 2: Parameterwahl für das minimale, mittlere und maximale Szenario bzgl. der Wirksamkeit von Risikominderungsmaßnahmen für den Risikoindikator «Oberflächengewässer». Eintragspfade: Punktquellen (PQ), Abschwemmung (RO), Kurzschlüsse (KS), Drainage (DN), Drift (DR). RF_{Drift} = Reduktionsfaktor für den Eintragspfad Drift. Im minimalen Szenario machen die durch Massnahmen beeinflussbaren Eintragspfade PQ, RO und DR zusammen einen Anteil von 42 % aus im Vergleich zu 67 % und 86 % im mittleren bzw. maximalen Szenario.

	Szenarien bezüglich Ausmass der Risikominderung														
	Minimales Szenario					Mittleres Szenario					Maximales Szenario				
% Anteile Eintragspfade (min und max. bezüglich PQ, RO, DR)	PQ	RO	KS	DN	DR	PQ	RO	KS	DN	DR	PQ	RO	KS	DN	DR
	20	17	33	25	5	40	22	22	11	5	60	19	9.5	4.5	7
Relevante produktspezifische Auflage aus allen zugelassenen Indikationen des Wirkstoffs	niedrigste verfügte Auflage für jeden Wirkstoff inklusive «keine Auflage»					Median aller verfügten Auflagen für jeden Wirkstoff					höchste verfügte Auflage für jeden Wirkstoff				
Drift-Szenario für die Bestimmung des RF_{Drift}	Alle Wirkstoffe: Feldbau					Herbizide: Feldbau Übrige Wirkstoffe: Weinbau					Herbizide: Feldbau Übrige Wirkstoffe: Obstbau				

2.3.4 Vergleich mit Monitoring-Daten

Um die Resultate des Risikoindicators zu plausibilisieren und dessen Unsicherheiten aufzuzeigen, wurde ein Vergleich der Ergebnisse des Risikoindicators mit Monitoring-Daten der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) angestrebt. Die Aussagekraft eines solchen Vergleichs ist allerdings limitiert, da die NAWA-Monitoring-Daten als zeitliche Messreihen für verschiedene Standorte vorliegen, während der Risikoindikator «Oberflächengewässer» keine örtliche Dimension hat und über ein Jahr (jährliche Verkaufszahlen) aggregiert wird. Ferner sind vor allem die Messdaten für Pyrethroide und Organophosphate relevant, da diese Wirkstoffe im Risikoindikator für den grössten Teil des Gesamtrisikopotentials verantwortlich sind. Im Monitoring wurden diese Wirkstoffe mit ausreichend tiefen Bestimmungsgrenzen jedoch nur in den Jahren 2019 und 2020 gemessen (Daouk et al. 2022). Ein vertiefter Vergleich des Risikoindicators mit Monitoring-Daten wurde in einem Projekt der Eawag vorgenommen (Schönenberger & Stamm, 2023).

2.4 Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume»

2.4.1 Risikoscores

Die Werte für die Toxizität, mit denen die *Risikoscores* berechnet wurden (Gleichung 3), basieren auf Daten aus standardisierten Laborstudien für die drei terrestrischen Organismengruppen: Honigbienen, Nichtziel-Arthropoden (NTA; non-target arthropods) und Nichtziel-Pflanzen (NTTP; non-target terrestrial plants). Für jeden Wirkstoff wurde die Toxizität definiert über den Toxizitätswert der jeweils empfindlichsten Organismengruppe. Details zur Auswahl der Endpunkte und den Vorkehrungen für die Vergleichbarkeit zwischen den Gruppen sind in Korkaric et al. (2022) zu finden. Für die Berechnung der Exposition wurde Drift als einziger Eintragspfad angenommen.

Wie im Risikoindikator «Oberflächengewässer» wurden auch die Wirkstoffe berücksichtigt, die ab 2012 nur als Saatbeizmittel zugelassen waren (insgesamt 14 Wirkstoffe). Viele dieser Wirkstoffe weisen eine hohe Bienengefährlichkeit auf und das Risiko durch Staubdrift wird als hoch eingestuft. Staubdrift ist abhängig von der Kultur und der Saatgutqualität (z.B. Krahnert et al. 2021). Es gibt derzeit keine Standardwerte für Staubdrift. Deshalb wurde sie für diese 14 Wirkstoffe im Risikoindikator als Worst-Case Annahme mit dem mittleren Driftszenario (Szenario Weinbau) approximiert, analog zur Spritzapplikation der Fungizide und Insektizide und unter der Annahme, dass die meisten Staubpartikel vertikal aus dem oberen Teil der Sämaschine geblasen werden (Biocca et al. 2015; Devarrewaere et al. 2018).

2.4.2 Expositionsfaktoren

Zum Schutz der Biotope von kantonaler und nationaler Bedeutung werden produktspezifische Auflagen verfügt. Um die *Expositionsfaktoren* berechnen zu können, muss zuerst definiert werden, welche weiteren Lebensräume als «naturnahe» gelten. Zusätzlich müssen die durchschnittlichen Abstände zwischen diesen Lebensräumen und behandelten Flächen berechnet werden. Weil es momentan keine genaue Definition des Begriffes «naturnahe Lebensräume» gibt und die benötigten GIS-Daten mit ausreichender Präzision nicht schweizweit vorliegen, können die *Expositionsfaktoren* für produktspezifische Risikominderungsmassnahmen zum jetzigen Zeitpunkt nicht berechnet werden. Sobald diese Informationen vorhanden sind, können *Expositionsfaktoren* berechnet und im Risikoindikator berücksichtigt werden.

Ab 2023 werden im ÖLN driftreduzierende Massnahmen für jede PSM-Anwendung verlangt. Diese werden sich auf alle Flächen ausserhalb der behandelten Parzelle auswirken und können im Risikoindikator künftig berücksichtigt werden, wenn Umsetzungsgrade für die Massnahmen erhoben werden.

2.4.3 Quellen für Unsicherheiten und weiterführende Analysen

Toxizitätsbeurteilung

Verschiedene Arthropoden können unterschiedlich sensitiv auf Wirkstoffe reagieren, es liegen jedoch oft nur Daten für wenige Arten vor. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden nur Arten berücksichtigt, zu denen Daten für alle Wirkstoffe vorlagen: stellvertretend für Bestäuber die Honigbiene (*Apis mellifera*) und stellvertretend für NTA die Schlupfwespe (*Aphidius rhopalosiphi*) sowie die Raubmilbe (*Typhlodromus pyri*). Zusätzlich wurden Daten für NTTP verwendet. In den weiterführenden Analysen wurde untersucht, ob die Berücksichtigung zusätzlicher NTA-Arten bei einzelnen Wirkstoffen, für die zusätzliche Daten vorlagen, einen Einfluss auf den Risikoindikator hatte.

Für Bestäuber wurde zudem untersucht, welchen Effekt die Berücksichtigung von Wildbienen und Hummeln auf die Einschätzung der wichtigsten Wirkstoffe hat. Dazu wurden 20 Wirkstoffe aus der Gruppe der Pyrethroide, Neonikotinoide, Organophosphate, sowie weitere Insektizide mit hohen Verkaufszahlen oder mit einem hohen Anteil am Risikoindikator und hoher Toxizität für Bienen, ausgewählt. Für diese 20 Wirkstoffe wurden die bestehenden Daten der EFSA mit Daten für zusätzliche Bienenarten aus einer Literaturrecherche ergänzt.

Bei einigen Wirkstoffen sind die Effekte in den Toxizitätsstudien bei der höchsten Testkonzentration weniger als 50 %. In solchen Fällen kann der genaue Endpunkt (LR₅₀, ER₅₀ oder LD₅₀) nicht bestimmt werden und wird stattdessen mit «grösser als» angegeben. Damit wird die Toxizität des Wirkstoffs überschätzt. Diese Toxizitätsdaten wurden für den Risikoindikator trotzdem berücksichtigt, weil sie in vielen Fällen eine gewisse Unempfindlichkeit bestimmter Organismengruppen belegen. In der weiterführenden Analyse wurde daher geprüft, ob ein Ausschluss dieser Werte einen Einfluss auf den Risikoindikator hat.

Indikatorwerte nach Wirkstoffgruppen

Analog zum Risikoindikator «Oberflächengewässer» wurden die Gesamtrisikopotentiale desaggregiert und die Indikatorwerte für Insektizide, Herbizide und Fungizide einzeln berechnet.

Wirksamkeit von Risikominderungsmassnahmen

Wie bereits dargelegt, können Expositionsfaktoren für produktspezifische Auflagen aufgrund der fehlenden genauen Definition des Begriffes «naturnahe Lebensräume» zum jetzigen Zeitpunkt nicht berechnet werden. In den weiterführenden Analysen wurde am Beispiel des Kantons Aargau, für den geeignete GIS-Daten zu Projektbeginn vorlagen, eine exemplarische Berechnung für produktspezifische Abstandsauflagen durchgeführt. Als naturnahe Lebensräume wurden einzig Biotope von kantonaler und nationaler Bedeutung betrachtet, also Flächen, für welche diese Abstandsauflagen gelten. Für die Analyse wurde angenommen, dass die Auflagen zu 100 % umgesetzt werden. Da für verschiedene Anwendungen unterschiedliche produktspezifische Abstandsauflagen verfügt sein können, musste pro Wirkstoff ein repräsentativer Abstand definiert werden. Es wurde sowohl ein mittleres als auch ein maximales Szenario berechnet, das auf mittleren (Median) respektive maximalen produktspezifischen Abstandsauflagen pro Wirkstoff basiert.

2.4.4 Vergleich mit Monitoring-Daten

Im Rahmen des Aktionsplans Pflanzenschutzmittel gab der Bund ein Monitoring zur Überwachung der PSM-Rückstände in ausgewählten Biotopen von nationaler Bedeutung (Trockenwiesen) in Auftrag (BAFU 2021). Verschiedene PSM-Wirkstoffe konnten in geringen Konzentrationen in Luft- und Regenproben nachgewiesen werden. Da jedoch bis jetzt ein systematisches Monitoring fehlt, können zurzeit keine Vergleiche zwischen den Indikatorwerten des Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume» und Monitoring-Daten durchgeführt werden.

2.5 Risikoindikator «Grundwasser»

2.5.1 Risikoscores

Dieser Risikoindikator repräsentiert das Risiko für den Eintrag von Metaboliten der PSM-Wirkstoffe ins Grundwasser. Insgesamt wurden Daten zu ca. 650 Metaboliten von 200 Wirkstoffen für die Berechnung des Risikoindikator verwendet. Die mögliche Belastung durch den Wirkstoff selbst wurde im Risikoindikator nicht berücksichtigt, da sie im Verhältnis zu den Metaboliten erfahrungsgemäss gering ist. Im Zulassungsverfahren wird zwischen relevanten und nicht-relevanten Metaboliten unterschieden, wobei jeweils unterschiedliche Anforderungswerte gelten. Bei der Berechnung des Indikators wurde nicht zwischen relevanten und nicht-relevanten Metaboliten unterschieden. Es wurden alle Metaboliten berücksichtigt, deren Eintragungspotential ins Grundwasser aus Zulassungssicht zu bewerten ist. Dies betrifft Metaboliten, die bei den Abbaustudien des Wirkstoffs im Boden mindestens einmal einen Wert von 10 % der Anfangskonzentration des Wirkstoffs erreichten oder an zwei aufeinanderfolgenden Zeitpunkten den Wert von 5 % überschritten. Wirkstoffe, für die keine derartigen Abbauprodukte dokumentiert sind, wurden nicht berücksichtigt und tragen somit nicht zum Risikoindikator «Grundwasser» bei.

Das Grundwasserbelastungspotential wird in der PSM-Zulassung durch Modellrechnungen abgeschätzt, die den Abbau des Wirkstoffs sowie die Bildung und den weiteren Abbau der Metaboliten im Boden und deren Transport durch die Bodenmatrix berücksichtigen («Predicted Environmental Concentrations in Groundwater», PEC_{GW} ; Balmer et al. 2017; FOCUS 2014). Die *Risikoscores* basieren auf PEC_{GW} aus aktuellen Unterlagen der EU-Wirkstoffprüfung (EFSA Conclusion, Draft Assessment Report (DAR), Review Report) oder aus der Umweltbeurteilung im Schweizer Zulassungsverfahren (Details siehe Korkaric et al. 2022). Im Rahmen der Zulassung werden verschiedene Modelle verwendet: PELMO, PEARL, PRZM und MACRO (FOCUS 2014), in den Unterlagen der EFSA sind in der Regel Berechnungen mit mindestens zwei dieser Modelle aufgeführt. Im Indikator wurden jeweils die höheren PEC_{GW} -Werten verwendet. Insgesamt neun Klima-/Bodenszenarien werden in der EU für die Modellierung verwendet, um unterschiedliche geoklimatische Bedingungen abzudecken; fünf dieser Szenarien werden für die Schweiz als repräsentativ betrachtet. Im Risikoindikator «Grundwasser» wurden die höchsten PEC_{GW} -Werte aus diesen fünf Szenarien verwendet. Modellrechnungen werden für unterschiedliche Kulturen und Anwendungszeitpunkte sowie gegebenenfalls unterschiedliche Bodeneigenschaften (z.B. pH-Wert) durchgeführt. Im Indikator wurden wiederum die höchsten PEC_{GW} -Werte aus allen verfügbaren Berechnungen berücksichtigt. Für die Ableitung der *Risikoscores* wurde der PEC_{GW} jeweils auf eine jährliche Anwendung normiert.

2.5.2 Expositionsfaktoren

Risikominderungsmaßnahmen im Bereich Grundwasser (z.B. Beschränkung der Aufwandmenge, Beschränkung der Anzahl Anwendungen oder Grundwasserschutzzonenaufgaben) fliessen mehrheitlich indirekt über die verkaufte Menge (resp. die *Behandelte Fläche*) ein, ihr Beitrag kann aber nicht quantifiziert und explizit ausgewiesen werden (Korkaric et al. 2022). Für den Indikator «Grundwasser» wurden deshalb keine *Expositionsfaktoren* berechnet. Wenn neue Massnahmen im Bereich Grundwasser ergriffen und die Umsetzungsgrade für diese Massnahmen erhoben werden, können zu einem späteren Zeitpunkt die entsprechenden Expositionsfaktoren in den Indikator integriert werden.

2.5.3 Quellen für Unsicherheiten und weiterführende Analysen

Für die PEC_{GW} -Berechnungen werden verschiedene Modelle und Klima-/Bodenszenarien verwendet. Berechnet werden die potentiell im Sickerwasser in 1 m Bodentiefe auftretenden, mittleren jährlichen Konzentrationen für bestimmte, genau definierte Anwendungen. Diese PEC_{GW} stellen einen "Realistic Worst-Case" dar, also die Konzentrationen im Grundwasser im schlechtesten denkbaren Fall (direkt unter der behandelten Parzelle, meist nach jährlicher Anwendung, mit geringem Grundwasserflurabstand und ohne Verdünnung durch Wasser aus anderen Flächen).

Unterschiedliche Modelle, Klima-, Boden- und Anwendungsszenarien sowie die Variabilität der Substanzparameter selbst sind mögliche Quellen für eine grosse Bandbreite an Werten bei der Berechnung der PEC_{GW} , aus denen die *Risikoscores* abgeleitet werden. Bei der Risikobeurteilung in der Zulassung interessieren in der Regel die Maximalwerte. Analog dazu wurde auch bei der Berechnung der *Risikoscores* verfahren. Die Annahme ist, dass die tatsächliche Belastung des Grundwassers zwar sicher geringer ist als die maximalen PEC_{GW} , aus denen die *Risikoscores* berechnet werden. Da jedoch für alle Wirkstoffe die Maximalwerte verwendet werden, ist der Verlauf des Risikoindikator in etwa proportional zum realen Risikopotential.

Indikatorwerte nach Wirkstoffgruppen

Wie bei den übrigen Indikatoren wird auch beim Risikoindikator «Grundwasser» das Gesamtrisikopotential durch wenige Wirkstoffe bestimmt. Deshalb werden die Berechnungen ebenfalls für einzelne Wirkstoffgruppen dargestellt, wodurch zeitliche Trends bei den Gruppen ersichtlich werden können, die für das Gesamtrisikopotential eine geringe Rolle spielen.

Default-Werte bei Substanzparametern

Worst-Case-Default-Werte für Adsorption ($K_{foc} = 0$) und Abbau ($DT_{50} = 1000$ d) werden bei Metaboliten verwendet, bei denen keine validen Messdaten zur Verfügung stehen. Die so berechneten PEC_{GW} -Werte sind unrealistisch hoch, aber solange sie unter den Trigger-Werten ($0.1 \mu\text{g/L}$ für «relevante» resp. $10 \mu\text{g/L}$ für «nicht-relevante») Metaboliten bleiben, kann die Risikobeurteilung trotzdem abgeschlossen werden, ohne dass zusätzliche Studien für die Zulassung abgewartet werden müssen. Metaboliten mit Default-Werten wurden im Risikoindikator «Grundwasser» berücksichtigt. Der Beitrag dieser Metaboliten zum Gesamtrisikopotential wurde separat ausgewiesen. Ihr Effekt auf den zeitlichen Verlauf wurde durch Ausschluss vom Risikoindikator untersucht.

2.5.4 Vergleich mit Monitoring-Daten

Für die Plausibilisierung des Risikoindikator «Grundwasser» wurden die neuesten verfügbaren Monitoring-Daten aus der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA aus dem Jahr 2020 verwendet.

Monitoring-Daten für die Metaboliten von Atrazin, Propachlor, Simazin und Tolyfluanid wurden nicht in die Betrachtung einbezogen, da die Zulassung dieser Stoffe bereits vor 2012 aufgehoben wurde und sie daher zum Indikator nicht beitragen. Den übrigen Monitoring-Daten ist die Rangierung im Indikator gegenübergestellt (Mittelwert der Jahre 2012-2015). Diese Rangierung basiert auf den *Risikoscores* der einzelnen Metaboliten (im Indikator «Grundwasser» nicht einzeln ausgewiesen) und den Verkaufszahlen von 2012-2015.

3 Resultate und Diskussion

3.1 Risikoindikator «Oberflächengewässer»

3.1.1 Verlauf Risikoindikator «Oberflächengewässer» 2012-2021

Die jährlichen Gesamtrisikopotenziale für den Risikoindikator «Oberflächengewässer» sind in Abb. 5A unter Berücksichtigung von Risikominderungsmaßnahmen dargestellt. Im Untersuchungszeitraum 2012-2021 lässt sich ein leicht abnehmender Trend feststellen. Allgemein schwankten die jährlichen Gesamtrisikopotenziale jedoch stark von Jahr zu Jahr und wurden nur von wenigen Wirkstoffen bestimmt. Im Vergleich zum Referenzzeitraum (2012-2015) sank das Gesamtrisikopotenzial bis 2017 um 49 %, stieg danach aber wieder, mit starken jährlichen Schwankungen. Das Gesamtrisikopotenzial im Jahr 2021 war um 22 % niedriger als im Referenzzeitraum.

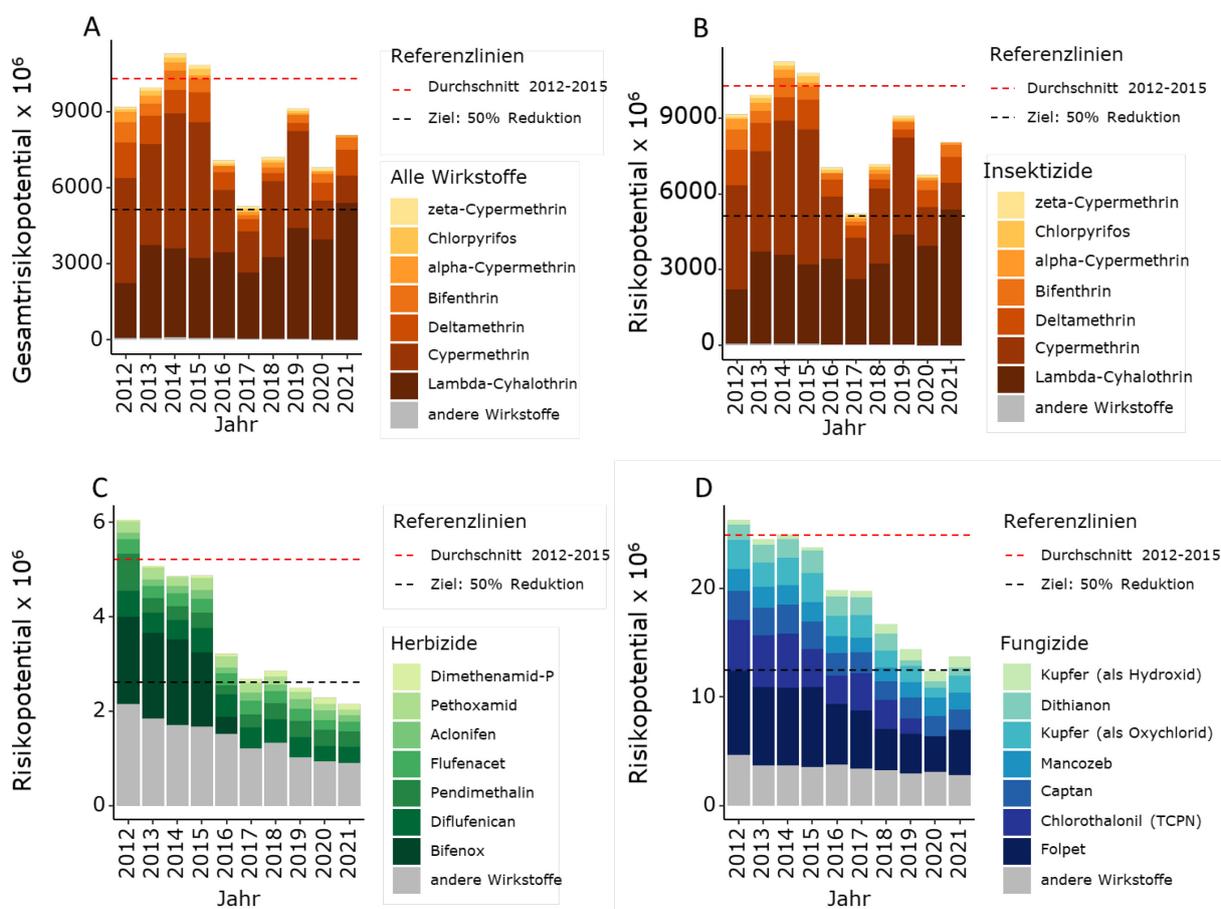


Abbildung 5 Jährliche Gesamtrisikopotenziale des Risikoindikators «Oberflächengewässer» (A) und jährliche Indikatorwerte für (B) Insektizide; (C) Herbizide; (D) Fungizide. Die rote Linie zeigt das durchschnittliche Gesamtrisikopotenzial für den Referenzzeitraum 2012-2015, die schwarze Linie zeigt die angestrebte Reduktion um 50 % bis 2027 bezogen auf den Referenzzeitraum. Grau: Summe der Risikopotenziale aller übrigen Wirkstoffe.

Die Wirkstoffe mit den höchsten jährlichen Beiträgen zum Gesamtrisikopotenzial waren Insektizide, und zwar die Pyrethroide Cypermethrin, Lambda-Cyhalothrin, Bifenthrin, Deltamethrin, alpha- und zeta-Cypermethrin sowie das Organophosphat Chlorpyrifos. Im Zeitraum 2012-2021 entfielen auf alle Pyrethroide zusammen durchschnittlich 97 % des Gesamtrisikopotenzials, wobei der Anteil von Cypermethrin und Lambda-Cyhalothrin zusammen bei durchschnittlich 80 % lag. Die beiden Pyrethroide haben sehr hohe Risikoscores, aber auch sehr hohe Werte für die *Behandelte Fläche*. Die jährlichen Schwankungen des Risikoindikators wurden vor allem durch stark schwankende Verkaufsmengen von Pyrethroiden verursacht. So ist der Rückgang des Gesamtrisikopotenzials von 2015 auf 2016 in erster Linie auf einen Rückgang des Verkaufs von Cypermethrin um fast 50 % zurückzuführen. Der erneute Anstieg bis 2019 erklärt sich ebenfalls v.a. durch die steigenden Verkaufsmengen von Cypermethrin. Auffällig ist der starke

Anstieg im Verkauf von Lambda-Cyhalothrin seit 2017 von 466 kg auf über 1200 kg im Jahr 2021. Dies kann eventuell durch den Rückzug mehrerer anderer Insektizide, die mangels Alternativen durch Pyrethroide ersetzt wurden, erklärt werden. Beide Wirkstoffe waren im Untersuchungszeitraum für eine Vielzahl von Indikationen (Cypermethrin > 100, Lambda-Cyhalothrin > 1000 Indikationen) im Feld-, Gemüse-, Beeren-, Obst-, Wein- und Zierpflanzenbau zugelassen, aber auch in der Forstwirtschaft, wo vor allem Cypermethrin in relevanten Mengen zur Behandlung von liegendem Rundholz im Wald und auf Lagerplätzen eingesetzt wird (Schütze et al. 2020, Lutz et al. (in Vorbereitung)).

3.1.2 Indikatorwerte nach Wirkstoffgruppen

Die jährlichen Indikatorwerte aufgetrennt nach Insektiziden, Herbiziden und Fungiziden sind in Abb. 5 B-D dargestellt. Aufgrund der dominierenden Rolle der Insektizide ist der Verlauf des Risikos durch Insektizide praktisch identisch mit jenem des Gesamtrisikopotentials. Da die Insektizide das Gesamtrisikopotential dominieren, gibt der Risikoindikator keine Auskunft über die zeitliche Veränderung bei den anderen Wirkstoffgruppen. Durch die Aufteilung lassen sich deutliche Unterschiede in der Höhe und in der zeitlichen Entwicklung der Indikatorwerte von Herbiziden und Fungiziden erkennen. Bei den Herbiziden waren die Indikatorwerte um mehr als einen Faktor 1000 niedriger als bei den Insektiziden. Ausserdem zeigte sich generell ein abnehmender Trend über die Jahre. Der Rückzug von Bifenox-Produkten, die Effekte von allgemeingültigen Risikominderungsmaßnahmen und ein allgemeiner Rückgang des Herbizid-Einsatzes²² zugunsten alternativer Methoden der Unkrautbekämpfung können diese Entwicklungen erklären. Verglichen mit dem Referenzzeitraum lagen die Indikatorwerte der Herbizide im Jahr 2021 um 59 % niedriger.

Die Indikatorwerte der Fungizide waren um fast einen Faktor 500 niedriger als jene der Insektizide. Es zeigte sich ein konstanter Abwärtstrend zwischen 2015 und 2020 und eine leichte Zunahme im Jahr 2021. 2021 war der Indikatorwert für Fungizide schliesslich um 45 % tiefer als im Referenzzeitraum. Dieser Trend ist zum Teil auf einen generellen Wandel in der Wirkstoffwahl und den Rückzug von Chlorothalonil (Chlorothalonil-haltige Produkte durften ab 1. Januar 2020 nicht mehr eingesetzt werden) zurückzuführen. So nahm der Verkauf von Fungiziden, welche auch in der biologischen Landwirtschaft zugelassen sind, zu und der Verkauf von anderen Wirkstoffen ab (de Baan, 2020)⁴⁴. Der Trend bei den Fungiziden lässt sich also bis zu einem gewissen Grad durch den Einsatz von Fungiziden mit geringerem Risikopotenzial für Oberflächengewässer erklären.

Die verglichen mit Herbiziden und Fungiziden deutlich höheren Indikatorwerte der Insektizide erklären sich vor allem durch die höheren *Risikoscores* vieler Insektizide, wobei deren hohe Toxizität für Gewässerorganismen und nicht die Exposition entscheidend war. Aufgrund der tieferen Aufwandmengen ist die Exposition bei vielen Insektiziden tiefer als bei den Herbiziden und Fungiziden.

Trotz der geringeren Verkaufsmenge eines Insektizids kann die *Behandelte Fläche* aber ähnlich gross wie die der Herbizide sein, da viele Insektizide eine deutlich geringere Aufwandmenge haben. Dies zeigt, dass die Entwicklung der Verkaufsmenge aller PSM (als reine Tonnage) zusammen wenig über die Entwicklung der Umweltauswirkungen durch PSM aussagt und unterstreicht die Bedeutung von Risikoindikatoren.

3.1.3 Toxizitätsbeurteilung

Wenn für die Berechnung des Risikoindicators statt der GLT-Werte andere Kennzahlen (d.h. CQK-Werte oder RAC-Werte) zur Beurteilung der aquatischen Ökotoxizität genutzt wurden, ergab sich zwar zum Teil ein deutlicher Unterschied in der Höhe der jährlichen Indikatorwerte, der zeitliche Verlauf blieb aber ähnlich (Abb. 6). Der beträchtliche Rückgang der Indikatorwerte im Jahr 2016 war bei allen Berechnungen ersichtlich, ebenso der erneute Anstieg bis 2019, gefolgt von einem Rückgang im Jahr 2020. In den Jahren 2020 und 2021 waren die Indikatorwerte unter Berücksichtigung der CQK- oder RAC-Werte aber zum Teil sehr viel niedriger.

⁴⁴ <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/verkaufsmengen-der-pflanzenschutzmittel-wirkstoffe.html>

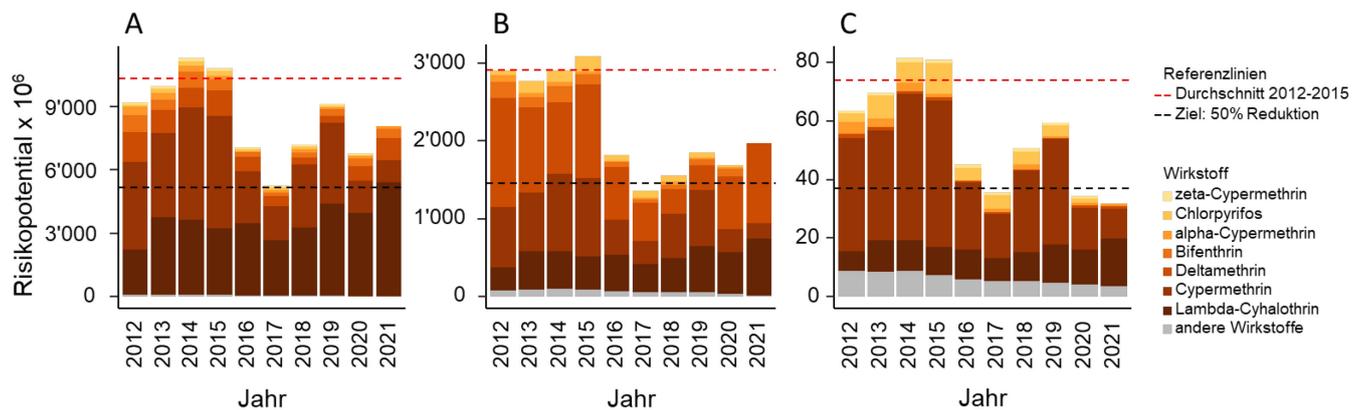


Abbildung 6. Jährliche Gesamtrisikopotentiale des Risikoindikators auf Basis von GLT-Werten (A) und jährliche Indikatorwerte unter Berücksichtigung verschiedener Kennzahlen der aquatischen Ökotoxizität. (B) CQK-Werte, (C) RAC-Werte. Die rote Linie zeigt jeweils den durchschnittlichen Indikatorwert für den Referenzzeitraum 2012-2015, die schwarze Linie zeigt die angestrebte Reduktion um 50 % bis 2027, bezogen auf den Referenzzeitraum.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen der Herleitung von GLT-Werten einerseits und CQK- und RAC-Werten andererseits ist, dass die GLT-Werte nur auf sogenannten «Tier-1»-Endpunkten (Labortests mit Einzelspezies) beruhen, während bei der Herleitung von CQK- und der RAC-Werten auch «Higher-Tier»-Endpunkte berücksichtigt werden können. Dabei kann es sich z.B. um gemittelte oder probabilistisch bestimmte Endpunkte (Tier-2), oder Endpunkte aus Mesokosmos-Studien (Tier-3) handeln, die im Vergleich zu Labortests weitere Faktoren berücksichtigen (European Commission, 2018). Ausserdem wurden für die Herleitung der GLT-Werte einheitliche Sicherheitsfaktoren verwendet (Korkaric et al. 2022), während die Sicherheits- bzw. Assessmentfaktoren bei der Herleitung von CQK- und RAC-Werten viel stärker variieren können, je nach Endpunkt und verbleibender Unsicherheit im Datensatz.

In allen drei Ansätzen hatten die Pyrethroide die höchsten Risikopotentiale, obwohl die einzelnen Wirkstoffe unterschiedliche Anteile in der jeweiligen Berechnung hatten. Unter Berücksichtigung der CQK-Werte war der Anteil von Deltamethrin am Indikatorwert verglichen mit dem Gesamtrisikopotential des Risikoindikators höher, vor allem, weil die CQK-Werte für die Cypermethrine, Lambda-Cyhalothrin und Bifenthrin im Vergleich zu den entsprechenden GLT-Werten deutlich höher und damit weniger kritisch waren.

Wurden RAC- statt GLT-Werte verwendet, entfiel ein Grossteil der Indikatorwerte ebenfalls auf Cypermethrin und Lambda-Cyhalothrin. Allerdings waren die Indikatorwerte insgesamt um über einen Faktor 100 geringer. Dies erklärt sich vor allem durch die höheren RAC-Werte für die Pyrethroide im Vergleich zu den GLT-Werten. Damit fällt der Anteil von Deltamethrin auch in dieser Auswertung deutlich geringer aus und führte zu einem insgesamt niedrigeren Gesamtrisikopotential.

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen klar auf, dass die Ökotoxizitätsbeurteilung für den Risikoindikator «Oberflächengewässer» eine besonders wichtige Rolle einnimmt, da die Gesamtrisikopotentiale durch die Pyrethroide bestimmt werden, die eine hohe Toxizität gegenüber aquatischen Invertebraten zeigen. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Pyrethroiden ist am geringsten unter Berücksichtigung von GLT-Werten, da alle Studien in einem vergleichbaren Zeitrahmen, in gleichem Labor, mit einem einheitlichen Versuchsprotokoll, unter Verwendung von Testorganismen aus derselben Zuchtlinie und desselben Testmediums durchgeführt wurden. Bei den CQK- und RAC-Werten sind die Unterschiede zwischen den Pyrethroiden deutlich grösser, weil die Endpunkte aus unterschiedlichen Studien und Zeiträumen stammen, unterschiedliche Sicherheitsfaktoren verwendet wurden, bzw. Refinements berücksichtigt wurden. Insgesamt war jedoch trotz dieser Unterschiede in der Ökotoxizitätsbewertung sowohl der zeitliche Verlauf der Indikatorwerte als auch die Bedeutung der Pyrethroide in allen drei Ansätzen ähnlich.

3.1.4 Spannweite der Risikominderungsmaßnahmen

Um den Einfluss der getroffenen Annahmen bezüglich der Wirksamkeit der Massnahmen auf den Risikoindikator «Oberflächengewässer» abschätzen zu können, wurden weitere Berechnungen ohne Risikominderung und mit variiertem Wirksamkeit der Risikominderungsmaßnahmen gemacht. Zur Veranschaulichung wurde diese Auswertung auch separat für Insektizide, Herbizide und Fungizide durchgeführt. Mit Hilfe dieser Berechnungen lässt sich eine Spannweite für den Einfluss der berücksichtigten Risikominderungsmaßnahmen auf das Gesamtrisikopotential (Abb. 7) grob abschätzen.

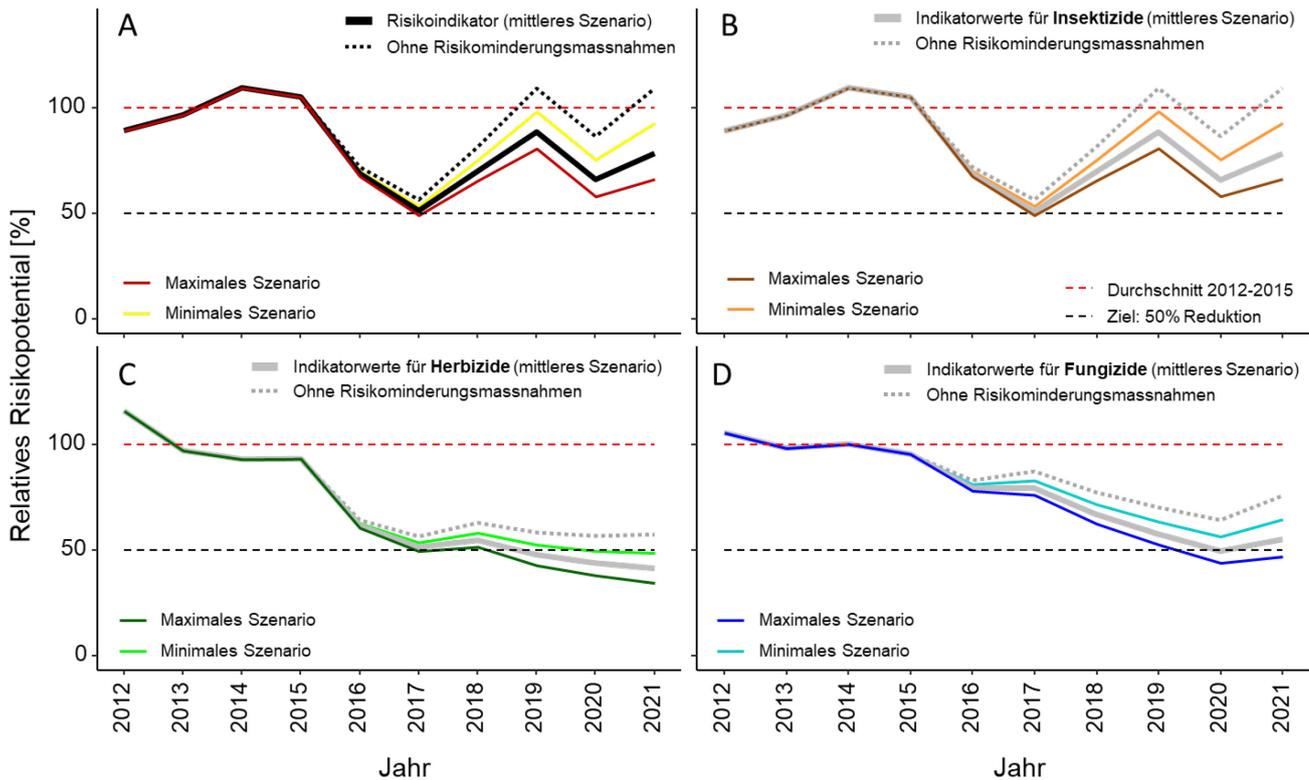


Abbildung 7. A) Zeitlicher Verlauf des Risikoindikators «Oberflächengewässer» und zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte für B) Insektizide, C) Herbizide und D) Fungizide bezogen auf den Referenzzeitraum 2012-2015 und unter Berücksichtigung verschiedener Szenarien zur Wirksamkeit der Risikominderungsmaßnahmen (siehe Kap. 2.3.3). Die gestrichelte rote Linie zeigt jeweils den durchschnittlichen Indikatorwert für den Referenzzeitraum 2012-2015, die gestrichelte schwarze Linie zeigt die angestrebte Reduktion um 50 % bis 2027, bezogen auf den Referenzzeitraum.

Abbildung 7A zeigt den Beitrag der Risikominderungsmaßnahmen auf den Verlauf Risikoindikator. Für das Jahr 2021 reduzieren die Massnahmen das Gesamtrisikopotential um 28 %. Die Berechnungen unter Berücksichtigung der minimalen bzw. maximalen geschätzten Wirksamkeit der Massnahmen zeigen die Spanne der möglichen Risikominderung. Sie kann als Unsicherheitsbereich der Modellvorhersage für die Wirksamkeit der Risikominderungsmaßnahmen für die untersuchten Parameter angesehen werden. Für das Jahr 2021 betrug die Risikominderung im minimalen Szenario 15 %, und im maximalen Szenario 39 %. Ohne Berücksichtigung von Risikominderungsmaßnahmen berechnet, lag das Gesamtrisikopotential 9 % über dem Referenzzeitraum von 2012-2015. Eine Auswertung der Beiträge der einzelnen Risikominderungsmaßnahmen und ihrer Umsetzung zeigt auf, dass der Grossteil der Risikominderung auf den Bau, bzw. die Sanierung gewässerschutzkonformer Befüll- und Waschplätze zurückzuführen ist (im Jahr 2021 für die Reduktion um 20 % verantwortlich), gefolgt von Massnahmen zur Verminderung der Abschwemmung (Reduktion um 6 %) und der Drift (Reduktion um 2 %).

Aufgrund der Dominanz der Insektizide im Risikoindikator stimmen die Indikatorwerte für diese prinzipiell mit denen des Gesamtindikators überein (Abb. 7B). Für Herbizide und Fungizide reduzieren die Massnahmen die Indikatorwerte für das Jahr 2021 ebenfalls um 28, respektive 27% (Abb. 7C,D). Ohne Berücksichtigung von Risikominderungsmaßnahmen berechneten reduzierten sich die Indikatorwerte um 42 % für Herbizide und um 24 % für Fungizide gegenüber dem Referenzzeitraum von 2012-2015.

3.1.5 Vergleich mit Monitoring-Daten

Schliesslich wurden die Indikatorwerte mit NAWA-Monitoring-Daten verglichen. Da die für den Risikoindikator relevanten Pyrethroide erst ab 2019 mit ausreichend niedrigen Bestimmungsgrenzen gemessen wurden, liegen für den Vergleich nur wenige Daten vor. In 2019 wurden für 17 Standorte zusätzlich zu den üblichen PSM-Wirkstoffen auch die Konzentrationen von Pyrethroiden und Organophosphaten (v.a. Chlorpyrifos und Chlorpyrifos-methyl) in 14-Tagen-Mischproben analytisch bestimmt (Teichler et al. 2020). Risikoquotienten aus den gemessenen Konzentrationen

und chronischen Qualitätskriterien zeigen, dass Pyrethroide und Organophosphate im Mittel für 63 % des Gesamtrisikos verantwortlich waren (Daouk et al. 2022). Aufsummiert über alle Proben resultierte ein Anteil von 86 % am Gesamtrisiko. Dies ist in guter Übereinstimmung mit dem Risikoindikator, bei dem Pyrethroide ebenfalls wesentlich zum Gesamtrisikopotential beitragen. Eine weiterführende Analyse, die auch Vergleiche des zeitlichen Verlaufs des Risikoindikators mit dem Verlauf der in den Gewässern gemessenen Risiken beinhaltet, wurde an der Eawag durchgeführt (Schönenberger & Stamm, 2023).

3.2 Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume»

3.2.1 Verlauf Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume» 2012-2021

Im Untersuchungszeitraum 2012-2021 zeigte der Verlauf der jährlichen Gesamtrisikopotentiale des Risikoindikators «Naturnahe Lebensräume» eine hohe Variabilität und keinen klaren Trend, die Indikatorwerte schwankten stark von Jahr zu Jahr (Abb. 8A). Die Wirkstoffe mit den höchsten Beiträgen zum Gesamtrisikopotential waren die Pyrethroide Lambda-Cyhalothrin und Cypermethrin sowie die Organophosphate Chlorpyrifos und Chlorpyrifos-methyl. Auf Pyrethroide entfielen im Durchschnitt etwa 50 % des gesamten Risikopotentials, auf Organophosphate etwa 15 % bis 2020, danach wurden keine Organophosphate mehr verkauft. Die Herbizide hatten insgesamt ebenfalls einen beträchtlichen, aber abnehmenden Anteil am Gesamtrisikopotential (durchschnittlich rund 31 %), am meisten beigetragen haben Glyphosat und Mesotrione.

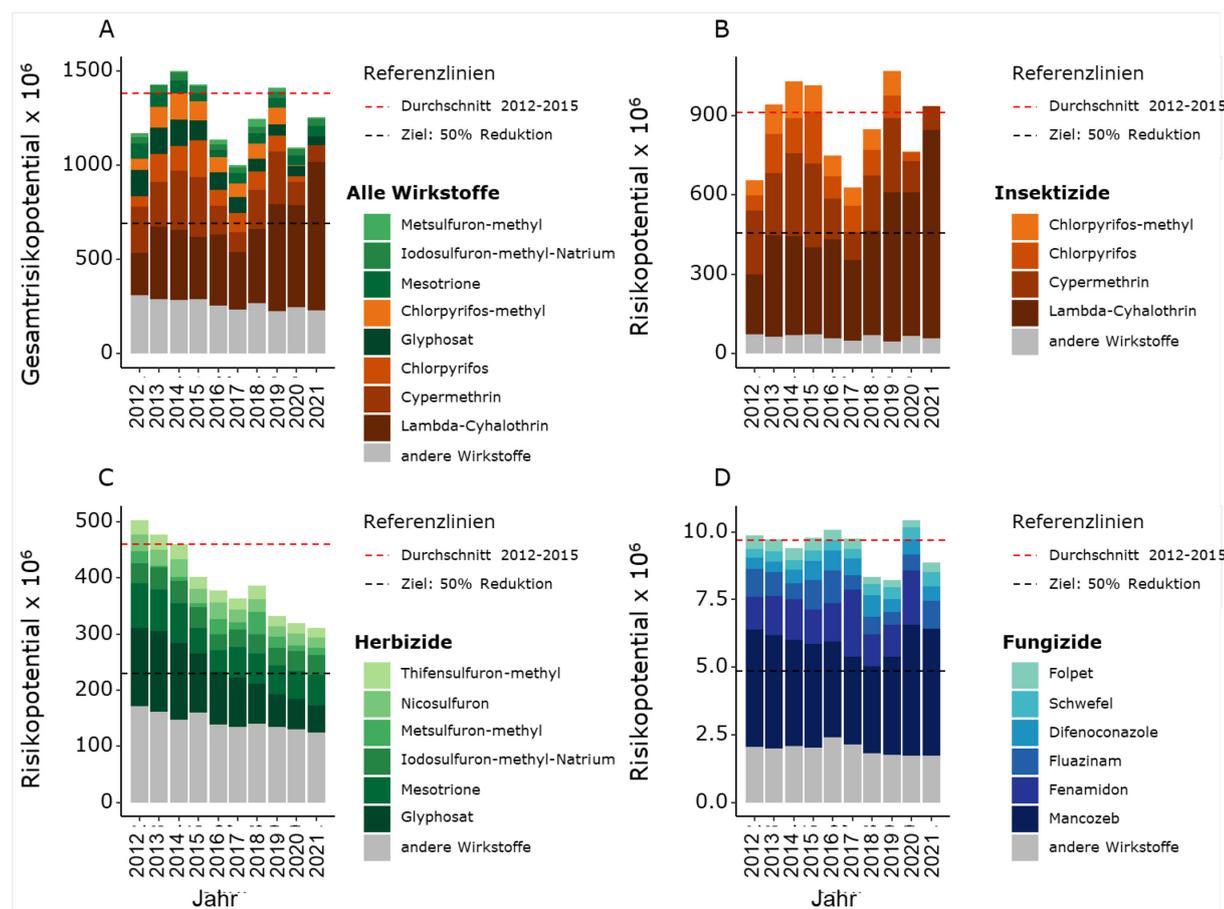


Abbildung 8. Jährliche Gesamtrisikopotentiale des Risikoindikators «Naturnahe Lebensräume» (A) und jährliche Indikatorwerte für (B) Insektizide; (C) Herbizide; (D) Fungizide. Die rote Linie zeigt das durchschnittliche Gesamtrisikopotential für den Referenzzeitraum 2012-2015, die schwarze Linie zeigt die angestrebte Reduktion um 50 % bis 2027 bezogen auf den Referenzzeitraum.

Die jährlichen Schwankungen im Gesamtrisikopotential sind mehrheitlich auf die Fluktuationen in den Verkaufsmengen von Cypermethrin und Lambda-Cyhalothrin zurückzuführen. Seit 2017 hat der relative Anteil von Lambda-Cyhalothrin am Gesamtindikator kontinuierlich zugenommen, mit dem Höchstanteil von knapp 63 % in 2021. Glyphosat

war bis 2020 unter den Herbiziden der Wirkstoff mit dem höchsten Risikopotential. Im Gegensatz zu den übrigen dominierenden Wirkstoffen war der hohe Anteil jedoch nicht auf einen hohen *Risikoscore* zurückzuführen, sondern darauf, dass sich aus den hohen Verkaufsmengen von Glyphosat grosse *Behandelte Flächen* ergaben. Da die Verkaufsmengen von Glyphosat im Zeitraum 2012-2021 kontinuierlich abnahmen, nahm auch der Anteil von Glyphosat am Gesamtrisikopotential ab. 2021 trug Mesotrione (das im Mais und Zuckermais eingesetzt wird) am meisten zum Gesamtrisikopotential der Herbizide bei.

3.2.2 Indikatorwerte nach Wirkstoffgruppen

Die jährlichen Indikatorwerte aufgetrennt nach Insektiziden, Herbiziden und Fungiziden sind in Abb. 8 B-D dargestellt. Die einzelnen Wirkstoffgruppen zeigen sehr unterschiedliche Trends. Während der variable zeitliche Verlauf bei den Insektiziden auch denjenigen des Gesamtrisikopotentials bestimmt, zeigen Herbizide ab 2012 einen konstanten Abwärtstrend. Der Indikatorwert von Herbiziden lag 2021 um 38 % tiefer als 2012 (und 33 % tiefer als in der Referenzperiode 2012-2015). Weil Herbizide aber durchschnittlich nur einen Anteil von rund 31 % am Gesamtrisikopotential haben, zeigten sie wenig Effekt auf den Verlauf des Gesamtindikators. Dabei ist der Abwärtstrend bei Herbiziden nicht an einzelnen Wirkstoffen festzumachen, sondern ist auf einen allgemeinen Rückgang des Herbizid-Einsatzes zugunsten alternativer Methoden der Unkrautbekämpfung zurückzuführen⁴⁵. So sank beispielsweise das Risikopotential von Glyphosat von 2012 bis 2021 um 65 % durch eine Abnahme der Verkaufsmenge. Unter den Herbiziden erreichten Glyphosat und Mesotrione mit durchschnittlich rund 23 % bzw. 15 % relativ hohe Anteile.

Fungizide haben nur einen sehr geringeren Anteil am Gesamtrisikopotential (<1 %), weshalb sie keinen sichtbaren Effekt auf den Gesamtverlauf haben. Die Indikatorwerte von Fungiziden blieben im Zeitraum 2012-2017 unverändert, danach ging der Indikatorwert um 10-15 % zurück, mit Ausnahme von 2020, als die Verkaufsmenge von Mancozeb sehr stark anstieg und auch Fenamidon über 70 % mehr verkauft wurde als in den Jahren davor. Beide Wirkstoffe sind mittlerweile zurückgezogen, Fenamidon wurde per 1. Januar 2020, Mancozeb per 1. Juli 2021 von Anhang 1 der PSMV gestrichen und werden in Zukunft nicht mehr zum Gesamtrisikopotential beitragen.

3.2.3 Toxizitätsbeurteilung

Die Berücksichtigung von Toxizitätsdaten weiterer NTA-Arten hatte praktisch keinen Einfluss auf den relativen Verlauf (Abb. 9A). Unterschiede in der Empfindlichkeit von Organismen sind vor allem bei Wirkstoffen, welche das Wachstum von Arthropoden beeinflussen (wie Lufenuron, Fenoxycarb, Azadirachtin, Diflubenzuron und Teflubenzuron), sichtbar. Auf diese Wirkstoffe reagierten die normalerweise getesteten Arten oft weniger empfindlich als andere Arten, wie *Chrysoperla carnea*, aber auch *Coccinella septempunctata* oder *Orius laevigatus*. Da die *Behandelte Flächen* für diese Wirkstoffe aber vergleichsweise gering sind, sind die Unterschiede im Risikoindikator kaum sichtbar. Unterschiede im Risikoindikator wegen Berücksichtigung weiterer NTA-Arten wurden weitgehend durch Wirkstoffe mit einem eher hohen Risikopotential (d.h. *Risikoscore* x *Behandelte Fläche*) verursacht, aber eher geringen Unterschieden in der Empfindlichkeit zwischen Arten wie z.B. Schwefel oder Thiamethoxam.

Wenn in Toxizitätsstudien bei der höchsten Testkonzentration ein Effekt von weniger als 50 % gemessen wird, kann der genaue Endpunkt nicht bestimmt werden und wird stattdessen mit «grösser als» angegeben. Da nur Wirkstoffe mit geringer Bedeutung (also mit geringen Risiken) «grösser als»-Endpunkte aufwiesen, hatte deren Ausschluss keinen Effekt auf den Verlauf des Risikoindikators (Abb. 9A).

Honigbienen waren gegenüber fast allen untersuchten Wirkstoffen empfindlicher als Wildbienen und Hummeln. Die einzigen Ausnahmen waren Acetamiprid und Thiaclopid, bei denen *Osmia bicornis* eine höhere Empfindlichkeit aufwies als Honigbienen. Die Verwendung zusätzlicher Toxizitätsdaten von weiteren Bestäubern hatte deshalb keinen Einfluss auf die Indikatorwerte. Dies wurde durch die getrennte Berechnung nur für Honigbienen (ohne NTA und NTTP) einerseits und für Honigbienen, Wildbienen und Hummeln andererseits für eine Auswahl von 20 Wirkstoffen gezeigt, für die solche Daten vorlagen und auf die Bestäuber sehr empfindlich reagieren. Der Effekt war nicht sichtbar (durchschnittlich 0.14 % absolute Zunahme des Risikopotentials für die 20 untersuchten Wirkstoffe; Abb. 9B).

⁴⁵ <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/verkaufsmengen-der-pflanzenschutzmittel-wirkstoffe.html>

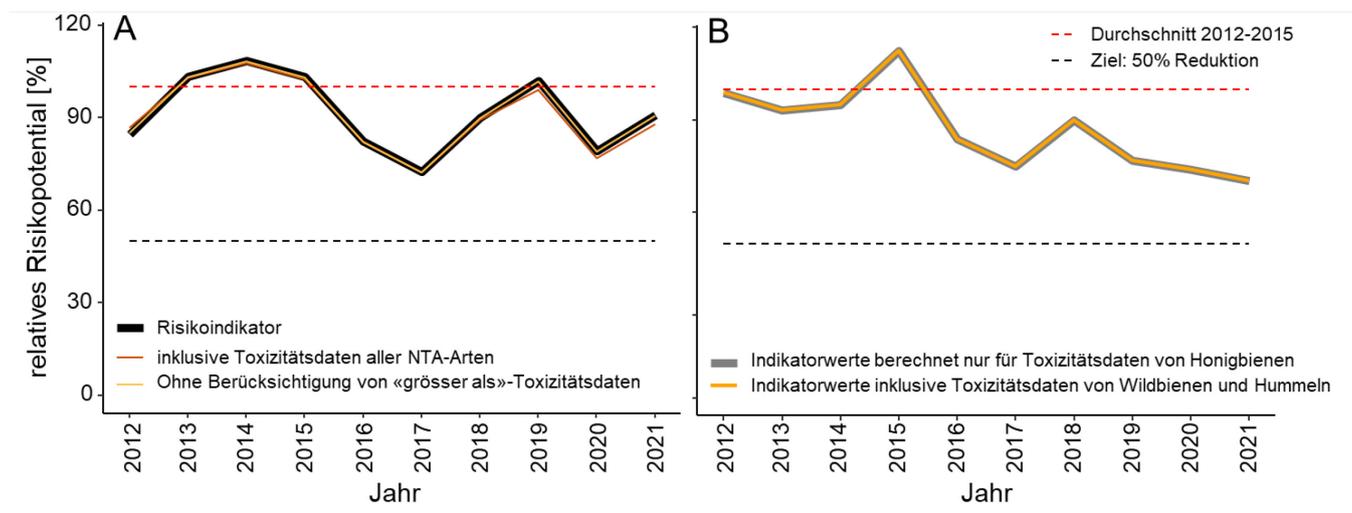


Abbildung 9. Zeitlicher Verlauf des Risikoindikatoren «Naturnahe Lebensräume» bezogen auf den Referenzzeitraum 2012-2015 für (A) die Gesamtrisikopotentiale und die Indikatorwerte unter Berücksichtigung zusätzlicher NTA-Arten (orange) und ohne Berücksichtigung von «grösser als»-Toxizitätsdaten (gelb) sowie (B) relativer zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte für 20 bienenrelevante Wirkstoffe mit einem Risikoscore basierend auf Honigbienen (grau) und einem Risikoscore basierend auf Honigbienen, Wildbienen und Hummeln (gelb). Die rote Linie zeigt jeweils den durchschnittlichen Indikatorwert für den Referenzzeitraum 2012-2015, die schwarze Linie zeigt die angestrebte Reduktion um 50 % bis 2027, bezogen auf den Referenzzeitraum.

3.2.4 Wirksamkeit der Risikominderungsmaßnahmen

Die Effekte von produktspezifischen Abstandsauflagen zu naturnahen Lebensräumen wurden exemplarisch für den Kanton Aargau analysiert. Als «Naturnahe Lebensräume» wurden nur Biotop von kantonaler und nationaler Bedeutung betrachtet, also Flächen, für welche die Auflagen gelten. Die Abstandsauflagen zeigten in den letzten Jahren des Untersuchungszeitraums einen Einfluss auf die Gesamtrisikopotentiale (Abb. 10A), da die Auflagen erst seit 2015 (und im Rahmen der gezielten Überprüfung vermehrt) verfügt werden. Die Effekte sind gering (maximal 3.7 % im Jahr 2021), wenn der Median aller Abstandsauflagen angenommen wird, und etwas grösser (max. 14.3 % im Jahr 2020) bei Annahme der maximal verfügbaren Auflagen. Die Aufschlüsselung nach Wirkstoffgruppen zeigt, dass die Abnahme des Risikopotential auf Auflagen für Herbizide zurückzuführen sind (bis zu 42 % Reduktion des Indikatorwertes bei Berücksichtigung der maximal verfügbaren Auflagen pro Wirkstoff; Abb. 10C). Bei den Fungiziden und Insektiziden waren kaum Effekte von Auflagen sichtbar, auch nicht unter Annahme der maximal verfügbaren Auflagen (Abb. 10B, D). Das liegt daran, dass bis jetzt für die meisten Fungizide und Insektizide (auch für Lambda-Cyhalothrin und Cypermethrin, die den grössten Anteil am Gesamtrisikopotential hatten) keine Abstandsauflagen zu Biotopen verfügt wurden.

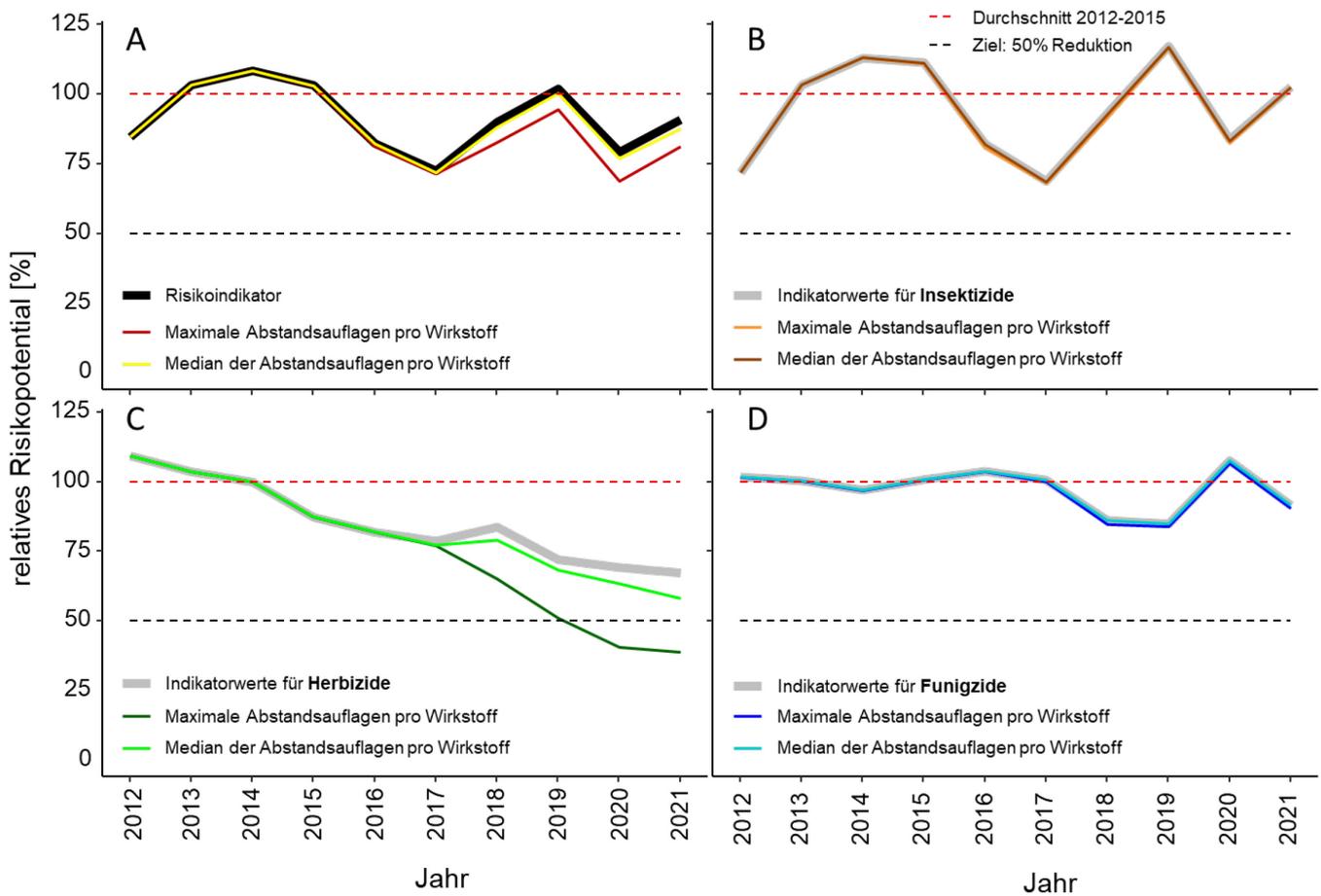


Abbildung 10. Zeitlicher Verlauf des Risikoindikators «Naturnahe Lebensräume» und zeitlicher Verlauf der Indikatorwerte für B) Insektizide, C) Herbizide und D) Fungizide bezogen auf den Referenzzeitraum 2012-2015. Dargestellt ist die Wirksamkeit der Abstandsauflagen pro Wirkstoff (siehe Kap. 2.4.3). Die rote Linie zeigt jeweils den durchschnittlichen Indikatorwert für den Referenzzeitraum 2012-2015, die schwarze Linie zeigt die angestrebte Reduktion um 50 % bis 2027, bezogen auf den Referenzzeitraum.

Obwohl die Reduktion des Gesamtrisikopotentials bei maximal verfügbaren Auflagen relativ gross ist, ist dabei zu beachten, dass für das maximale Szenario aus einer Vielzahl von Produkten und Indikationen pro Wirkstoff jene Kombination mit der höchsten Auflage gewählt wird. Zusätzlich wurden in dieser Analyse nur Flächen als naturnahe Lebensräume berücksichtigt, für welche die Abstandsauflagen gelten. Wenn man auch weitere naturnahe Lebensräume berücksichtigen würde, wäre die Wirksamkeit der Auflagen geringer. Um das Potential der Auflagen abzuschätzen, wurde mit einer vollumfänglichen Umsetzung gerechnet (Umsetzungsfaktor 1). Eine geringere Umsetzung (die durch Kontrollen oder Expertenbefragung erhoben werden müsste) würde die Effekte von Auflagen noch weiter reduzieren. Um die Abstandsauflagen im Risikoindikator berücksichtigen zu können, müssen 1) der Begriff «naturnahe Lebensräume» definiert werden, 2) deren räumliche Information (GIS-Daten) im Verhältnis zu behandelten Flächen vollständig erfasst werden und 3) die Umsetzungsgrade für die Massnahmen erhoben werden.

3.3 Risikoindikator «Grundwasser»

3.3.1 Verlauf Risikoindikator «Grundwasser» 2012-2021

Insgesamt zeigte der Risikoindikator «Grundwasser» eine deutliche Abnahme im betrachteten Zeitraum (Abb. 11A). Im Jahr 2021 lag der Indikator um 54 % tiefer als im Referenzzeitraum. Der Rückgang ist durch geringere Verkaufsmengen oder Verbote von Wirkstoffen mit hohem Risikopotential zu erklären. Die Beiträge der einzelnen Wirkstoffe zum Gesamtrisikopotential waren sehr unterschiedlich. Auf die Metaboliten der Herbizide Chloridazon, Metazachlor, Dimethachlor, Terbutylazin und S-Metolachlor entfielen im Referenzzeitraum (2012-2015) rund 45 % des Gesamtrisikopotentials. Einen grossen Anteil hatte auch Dichlobenil, allerdings nur bis 2014. Der Wirkstoff wurde per 1. Februar 2013 aus dem Anhang 1 der PSMV gestrichen, danach galt eine Ausverkaufsfrist bis 1. Februar 2014 für

Dichlobenil-haltige Produkte. Der fungizide Wirkstoff Chlorothalonil hatte vor allem zu Beginn des betrachteten Zeitraums einen hohen Anteil am Gesamtrisikopotential. Ende 2019 wurden alle Produkte, die Chlorothalonil enthielten, verboten. Chloridazon ist in der Zwischenzeit ebenfalls von Anhang 1 der PSMV gestrichen worden und trägt seitdem nicht mehr zum Gesamtrisikopotential bei.

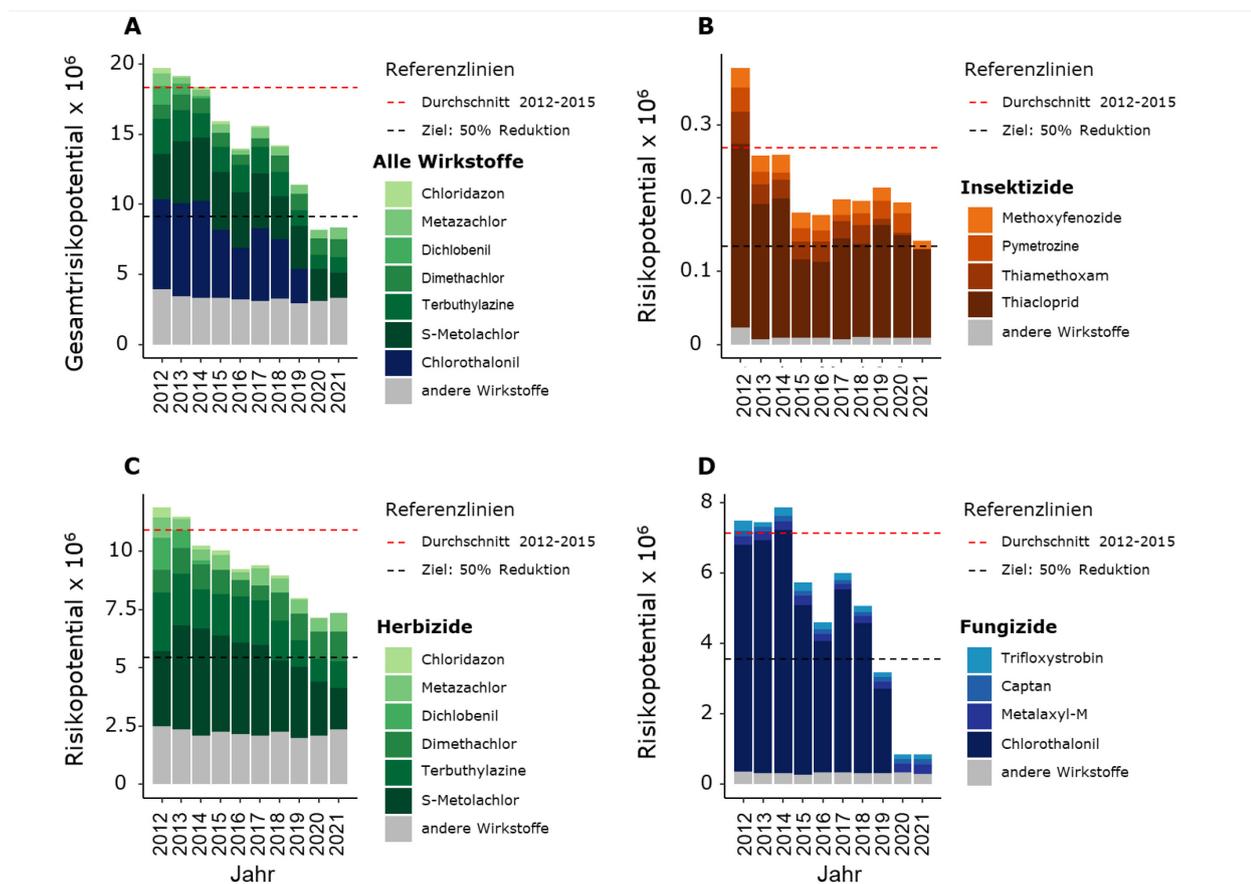


Abbildung 11. (A) Entwicklung des Risikoindikators «Grundwasser» von 2012 bis 2021. Die Beiträge der Metaboliten am Risikopotential der sieben wichtigsten Wirkstoffe sind separat aufgeführt, alle anderen Wirkstoff-Metaboliten sind in einem Balken zusammengefasst; jährliche Indikatorwerte für (B) Insektizide; (C) Herbizide; (D) Fungizide. Die rote Linie zeigt den durchschnittlichen Indikatorwert für den Referenzzeitraum 2012-2015, die schwarze Linie zeigt die angestrebte Reduktion um 50 % bis 2027 bezogen auf den Referenzzeitraum.

3.3.2 Indikatorwerte nach Wirkstoffgruppen

Die jährlichen Indikatorwerte aufgetrennt nach Insektiziden, Herbiziden und Fungiziden sind in Abb. 11 (B-D) dargestellt. Die Gruppe der Herbizide wies den höchsten Anteil am Gesamtrisikopotential auf (Abb. 11A). Es trugen mehrere Wirkstoffe dazu bei. S-Metolachlor hatte den grössten Anteil, da dieser Wirkstoff zahlreiche Metaboliten mit zum Teil sehr hohem Risikopotential aufweist. Das Triazin-Herbizid Terbutylazin weist ebenfalls mehrere sehr mobile Abbauprodukte auf, vergleichbar mit anderen Wirkstoffen dieser Gruppe, die mittlerweile nicht mehr zugelassen sind (z. B. Atrazin, Simazin). Die Wirkstoffe aus der Gruppe der Chloracetamid-Herbizide (S-Metolachlor, Dimethachlor, Metazachlor, Pethoxamid und Dimethenamid-P) machten zusammen einen Anteil zwischen 27 und 36 % am Beitrag durch die Herbizide aus.

Das Gesamtrisikopotential durch Herbizide nahm über die Jahre kontinuierlich ab und lag im Jahr 2021 um 33 % tiefer als im Referenzzeitraum 2012-2015. Dies vor allem, weil die verkaufte Menge der zwei wichtigsten Wirkstoffe (S-Metolachlor und Terbutylazin) zurückging.

Neben den Herbiziden trugen auch Fungizide beträchtlich zum Gesamtrisikopotential bei, wobei Chlorothalonil mit Abstand den Hauptanteil ausmachte (Abb. 11A). Mit dem Wegfall von Chlorothalonil schrumpfte der Beitrag der

Fungizide im Jahr 2020 auf unter 10 %. Somit war das Risikopotential von Fungiziden im Jahr 2021 um 88 % tiefer als im Referenzzeitraum 2012-2015.

Insektizide spielten beim Risikoindikator «Grundwasser» eine untergeordnete Rolle (Abb. 11A). So lag der Beitrag der Insektizide mit Ausnahme von 2012 immer unter 2 %. Der insektizide Wirkstoff Thiacloprid machte dabei den weitaus grössten Anteil aus. Dieser Wirkstoff wurde per 1. Juli 2021 von Anhang 1 der PSMV gestrichen. Die zweit- und drittichtigsten insektiziden Wirkstoffe Thiamethoxam und Pymetrozin sind ebenfalls nicht mehr im Anhang 1 der PSMV aufgeführt (seit 1. Juli 2020). Insgesamt lag das Risikopotential von Insektiziden im Jahr 2021 um 47 % tiefer als im Referenzzeitraum 2012-2015, wobei das Risikopotential vor allem während dem Referenzzeitraum zurückging.

3.3.3 Beitrag von Metaboliten mit Default-Werten

Für insgesamt 29 der 679 Metaboliten, die im Risikoindikator «Grundwasser» berücksichtigt wurden, mussten PEC_{GW} mit Default-Werten für Adsorption, Abbau oder beides berechnet werden, da keine besseren Daten vorlagen. Diese Metaboliten trugen je nach Jahr zwischen 15 und 23 % des Indikatorwertes bei (Abb. 12A). Am relativen zeitlichen Verlauf änderten diese Metaboliten allerdings kaum etwas, wie in Abb. 12B gezeigt ist (praktisch gleicher zeitlicher Verlauf mit oder ohne Einbezug der Metaboliten).

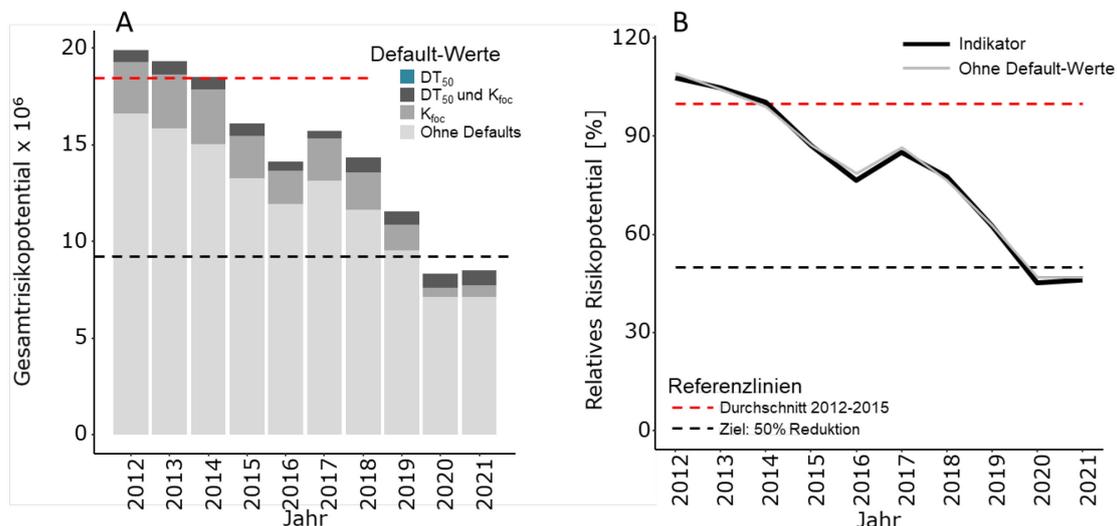


Abbildung 12. Anteil der Metaboliten mit Default-Werten für Adsorption (K_{foc}), Abbau (DT_{50}) oder beides (A), sowie zeitlicher Verlauf des Risikoindikators mit und ohne Berücksichtigung der Metaboliten mit Default-Werten (B). Der Beitrag der Stoffe mit Default-Wert nur für DT_{50} ist so gering, dass er in der Abbildung nicht erkennbar ist.

3.3.4 Vergleich mit Monitoring-Daten

Um zu überprüfen, ob der Indikator die effektive Belastung des Grundwassers adäquat repräsentiert, wurden Monitoring-Daten der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA (BAFU 2022) herangezogen, die vom Bundesamt für Umwelt und den kantonalen Fachstellen landesweit im Grundwasser erhoben werden. Eine quantitative Übereinstimmung von Indikatorwerten für einzelne Metaboliten und effektiven Konzentrationen im Grundwasser ist nicht zu erwarten, da dem Indikator Worst-Case-Berechnungen zugrunde liegen. Zudem ist aus Ressourcengründen die Anzahl der Stoffe, die in einem Monitoring erfasst werden, begrenzt, während im Indikator alle Metaboliten die aufgrund von Informationen aus der Zulassung beurteilt werden müssen, abgebildet wurden. Auch reagiert Grundwasser mit grosser zeitlicher Verzögerung auf Veränderungen in der PSM-Anwendung, da es sich nur langsam erneuert. Der deutliche Rückgang des Risikopotentials zeigt sich daher in den Monitoring-Daten von NAQUA bisher (noch) nicht.

Auf einen detaillierten Vergleich des zeitlichen Verlaufs wurde verzichtet. Hingegen wurden folgende Fragen adressiert:

- Werden Metaboliten, die im Grundwasser-Monitoring häufig nachgewiesen werden, auch im Risikoindikator mit einem hohen Risikopotential eingestuft?

- Oder umgekehrt, werden Metaboliten, die einen namhaften Beitrag zum Risikoindikator leisten, im Monitoring nachgewiesen?
- Welche Metaboliten wurden im Risikoindikator als wichtig eingestuft, werden aber bislang im Grundwasser nicht analysiert?

Tabelle 3. Gegenüberstellung der im Rahmen der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA im Jahr 2020 gemessenen PSM-Metaboliten (BAFU 2022) und ihrem Rang im Risikoindikator (Mittelwert 2012-2015). BG = Bestimmungsgrenze. Ebenfalls aufgeführt sind Metaboliten, die im Risikoindikator unter den ersten 20 rangiert sind, aber nicht im Monitoring erfasst werden.

Wirkstoff	Metabolit	Anzahl Messstellen	Anzahl Messstellen mit Konzentrationen...				Rang ¹ im Risikoindikator (2012 -15)
			≥ BG	> 0.01 µg/l	> 0.1 µg/l	> 1 µg/l	
landesweit repräsentativer Datensatz vorhanden							
Chloridazon	Desphenylchloridazon (B)	517	162	156	73	7	25
Chloridazon	Methyldesphenylchloridazon (B1)	517	106	93	18	-	45
Chlorothalonil	Chlorothalonil R417888	517	142	141	41	1	4
Chlorothalonil	Chlorothalonil R471811	514	228	228	174	21	10
Dichlobenil, Flupicolid	2,6-Dichlorbenzamid (BAM)	517	60	47	5	-	13
Dimethenamid	Dimethenamid-ESA (M27)	517	4	4	-	-	64
Metazachlor	Metazachlor-ESA (BH 479-08)	517	24	22	2	-	19
S-Metolachlor	Metolachlor-ESA (CGA 354743)	517	115	109	29	-	1
S-Metolachlor	Metolachlor-OXA (CGA 51202)	517	31	30	1	-	3
annähernd landesweit repräsentativer Datensatz ²							
Chlorothalonil	Chlorothalonil SYN 507900	482	23	23	5	-	5
Dimethachlor	Dimethachlor-ESA (CGA 354742)	496	15	15	2	-	31
Dimethachlor	Dimethachlor CGA 369873	325	61	61	10	-	12
Metamitron	Desamino-metamitron	416	3	-	-	-	129
Metazachlor	Metazachlor-OXA (BH 479-04)	440	12	12	1	-	37
S-Metolachlor	Metolachlor NOA 413173	357	50	47	9	-	48
S-Metolachlor	Metolachlor CGA 368208	356	22	22	2	-	32
Terbutylazin	Desethyl-terbutylazin (MT1)	382	11	3	-	-	88
Terbutylazin	Terbutylazin LM5	347	42	42	-	-	23
Terbutylazin	Terbutylazin LM6	302	38	33	1	-	20
kein landesweit repräsentativer Datensatz vorhanden ²							
Chlorothalonil	Chlorothalonil R419492	50	11	11	5	-	2
Chlorothalonil	Chlorothalonil R611965	73	-	-	-	-	7
Chlorothalonil	Chlorothalonil SYN 548581	59	7	7	-	-	9
Chlorothalonil	Chlorothalonil SYN 548008	-	-	-	-	-	11
Dimethachlor	Dimethachlor-OXA (CGA 50266)	238	1	1	-	-	17
Isoproturon	Didesmethyl-Isoproturon	-	-	-	-	-	15
Metazachlor	Metazachlor BH 479-12	-	-	-	-	-	18
Nicosulfuron	Nicosulfuron UCSN	290	30	29	2	-	57
S-Metolachlor	NOA 436611 (SYN546829)	-	-	-	-	-	6
S-Metolachlor	Metolachlor CGA 357704	-	-	-	-	-	16
Terbutylazin	MT13 (Hydroxy-Terbutylazin)	-	-	-	-	-	8
Terbutylazin	Terbutylazin LM4	-	-	-	-	-	14

¹ Rang basiert auf den Risikopotentialen der einzelnen Metaboliten (N=650; im Risikoindikator nicht separat ausgewiesen)

² die Angaben für Metaboliten, für die kein landesweit repräsentativer Datensatz vorliegt, sind nicht direkt vergleichbar

In Tab. 3 sind die Monitoring-Daten von NAQUA der Rangierung der Metaboliten im Risikoindikator gegenübergestellt (Mittelwert der Jahre 2012-2015). Generell ist die Übereinstimmung gut - häufig detektierte Metaboliten waren im Indikator hoch rangiert (d.h. in den obersten 10 % des Rankings), weniger häufig detektierte eher tiefer. Etwas überraschend waren die im Indikator mässig hohen Ränge der im Grundwasser häufig detektierten Metaboliten von Chloridazon. Der Verkauf dieses Wirkstoffs nahm zwischen 2008 und 2015 von 20 auf 6 t pro Jahr ab. Vermutlich repräsentieren die Konzentrationen der Metaboliten im Grundwasser eher den historischen Einsatz des Wirkstoffs als denjenigen der Jahre 2012-15. Zudem können die Metaboliten von Chloridazon im Boden und der ungesättigten Zone in geringen Konzentrationen noch vorhanden sein und von dort über viele Jahre ins Grundwasser gelangen (Hintze & Hunkeler, 2019).

Für insgesamt 7 der im Risikoindikator «Grundwasser» in den Top 20 rangierten Metaboliten liegen in der NAQUA-Messkampagne von 2020 keine Daten vor (BAFU 2022). Einer dieser Metaboliten (Chlorothalonil SYN 548008) ist im Risikoindikator allerdings tiefer gerankt als die übrigen 6 Chlorothalonil-Metaboliten, für die NAQUA-Daten vorliegen. Bei einem weiteren Metaboliten handelt es sich um Didesmethyl-Isoproturon, das gemäss Angabe des BAFU bereits in den Jahren zuvor im Grundwasser analysiert, jedoch nie nachgewiesen wurde. Die übrigen 5 Metaboliten, für die 2020 keine NAQUA-Daten vorliegen, wurden in der Zwischenzeit aufgrund ihres Risikopotentials im Rahmen einer NAQUA-Pilotstudie analysiert (Reinhardt et al. 2022). Metolachlor CGA 357704 und Terbutylazin LM4 wurden dabei in einzelnen Proben nachgewiesen, überschritten 0.1 µg/l jedoch nicht.

Grundsätzlich zeigt dies, dass mit einer gezielten Ausweitung des Monitorings auf weitere Metaboliten mit erhöhtem Risikopotential auch mehr Metaboliten im Grundwasser nachgewiesen werden könnten. Die für den Risikoindikator «Grundwasser» erarbeiteten Daten zur potentiellen Exposition stellen eine solide Basis für eine solche Ausweitung dar und wurden deshalb auch bereits für die Priorisierung von zusätzlichen Metaboliten im Rahmen einer NAQUA-Pilotstudie verwendet (Reinhardt et al. 2022).

4 Schlussfolgerung

Die vorgestellten Risikoindikatoren bilden ein potentielles Gesamtrisiko von PSM-Anwendungen in der Schweiz auf ausgewählte Umweltkompartimente ab. Damit kann die zeitliche Entwicklung des Risikopotentials, das durch den Einsatz von PSM verursacht wird, für Oberflächengewässer, naturnahe Lebensräume und Grundwasser prognostiziert bzw. abgeschätzt werden. Zudem kann ermittelt werden, auf welche Wirkstoffe ein besonders grosses Risiko entfällt und wie sich risikomindernde Massnahmen auswirken können. Die Risikoindikatoren können aber keine spezifischen Risiken oder Belastungen bzw. lokalen Veränderungen einzelner Oberflächengewässer, naturnaher Lebensräume oder Grundwasserreservoirs zeigen.

Das Ziel dieses Berichts war es, die Robustheit der Risikoindikatoren für Oberflächengewässer, naturnahe Lebensräume und Grundwasser zu prüfen und den Einfluss ausgewählter Parameter auf den Beitrag einzelner Wirkstoffe oder den zeitlichen Verlauf des Gesamtrisikopotentials zu diskutieren. Dafür wurden die Risikoindikatoren für die Jahre 2012-2021 unter Verwendung verschiedener Parametervariationen berechnet. Für die Risikoindikatoren «Oberflächengewässer» und «Grundwasser» wurden Indikatorwerte auch mit Daten aus nationalen Monitoring-Programmen verglichen.

Im Risikoindikator «Oberflächengewässer» lässt sich im Untersuchungszeitraum 2012-2021 unter Berücksichtigung aller Risikominderungsmassnahmen ein leicht abnehmender, aber noch unsicherer Trend feststellen. Allgemein schwanken die jährlichen Gesamtrisikopotentiale jedoch stark von Jahr zu Jahr und werden vor allem von wenigen Insektiziden (vor allem Pyrethroiden) bestimmt. Bei Herbiziden geht das Risiko für Oberflächengewässer stetig zurück, vor allem durch den Bewilligungsrückzug einiger Wirkstoffe mit höherem Risikopotential und wegen eines allgemeinen Rückgangs des Herbizid-Einsatzes zugunsten alternativer Methoden der Unkrautbekämpfung. Bei Fungiziden geht das Risiko ebenfalls stetig zurück, was wohl mehrheitlich auf einen Wandel in der Wirkstoffauswahl hin zu Wirkstoffen mit geringeren Risikopotentialen zurückzuführen ist. Risikominderungsmassnahmen zeigen Wirkung auf die Entwicklung des Gesamtrisikopotentials, wobei ein Grossteil der Abnahme des Risikopotentials auf die Anlegung von gewässerschutzkonformen Befüll- und Waschplätzen zurückzuführen ist, gefolgt von Massnahmen gegen Abschwemmung. Zukünftige Messungen in den Gewässern sind wichtig, um die berechnete Wirkung der Risikomassnahmen zu bestätigen.

Der vergleichbare zeitliche Verlauf und der vergleichbare Anteil bestimmter Wirkstoffe und Wirkstoffgruppen sowohl unter Verwendung anderer Kennzahlen für die Ökotoxizität (CQK- und RAC-Werte anstelle von GLT) als auch im Vergleich mit Monitoring-Daten unterstreicht die Bedeutung der Pyrethroide für diesen Risikoindikator. Mehrere Massnahmen sollen das potentielle Risiko für Oberflächengewässer in Zukunft verringern. So ist seit dem 1. Januar 2023 die Verwendung von Pyrethroiden in Betrieben, die Direktzahlungen erhalten, nicht mehr erlaubt, wenn alternative Produkte, die für Organismen der Oberflächengewässer weniger gefährlich sind, zum Schutz der Kulturen verwendet werden können. Zusätzlich werden neue Massnahmen gegen Abschwemmung und Drift dazu führen, dass auch die Emissionen von Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer reduziert werden. Durch die Erhöhung des Anteils von konformen Waschplätzen können punktuelle Gewässerverunreinigungen über die Kanalisation beim Befüllen und Spülen von Spritzgeräten weiter eliminiert und das Gesamtrisikopotential weiter gesenkt werden.

Die Gesamtrisikopotentiale im Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume» zeigen keinen Trend im Untersuchungszeitraum von 2012-2021. Die jährlichen Gesamtrisikopotentiale schwanken stark von Jahr zu Jahr und werden von wenigen Insektiziden (vor allem Pyrethroiden und Organophosphaten) sowie den Herbiziden Glyphosat und Mesotrione bestimmt. Der Rückzug von Chlorpyrifos und Chlorpyrifos-methyl sowie die Reduzierung des Einsatzes von Glyphosat ebenso wie der allgemeine Rückgang des Herbizid-Einsatzes tragen zur Risikoreduzierung bei. Seit dem 1.1.2023 müssen Landwirte, die Direktzahlungen erhalten, Massnahmen umsetzen, die die Abdrift von Pflanzenschutzmitteln ausserhalb der behandelten Parzellen reduzieren (z. B. Anti-Drift-Düsen). Es ist deshalb zu erwarten, dass das potentielle Risiko für natürliche Lebensräume in Zukunft sinken wird.

Der Risikoindikator «Grundwasser» zeigt einen Rückgang der des Gesamtrisikopotentials um mehr als 50 % im Vergleich zum Referenzzeitraum 2012-2015. Die Reduktion der Verwendung von Wirkstoffen mit einem hohen Risikopotential durch Metaboliten erklärt diesen positiven Trend. Entscheidend waren auch hier die Bewilligungsrückzüge von Wirkstoffen, wie Dichlobenil, Chlorothalonil und Chloridazon. Seit dem 1. Januar 2023 ist zusätzlich die

Verwendung von Metazachlor, Dimethachlor, S-Metholachlor, Nicosulfuron und Terbutylazin in Betrieben, die Direktzahlungen erhalten, nicht mehr erlaubt, wenn Wirkstoffe mit geringerem Risikopotential zur Verfügung stehen. Auf die Metaboliten der genannten Wirkstoffe entfiel ein Grossteil der Detektionen über 0.1 µg/L an den Messtellen der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA im Jahr 2020. Die Beschränkung der Verwendung dieser Wirkstoffe wird die Belastung des Grundwassers voraussichtlich langfristig verringern, auch wenn sich die Reduktion der Belastung durch Metaboliten dieser Wirkstoffe erst mit einiger Verzögerung im Monitoring zeigen wird.

Die weiterführenden Analysen der hier vorgestellten Risikoindikatoren zeigen, dass die Ergebnisse trotz der bei der Berechnung der Indikatoren getroffenen Annahmen und Vereinfachungen auch bei Variationen verschiedener Parameter robust sind und sehr ähnliche bis identische Verläufe über die Zeit zeigen. Auch bei Verwendung von unterschiedlich hergeleiteten Kennwerten für die Ökotoxizität (Risikoindikator «Oberflächengewässer») oder bei der Verwendung von zusätzlichen ökotoxikologischen Endpunkten (Risikoindikator «Naturnahe Lebensräume») sind es dieselben Wirkstoffe, die am meisten zum Gesamtrisikopotential beitragen. Zudem zeigen Monitoring-Daten eine gute Übereinstimmung mit den Risikoindikatoren «Oberflächengewässer» und «Grundwasser». Die hier vorgestellten Risikoindikatoren sind demnach geeignet, zu prüfen, ob das Risikopotential durch Pflanzenschutzmittel um 50% gegenüber 2012-2015 sinkt, wie dies das «Bundesgesetzes über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden» fordert.

5 Dank

Die Autoren und Autorinnen bedanken sich bei Annette Aldrich, Nicole Munz, Miriam Reinhardt, Fabian Soltermann, Debora Zaugg (BAFU), Urs Schönenberger (EAWAG) sowie Katja Knauer, Jan Wäspe und Olivier Félix (BLW) für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

6 Literaturverzeichnis

- BAFU (Hrsg.) (2021) Pilotmessungen von Pflanzenschutzmitteln in Luft und Regen in der Schweiz.
- BAFU (2022) Datenblätter "Pestizid-Wirkstoffe und -Metaboliten im Grundwasser 2019" und "Chlorothalonil-Metaboliten im Grundwasser, 2020", Module TREND und SPEZ, <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-des-grundwassers/grundwasser-qualitaet/pflanzenschutzmittel-im-grundwasser.html>
- 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.
- Biocca, M., Fanigliulo, R., Gallo, P., Pulcini, P., Pochi, D. (2015) The assessment of dust drift from pneumatic drills using static tests and in-field validation. *Crop Protection* 71: 109-115.
- Daouk, S., Doppler, T., Scheidegger, R., Kroll, A., Junghans, M., Moschet, C., & Singer, H. (2022) Insecticides dans les eaux de surface. Quels risques représentent les insecticides pyréthrinoides et organophosphorés en Suisse? *Aqua & Gas* 102(4): 2-10.
- de Baan, L. (2020) <https://2020.agrarbericht.ch/de/umwelt/wasser/verkauf-und-einsatz-von-pflanzenschutzmitteln>
- Devarrewaere, W., Foqué, D. Nicolai, B., Nuyttens, D., Verbovena, D. (2018) Eulerian-Lagrangian CFD modelling of pesticide dust emissions from maize planters. *Atmospheric Environment* 184: 304-314.
- Diener M., Binder S., Latsch R., Plath M. (2022). Umsetzungsgrad von Risikoreduktionsmassnahmen bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. *Agridea Art.-Nr. 1515*
- 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.
- EFSA (2018) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance beta-cyfluthrin. *EFSA Journal* 16(9):5405; Renewal Assessment Report for Deltamethrin. EFSA 2018
- European Commission (2018) Guidance Document No. 27: Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards.
- 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.
- Giddings, J. M., Wirtz, J., Campana, D., Dobbs, M. (2019) Derivation of combined species sensitivity distributions for acute toxicity of pyrethroids to aquatic animals. *Ecotoxicology* 28(2): 242-250.
- Hintze, S., Hunkeler, D. (2019) Langzeitverhalten von PSM-Metaboliten im Grundwasser. *Aqua & Gas* 99(11): 24-29.
- KOLAS/KVU/PPG (2020) Interkantonale Empfehlung zu Befüll- und Waschplätzen und zum Umgang mit pflanzenschutzmittelhaltigem Spül- und Reinigungswasser in der Landwirtschaft. Konferenz der Landwirtschaftsämter der Schweiz (KOLAS), Konferenz der Vorsteher der Umweltschutzämter (KVU) und Plattform Pflanzenschutzmittel und Gewässer (PPG).
- 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.
- Korkaric, M., Ammann, L., Hanke I., Schneuwly, J., Lehto M., Poiger, T., de Baan, L., Daniel, O., Blom, J.F. (2022) Nationale Risikoindikatoren basierend auf dem Verkauf von Pflanzenschutzmitteln. *Agrarforschung Schweiz* 13: 1-10.

- Krahner, A., Heimbach, U., Stähler, M., Bischoff, G., & Pistorius, J. (2021) Deposition of dust with active substances in pesticides from treated seeds in adjacent fields during drilling: disentangling the effects of various factors using an 8-year field experiment. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(47), 66613-66627.
- Lutz, E., Schneuwly, J., de Baan, L (in Vorbereitung). Analyse zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz.
- Reinhardt, M., Kozel, R., Hofacker, A., Leu, C. (2017) Monitoring von PSM-Rückständen im Grundwasser. *Aqua & Gas* 6: 78-89.
- Reinhardt, M. Jud, F., Kiefer, K., Hollender, J., Poiger, T., Knauer, K., Geiser, C., Moschet, C., Götz, C. (2022) Auswahl der Pflanzenschutzmittel-Metaboliten für das NAQUA-Monitoring im Grundwasser. *Aqua & Gas* 12: 58-67.
- Schütze, A., Dietsch, P., Thomas, M. (2020) Prüfung von Alternativen zu Pflanzenschutzmitteln im Wald. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).
- Schönenberger, U. T., Stamm, C. (2023) RiSiMo: Überprüfung Pflanzenschutzmittel-Risikoindikator gemäss Pa. Iv. 19.475 Teil Oberflächengewässer mittels Monitoringdaten.
- 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.
- Teichler, R., Götz, C., Jäggi, O. (2020): Welche Stoffe belasten die Fliessgewässer? Target-Analyse von 570 organischen Spurenstoffen im Furtbach. *Aqua & Gas* 7/8.