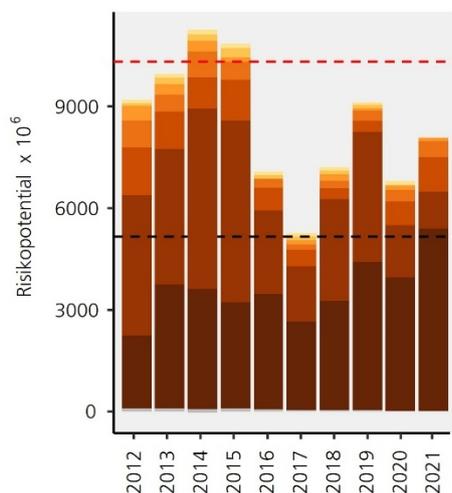


# BERICHT PROJEKT RISIMO

RisiMo: Überprüfung Pflanzenschutzmittel-Risikoindikator  
gemäss Pa. Iv. 19.475 Teil Oberflächengewässer mittels  
Monitoringdaten

Urs Schönenberger, Christian Stamm

Dübendorf, 16.01.2023



Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

## **Impressum**

**Auftraggeber:** Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Wasser, CH-3003 Bern. Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

**Auftragnehmer:** Christian Stamm (Eawag)

**Autoren:** Urs Schönenberger und Christian Stamm (Eawag)

**Begleitung:** Nicole Munz (BAFU), Fabian Soltermann (BAFU), Muris Korkaric (BAFU), Jan Wäspe (BLW), Katja Knauer (BLW), Judith Blom (Agroscope), Laura de Baan (Agroscope)

**Hinweis:** Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

### **Bildquellen Titelseite:**

Linkes Bild: [blw.admin.ch](http://blw.admin.ch)

Rechtes Bild: Urs Schönenberger, Eawag

# Inhaltsverzeichnis

<b>1. Einleitung</b> .....	<b>5</b>
1.1. Hintergrund.....	5
1.2. Der Risikoindikator .....	6
1.2.1. Ziel .....	6
1.2.2. Berechnung.....	6
1.3. Verfügbare Messdaten .....	8
<b>2. Konzeptionelle Analyse: Vergleichsmöglichkeiten des Risikoindikators mit Messdaten</b> .....	<b>10</b>
2.1. Vergleichsmöglichkeiten des gesamten Risikoindikators mit Messdaten .....	10
2.1.1. Einheiten .....	10
2.1.2. Zeitliche Skala.....	11
2.1.3. Räumliche Skala .....	12
2.1.4. Ereignisart.....	12
2.1.5. Wirkstoffpalette .....	13
2.1.6. Toxizität.....	14
2.1.7. Zusammenfassung.....	15
2.2. Vergleichsmöglichkeiten einzelner Bestandteile des Indikators mit Messdaten .....	16
2.2.1. Expositionsfaktor.....	16
2.2.2. Verkaufszahlen .....	18
2.3. Konzeptionelle Annahmen und mathematische Struktur des Risikoindikators .....	18
<b>3. Numerischer Vergleich</b> .....	<b>20</b>
3.1. Methoden .....	20
3.1.1. Messdaten.....	20
3.1.2. Aggregation Risikoquotienten und Konzentrationen .....	22
3.1.3. Konzentrationen unter dem Detektionslimit .....	22
3.1.4. Einfluss Standortauswahl.....	22
3.2. Resultate und Diskussion.....	23
3.2.1. Gesamter Risikoindikator .....	23
3.2.2. Expositionsfaktor.....	30
3.2.3. Zeitliche Veränderung .....	33
<b>4. Schlussfolgerungen</b> .....	<b>37</b>
4.1. Konzeptionelle Analyse .....	37
4.2. Numerischer Vergleich .....	37
<b>5. Referenzen</b> .....	<b>39</b>

<b>A. Anhang .....</b>	<b>40</b>
A.1. Vergleich CQK mit GLT .....	40
A.2. Herleitung «gemessener» Expositionsfaktor .....	41
A.3. Mathemat. Struktur des Risikoindikators: Beispiel und Anpassungsvorschlag .....	42
A.4. Risikodominierende Wirkstoffe .....	45
A.5. Gesamter Risikoindikator .....	46
A.6. Zeitliche Veränderung .....	49
A.7. Varianz Risikoquotientensummen bei identischer Schätzung des Indikators .....	50
A.8. Risikoindikator 2020 .....	52

# 1. Einleitung

## 1.1. Hintergrund

Gewässeruntersuchungen zeigen, dass Pflanzenschutzmittel (PSM) aus der Landwirtschaft häufig zu Überschreitungen der ökotoxikologischen Grenzwerte in Schweizer Fliessgewässern führen (Doppler et al., 2020; Doppler et al., 2017; Minkowski et al., 2021). Die Gewässerqualität ist dadurch massgeblich beeinträchtigt, was negative Auswirkungen auf die Biodiversität in den Fliessgewässern hat.

Im Rahmen der Parlamentarischen Initiative 19.475 «Das Risiko beim Einsatz von Pestiziden reduzieren» (BBl 2021 665, 2021) hat das Schweizer Parlament im Jahr 2021 daher ein Gesetzespaket verabschiedet, welches eine Verbesserung der Gewässerqualität in der Schweiz zum Ziel hat. Unter anderem legt das Gesetzespaket fest, dass die durch PSM verursachten Risiken für Oberflächengewässer *«[...] bis 2027 im Vergleich zum Mittelwert der Jahre 2012-2015 um 50 Prozent vermindert werden»* müssen (Art. 6b, Abs. 2 LwG) (LwG, 2023).

PSM-Konzentrationen werden in den Schweizer Fliessgewässern erst seit 2018 mithilfe eines neu aufgebauten Langzeitmonitorings systematisch erfasst (Doppler et al., 2020). Daher kann die Erreichung des obengenannten Reduktionsziels nicht anhand kontinuierlicher Messungen überprüft, sondern nur aufgrund sporadischer Messkampagnen von Bund und Kantonen geschätzt werden. Agroscope hat deshalb im Auftrag des Bundesamts für Landwirtschaft (BLW) einen Risikoindikator entwickelt, der auf Basis von PSM-Verkaufszahlen und Annahmen zur Gewässerexposition die jährliche Veränderung der Risiken für Oberflächengewässer abschätzt (Korkaric et al., 2022). Diese Berechnungsmethode wurde anschliessend in der Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft gesetzlich verankert (Art. 10c, Methode zur Berechnung der Risiken durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln) (SR 919.118, 2023).

Der von Korkaric et al. (2022) entwickelte Risikoindikator wurde nicht mithilfe von Messdaten validiert, da eine Validierung aufgrund der wenigen zur Verfügung stehenden Daten nicht möglich war. Daher ist unklar, ob der Risikoindikator die Risiken durch PSM in den Schweizer Gewässern (und insbesondere ihren zeitlichen Verlauf) adäquat abbildet. In den Erläuterungen zu Art. 10c der Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft (BLW, 2021), steht daher, dass *«[...] die Ergebnisse der Messungen im Rahmen der Überwachungsprogramme der Kantone und des Bundes für Oberflächenwasser [...] zur Bestätigung oder Anpassung des Expositionsfaktors herangezogen [...]»* werden sollen. Eine solche Plausibilisierung wird zudem im Bericht der Kommission für Wirtschaft und Abgaben des Ständerats erwähnt: *«Die in Oberflächengewässern [...] vorgenommenen Messungen von PSM [...] erlauben schliesslich eine Plausibilisierung der anhand des Indikators berechneten Risikoreduktion [...]»* (BBl 2020 6523, 2020).

Das Projekt RisiMo hatte das Ziel, diese Lücke zu schliessen und den Risikoindikator basierend auf den vorliegenden Messdaten zu plausibilisieren. Dabei sollte sowohl der gesamte Risikoindikator betrachtet werden, als auch ein spezieller Fokus auf die im Risikoindikator verwendeten sogenannten Expositionsfaktoren gelegt werden. Nachfolgend werden zuerst der Risikoindikator sowie die aktuell verfügbaren Messdaten vorgestellt. Anschliessend wird mittels einer konzeptionellen Analyse eruiert, welche Teile des Risikoindikators sinnvoll mit welchen Messdaten verglichen werden können und welche

Unsicherheiten dabei zu erwarten sind (Kapitel 2). Danach wird der Risikoindikator – wo möglich – numerisch mit den Messdaten verglichen (Kapitel 3).

Alle Analysen in diesem Bericht beziehen sich auf die Risikoindikator-Version, die im Mai 2022 zur Verfügung stand. Spätere Änderungen an der Berechnung des Risikoindikators (wie z.B. Anpassungen an den Reduktions- oder Umsetzungsfaktoren) sind nicht berücksichtigt.

## 1.2. Der Risikoindikator

### 1.2.1. Ziel

Der Risikoindikator wurde mit dem Ziel entwickelt, das 50%-Risikoreduktionsziel gemäss Art. 6b, Abs. 2 LwG bis 2027 zu überprüfen. Er soll also in erster Linie den zeitlichen Verlauf der PSM-Risiken in den Schweizer Oberflächengewässern abbilden.

Bei der Entwicklung des Risikoindikators wurden zudem die folgenden Rahmenbedingungen festgelegt: Der Risikoindikator soll auf den Verkaufszahlen aller Wirkstoffe, die ab 2012 in der Schweiz verkauft wurden, basieren. Zudem soll er «*die Wirkung von durch die Zulassung festgelegten Risikominderungsmaßnahmen (RMM), aber auch von allgemeinen Massnahmen, wie die im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) vorgesehenen, nicht-produktspezifischen Massnahmen bezüglich Abdrift und Abschwemmung sowie die Wirkung allfälliger anderer Massnahmen (z.B. korrekt angelegte Wasch- und Befüllplätze)*» abbilden können (Korkaric et al., 2022). Ebenso soll der Umsetzungsgrad der Massnahmen einbezogen werden können.

### 1.2.2. Berechnung

Im folgenden Kapitel wird erläutert, wie der Risikoindikator (RI) berechnet wird. Dabei wird auf die Informationen fokussiert, welche zum Verständnis der in diesem Bericht durchgeführten Analysen nötig sind. Weitere Details zur Berechnung sind in der Publikation von Korkaric et al. (2022) verfügbar. Zur Berechnung des RI wird für jeden in der Schweiz als PSM zugelassenen Wirkstoff  $i$  jährlich das Produkt aus *behandelter Fläche*, *Risikoscore* und *Expositionsfaktor* berechnet. Diese Produkte werden anschliessend über alle Wirkstoffe aufsummiert (Gleichung 1.1).

Die *behandelte Fläche* dient dabei als Mass für die eingesetzte Wirkstoffmenge. Für die Berechnung der behandelten Fläche werden pro Wirkstoff die jährlichen Verkaufsmengen durch die durchschnittlichen bewilligten Aufwandmengen geteilt (Gleichung 1.2).

Der *Risikoscore* (siehe Korkaric, 2020) repräsentiert das wirkstoffspezifische Risiko eines angewendeten Wirkstoffes für die Gewässer. Dieses setzt sich zusammen aus der erwarteten *Exposition* des Wirkstoffes (d.h. welche Konzentration ist nach der Behandlung einer Einheitsfläche mit einer bestimmten Aufwandmenge im Gewässer zu erwarten, ausgedrückt als predicted environmental concentration (PEC)) und seiner *Toxizität* (d.h. wie giftig ist der Wirkstoff für Gewässerorganismen, ausgedrückt als gewichtete laborbasierte Toxizität (GLT)). Sowohl die Exposition, als auch die Toxizität werden mithilfe von Modellen aus der Pflanzenschutzmittelzulassung beurteilt. In die Berechnung der Exposition fliessen dabei zwei Modelle ein, deren Resultate aufsummiert werden (Gleichung 1.3). Es handelt sich um je ein Worst-Case-Modell für Drift (PEC<sub>drift</sub>) und für Oberflächenabfluss (PEC<sub>runoff</sub>). Die beiden Modelle berechnen die PEC welche bei einer vorschriftsgemässen Anwendung eines

zugelassenen PSM auf einer Fläche von 1 ha durch Drift und Abschwemmung in ein Gewässer mit einer Grösse von 1 m x 0.3 m x 100 m verursacht wird. Andere wichtige Eintragungspfade wie Punktquellen, Drainagen und Kurzschlüsse werden nicht modelliert. Stattdessen wird angenommen, dass diese Eintragungspfade durch die Worst-Case-Annahmen in den beiden Modellen ausreichend mitberücksichtigt sind.

Der *Expositionsfaktor* beschreibt die Risikominderung des mit dem Produkt aus behandelter Fläche und Risikoscore berechneten Risikos durch Reduktionsmassnahmen. Diese Massnahmen werden entweder von der Zulassung verfügt oder sind im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) vorgeschrieben (Gleichung 1.4). In der hier betrachteten Version des Risikoindikators (Mai 2022) wurden nur Risikominderungsmassnahmen im Rahmen der Zulassung einberechnet. In Zukunft ist es jedoch geplant, auch weitere Massnahmen miteinzuberechnen (z.B. Sanierung von Waschplätzen und solche im Rahmen des ÖLN – wie z.B. Massnahmen zur Reduktion der Abschwemmung in Kurzschlüsse). Im Gegensatz zur Berechnung der Exposition (PEC) werden zur Berechnung des Expositionsfaktors Annahmen zu den Anteilen  $p$  der verschiedenen Eintragungspfade  $k$  am Gesamteintrag getroffen. Es wird angenommen, dass Punktquellen ( $p_{\text{Punktquellen}}$ ) 40% des Gesamteintrags in die Gewässer ausmachen. Oberflächenabfluss ( $p_{\text{Oberflächenabfluss}}$ ) und Kurzschlüsse ( $p_{\text{Kurzschlüsse}}$ ) sind für je 22% des Gesamteintrags verantwortlich, Drainagen ( $p_{\text{Drainage}}$ ) für 11% und Drift ( $p_{\text{Drift}}$ ) für 5%. Pro Wirkstoff  $i$  wird für jeden dieser Eintragungspfade aufgrund der im jeweiligen Jahr verordneten produktspezifischen Anwendungsaufgaben ein Risikoreduktionsfaktor ( $RF_{k,i}$ ) berechnet. Dies sind bei der hier untersuchten Risikoindikator-Version produktspezifische Massnahmen gegen Abschwemmung und Drift. Für die übrigen Eintragungspfade (Punktquellen, Kurzschlüsse, Drainagen) werden in dieser Risikoindikator-Version keine Massnahmen berücksichtigt. Daher ist der entsprechende Reduktionsfaktor für diese Eintragungspfade null. Bei der Berechnung des Risikoindikators werden zusätzlich Annahmen getroffen, wie gut die Massnahmen in der Praxis effektiv umgesetzt werden. Dies wird mit einem Umsetzungsfaktor ( $U_k$ ) pro Eintragungspfad quantifiziert. Für die in diesem Bericht verwendeten Risikoindikator-Berechnungen betrug dieser Faktor für jeden der Eintragungspfade eins, da keine Daten zur Umsetzung der Massnahmen zur Verfügung standen. Sofern in Zukunft eine bessere Datengrundlage zur Umsetzung besteht, kann der Umsetzungsfaktor bei zukünftigen Risikoindikator-Versionen jedoch auch Werte von kleiner als eins erhalten.

$$RI(\text{ha}) = \sum_i RI_i = \sum_i \text{Behandelte Fläche}_i \cdot \text{Risikoscore}_i \cdot \text{Expositionsfaktor}_i \quad (1.1)$$

mit:

$$\text{Behandelte Fläche}_i (\text{ha}) = \frac{\text{Verkaufsmenge}_i}{\text{Aufwandmenge pro Flächeneinheit}_i} \quad (1.2)$$

$$\text{Risikoscore}_i (-) = \frac{\text{Exposition}_i}{\text{Toxizität}_i} = \frac{\text{PEC}_{\text{drift},i} + \text{PEC}_{\text{runoff},i}}{\text{GLT}_i} \quad (1.3)$$

$$\text{Expositionsfaktor}_i (-) = \sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) \quad (1.4)$$

$i$ : Wirkstoff

$\text{PEC}_{\text{drift},i}$ : Potenzielle Umweltkonzentration, die durch Drift verursacht wird. Berechnung gemäss Abdrift-Eckwerten des Julius-Kühn-Instituts. Durchschnittliche Aufwandmenge pro

Wirkstoff i, je nach Wirkstoff entweder Szenario «Feldbau» (3m Pufferstreifen, 90%-Drift-Perzentil) oder Szenario «Weinbau, spät» (3m Pufferstreifen, 90%-Drift-Perzentil)

$PEC_{runoff,i}$ : Potenzielle Umweltkonzentration, die durch Abschwemmung verursacht wird. Berechnung mithilfe von Exposit 3.1. Durchschnittliche Aufwandmenge pro Wirkstoff i,  $DT_{50}$  und  $K_{OC}$  pro Wirkstoff. Annahmen: Keine Interzeption, einmalige Anwendung, Regenereignis 3 Tage nach Applikation, Pufferstreifen 3m.

$GLT_i$ : Gewichtete laborbasierte Toxizität

$$GLT_i = \min \left[ \left( \frac{LC_{50,i}(V)}{100} \text{ oder } \frac{NOEC_i(V)}{10}, \left( \frac{LC_{50,i}(I)}{100} \text{ oder } \frac{NOEC_i(I)}{10} \right), \left( \frac{EC_{50,i}(P)}{10} \right) \right) \right] \quad (2)$$

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

$p_k$ : Anteil des Eintragspfades k am Gesamteintrag ( $p_{\text{Punktquellen}} = 40\%$ ,  $p_{\text{Abschwemmung}} = 22\%$ ,  $p_{\text{Kurzschlüsse}} = 22\%$ ,  $p_{\text{Drainage}} = 11\%$ ,  $p_{\text{Drift}} = 5\%$ )

$RF_{i,k}$ : Reduktion des Eintrags über Eintragspfad k durch Minderungsmaßnahmen pro Wirkstoff i. Zahl zwischen 0 und 1.

$U_k$ : Umsetzungsgrad der Minderungsmaßnahmen für den Eintragspfad k. Zahl zwischen 0 und 1. Standardannahme:  $U_k = 1$  (vollständige Umsetzung).

Die Gleichungen 1.1 bis 1.4 können dabei zu Gleichung 3 zusammengefasst werden.

$$RI(\text{ha}) = \sum_i RI_i = \sum_i \frac{\text{Verkaufsmenge}_i}{\text{Aufwandmenge}_i} \cdot \frac{PEC_{drift,i} + PEC_{runoff,i}}{GLT_i} \cdot \sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) \quad (3)$$

### 1.3. Verfügbare Messdaten

Um die durch den Risikoindikator berechneten Risiken für Oberflächengewässer mit Messdaten zu plausibilisieren, werden PSM-Messungen aus Oberflächengewässern benötigt, welche möglichst repräsentativ für die gesamte Schweiz sind und möglichst den gesamten Berechnungs-Zeitraum (2012-2020) abdecken. Die gemessene Wirkstoffpalette sollte dabei möglichst viele der 280 im Risikoindikator enthaltenen Wirkstoffe umfassen. Da lediglich fünf Wirkstoffe (Lambda-Cyhalothrin, Cypermethrin, Deltamethrin, Bifenthrin und Chlorpyrifos) über 99% des Gesamtrisikos des Risikoindikators ausmachen (siehe Kapitel 3.2.1), sollten die Messungen insbesondere diese risikodominierenden Wirkstoffe abdecken. Um eine Vergleichbarkeit der Messungen zu gewährleisten sollte zudem die Probenahmestrategie an allen betrachteten Standorten und Zeitpunkten gleich sein.

Eine solche systematische Erfassung von PSM-Konzentrationen in den Schweizer Fliessgewässern gibt es erst seit Kurzem: Im Rahmen des Monitoringprogramms NAWA TREND werden seit 2019 PSM-Konzentrationen in 28 Fliessgewässern systematisch erfasst (Doppler et al., 2020). An 20 dieser Gewässer wurde in den Jahren 2019 und/oder 2020 eine Palette von 50 Wirkstoffen mit identischer Probenahmestrategie (2-Wochen-Mischproben) erfasst (Palette «gross», siehe Tabelle 1). Diese Messungen enthalten auch die risikodominierenden Wirkstoffe.

Für eine reduzierte Palette von 27 Wirkstoffen (Palette «klein», siehe Tabelle 1) sind weitere Messdaten mit derselben Probenahmestrategie aus elf zusätzlichen Gewässern und für zusätzliche Jahre (2012-2018) vorhanden. Diese Palette deckt jedoch keinen der risikodominierenden Wirkstoffe ab. Die zusätzlichen Messdaten stammen von den NAWA-SPEZ-Messkampagnen (Spycher et al., 2019; Wittmer et al., 2014) sowie von kantonalen Kampagnen (Bern, St. Gallen, Zürich).

**Tabelle 1: Zur Verfügung stehende Wirkstoffpaletten. Die Palette «gross» steht für die Jahre 2019 und 2020 zur Verfügung, die Palette «klein» für die Jahre 2012-2020. In der Spalte «PSM-Zulassung» sind alle Wirkstoffe als «zugelassen» vermerkt, die Ende 2020 (noch) zugelassen waren. LOQ: Detektionslimit, CQK: Chronisches ökotoxikologisches Qualitätskriterium (siehe Kapitel 2.1.6).**

Wirkstoff	Wirkstoff-kategorie	Median LOQ (µg/L)	CQK (µg/L)	PSM-Zulassung	Weitere Zulassung	Wirkstoff-palette	
						gross	klein
2-4-D	Herbizid	2.0·10 <sup>-2</sup>	6.0·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	-	x	x
Azoxystrobin	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	2.0·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	Biozid	x	x
Bentazon	Herbizid	2.0·10 <sup>-2</sup>	2.7·10 <sup>2</sup>	zugelassen	-	x	x
Bifenthrin	Insektizid	2.5·10 <sup>-5</sup>	9.5·10 <sup>-5</sup>	zugelassen	Biozid	x	
Boscalid	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.2·10 <sup>1</sup>	zugelassen	-	x	
Carbendazim	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	4.4·10 <sup>-1</sup>	bis 2018	Biozid	x	x
Chloridazon	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.0·10 <sup>1</sup>	zugelassen	-	x	x
Chlorpyrifos	Insektizid	1.0·10 <sup>-4</sup>	4.6·10 <sup>-4</sup>	zugelassen	-	x	
Chlortoluron	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	6.0·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	-	x	x
Cypermethrin	Insektizid	1.0·10 <sup>-4</sup>	3.0·10 <sup>-5</sup>	zugelassen	Biozid	x	
Cyproconazol	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.3·10 <sup>0</sup>	zugelassen	-	x	x
Cyprodinil	Fungizid	2.0·10 <sup>-2</sup>	3.3·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	-	x	x
Deltamethrin	Insektizid	1.0·10 <sup>-3</sup>	1.7·10 <sup>-6</sup>	zugelassen	Biozid & Tierarz.	x	
Diazinon	Insektizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.0·10 <sup>-2</sup>	bis 2013	Tierarzneimittel	x	
Diflufenican	Herbizid	2.0·10 <sup>-2</sup>	1.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	
Dimethachlor	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.2·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	-	x	
Dimethenamid	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	2.6·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	-	x	
Dimethoat	Insektizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	7.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	x
Diuron	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	7.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	Biozid	x	x
Epoxiconazol	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	2.0·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	-	x	
Ethofumesat	Herbizid	3.0·10 <sup>-2</sup>	3.1·10 <sup>0</sup>	zugelassen	-	x	
Fenoxycarb	Insektizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	2.3·10 <sup>-4</sup>	zugelassen	Biozid	x	
Flufenacet	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	4.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	
Foramsulfuron	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	
Imidacloprid	Insektizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	Biozid & Tierarz.	x	x
Iprovalicarb	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.9·10 <sup>2</sup>	zugelassen	-	x	
Isoproturon	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	6.4·10 <sup>-1</sup>	bis 2020	Biozid	x	x
Lambda-Cyhalothrin	Insektizid	1.0·10 <sup>-4</sup>	2.2·10 <sup>-5</sup>	zugelassen	Biozid	x	
Linuron	Herbizid	7.0·10 <sup>-3</sup>	2.6·10 <sup>-1</sup>	bis 2018	-	x	x
MCPA	Herbizid	2.0·10 <sup>-2</sup>	6.6·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	-	x	x
Mecoprop	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	3.6·10 <sup>0</sup>	zugelassen	-	x	x
Metalaxyl	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	2.0·10 <sup>1</sup>	zugelassen	-	x	x
Metamitron	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	4.0·10 <sup>0</sup>	zugelassen	-	x	x
Metazachlor	Herbizid	9.0·10 <sup>-3</sup>	2.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	x
Methiocarb	Insektizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.0·10 <sup>-2</sup>	bis 2020	-	x	
Methomyl	Insektizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	3.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	
Methoxyfenozid	Insektizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	8.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	x
Metolachlor	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	6.9·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	-	x	x
Metribuzin	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	5.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	x
Napropamid	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	5.1·10 <sup>0</sup>	zugelassen	-	x	x
Nicosulfuron	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	8.7·10 <sup>-3</sup>	zugelassen	-	x	
Pirimicarb	Insektizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	9.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	x
Propamocarb	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.0·10 <sup>3</sup>	zugelassen	-	x	
Propyzamid	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	6.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	
Pyrimethanil	Fungizid	2.0·10 <sup>-2</sup>	1.5·10 <sup>0</sup>	zugelassen	-	x	
Spiroxamin	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	6.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	
Tebuconazol	Fungizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	2.4·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	Biozid	x	x
Terbuthylazin	Herbizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	2.2·10 <sup>-1</sup>	zugelassen	-	x	x
Thiacloprid	Insektizid	1.0·10 <sup>-2</sup>	1.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	-	x	x
Thiamethoxam	Insektizid	8.0·10 <sup>-3</sup>	4.0·10 <sup>-2</sup>	zugelassen	Biozid	x	x

## 2. Konzeptionelle Analyse: Vergleichsmöglichkeiten des Risikoindikators mit Messdaten

Wie in Kapitel 1.2.2 erläutert wird, werden bei der Berechnung des Risikoindikator zahlreiche konzeptionelle Annahmen getroffen, wodurch dieser verschiedenen Unsicherheiten unterliegt. Auch die Messdaten aus den Gewässern beinhalten Unsicherheiten, wie beispielsweise die analytische Unsicherheit (siehe Kapitel 2.1.5) aber auch konzeptionelle Annahmen bei ihrer Interpretation. Dies macht einen direkten Vergleich des Risikoindikator mit Messdaten anspruchsvoll. Die nachfolgende konzeptionelle Analyse hat das Ziel aufzuzeigen, inwiefern der Risikoindikator mit Messdaten verglichen werden kann und welche Unterschiede zu erwarten sind. In Kapitel 2.1 wird dabei auf den gesamten Risikoindikator fokussiert, in Kapitel 2.2 auf einzelne Bestandteile. In Kapitel 2.3 wird detaillierter auf die mathematische Struktur des Risikoindikator eingegangen, welche die getroffenen konzeptionellen Annahmen zum Eintrag von PSM in Gewässer widerspiegelt und es wird aufgezeigt, was diese Struktur für die Vergleichbarkeit mit Messdaten bedeutet.

### 2.1. Vergleichsmöglichkeiten des gesamten Risikoindikator mit Messdaten

#### 2.1.1. Einheiten

Bei der Berechnung des Risikoindikator werden Risikoscore und Exposition pro Wirkstoff mit der gesamten Fläche multipliziert, die in der Schweiz schätzungsweise mit diesem Wirkstoff behandelt wird (Gleichung 1.1). Anstatt wie üblich eine Anwendungsmenge (g/ha), wird als Input in die Zulassungsmodelle also eine absolute Menge (g) verwendet, welche der gesamten in der Schweiz angewendeten Menge des Wirkstoffes entspricht. Dies hat zur Folge, dass der Risikoindikator die Einheit Hektare (ha) erhält.

Im Gegensatz dazu wird das durch einen Wirkstoff verursachte Risiko in Oberflächengewässern üblicherweise mit einheitslosen Risikoquotienten ausgedrückt. Der Risikoquotient eines Wirkstoffes ( $RQ_i$ ) entspricht dem Verhältnis aus dessen gemessenen Konzentration und Toxizität. Bei der Analyse von Zweiwochen-Mischproben wird die Toxizität dabei üblicherweise mithilfe des chronischen ökotoxikologischen Qualitätskriteriums (CQK) beschrieben. Um das Gesamtrisiko auszudrücken, können die wirkstoffspezifischen Risikoquotienten  $RQ_i$  zu einer Risikoquotientensumme RQ aufsummiert werden (Gleichung 4).

$$RQ (-) = \sum_i RQ_i = \sum_i \frac{c_i \text{ (ng/L)}}{CQK_i \text{ (ng/L)}} \quad (4)$$

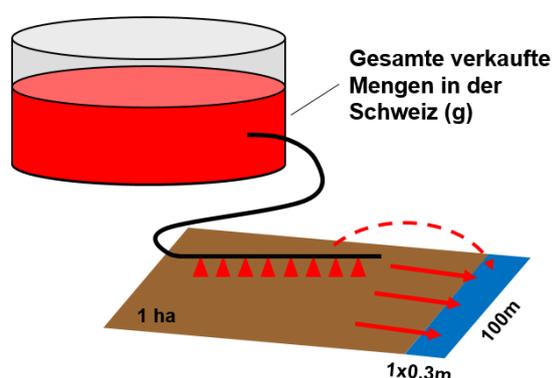
Ein direkter Vergleich der absoluten Werte des Risikoindikator mit den gemessenen Risikoquotienten ist nur bei übereinstimmenden Einheiten möglich. Um den Risikoindikator mit den gemessenen Risikoquotienten vergleichbar zu machen, wurde in diesem Projekt daher eine Normierung für den Risikoindikator eingeführt. Dabei wird der Risikoindikator pro Wirkstoff geteilt durch die Gesamtfläche, auf welcher in der Schweiz häufig PSM angewendet werden (Gleichung 5). Dies entspricht der Summe der Flächen mit Ackerland, Obst- und Rebkulturen sowie Gemüsebau. Diese beträgt 436'351 ha in den Jahren 2013-2018 (BFS, 2021).

$$RI_{\text{norm}} (-) = \sum_i RI_{i,\text{norm}} = \sum_i \frac{RI_i (\text{ha})}{\text{Fläche mit PSM – Einsatz (ha)}} \quad (5)$$

Der daraus resultierende normierte Risikoindikator  $RI_{\text{norm}}$  ist einheitslos und kann so direkt mit den gemessenen Risikoquotienten verglichen werden. Die beim normierten Risikoindikator als Input in die Zulassungsmodelle verwendete Anwendungsmenge entspricht einer gleichmässigen Verteilung aller verkauften PSM auf die gesamten Acker-, Obst-, Reb-, und Gemüseflächen der Schweiz. Ein Vergleich zwischen dem Risikoindikator und dem normierten Risikoindikator ist in Abbildung 1 schematisch dargestellt.

In den nachfolgenden Abschnitten der konzeptionellen Analyse werden die Vergleichsmöglichkeiten jeweils auf der Basis des normierten Risikoindikators erläutert.

### Risikoindikator RI



### Normierter Risikoindikator $RI_{\text{norm}}$

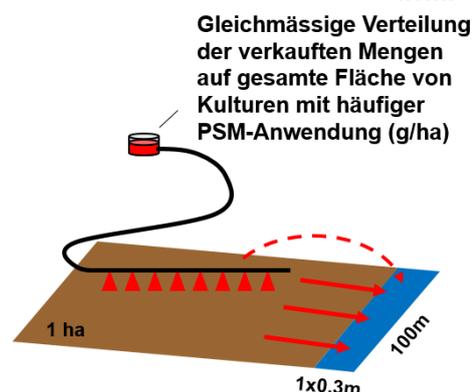


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Unterschieds zwischen Risikoindikator RI und normiertem Risikoindikator  $RI_{\text{norm}}$ .

### 2.1.2. Zeitliche Skala

Während der normierte Risikoindikator pro Jahr einen einzelnen Wert umfasst, beinhalten die Messungen in den Gewässern mehrere 2-Wochen-Mischproben pro Jahr. Da der Risikoindikator Szenarien abbildet, welche innerhalb von wenigen Tagen nach einer PSM-Applikation stattfinden, sollte er grundsätzlich mit Proben verglichen werden, die während der PSM-Applikationsperiode genommen wurden. Ohnehin wurden die risikodominierenden Wirkstoffe an den betrachteten Messstandorten meist nur zwischen März und Oktober gemessen. Der Risikoindikator sollte folglich mit den aggregierten Risiken aller 2-Wochen-Mischproben von März bis Oktober des jeweiligen Jahres verglichen werden. Proben aus den Wintermonaten (Anfang November bis Ende Februar) sollten aus der Aggregation ausgeschlossen werden.

#### Plausibilisierung zeitlicher Verlauf des Risikoindikators

Während der Risikoindikator für die Jahre 2012-2020 vorliegt, liegen Messdaten für die Wirkstoffpalette «gross» erst ab 2019 systematisch vor. Der zeitliche Verlauf des Risikoindikators kann also nur für die Jahre 2019 und 2020 mit Messdaten dieser Wirkstoffpalette verglichen werden. Die jährliche Variabilität von PSM-Konzentrationen ist in der Regel gross. Daher ist es auf einer Datenbasis von nur zwei Jahren nicht möglich, robuste Aussagen darüber zu machen, ob der Risikoindikator den zeitlichen Verlauf der Risiken im Gewässer zuverlässig repräsentieren kann. Unter dem Vorbehalt dieser unsicheren Datenlage kann ein solcher Vergleich trotzdem angestellt werden. Um den Risikoindikator besser zu

verstehen, sollte dabei nicht nur der zeitliche Verlauf des Gesamtrisikos betrachtet werden, sondern der Verlauf der wirkstoffspezifischen Risiken. Für die Wirkstoffpalette «klein» kann der zeitliche Verlauf auch für einen etwas längerer Zeitraum verglichen werden. Da die risikodominierenden Wirkstoffe jedoch nicht in dieser Palette enthalten sind, deckt eine solche Analyse allerdings nur einen kleinen Teil des Gesamtrisikos ab.

### **2.1.3. Räumliche Skala**

Die Berechnung des normierten Risikoindikators erfolgt für ein theoretisches kleines Fliessgewässer mit einer Grösse von 1m x 0.3m x 100m (siehe Kapitel 1.2.1). Der PSM-Eintrag in dieses Fliessgewässer erfolgt von einem einzelnen Feld mit der Grösse von 1 ha, auf welchem eine durchschnittliche Anwendungsmenge ausgebracht wird. Der Anteil verschiedener Eintragswege am Gesamteintrag ist mit einem konstanten Schlüssel aufgeteilt.

Im Gegensatz dazu liegen Messdaten aus Gewässern verschiedenster Grössen vor: Von kleinen Fliessgewässern mit einem mittleren jährlichen Abfluss von weniger als 0.1m<sup>3</sup>/s (z.B. Ballmoosbach, Kt. Bern) zu grossen Flüssen wie dem Rhein. Die Einzugsgebiete der beprobten Fliessgewässer unterscheiden sich zudem stark in ihrer landwirtschaftlichen Intensität und in der Zusammensetzung der angebauten Kulturen – und somit auch in der effektiven angewendeten Art und Menge an PSM. Auch die Wichtigkeit verschiedener Eintragswege ist je nach räumlicher Struktur der Einzugsgebiete unterschiedlich. Bei den grossen Gewässern kann zudem auch der Abbau von PSM im Gewässer eine massgebliche Rolle spielen. Dieser wird jedoch bei der Berechnung des Risikoindikators nicht berücksichtigt, da dieser keine zeitliche Dynamik abbildet.

Durch diese Differenzen in der räumlichen Skala sind grosse Unterschiede zwischen den Risiken gemäss normiertem Risikoindikator und den Messwerten in einzelnen Gewässern zu erwarten. Der Risikoindikator hat jedoch nicht den Anspruch, repräsentativ für einzelne Gewässer zu sein, sondern soll eher einen Durchschnitt über die mit PSM belasteten Gewässer in der Schweiz repräsentieren. Auch das NAWA-TREND-Messnetz repräsentiert die gesamte Bandbreite an Landnutzungen in der Schweiz, für welche man PSM-Belastungen in den Fliessgewässern erwartet (Doppler et al., 2020). Folglich ist ein Vergleich des Risikoindikators mit den mittleren Risiken über die in NAWA TREND untersuchten Gewässer hinweg sinnvoll. Vor Vergleichen mit einem einzelnen Gewässer ist abzusehen.

### **2.1.4. Ereignisart**

Bei der Berechnung des normierten Risikoindikators werden basierend auf der jährlichen Verkaufsmenge Einzelereignisse mit hohem Risiko berechnet (z.B. starkes Regenereignis kurz nach Anwendung). Bei diesen Ereignissen handelt es sich eher um «worst case»-Ereignisse. Im Gegensatz dazu repräsentiert die Probenahme in den untersuchten Gewässern ein Zusammenspiel verschiedenster Ereignisse, die im Schnitt zu deutlich tieferen Einträgen führen sollten, als im «worst case» berechnet. Der Risikoindikator sollte daher nicht nur zu den mittleren Risiken pro Jahr in einem Gewässer, sondern auch zu den 95%-Quantilen verglichen werden.

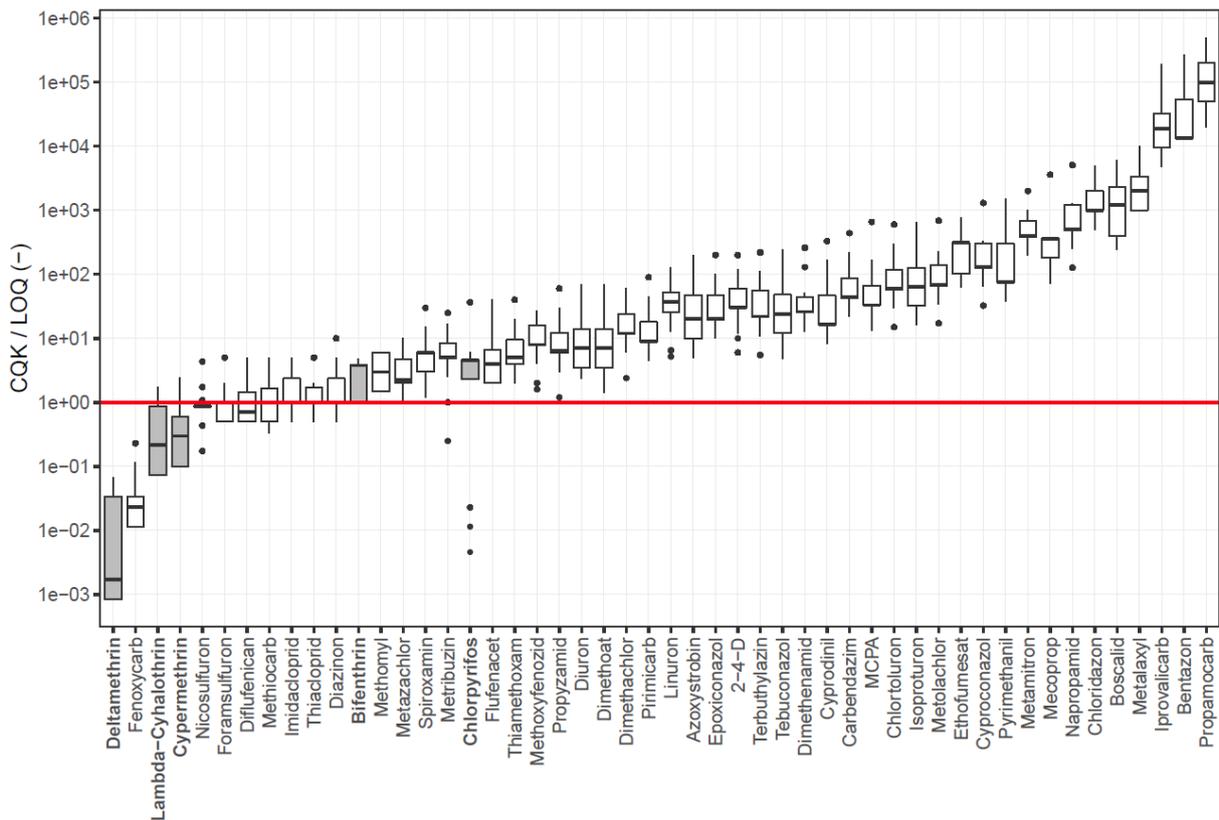
### 2.1.5. Wirkstoffpalette

Wie in Kapitel 1.3 erwähnt, macht ein Vergleich zwischen Risikoindikator und Messungen nur für Wirkstoffe Sinn, die auch systematisch in allen untersuchten Jahren und Gewässern gemessen wurden. Dies ist für die Wirkstoffpalette «gross» in den Jahren 2019-2020 der Fall und für die Wirkstoffpalette «klein» in den Jahren 2012-2020. Ein Vergleich zwischen Risikoindikator und Messungen kann nur für diese beiden Wirkstoffpaletten gemacht werden. Für die übrigen Wirkstoffe kann der Risikoindikator nicht plausibilisiert werden, da nicht ausreichend Messungen vorliegen.

*Plausibilisierung wirkstoffspezifischer Risiken:* Um den Risikoindikator zu plausibilisieren, kann verglichen werden, ob beim normierten Risikoindikator und den Messungen dieselben Wirkstoffe zu hohen Risiken resp. Konzentrationen in den Gewässern führen und ob die relativen Risiken und Konzentrationen pro Wirkstoff gleich sind.

*Analytische Unsicherheit:* Damit das durch einen Wirkstoff verursachte Risiko mithilfe von Messungen beurteilt werden kann, sollte die tiefste Konzentration, die noch gemessen werden kann (das Detektionslimit, limit of quantification, LOQ) der verwendeten analytischen Methode kleiner als das jeweilige chronische Qualitätskriterium (CQK) sein. Abbildung 2 zeigt, dass für die meisten Substanzen der Wirkstoffpalette «gross» diese Bedingung erfüllt ist: Das Verhältnis von CQK und LOQ ist in diesen Fällen grösser eins. Für fünf Wirkstoffe (Deltamethrin, Fenoxycarb, Lambda-Cyhalothrin, Cypermethrin, und Nicosulfuron) ist der Median des LOQ jedoch grösser als das CQK (d.h.  $CQK/median(LOQ) < 1$ ). Das durch diese Wirkstoffe verursachte Risiko wird durch die Messungen folglich unterschätzt. Dazu gehören auch die drei wichtigsten Wirkstoffe gemäss Risikoindikator (Deltamethrin, Lambda-Cyhalothrin und Cypermethrin), die zusammen rund 95% des Gesamtrisikos ausmachen (siehe Kapitel 3.2.1). Folglich unterschätzen die Messungen das durch PSM verursachte Gesamtrisiko in den Gewässern, was beim Vergleich mit dem Risikoindikator berücksichtigt werden muss.

Für Deltamethrin und Fenoxycarb ist das CQK nahezu drei respektive zwei Grössenordnungen kleiner als das durchschnittlich erreichte LOQ. Für diese beiden Wirkstoffe kann das verursachte Risiko auf Basis der Messdaten folglich nicht ausreichend beurteilt werden, da es deutlich unterschätzt wird. Die beiden Wirkstoffe werden trotzdem in den Analysen mitberücksichtigt, jedoch sollte ihre analytische Unsicherheit bei der Interpretation beachtet werden.



**Abbildung 2: Verhältnis aus chronischem Qualitätskriterium (CQK) und analytischem Detektionslimit (LOQ) pro Wirkstoff.** In grau sind die risikodominierenden Wirkstoffe (siehe Tabelle 3) hervorgehoben. Die rote Linie entspricht einem Verhältnis von eins, d.h. dass CQK und LOQ gleich gross sind. Zu jedem Wirkstoff gibt es mehrere Datenpunkte, da es aufgrund von Unterschieden zwischen Labors und zwischen Messserien verschiedene LOQs pro Wirkstoff gibt. Ein Datenpunkt entspricht jeweils einer untersuchten Probe.

### 2.1.6. Toxizität

Während die chronische Toxizität in den Gewässern üblicherweise mit dem chronischen Qualitätskriterium (CQK) quantifiziert wird (Doppler et al., 2017; Minkowski et al., 2021), wird dies beim Risikoindikator mithilfe der gewichteten laborbasierten Toxizität (GLT) gemacht. Dies ist unumgänglich, da für die meisten Wirkstoffe gar keine CQK vorliegen. Obwohl sowohl die GLT als auch die CQK auf aktuellen, vergleichbaren Studien beruhen, unterscheiden sie sich bei den untersuchten Wirkstoffen um bis zu einem Faktor 44 (siehe Abbildung A1). Da sich die Bandbreite der Toxizität der einzelnen Wirkstoffe über rund neun Grössenordnungen erstreckt, sind die Resultate des Risikoindikators stark durch die Toxizität beeinflusst. Unterschiede zwischen GLT und CQK spiegeln sich daher stark beim Vergleich der Risiken einzelner Wirkstoffe zwischen Risikoindikator und Messungen wider. Um diese Unsicherheit zu beseitigen, kann der (normierte) Risikoindikator auf CQK umgerechnet werden (Gleichungen 6.1 und 6.2). Anschliessend kann dieser auf CQK umgerechnete (normierte) Risikoindikator  $RI_{CQK}$  resp.  $RI_{norm,CQK}$  mit den aus den Messungen resultierenden Risikoquotienten verglichen werden.

$$RI_{CQK} = \sum_i RI_{i,CQK} = \sum_i \frac{RI_i \cdot GLT_i}{CQK_i} \quad (6.1)$$

$$RI_{\text{norm, CQK}} = \sum_i RI_{i,\text{norm, CQK}} = \sum_i \frac{RI_{i,\text{norm}} \cdot GLT_i}{CQK_i} \quad (6.2)$$

Um zu untersuchen, wie gut der Risikoindikator fähig ist, den wirkstoffspezifischen Eintrag in die Gewässer zu quantifizieren, kann die Toxizität auch vollständig aus dem Risikoindikator herausgerechnet werden. Hierfür wird der (normierte) Risikoindikator mit der GLT multipliziert, woraus (normierte) wirkstoffspezifische Gewässerkonzentrationen gemäss Risikoindikator resultieren ( $c_{RI,i}$  resp.  $c_{RI,i,\text{norm}}$ ; Gleichungen 7.1 und 7.2). Diese können anschliessend mit den gemessenen Konzentrationen verglichen werden.

$$c_{RI,i} = RI_i \cdot GLT_i \quad (7.1)$$

$$c_{RI,i,\text{norm}} = RI_{i,\text{norm}} \cdot GLT_i \quad (7.2)$$

### 2.1.7. Zusammenfassung

Aus den obenstehenden Erläuterungen zu den Vergleichsmöglichkeiten des gesamten Risikoindikators mit Messdaten resultiert die in Tabelle 2 dargestellte Liste. Für diese Vergleiche sollen Proben von Anfang März bis Ende Oktober verwendet werden. Pro Gewässer und Jahr sollen die gemessenen Daten aggregiert werden, indem sie entweder gemittelt werden oder ein Quantil (z.B. 95%-Quantil) berechnet wird. Anschliessend soll der Durchschnitt über alle Standorte pro Jahr mit dem Risikoindikator verglichen werden.

Bei der Interpretation der Resultate ist es wichtig, die obengenannten Unsicherheiten (analytische Unsicherheit, Toxizität, geringe Anzahl Messjahre, reduziertes Wirkstoffpalette, etc.) zu berücksichtigen. Aussagen zur zeitlichen Veränderung der Risiken sind aufgrund der geringen Verfügbarkeit von Messdaten nur sehr eingeschränkt möglich.

**Tabelle 2: Liste von Vergleichsmöglichkeiten zwischen Risikoindikator und PSM-Messungen aus den Gewässern.**

Beschreibung	Vergleichsgrösse Risikoindikator	Vergleichsgrösse Messdaten	Messjahre	Wirkstoffpalette
Risiko pro Wirkstoff i	$RI_{i,\text{norm}}$	$RQ_i$	2019-2020	gross
Risiko pro Wirkstoff i, RI vereinheitlicht auf CQK	$RI_{i,\text{norm, CQK}}$	$RQ_i$	2019-2020	gross
Konzentration pro Wirkstoff i	$c_{RI,i,\text{norm}}$	$c_i$	2019-2020	gross
Zeitliche Veränderung des Risikos pro Wirkstoff i (grosse Wirkstoffpalette)	$RI_{i,\text{norm, CQK}}$	$RQ_i$	2019-2020	gross
Zeitliche Veränderung des Risikos pro Wirkstoff i (kleine Wirkstoffpalette)	$RI_{i,\text{norm, CQK}}$	$RQ_i$	2012-2020	klein

## 2.2. Vergleichsmöglichkeiten einzelner Bestandteile des Risikoindikators mit Messdaten

Im folgenden Kapitel wird dargelegt wie neben dem Gesamtindikator auch einzelne Risikoindikator-Bestandteile mit Messdaten plausibilisiert werden können.

### 2.2.1. Expositionsfaktor

Das Projekt RisiMo hatte nicht nur das Ziel, den Risikoindikator als Ganzes zu plausibilisieren, sondern auch explizit den Expositionsfaktor zu untersuchen (siehe Kapitel 1.1). Dazu kann mithilfe der Messdaten überprüft werden, ob Änderungen im Expositionsfaktor des Risikoindikators auch durch Messungen bestätigt werden. Hierfür kann der normierte Risikoindikator (Gleichung 3 und 5) zu Gleichung 8 umgeformt werden (Details zur Umformung: siehe Kapitel A.1). Wird für die Konzentration gemäss Risikoindikator  $c_{RI,i}$  die gemessene Konzentration  $c_i$  eingesetzt, so kann der Expositionsfaktor gemäss Risikoindikator (linke Seite der Gleichung) mit dem «gemessenen» Expositionsfaktor (rechte Seite) der Gleichung verglichen werden.

$$\sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) = \frac{c_i}{\frac{\text{Verkaufsmenge}_i}{\text{Aufwandmenge}_i} \cdot (\text{PEC}_{\text{drift},i} + \text{PEC}_{\text{runoff},i})} \quad (8)$$

Sofern sich ergriffene Risikominderungsmaßnahmen in den Gewässern widerspiegeln, sollte zwischen dem Expositionsfaktor und dem «gemessenen» Expositionsfaktor eine Korrelation bestehen. Dieser Vergleich kann für alle Wirkstoffe gemacht werden, für welche es zwischen 2012 und 2020 Änderungen in den Auflagen gegeben hat und die während dieses Zeitraums auch gemessen wurden.

Zwischen 2012 und 2020 gab es gemäss Risikoindikator (Korkaric et al., 2022) lediglich Änderungen in den Auflagen gegen Drift und Abschwemmung. Für die Eintragspfade Kurzschlüsse und Drainagen wurden bis zu diesem Zeitpunkt hingegen noch keine Massnahmen verfügt. Zudem gab es bei dieser Version des Risikoindikators für Punktquellen noch keine Schätzung für den Reduktionsfaktor. Für Kurzschlüsse, Drainagen und Punktquellen ist der Reduktionsfaktor  $RF_{i,k}$  daher für alle Wirkstoffe null. Daher ist auch die maximale Risikoreduktion durch die berücksichtigten Auflagen klein: Die Differenz zwischen dem kleinsten ( $\sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) = 0.79$ ) und grössten Expositionsfaktor ( $\sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) = 1.0$ ) beträgt lediglich rund 21%. Es ist zu erwarten, dass solche kleinen Änderungen in den Monitoringdaten nicht ersichtlich sind, da letztere grossen zeitlichen und räumlichen Unterschieden unterliegen (z.B. durch Unterschiede in den Anwendungsmengen, Eintragswegen, Witterung, etc.). Als zusätzliche Unsicherheit kommt hinzu, dass Auflagen im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) in der hier betrachteten Version des Risikoindikators nicht berücksichtigt wurden. Sehr viele Landwirte erhalten Direktzahlungen für ihren Betrieb und müssen daher die ÖLN-Auflagen erfüllen. Wenn für einen Wirkstoff bereits Massnahmen im ÖLN vorhanden waren und neue Massnahmen im Rahmen der Zulassung verfügt werden, wird der zusätzliche Reduktionseffekt der in der Zulassung verfügten Massnahmen überschätzt. Wird ein Vergleich zwischen Expositionsfaktor und dem «gemessenen» Expositionsfaktor gemacht, sollten die obengenannten Unsicherheiten in der Interpretation der Resultate berücksichtigt werden.

Nebst der Berücksichtigung von ÖLN-Auflagen sind in den zukünftigen Versionen des Risikoindicators auch weitere Änderungen in der Berechnung des Expositionsfaktors geplant (Einführung von Umsetzungsfaktoren  $< 1$  und Einführung von Reduktionsfaktoren für Punktquellen). Diese zukünftigen Änderungen können einen grossen Einfluss auf die resultierenden Expositionsfaktoren haben, können jedoch aktuell nicht beurteilt werden.

Da die zur Verfügung stehenden Messdatenreihen bereits für eine Plausibilisierung des Expositionsfaktors noch zu kurz sind, können damit keine weiteren Analysen zur Plausibilisierung der einzelnen Bestandteile des Expositionsfaktors (Reduktionsfaktoren RF, Eintragspfade  $p$  oder Umsetzungsfaktoren  $U$ ) gemacht werden. Hierfür wäre nebst längeren Datenreihen auch der Einbezug zusätzlicher Informationen nötig, wie zum Beispiel PSM-Anwendungsdaten oder Abflussdaten in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässer sowie Feldstudien zu einzelnen Eintragspfaden. Dies war jedoch aufgrund der kurzen Projektdauer im Rahmen dieses Projektes nicht möglich. Aktuell gibt es im Rahmen anderer Projekte jedoch zwei Ansätze um Teile des Expositionsfaktors zu überprüfen:

- *Berner Pflanzenschutzprojekt (Mann et al., 2021)*: Im Rahmen des Berner Pflanzenschutzprojektes stehen für zwei Einzugsgebiete PSM-Messungen mit höherer zeitlicher Auflösung (3.5 Tage) zur Verfügung. Zudem sind Abflussdaten verfügbar. Mithilfe dieser Daten konnten die im Gewässer gemessenen PSM-Konzentrationen verschiedenen Arten von Witterungsbedingungen zugeordnet werden. Diese beinhalten die Kategorien «Abschwemmung vom Feld während Regen», «Abschwemmung vom Feld nach Regenereignis», «Abschwemmung von befestigten Flächen» und «Eintrag während Trockenperiode». Damit kann pro Wirkstoff untersucht werden wie hoch die Konzentrationen pro Witterungskategorie sind. Anschliessend kann verglichen werden, ob gewisse Wirkstoffe im Vergleich zu den anderen Wirkstoffen erhöhte Konzentrationen in einer bestimmten Witterungskategorie haben. Dies würde Hinweise darauf geben, ob es wirkstoffspezifische Unterschiede in den Anteilen der Eintragspfade  $p_k$  gibt. Tritt ein bestimmter Wirkstoff beispielsweise überdurchschnittlich stark in der Witterungskategorie «Eintrag während Trockenperiode» auf, würde das darauf hinweisen, dass bei diesem Wirkstoff die Eintragspfade Punktquellen und/oder Drift überdurchschnittlich wichtig sind. Eine solche Analyse ist jedoch nur möglich, wenn Abflussdaten sowie PSM-Messungen mit hoher zeitlicher Auflösung vorliegen. Die Auflösung sollte dabei mindestens 3.5 Tage oder kleiner sein. Aus diesem Grund eignen sich nur ein Teil untersuchten Gewässer für eine solche Analyse, da für viele lediglich 2-Wochen-Mischproben vorhanden sind. In einem laufenden Projekt im Auftrag des BAFU soll diese Analyse nun auf acht weitere Standorte des NAWA-Trend-Messnetzes über zwei Jahre ausgeweitet werden.
- *Rheinüberwachungsstation (Spycher, 2022)*: An der Rheinüberwachungsstation (RÜS) bei Basel liegen für eine Reihe von acht wichtigen, in der Schweiz weit verbreiteten Herbiziden qualitativ hochwertige Messreihen mit täglichen Daten über mehrere Jahre hinweg vor. Diese Messungen decken das gesamte Schweizerische Rheineinzugsgebiet ab und damit den grössten Teil des Schweizer Gewässernetzes. Kombiniert mit den nationalen PSM-Verkaufszahlen konnte daraus ermittelt werden, welcher Anteil der jährlich ausgebrachten Menge ins Gewässernetz gelangte (jährliche Verlusten). Die Auswertung über die vergangenen Jahre hat ergeben, dass sich die jährlichen Schwankungen der Frachten gut durch die Änderungen der Verkaufszahlen und der Abflussmenge während der Anwendungsperiode erklären lassen. Zukünftig kann für die acht Herbizide anhand dieser Vergleichsdaten ermittelt werden, ob sich

verfügte Risikominderungsmassnahmen auf die Verlustraten auswirken, d.h. ob eine Veränderung im Expositionsfaktor gemessen wird.

### **2.2.2. Verkaufszahlen**

Der Einfluss der Verkaufszahlen auf die Unsicherheit des Risikoindikators könnte untersucht werden, wenn effektive PSM-Anwendungsdaten aus den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässer vorliegen würden. Diese Anwendungsdaten könnten anstatt der Verkaufszahlen zur Berechnung des normierten Risikoindikators verwendet werden. Anschliessend könnte überprüft werden, ob und wie stark sich dadurch die Übereinstimmung des normierten Risikoindikators mit den Messungen verbessert.

Aktuell stehen jedoch auf nationaler Ebene keine solchen Anwendungsdaten zur Verfügung. Es gibt lediglich Daten aus Stichprobenerhebungen (durchschnittlich 250 Betriebe) im Rahmen des Agrarumweltmonitorings der Schweiz ZA-AUI (De Baan et al., 2020). Für die oben erwähnten Analysen wäre jedoch eine Vollerhebung der Anwendungen in den Einzugsgebieten der untersuchten Messstandorte notwendig. Der Einfluss der Verkaufszahlen auf die Unsicherheit des Risikoindikators konnte daher nicht quantifiziert werden. Im Rahmen der Parlamentarischen Initiative 19.475 ist die Schaffung eines zentralen Informationssystems zur Verwendung von PSM geplant (BLW, 2021). Dieses Informationssystem wird es in Zukunft erlauben, die obenstehende Analyse durchzuführen.

## **2.3. Konzeptionelle Annahmen und mathematische Struktur des Risikoindikators**

Obwohl dies nicht Ziel des Projektes war, wurde im Rahmen der konzeptionellen Analyse auch die mathematische Struktur des Risikoindikators genauer angeschaut. Dies war notwendig, um ein Verständnis zu gewinnen, wie der Risikoindikator berechnet wird und wie er mit Messdaten verglichen werden kann. Bei dieser Analyse der Struktur des Risikoindikators fiel auf, dass die Eintragungspfade doppelt im Risikoindikator vorkommen. Zum einen kommen ein Driftmodell und ein Abschwemmungsmodell in der Berechnung des Risikoscores vor (Gleichung 1.3), zum anderen sind die Eintragungspfade Punktquellen, Abschwemmung, Kurzschlüsse, Drainagen und Drift bei der Berechnung des Expositionsfaktors enthalten (siehe Gleichung 1.4). Das Driftmodell steht bei der Berechnung des Risikoscores stellvertretend für unmittelbare Einträge (Drift, ev. Punktquellen) und das Abschwemmungsmodell für verzögerte Einträge (Abschwemmung, Kurzschlüsse, Drainagen, ev. Punktquellen). Bei der Berechnung des Risikoindikators werden die Risiken durch unmittelbare ( $PEC_{drift}/GLT$ ) und verzögerte Einträge ( $PEC_{runoff}/GLT$ ) zuerst zum Risikoscore aufsummiert. Über den Expositionsfaktor reduzieren die Risikominderungsmassnahmen anschliessend den Risikoscore. Dies erfolgt unabhängig davon, ob die Massnahmen für unmittelbare oder verzögerte Einträge verfügt wurden. In der Folge führt eine Massnahme, die für einen unmittelbaren Eintrag (z.B. Drift) verfügt wurde, in der Risikoindikatorberechnung immer auch zu einer Reduktion der verzögerten Einträge (z.B. Abschwemmung) und umgekehrt.

Dies ist eine von Korkaric et al. (2022) bewusst vorgenommene Vereinfachung des Risikoindikators, die zu einem Fehler in der Beurteilung der Wirkung neuer Massnahmen und damit des zeitlichen Risikoverlaufs führt. Der eingeführte Fehler ist dabei bei jedem Wirkstoff unterschiedlich gross und hängt vom Verhältnis der unmittelbaren und verzögerten Einträge am Gesamtrisikoscore ab (d.h. dem Verhältnis zwischen  $PEC_{drift}$  und  $PEC_{runoff}$ ). Im Vergleich

zu anderen Unsicherheiten bei der Risikoindikator-Berechnung ist der Fehler vermutlich eher klein – zumindest bei den meisten Wirkstoffen und beim Gesamtindikator. Andere Unsicherheiten, insbesondere jene des Umsetzungsfaktors, haben vermutlich einen deutlich grösseren Einfluss auf den zeitlichen Verlauf des Risikoindikators. Wenn die Genauigkeit des Risikoindikators verbessert werden soll, sollten daher zuerst diese grösseren Unsicherheiten reduziert werden. Trotzdem sollte die Problematik der mathematischen Struktur nicht ausser Acht gelassen werden. Sie wird deshalb in Anhang A.3 am Beispiel des Wirkstoffs Bifenazat genauer erläutert. Zudem wird ein Vorschlag gemacht wie der Risikoindikator angepasst werden könnte um den durch die mathematische Struktur verursachten Fehler zu vermeiden.

## 3. Numerischer Vergleich

### 3.1. Methoden

Die nachfolgende Methodenbeschreibung ist kurzgehalten, da die grundlegenden methodischen Überlegungen zum Vergleich zwischen Risikoindikator und Messdaten bereits in den Kapiteln 1.2 und 2 erläutert wurden.

#### 3.1.1. Messdaten

Für die numerischen Vergleiche von Risikoindikator und Messdaten wurden Messdaten aus den Monitoringprojekten NAWA TREND, NAWA SPEZ sowie aus kantonalen Projekten verwendet (siehe Kapitel 1.3). Dabei handelt es sich um 2-Wochen-Mischproben. Die Analysen wurden für eine kurze Zeitreihe (2019-2020) mit möglichst grosser Wirkstoffpalette durchgeführt (Wirkstoffpalette «gross»), sowie für eine längere Zeitreihe (2012-2020) mit einer kleineren Wirkstoffpalette (Wirkstoffpalette «klein»). Eine Übersicht über die verwendeten Messdaten ist in Abbildung 3 dargestellt.

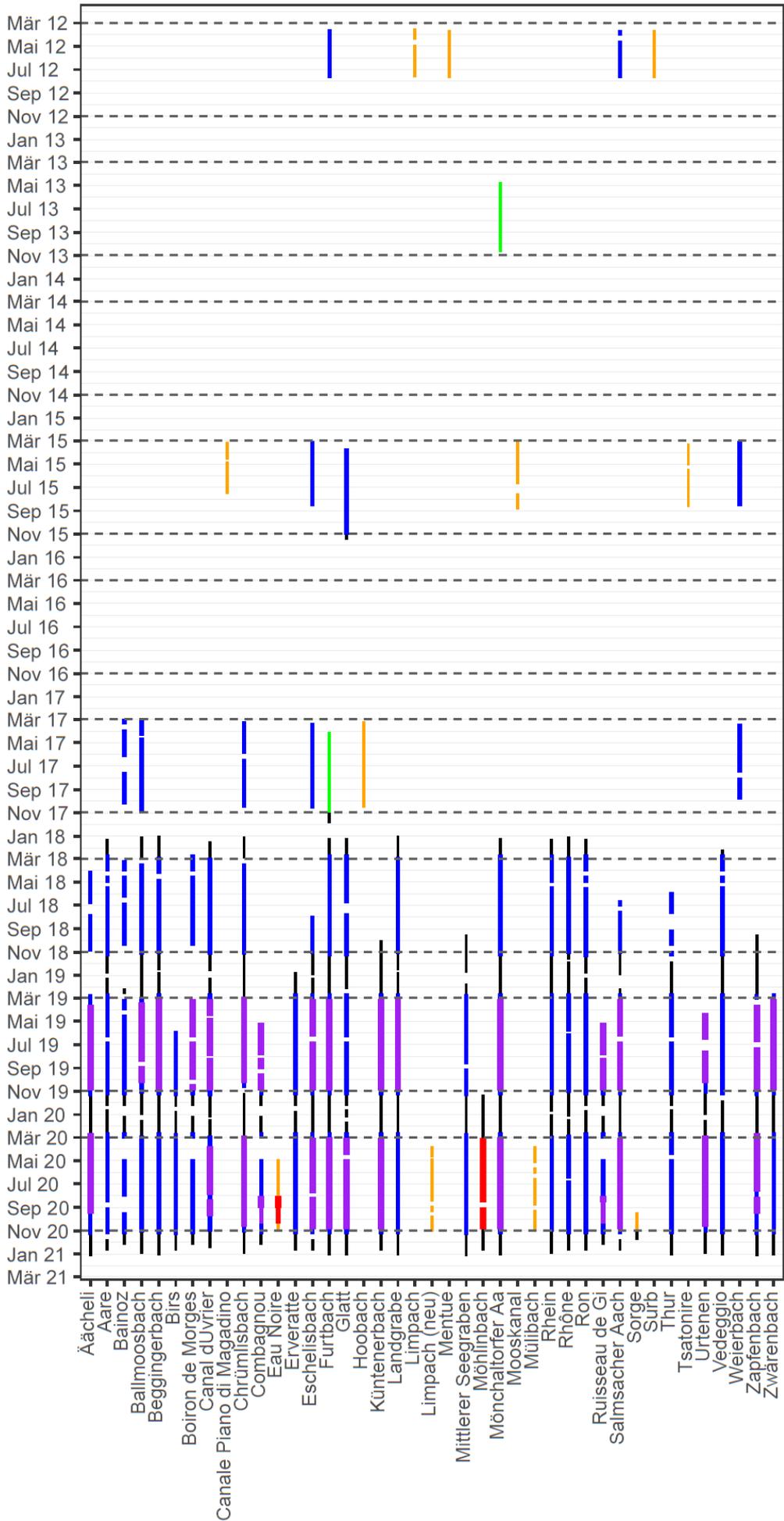
Für die Analysen der kurzen respektive langen Zeitreihe wurden jeweils nur Proben berücksichtigt, für welche die vollständige «kleine» respektive «grosse» Wirkstoffpalette gemessen wurde. Ausnahme bilden Deltamethrin und Fenoxycarb: Diese beiden Wirkstoffe können ohnehin nicht mit ausreichender Genauigkeit gemessen werden (siehe Kapitel 2.1.5). Daher wurden Proben, in welchen diese beiden Wirkstoffe fehlen, nicht von der Analyse ausgeschlossen. Ausgeschlossen wurden jedoch die folgenden Proben:

- Proben, die zwischen Anfang November und Ende Februar genommen wurden (siehe Kapitel 2.1.2)
- Proben, welche die Wirkstoffpalette «klein» nicht abdecken
- Proben, für welche die Wirkstoffpalette «klein» nur für ein einzelnes Jahr vorliegt

Zusätzliche gemessene Wirkstoffe, welche nicht in einer der jeweiligen Wirkstoffpalette vorkommen, wurden von der Analyse ausgeschlossen. Für Vergleiche zwischen Risikoindikator und Messungen wurden im Risikoindikator jeweils nur die gleichen Wirkstoffpaletten wie für die Messdaten verwendet. Eine Ausnahme bildet hier die Analyse in Abbildung 4 resp. Tabelle 3, wo jeweils alle Wirkstoffe des Risikoindikators verwendet wurden.

#### Abbildung 3: [nächste Seite]

**Verwendete Messdaten. Violett: Standortjahre, welche sowohl für Analysen für die Jahre 2019/2020 verwendet wurden (Wirkstoffpalette «gross»), als auch für Analysen für die Jahre 2012-2020 (Wirkstoffpalette «klein»). Rot: Standortjahre, welche nur für Analysen für die Jahre 2019/2020 verwendet wurden (dicke Linie: Wirkstoffpalette «gross»; dünne Linie: Wirkstoffpalette «gross» ohne Deltamethrin und/oder Fenoxycarb). Blau: Standortjahre, welche nur für Analysen für die Jahre 2012-2020 verwendet wurden (Wirkstoffpalette «klein»). Grün: Standorte an welchen zwar Messungen vorliegen, die jedoch nicht verwendet wurden, da sie eine zu kleine Wirkstoffpalette umfassen. Orange: Messdaten, die ausgeschlossen wurden, da nur für ein Jahr die Wirkstoffpalette «klein» vorliegt. Schwarz: Messdaten, die ausgeschlossen wurden, weil sie im Zeitraum zwischen Anfang November bis Ende Februar liegen.**



### 3.1.2. Aggregation Risikoquotienten und Konzentrationen

Um die Messwerte der verschiedenen Proben zu aggregieren, wurde wie folgt vorgegangen: Um einen durchschnittlichen Risikoquotienten (RQ) pro Wirkstoff  $i$  für ein bestimmtes Jahr zu berechnen, wurde der Risikoquotient zuerst über alle Proben  $p$  pro Standortjahr  $s$  gemittelt. Anschliessend wurde für jedes Jahr der Mittelwert über alle Standorte gebildet (Gleichung 10.1). Um das 95%-Quantil pro Wirkstoff  $i$  für ein bestimmtes Jahr zu berechnen, wurde zuerst das 95%-Quantil über alle Proben  $p$  pro Standortjahr  $s$  bestimmt. Anschliessend wurde wiederum für jedes Jahr der Mittelwert über alle Standorte gebildet (Gleichung 10.2).

$$RQ_{i,m} = \frac{1}{n_s} \sum_s \overline{RQ_{i,s,p}} \quad (10.1)$$

$$RQ_{i,q95} = \frac{1}{n_s} \sum_s q_{95\%}(RQ_{i,s,p}) \quad (10.2)$$

Um durchschnittliche Konzentrationen und 95%-Quantil-Konzentrationen zu bestimmen, wurde analog zu den Gleichungen 10.1 und 10.2 vorgegangen.

### 3.1.3. Konzentrationen unter dem Detektionslimit

Durch das analytische Detektionslimit (LOQ) unterliegen die gemessenen Konzentrationen und die daraus berechneten Risikoquotienten teilweise grossen Unsicherheiten. Aufgrund des hohen Anteils an Konzentrationen unter dem LOQ konnten statistische Methoden zur Behandlung solcher Daten (i.e. statistische Methoden zur Behandlung sogenannter «zensurierter Daten») nicht verwendet werden um die effektiven Konzentrationen abzuschätzen. Daher wurde stattdessen jeweils die Bandbreite der möglichen Resultate angegeben. Hierfür wurden Konzentrationen unter dem LOQ zum einen auf null gesetzt (tiefstmögliche Konzentration;  $c = 0 \mid c < \text{LOQ}$ ) und zum anderen auf den LOQ (höchstmögliche Konzentration;  $c = \text{LOQ} \mid c < \text{LOQ}$ ). Die nachfolgenden Analysen wurden dann jeweils sowohl für die tiefst- als auch höchstmögliche Konzentrationen durchgeführt.

### 3.1.4. Einfluss Standortauswahl

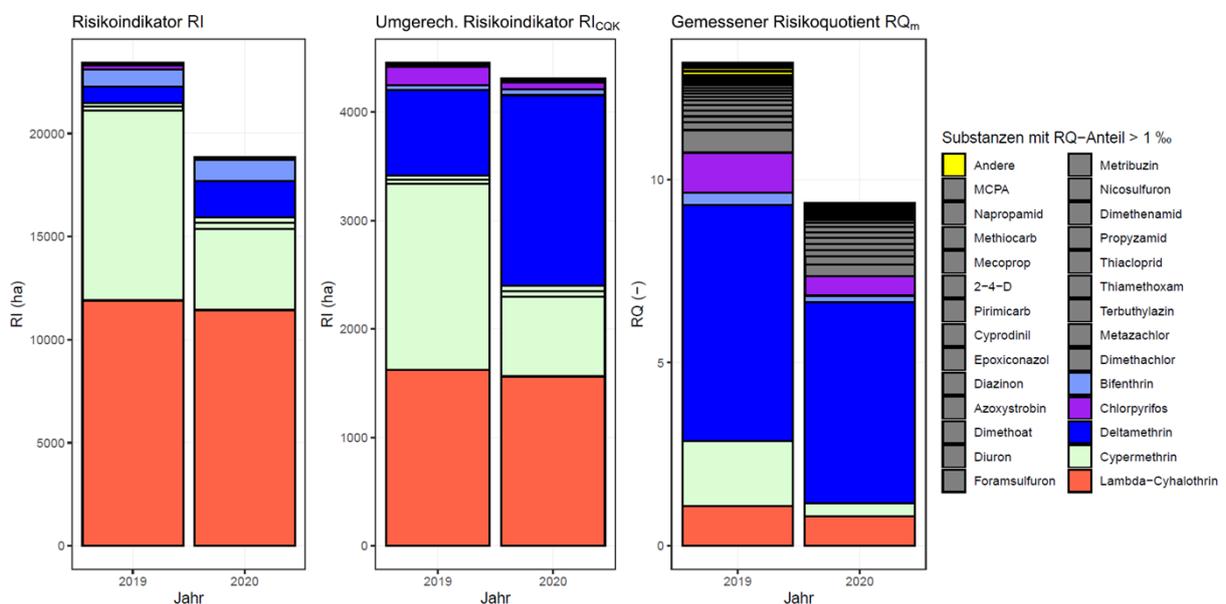
Zwischen den einzelnen Standorten und Jahren bestehen sehr grosse Unterschiede in den risikodominierenden Wirkstoffen. Wird das mittlere Risiko eines Wirkstoffes über alle betrachteten Standortjahre gebildet, ist unklar, ob dieses Risiko lediglich durch wenige einzelnen Standortjahre herbeigeführt wird oder es sich um einen Wirkstoff handelt der in den meisten Standortjahren ein Risiko darstellt. Stammt das mittlere Risiko eines Wirkstoffes nur von einigen wenigen Standortjahren, ist es wahrscheinlich, dass der Risikoindikator dieses Risiko eher schlechter abbildet. Um die Verteilung des Risikos zwischen den Standortjahren zu bestimmen, wurde mithilfe eines sogenannten Bootstrapping-Verfahrens untersucht, wie sich das Risiko der verschiedenen Wirkstoffe verändert, wenn jeweils nur ein Teil der Standortjahre betrachtet wird. Hierfür wurden jeweils 16 der 32 Standortjahre, die 2019 und 2020 zur Verfügung standen, zufällig ausgewählt und der mittlere Risikoquotient berechnet. Dieses Vorgehen wurde 10'000 Mal wiederholt und so die Verteilung der mittleren Risikoquotienten für die reduzierte Anzahl an Standortjahren bestimmt.

## 3.2. Resultate und Diskussion

### 3.2.1. Gesamter Risikoindikator

#### Risikodominierende Wirkstoffe

In Abbildung 4 werden der Risikoindikator RI, der auf CQK umgerechnete Risikoindikator  $RI_{CQK}$  und der mittlere gemessene Risikoquotient  $RQ_m$  für die Jahre 2019 und 2020 miteinander verglichen. Die Anteile der verschiedenen Wirkstoffe am Gesamtrisiko sind zudem in Tabelle 3 aufgeführt. Daraus wird ersichtlich, dass das Gesamtrisiko des Risikoindicators (RI) von einer sehr kleinen Zahl an Wirkstoffen dominiert wird. Lediglich fünf Wirkstoffe verursachen sowohl 2019 als auch 2020 mehr als ein Promille des Gesamtrisikos und machen beim RI und beim  $RI_{CQK}$  über 99% des Gesamtrisikos aus: Lambda-Cyhalothrin, Cypermethrin<sup>1</sup>, Deltamethrin, Bifenthrin und Chlorpyrifos. Diese risikodominierenden Wirkstoffe machen auch gemäss Messungen einen grossen Anteil am Gesamtrisiko aus, jedoch nur ungefähr 78-82%. Der Risikoindikator ist folglich in der Lage, die wichtigsten risikodominierenden Wirkstoffe zu identifizieren. Der relative Anteil der risikodominierenden Wirkstoffe am Gesamtrisiko unterscheidet sich jedoch zwischen RI resp.  $RI_{CQK}$  und den gemessenen RQ. So macht Deltamethrin beispielsweise einen deutlich höheren Anteil am gemessenen Gesamtrisiko aus, als durch den RI resp.  $RI_{CQK}$  geschätzt. Da Deltamethrin einen deutlich grösseren LOQ als CQK hat (siehe Kapitel 2.1.5), ist sogar zu erwarten, dass dessen effektives Risiko in den Gewässern nochmals deutlich höher ist als in Abbildung 4 ersichtlich.



**Abbildung 4: Vergleich zwischen Risikoindikator (RI), Risikoindikator umgerechnet auf CQK statt GLT ( $RI_{CQK}$ ) und gemessenen Risikoquotienten ( $RQ_m$ ) für die Wirkstoffpalette «gross». Beim gemessenen Risikoquotienten wurden Konzentrationen unterhalb des LOQs auf null gesetzt.**

<sup>1</sup> Da Cypermethrin, zeta-Cypermethrin und alpha-Cypermethrin nur als Summenkonzentration in den Gewässern gemessen werden können, werden diese drei Wirkstoffe in diesem Bericht jeweils immer zusammengefasst als Cypermethrin betrachtet.

Da der Risikoindikator den Anteil der risikodominierenden Wirkstoffe am Gesamtrisiko im Vergleich zum gemessenen Risiko überschätzt, unterschätzt er folglich den Anteil der übrigen Wirkstoffe. Betrachtet man beispielsweise die mittleren gemessenen Risikoquotienten ( $RQ_{m,i}$ ), machen sowohl im Jahr 2019 als auch 2020 jeder der Wirkstoffe Metazachlor, Thiametoxam, Thioclopid, Propyzamid und Nicosulfuron mehr als 1% des Gesamtrisikos aus. In den Schätzungen gemäss RI resp.  $RI_{CQK}$  sind diese Wirkstoffe jedoch alle für weniger als ein Promille des Gesamtrisikos verantwortlich.

**Tabelle 3: Anteile der risikodominierenden und übrigen Wirkstoffe 2019 und 2020 am Gesamtrisiko gemäss Risikoindikator RI, gemäss umgerechnetem Risikoindikator  $RI_{CQK}$  und gemäss Messungen  $RQ_m/RQ_{q95}$ . Als risikodominierende Wirkstoffe wurden Wirkstoffe definiert, die gemäss Risikoindikator RI in den Jahren 2019 und 2020 je mindestens 1‰ des Gesamtrisikos ausmachten. In Tabelle A1 sind die resultierenden Anteile der Messungen  $RQ_m/RQ_{q95}$  ersichtlich, wenn Konzentrationen unter dem LOQ auf den LOQ gesetzt werden. Die Risiken aller im Risikoindikator aufgeführten Wirkstoffe sind am Beispiel des Jahres 2020 in Tabelle A2 aufgelistet.**

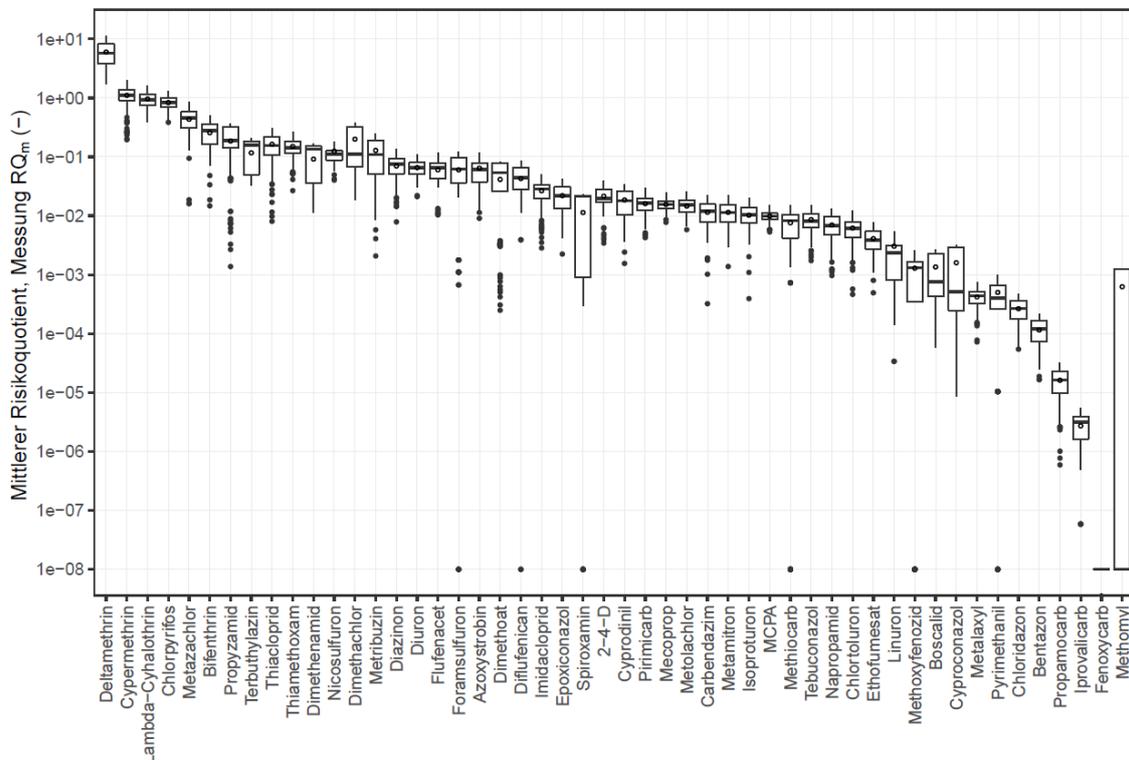
Wirkstoff	Anteil am Gesamtrisiko Risikoindikator				Anteil am Gesamtrisiko Messungen (c = 0   c < LOQ)			
	Risikoindikator RI		Umgerechneter Risikoindikator $RI_{CQK}$		Mittelwerte $RQ_{m,i}$		95%-Quantile $RQ_{q95,i}$	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
Lambda-Cyhalothrin	50.8%	60.7%	36.4%	36.2%	8.3%	8.6%	8.2%	6.7%
Cypermethrin, total	40.9%	23.8%	40.2%	19.4%	13.4%	3.7%	14.1%	4.3%
• Cypermethrin	39.3%	20.9%	38.6%	17.1%	-	-	-	-
• zeta-Cypermethrin	0.9%	1.5%	0.8%	1.2%	-	-	-	-
• alpha-Cypermethrin	0.8%	1.4%	0.8%	1.2%	-	-	-	-
Deltamethrin	3.4%	9.3%	17.7%	40.7%	48.9%	58.8%	47.0%	67.3%
Bifenthrin	3.5%	5.5%	1.0%	1.3%	2.5%	1.9%	2.2%	0.8%
Chlorpyrifos	1.0%	0.5%	3.9%	1.5%	8.3%	5.7%	6.2%	3.3%
<b>Total risikodominierende Wirkstoffe</b>	<b>99.6%</b>	<b>99.7%</b>	<b>99.2%</b>	<b>99.2%</b>	<b>81.5%</b>	<b>78.7%</b>	<b>77.7%</b>	<b>82.4%</b>
<b>Übrige Wirkstoffe</b>	<b>0.40%</b>	<b>0.26%</b>	<b>0.79%</b>	<b>0.81%</b>	<b>18.5%</b>	<b>21.3%</b>	<b>22.3%</b>	<b>18.6%</b>
• davon gemessen	0.00%	0.04%	0.79%	0.81%	18.5%	21.3%	22.3%	18.6%
• davon nicht gemessen	0.40%	0.22%	0.00%	0.00%	-	-	-	-

## Einfluss Standortauswahl

Der Einfluss der Standortauswahl auf die gemessenen mittleren Risikoquotienten  $RQ_{m,i}$  ist in Abbildung 5 dargestellt. Die Boxplots zeigen pro Wirkstoff die Resultate des Bootstrapping-Verfahrens, welches jeweils für die Hälfte der 32 Standortjahre durchgeführt wurde. Daraus ist ersichtlich, dass in den meisten Fällen die Wirkstoffe mit den höchsten Risiken (d.h. Deltamethrin, Cypermethrin, Lambda-Cyhalothrin, Chlorpyrifos) dieselben bleiben, auch wenn nur die Hälfte der Gewässer beprobt würde. Für die meisten Wirkstoffe wird das mittlere Risiko durch gemessene Konzentrationen an vielen verschiedenen Standortjahren verursacht, wodurch die Bandbreite der mittleren Risikoquotienten eher klein bleibt. Ausnahmen bilden beispielsweise Methomyl, Cyproconazol und Spiroxamin. Bei diesen Wirkstoffen wird das durchschnittliche Risiko durch Messungen in einigen wenigen Standortjahren dominiert, woraus eine sehr grosse Bandbreite der mittleren Risikoquotienten resultiert.

Die Analyse bekräftigt, dass wie erwartet Unterschiede in den wirkstoffspezifischen Risikoquotienten zwischen einzelnen Gewässern bestehen, aber dass der Vergleich des

Mittelwerts über die untersuchten Gewässer zum Risikoindikator durchaus Sinn macht. Sie zeigt auch, dass sich die mittleren Risikoquotienten mit zusätzlichen Standortjahren verändern und es daher sinnvoll ist, die in diesem Bericht beschriebenen Analysen nochmals durchzuführen, wenn eine grössere Datengrundlage (längere Zeitreihe) vorliegt.



**Abbildung 5: Resultate des Bootstrapping-Verfahrens (n = 10'000) der mittleren Risikoquotienten pro Wirkstoff  $RQ_{m,i}$  für jeweils 16 der 32 Standortjahre, dargestellt in logarithmischer Skala. Ausgefüllte Kreise stellen Ausreisser dar. Leere Kreise entsprechen dem Mittelwert der Bootstrap-Simulationen.**

### Korrelation von Messungen und Risikoindikator

In Abbildung 6 werden die wirkstoffspezifischen Risiken und Konzentrationen gemäss normiertem Risikoindikator mit jenen der 95%-Quantilen der Messungen verglichen. Im Anhang (Abbildung A2) ist zudem dieselbe Abbildung mit den mittleren Messungen verfügbar. Trotz der zahlreichen in der konzeptionellen Analyse erwähnten Unsicherheiten weisen die wirkstoffspezifischen Risiken eine relativ hohe Korrelation auf  $-\log_{10}(RI_{norm} \sim RQ_{q95})$ :  $R^2 = 0.49$ . Dies ist insbesondere der Fall, wenn die durch unterschiedliche Toxizitätswerte verursachte Unsicherheit im Risikoindikator herausgerechnet wird  $-\log_{10}(RI_{norm,CQK} \sim RQ_{q95})$ :  $R^2 = 0.67$ . Im Gegensatz dazu ist die Korrelation zwischen den Konzentrationen deutlich tiefer, aber immer noch vorhanden  $-\log_{10}(c_{norm} \sim c_{q95})$ :  $R^2 = 0.40$ . Der Risikoindikator ist folglich weniger gut darin, die durchschnittlichen Gewässerkonzentrationen abzuschätzen. Dies kann durch die hohe Varianz der Wirkstoffkonzentrationen in den Gewässern erklärt werden. Diese wird durch Unterschiede in den Anwendungsmengen, Eintragswegen, Witterung, etc. verursacht (siehe Kapitel 2.1). Da sich die Wirkstoffe jedoch sehr stark in ihrer Toxizität unterscheiden (zwischen dem höchsten und tiefsten CQK liegen rund neun Grössenordnungen), fällt die Korrelation der wirkstoffspezifischen Risiken trotzdem relativ hoch aus.

Die Resultate für die Korrelation der Risiken fallen ähnlich aus, wenn Konzentrationen unterhalb des LOQ auf den LOQ anstatt auf null gesetzt werden. Wie in Abbildung 6 ersichtlich

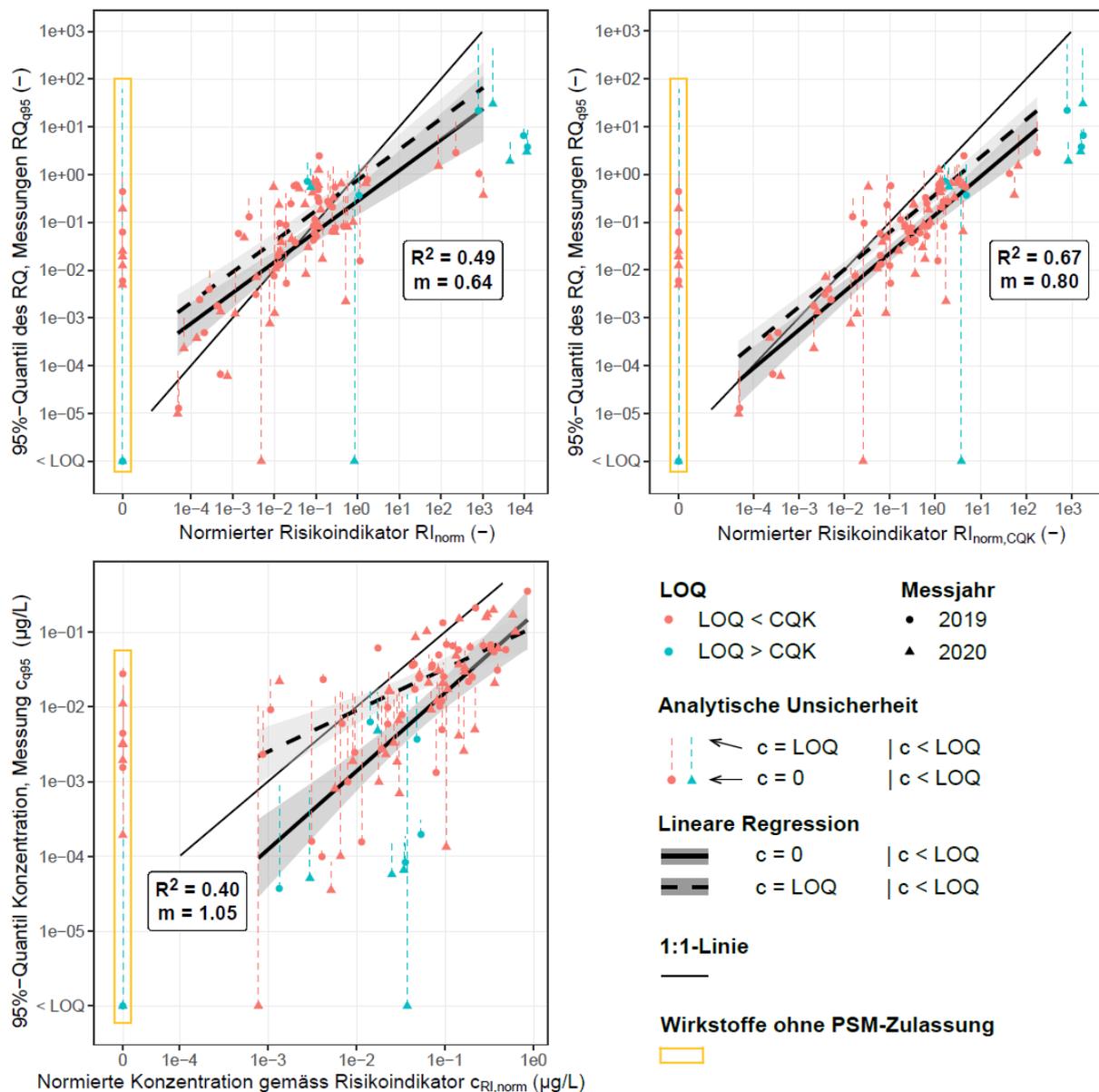
ist, sind die resultierenden Steigungen der linearen Regressionen sehr ähnlich und die Korrelationskoeffizienten sind sogar höher –  $\log_{10}(\text{RI}_{\text{norm}} \sim \text{RQ}_{\text{q95}})$ :  $R^2 = 0.62$ ;  $\log_{10}(\text{RI}_{\text{norm,CQK}} \sim \text{RQ}_{\text{q95}})$ :  $R^2 = 0.81$ . Im Gegensatz dazu ist die Steigung bei der Korrelation der Konzentrationen  $\log_{10}(\text{C}_{\text{norm}} \sim \text{C}_{\text{q95}})$  deutlich tiefer und auch der Korrelationskoeffizient ist deutlich schlechter ( $R^2 = 0.28$ ) als wenn die Konzentrationen unterhalb des LOQ auf null gesetzt werden. Dies kann dadurch erklärt werden, dass die Wirkstoffe, welche in tiefen Konzentrationen vorkommen auch die höchsten analytischen Unsicherheiten aufweisen, was zu der festgestellten Verschiebung in der resultierenden Steigung führt.

Trotz der relativ hohen Korrelation bei den Risiken bleibt zu beachten, dass die Varianz der gemessenen Risiken im Gewässer bei identischer Schätzung des normierten Risikoindicators sehr hoch ist: Die Standardabweichung der Residuen der linearen Regression  $\log_{10}(\text{RI}_{\text{norm}} \sim \text{RQ}_m)$  beträgt 0.94  $\log_{10}$ -Einheiten. Dies entspricht einer Abweichung um einen Faktor 8.7 nach oben oder unten. In Kapitel A.6 im Anhang wird aufgezeigt, wie gross die Varianz des Gesamtrisikos in den Gewässern bei identischer Schätzung des normierten Risikoindicators sein kann.

Wird die durch unterschiedliche Toxizitätswerte verursachte Unsicherheit aus dem Risikoindikator herausgerechnet (dies ist bei den Regressionen  $\log_{10}(\text{RI}_{\text{norm,CQK}} \sim \text{RQ}_{\text{q95}})$  und  $\log_{10}(\text{C}_{\text{norm}} \sim \text{C}_{\text{q95}})$  der Fall), kommen die meisten Datenpunkte unterhalb der 1:1-Linie zu liegen. Das heisst, dass die Schätzung des Risikoindicators in der Regel grösser ist als die gemessenen Werte. Folglich handelt es sich bei den Schätzungen des  $\text{RI}_{\text{norm,CQK}}$  resp. der  $\text{C}_{\text{norm}}$  mit wenigen Ausnahmen wie erwartet um «Worst-Case»-Schätzungen. Auf die Ausnahmen wird im nächsten Unterkapitel «Einfluss von Zulassungen in weiteren/anderen Bereichen» detailliert eingegangen.

Die Steigung der linearen Regression  $\log_{10}(\text{RI}_{\text{norm,CQK}} \sim \text{RQ}_{\text{q95}})$  beträgt 0.80. Die gemessenen Risiken RQ sind im Vergleich zur Schätzung des  $\text{RI}_{\text{norm,CQK}}$  bei Wirkstoffen mit hohem wirkstoffspezifischem Risikoindikator also tiefer, als bei solchen mit tiefem wirkstoffspezifischem Risikoindikator. Es ist jedoch unklar, ob dies ein systematischer Fehler des Risikoindicators ist. Dieser Unterschied könnte auch dadurch erklärt werden, dass die Wirkstoffe mit hohen Risiken meist sehr tiefe CQK aufweisen und ihr Risiko bei den Messungen daher nicht vollständig erfasst wird (siehe auch Kapitel 2.1.5).

Bei der linearen Regression  $\log_{10}(\text{RI}_{\text{norm}} \sim \text{RQ}_{\text{q95}})$  ist die Steigung tiefer und beträgt nur 0.64. Eine Beurteilung der Toxizität mit der GLT führt folglich dazu, dass die Wirkstoffe mit hohen Risiken ein relativ gesehen höheres Risiko erhalten, als bei einer Beurteilung der Toxizität mit dem CQK. Ein Vergleich zwischen GLT und CQK ist in Abbildung A1 dargestellt.



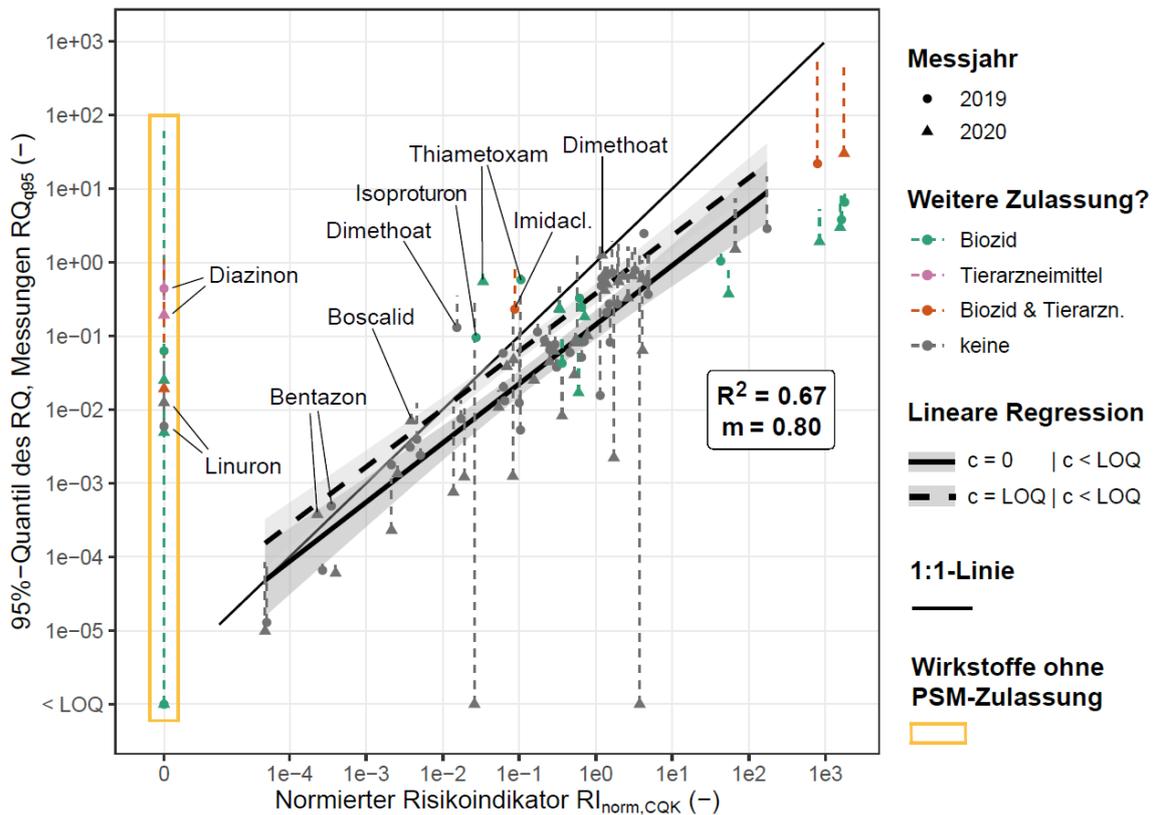
**Abbildung 6: Korrelation der wirkstoffspezifischen normierten Risikoquotienten und Konzentrationen gemäss Risikoindikator mit den 95%-Quantilen der Messungen. Links oben:  $RI_{norm}$  vs.  $RQ_{q95}$ , rechts oben:  $RI_{norm,CQK}$  vs.  $RQ_{q95}$ , links unten:  $c_{RI,norm}$  vs.  $c_{q95}$ . Wirkstoffe ohne PSM-Zulassung (gelbes Rechteck) wurden von der linearen Regression ausgeschlossen. Für die Abbildungen zu  $RI_{norm}$  und  $RI_{norm,CQK}$  wurden zudem die Wirkstoffe mit  $LOQ > CQK$  (hellblau) aus der linearen Regression ausgeschlossen.**

### **Einfluss von Zulassungen in weiteren/anderen Bereichen**

Gewisse der untersuchten Wirkstoffe sind nicht nur als PSM zugelassen, sondern auch als Biozid und/oder Tierarzneimittel. Die gemessenen Gewässerkonzentrationen dieser Wirkstoffe können daher zumindest teilweise von anderen Verwendungsarten als den Pflanzenschutz verursacht sein. Abbildung 7 zeigt die Korrelation der wirkstoffspezifischen normierten Risikoquotienten mit  $RI_{norm,CQK}$  mit den 95%-Quantilen der Messungen  $RQ_{q95}$ . Dabei sind diejenigen Wirkstoffe, welche als Biozid und/oder Tierarzneimittel zugelassen sind farblich hervorgehoben.

Die Abbildung zeigt, dass die meisten Wirkstoffe, welche keine PSM-Zulassung mehr haben (gelbes Rechteck), aber trotzdem noch in den Gewässern gemessen werden, eine Zulassung

als Biozid und/oder Tierarzneimittel haben. Die in den Gewässern gemessenen Konzentrationen dieser Wirkstoffe können folglich durch Anwendungen als Biozid und/oder Tierarzneimittel erklärt werden. Eine Ausnahme bildet das Herbizid Linuron, das Ende 2020 keine Zulassung als PSM, Tierarzneimittel oder Biozid hatte. Da Linuron jedoch erst seit Kurzem nicht mehr als PSM zugelassen ist (die Aufbrauchfrist ging im April 2018 zu Ende) sind die eher tiefen gemessenen Konzentrationen von Linuron wahrscheinlich durch Rückstände aus Anwendungen in den vorherigen Jahren verursacht.



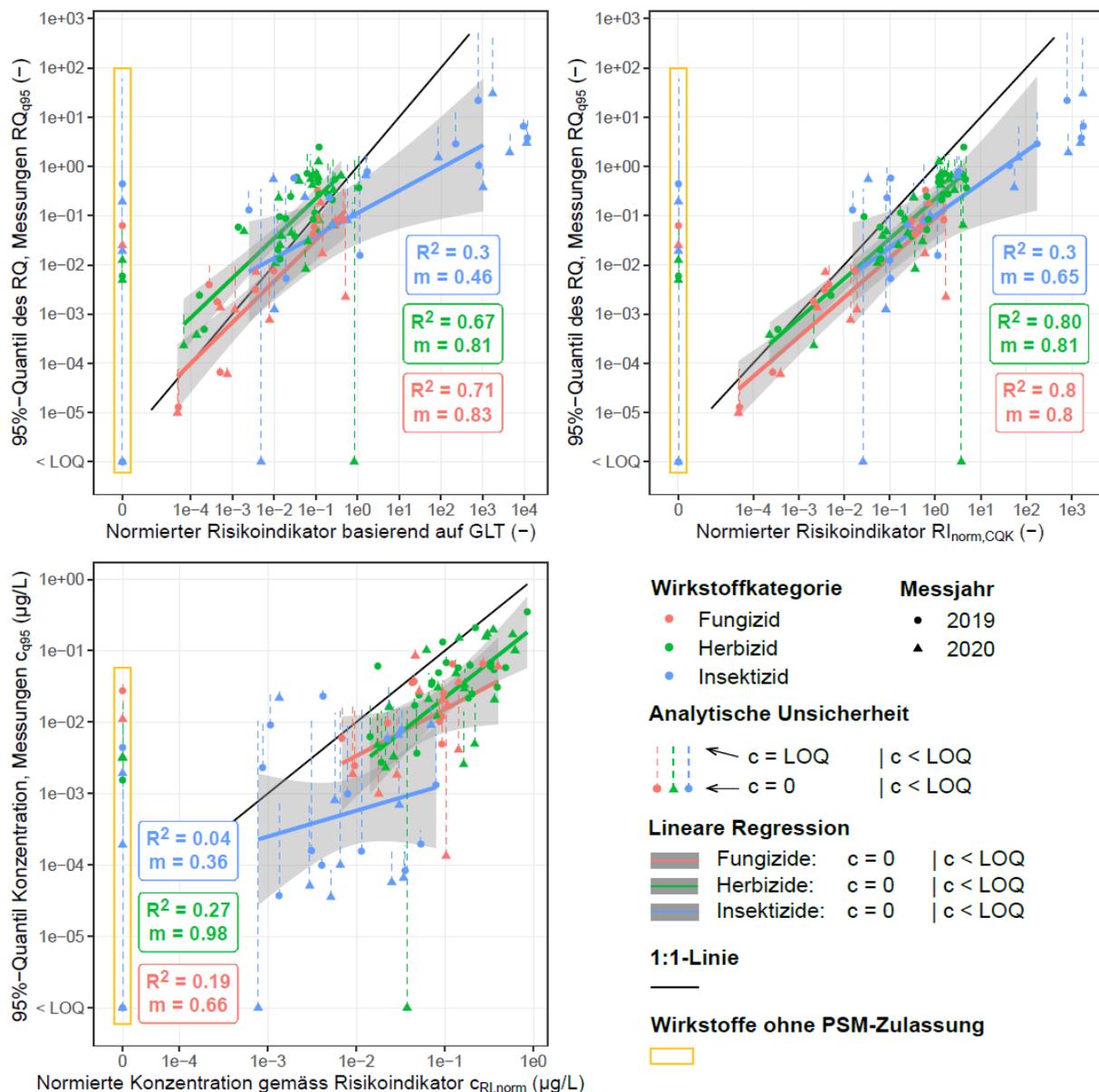
**Abbildung 7: Korrelation der wirkstoffspezifischen normierten Risikoquotienten  $RI_{norm,CQK}$  mit den 95%-Quantilen der gemessenen Risikoquotienten  $RQ_{q95}$ . Wirkstoffe, die eine Zulassung als Biozid und/oder Tierarzneimittel haben sind farblich hervorgehoben. Die gleiche Korrelation ist in Abbildung A3 mit den mittleren gemessenen Risikoquotienten anstatt der 95%-Quantile dargestellt.**

Bei den Wirkstoffen mit PSM-Zulassung liegen sieben verschiedene Wirkstoffe (zwei davon in je zwei Jahren) oberhalb der 1:1-Linie. Die 95%-Quantile der Risikoquotienten sind also höher, als durch die Worst-Case-Modelle des  $RI_{norm,CQK}$  zu erwarten wäre. Während die 1:1-Linie bei Bentazon, Boscalid und Dimethachlor nur leicht überschritten wird (weniger als Faktor zwei), sind die Überschreitungen bei Dimethoat, Imidacloprid, Isoproturon und Thiametoxam grösser. Drei der vier Wirkstoffe mit grösseren Überschreitungen haben eine zusätzliche Zulassung als Biozid und/oder Tierarzneimittel. Die erhöhten gemessenen Risiken könnten folglich durch Anwendungen als Tierarzneimittel oder Biozid verursacht sein. Lediglich bei Dimethoat kann die deutliche Überschreitung im Jahr 2019 (Faktor 8.5 über der 1:1-Linie) nicht mit dieser Theorie erklärt werden, da dieser Wirkstoff keine Biozid- oder Tierarzneimittelzulassung hat. Bei Dimethoat fällt jedoch auf, dass die Verkaufsmenge im betroffenen Jahr deutlich tiefer war als im Vorjahr und im Folgejahr (< 5% der Verkaufsmengen 2018 und 2020). Hier liegt die Vermutung nahe, dass ein grösserer Teil der in vorherigen Jahren verkauften Mengen im Jahr

2019 angewendet wurde. Dadurch würde der Risikoindikator das effektive Risiko im Jahr 2019 unterschätzen, was die Überschreitung der 1:1-Linie erklären würde.

### **Unterschiede zwischen Wirkstoffkategorien**

Um zu untersuchen, ob der Risikoindikator die Risiken bestimmter Wirkstoffkategorien unterschiedlich gut beurteilen kann, wurden die obenstehenden Regressionen separat für die Wirkstoffgruppen Herbizide, Fungizide und Insektizide gemacht (Abbildung 8). Bei allen drei Regressionen ist die Korrelation bei den Insektiziden deutlich schlechter als bei den Herbiziden und Fungiziden. Dies muss jedoch nicht zwingend daran liegen, dass die Schätzungen des Risikoindikators für Insektizide schlechter sind als jene für Herbizide und Fungizide. Dies kann unter anderem durch die analytische Unsicherheit erklärt werden. Da Insektizide oft sehr toxisch sind, werden sie meist nur in kleinen Mengen angewendet und treten in entsprechend tiefen Konzentrationen im Gewässer auf. Diese tiefen Konzentrationen können analytisch schlechter erfasst werden (systematische Unterschätzung der Konzentrationen) und weichen möglicherweise aus diesem Grund stärker von den Schätzungen gemäss Risikoindikator ab. Zusätzlich sind einige der Insektizide, die weit oberhalb der linearen Regression liegen, gleichzeitig als Biozid und/oder Tierarzneimittel zugelassen (siehe vorheriges Unterkapitel). Die gemessenen Konzentrationen werden folglich vermutlich nicht alleine durch PSM-Anwendungen verursacht, was zu einer weiteren Abweichung vom Risikoindikator führt.



**Abbildung 8: Korrelation der wirkstoffspezifischen Risikoquotienten und Konzentrationen gemäss Risikoindikator mit jenen der 95%-Quantile der Messungen, unterteilt nach Wirkstofftyp. Links oben: RI<sub>norm</sub> vs. RQ<sub>q95</sub>, rechts oben: RI<sub>norm,CQK</sub> vs. RQ<sub>q95</sub>, links unten: c<sub>RI, norm</sub> vs. c<sub>q95</sub>. Wirkstoffe ohne PSM-Zulassung wurden von der linearen Regression ausgeschlossen (gelbes Rechteck). Für die Abbildungen zu RI<sub>norm</sub> und RI<sub>norm,CQK</sub> wurden zudem die Wirkstoffe mit LOQ > CQK aus der linearen Regression ausgeschlossen. In Abbildung A4 werden dieselben Regressionen für die mittleren Messungen anstatt der 95%-Quantile dargestellt.**

### 3.2.2. Expositionsfaktor

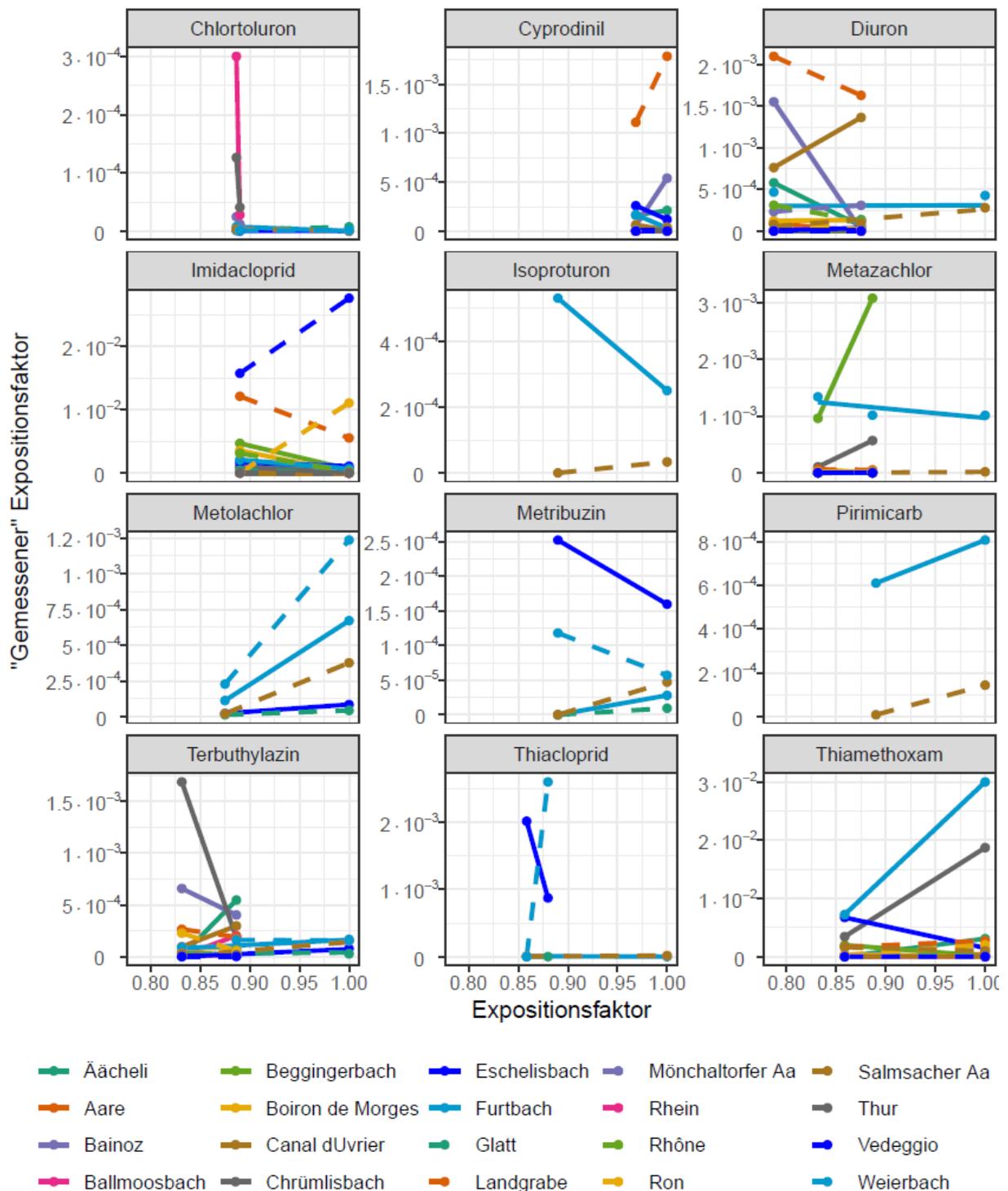
Wie in Kapitel 2.2.1 erläutert, kann der Expositionsfaktor plausibilisiert werden, indem analysiert wird, ob zwischen dem Expositionsfaktor und dem «gemessenen» Expositionsfaktor ein Zusammenhang besteht (siehe Gleichung 8). Dies kann für die zwölf Wirkstoffe der Wirkstoffpalette «klein» gemacht werden, für welche in den Jahren 2012-2020 eine oder mehrere Änderungen in den risikomindernden Massnahmen verfügt wurden. In Abbildung 9 ist für jeden dieser Wirkstoffe eine lineare Regression zwischen Expositionsfaktor und «gemessenem» Expositionsfaktor pro Gewässer dargestellt. Bei einer positiven Korrelation zwischen Expositionsfaktor und «gemessenem» Expositionsfaktor müsste ein erhöhter Anteil

der Regressionen eine positive Steigung aufweisen. Die Abbildung zeigt, dass die linearen Regressionen je nach Gewässer und Wirkstoff verschiedenste Steigungen aufweisen, sowohl in die positive als auch negative Richtung. Die mittlere Steigung aller linearen Regressionen ist dabei nahezu null (Median =  $2 \cdot 10^{-9}$ ). Es kann folglich kein Zusammenhang zwischen dem «gemessenen» Expositionsfaktor und dem Expositionsfaktor festgestellt werden.

Wie bereits in Kapitel 2.2.1 erwähnt, war es jedoch zu erwarten, dass Änderungen im Expositionsfaktor nur schwierig oder gar nicht in den aktuell zur Verfügung stehenden Daten messbar sind. Dies liegt daran, dass 1) die Differenz zwischen dem kleinsten und grössten Expositionsfaktor nur 21% beträgt, 2) Veränderungen des Expositionsfaktors durch ÖLN-Vorschriften maskiert sein können, 3) die jährliche und standortspezifische Varianz in den gemessenen Konzentrationen sehr hoch ist und 4) nur ein relativ kleiner Datensatz vorliegt.

Es kann folglich aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten aktuell keine Aussage dazu gemacht werden, ob der Expositionsfaktor die Realität korrekt abbildet. Auch die in Zukunft geplanten Anpassungen an der Berechnung des Expositionsfaktors (siehe Kapitel 1.2.2) können aktuell nicht überprüft werden, da noch nicht feststeht wie diese genau aussehen werden. Es ist zu erwarten, dass insbesondere die Abschätzung der Umsetzungsfaktoren mit einer grossen Unsicherheit behaftet sein wird.

Die Analyse sollte daher erneut durchgeführt werden, sobald mehr Daten vorhanden sind, die neue Berechnungsmethode des Expositionsfaktors bekannt ist und Auflagen verfügt wurden, die stärkere Änderungen in den Expositionsfaktoren verursachen. Zudem sollte der Vorschlag für eine Anpassung des Risikoindikators in Kapitel 2.3 resp. Anhang A.3 beachtet werden. Dieser beruht auf konzeptionellen Überlegungen und würde zu einer konsistenteren Berechnung von Exposition und Expositionsfaktor führen.



**Abbildung 9: Lineares Modell zwischen Expositionsfaktor und «gemessenem» Expositionsfaktor (siehe Gleichung 8, Kapitel 2.2.1) pro Gewässer für alle Wirkstoffe, für die in den Jahren 2012-2020 eine Änderung in den risikomindernden Massnahmen verfügt wurde und die während diesem Zeitraum auch gemessen wurden.**

### 3.2.3. Zeitliche Veränderung

#### Wirkstoffspezifische Risiken – Wirkstoffpalette «gross»

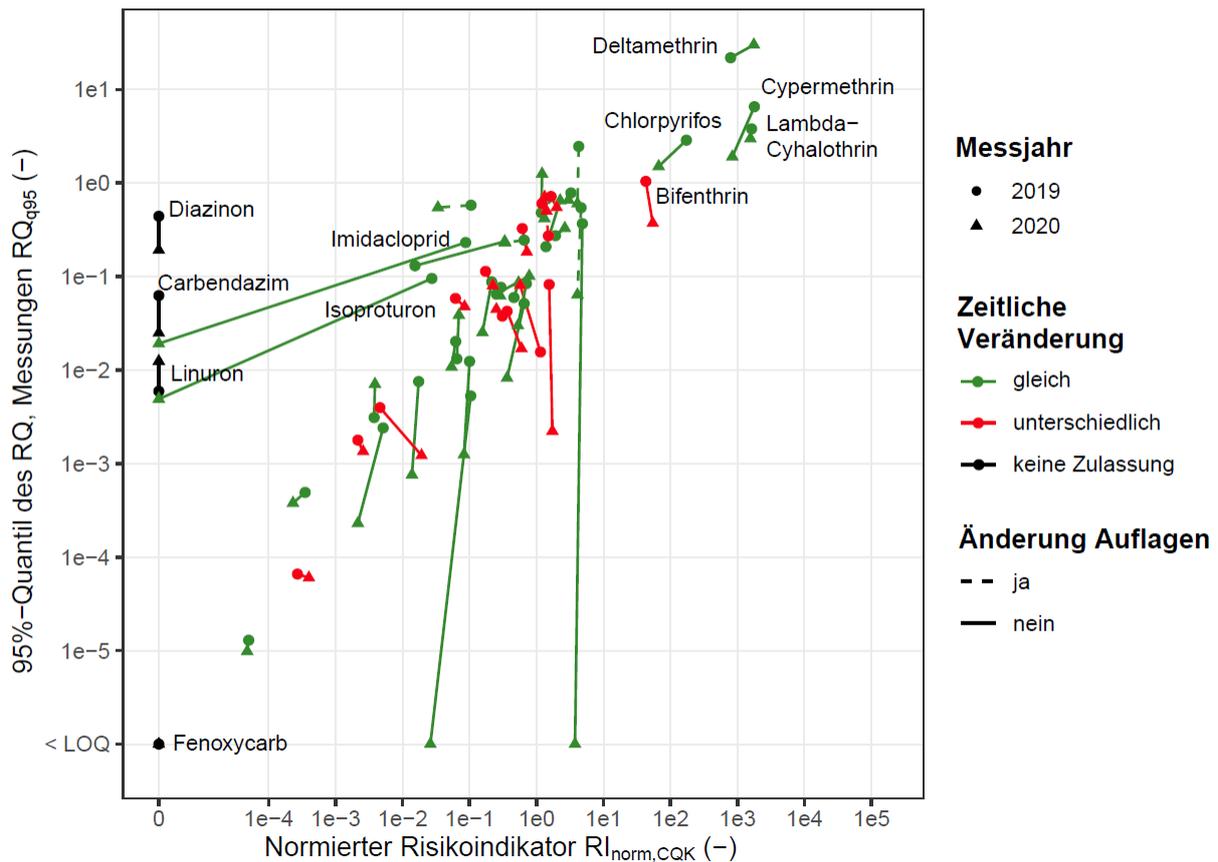
Für die Wirkstoffpalette «gross» ist in Abbildung 10 die zeitliche Veränderung der Risiken zwischen 2019 und 2020 gemäss normiertem umgerechnetem Risikoindikator  $RI_{norm,CQK}$  und gemäss 95%-Quantil der Messung  $RQ_{q95}$  dargestellt. Bei 32 von 46 zugelassenen Wirkstoffen (70%) zeigen die Änderungen gemäss Risikoindikator und die Änderungen gemäss Messung in die gleiche Richtung. Hierbei ist zu beachten, dass für das Jahr 2019 und 2020 die untersuchten Gewässer nicht identisch sind. So fliesst beispielsweise der Boiron de Morges nur im Jahr 2019 in die Berechnung des  $RQ_{q95}$  ein, jedoch nicht im Jahr 2020, da in diesem Jahr keine Daten vorhanden sind (siehe Abbildung 3). Der Vergleich zwischen den beiden Jahren könnte daher durch diese unterschiedlichen untersuchten Gewässer verfälscht sein. Daher wurde die in Abbildung 10 gezeigte Analyse zusätzlich nur für diejenigen Gewässer gemacht, für welche zu beiden Zeitpunkten Messdaten vorhanden sind. Die Analyse zeigt jedoch sehr ähnliche Resultate: Bei 31 der 46 zugelassenen Wirkstoffe zeigen die Änderungen in die gleiche Richtung. Die Wirkstoffe, für welche der Risikoindikator die zeitlichen Veränderungen richtig schätzt, sind dabei bis auf einzelne Stoffe dieselben.

Bei sechs der gemessenen Wirkstoffe wurden im Jahr 2019 Änderungen in den risikomindernden Massnahmen verfügt. Von diesen Wirkstoffen schätzt der Risikoindikator die Richtung der zeitlichen Veränderungen für fünf richtig ein, d.h. für 83%. Dies weist darauf hin, dass die Unsicherheit des Risikoindikators bezüglich zeitlicher Veränderung für alle Wirkstoffe ähnlich gross ist, unabhängig davon ob neue Änderungen in den risikomindernden Massnahmen verfügt wurden. Für eine robuste Aussage hierzu ist die Datengrundlage jedoch viel zu klein.

Zwei der gemessenen Wirkstoffe (Isoproturon und Imidacloprid) verloren zwischen 2019 und 2020 ihre Zulassung im Pflanzenbau. Der Zulassungsverlust zeigt bei beiden Wirkstoffen sowohl im Risikoindikator, als auch bei den Messungen einen Effekt in die gleiche Richtung: Die Risiken sind im Jahr 2020 gegenüber den Risiken im Jahr 2019 deutlich gesunken.

Für Wirkstoffe mit einer zusätzlichen Zulassung als Biozid und/oder Tierarzneimittel wäre zu erwarten, dass die zeitlichen Veränderungen eher schlechter durch den Risikoindikator abgeschätzt werden können als für die übrigen Wirkstoffe. Von den zehn Wirkstoffen mit einer Zulassung als Biozid und/oder Tierarzneimittel wurde die zeitliche Veränderung bei sieben richtig abgeschätzt (70%). Für diese Wirkstoffe scheint der Risikoindikator also ähnlich gut in der Lage zu sein, die zeitliche Veränderung abzuschätzen. Dies spricht dafür, dass bei diesen Wirkstoffen in den meisten Fällen die Anwendung als PSM wichtiger ist als die Anwendung als Biozid. Auch hier ist die Datengrundlage jedoch zu klein für eine robuste Aussage.

Insgesamt weisen die Daten darauf hin, dass der Risikoindikator die Richtung der zeitlichen Entwicklung einzelner Wirkstoffe vermutlich etwas besser abbildet, als dies ein zufälliges Modell tun würde. Zwei Messjahre sind jedoch noch zu wenig für eine robuste Aussage. Es ist zudem zu beachten, dass hier nur die Richtung der zeitlichen Veränderung untersucht wurde. Die Stärke der Veränderung wurde aufgrund der geringen Datenlage nicht überprüft.



**Abbildung 10: Zeitliche Veränderung der Risiken zwischen 2019 und 2020 gemäss normiertem umgerechnetem Risikoindikator  $RI_{norm,CQK}$  und gemäss 95%-Quantil der Messung  $RQ_{q95}$ . Mit gestrichelten Linien sind Wirkstoffe markiert für welche im Jahr 2019 eine Änderung in den Risikominderungsmaßnahmen verfügt wurde. Die zeitliche Risikoveränderung mit den mittleren Messungen  $RQ_m$  anstatt der 95%-Quantile sind in Abbildung A5 gegeben.**

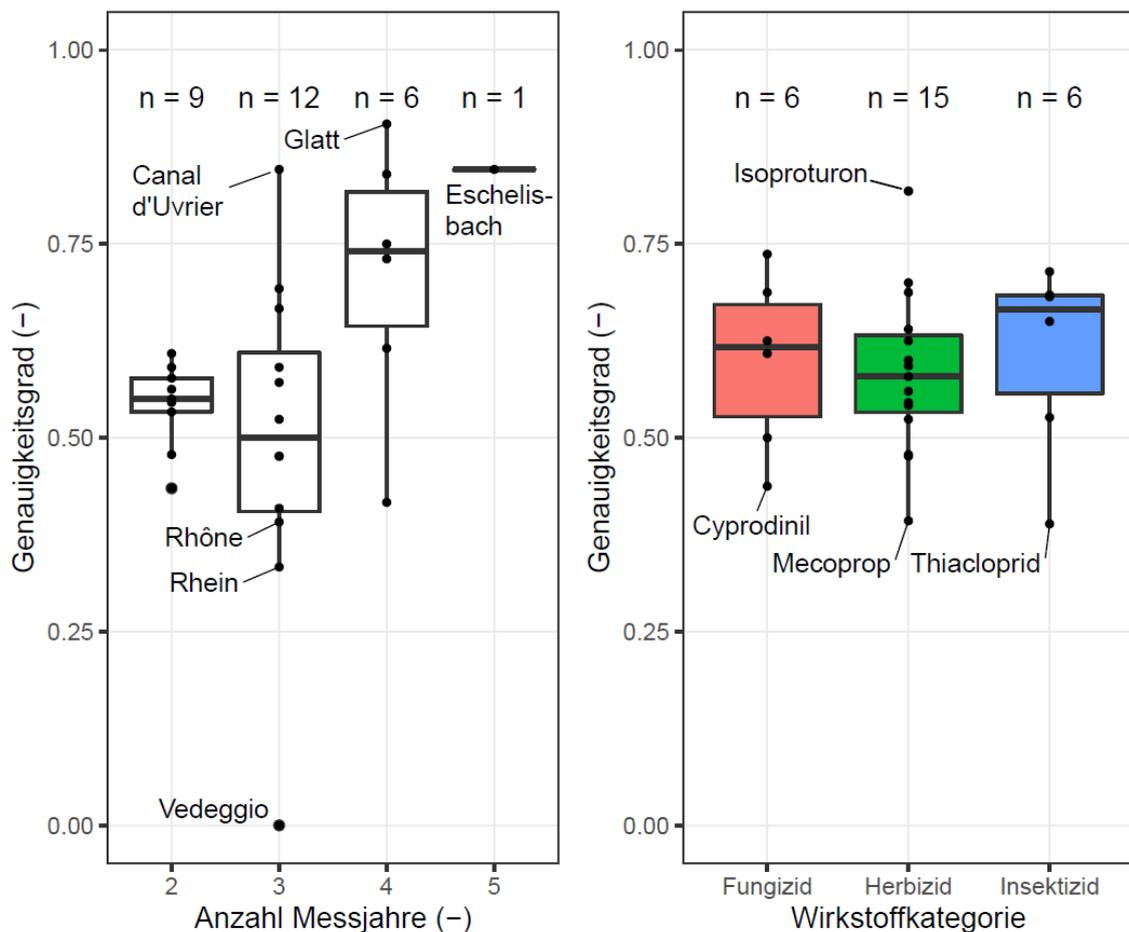
### Wirkstoffspezifische Risiken – Wirkstoffpalette «klein»

Für die Wirkstoffpalette «klein» konnte die zeitliche Veränderung für einen längeren Zeitraum (2012-2020) überprüft werden. Dabei standen je nach Gewässer eine unterschiedliche Anzahl an Messjahren zur Verfügung: 9 Gewässer mit zwei Jahren, 12 Gewässer mit drei Jahren, 6 Gewässer mit vier Jahren und 1 Gewässer mit fünf Jahren. Um zu überprüfen wie gut der Risikoindikator die zeitliche Veränderung abbildet, wurde für jedes Gewässer für jeden Wirkstoff eine lineare Regression zwischen dem  $RI_{norm,CQK}$  und der mittleren Messung  $RQ_m$  erstellt. Anschliessend wurde der Genauigkeitsgrad des Risikoindikators berechnet. Dieser entspricht dem Anteil an Wirkstoffen pro Standort für welche die Steigung des linearen Modells positiv ist (d.h. für welche die zeitliche Veränderung gemäss  $RI_{norm,CQK}$  und  $RQ_m$  in die gleiche Richtung zeigt – die Stärke der Veränderung ist hier wiederum nicht berücksichtigt). Im Durchschnitt über alle Standorte beträgt diese Genauigkeit 57%.

Im linken Teil der Abbildung 11 ist der Genauigkeitsgrad abhängig von der Anzahl an Messjahren dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass der Genauigkeitsgrad mit der Anzahl an Messjahren tendenziell anzusteigen scheint. Jedoch ist der Zusammenhang nicht konsistent und der Genauigkeitsgrad ist bei drei Messjahren am tiefsten. Dies kann teilweise durch die Messungen am Vedeggio als Ausreisser erklärt werden. Der Vedeggio hat nur einen sehr geringen Anteil an landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet, wodurch sich die effektiven

Anwendungen stark von den durchschnittlichen nationalen Anwendungsmengen unterscheiden. Folglich ist die Schätzung des Risikoindikators ungeeignet für eine Abschätzung der Risiken im Vedeggio. Nichtsdestotrotz wäre der Genauigkeitsgrad bei drei Messjahren auch unter Ausschluss des Vedeggios noch immer am tiefsten.

Ähnlich wie bei der Wirkstoffpalette «gross» weisen auch die Daten der Wirkstoffpalette «klein» darauf hin, dass der Risikoindikator die Richtung der zeitlichen Entwicklung einzelner Wirkstoffe besser abbildet, als dies ein zufälliges Modell würde. Aber auch bei dieser Palette ist die Datenlage wenig robust. Zudem deckt diese Palette nur einen kleinen Teil des Gesamtrisikos ab und es ist daher nicht möglich Aussagen über das Gesamtrisiko zu machen.



**Abbildung 11: Genauigkeitsgrad des Risikoindikators. Links: Anteil an Wirkstoffen pro Gewässer, für welche die zeitliche Veränderung gemäss  $RI_{norm,CQK}$  und  $RQ_m$  in die gleiche Richtung zeigt, aufgeteilt nach Anzahl Messjahren pro Gewässer. Rechts: Anteil an Standorten pro Wirkstoff, für welche die zeitliche Veränderung gemäss  $RI_{norm,CQK}$  und  $RQ_m$  in die gleiche Richtung zeigt, aufgeteilt nach Wirkstoffkategorie.**

Im rechten Teil der Abbildung 11 ist der Genauigkeitsgrad abhängig von der Wirkstoffkategorie dargestellt. In diesem Fall entspricht der Genauigkeitsgrad dem Anteil an Standorten pro Wirkstoff für welche die Steigung des linearen Modells positiv ist. Im Gegensatz zu den Erläuterungen im Unterkapitel «Unterschiede zwischen Wirkstoffkategorien» (Kapitel 3.2.1) weisen diese Daten darauf hin, dass der Risikoindikator die zeitliche Veränderung aller Wirkstoffkategorien ähnlich genau abschätzen kann. Es ist hierbei jedoch zu beachten, dass die risikodominierenden Wirkstoffe in dieser Analyse nicht berücksichtigt sind.

## Gesamtrisiko

Das Gesamtrisiko des Risikoindikators ist stark durch die risikodominierenden Wirkstoffe beeinflusst. Der zeitliche Verlauf des Gesamtrisikos kann folglich dann gut abgebildet werden, wenn der zeitliche Verlauf der risikodominierenden Wirkstoffe gut abgebildet wird. Daher sollte bei der Interpretation des zeitlichen Verlaufs des Risikoindikators stets ein besonderes Augenmerk auf die risikodominierenden Wirkstoffe gelegt werden. Ob der Risikoindikator den zeitlichen Verlauf der risikodominierenden Wirkstoffe gut abbildet, kann aufgrund der zu kleinen Messdatengrundlage nicht beurteilt werden (siehe Unterkapitel «Wirkstoffspezifische Risiken – Wirkstoffpalette «gross»»). Jedoch können Aussagen dazu gemacht werden, in welchen Fällen eine gute Abbildung der zeitlichen Risikoänderung durch den Risikoindikator zu erwarten ist. Grundsätzlich kommen nur zwei Arten von Veränderungen in Frage, die zu einer grossen Veränderung des Gesamtrisikos im Risikoindikator führen können:

- *Fall 1 – Veränderung in den Verkaufszahlen eines risikodominierenden Wirkstoffes*  
In diesem Fall ändert sich das Gesamtrisiko des Risikoindikators durch eine starke langfristige Veränderung der Verkaufszahlen eines risikodominierenden Wirkstoffes. Wird ein Wirkstoff nicht mehr ins System eingebracht, stellt er (zumindest langfristig) mit relativ grosser Sicherheit auch keine Gefahr mehr für die Gewässer dar, unabhängig davon über welche Eintragswege er eingetragen wird. Eine starke durch die Verkaufszahlen getriebene Veränderung des Gesamtrisikos wird sich folglich ziemlich sicher auch in einer Veränderung des effektiven Risikos im Gewässer niederschlagen. Hierbei ist zu beachten, dass die Verkaufszahlen jährlich stark schwanken und kurzfristig von den effektiven Anwendungsmengen abweichen können (siehe Kapitel «Einfluss von Zulassungen in weiteren/anderen Bereichen»). Daher sollten stets Verkaufszahlen aus mehreren Jahren zusammen betrachtet werden. Obwohl relativ sicher ist, dass sich starke Veränderungen in den Verkaufszahlen eines risikodominierenden Wirkstoffes auch in den Risiken im Gewässer reflektieren, sind trotzdem Unsicherheiten bezüglich der Stärke der effektiven Veränderung im Gewässer zu erwarten. Dies liegt zum einen daran, dass sich die relativen Anteile der risikodominierenden Wirkstoffe am Gesamtrisiko zwischen Risikoindikator und den Messungen im Gewässer unterscheiden (siehe Kapitel 3.2.1). Eine Veränderung in den Verkaufszahlen eines bestimmten Wirkstoffes führt daher zu einer anderen relativen Veränderung des Gesamtrisikos im Risikoindikator als im Gewässer. Zudem können weitere Unsicherheiten eine Rolle spielen: Wird beispielsweise ein risikodominierender Wirkstoff weniger häufig angewendet, jedoch vermehrt auf Flächen mit hohem Eintragsrisiko, fällt die effektive Risikoreduktion deutlich kleiner aus, als wenn das durchschnittliche Eintragsrisiko auf den Applikationsflächen gleichbleibt.
- *Fall 2 – Veränderung in den Expositionsfaktoren eines risikodominierenden Wirkstoffes*  
In diesem Fall ändert sich das Gesamtrisiko des Risikoindikators durch eine starke Veränderung des Expositionsfaktors eines risikodominierenden Wirkstoffes. Da bei der Abschätzung des Expositionsfaktors generell grosse Unsicherheiten bestehen (siehe Kapitel 3.2.2) gilt dies auch für dessen zeitlichen Verlauf. In diesem Fall ist es – basierend auf den aktuell zur Verfügung stehenden Informationen – weniger sicher, ob sich die Veränderungen gemäss Risikoindikator auch ähnlich stark in den effektiven Risiken im Gewässer niederschlagen.

Aufgrund der oben erwähnten Unsicherheiten der Schätzung des Risikoindikators im Vergleich mit den effektiv gemessenen Risiken sollte die zeitliche Risikoveränderung des Risikoindikators stets mit Messungen in den Gewässern überprüft werden.

## **4. Schlussfolgerungen**

### **4.1. Konzeptionelle Analyse**

Der Risikoindikator unterscheidet sich in verschiedensten Bereichen von den verfügbaren Messdaten im Gewässer (Einheit, räumliche und zeitliche Skala, Ereignisart, Wirkstoffpalette, Berücksichtigung der Toxizität). Ein Teil dieser Unterschiede kann aus dem Risikoindikator herausgerechnet werden, sodass er einfacher mit den Messdaten verglichen werden kann. Trotzdem bleiben gewisse konzeptionelle Unterschiede bestehen und es ist eine hohe Varianz zwischen den geschätzten Risiken und Konzentrationen gemäss Risikoindikator und den tatsächlich gemessenen Risiken und Konzentrationen zu erwarten.

### **4.2. Numerischer Vergleich**

#### **Gesamter Risikoindikator**

Trotz der grossen Unsicherheiten, die aufgrund der konzeptionellen Unterschiede zu erwarten waren, ist der Risikoindikator in der Lage, die wichtigsten risikodominierenden Wirkstoffe zu identifizieren. Dies sind Deltamethrin, Lambda-Cyhalothrin, Chlorpyrifos, Cypermethrin und Bifenthrin. Der relative Anteil der risikodominierenden Wirkstoffe am Gesamtrisiko unterscheidet sich jedoch deutlich zwischen der Schätzung gemäss Risikoindikator und den Messungen. Der Risikoindikator überschätzt den Anteil der risikodominierenden Wirkstoffe am Gesamtrisiko und unterschätzt den Anteil der übrigen Wirkstoffe.

Für die gesamte untersuchte Wirkstoffpalette gibt es eine gute Korrelation zwischen den wirkstoffspezifischen Risiken des Risikoindikators und der Messungen. Trotzdem können die effektiv gemessenen Risiken einzelner Wirkstoffe bei gleicher Schätzung des Risikoindikators stark voneinander abweichen (hohe Varianz). Zwischen den wirkstoffspezifischen Konzentrationen des Risikoindikators und den Messungen kann ebenfalls eine Korrelation festgestellt werden, sie ist jedoch deutlich schwächer als bei den wirkstoffspezifischen Risiken. Entsprechend weichen die gemessenen Konzentrationen einzelner Wirkstoffe bei gleicher Schätzung des Risikoindikators stärker voneinander ab als dies für die Risiken der Fall ist (höhere Varianz). Die gute Korrelation der wirkstoffspezifischen Risiken beruht vor allem darauf, dass die Bandbreite der Toxizitätswerte um mehrere Grössenordnungen grösser ist als die Bandbreite der Konzentrationen. Daher hat die Toxizität einen deutlich grösseren Einfluss auf das Risiko eines Wirkstoffes als dessen Konzentration im Gewässer. Die wirkstoffspezifischen Risiken stimmen daher relativ gut überein, auch wenn die Konzentrations-Schätzungen grossen Unsicherheiten unterliegen.

Wie zuvor erläutert kann sich das effektive gemessene Risiko einzelner Wirkstoffe im Gewässer bei einer gleichen Schätzung des Risikoindikators stark unterscheiden. Da einzelne Wirkstoffe das Gesamtrisiko dominieren, gilt dies auch für das Gesamtrisiko. Die effektiven Risiken sollten daher stets auch mit Messungen in den Gewässern überprüft werden.

## **Expositionsfaktor**

Der Expositionsfaktor kann mit den aktuell zur Verfügung stehenden PSM-Messungen in den Gewässern nicht überprüft werden, da die jährliche und standortspezifische Varianz der gemessenen Risiken im Vergleich zu der vorhandenen Datenmenge zu gross ist. Auch der Einfluss der in Zukunft geplanten Anpassungen an der Berechnung des Expositionsfaktors bezüglich Risikominderungsmaßnahmen und deren Umsetzung kann aktuell nicht mit PSM-Messungen überprüft werden. Es wird daher empfohlen, die Analyse erneut durchzuführen, sobald längere Datenreihen vorhanden sind und sobald bekannt ist wie die Berechnung des Expositionsfaktors zukünftig durchgeführt wird. Unter Einbezug zusätzlicher Daten (z.B. PSM-Anwendungsdaten oder Abflussdaten in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässer) können die Expositionsfaktoren jedoch für gewisse Einzugsgebiete genauer untersucht werden. Dies war im Rahmen dieses Projektes nicht möglich, wird aber in anderen Projekten für spezifische Einzugsgebiete gemacht (siehe Kapitel 2.2.1).

## **Zeitliche Veränderung**

Aufgrund der geringen Verfügbarkeit an Messdaten ist die Analyse zum zeitlichen Verlauf noch sehr unsicher und es kann keine robuste datenbasierte Aussage dazu gemacht werden, ob der Risikoindikator den zeitlichen Risikoverlauf in den Gewässern adäquat abbilden kann. Damit kann der zeitliche Verlauf als eigentliche Zielgrösse des Risikoindikators aktuell nicht mithilfe von Messdaten plausibilisiert werden. Sobald längere Datenreihen vorhanden sind und die Berechnung des Expositionsfaktors definitiv festgelegt ist, sollte (wie bereits im obigen Unterkapitel vorgeschlagen) eine solche Analyse jedoch erneut durchgeführt werden.

Trotzdem kann aufgrund von konzeptionellen Überlegungen abgeschätzt werden, wie gut bestimmte Arten von zeitlichen Veränderungen des Gesamtrisikos gemäss Risikoindikator mit den zeitlichen Veränderungen im Gewässer übereinstimmen: Zeitliche Veränderungen, die auf starken längerfristigen Veränderungen der Verkaufszahlen einzelner risikodominierender Wirkstoffe basieren, werden sich mit relativ grosser Sicherheit auch in einer starken Veränderung des effektiven Risikos im Gewässer niederschlagen. Im Gegensatz dazu ist es unsicherer, dass zeitliche Risikoveränderungen, die auf Änderungen der Expositionsfaktoren (d.h. Änderungen bei den risikomindernden Massnahmen oder deren Umsetzung) bestimmter risikodominierender Wirkstoffe beruhen, ähnlich stark im Gewässer auftreten wie im Risikoindikator geschätzt (siehe Unterkapitel «Gesamtrisiko», Kapitel 3.2.3).

Aufgrund der erwähnten Unsicherheiten sollte die zeitliche Risikoveränderung des Risikoindikators stets mit Messungen in den Gewässern überprüft werden. Da die jährliche Varianz der Risiken einzelner Wirkstoffe sehr hoch sein kann (z.B. durch Schwankungen in den Verkaufszahlen oder in den Witterungsbedingungen), sollte die Erreichung der Reduktionsziele zudem immer auf Basis mehrerer Jahre überprüft werden, unabhängig davon ob dies mithilfe des Risikoindikators oder von Messungen im Gewässer getan wird. Beispielsweise könnten (wie bei der Referenzperiode 2012-2015) auch eine «Zielerreichungsperiode» von vier Jahren (z.B. 2024-2027) angeschaut werden.

## 5. Referenzen

- BBI 2020 6523: Parlamentarische Initiative. Risiko beim Einsatz von Pestiziden reduzieren. Bericht der Kommission für Wirtschaft und Abgaben des Ständerats, 2020, pp. 6523-6556, <https://fedlex.data.admin.ch/eli/fga/2020/1667>
- BBI 2021 665: Bundesgesetz über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden (Änderung des Chemikaliengesetzes, des Gewässerschutzgesetzes und des Landwirtschaftsgesetzes), 2021, pp. 1-6, <https://fedlex.data.admin.ch/eli/fga/2021/665>
- BFS: Arealstatistik Schweiz. Erhebung der Bodennutzung und der Bodenbedeckung. Ausgabe 2019 / 2020. Bundesamt für Statistik BFS, Neuchatel, 2021.
- BLW: Verordnungspaket Parlamentarische Initiative 19.475 «Das Risiko beim Einsatz von Pestiziden reduzieren»: Erläuternder Bericht zur Eröffnung des Vernehmlassungsverfahrens. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, 2021, pp. 1-6, [https://www.blw.admin.ch/dam/blw/de/dokumente/Politik/Agrarpolitik/Agrarpakete%20aktuell/verordnungspaket\\_parliv\\_28-4-21.pdf.download.pdf/Verordnungspaket%20Parlamentarische%20Initiative%2019.475\\_Vernehmlassung.pdf](https://www.blw.admin.ch/dam/blw/de/dokumente/Politik/Agrarpolitik/Agrarpakete%20aktuell/verordnungspaket_parliv_28-4-21.pdf.download.pdf/Verordnungspaket%20Parlamentarische%20Initiative%2019.475_Vernehmlassung.pdf)
- De Baan L, Blom JF, Daniel O: Pflanzenschutzmittel im Feldbau: Einsatz und Gewässerrisiken von 2009 bis 2018, Agrarforschung Schweiz, 11, 162-174, doi: <https://doi.org/10.34776/afs11-162g>, 2020.
- Doppler T, Dietzel A, Wittmer I, Grelot J, Rinta P, Kunz M: Mikroverunreinigungen im Gewässermonitoring, Aqua & Gas, 7/8, 44-53, 2020.
- Doppler T, Mangold S, Wittmer I, Spycher S, Comte R, Stamm C, et al.: Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen, Aqua & Gas, 4, 46-56, 2017.
- Korkaric M, Ammann L, Hanke I, et al.: Nationale Risikoindikatoren basierend auf dem Verkauf von Pflanzenschutzmitteln, Agrarforschung Schweiz, 13, 1-10, doi: 10.34776/afs13-1, 2022.
- Korkaric M, Hanke I, Grossar D, et al.: 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, doi: 10.34776/as106g, 2020.
- LwG. Bundesgesetz über die Landwirtschaft. SR 910.1, 2023, [https://fedlex.data.admin.ch/eli/cc/1998/3033\\_3033\\_3033](https://fedlex.data.admin.ch/eli/cc/1998/3033_3033_3033)
- Mangold S, Bartolomé N, Hilber-Schöb I, Bucheli T: AQUATERRA: Emission von Pflanzenschutzmitteln – Zusammenführung von aquatischem und terrestrischem Monitoring auf Feldskala, Abschlussbericht, Agroscope, 2021.
- Mann S, Haller M, Kasteel R, et al. Berner Pflanzenschutzprojekt Wissenschaftliche Begleitung, Zwischenbericht 2021. Berner Fachhochschule, 2021.
- Minkowski C, Ruff M, Maurer V, Ryser R: Langzeitmonitoring von Pflanzenschutzmitteln - Gewässermonitoring des Berner Pflanzenschutzprojekts, Aqua & Gas, 7/8, 50-58, 2021.
- Schönenberger U, Stamm C: Hydraulic shortcuts increase the connectivity of arable land areas to surface waters, Hydrol. Earth Syst. Sci., 25, 1727-1746, doi: 10.5194/hess-25-1727-2021, 2021.
- Spycher S: Auswertung von Messdaten der Rheinüberwachungsstation – Berechnung von Verlustraten von PSM-Wirkstoffen des Schweizer Rheineinzugsgebiets. EBP Schweiz AG, Zürich, 2022.
- Spycher S, Teichler R, Vonwyl E, Longrée P, Stamm C, Singer H, et al.: Anhaltend hohe PSM-Belastung in Bächen. NAWA SPEZ 2017: Kleine Gewässer in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft verbreitet betroffen, Aqua & Gas, 99, 14-25, 2019.
- SR 919.118. Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. AS 1999 462, 2023, <https://fedlex.data.admin.ch/eli/cc/1999/58>
- Wittmer I, Moschet C, Simovic J, Singer H, Stamm C, Hollender J, et al.: Über 100 Pestizide in Fließgewässern. Programm NAWA SPEZ zeigt hohe Belastung der Schweizer Fließgewässer auf., Aqua & Gas, 3, 32-43, 2014.

# A. Anhang

## A.1. Vergleich CQK mit GLT

In Abbildung A1 ist das Verhältnis aus chronischem Qualitätskriterium (CQK) und der generellen laborgewichteten Toxizität (GLT) in Abhängigkeit des chronischen Qualitätskriterium aufgetragen. Daraus wird ersichtlich, dass toxischere Wirkstoffe (z.B. Bifenthrin, Lambda-Cyhalothrin, Cypermethrin) bei der Verwendung der GLT eher als toxischer eingeschätzt werden, als bei der Verwendung des CQK. Umgekehrt werden weniger toxische Wirkstoffe (z.B. Chloridazon, Mecoprop-P) bei der Verwendung der GLT als weniger toxisch eingeschätzt wie wenn sie mit dem CQK beurteilt werden. Dadurch sind die toxischeren Wirkstoffe (z.B. die fünf risikodominierenden Wirkstoffe) bei der Beurteilung mit GLT für einen grösseren Anteil des Gesamtrisikos verantwortlich wie wenn sie mit dem CQK beurteilt werden (siehe auch Kapitel 3.2.1)

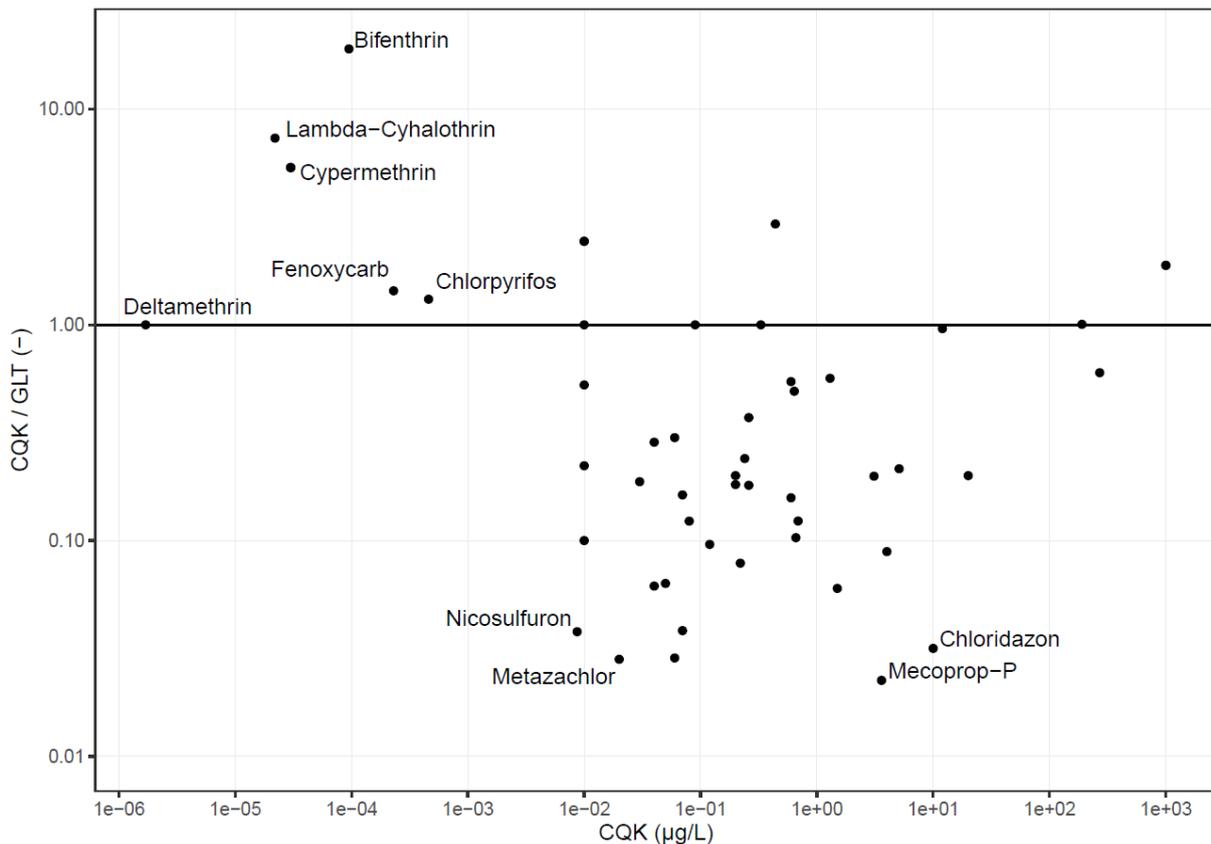


Abbildung A1: Verhältnis zwischen chronischem Qualitätskriterium (CQK) und genereller laborgewichteter Toxizität (GLT) für die Wirkstoffe der Wirkstoffpalette «gross».

## A.2. Herleitung «gemessener» Expositionsfaktor

Ausgehend vom normierten Risikoindikator (Gleichung 3 und 5) kann der erwartete Expositionsfaktor wie folgt hergeleitet werden:

$$RI_{norm,i} = \frac{\frac{Verkaufsmenge_i}{Aufwandmenge_i}}{Fläche mit PSM - Einsatz} \cdot \frac{PEC_{drift,i} + PEC_{runoff,i}}{GLT_i} \cdot \sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) \quad (A.1)$$

$$RI_{norm,i} = \underbrace{\frac{\frac{Verkaufsmenge_i}{Aufwandmenge_i}}{Fläche mit PSM - Einsatz} \cdot \frac{PEC_{drift,i} + PEC_{runoff,i}}{GLT_i}}_{\text{Expositionsfaktor}} \cdot \sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k)$$

$$\sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) = \frac{RI_{norm,i} = RO_{gemessen,i}}{\frac{\frac{Verkaufsmenge_i}{Aufwandmenge_i}}{Fläche mit PSM - Einsatz} \cdot \frac{PEC_{drift,i} + PEC_{runoff,i}}{GLT_i}} \quad (A.2)$$

$$\sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) = \frac{\frac{c_i}{GLT_i}}{\frac{\frac{Verkaufsmenge_i}{Aufwandmenge_i}}{Fläche mit PSM - Einsatz} \cdot \frac{PEC_{drift,i} + PEC_{runoff,i}}{GLT_i}} \quad (A.3)$$

$$\sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) = \frac{c_i}{\frac{\frac{Verkaufsmenge_i}{Aufwandmenge_i}}{Fläche mit PSM - Einsatz} \cdot (PEC_{drift,i} + PEC_{runoff,i})} \quad (A.4)$$

$$\underbrace{\sum_k p_k \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k)}_{\text{Expositionsfaktor}} = \underbrace{\frac{c_i}{\frac{\frac{Verkaufsmenge_i}{Aufwandmenge_i}}{Fläche mit PSM - Einsatz} \cdot (PEC_{drift,i} + PEC_{runoff,i})}}_{\text{«Gemessener» Expositionsfaktor}}$$

## A.3. Mathematische Struktur des Risikoindicators: Beispiel und Anpassungsvorschlag

### Beispiel Bifenazat

Der Wirkstoff Bifenazat hat einen Risikoscore von 0.22. Dabei beträgt der Risikoscore von Bifenazat für unmittelbare Einträge ( $PEC_{\text{drift}}/\text{GLT}$ ) 0.22 und jener für verzögerte Einträge ( $PEC_{\text{runoff}}/\text{GLT}$ )  $3 \cdot 10^{-46}$ , d.h. nahezu null. Gemäss den Modellen aus der Zulassung wird Bifenazat also nur über unmittelbare Einträge in die Gewässer eingetragen und stellt keine Gefahr durch verzögerte Einträge dar. Für den Wirkstoff bestand im Jahr 2022 eine Driftauflage von 6 m und er hatte keine Abschwemmungsaufgabe. Das Risiko der Drift wird gemäss Modell durch die Auflage um 20% reduziert, was einer Reduktion des Gesamtrisikos um 1% entspricht<sup>2</sup>.

Ab 2023 wird im ÖLN für alle Wirkstoffe eine generelle Abschwemmungsaufgabe von mindestens einem Punkt eingeführt. Dies entspricht gemäss Zulassungsmodellen und den Risikoindikatorberechnungen einer 50-prozentigen Reduktion der Einträge via Abschwemmung und Kurzschlüsse. Da Abschwemmung und Kurzschlüsse im Risikoindikator je 22% des Gesamteintrags ausmachen, also zusammen 44%, reduziert sich der Risikoindikator für Bifenazat durch die generelle Abschwemmungsaufgabe um die Hälfte, also 22% ( $22\% \cdot 50\% + 22\% \cdot 50\%$ ).<sup>3</sup> In Realität würde aber durch die generelle Abschwemmungsaufgabe gar keine Reduktion des Bifenazat-Risikos erwartet, da dessen Risiko für verzögerte Einträge nahezu null beträgt.

Das Beispiel zeigt, dass die vereinfachte Struktur des Risikoindicators bei gewissen Wirkstoffen zu grösseren Fehlern im zeitlichen Risikoverlauf führen kann.

### Anpassungsvorschlag

Es ist zu erwarten, dass die mathematische Struktur des Risikoindicators bei vielen Wirkstoffen zu kleineren Fehlern in der Berechnung des Risikoindicators führt als im obigen Beispiel (d.h. Bifenazat ist ein extremes Beispiel). Bei den meisten Wirkstoffen liegt das Verhältnis zwischen den Risikoscores der unmittelbaren und verzögerten Einträge in einem Bereich, der zu deutlich kleineren Fehlern führt. Trotzdem wird durch die vereinfachte mathematische Struktur eine Ungenauigkeit eingeführt. Es könnte daher sinnvoll sein, die Struktur des Risikoindicators anzupassen um diese Ungenauigkeit zu vermeiden. Nachfolgend wird ein Vorschlag für eine angepasste Struktur aufgezeigt. Da im Rahmen dieses Projektes keine Zeit für einen

---

<sup>2</sup> Gleichung 1.4, ohne Risikoreduktion ergibt:  $p_{\text{Drift}} \cdot (1 - RF_{\text{Bifenazat,Drift}} \cdot U_{\text{Drift}}) = 5\% \cdot (1 - 0\% \cdot 100\%) = 5\%$ . Gleichung 1.4, mit Risikoreduktion ergibt:  $p_{\text{Drift}} \cdot (1 - RF_{\text{Bifenazat,Drift}} \cdot U_{\text{Drift}}) = 5\% \cdot (1 - 20\% \cdot 100\%) = 4\%$ . Die Differenz zwischen den Resultaten der Gleichung 1.4. ohne und mit Risikoreduktion beträgt:  $5\% - 4\% = 1\%$ .

<sup>3</sup> In der aktuellen Version des Risikoindicators wurden ÖLN-Auflagen noch nicht einberechnet. Daher ist unklar wie ÖLN-Auflagen zukünftig im Risikoindikator berücksichtigt werden. Im Beispiel wurde daher angenommen, dass alle Betriebe in der Schweiz nach ÖLN wirtschaften und die Risikoreduktion durch die ÖLN-Auflagen gleich gross ist wie wenn dieselbe Auflage im Rahmen der Zulassung verfügt worden wäre. Es ist jedoch zu erwarten, dass in der zukünftigen Version des Risikoindicators die Risikoreduktion durch ÖLN-Auflagen um einen bestimmten Faktor reduziert wird, z.B. um den Anteil an Betrieben in der Schweiz, die PSM verwenden aber nicht nach ÖLN wirtschaften. Die Risikoreduktion für Bifenazat wäre in diesem Fall etwas kleiner als 22%.

Anpassungsvorschlag vorgesehen war, konnte der Vorschlag nicht detailliert auf allfällige Schwachstellen untersucht werden oder mit den vorhandenen Messdaten verglichen werden. Er ist daher als grobe Skizze zu verstehen und benötigt vermutlich noch eine Feinjustierung. Gleichungen A.5.1 (Übersicht), A.5.2 (theoretische Ausformulierung für Abschwemmung, Kurzschlüsse, Drift, Drainage und Punktquellen) und A.5.3a/b (vorgeschlagene konkrete Ausformulierung für Abschwemmung, Kurzschlüsse, Drift, Drainage und Punktquellen) zeigen den Vorschlag für eine angepasste Struktur des Risikoindikatoren. Hierbei wird für jeden Eintragsweg  $k$  ein separater Risikoscore berechnet und direkt mit dem zugehörigen Reduktionsfaktor und Anteil der Eintragswege verrechnet (Gleichungen A.5.1 und A.5.2). Die Aufsummierung über alle Eintragspfade erfolgt erst im anschliessenden Schritt. Da in der Zulassung in der Schweiz nur die PEC für Abschwemmung und Drift berechnet werden, müssen für die übrigen PEC Annahmen getroffen werden. Ein Vorschlag hierfür wird in Gleichung A.5.3a und A.5.3b gemacht. Da die Abschwemmung via Kurzschlüsse in der Schweiz gleich wichtig ist wie die direkte Abschwemmung in die Gewässer (Schönenberger and Stamm, 2021), kann der  $PEC_{Abschwemmung}$  auch als  $PEC_{Kurzschlüsse}$  verwendet werden. Bei den Drainagen und den Punktquellen ist es hingegen schwieriger ein geeignetes Modell für den PEC zu finden. Da die Drainagen einem verzögerten Eintrag entsprechen, könnte beispielsweise der  $PEC_{Abschwemmung}$  für die Drainagen verwendet werden (Gleichung A.5.3a). Das in der Zulassung verwendete Modell Exposit ist grundsätzlich fähig, PEC für Drainagen zu berechnen. Das Modell unterschätzte die effektiv in einem Feldversuch gemessenen Konzentrationen zwar in Einzelfällen (Mangold, 2021), jedoch war es gut in der Lage, die relativen Unterschiede im  $PEC_{Drainage}$  für verschiedene Wirkstoffe abzuschätzen. Unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors könnte folglich auch das Exposit-Modell verwendet werden um einen  $PEC_{Drainage}$  für den Risikoindikator zu berechnen (Gleichung A.5.3b). Bei den Punktquellen kann es sich sowohl um unmittelbare als auch um verzögerte Einträge handeln. Daher könnte man als PEC für die Punktquellen die Summe aus  $PEC_{Abschwemmung}$  und  $PEC_{Drift}$  verwenden. Der Anteil der verschiedenen Eintragswege am Gesamtrisiko ist bei Abschwemmung, Kurzschlüssen und Drift bereits über die Berechnung des PEC definiert (d.h.  $f_k$  in Gleichung A.5.1 ist für diese Eintragswege gleich eins). Bei den Drainagen (nur Gleichung A.5.3a) und den Punktquellen (Gleichung A.5.3a und A.5.3b) muss dieser Anteil jedoch um einen Korrekturfaktor  $f_k$  korrigiert werden, sodass diese beiden Eintragswege den richtigen Anteil am Gesamteintrag erhalten. Dies wird mit dem Quotienten am Ende der Gleichung gemacht ( $f_{Drainage} = p_{Drainage}/p_{Abschwemmung}$  resp.  $f_{Punktquellen} = p_{Punktquellen}/(p_{Abschwemmung} + p_{Drift})$ ).

$$RI = \sum_i \frac{\text{Verkaufsmenge}_i}{\text{Aufwandmenge}_i} \cdot \sum_k \frac{PEC_{k,i}}{GLT_i} \cdot (1 - RF_{i,k} \cdot U_k) \cdot f_k \quad (\text{A.5.1})$$

$$RI = \sum_i \frac{\text{Verkf}_{m,i}}{\text{Aufwm}_{,i}} \cdot \left( \frac{PEC_{Abschw,i}}{GLT_i} \cdot (1 - RF_{i,Abschw} \cdot U_{Abschw.}) + \frac{PEC_{Abschw,i}}{GLT_i} \cdot (1 - RF_{i,Kurzschl.} \cdot U_{Kurzschl.}) + \frac{PEC_{Drift,i}}{GLT_i} \cdot (1 - RF_{i,Drift} \cdot U_{Drift}) + \frac{PEC_{Drainage}}{GLT_i} \cdot (1 - RF_{i,Drainage} \cdot U_{Drainage}) + \frac{PEC_{Punktql.}}{GLT_i} \cdot (1 - RF_{i,Punktql.} \cdot U_{Punktql.}) \right) \quad (\text{A.5.2})$$

$$\text{RI} = \sum_i \frac{\text{Verkfm}_i}{\text{Aufwm}_i} \cdot \left( \begin{aligned} & \frac{\text{PEC}_{\text{Abschw},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Abschw}} \cdot U_{\text{Abschw}}) + \\ & \frac{\text{PEC}_{\text{Abschw},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Kurzschl}} \cdot U_{\text{Kurzschl}}) + \\ & \frac{\text{PEC}_{\text{Drift},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Drift}} \cdot U_{\text{Drift}}) + \\ & \frac{\text{PEC}_{\text{Abschw},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Drainage}} \cdot U_{\text{Drainage}}) \cdot \frac{\text{pDrainage}}{\text{pAbschw}} + \\ & \frac{\text{PEC}_{\text{Abschw},i} + \text{PEC}_{\text{Drift},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Pktql}} \cdot U_{\text{Pktql}}) \cdot \frac{\text{pPunktql}}{\text{pAbschw} + \text{pDrift}} \end{aligned} \right) \quad (\text{A.5.3a})$$

$$\text{RI} = \sum_i \frac{\text{Verkfm}_i}{\text{Aufwm}_i} \cdot \left( \begin{aligned} & \frac{\text{PEC}_{\text{Abschw},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Abschw}} \cdot U_{\text{Abschw}}) + \\ & \frac{\text{PEC}_{\text{Abschw},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Kurzschl}} \cdot U_{\text{Kurzschl}}) + \\ & \frac{\text{PEC}_{\text{Drift},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Drift}} \cdot U_{\text{Drift}}) + \\ & \frac{\text{PEC}_{\text{Drainage},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Drainage}} \cdot U_{\text{Drainage}}) + \\ & \frac{\text{PEC}_{\text{Abschw},i} + \text{PEC}_{\text{Drift},i}}{\text{GLT}_i} \cdot (1 - \text{RF}_{i,\text{Pktql}} \cdot U_{\text{Pktql}}) \cdot \frac{\text{pPunktql}}{\text{pAbschw} + \text{pDrift}} \end{aligned} \right) \quad (\text{A.5.3b})$$

## A.4. Risikodominierende Wirkstoffe

Tabelle A1: Risikodominierende Wirkstoffe 2019 und 2020. Als risikodominierende Wirkstoffe wurden Wirkstoffe definiert, die in den Jahren 2019 und 2020 je mindestens 1 ‰ des Gesamtrisikos ausmachten. Im Gegensatz zu Tabelle 3 wurden in dieser Tabelle bei der Berechnung des Gesamtrisikos die gemessenen Konzentrationen unter dem LOQ auf den LOQ gesetzt.

Wirkstoff	Anteil Gesamtrisiko im Risikoindikator RI		Anteil Gesamtrisiko im Risikoindikator RI <sub>CAK</sub>		Anteil Gesamtrisiko Messungen (c = LOQ   c < LOQ)			
	2019	2020	2019	2020	Mittelwerte RQ <sub>m,i</sub>		95%-Quantile RQ <sub>q95,i</sub>	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
Lambda-Cyhalothrin	50.8%	60.7%	36.4%	36.2%	1.2%	1.1%	1.3%	1.3%
Cypermethrin, total	40.9%	23.8%	40.2%	19.4%	1.0%	0.8%	1.6%	1.0%
• Cypermethrin	39.3%	20.9%	38.6%	17.1%	-	-	-	-
• zeta-Cypermethrin	0.9%	1.5%	0.8%	1.2%	-	-	-	-
• alpha-Cypermethrin	0.8%	1.4%	0.8%	1.2%	-	-	-	-
Deltamethrin	3.4%	9.3%	17.7%	40.7%	84.9%	84.9%	81.9%	82.9%
Bifenthrin	3.5%	5.5%	1.0%	1.3%	0.1%	0.1%	0.2%	0.2%
Chlorpyrifos	1.0%	0.5%	3.9%	1.5%	0.6%	0.3%	2.3%	1.4%
<b>Total risikodomin. Wirkstoffe</b>	<b>99.6%</b>	<b>99.7%</b>	<b>99.2%</b>	<b>99.2%</b>	<b>87.8%</b>	<b>87.2%</b>	<b>87.4%</b>	<b>86.7%</b>
<b>Übrige Wirkstoffe</b>	<b>0.40%</b>	<b>0.26%</b>	<b>0.79%</b>	<b>0.81%</b>	<b>12.2%</b>	<b>12.8%</b>	<b>12.6%</b>	<b>13.3%</b>
• davon gemessen	0.00%	0.04%	0.79%	0.81%	12.2%	12.8%	12.6%	13.3%
• davon nicht gemessen	0.40%	0.22%	0.00%	0.00%	-	-	-	-

## A.5. Gesamter Risikoindikator

### Korrelation von Messungen und Risikoindikator

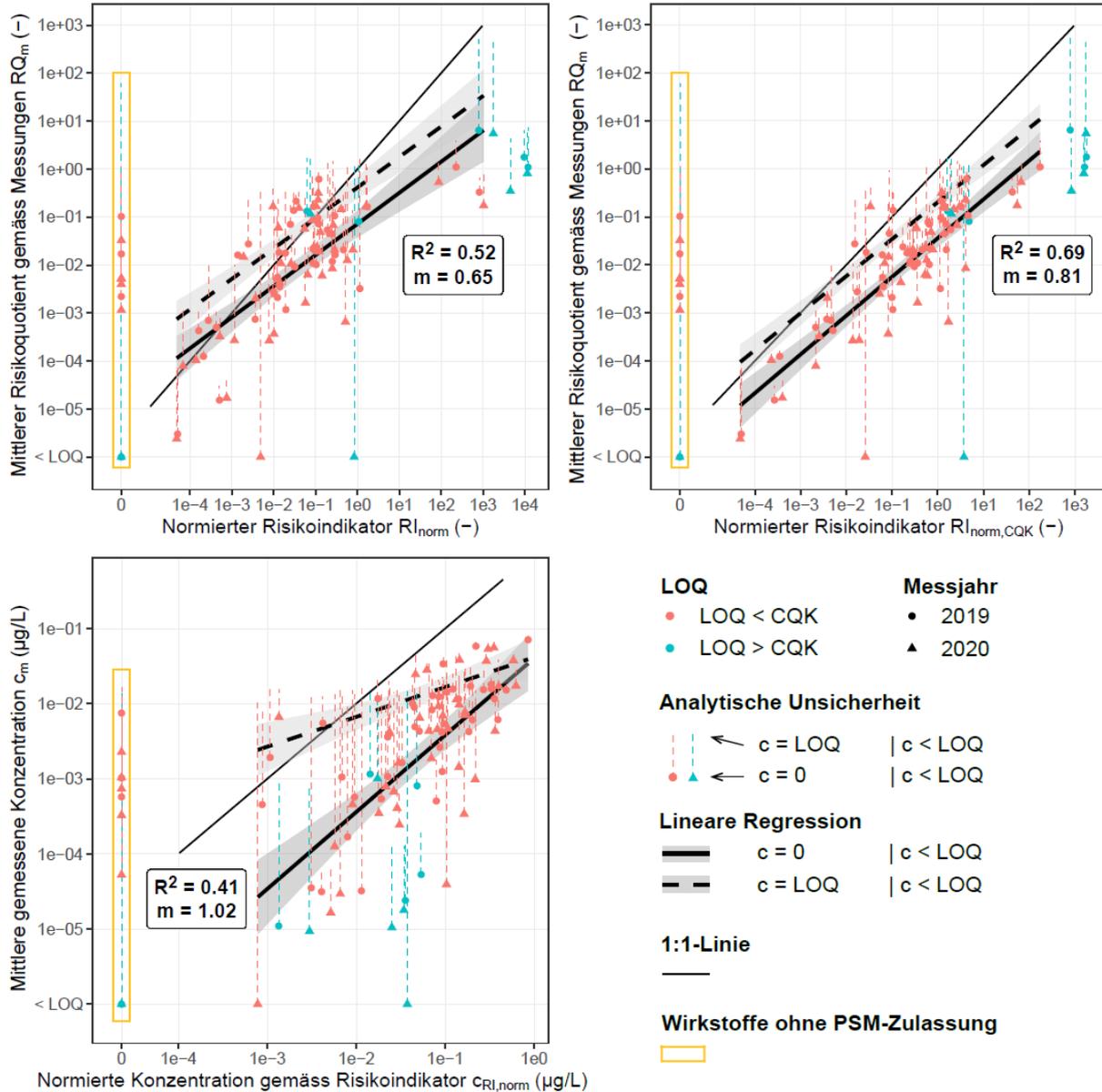
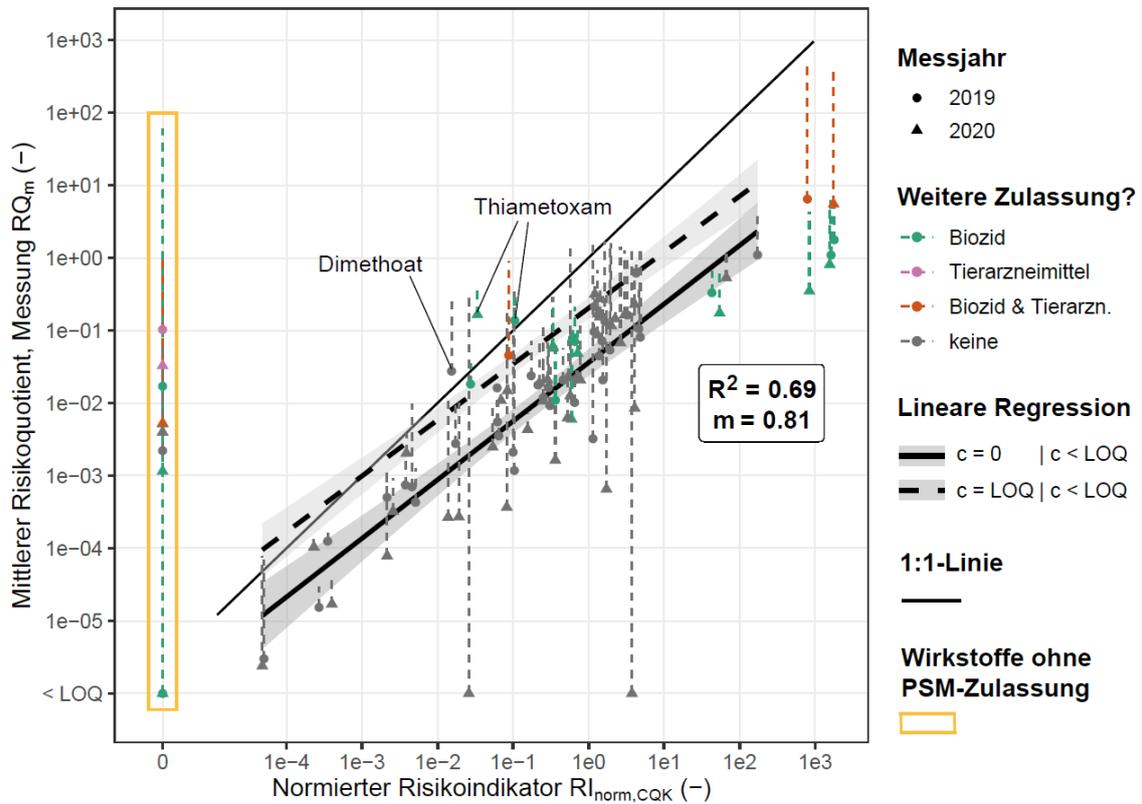


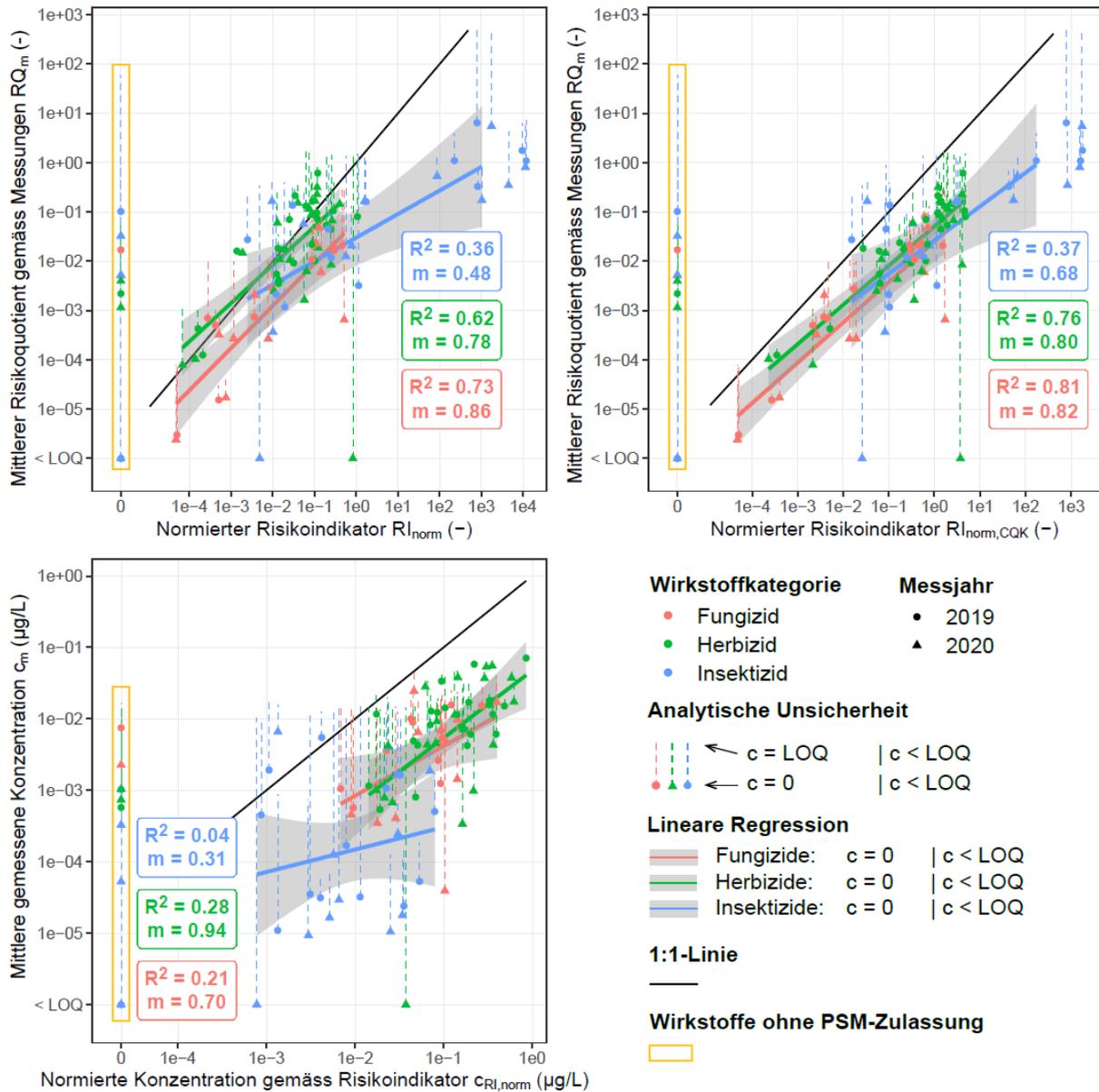
Abbildung A2: Korrelation der wirkstoffspezifischen normierten Risikoquotienten und Konzentrationen gemäss Risikoindikator mit den durchschnittlichen Messungen. Links oben:  $RI_{norm}$  vs.  $RQ_m$ , rechts oben:  $RI_{norm,CQK}$  vs.  $RQ_m$ , links unten:  $c_{RI,norm}$  vs.  $c_m$ . Wirkstoffe ohne PSM-Zulassung (gelbes Rechteck) wurden von der linearen Regression ausgeschlossen. Für die Abbildungen zu  $RI_{norm}$  und  $RI_{norm,CQK}$  wurden zudem die Wirkstoffe mit  $LOQ > CQK$  (hellblau) aus der linearen Regression ausgeschlossen.

## Einfluss von Zulassungen in weiteren/anderen Bereichen



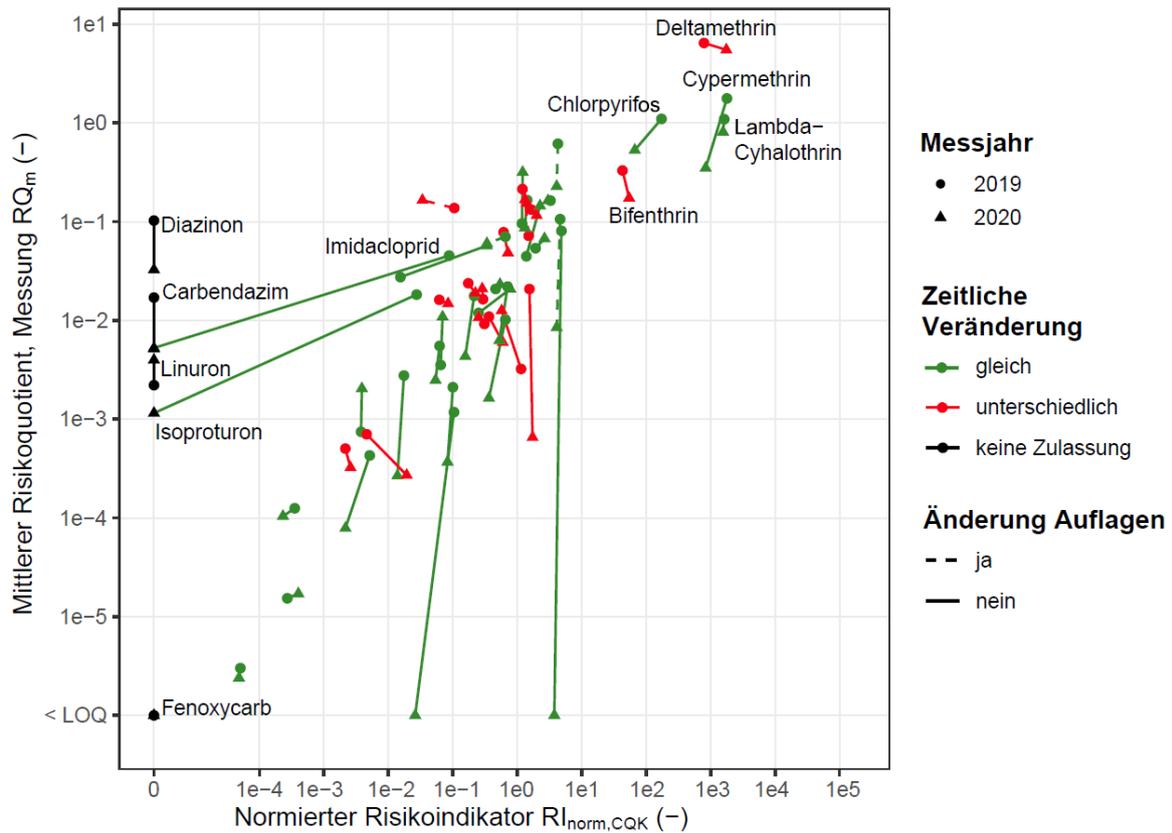
**Abbildung A3: Korrelation der wirkstoffspezifischen normierten Risikoquotienten  $RI_{\text{norm,CQK}}$  mit dem mittleren Risikoquotienten gemäss Messungen  $RQ_m$ . Wirkstoffe, die eine Zulassung als Biozide und/oder Tierarzneimittel haben sind farblich hervorgehoben.**

## Unterschiede zwischen Wirkstoffkategorien



**Abbildung A4: Korrelation der wirkstoffspezifischen Risikoquotienten und Konzentrationen gemäss Risikoindikator mit jenen der durchschnittlichen Messungen, unterteilt nach Wirkstofftyp. Links oben:  $RI_{norm}$  vs.  $RQ_m$ , rechts oben:  $RI_{norm,CQK}$  vs.  $RQ_m$ , links unten:  $c_{RI, norm}$  vs.  $c_m$ . Wirkstoffe ohne PSM-Zulassung wurden von der linearen Regression ausgeschlossen (gelbes Rechteck). Für die Abbildungen zu  $RI_{norm}$  und  $RI_{norm,CQK}$  wurden zudem die Wirkstoffe mit  $LOQ > CQK$  aus der linearen Regression ausgeschlossen.**

## A.6. Zeitliche Veränderung

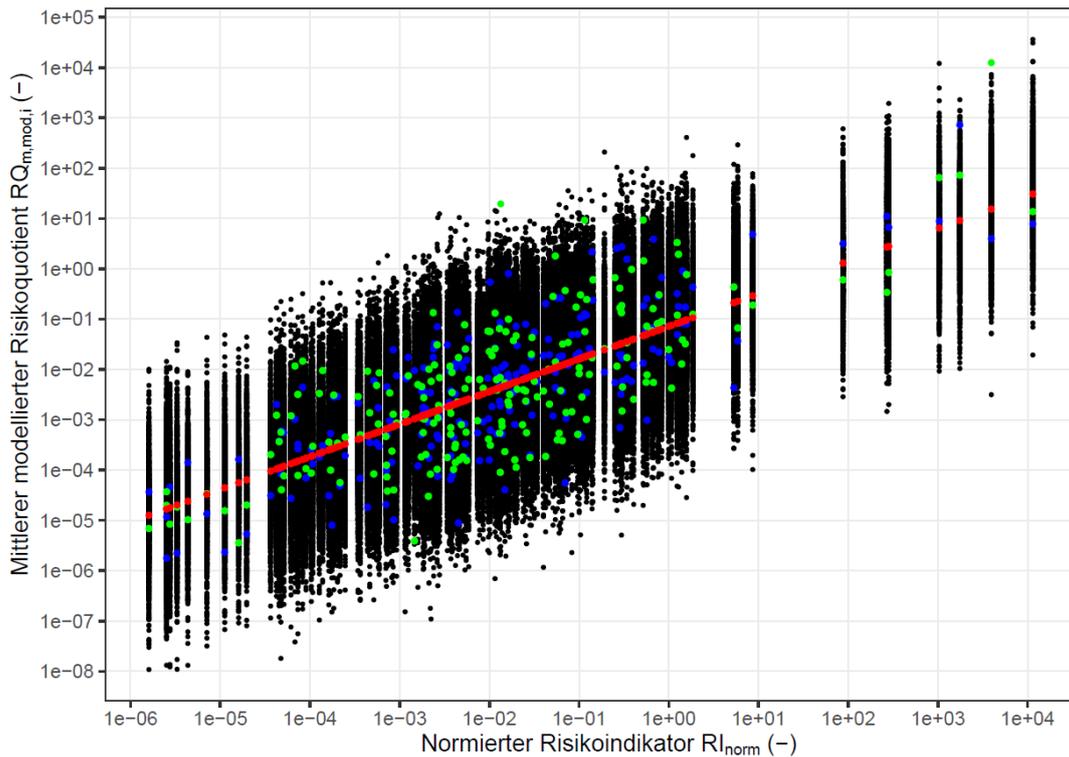


**Abbildung A5: Zeitliche Veränderung der Risiken zwischen 2019 und 2020 gemäss normiertem umgerechnetem Risikoindikator  $RI_{norm,CQK}$  und gemäss mittlerer Messung  $RQ_m$ . Mit gestrichelten Linien sind Wirkstoffe markiert für welche im Jahr 2019 eine Änderung in den Risikominderungsmaßnahmen verfügt wurde.**

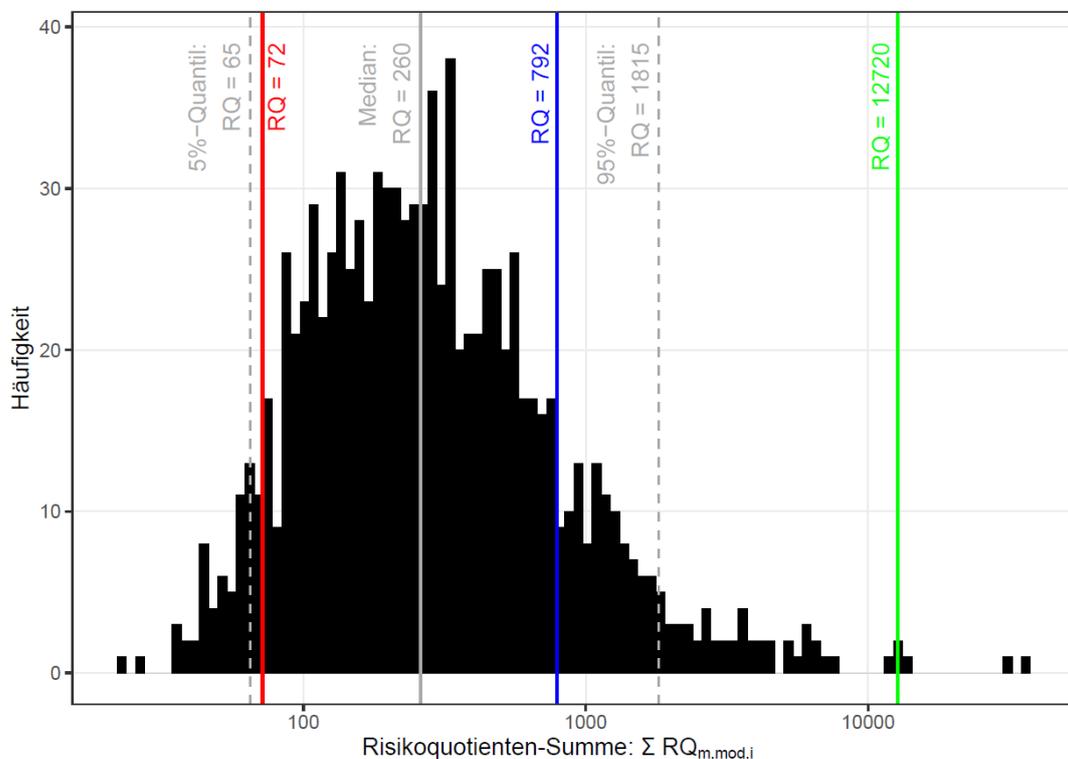
## A.7. Varianz Risikoquotientensummen bei identischer Schätzung des Risikoindikators

Im Unterkapitel «Korrelation von Messungen und Risikoindikator» (Kapitel 3.2.1) wurde erwähnt, dass die Varianz der gemessenen Risiken im Gewässer bei identischer Schätzung des normierten Risikoindikators sehr hoch ist. Um diese Varianz zu veranschaulichen wurden das Modell  $\log_{10}(RI_{norm} \sim RQ_m)$  dazu verwendet, mittlere wirkstoffspezifische Risikoquotienten in den Gewässern zu modellieren. Dabei wurden 1000 Simulationen durchgeführt. Als Input-Variablen wurden die wirkstoffspezifischen Risiken  $RI_{norm,i}$  gemäss dem Risikoindikator des Jahres 2020 verwendet (siehe Abbildung A6). Alle der 1000 Simulationen basieren also auf einer identischen Schätzung des Risikoindikators. Zudem haben alle Simulationen die Steigung und Standardabweichung, die aufgrund der Messdaten für das Modell  $\log_{10}(RI_{norm} \sim RQ_m)$  bestimmt wurde und sind somit gleich wahrscheinlich.

Für jede der Simulationen wurde anschliessend die resultierende Risikoquotientensumme gebildet. Abbildung A7 zeigt das Histogramm der Häufigkeiten der aus den 1000 Simulationen resultierenden Risikoquotientensummen. Die Varianz der resultierenden Risikoquotientensummen ist dabei extrem hoch: Während das 5%-Quantil bei einem RQ von 65 liegt, ist das 95%-Quantil mit einem RQ von 1'815 rund 28 Mal höher. Bei einer identischen Schätzung des Risikoindikators können sich die effektiven mittleren Risikoquotientensummen im Gewässer also um mehr als eine Grössenordnung unterscheiden. Der Risikoindikator kann also die durchschnittlichen Risikoquotientensummen in den Schweizer Gewässern eines einzelnen Jahres nur sehr ungenau abschätzen. Dies liegt jedoch vor allem an der hohen Varianz der Gewässerrisiken pro Jahr und Standort, verursacht durch Unterschiede in den Anwendungsmengen, Eintragswegen, Witterung, etc. Es ist jedoch zu erwarten, dass sich diese Varianz bei der Betrachtung von längeren Zeiträumen reduziert und der Risikoindikator den längerfristigen durchschnittlichen zeitlichen Verlauf der Gewässerrisiken trotzdem gut abbilden kann. Ob dies der Fall ist, wird in Kapitel 3.2.3 auf Basis der aktuell zur Verfügung stehenden Messdaten untersucht. Eine Interpretation des zeitlichen Verlaufs des Risikoindikators sollte folglich jeweils nur auf der Basis von mehreren Jahren, jedoch nicht von einzelnen Jahren erfolgen.



**Abbildung A6: Modellierter wirkstoffspezifische mittlere Risikoquotienten, basierend auf 1000 Simulationen mit den wirkstoffspezifischen Risiken aller im Risikoindikator des Jahres 2020 vorhandenen Wirkstoffe als Input-Variable. Rot: Erwartungswert des linearen Modells. Schwarz: Modellierter wirkstoffspezifische Risikoquotienten. Blau/grün: Resultate zweier Beispiel-Simulationen.**



**Abbildung A7: Histogramm der Summen der wirkstoffspezifischen Risikoquotienten, die aus den in Abbildung A6 gezeigten Simulationen resultieren. Rot: Erwartungswert des linearen Modells. Schwarz: Modellierter Risikoquotientensummen. Blau/grün: Resultierende Risikoquotientensummen für die beiden Beispiel-Simulationen.**

## A.8. Risikoindikator 2020

Tabelle A2: Im Risikoindikator aufgeführte Wirkstoffe für das Jahr 2020 mit ihren Verkaufsmengen, ihrer gewichteten laborbasierten Toxizität GLT und dem zugehörigen Risikoindikator RI (ohne und mit Massnahmen). In diesem Jahr waren 229 der total 280 Wirkstoffe im Risikoindikator zugelassen. Nur diese 229 Wirkstoffe sind daher in der untenstehenden Tabelle aufgeführt.

ID	Wirkstoff	Wirkstoff-kategorie	Verkaufsmenge (kg)	GLT (µg/L)	RI (ha), ohne Massnahmen	RI (ha)	Anteil Gesamtrisiko (%)
204	Lambda-Cyhalothrin	Insektizid	830	3.0E-06	5.2E+09	5.0E+09	60.7%
91	Cypermethrin	Insektizid	624	5.6E-06	2.0E+09	1.7E+09	20.9%
98	Deltamethrin	Insektizid	80	1.7E-06	9.0E+08	7.7E+08	9.3%
44	Bifenthrin	Insektizid	123	5.0E-06	4.7E+08	4.5E+08	5.5%
91	zeta-Cypermethrin	Insektizid	47	5.6E-06	1.5E+08	1.2E+08	1.5%
91	alpha-Cypermethrin	Insektizid	42	5.6E-06	1.4E+08	1.2E+08	1.4%
71	Chlorpyrifos	Insektizid	1'697	3.5E-04	4.5E+07	3.8E+07	0.5%
163	Folpet	Fungizid	78'344	1.5E-01	4.3E+06	3.8E+06	< 1‰
212	Mancozeb	Fungizid	89'002	1.1E-01	2.6E+06	2.6E+06	< 1‰
57	Captan	Fungizid	43'641	1.5E-01	2.4E+06	2.3E+06	< 1‰
128	Etofenprox	Insektizid	176	1.9E-03	9.6E+05	8.1E+05	< 1‰
346	Thiacloprid	Insektizid	1'782	1.9E-02	8.0E+05	6.9E+05	< 1‰
195	Kupfer (als Hydroxid)	Fungizid	24'282	3.7E-01	6.7E+05	6.7E+05	< 1‰
195	Kupfer (als Oxychlorid)	Fungizid	22'595	3.7E-01	6.2E+05	6.2E+05	< 1‰
117	Dithianon	Fungizid	11'189	1.4E-01	7.1E+05	6.1E+05	< 1‰
138	Fenpropidin	Fungizid	6'923	6.4E-02	6.6E+05	5.6E+05	< 1‰
72	Chlorpyrifos-methyl	Insektizid	115	1.0E-03	6.4E+05	5.4E+05	< 1‰
11	Acetamiprid	Insektizid	1'182	2.4E-02	5.4E+05	5.4E+05	< 1‰
9	Abamectin	Insektizid	53	9.6E-04	5.5E+05	4.7E+05	< 1‰
273	Pendimethalin	Herbizid	24'849	6.3E-01	4.4E+05	4.4E+05	< 1‰
109	Diflufenican	Herbizid	2'987	4.5E-02	4.1E+05	3.6E+05	< 1‰
282	Pirimicarb	Insektizid	3'066	9.0E-02	3.8E+05	3.4E+05	< 1‰
1292	Benzovindiflupyr	Fungizid	1'441	3.5E-02	3.9E+05	3.3E+05	< 1‰
139	Fenpropimorph	Fungizid	7'940	2.0E-01	3.8E+05	3.3E+05	< 1‰
195	Kupfer (Kalkpräparat)	Fungizid	10'741	3.7E-01	2.9E+05	2.9E+05	< 1‰
327	Spinosad	Insektizid	2'510	6.2E-02	2.9E+05	2.9E+05	< 1‰
304	Pyrethrine	Insektizid	319	7.6E-03	3.3E+05	2.8E+05	< 1‰
232	Methiocarb	Insektizid	500	1.0E-02	2.5E+05	2.5E+05	< 1‰
13	Aclonifen	Herbizid	25'496	9.1E-01	2.8E+05	2.5E+05	< 1‰
376	Ziram	Fungizid	840	9.7E-03	2.7E+05	2.4E+05	< 1‰
NA	Paraffinöl	Insektizid	213'940	1.8E+01	2.3E+05	2.3E+05	< 1‰
329	Spiroxamine	Fungizid	5'640	2.0E-01	2.6E+05	2.3E+05	< 1‰
112	Dimethenamid-P	Herbizid	22'181	1.4E+00	1.8E+05	1.8E+05	< 1‰
275	Pethoxamid	Herbizid	6'522	4.0E-01	1.7E+05	1.7E+05	< 1‰
107	Difenoconazole	Fungizid	10'029	5.6E-01	1.7E+05	1.5E+05	< 1‰
799	Emamectinbenzoat	Insektizid	129	8.8E-03	1.8E+05	1.5E+05	< 1‰
352	Thiram (TMTD)	Fungizid	1'920	1.1E-01	1.3E+05	1.3E+05	< 1‰
140	Fenpyroximate	Insektizid	85	1.1E-02	1.5E+05	1.3E+05	< 1‰
359	Trifloxystrobin	Fungizid	2'149	1.1E-01	1.3E+05	1.3E+05	< 1‰
149	Fludioxonil	Fungizid	3'389	5.0E-01	1.3E+05	1.3E+05	< 1‰
195	Kupfer (als Oxysulfat)	Fungizid	4'652	3.7E-01	1.3E+05	1.3E+05	< 1‰
94	Cyprodinil	Fungizid	4'571	3.3E-01	1.3E+05	1.2E+05	< 1‰
148	Fluazinam	Fungizid	5'115	2.9E-01	1.7E+05	1.2E+05	< 1‰
164	Foramsulfuron	Herbizid	1'297	1.0E-01	1.3E+05	1.2E+05	< 1‰
150	Flufenacet	Herbizid	7'887	6.5E-01	1.3E+05	1.1E+05	< 1‰
276	Phenmedipham	Herbizid	4'542	5.0E-01	8.4E+04	8.4E+04	< 1‰
335	Tebuconazole	Fungizid	6'061	1.0E+00	6.2E+04	6.2E+04	< 1‰
151	Flumioxazin	Herbizid	235	3.5E-02	6.1E+04	6.1E+04	< 1‰
34	Azoxystrobin	Fungizid	5'561	1.1E+00	5.7E+04	5.7E+04	< 1‰
7	2,4-D	Herbizid	8'574	1.1E+00	5.3E+04	5.3E+04	< 1‰
302	Pyraclostrobin	Fungizid	372	6.0E-02	6.1E+04	5.3E+04	< 1‰
111	Dimethachlor	Herbizid	6'818	1.3E+00	5.1E+04	5.1E+04	< 1‰
229	Metazachlor	Herbizid	3'784	7.1E-01	6.0E+04	5.0E+04	< 1‰

ID	Wirkstoff	Wirkstoff-kategorie	Verkaufs-menge (kg)	GLT (µg/L)	RI (ha), ohne Mass-nahmen	RI (ha)	Anteil Gesamt-risiko (%)
125	Epoxiconazole	Fungizid	5'006	1.0E+00	4.7E+04	4.7E+04	< 1‰
344	Terbuthylazine	Herbizid	13'989	2.8E+00	5.4E+04	4.5E+04	< 1‰
224	Mesosulfuron-methyl	Herbizid	301	5.7E-02	4.4E+04	4.4E+04	< 1‰
131	Fenamidon	Fungizid	2'360	5.5E-01	4.4E+04	4.4E+04	< 1‰
207	Lenacil	Herbizid	3'041	7.2E-01	4.8E+04	4.2E+04	< 1‰
116	Diquat	Herbizid	12'120	1.1E+00	4.0E+04	4.0E+04	< 1‰
240	Metribuzin	Herbizid	4'036	7.9E-01	4.1E+04	3.6E+04	< 1‰
255	Nicosulfuron	Herbizid	1'019	2.3E-01	3.7E+04	3.3E+04	< 1‰
797	Bixafen	Fungizid	1'718	4.6E-01	3.5E+04	3.1E+04	< 1‰
298	Prosulfocarb	Herbizid	20'596	5.1E+00	3.4E+04	3.1E+04	< 1‰
1221	Spinetoram	Insektizid	170	3.3E-02	3.0E+04	2.9E+04	< 1‰
882	S-Metolachlor	Herbizid	16'826	5.6E+00	3.2E+04	2.8E+04	< 1‰
349	Thifensulfuron-methyl	Herbizid	526	1.3E-01	3.1E+04	2.7E+04	< 1‰
96	Dazomet (DMTT)	Andere	10'133	3.0E+00	2.9E+04	2.6E+04	< 1‰
69	Chlorotoluron	Herbizid	9'060	3.8E+00	2.8E+04	2.5E+04	< 1‰
114	Dimethoate	Insektizid	1'594	4.3E-01	2.4E+04	2.4E+04	< 1‰
180	Iodosulfuron-methyl-Natrium	Herbizid	245	8.3E-02	2.4E+04	2.4E+04	< 1‰
241	Metsulfuron-methyl	Herbizid	107	3.6E-02	2.5E+04	2.2E+04	< 1‰
377	Zoxamid	Fungizid	886	3.5E-01	2.3E+04	2.0E+04	< 1‰
297	Proquinazid	Fungizid	363	1.8E-01	2.2E+04	2.0E+04	< 1‰
225	Mesotrione	Herbizid	1'697	7.7E-01	1.8E+04	1.8E+04	< 1‰
296	Propyzamide	Herbizid	3'571	2.1E+00	1.7E+04	1.7E+04	< 1‰
230	Metconazole	Fungizid	478	2.9E-01	1.5E+04	1.5E+04	< 1‰
144	Flazasulfuron	Herbizid	70	5.3E-02	1.4E+04	1.4E+04	< 1‰
50	Bromoxynil	Herbizid	528	2.8E-01	1.3E+04	1.3E+04	< 1‰
168	Glyphosat	Herbizid	119'231	1.0E+02	1.3E+04	1.3E+04	< 1‰
358	Triclopyr	Herbizid	3'256	2.2E+00	1.2E+04	1.2E+04	< 1‰
215	MCPA	Herbizid	7'533	6.4E+00	1.1E+04	1.1E+04	< 1‰
811	Pyroxsulam	Herbizid	358	2.6E-01	1.1E+04	1.1E+04	< 1‰
339	Tembotrione	Herbizid	1'122	8.5E-01	1.1E+04	1.1E+04	< 1‰
336	Tebufenozide	Insektizid	575	5.7E-01	1.0E+04	1.0E+04	< 1‰
703	1-Decanol	Regulator	1'976	6.4E-01	1.2E+04	1.0E+04	< 1‰
90	Cymoxanil	Fungizid	5'424	4.4E+00	8.9E+03	8.9E+03	< 1‰
146	Florasulam	Herbizid	183	1.2E-01	8.7E+03	8.7E+03	< 1‰
1099	Fluxapyroxad	Fungizid	2'411	2.9E+00	8.7E+03	8.7E+03	< 1‰
119	Dodine	Fungizid	92	1.8E-01	8.4E+03	8.4E+03	< 1‰
167	Glufosinate	Herbizid	6'916	9.0E+00	8.1E+03	8.1E+03	< 1‰
135	Fenoxaprop-P-ethyl	Herbizid	635	9.3E-01	7.4E+03	7.4E+03	< 1‰
213	Mandipropamid	Fungizid	5'330	7.6E+00	7.2E+03	7.2E+03	< 1‰
99	Desmedipham	Herbizid	1'501	2.0E+00	7.1E+03	7.1E+03	< 1‰
286	Prochloraz	Fungizid	1'502	2.0E+00	7.0E+03	7.0E+03	< 1‰
1070	Amisulbrom	Fungizid	173	2.3E-01	6.9E+03	6.7E+03	< 1‰
249	Napropamide	Herbizid	15'996	2.4E+01	6.5E+03	6.5E+03	< 1‰
158	Fluroxypyr	Herbizid	2'729	4.2E+00	6.5E+03	6.5E+03	< 1‰
228	Metamitron	Herbizid	33'012	4.5E+01	6.0E+03	6.0E+03	< 1‰
272	Pencycuron	Fungizid	1'807	3.0E+00	6.0E+03	6.0E+03	< 1‰
NA	Rapsöl	Andere	24'217	4.5E+01	5.8E+03	5.8E+03	< 1‰
362	Triflusaluron-methyl	Herbizid	202	2.8E-01	5.8E+03	5.8E+03	< 1‰
193	Kresoxim-methyl	Fungizid	1'781	1.3E+00	5.7E+03	5.7E+03	< 1‰
300	Prothioconazole	Fungizid	12'016	1.3E+01	5.7E+03	5.7E+03	< 1‰
118	Diuron	Herbizid	1'360	1.8E+00	7.2E+03	5.6E+03	< 1‰
1231	Terpineol	Andere	5'154	1.1E+01	5.3E+03	5.3E+03	< 1‰
153	Fluoxastrobin	Fungizid	762	1.5E+00	5.2E+03	5.2E+03	< 1‰
796	Acequinocyl	Insektizid	61	3.9E-02	5.1E+03	5.1E+03	< 1‰
303	Pyraflufen-ethyl	Herbizid	22	2.6E-02	5.7E+03	5.0E+03	< 1‰
127	Ethofumesate	Herbizid	6'074	1.6E+01	4.7E+03	4.7E+03	< 1‰
320	Schwefel	Fungizid	462'409	9.3E+02	4.5E+03	4.5E+03	< 1‰
234	Methoxyfenozide	Insektizid	260	6.5E-01	4.4E+03	4.4E+03	< 1‰
266	Paclobutrazol	Regulator	321	8.2E-01	4.4E+03	4.4E+03	< 1‰
311	Quinoclamine	Herbizid	90	2.1E-01	4.3E+03	4.3E+03	< 1‰

ID	Wirkstoff	Wirkstoff-kategorie	Verkaufs-menge (kg)	GLT (µg/L)	RI (ha), ohne Mass-nahmen	RI (ha)	Anteil Gesamt-risiko (%)
347	Thiamethoxam	Insektizid	58	1.4E-01	4.2E+03	4.2E+03	< 1‰
301	Pymetrozine	Insektizid	995	2.5E+00	3.7E+03	3.7E+03	< 1‰
93	Cyproconazole	Fungizid	700	2.3E+00	3.4E+03	3.4E+03	< 1‰
115	Dimethomorph	Fungizid	1'621	5.6E+00	3.2E+03	3.2E+03	< 1‰
216	MCPB	Herbizid	10'439	4.3E+01	2.6E+03	2.6E+03	< 1‰
62	Carfentrazone-ethyl	Herbizid	326	5.7E-01	2.4E+03	2.4E+03	< 1‰
33	Azadirachtin A+B	Insektizid	81	3.6E-01	2.4E+03	2.4E+03	< 1‰
129	Etoxazol	Insektizid	6	2.0E-02	2.4E+03	2.4E+03	< 1‰
1108	Fettsäuren C7-C18	Insektizid	18'540	5.0E+01	2.3E+03	2.3E+03	< 1‰
79	Clomazone	Herbizid	2'659	1.4E+01	2.3E+03	2.3E+03	< 1‰
169	Haloxypop-(R)-Methylester	Herbizid	327	5.2E-01	2.2E+03	2.2E+03	< 1‰
233	Methomyl	Insektizid	50	1.6E-01	2.5E+03	2.1E+03	< 1‰
271	Penconazole	Fungizid	694	3.2E+00	2.0E+03	2.0E+03	< 1‰
312	Quinoxifen	Fungizid	143	8.0E-01	2.0E+03	2.0E+03	< 1‰
357	Tribenuron-methyl	Herbizid	103	4.3E-01	1.9E+03	1.9E+03	< 1‰
801	Fluopicolide	Fungizid	445	2.9E+00	1.8E+03	1.8E+03	< 1‰
147	Fluazifop-P-butyl	Herbizid	2'163	7.7E+00	1.8E+03	1.8E+03	< 1‰
190	Kaolin	Andere	17'694	1.1E+02	1.8E+03	1.8E+03	< 1‰
364	Trinexapac-ethyl	Regulator	3'994	7.3E+00	1.7E+03	1.7E+03	< 1‰
321	Schwefelsaure Tonerde	Fungizid	29'887	8.0E+01	1.7E+03	1.7E+03	< 1‰
26	Amidosulfuron	Herbizid	225	9.2E-01	1.7E+03	1.7E+03	< 1‰
802	Fluopyram	Fungizid	1'945	1.4E+01	1.6E+03	1.6E+03	< 1‰
45	Boscalid	Fungizid	1'951	1.3E+01	1.6E+03	1.6E+03	< 1‰
805	Isoxaflutole	Herbizid	95	3.2E-01	1.8E+03	1.6E+03	< 1‰
1291	Ametoctradin	Fungizid	1'086	4.4E+00	1.6E+03	1.6E+03	< 1‰
248	Myclobutanil	Fungizid	621	4.0E+00	1.6E+03	1.6E+03	< 1‰
262	Oryzalin	Herbizid	923	5.3E+00	1.7E+03	1.5E+03	< 1‰
178	Indoxacarb	Insektizid	383	2.6E+00	1.2E+03	1.2E+03	< 1‰
815	Triticonazole	Fungizid	114	1.0E+00	1.2E+03	1.2E+03	< 1‰
306	Pyridate	Herbizid	603	4.9E+00	1.2E+03	1.2E+03	< 1‰
86	Cyazofamid	Fungizid	743	5.6E+00	1.1E+03	1.1E+03	< 1‰
134	Fenhexamid	Fungizid	1'323	1.0E+01	1.2E+03	1.1E+03	< 1‰
293	Propiconazole	Fungizid	651	6.8E+00	1.1E+03	1.1E+03	< 1‰
239	Metrafenone	Fungizid	2'925	2.3E+01	1.2E+03	1.0E+03	< 1‰
103	Dicamba	Herbizid	8'102	4.5E+01	1.0E+03	1.0E+03	< 1‰
710	Cyflufenamid	Fungizid	252	2.4E+00	9.8E+02	9.8E+02	< 1‰
1121	Kaliumaluminiumsulfat	Fungizid	9'441	1.1E+02	9.6E+02	9.6E+02	< 1‰
219	Mefenpyr-Diethyl	Herbizid	1'188	1.0E+01	9.3E+02	9.3E+02	< 1‰
317	Rimsulfuron	Herbizid	63	4.6E-01	9.1E+02	9.1E+02	< 1‰
176	Imazamox	Herbizid	137	1.1E+00	8.5E+02	8.5E+02	< 1‰
217	Mecoprop-P	Herbizid	13'192	1.6E+02	8.3E+02	8.3E+02	< 1‰
295	Propoxycarbazone-sodium	Herbizid	62	6.4E-01	8.1E+02	8.1E+02	< 1‰
270	Pelargonsäure	Insektizid	29'740	2.2E+02	8.0E+02	8.0E+02	< 1‰
356	Triazoxid	Fungizid	60	7.8E-01	8.0E+02	8.0E+02	< 1‰
313	Quizalofop-P-ethyl	Herbizid	201	2.1E+00	7.7E+02	7.7E+02	< 1‰
292	Propaquizafop	Herbizid	230	1.9E+00	7.6E+02	7.6E+02	< 1‰
122	Eisen-III-Phosphat	Molluskizid	1'612	2.6E+01	7.0E+02	7.0E+02	< 1‰
157	Flurochloridon	Herbizid	41	4.7E-01	8.3E+02	6.4E+02	< 1‰
809	Maleinsäurehydrazid	Regulator	5'675	5.7E+01	5.4E+02	5.4E+02	< 1‰
220	Mepanipyrim	Fungizid	150	2.7E+00	5.1E+02	5.1E+02	< 1‰
308	Pyrimethanil	Fungizid	1'179	2.5E+01	5.2E+02	5.0E+02	< 1‰
51	Bupirimate	Fungizid	506	1.0E+01	4.1E+02	4.0E+02	< 1‰
351	Thiophanate-methyl	Fungizid	1'899	1.8E+01	3.9E+02	3.7E+02	< 1‰
243	Milbemectin	Insektizid	2	4.4E-02	3.9E+02	3.7E+02	< 1‰
365	Tritosulfuron	Herbizid	201	4.8E+00	3.6E+02	3.6E+02	< 1‰
328	Spirodiclofen	Insektizid	105	2.0E+00	3.4E+02	3.4E+02	< 1‰
66	Chlormequat	Regulator	9'295	2.4E+02	3.2E+02	3.2E+02	< 1‰
812	Spirotetramat	Insektizid	1'013	1.4E+01	3.1E+02	3.1E+02	< 1‰
881	Metobromuron	Herbizid	819	3.1E+01	3.1E+02	3.1E+02	< 1‰

ID	Wirkstoff	Wirkstoff-kategorie	Verkaufsmenge (kg)	GLT (µg/L)	RI (ha), ohne Massnahmen	RI (ha)	Anteil Gesamtrisiko (%)
290	Propamocarb-hydrochlorid	Fungizid	15'714	5.3E+02	3.1E+02	3.1E+02	< 1‰
1271	Quinmerac	Herbizid	1'050	3.4E+01	2.6E+02	2.6E+02	< 1‰
12	Acibenzolar-S-methyl	Fungizid	73	2.6E+00	2.5E+02	2.5E+02	< 1‰
227	Metaldehyd	Molluskizid	21'775	7.5E+02	2.4E+02	2.4E+02	< 1‰
226	Metalaxyl-M	Fungizid	2'307	1.0E+02	2.2E+02	2.2E+02	< 1‰
807	Kaliumphosphonat	Fungizid	21'304	1.2E+03	2.0E+02	2.0E+02	< 1‰
28	Asulam	Herbizid	12'158	4.0E+02	1.9E+02	1.9E+02	< 1‰
1071	Fenpyrazamin	Fungizid	466	3.2E+01	1.6E+02	1.6E+02	< 1‰
258	Oleum foeniculi	Andere	1'474	1.1E+02	1.5E+02	1.5E+02	< 1‰
221	Mepiquat	Regulator	3'395	2.6E+02	1.2E+02	1.1E+02	< 1‰
1069	Aminopyralid	Herbizid	134	1.0E+01	9.4E+01	9.4E+01	< 1‰
707	Bifenazat	Insektizid	48	1.7E+00	8.9E+01	8.9E+01	< 1‰
165	Fosetyl	Fungizid	8'026	3.7E+02	8.0E+01	8.0E+01	< 1‰
803	Flutolanil	Fungizid	172	2.3E+01	7.7E+01	7.7E+01	< 1‰
974	Benalaxyl-M	Fungizid	181	2.0E+01	8.4E+01	7.4E+01	< 1‰
172	Hexythiazox	Insektizid	30	3.6E+00	8.3E+01	7.1E+01	< 1‰
40	Bentazon	Herbizid	3'297	4.5E+02	6.0E+01	6.0E+01	< 1‰
1010	Maltodextrin	Insektizid	5'037	1.0E+03	5.6E+01	5.6E+01	< 1‰
188	Kalium-Bicarbonat	Andere	30'406	7.3E+03	4.7E+01	4.7E+01	< 1‰
280	Pinoxaden	Herbizid	721	1.0E+02	4.5E+01	4.5E+01	< 1‰
81	Cloquintocet-mexyl	Andere	683	6.3E+01	3.9E+01	3.9E+01	< 1‰
76	Clethodim	Herbizid	1'168	1.9E+02	3.6E+01	3.6E+01	< 1‰
287	Prohexadione-Calcium	Regulator	483	1.2E+02	3.2E+01	3.2E+01	< 1‰
1108	Fettsäuren	Insektizid	254	5.0E+01	3.2E+01	3.2E+01	< 1‰
65	Chloridazon	Herbizid	928	3.2E+02	3.0E+01	3.0E+01	< 1‰
1100	Penoxsulam	Herbizid	1	3.3E-01	3.0E+01	2.7E+01	< 1‰
290	Propamocarb	Fungizid	1'148	5.3E+02	2.2E+01	2.2E+01	< 1‰
183	Iprovalicarb	Fungizid	409	1.9E+02	2.4E+01	2.1E+01	< 1‰
41	Benthiavalicarb-isopropyl	Fungizid	187	1.0E+02	2.1E+01	2.1E+01	< 1‰
8	6-benzyladenine	Regulator	247	5.0E+01	2.0E+01	2.0E+01	< 1‰
126	Ethephon	Regulator	7'100	2.3E+03	1.8E+01	1.8E+01	< 1‰
80	Clopyralid	Herbizid	1'209	5.3E+02	1.6E+01	1.6E+01	< 1‰
205	Laminarin	Fungizid	615	1.0E+03	8.6E+00	8.6E+00	< 1‰
95	Daminozide	Regulator	374	1.7E+02	7.0E+00	7.0E+00	< 1‰
NA	Rapsölmethylester	Andere	16'876	2.5E+04	4.9E+00	4.9E+00	< 1‰
145	Flonicamid	Insektizid	218	3.1E+02	3.1E+00	3.1E+00	< 1‰
810	Picloram	Herbizid	15	5.5E+01	1.9E+00	1.9E+00	< 1‰
1102	Valifenalate	Fungizid	54	2.8E+02	1.7E+00	1.4E+00	< 1‰
1109	COS-OGA	Fungizid	165	2.0E+03	1.2E+00	1.2E+00	< 1‰
21	1-Naphthylacetic acid	Regulator	58	5.1E+02	1.1E+00	1.1E+00	< 1‰
175	Imazalil	Fungizid	2	1.5E+01	1.1E+00	1.1E+00	< 1‰
87	Cycloxydim	Herbizid	100	1.3E+03	7.2E-01	7.2E-01	< 1‰