



## Bewertung der Umweltwirkungen und Risiken verschiedener Pflanzenschutzstrategien für fünf Kulturen in der Schweiz

Tuija Waldvogel, Marcel Mathis, Laura de Baan, Charlotte Haupt  
und Thomas Nemecek

Partner  
IP-SUISSE, Migros-Genossenschafts-Bund (MGB)



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für  
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF  
**Agroscope**

## Danksagung

Die Autorinnen und Autoren bedanken sich bei allen, die dieses Projekt mit ihrem Fachwissen und guten Ideen unterstützt haben. Im Besonderen gilt unser Dank:

Dem Migros-Genossenschafts-Bund (MGB) für die finanzielle Unterstützung sowie IP-SUISSE für die fachliche Unterstützung.

Unseren Kolleginnen und Kollegen, die zum Projekt beigetragen haben, insbesondere Mirjam Lüthi (IP-SUISSE) für ihre fachliche Unterstützung bei der Erstellung der Spritzfolgen und ihr konstruktives Feedback während der gesamten Projektdauer, Urs Zihlmann und Peter Weisskopf für die fachliche Unterstützung bezüglich der Erstellung der Bodentypen, den kontaktierten Experten für die Validierung der Spritzfolgen und Anbauverfahren, Hisko Baas (Agroscope) für die tatkräftige Unterstützung bezüglich der Programmierung des PestLCI Konsensus-Modells und der Ergänzung der Datenbanken, sowie André Wohler (Agroscope) für die Unterstützung im Bereich Informatik.

Den Experten von PestLCI für Ihre Unterstützung und den fachlichen Inputs, insbesondere Peter Fantke, Teunis Dijkman und Hélène Crypenninck.

Der Projektoberleitung (POL), welche die fachliche Arbeit kritisch gewürdigt hat und durch ihr konstruktives Feedback zum erfolgreichen Projektabschluss beigetragen hat:

Manfred B�otsch	MGB	Otto Daniel	Agroscope
Bernhard Kammer	MGB	Gérard Gaillard	Agroscope
Fritz Rothen	IP-SUISSE		

## Korrigierte Version Dezember 2018:

Dies ist eine korrigierte Fassung des Berichts, welche folgende Fehler berichtigt:

In den Tabellen 12-13 (Für Karotten, Kartoffeln und Zuckerrüben), Tabellen 52-54, 58, 61-63 und 68-69 waren die Aufwandsmengen und Anzahl Behandlungen teilweise falsch wiedergegeben. Dies wurde korrigiert. In den Abbildungen 11-21 und 66-69 war das exposure toxicity ratio (ETR) um einen Faktor 1000 zu tief. Dies wurde ebenfalls korrigiert. Auf die relativen Vergleiche zwischen den Szenarios, die Interpretation der Ergebnisse und die Schlussfolgerungen haben diese Korrekturen keinerlei Einfluss. Die Schlussfolgerungen bleiben vollumfänglich gültig. Am Text mussten keine Änderungen vorgenommen werden.

## Impressum

---

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich <a href="http://www.agroscope.ch">www.agroscope.ch</a>
Auskünfte	Thomas Nemecek; <a href="mailto:thomas.nemecek@agroscope.admin.ch">thomas.nemecek@agroscope.admin.ch</a>
Redaktion	Tuija Waldvogel
Übersetzung	Sprachdienst Agroscope
Gestaltung	Ursus Kaufmann, Agroscope
Titelbild	Gabriela Brändle, Agroscope
Download	<a href="http://www.agroscope.ch/science">www.agroscope.ch/science</a>
Copyright	� Agroscope 2018
ISSN	2296-729X
ISBN	978-3-906804-53-8

---

# Inhalt

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>5</b>
Kontext und Ziel der Studie .....	5
Methoden .....	5
Untersuchte Szenarien .....	6
Ergebnisse .....	7
Schlussfolgerungen .....	8
<b>Résumé</b> .....	<b>9</b>
Contexte et objectif de l'étude .....	9
Méthodes .....	9
Scénarios étudiés .....	10
Résultats .....	11
Conclusions .....	12
<b>Summary</b> .....	<b>14</b>
Context and Purpose of Study .....	14
Methods .....	14
Scenarios Investigated .....	15
Results .....	16
Conclusions .....	17
<b>Abkürzungen</b> .....	<b>18</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>19</b>
1.1 Ausgangslage .....	19
1.2 Ziele dieser Studie .....	19
1.3 Untersuchte Szenarien .....	20
1.4 Projektorganisation und Finanzierung .....	20
<b>2 Methodenentwicklung: Risikobewertung</b> .....	<b>21</b>
2.1 Risikobewertungsmodell SYNOPS .....	21
2.2 Weiterentwicklung SYNOPS .....	26
2.3 Parametrisierung für die Schweiz: Umweltszenarien .....	30
<b>3 Methodenentwicklung: Ökobilanz</b> .....	<b>37</b>
3.1 Ökobilanz .....	37
3.2 Ziel und Untersuchungsrahmen dieser Studie .....	37
3.3 Sachbilanz-Methode PestLCI .....	38
3.4 Wirkungsabschätzungsmethode USEtox 2.02 .....	40
3.5 Vorgenommene Modellanpassungen .....	42
<b>4 Definition Spritzfolgen und Anbauverfahren</b> .....	<b>48</b>
4.1 Einleitung .....	48
4.2 Methodik für die Definition der Spritzfolgen und Anbauverfahren .....	48
4.3 Beschreibung der Spritzfolgen .....	51
<b>5 Resultate und Diskussion: Risikobewertung mit SYNOPS</b> .....	<b>54</b>
5.1 Winterraps .....	55
5.2 Winterweizen .....	56

5.3	Karotten .....	58
5.4	Kartoffeln .....	59
5.5	Zuckerrüben .....	61
5.6	Diskussion .....	64
<b>6</b>	<b>Resultate und Diskussion: Ökobilanzen</b> .....	<b>68</b>
6.1	Einleitung .....	68
6.2	Ökotoxizitätspotenzial von PSM-Anwendungen pro Hektare .....	68
6.3	Ökotoxizitätspotenzial der Pflanzenschutzmittel pro Kilogramm Produkt .....	75
6.4	Ökotoxizitätspotenzial aller Schadstoffe pro Kilogramm Produkt .....	77
6.5	Weitere Umweltwirkungen .....	78
6.6	Diskussion .....	79
<b>7</b>	<b>Gesamtdiskussion</b> .....	<b>82</b>
7.1	Vergleich der beiden Bewertungsansätze .....	82
7.2	Synthese der Resultate .....	84
7.3	Wichtige Einflussfaktoren auf Wirkung und Risiko .....	85
7.4	Diskussion der Ergebnisse im Kontext der Forschung und anderen Aktivitäten .....	87
7.5	Forschungsbedarf .....	92
<b>8</b>	<b>Schlussfolgerung</b> .....	<b>94</b>
<b>9</b>	<b>Literatur</b> .....	<b>96</b>
<b>10</b>	<b>Anhang</b> .....	<b>101</b>
10.1	Methodenentwicklung: Ökobilanz .....	101
10.2	Methodenentwicklung: Risikobewertung .....	115
10.3	Umweltparameter .....	119
10.4	Sensitivitätsanalyse Umweltparameter: SYNOPS und PestLCI Konsensus-Modell .....	126
10.5	Auswahl der Umweltszenarien .....	134
10.6	Detaillierte Beschreibung der Spritzfolgen und Anbauverfahren .....	135
10.7	Definition Zusatzspritzfolgen .....	154
10.8	Wirkstoffeigenschaften .....	159
10.9	Zusatzresultate Ökobilanzierung .....	160
10.10	Zusatzresultate Risikobewertung .....	167
10.11	Beitrag dieser Studie zum Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutzmittel (NAP) .....	173

# Zusammenfassung

## Kontext und Ziel der Studie

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in der Landwirtschaft und damit verbundene Nutzen und Risiken werden zurzeit kontrovers diskutiert. Aktuelle Messungen weisen z. B. auf eine hohe Belastung von kleinen Schweizer Bächen in landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten hin und bestätigen damit den Handlungsbedarf. Auch die Nahrungsmittelproduzenten und der Handel sind bei der Suche nach Lösungen gefragt.

In diesem Kontext untersuchte Agroscope im Auftrag des Migros-Genossenschafts-Bunds (MGB) die Umweltwirkungen und Risiken von PSM-Anwendungen gemäss IP-SUISSE-Richtlinien im Vergleich zur PSM-Anwendung gemäss dem Ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN). Es wurden fünf in der Schweiz angebaute Kulturen untersucht: Winterraps (WRA), Winterweizen (WW), Karotten (KARO), Kartoffeln (KART) und Zuckerrüben (ZR). Die Bewertung erfolgte aus zwei Blickwinkeln und umfasste:

- i) Die Berechnung des Ökotoxizitätspotenzials von PSM-Spritzfolgen mittels Ökobilanzen und
- ii) Eine detaillierte Risikobewertung ganzer PSM-Spritzfolgen mittels dem Modell SYNOPS.

Die Ziele dieser Studie waren:

- Quantifizierung des Reduktionspotenzials für die Ökotoxizität durch die Anwendung der IP - SUISSE-Richtlinien bei ausgewählten Kulturen und
- Ermittlung der wichtigsten Beiträge zu den ökotoxikologischen Umweltwirkungen bzw. Risiko bei einer Bewirtschaftung gemäss IP-SUISSE-Richtlinien bzw. gemäss ÖLN.

Ein wichtiges Teilziel war zudem die Weiterentwicklung der verwendeten Methoden und deren Parametrisierung für Schweizer Verhältnisse.

## Methoden

Mit der Ökobilanz-Methodik und der Risikobewertungsmethode SYNOPS wurden zwei sich ergänzende Methoden gewählt, die eine umfassende Bewertung der PSM-Anwendungen ermöglichten und eine robuste Entscheidungsgrundlage schafften: Die Ökobilanz einerseits liefert eine generische Abschätzung der aquatischen und terrestrischen Ökotoxizität sowie eine Wirkungsabschätzung für alle relevanten Umweltwirkungen unter Einbezug der vor- und nachgelagerten Stufen bezogen auf eine funktionelle Einheit (hier 1 kg Erntegut). Die Risikobewertung andererseits erlaubt die Abschätzung von ökotoxikologischen Risiken von PSM unter Berücksichtigung von standort- und anwendungsspezifischen Parametern.

### Ökobilanz

Für die Berechnung des aquatischen und terrestrischen Ökotoxizitätspotenzials wurden ein Modell und zwei Methoden der Wirkungsabschätzung eingesetzt. Die Bilanzierung der Verlagerung von PSM in unterschiedliche Umweltkompartimente im Rahmen der Sachbilanz erfolgte mit dem **PestLCI Konsensus-Modell**. Dieses Modell quantifiziert die Emissionen in fünf Umweltkompartimente: Luft, Oberflächen ausserhalb des Feldes, Grundwasser, landwirtschaftlicher Boden und Deposition auf der Pflanze.

Für die anschliessende Wirkungsabschätzung bezüglich der Gewässer kam die Methode **USEtox** zur Anwendung, welche die toxischen Effekte eines Wirkstoffes auf das Ökosystem mittels Charakterisierungsfaktoren quantifiziert. Die EU empfiehlt USEtox für die Wirkungskategorie aquatisches Ökotoxizitätspotenzial. Das terrestrische Ökotoxizitätspotenzial wurde mit der Methode ReCiPe 2016 (Hierarchist) abgeschätzt.

In einem ersten Schritt wurden die Ökotoxizitätspotenziale der PSM-Anwendungen abgeschätzt und mit den Resultaten der Risikobewertung verglichen. In einem zweiten Schritt wurde die Ökobilanz der untersuchten Szenarios erstellt, um mögliche Zielkonflikte aufzuzeigen. Die Analyse erfolgte für die funktionelle Einheit «1 kg Produkt» mit der Systemgrenze «ab Hoftor» mittels der Ökobilanz-Methode SALCA.

Der Bericht stellt exemplarisch die Ergebnisse für vier Umweltkategorien dar: i) terrestrische Eutrophierung, ii) Treibhauspotenzial, iii) abiotischer Ressourcenbedarf und iv) nicht erneuerbarer Energiebedarf. Dieses

Vorgehen ermöglichte eine Beurteilung der ressourcen-, nährstoff- und schadstoffbezogenen Umweltwirkungen sowie die Ermittlung möglicher Trade-offs zwischen den Umweltwirkungen.

### Risikobewertung

Für die Risikobewertung kam das Modell **SYNOPS** (**S**ynoptische Bewertungsmodell für **P**flanzenschutzmittel) zur Anwendung. Dieses Modell eignet sich für eine vergleichende Bewertung der ökologischen Risiken von Einzelbehandlungen bis hin zu ganzen Spritzfolgen. Für jede PSM-Applikation berechnet SYNOPS die potenziellen PSM-Einträge in umliegende Umweltkompartimente. Dabei werden sowohl Anwendungsbedingungen, Wirkstoffeigenschaften, wie auch Umweltbedingungen berücksichtigt. Schliesslich wird in jedem Umweltkompartiment das Risiko pro Wirkstoff berechnet. Hierfür wird die Toxizität des Wirkstoffs für verschiedene Stellvertreterorganismen mit der Wirkstoffkonzentration verglichen und ein sogenanntes Exposure-Toxicity-Ratio (ETR) berechnet. Schlussendlich werden die Risiken einzelner Wirkstoffe aggregiert, um eine Gesamtbewertung einer Spritzfolge zu ermöglichen.

Es lassen sich Risiken für drei Umweltkompartimente berechnen: Oberflächengewässer, Boden und Saumbiotop (Nützlinge und Bienen). Die direkte Verfrachtung von Wirkstoffen (durch Übersprühen oder Abdrift) wird in allen Umweltkompartimenten berechnet. Im Oberflächengewässer werden zusätzlich noch die Abschwemmung, Drainage und Erosion als Eintragspfade modelliert. Die verschiedenen Umweltbedingungen in der Schweiz (z. B. Hangneigung oder Klima) wurden durch die Berechnung von verschiedenen Umweltszenarien berücksichtigt.

### Untersuchte Szenarien

Für jede Kultur wurden drei Spritzfolgen definiert und mithilfe von Experten validiert:

- **ÖLNmittel**: entspricht einer «typischen» (d. h. häufig auftretenden) Spritzfolge basierend auf ÖLN. Für die Definition dieser Spritzfolge wurde die mittlere Anzahl Interventionen pro Wirkungsbereich (z. B. Herbizide) und Kultur aus den Daten des Betriebsnetzwerks der Zentralen Auswertung von Agrarumweltindikatoren (AUI-Daten) der Jahre 2009–2014 berechnet. Es wurden jeweils die am häufigsten verwendeten Wirkstoffe in der Spritzfolge angenommen.
- **ÖLNhoch**: widerspiegelt den ÖLN-Anbau unter hohem Schadddruck und basiert auf dem 75. Perzentil der Anzahl Interventionen pro Kultur und Wirkungsbereich der AUI-Daten.
- **IP-SUISSE (IPS)**: Diese Spritzfolge ist abgeleitet von der ÖLNmittel-Spritzfolge und wurde gemäss den IPS-Richtlinien für die jeweilige Kultur angepasst, indem Verbote und Einschränkungen umgesetzt wurden.<sup>1</sup>

Bei der Kultur Karotten waren keine AUI-Daten verfügbar und die Spritzfolgen wurden mithilfe von Experten definiert. Zusätzlich zu den obigen drei Spritzfolgen wurden elf Zusatzspritzfolgen definiert, um die Wirkung von weiteren Wirkstoffen zu eruieren, welche bei IP-SUISSE verboten oder bewilligungspflichtig sind, aber nicht zu den am häufigsten verwendeten Wirkstoffen gehören und daher nicht in den Standard-Spritzfolgen berücksichtigt wurden.

Die untersuchten Spritzfolgen decken nicht die ganze Bandbreite an möglichem PSM-Einsatz im IPS- und ÖLN-Anbau der fünf Kulturen ab. Um die Aussagen dieses Projektes auf alle zugelassenen Mittel und Wirkstoffe dieser fünf Kulturen auszudehnen, wären zusätzliche Studien und Berechnungen nötig. Es wurden zudem verschiedene Umweltszenarien berücksichtigt, welche sich bezüglich Hangneigung, Klima, Distanz zum Gewässer und Bodentypen unterschieden. Somit konnte eine breite Palette an Standortbedingungen berücksichtigt werden.

---

<sup>1</sup> Die Richtlinien für Zuckerrüben wurden im Verlaufe des Projektes angepasst; diese Änderungen konnten im vorliegenden Bericht jedoch nicht mehr berücksichtigt werden.

## Ergebnisse

Nachfolgend ist eine Übersicht der relativen Veränderung der ökotoxikologischen Umweltwirkungen und Risiken der IPS- und ÖLNhoch-Spritzfolge gegenüber der Referenz-Spritzfolge ÖLNmittel für die Methoden Ökobilanz (ÖB) und Risikobewertung (RB) aufgeführt (Tabelle 1). Bei der Ökobilanzierung wurde das aquatische und terrestrische Ökotoxizitätspotenzial berechnet (ohne Aggregation). Bei der Risikobewertung wurden drei Umweltkompartimente (Gewässer, Boden und Saum) getrennt betrachtet und anschliessend aggregiert.

Tabelle 1: Relative Veränderung der Risiken der Spritzfolgen IP-SUISSE (IPS) und ÖLNhoch gegenüber ÖLNmittel (Referenz) für die fünf untersuchten Kulturen für die Bewertung mittels Ökobilanz (ÖB) und Risikobewertung (RB). Dunkelgrün = < 50 %; hellgrün = 50 %-90 %; orange = 111 %-200 %; dunkelrot = > 200 %.

	WRA			WW			KARO			KART			ZR			
	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	
ÖB	Gewässer	25%	100%	406%	100%	100%	100%	100%	135%	100%	100%	100%	100%	100%	165%	
	Boden	100%	100%	100%	88%	100%	100%	100%	188%	82%	100%	101%	100%	100%	100%	
	Saum	0%	100%	100%	2%	100%	1678%	1%	100%	147%	24%	100%	100%	100%	100%	
RB	Gewässer	20%	100%	1314%	0%	100%	101%	98%	100%	158%	77%	100%	188%	97%	100%	1475%
	Boden	67%	100%	2554%	1%	100%	101%	99%	100%	120%	97%	100%	255%	90%	100%	3573%

### Reduktionspotenzial durch unterschiedliche PSM-Strategien

Die Ergebnisse der Risikobewertung und der Ökobilanz zeigten, dass mittels den IPS-Richtlinien bei allen untersuchten Kulturen eine leichte bis sehr starke Reduktion des Risikos (RB) und des Ökotoxizitätspotenzials (ÖB) erreicht wurde im Vergleich zu einer mittleren Bewirtschaftung nach ÖLN (ÖLNmittel). Die Reduktion fiel bei Wintertraps mit beiden Bewertungsansätzen besonders hoch aus, während es bei Zuckerrüben kaum eine Reduktion gab (Tabelle 1):

Bei der Ökobilanz fiel die Reduktion mittels IPS bei Winterweizen sehr hoch aus, während es bei Kartoffeln (aquatische Ökotoxizität) und bei Zuckerrüben (terrestrische Ökotoxizität) nur einen leicht reduzierenden Effekt gab.

Die Risikoreduktion im Saumbiotop für IPS-Spritzfolgen war in allen Kulturen ausser Zuckerrüben gross, die Risiken für Gewässer waren hingegen nur bei Wintertraps stark verringert und jene für den Boden waren bei Winterweizen und Kartoffeln leicht tiefer.

Das Ökotoxizitätspotenzial und die Risiken bei hohem Schaddruck (ÖLNhoch) waren im Vergleich zu ÖLNmittel teils stark erhöht. Bei Karotten und Zuckerrüben waren bei beiden Bewertungsansätzen die Effekte bei ÖLNhoch leicht bis stark erhöht. Bei der Ökobilanz zeigte ÖLNhoch zudem im Wintertraps, Kartoffeln und Zuckerrüben deutlich höhere Effekte verglichen mit ÖLNmittel. Bei der Risikobewertung waren die Gesamtrisiken bei ÖLNhoch auch bei Winterweizen klar gesteigert.

Bei der Auswertung von elf Zusatzspritzfolgen zeigte sich, dass in den meisten Fällen die von IPS ausgeschlossenen Wirkstoffe ein höheres Ökotoxizitätspotenzial bzw. Risiko aufwiesen als die in IPS berücksichtigten. Somit erwies sich der Verzicht auf diese Wirkstoffe in den meisten Fällen als eine zielführende Massnahme.

### Ermittlung der dominierenden Wirkstoffe

In der Regel dominierten einige wenige Wirkstoffe die ökotoxikologischen Umweltwirkungen und Risiken. Für beide Methoden (ÖB und RB) wurde pro Kultur und Spritzfolge jeweils der dominierende Wirkstoff ermittelt. Die Resultate unterschieden sich teils stark zwischen den beiden Methoden. Während bei der RB bei den Kulturen Winterweizen, Karotten und Kartoffeln hauptsächlich Wirkstoffe dominierten, welche auch auf der Liste von «Wirkstoffe mit besonderem Risikopotenzial» des BLWs auftauchen, waren bei der ÖB oft andere Wirkstoffe vertreten.

Der Verzicht auf dominierende Wirkstoffe ermöglicht eine deutliche Verminderung des Ökotoxizitätspotenzials und der Risiken.

### Berücksichtigung aller Schadstoffe und weiterer Umweltwirkungen in der Ökobilanzierung

Werden neben den PSM noch weitere toxische Substanzen für die Berechnung des aquatischen Ökotoxizitätspotenzials einbezogen, so ändert sich das Ergebnis wesentlich. Der Beitrag der PSM beträgt in allen untersuchten Fällen weniger als die Hälfte und die Wirkungen werden hauptsächlich durch Schwermetalle

dominiert. Bei der Abschätzung der Schwermetall-Emissionen (Modell SALCA-Schwermetall) und deren ökotoxischen Wirkung mit USEtox bestehen jedoch grosse Unsicherheiten. In künftigen Untersuchungen sollten daher die Methoden weiterentwickelt und die Rolle der Schwermetalle vertieft untersucht werden. Bei weiteren Umweltwirkungen (Energiebedarf, abiotische Ressourcen, Treibhauspotenzial und terrestrische Eutrophierung) unterschieden sich die Ökobilanzergebnisse pro kg Produkt der drei untersuchten Spritzfolgen nur geringfügig voneinander, da sich die Szenarien hauptsächlich durch den PSM-Einsatz charakterisieren. Einzig bei Winterweizen und Winterraps waren aufgrund der tieferen Erträge bei IPS leicht höhere Umweltwirkung festzustellen.

## Schlussfolgerungen

Diese Studie quantifizierte das Reduktionspotenzial durch die Anwendung der IPS-Richtlinien und identifizierte die dominierenden Wirkstoffe. Das Ökotoxizitätspotenzial und die Risiken von PSM-Anwendungen gemäss IPS-Richtlinien fielen in der Regel geringer aus als bei mittlerer Bewirtschaftung gemäss ÖLN. In der Spritzfolge ÖLNhoch war das Ökotoxizitätspotenzial und die Risiken für die Kulturen Winterraps, Karotten und Zuckerrüben mit beiden Methoden (RB und ÖB) im Vergleich zu ÖLNmittel stark erhöht. Ein Unterschied zu ÖLNhoch war beim Winterweizen nur beim Risiko erkennbar, während bei den Kartoffeln nur das Ökotoxizitätspotenzial erhöht war. Um das Ökotoxizitätspotenzial und die Risiken möglichst gering zu halten, ist es daher wichtig, das Schadschwellenprinzip strikte anzuwenden und möglichst auf prophylaktische PSM-Behandlungen zu verzichten. Die Studie zeigte daher, dass sich mit Wahl der Wirkstoffe eine teils erhebliche Reduktion der ökotoxikologischen Umweltwirkungen und Risiken erreichen lässt. Gezielte Verbote einzelner PSM ermöglichen folglich beachtliche Reduktionspotenziale. Die Ergebnisse für die verschiedenen Umweltkompartimente sind teilweise ähnlich, teilweise aber auch gänzlich unterschiedlich. Dies bedeutet, dass die Ergebnisse nicht ohne vertiefte Abklärung von einem Umweltkompartiment (Gewässer, Boden, Saum) auf ein anderes übertragen werden dürfen. Es wird daher empfohlen, für die Abschätzung der Umweltwirkungen und Risiken von PSM auf eine möglichst vollständige Abdeckung der betroffenen Umweltkompartimente zu achten.

Die Berechnung der zusätzlichen Umweltwirkungen (Energiebedarf, abiotische Ressourcen, Treibhauspotenzial und terrestrische Eutrophierung) brachte keine Trade-offs zu Tage, mit Ausnahme der Auswirkung tieferer Erträge bei einzelnen IPS-Kulturen.

Für die Praxis ist die Auflistung der dominierenden Wirkstoffe von besonderem Interesse, da bei einem Verzicht auf diese Wirkstoffe das Ökotoxizitätspotenzial und die Risiken teils stark reduziert werden.

Das Projekt ermöglichte wichtige methodische Weiterentwicklungen bei den verwendeten Modellen im Bereich der Ökobilanz (PestLCI Konsensus-Modell und USEtox) und Risikobewertung (SYNOPS), wobei auch zukünftiger Forschungsbedarf erkannt wurde.

Die verwendeten Methoden für die Risikobewertung und Ökobilanz haben methodische Limitierungen und können die komplexe Umwelt nicht in allen Einzelheiten wiedergeben. Zum Beispiel werden in der vorliegenden Studie in beiden Methoden die chemischen Abbauprodukte der Wirkstoffe (Metaboliten), die Risiken auf Vögel, Säugetiere oder die menschliche Gesundheit nicht berücksichtigt. Die verwendeten Methoden für RB (SYNOPS) und ÖB (PestLCI Konsensus Modell und USEtox 2.02) basieren wegen ihrer unterschiedlichen Zielsetzungen auf unterschiedlichen Modellen und Modellannahmen. Die Verwendung dieser zwei komplementären Methoden auf die gleiche Fragestellung ermöglicht jedoch die gleichzeitige Berücksichtigung mehrerer Aspekte.

Diese Studie leistet einen wichtigen Beitrag zur aktuellen Diskussion um Effekte von PSM auf die Umwelt. Sie ergänzt Monitoringprojekte im Gewässer und im Boden (z. B. durch die Nationale Bodenbeobachtung NABO) durch eine Abschätzung langfristiger Effekte (Ökobilanzen) und frühzeitige Erkennung von Risiken (Risikobewertung). Die hier durchgeführte parallele Abschätzung von Umweltwirkungen mittels Ökobilanzen und Umweltrisiken von PSM mittels SYNOPS ermöglicht eine umfassende Bewertung und bietet somit eine robustere Entscheidungsgrundlage.



# Evaluation des impacts environnementaux et des risques de différentes stratégies phytosanitaires appliquées à cinq cultures en Suisse

## Résumé

### Contexte et objectif de l'étude

L'emploi de produits phytosanitaires (PPh) dans l'agriculture ainsi que les avantages et les risques qui en découlent sont actuellement sujets à controverses. Des mesures actuelles ont mis en évidence une forte contamination des petits cours d'eau suisses dans les régions agricoles intensives, ce qui confirme la nécessité d'agir. L'aide des producteurs de denrées alimentaires et des détaillants est également requise pour trouver des solutions.

Dans ce contexte, Agroscope, à la demande de la Fédération des coopératives Migros (FCM), a étudié les impacts environnementaux et les risques des applications de PPh selon les directives IP-SUISSE en comparaison aux applications de PPh selon les prestations écologiques requises (PER). Cinq cultures pratiquées en Suisse ont été étudiées: colza d'automne (COL), blé d'automne (BLE), carottes (CARO), pommes de terre (PDT) et betteraves sucrières (BS). L'évaluation s'est faite sous deux angles et englobait:

- i) le calcul du potentiel d'écotoxicité des traitements de PPh à l'aide des analyses de cycle de vie et
- ii) une évaluation détaillée des risques des scénarios de traitement à base de PPh à l'aide du modèle SYNOPS.

Les objectifs de cette étude étaient les suivants:

- quantification du potentiel de réduction de l'écotoxicité grâce à l'application des directives IP-SUISSE dans des cultures sélectionnées et
- identification des contributions les plus importantes aux impacts et risques écotoxicologiques sur l'environnement en cas d'exploitation selon les directives IP-SUISSE ou selon les PER.

Un objectif secondaire non négligeable consistait à poursuivre le développement des méthodes utilisées et à les paramétrer pour les conditions suisses.

### Méthodes

Les méthodes choisies, celle de l'analyse de cycle de vie et celle de l'évaluation des risques SYNOPS sont deux méthodes qui se complètent. Elles ont été choisies car elles ont permis une évaluation approfondie des applications de PPh et qu'elles fournissent une base de décision solide: d'un côté, l'analyse de cycle de vie offre une estimation générique de l'écotoxicité aquatique et terrestre ainsi qu'une estimation de tous les impacts environnementaux importants compte tenu des étapes situées en amont et en aval et ramenés à une unité fonctionnelle (ici 1 kg de produit). D'un autre côté, l'évaluation des risques permet d'estimer les risques écotoxicologiques des PPh compte tenu de paramètres spécifiques au site et aux applications.

#### Analyse de cycle de vie

Un modèle et deux méthodes d'évaluation d'impact ont été employées pour calculer le potentiel d'écotoxicité aquatique et terrestre. Le **modèle PestLCI consensus** a été utilisé pour comptabiliser le déplacement des PPh dans différents milieux environnementaux dans le cadre de l'inventaire du cycle de vie. Ce modèle quantifie les émissions en cinq milieux environnementaux: l'air, les surfaces en dehors de la parcelle, les eaux souterraines, le sol agricole et les dépôts sur la plante.

Pour l'évaluation ultérieure des impacts relatifs aux cours d'eau, on a utilisé la méthode **USEtox**, qui quantifie les effets toxiques d'une substance active sur l'écosystème à l'aide de facteurs de caractérisation. L'UE recommande USEtox pour la catégorie d'impact «potentiel d'écotoxicité aquatique». Le potentiel d'écotoxicité terrestre a été estimé à l'aide de la méthode ReCiPe 2016 (hiérarchisée).

Dans un premier temps, les potentiels d'écotoxicité des applications PPh ont été estimés et comparés aux résultats de l'évaluation des risques. Dans un deuxième temps, l'analyse de cycle de vie des scénarios

étudiés a été établie afin de mettre en évidence les éventuels conflits d'objectifs. L'analyse a été réalisée à l'aide de la méthode SALCA avec l'unité fonctionnelle «1 kg de produit». Les limites du système ont été fixées aux «portes de la ferme».

Le rapport présente les résultats pour quatre aspects environnementaux à titre d'exemple: i) l'eutrophisation terrestre, ii) le potentiel d'effet de serre, iii) le besoin en ressources abiotiques et iv) le besoin en énergie non renouvelable. Cette méthode a permis d'évaluer les impacts environnementaux liés aux ressources, aux éléments nutritifs et aux polluants ainsi que de déterminer les éventuelles interactions entre les impacts environnementaux.

### Evaluation des risques

Les risques ont été évalués à l'aide du modèle **SYNOPS** (modèle d'évaluation synoptique pour les produits phytosanitaires). Ce modèle permet une évaluation comparative des risques écologiques qu'il s'agisse de traitements ponctuels ou de scénarios de traitement. Pour chaque application de PPh, SYNOPS calcule les apports de PPh potentiels dans les milieux environnementaux voisins. Il tient compte à la fois des conditions d'application, des propriétés des substances actives, ainsi que des conditions environnementales. Le risque est ensuite calculé par substance active dans chaque milieu environnemental. La méthode consiste à comparer la toxicité de la substance active sur différents organismes représentatifs, à la concentration appliquée, et à calculer le rapport dit de toxicité-exposition (TER). Au bout du compte, les risques des différentes substances actives ont été agrégés pour permettre l'évaluation globale d'un scénario de traitement.

Les risques peuvent être calculés pour trois milieux environnementaux: eaux de surface, sol et biotope de lisière (organismes utiles et abeilles). Le transport direct des substances actives (par traitement excessif ou dérive) est calculé dans tous les milieux environnementaux. Dans les eaux de surface, le ruissellement, le drainage et l'érosion sont également simulés en tant que voies d'apports. Les différentes conditions environnementales de la Suisse (p. ex. inclinaison du terrain ou climat) ont été prises en compte grâce au calcul de différents scénarios environnementaux.

### Scénarios étudiés

Trois scénarios de traitement ont été définis pour chaque culture et validés à l'aide d'experts:

- **PERmoyen**: correspond à un scénario de traitement «typique» (c.-à-d. fréquent) basé sur les PER. La définition de ce scénario de traitement repose sur le nombre moyen d'interventions par milieu (p. ex. herbicides) et par culture calculé à partir des données du réseau d'exploitations du Dépouillement centralisé des indicateurs agro-environnementaux (données IAE) des années 2009-2014. Le scénario de traitement inclut les substances actives les plus fréquemment utilisées.
- **PERélevé**: reflète la culture PER soumise à une forte pression d'organismes nuisibles et se base sur le 75<sup>ème</sup> percentile du nombre d'interventions par milieu et par culture des données IAE.
- **IP-SUISSE (IPS)**: ce scénario de traitement est dérivé du scénario PER moyen et a été adapté à chaque culture selon les directives IPS, moyennant la mise en œuvre d'interdictions et de restrictions.<sup>2</sup>

Aucune donnée IAE n'était disponible pour la culture de carottes. Les scénarios de traitement ont donc été définis à l'aide d'experts. En plus des trois scénarios de traitement ci-dessus, onze scénarios supplémentaires ont été définis afin d'évaluer l'effet d'autres substances actives qui sont interdites par IP-SUISSE ou qui nécessitent une autorisation, mais qui ne font pas partie des substances actives fréquemment utilisées et qui, par conséquent, n'ont pas été prises en compte dans les scénarios de traitement standard.

Les scénarios de traitement étudiés ne couvrent pas toute la palette de PPh possibles dans les modes culturaux IPS et PER des cinq cultures. Des études et des calculs supplémentaires seraient nécessaires pour étendre les conclusions de ce projet à tous les produits et substances actives autorisés pour ces cinq cultures. Enfin, plusieurs scénarios climatiques ont été pris en compte. Ils se différencient en termes

---

<sup>2</sup> Les directives s'appliquant aux betteraves sucrières ont été adaptées au cours du projet; ces modifications n'ont toutefois plus pu être prises en compte dans le présent rapport.

d'inclinaison du terrain, de climat, de distance par rapport aux cours d'eau et de types de sol. Cette méthode a permis de prendre en compte une large palette de conditions locales.

## Résultats

Le tableau ci-dessous fait la synthèse de la variation relative des impacts environnementaux et des risques écotoxicologiques des scénarios de traitement IPS et PERélevé par rapport au scénario de traitement de référence PERmoyen pour les méthodes Analyse de cycle de vie (ACV) et Evaluation des risques (ER) (Tableau 1). L'analyse de cycle de vie calcule le potentiel d'écotoxicité aquatique et terrestre (sans agrégation). En ce qui concerne l'évaluation des risques, trois milieux environnementaux (eaux, sol et lisière) ont été pris en compte séparément, puis agrégés.

Tableau 1: Variation relative des risques des scénarios de traitement IP-SUISSE (IPS) et PERélevé par rapport à PERmoyen (référence) pour les cinq cultures étudiées pour l'évaluation à l'aide de l'analyse de cycle de vie (ACV) et de l'évaluation des risques (ER). Vert foncé = < 50 %; vert clair = 50 %-90 %; orange = 111 %-200 %; rouge foncé = >200%.

	IPS	COL			BLE			CARO			PDT			BS		
		PERmoyen	PERélevé		IPS	PERmoyen	PERélevé	IPS	PERmoyen	PERélevé	IPS	PERmoyen	PERélevé	IPS	PERmoyen	PERélevé
ER	Eaux	25%	100%	406%	100%	100%	100%	100%	100%	135%	100%	100%	100%	100%	100%	165%
	Sol	100%	100%	100%	88%	100%	100%	100%	100%	188%	82%	100%	101%	100%	100%	100%
	Lisière	0%	100%	100%	2%	100%	1678%	1%	100%	147%	24%	100%	100%	100%	100%	114%
ACV	Eaux	20%	100%	1314%	0%	100%	101%	98%	100%	158%	77%	100%	188%	97%	100%	1475%
	Sol	67%	100%	2554%	1%	100%	101%	99%	100%	120%	97%	100%	255%	90%	100%	3573%

### Potentiel de réduction de différentes stratégies PPh

Les résultats de l'évaluation des risques et de l'analyse de cycle de vie ont montré que pour toutes les cultures étudiées, les directives IPS permettaient une réduction légère à très importante autant du risque (ER) que du potentiel d'écotoxicité (ACV) par rapport à une exploitation moyenne selon les PER (PERmoyen). La réduction s'est avérée particulièrement élevée dans le colza d'automne avec les deux modes d'évaluation, tandis qu'on n'a relevé pratiquement aucune réduction pour les betteraves sucrières (Table 1).

Avec l'analyse de cycle de vie, la réduction à l'aide des directives IPS s'est avérée très élevée pour le blé d'automne, tandis que l'effet de réduction n'était que très léger pour les pommes de terre (écotoxicité aquatique) et pour les betteraves sucrières (écotoxicité terrestre).

La réduction des risques dans le biotope de lisière pour les traitements IPS était élevée dans toutes les cultures sauf les betteraves sucrières. En revanche, les risques pour les eaux n'étaient fortement réduits que pour le colza d'automne et ceux pour le sol étaient légèrement plus bas pour le blé d'automne et les pommes de terre.

Le potentiel d'écotoxicité et les risques en cas de forte pression des organismes nuisibles (PERélevé) ont été parfois fortement augmentés par rapport au scénario PERmoyen. Pour les carottes et les betteraves sucrières, les effets étaient légèrement à fortement accrus dans le cas du scénario PERélevé, et ce, avec les deux modes d'évaluation. Avec l'analyse de cycle de vie, les effets étaient nettement plus importants avec le scénario PERélevé dans le colza d'automne, les pommes de terre et les betteraves sucrières par rapport au PERmoyen. L'évaluation des risques a montré que les risques globaux étaient nettement supérieurs avec le scénario PERélevé, pour le blé d'automne également.

L'évaluation des onze scénarios de traitement supplémentaires a montré que dans la plupart des cas, les substances actives exclues par IPS présentent un potentiel d'écotoxicité et de risque plus élevé que les substances prises en compte par IPS. Par conséquent, le renoncement à ce type de substances s'avère une mesure appropriée dans la plupart des cas.

### Détermination des substances actives dominantes

De manière générale, quelques substances actives dominent les impacts environnementaux et les risques écotoxicologiques. La substance active dominante dans chaque culture et chaque scénario de traitement a été déterminée pour les deux méthodes (ACV et ER). Les résultats se différencient parfois considérablement d'une méthode à l'autre. Tandis qu'avec l'ER dans les cultures de blé d'automne, de carottes et de pommes de terre, les substances actives qui dominaient étaient essentiellement des substances qui

figuraient également sur la liste des «PPh présentant un potentiel de risque particulier» de l'OFAG, alors qu'avec l'ACV, les substances actives dominantes étaient souvent autres.

Le fait de renoncer à des substances actives dominantes permet de réduire considérablement le potentiel d'écotoxicité et les risques.

### **Prise en compte de toutes les substances toxiques et autres impacts environnementaux dans l'analyse de cycle de vie**

Lorsque le calcul du potentiel d'écotoxicité aquatique prend en compte d'autres substances toxiques en plus des PPh, le résultat change considérablement. Dans tous les cas étudiés, la contribution des PPh représente moins de la moitié et les impacts sont essentiellement dominés par les métaux lourds. L'estimation des émissions de métaux lourds (modèle SALCA-métaux lourds) et de leur impact écotoxique à l'aide de USEtox est encore sujette à de grosses incertitudes. C'est pourquoi il faut poursuivre le développement des méthodes en vue des études futures et analyser le rôle des métaux lourds de manière approfondie. Pour les autres impacts environnementaux (besoin en énergie, ressources abiotiques, potentiel d'effet de serre et eutrophisation terrestre), les résultats de l'analyse de cycle de vie par kg de produit se différencient très peu entre les trois scénarios de traitement étudiés, car les scénarios se caractérisent principalement par l'emploi de PPh. Un impact environnemental légèrement plus élevé a été constaté uniquement dans les cultures de blé et de colza d'automne du fait des rendements plus bas avec IPS.

## **Conclusions**

Cette étude a quantifié le potentiel de réduction lié à l'application des directives IPS et a identifié les substances actives dominantes. Le potentiel d'écotoxicité et les risques liés aux applications de PPh selon les directives IPS se sont généralement avérés plus faibles qu'en cas d'exploitation selon les conditions PER moyennes. Avec le scénario de traitement PERélevé, le potentiel d'écotoxicité et les risques pour les cultures de blé d'automne, de carottes et de betteraves sucrières avec les deux méthodes (ER et ACV) étaient nettement plus importants par rapport au scénario PER moyen. Dans le cas du blé d'automne, la seule différence par rapport au PERélevé se situait au niveau du risque, tandis que pour les pommes de terre, seul le potentiel d'écotoxicité était supérieur. C'est pourquoi il est important, pour maintenir le potentiel d'écotoxicité et les risques au niveau le plus bas possible, d'appliquer strictement le principe du seuil de tolérance et de renoncer si possible aux traitements prophylactiques. L'étude a également montré qu'en choisissant les substances actives, il était possible d'arriver à une réduction parfois considérable des impacts environnementaux et des risques écotoxicologiques. Des interdictions ciblées de certains PPh permettraient par conséquent des réductions importantes. Les résultats obtenus pour les différents milieux environnementaux sont parfois similaires, mais parfois aussi totalement différents. Cela signifie que les résultats ne peuvent pas être transposés d'un milieu environnemental (eaux, sol, lisière) à un autre sans analyse préalable approfondie. Pour estimer les impacts environnementaux et les risques des PPh, il est donc recommandé de veiller à la couverture la plus complète possible des milieux environnementaux concernés.

Le calcul des impacts environnementaux supplémentaires (besoin en énergie, ressources abiotiques, potentiel d'effet de serre et eutrophisation terrestre) n'a montré aucune interaction, à l'exception de la répercussion des rendements plus bas de certaines cultures IPS.

La liste des substances dominantes est particulièrement intéressante pour la pratique, car le fait de renoncer à ces substances permet de réduire parfois considérablement le potentiel d'écotoxicité et les risques.

Le projet a permis des développements méthodologiques importants sur les modèles utilisés dans le domaine des analyses de cycle de vie (modèle PestLCI consensus et USEtox) et dans celui de l'évaluation des risques (SYNOPS), ce qui a également permis d'identifier de nouveaux besoins en termes de recherche.

Les méthodes utilisées pour l'évaluation des risques et l'analyse de cycle de vie ont leurs limites et ne peuvent pas représenter l'environnement complexe dans tous ses détails. Dans la présente étude, les deux méthodes n'ont par exemple pas tenu compte des produits chimiques de la décomposition des substances actives (métabolites), des risques pour les oiseaux, les mammifères ou la santé humaine. En raison de leurs objectifs distincts, les méthodes utilisées pour l'ER (SYNOPS) et l'ACV (modèle PestLCI consensus et USEtox 2.02)

---

sont basées sur différents modèles et hypothèses. L'utilisation de ces deux méthodes complémentaires pour répondre à la même problématique permet toutefois de tenir compte simultanément de plusieurs aspects. La présente étude apporte une contribution importante au débat actuel sur les effets des PPh sur l'environnement. Elle complète les projets de monitoring dans les eaux et le sol (p. ex. par le NABO) par une estimation des effets à long terme (analyses de cycles de vie) et une identification précoce des risques (évaluation des risques). L'estimation, réalisée en parallèle ici, des impacts environnementaux à l'aide des analyses de cycle de vie et des risques environnementaux des PPh à l'aide de SYNOPS permet une évaluation approfondie et offre ainsi une base de décision plus solide.

# Evaluation of the Environmental Impacts and Risks of Various Plant-Protection Strategies for Five Crops in Switzerland

## Summary

### Context and Purpose of Study

The use of plant-protection products (PPPs) in agriculture and the associated benefits and risks are currently highly debated. Current measurements point e.g. to high pollution levels in small Swiss streams in catchment areas of intensive agricultural use, and thus confirm the need for action. Food producers and retailers are also called upon to help provide solutions.

Against this backdrop, and mandated by the Migros Cooperative Association (MGB), Agroscope investigated the environmental impacts and risks of PPP use according to IP-SUISSE Guidelines as compared with PPP use according to the Proof of Ecological Performance (PEP). Five crops cultivated in Switzerland were studied: winter oilseed rape (OSR), winter wheat (WW), carrots (CAR), potatoes (POT) and sugar beet (SB). The assessment was conducted from two different perspectives, namely:

- iii) The calculation of the ecotoxicity potentials of PPP treatment sequences by means of life cycle assessments (LCAs);
- iv) A detailed risk assessment of entire PPP treatment sequences by means of the SYNOPSIS model.

The aims of this study were:

- To quantify the potential for reducing ecotoxicity through application of the IP-SUISSE guidelines for selected crops;
- To determine the main contributions to ecotoxicological environmental impacts or risks where cultivation is according to IP-SUISSE guidelines and PEP, respectively.

In addition, an important sub-aim was to further develop the methodologies used, and to parametrise them for Swiss conditions.

### Methods

With the LCA methodology and the SYNOPSIS risk-assessment method, two complementary approaches were chosen that allowed a comprehensive assessment of PPP use and created a robust basis for decision-making. On the one hand, the LCA provided a generic assessment of aquatic and terrestrial ecotoxicity, and furnished an impact assessment for all relevant environmental impacts, including the upstream and downstream stages, with reference to a functional unit (here, 1kg of harvested crop). On the other hand, the risk assessment enabled an estimate of the ecotoxicological risks of PPPs whilst taking into account site- and application-specific parameters.

#### Life Cycle Assessment

One model and two impact assessment methods were employed to calculate aquatic and terrestrial ecotoxicity potentials: The **PestLCI Consensus Model** was used to account for the transfer of PPPs into different environmental compartments as part of the life cycle inventory analysis. This model quantified the emissions in five environmental compartments: air, off-field surfaces, groundwater, agricultural soil, and deposition on the plant.

The **USEtox** method, which quantifies the toxic effect on the ecosystem of an agent via characterisation factors, was used in the subsequent impact assessment with respect to water bodies. The EU recommends USEtox for the 'aquatic ecotoxicity potential' impact category. Terrestrial ecotoxicity potential was assessed with the 'ReCiPe 2016 (Hierarchist)' method.

In a first step, the ecotoxicity potentials of the PPP applications were assessed, and compared with the results of the risk assessment. In a second step, the LCA of the investigated scenarios was created, in order to highlight potential trade-offs. The analysis was conducted with the SALCA life cycle assessment method for the functional unit '1 kg of product' with the system boundary at the farm gate.

The report provides a representative illustration of the results for four environmental categories: (i) Terrestrial eutrophication; (ii) Global warming potential; (iii) Abiotic resource depletion; and (iv) Non-renewable energy demand. This approach enabled an assessment of the resource-, nutrient- and pollutant-related environmental impacts, as well as the determination of possible trade-offs between the environment impacts.

### Risk Assessment

The **SYNOPS** model (= **Synoptic Evaluation Model for Plant-Protection Products**) was used for the risk assessment. This model is suitable for a comparative evaluation of the environmental risks of individual treatments through to entire spraying sequences. For each PPP application, SYNOPS calculates the potential PPP inputs into surrounding environmental compartments, bearing in mind not only application conditions and properties of the active ingredient, but also the environmental conditions. Finally, the risk per active ingredient is calculated in each environmental compartment. For this, the toxicity of the active ingredient for various proxy organisms is compared with the active ingredient concentration, and a so-called 'exposure/toxicity ratio' (ETR) is calculated. To conclude, the risks of individual active ingredients are aggregated to enable the overall evaluation of a treatment sequence.

Risks can be calculated for three environmental compartments: surface waters, soil, and off-crop habitats (beneficial organisms and bees). The direct transport of active ingredients (by overspraying or drift) is calculated in all environmental compartments. Run-off, drainage and erosion are additionally modelled as entry pathways in surface waters. The various environmental conditions in Switzerland (e.g. slope gradient or climate) were taken into account through the calculation of different environmental scenarios.

### Scenarios Investigated

For each crop, three spraying sequences were defined and validated with the aid of experts:

- **PEPmean**: Corresponds to a 'typical' (i.e. common) spraying sequence based on PEP. For the definition of this spraying sequence, the average number of interventions per pesticide group (e.g. herbicides) and crop was calculated from the data furnished by the Central Evaluation of Agri-Environmental Indicators (AEI data) for 2009-2014. The most commonly used active ingredients in the spraying sequence were assumed in each case.
- **PEPhigh**: Reflects PEP farming under high pest, disease or weed pressure, and is based on the 75<sup>th</sup> percentile of the number of interventions per crop and pesticide group of the AEI data.
- **IP-SUISSE (IPS)**: Derived from the PEPmean spraying sequence, this spraying sequence was adapted for the crop in question according to the IPS guidelines by implementing bans and restrictions.<sup>3</sup>

For carrots, no AEI data were available, and the spraying sequences were defined with the aid of experts. Eleven supplementary spraying sequences were defined in addition to the above three spraying sequences in order to determine the effect of further active ingredients which are either banned by IP-SUISSE or require authorisation, but which are not among the most commonly used active ingredients, and were thus not taken into account in the standard spraying sequences.

The investigated spraying sequences do not cover the entire spectrum of possible PPP use in IPS and PEP farming of the five crops. Additional studies and calculations would be necessary in order to extend the statements of this project to all the registered active ingredients of these five crops. Moreover, various environmental scenarios were considered which differ in terms of slope gradient, climate, distance from body of water, and soil type. This allowed a wide range of site conditions to be taken into account.

<sup>3</sup> The guidelines for sugar beet were amended over the course of the project; however, it was no longer possible to take account of these changes in the present report.

## Results

Below, we give an overview of the relative changes in ecotoxicological environmental impacts and risks of the IPS and PEPhigh spraying sequences vis-à-vis the reference spraying sequence PEPmean for the ‘life cycle assessment’ (LCA) and ‘risk assessment’ (RA) methods (Table 1). For the LCA, the aquatic and terrestrial ecotoxicity potentials was calculated without aggregation. For the risk assessment, three environmental compartments (water, soil and off-crop habitats) were considered separately, then aggregated.

Table 1: Relative change in the risks of the IP-SUISSE (IPS) and PEPhigh spraying sequences vis-à-vis PEPmean (reference) for the five crops studied, for evaluation via life cycle assessment (LCA) and risk assessment (RA). Dark-green = <50%; Light-green = 50%-90%; Orange = 111%-200%; Dark-red = >200%.

	OSR			WW			CAR			POT			SB			
	IPS	PEPmean	PEPhigh	IPS	PEPmean	PEPhigh	IPS	PEPmean	PEPhigh	IPS	PEPmean	PEPhigh	IPS	PEPmean	PEPhigh	
RA	Water	25%	100%	406%	100%	100%	100%	100%	135%	100%	100%	100%	100%	100%	165%	
	Soil	100%	100%	100%	88%	100%	100%	100%	188%	82%	100%	101%	100%	100%	100%	
	Off-crop habitats	0%	100%	100%	2%	100%	1678%	1%	100%	147%	24%	100%	100%	100%	114%	
LCA	Water	20%	100%	1314%	0%	100%	101%	98%	100%	158%	77%	100%	188%	97%	100%	1475%
	Soil	67%	100%	2554%	1%	100%	101%	99%	100%	120%	97%	100%	255%	90%	100%	3573%

### Potential for Reduction via Different PPP Strategies

According to the results of the risk assessment and the life cycle assessment, the IPS guidelines achieved a slight-to-very-significant reduction of the risk (RA) and of the ecotoxicity potentials (LCA) for all of the crops investigated, compared to an average management approach according to PEP (PEPmean). Winter oilseed rape chalked up an especially significant reduction with both assessment approaches, whilst there was hardly any reduction at all for sugar beet (Tabelle 1).

For the life cycle assessment, IPS achieved a very high reduction for winter wheat, whilst there was only a slight reduction effect for potatoes (aquatic ecotoxicity) and sugar beet (terrestrial ecotoxicity).

Whereas the risk reduction in the off-crop habitats for IPS spraying sequences was high in all crops but sugar beet, the risks for bodies of water were only sharply reduced for winter oilseed rape, and the risks for the soil were slightly lower for winter wheat and potatoes.

Ecotoxicity potentials and the risks associated with the high pressure scenario (PEPhigh) were in some cases significantly increased compared to PEPmean. For carrots and sugar beet, the effects with PEPhigh were slightly-to-strongly increased for both assessment approaches. Moreover, with the life cycle assessment, PEPhigh exhibited significantly higher effects for winter oilseed rape, potatoes and sugar beet than PEPmean. With the risk assessment, the total risks were also clearly increased for PEPhigh in the case of winter wheat.

The evaluation of 11 additional spraying sequences showed that in the majority of cases, the active ingredients ruled out in IPS had a higher ecotoxicity potential or risk than those allowed in IPS. Forgoing these active ingredients therefore proved to be an expedient measure in most cases.

### Determining the Dominant Active Ingredients

As a rule, just a few active ingredients dominated the ecotoxicological environmental impacts and risks. For both methods – LCA and RA – the dominant active ingredient was determined for each crop and spraying sequence. The results for the two methods differed significantly in some cases: for the RA, and with the ‘winter wheat’, ‘carrot’ and ‘potato’ crops, it was mainly active ingredients that also cropped up on the FOAG ‘List of Active Ingredients with Particular Risk Potential’ that dominated, whilst with the LCA, other active ingredients were often represented.

Forgoing the use of dominant active ingredients enabled a significant reduction of both ecotoxicity potentials and risks.

### Taking Account of All Pollutants and Other Environmental Impacts in the Life Cycle Assessment

Taking other toxic substances in addition to PPPs into account in the calculation of the aquatic ecotoxicity potential substantially alters the results. In all of the examined cases, PPPs account for less than half of the aquatic ecotoxicity potential, and heavy metals are responsible for the bulk of the impacts. Nevertheless, there are major uncertainties when assessing heavy metal emissions (‘SALCA Heavy Metal’ model) and their ecotoxic effects with USEtox. Consequently, in future investigations the methods should be refined, and the



role of heavy metals explored in greater detail. With other environmental impacts (energy requirement, abiotic resources, greenhouse potential and terrestrial eutrophication), the LCA results per kg of product of the three examined spraying sequences differ only slightly from one another, since the scenarios are chiefly characterised by the use of PPPs. Only with winter wheat and winter oilseed rape were slightly higher environmental impacts detectable, owing to the lower yields with IPS.

## Conclusions

This study quantified the reduction potential from the application of the IPS guidelines, and identified the dominant active ingredients. In general, the ecotoxicity potentials and the risks from PPP use according to IPS guidelines were lower than for average management according to PEP. In the PEP<sub>high</sub> spraying sequence, the ecotoxicity potentials and the risks for the winter oilseed rape, carrot and sugar-beet crops with both methods (RA and LCA) were significantly higher than for PEP<sub>mean</sub>. With winter wheat, the only detectable difference between PEP<sub>mean</sub> and PEP<sub>high</sub> was with risk, whilst with potatoes only the ecotoxicity potentials were higher. Consequently, in order to keep the ecotoxicity potential and the risks as low as possible, it is important to apply the damage-threshold principle strictly and to refrain as far as possible from prophylactic PPP treatments. The study therefore shows that through the choice of active ingredient a significant reduction of ecotoxicological environmental impacts and risks can be achieved. Targeted bans on individual PPPs consequently enable considerable potential for reduction. The results for the various environmental compartments are in some cases similar, but in other cases entirely different. This means that the findings for one environmental compartment (water, soil, off-crop habitats) may not be applied to another without in-depth analysis. For the assessment of the environmental impacts and risks of PPPs, we therefore recommend focusing on achieving as complete a coverage of the environmental compartments in question as possible.

The calculation of the additional environmental impacts (energy requirement, abiotic resources, greenhouse potential and terrestrial eutrophication) revealed no trade-offs, with the exception of the effect of lower yields in the case of individual IPS crops.

For practitioners, a listing of the dominant active ingredients is of particular interest, since forgoing the use of these agents significantly reduces ecotoxicity potentials and risks in some cases.

The project enabled important methodological developments in the models used in the categories of life cycle assessment (PestLCI Consensus Model and USEtox) and risk assessment (SYNOPS), with a need for future research being identified.

The methods used for the risk assessment and life cycle assessment have methodological limitations, and are unable to reproduce the complex environment in every detail: for example, neither the chemical breakdown products of the active ingredients (metabolites) nor the risks to bird, mammal or human health are taken into account for either method in the present study. Owing to their different objectives, the methods used for the RA (SYNOPS) and LCA (PestLCI Consensus Model and USEtox 2.02) are based on different models and model assumptions; however, the use of these two complementary methods for the same issue allows several aspects to be taken into account simultaneously.

This study makes an important contribution to the current discussion regarding the effects of PPPs on the environment. It supplements water and soil monitoring projects (e.g. through the Swiss Soil Monitoring Network (NABO)), via the assessment of long-term effects (LCAs) and the early detection of risks (risk assessment). The simultaneous assessment of environmental impacts via LCAs and of the environmental risks of PPPs via SYNOPS carried out here makes a comprehensive evaluation possible, thus offering a more robust basis for decision-making.

## Abkürzungen

2D	zwei-dimensional
3D	drei-dimensional
CF	Charakterisierungs-Faktor
Eawag	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässer
EC	Effekt Konzentration
EF	Effekt-Faktor
EP	Equilibrium partitioning
ETP	Ecological toxicity potential
ETR	Exposure Toxicity Ratio
FF	Verteilungs-Faktor
GIS	Geoinformationssystem
GW	Grundwasser
IP	Integrierte Produktion
IPS	IP-SUISSE
KARO	Karotten
KART	Kartoffeln
LC	Letale Konzentration
MGB	Migros-Genossenschafts-Bund
NABO	Nationale Bodenbeobachtung
NAP	Nationaler Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln
NOEC	No-Effect-Concentration
ÖB	Ökobilanz
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
OW	Oberflächenwasser
PAF	Potentially affected fraction of species
PDF	Potentially disappeared Fraction of species
PEC	Predicted environmental concentration
PNEC	Predicted no effect concentration
POL	Projektoberleitung
PSM	Pflanzenschutzmittel
PSMV	Pflanzenschutzmittelverzeichnis
RB	Risikobewertung
SALCA	Swiss Agricultural Life Cycle Assessment
SD	Spezies-Dichte
SF	Spritzfolge
SYNOPS	Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel
TP	Toxizitäts-Potenzial
WRA	Winterraps
WS	Wirkstoff
WW	Winterweizen
XF	Kontakt-Faktor
ZR	Zuckerrüben

# 1 Einleitung

## 1.1 Ausgangslage

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in der Landwirtschaft und damit verbundenen Nutzen und Risiken werden zurzeit kontrovers diskutiert. Als Antwort auf das Postulat von Nationalrätin Tiana A. Moser hat der Bundesrat am 6. September 2017 den „Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln“ (NAP) veröffentlicht. Der NAP hat unter anderem zum Ziel, die mit PSM verbundenen Risiken bis 2027 um die Hälfte zu senken im Vergleich zu den Jahren 2012-2015 (Bundesrat 2017). Dabei soll der Schutz der KonsumentInnen, der AnwenderInnen, der Gewässer, der Nichtzielorganismen, der Bodenfruchtbarkeit und der landwirtschaftlichen Kulturen gewährt oder verbessert werden. Agroscope war an der Ausarbeitung des NAP beteiligt und trägt durch ihre Forschung zur Umsetzung verschiedener Massnahmen bei. Im Zentrum stehen dabei die Quantifizierung der Risiken von PSM, Möglichkeiten der Risikoreduktion durch reduzierten Einsatz von PSM sowie alternative Methoden zum chemischen Pflanzenschutz.

Die öffentliche Diskussion um potenzielle negative Effekte von PSM auf die Umwelt, aber auch auf den Menschen, ist in vollem Gange. Das zeigt sich auch an der Vielfalt von den eingereichten oder geplanten politischen Vorstössen. Auch aktuelle Messungen weisen auf eine hohe Belastung von kleinen Schweizer Gewässern mit landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten hin und bestätigen damit den Handlungsbedarf (Doppler et al. 2017).

Damit sehen sich auch die Nahrungsmittelproduzenten und der Handel zunehmend mit den Fragen eines nachhaltigeren Pflanzenschutzes konfrontiert. Der Migros-Genossenschaftsbund (MGB) unterstützt daher Forschungsprojekte bei Agroscope zur Förderung einer nachhaltigen Landwirtschaft, um seine Nachhaltigkeits-Strategie auf wissenschaftlich fundierten Erkenntnissen zu basieren.

IP-SUISSE ist eine landwirtschaftliche Produzentenorganisation, welche sich seit 1989 für die integrierte Produktion (IP) in der Schweiz einsetzt. Massnahmen zur Reduktion des PSM-Einsatzes bei verschiedenen Kulturen wurden schon früh ergriffen und mittels Richtlinien transparent dokumentiert. Dazu gehört auch die Einhaltung der extensiven Produktionsbedingungen („Extenso“) für Getreide und Raps gemäss Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (DZV 2013).

## 1.2 Ziele dieser Studie

Ziel der vorliegenden Studie ist die Bewertung der Umweltwirkungen und Risiken von PSM-Anwendungen gemäss IP-SUISSE Richtlinien und gemäss dem Ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) in der Schweiz für die fünf Kulturen Winterraps, Winterweizen, Karotten, Kartoffeln und Zuckerrüben. Die Bewertung umfasst insbesondere die Quantifizierung des Reduktionspotenzials für das Ökotoxizitätspotenzial und das Risiko der PSM durch die Anwendung der IP-SUISSE-Richtlinien und die Ermittlung der wichtigsten Beiträge zu den ökotoxikologischen Umweltwirkungen bzw. Risiko.

Die Bewertung erfolgte aus zwei Blickwinkeln und umfasste:

- (1) Die Berechnung des Ökotoxizitätspotenzials von PSM-Spritzfolgen mittels Ökobilanz-Methodik und
- (2) Eine detaillierte Risikobewertung ganzer PSM-Spritzfolgen mittels dem Modell SYNOPSIS.

Zusätzlich zur Bewertung von PSM-Anwendung wurde mittels der Ökobilanz-Methode SALCA (Nemecek et al. 2010) zusätzlich folgende Umweltwirkungen unter Berücksichtigung von vor- und nachgelagerten Prozessen berechnet: i) aquatisches Ökotoxizitätspotenzial aller Schadstoffen (PSM plus weitere Schadstoffe wie z. B. Schwermetalle), ii) terrestrische Eutrophierung, iii) Treibhauspotenzial, iv) abiotischer Ressourcenbedarf und v) nicht-erneuerbarer Energiebedarf. Dieses Vorgehen ermöglichte eine Beurteilung der ressourcen-, nährstoff- und schadstoffbezogenen Umweltwirkungen sowie die Ermittlung möglicher Trade-offs zwischen den Umweltwirkungen.

Für die Bewertung von PSM-Anwendungen wurde eine Kombination aus Ökobilanz-Methoden und Risikobeurteilungs-Methoden gewählt, weil diese beiden, sich ergänzende Ansätze, eine umfassende Bewertung der PSM-Anwendungen ermöglichen: Die Risikobewertung einerseits erlaubt die Abschätzung von ökotoxikologischen Risiken von PSM unter Berücksichtigung von standort- und anwendungsspezifischen Parametern. Die Risikobeurteilung betrachtet einen realistischen *worst case* und es wird das *maximal auftretende Risiko* einer Spritzfolge berechnet. Die Ökobilanz andererseits erlaubt eine generische Abschätzung des aquatischen und terrestrischen Ökotoxizitätspotenzials der PSM-Anwendungen und eine Wirkungsabschätzung für weitere relevante Umweltwirkungen unter Einbezug von vor- und nachgelagerten Stufen. Dabei wird die Umweltbelastung über den Lebenszyklus des Produktes gesehen verglichen, wobei eine *durchschnittliche* Belastung eines Produktes berechnet wird (ECETOC 2016).

Für die systematische Anwendung der beiden Methoden mussten basierend auf den Abklärungen in Roesch et al. (2016) und Mathis et al. (2015) jedoch noch methodische Weiterentwicklungen vorgenommen werden. Daraus ergaben sich folgende Teilziele:

- Parametrisierung von beiden Methoden für Schweizer Verhältnisse.
- Weiterentwicklung der Ökobilanzierung hinsichtlich der Sachbilanz-Methodik PestLCI Konsensus-Modell (Fantke et al. 2016a) und der Wirkungsabschätzung der terrestrischen Ökotoxizität.
- Weiterentwicklung der Methodik SYNOPS (Gutsche and Strassemeyer 2007) bezüglich der Wirkungen auf Bodenorganismen und Saumbiotope, sowie hinsichtlich der Aggregation der Resultate.

### 1.3 Untersuchte Szenarien

- Es werden drei Spritzfolgen für jede der untersuchten Kulturen definiert (vgl. Kapitel 4 für die Details):
  - **ÖLNmittel:** Die Spritzfolge ist eine „typische“ Spritzfolge und basiert auf den ÖLN Standards. Als „typisch“ wurden in diesem Bericht Spritzfolgen definiert, welche häufig auftreten. Diese „typische“ Spritzfolge basiert daher auf Mittelwerten der Daten aus dem Betriebsnetzwerk der Zentralen Auswertung von Agrarumweltindikatoren (AUI-Daten) der Jahre 2009-2014 (BLW 2016a; de Baan et al. 2015), soll grundsätzlich in der Praxis umgesetzt werden können.
  - **ÖLNhoch:** Diese Spritzfolge widerspiegelt den ÖLN-Anbau unter hohem Schadddruck und basiert auf der 75. Perzentile der AUI-Daten der Jahre 2009-2014.
  - **IP-SUISSE (IPS):** Diese Spritzfolge basiert auf der ÖLNmittel-Spritzfolge und wurde gemäss den IPS-Richtlinien für die jeweilige Kultur angepasst, indem Verbote und Einschränkungen umgesetzt wurden.<sup>4</sup>

Zudem wurden 11 Zusatzspritzfolgen mit Wirkstoffen erstellt, die gemäss IPS-Richtlinien verboten oder eingeschränkt sind. Damit wurde sichergestellt, dass für alle relevanten Wirkstoffe für die untersuchten Kulturen eine Aussage bezüglich den ökotoxikologischen Umweltwirkungen und Risiken gemacht werden konnte.

### 1.4 Projektorganisation und Finanzierung

Im Projektteam beteiligt waren die Forschungsgruppen Ökobilanz und Ökotoxikologie von Agroscope. Im erweiterten Projektteam war zudem die IP-SUISSE Expertin Mirjam Lüthi. Die strategische Leitung hatte die Projektoberleitung (POL) mit mehreren Vertretern von Agroscope und dem Migros-Genossenschaftsbund (MGB) sowie einem Vertreter von IP-SUISSE inne. Diese Studie wurde von Migros-Genossenschaftsbund und Agroscope finanziert.

---

<sup>4</sup> Die Richtlinien für Zuckerrüben wurden im Verlaufe des Projektes angepasst; diese Änderungen konnten im vorliegenden Bericht jedoch nicht mehr berücksichtigt werden.

## 2 Methodenentwicklung: Risikobewertung

Im folgenden Kapitel wird zuerst das Modell SYNOPSIS vorgestellt, welches in diesem Projekt verwendet wurde, um die Risiken verschiedener Anbausysteme zu bewerten (Kapitel 2.1). Anschliessend werden die im Projekt vorgenommenen Weiterentwicklungen des Modells beschrieben (Kapitel 2.2). Zum Schluss wird beschrieben, wie das Modell für die Schweiz parametrisiert wurde, mittels an die Schweizer Landwirtschaft angepasste Umweltszenarien (Kapitel 2.3).

### 2.1 Risikobewertungsmodell SYNOPSIS

Zur Bewertung des Risikos der Spritzfolgen für die fünf gewählten Kulturen wurde das Modell SYNOPSIS (**Syn**optisches Bewertungsmodell für **P**flanzenschutzmittel von (Gutsche and Strassemeyer 2007) verwendet. Dieses Modell eignet sich für eine vergleichende Bewertung von den ökologischen Risiken von Einzelbehandlungen bis hin zu ganzen Spritzfolgen. Es lassen sich zurzeit Risiken für drei Umweltkompartimente berechnen: Oberflächengewässer, Boden und Saumbiotop (Abbildung 1). Eine Bewertung der Risiken für den Menschen (Anwender, By-Stander („Zuschauer“), Konsument), terrestrische Vertebraten (Vögel, Säuger) oder Nichtzielpflanzen ist damit momentan nicht möglich. Ein einfaches Grundwassermodell ist in SYNOPSIS enthalten, wurde aber im Rahmen dieses Projektes nicht berücksichtigt.

SYNOPSIS wurde am Julius-Kühn-Institut in Deutschland entwickelt. Für die Bewertung von Risiken für Oberflächengewässer wurde das Modell SYNOPSIS bereits in diversen früheren Projekten auch in der Schweiz eingesetzt (Mouron et al. 2012; Calabrese et al. 2013; Mathis et al. 2015) und wird aktuell verwendet für die Berechnung von Agrarumweltindikatoren (aquatischer Risikoindikator). SYNOPSIS-Boden und SYNOPSIS-Saumbiotop wurden jedoch im Rahmen von diesem Projekt zum ersten Mal im Schweizer Kontext geprüft und angewendet.

#### 2.1.1 Modellbeschreibung

SYNOPSIS modelliert für jede Applikation eines PSM den potentiellen Eintrag in die Umwelt. Beim Oberflächengewässer werden Einträge via Abdrift, Abschwemmung, Erosion und Drainage berücksichtigt (Abbildung 1). Beim Boden werden nur direkte Einträge modelliert und beim Saumbiotop wird eine Befruchtung ausschliesslich durch Abdrift abgebildet. In jedem Umweltkompartiment wird für jeden applizierten Wirkstoff eine Konzentration im Jahresverlauf berechnet (Abbildung 3). Da ein Wirkstoff während einer Spritzfolge mehrfach appliziert werden kann (im gleichen oder in verschiedenen PSM-Produkten), werden sowohl der Abbau und wie auch erneute Einträge berücksichtigt und die Konzentrationen aufaddiert. Das Risiko wird schliesslich für jedes Umweltkompartiment getrennt als „Exposure Toxicity Ratio“ (ETR) berechnet, also dem Verhältnis der Toxizität (ausgedrückt als Konzentration, bei der toxische Effekte auftreten) und der berechneten Konzentrationen (Exposition):

$$ETR = \frac{\text{Exposition}}{\text{Toxizität}} \quad 1$$

Der ETR ist ein Verhältnis und hat daher keine Einheit. Im Gewässer werden sowohl Toxizität wie auch Exposition in mg/l ausgedrückt, im Boden ist die Einheit mg/kg, im Saumbiotop g/ha. Je höher der ETR-Wert ist, desto höher ist das Risiko. Eine erhöhte Exposition (erhöhte berechnete Konzentration) oder eine tiefe Effektkonzentrationen (also höhere Toxizität) führen zu einem höheren Risiko.

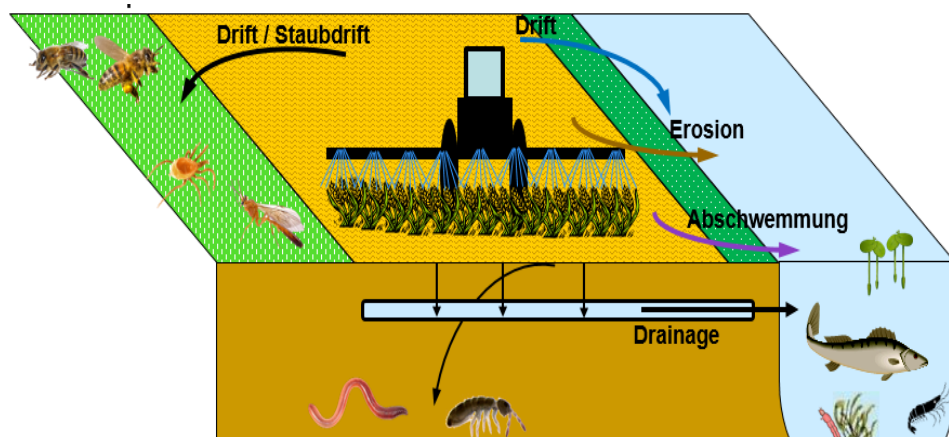


Abbildung 1: Im Modell SYNOPSIS berücksichtigte Organismen und Eintragspfade (Drift, Erosion, Abschwemmung und Drainage) in die Umweltkompartimente Gewässer, Boden und Saumbiotop

### Toxizität

Für die Bestimmung der Toxizität werden akute und/oder chronische Effekte bei sogenannten Stellvertreterorganismen berücksichtigt, die repräsentativ sein sollten, um andere Organismen im selben Ökosystem abzudecken. Im Gewässer sind dies Pflanzen (Algen und Wasserlinsen), Invertebraten (Wasserflöhe und Zuckmücken) und Vertebraten (Fische). Im Boden werden Regenwürmer und Springschwänze betrachtet. Im Saumbiotop sind Honigbienen und Nützlinge (Schlupfwespen und Raubmilben) abgebildet. Die Toxizität jeder Organismengruppe wird anhand von standardisierten Labortests bestimmt. Für akute Effekte wird die letale Konzentration ( $LC_{50}$ ) bestimmt, d.h. jene Konzentration bei der 50 % der Organismen sterben. Bei chronischen Effekten wird die No-Effect-Concentration (NOEC) ermittelt, bei der keine Effekte auf Wachstum, Reproduktion oder Verhalten beobachtet wird. Die Toxizität aller Wirkstoffe (auch Endpunkte genannt) auf die verschiedenen Organismengruppen ist im Modell SYNOPSIS hinterlegt. Die Werte basieren grösstenteils auf den Werten der Pesticide Property Database (PPDB, Lewis et al. (2016)). Um die Toxizität verschiedener Wirkstoffe vergleichbar zu machen, werden nur Daten aus Laborstudien verwendet. Meso-Kosmos oder Feldstudien, die in der Zulassung zusätzlich für die Risikobewertung herangezogen werden, werden in SYNOPSIS nicht berücksichtigt und stellt somit einen erheblichen Unterschied dar zur Risikobewertung von Pflanzenschutzmittel im Rahmen der PSM-Zulassung (Kapitel 7.4.1).

### Exposition

In SYNOPSIS sind für jedes Umweltkompartiment spezifische Modelle hinterlegt, welche die Einträge via verschiedene Eintragspfade berechnen. Eine detaillierte Beschreibung dieser Modelle ist in Strasse Meyer, et al. (2017) und im Anhang dieses Berichtes enthalten (Kapitel 10.2). Folgend werden nur die wichtigsten Eckpunkte dieser Modelle beschrieben.

Die Exposition ist abhängig von der Aufwandmenge, dem Applikationszeitpunkt und -technik, der Kultur, wirkstoffspezifischen Eigenschaften und Umweltparametern. Bei Bienen wird zusätzlich noch ihre Auftretenswahrscheinlichkeit im Saumbiotop im Jahresverlauf betrachtet, da Bienen sich beispielsweise im Sommer viel häufiger im Saumbiotop aufhalten als im Spätherbst, d.h. eine Exposition mit einem PSM ist dann viel wahrscheinlicher. Bei anderen Organismen wird dies nicht berücksichtigt, da diese Organismen stellvertretend für andere Organismen mit unterschiedlichen saisonalen Zyklen sind.

Die Aufwandmenge, Applikationszeitpunkt und -technik und die Kultur wurden in den Spritzfolgen definiert (siehe Kapitel 5). Bei PSM die eine Abstandsauflage zu Gewässern in der Zulassung enthielten, wurde die entsprechende Auflage für die Berechnung der Abdrift berücksichtigt. Wirkstoffeigenschaften wie beispielsweise Abbaugeschwindigkeit, Sorptionskonstante und Wasserlöslichkeit sind im Modell hinterlegt, basierend auf den Werten der PPDB (Lewis et al. 1999). Umweltparameter sind vor allem für den Eintrag ins Gewässer sehr relevant, beispielsweise die Entfernung des Felds vom Gewässer, Hangneigung, Bodentyp

und Klima (Niederschlag, Temperatur). Hierfür wurden in diesem Projekt mittel GIS-Analysen und Experteninterviews spezifische Umweltszenarien für die Schweiz weiterentwickelt (siehe Kapitel 2.3). Auch die angebaute Kultur hat einen Einfluss auf die Exposition, vor allem auf den Anteil der Wirkstoffe die auf den Boden gelangen oder auf der Kulturpflanze verbleiben. In SYNOPS wird daher pro Kultur ein standardisierter Jahresverlauf der Interzeption verwendet (Abbildung 2), basierend auf den Werten von FOCUS (FOCUS 2001). Im Beispiel Zuckerrübe in Abbildung 2 gelangt beispielsweise bei einer PSM-Applikation vor der Saat 100 % auf den Boden, bei einer PSM-Applikation kurz vor der Ernte sind es nur noch 10 %, 90 % verbleiben auf der Zuckerrübenpflanze.

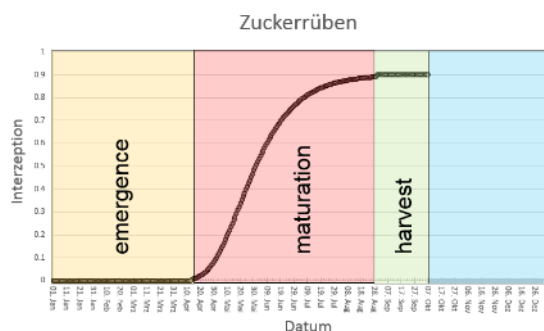


Abbildung 2: Interzeption in der Kultur Zuckerrüben mit Focus-Szenario Hamburg.

Der Eintrag in jedes Umweltkompartiment wird schliesslich umgerechnet in eine Konzentration (Gewässer und Boden) oder ein Eintrag pro Fläche (Saumbiotop). Hierfür wurden in diesem Projekt standardisierte Annahmen zu den Grössen des Umweltkompartiments gemacht, die in den Kapiteln 2.2.1- 2.2.3 erläutert werden.

### **Aggregation**

SYNOPS berechnet eine Vielzahl von Teil-Indikatoren, die schliesslich in eine Gesamtbewertung der ökologischen Risiken einfließen sollen. Für jedes Umweltszenario und jeden Wirkstoff wird täglich ein Risiko für alle Stellvertreterorganismen pro Umweltkompartiment bestimmt (Abbildung 3): dies entspricht Millionen von Datenpunkten. Diese Daten wurden aggregiert, um eine Gesamtbewertung der Risiken vornehmen zu können. Die Aggregationsschritte wurden in diesem Projekt weiterentwickelt (siehe Kapitel 4.2.4). Im Folgenden ist daher das Grundprinzip der Aggregation beschrieben, für die Darstellung und Verdeutlichung von einzelnen detaillierten Resultaten in Kapitel 5 wurde teilweise eine andere Aggregation gewählt.

Im ersten Aggregationsschritt wurde für jede Organismengruppe der höchste ETR während einer ganzen Spritzfolge resp. Anbauphase identifiziert (Abbildung 3 Punkt 1). D.h. hier interessierte uns, wie hoch das maximale Risiko war, dem ein Organismus während des betrachteten Zeitraums ausgesetzt war. Die Risiken aller auftretender Wirkstoffe pro Tag wurden aufsummiert. Dies entspricht einer groben Berücksichtigung von Mischungs-Toxizitäts-Effekten (d.h. mögliche additive Effekten von einer Wirkstoff-Mischung). Mit diesem Vorgehen haben Wirkstoffe, welche nicht das maximale Risiko beeinflussen, keinen Effekt auf das berechnete Risiko. Dies wäre zum Beispiel der Fall, wenn auf eine Behandlung verzichtet wird, die zu negativen Effekten zu einem anderen Zeitpunkten als beim maximalen Risiko führt.

Bei drei Organismengruppen (Wasserfloh, Zuckmücken, Fisch) wurden sowohl akute wie auch chronische Effekte berücksichtigt. Im zweiten Aggregationsschritt wurde dort jeweils der Risikowert mit dem höheren ETR für den nächsten Aggregationsschritt gewählt (Abbildung 3 Punkt 2), wobei für eine bessere Vergleichbarkeit der Effekte die akuten Risiken (ETR) mit einem Faktor zehn multipliziert wurden. Ein chronischer ETR von eins entspricht einer Konzentration, bei der noch keine chronischen Effekte sichtbar sind (NOEC), während ein akuter ETR von eins einer Konzentration entspricht, bei der 50 % Mortalität eintritt (LC<sub>50</sub>). Der Faktor zehn zwischen akuten und chronischen Effekten wird oft verwendet, z. B. auch bei Unterschieden in Sicherheitsfaktoren im Rahmen der Zulassung (Ockleford 2013).

In einem dritten Aggregationsschritt wurde pro Umweltkompartiment die sensitivste Organismengruppe ermittelt, d.h. jene mit dem höchsten ETR im Gewässer, im Boden und im Saumbiotop (Abbildung 3

Punkt 3). Da es sich um Stellvertreterorganismen für ein ganzes Ökosystem handelt, liegt der Fokus jeweils auf der sensitivsten Art. Wenn eine Art durch PSM beeinträchtigt wird, kann sich dies auch auf andere Organismen auswirken, z. B. über die Nahrungskette.

Im vierten Aggregationsschritt wurde der gewichtete Mittelwert der 144 bzw. 240 Umweltszenarien ermittelt (siehe Kapitel 2.3). Dies ist vor allem im Gewässer relevant, wo unterschiedliche Umweltszenarien einen grossen Einfluss auf die Eintragspfade und somit auf das Risiko haben. Gewichtet wurde mit der Häufigkeit der Umweltbedingungen im Schweizer Ackerbau.

In einem fünften Aggregationsschritt wurde das Gesamtrisiko als arithmetischer Durchschnitt der Risiken der Umweltkompartimente Gewässer, Boden und Saumbiotop berechnet.



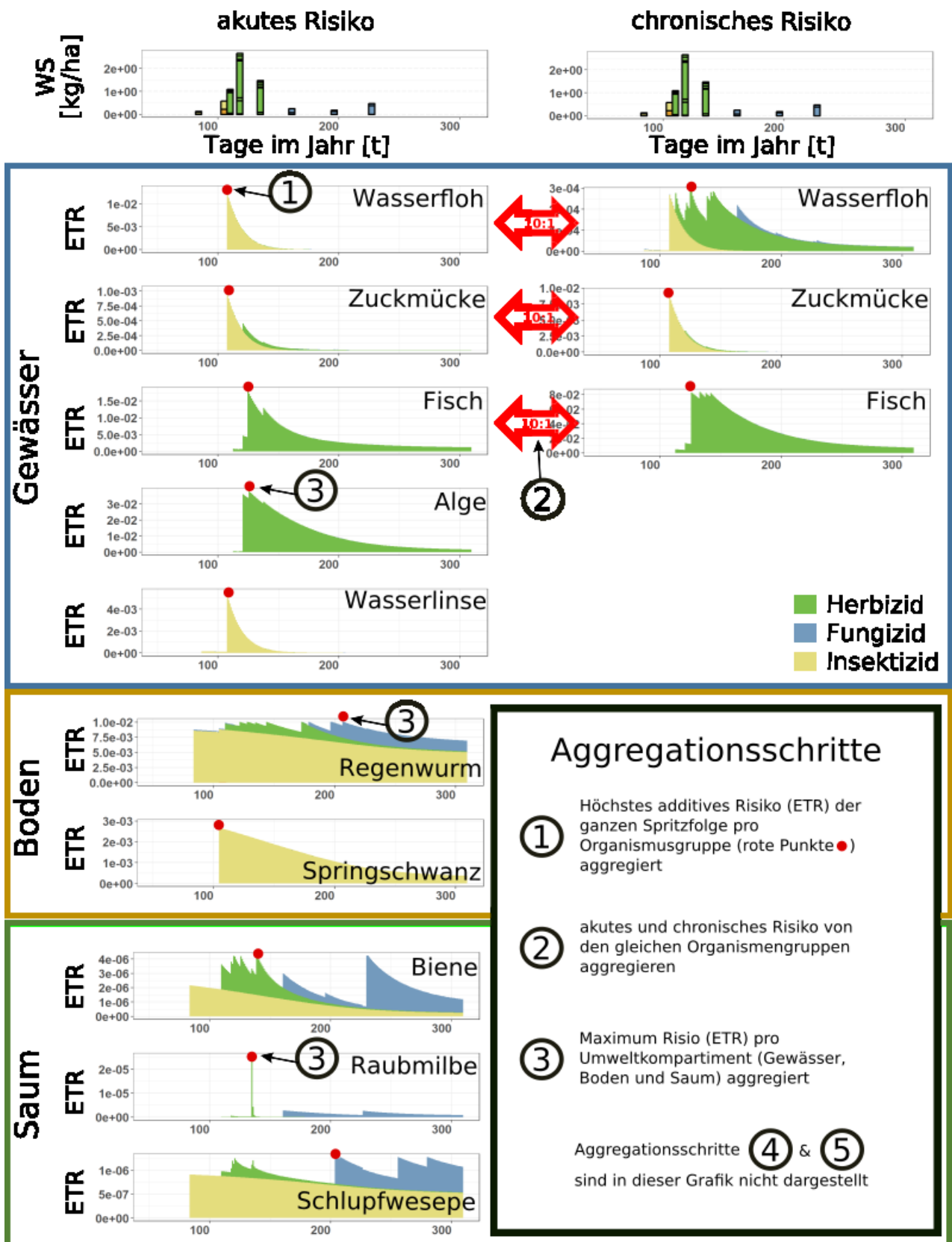


Abbildung 3. Aggregationsschritte 1-3 für die Berechnung des ökologischen Risikos am Beispiel einer Zuckerrüben-Spritzfolge (hoher Schadddruck), hier dargestellt für eines von insgesamt 240 Umweltszenarien.

## 2.2 Weiterentwicklung SYNOPS

Die Modelleinstellungen für die Berechnungen sind pro Umweltkompartiment nachfolgend beschrieben, gefolgt von den Modellanpassungen und dem zukünftigen Entwicklungsbedarf.

### 2.2.1 Gewässer-Modell

#### Wahl von Modelleinstellungen

In SYNOPS muss ein Gewässertyp für die Berechnungen ausgewählt werden, um die PSM-Einträge (Mengen) in Konzentrationen umzurechnen. Es ist klar, dass in der Natur eine grosse Variabilität besteht und der Anteil schmaler Bäche in der Schweiz hoch ist. Jedoch machen kleine Gewässer mit rund 75 % der Hauptanteil der Fließstrecke des Schweizer Fließgewässernetze aus (Doppler et al. 2017). Daher wurde in diesem Projekt für alle Berechnungen ein parallel zum Feld verlaufendes Gewässer von 1 m Breite und 30 cm Tiefe gewählt. Durch die Wahl eines stehenden Gewässers ist es möglich die Akkumulierung von mehrfach applizierten und schlecht abbaubaren Substanzen zu berücksichtigen.

SYNOPS erlaubt eine Berechnung mit realen Wetterdaten (Werte für Niederschlag und Temperatur von einem spezifischen Tag) oder mit langjährigen Klimadaten. In diesem Projekt wurden durchschnittliche Klimadaten der letzten 30 Jahre (1981-2010) verwendet, und die Annahme getroffen, dass immer drei Tage nach einer Applikation ein starkes Regenereignis auftritt (ein Drittel des durchschnittlichen Monatsniederschlags). Diese Standardisierung des Niederschlages ist wichtig für die Vergleichbarkeit von PSM-Applikationen, da Regenereignisse naturgemäss eine grosse Varianz darstellen, welche zu Verzerrungen im Vergleich von PSM-Applikationen führen würde. Da das Regenereignis drei Tage nach der Applikation eintritt, erfolgen die Einträge via Abschwemmung, Erosion oder Drainage immer drei Tage nach der Abdrift, welche sofort ins Gewässer gelangt.

Alle anderen Umweltbedingungen (Hangneigung, Klimastation, Bodentyp, Distanz vom Feld zum Gewässer) wurden mittels Schweiz-spezifischen Umweltszenarien variiert, um die Relevanz der einzelnen Eintragspfade in ein realistischeres Verhältnis zu setzen (siehe Kapitel 2.3).

Die Eintragsmenge ins Gewässer via Abschwemmung, Erosion und Drainage wurde anhand der Wirkstoffkonzentration im Boden für die obersten 5 cm berechnet. Eine grössere berücksichtigte Bodentiefe führt zu tieferen Konzentrationen des Wirkstoffs im Boden ([mg/kg], „Verdünnungseffekt“ im Boden) und kleineren Frachten in den Austragspfaden.

#### Vorgenommene Anpassungen

Im ursprünglichen SYNOPS-Modell konnte Drainage nur im Winter (zwischen dem 22. September und 1. Mai) auftreten (Annahme Böden liegen nahe an der Feldkapazität). Laut Experten können in der Schweiz auch im Sommer Einträge via Drainage stattfinden, daher wurde SYNOPS so angepasst, dass Drainageereignisse während des ganzen Jahres möglich sind.

Das akute Risiko für die Algen und Wasserlinsen basiert nicht auf Mortalitätsendpunkten, wie bei den anderen aquatischen Organismen, sondern auf EC<sub>50</sub> Werten. Bei der Toxizitätsbestimmung entspricht die EC<sub>50</sub> einer Konzentration, die bei 50 % einer Versuchspopulation eine andere definierte Wirkung als den Tod auslöst – bei Letalität würde man von LC<sub>50</sub> sprechen. Für Algen und Wasserlinsen werden EC<sub>50</sub>-Werte verwendet mit Wirkung auf das Wachstum und die Biomasse. Aus diesem Grund wurde bei diesen zwei Organismengruppen nur das akute und nicht noch zusätzlich das chronische Risiko berechnet, basierend auf dem NOEC-Wert.

Chronische Labortests dauern meist länger als akute Tests, wobei bei vielen Tests die Wirkstoffkonzentration über die Zeit abnimmt, daher wird für die Exposition teilweise auch der Mittelwert über eine längere Zeitdauer (z.B. 7 oder 14 Tage) angeschaut (time weighted average, twa). Im Rahmen des Projektes wurde entschieden, auch für chronische Risiken mit den Maximalkonzentrationen zu rechnen (PEC<sub>max</sub>), da es meist nicht bekannt ist, welche Konzentration einen Langzeiteffekt auslöst (ein einmaliger Peak kann zwei Wochen später Effekte auf Wachstumsraten haben).

Bei der Modellevaluation wurden einige kleinere Fehler im Programmcode gefunden und mit Rücksprache mit den Modellentwicklern korrigiert.

### **Zukünftiges Optimierungspotential**

Neben den in SYNOPSIS berücksichtigten diffusen Einträgen ins Oberflächengewässer via Abschwemmung, Erosion, Drainage und Abdrift können PSM auch über Punktquellen (Hofabläufe, Kläranlagen) oder via Entwässerungsschächte an Strassen ins Oberflächengewässer gelangen. Die letzteren Eintragspfade werden in SYNOPSIS nicht berücksichtigt, können aber in einzelnen Gewässern durchaus relevante Beiträge leisten. Diese Prozesse sind sehr komplex und situationsspezifisch, daher ist eine Berücksichtigung in SYNOPSIS schwierig.

Die bisher implementierten Modelle für Abschwemmung und Erosion berücksichtigen die Distanz vom Feld zum Gewässer oder allfällige Massnahmen zur Reduktion des Eintrags nicht. In Deutschland wurde ein alternatives Modell, PRZM (Carsel 1984) getestet, welches die Abschwemmung und Erosion spezifischer berechnet. Hierzu wurde eine neue Version von SYNOPSIS programmiert (basierend auf JAVA), die bislang jedoch über keine Benutzeroberfläche verfügt. In der Schweiz wurde bisher nur die SYNOPSIS-Version basierend auf VBA verwendet, mit welcher es technisch nicht möglich ist, mit PRZM zu rechnen. Um PRZM verwenden zu können, werden mehr Inputparameter gebraucht als mit dem bisherigen Modell. Idealerweise verwendet man das Modell PRZM in Kombination mit Wetterdaten und Informationen zu Bodenfeuchte.

Bisher wird für jede Applikation eine Interzeption angenommen, wobei ein Teil des PSM auf der Pflanze verbleibt, und der Rest auf den Boden gelangt. Dabei wird nicht berücksichtigt, dass bei einem Regenereignis PSM von der Pflanze auf den Boden und anschliessend ins Gewässer ausgewaschen werden können. Dieser Eintragspfad könnte in Zukunft im Modell implementiert werden.

Seit Neusten kann der Eintragspfad Volatilisation für die Umweltkompartimente Gewässer und Saumbiotop berücksichtigt werden. Die verflüchtigungsbedingte Deposition wird mit dem Modell EVA 3.0 berechnet. Da dieses Modell erst neu in SYNOPSIS implementiert wurde, braucht es Tests, um die Verwendbarkeit zu überprüfen.

#### **2.2.2 Boden-Modell**

##### **Wahl von Modelleinstellungen**

Für die Umrechnung der Wirkstoff-Fracht in die Wirkstoff-Konzentration im Boden wird eine Bodentiefe von 2 cm berücksichtigt. Diese dadurch berechnete Bodenkonzentration wird im Modell SYNOPSIS mit den Endpunkten der Bodenorganismen verglichen.

Für die Interzeption (Anteil eines PSM, welcher bei der Applikation auf der Pflanze verbleibt und nicht auf den Boden gelangt) sind in SYNOPSIS neun Szenarien für verschiedene europäische Regionen hinterlegt (Analog zu FOCUS 2001). Diese sollten das unterschiedliche Kulturwachstum in verschiedenen Regionen Europas abdecken, welches stark vom Klima abhängt. Für die Schweiz wurde das FOCUS Szenario Hamburg ausgewählt, welches im Vergleich zu den anderen Szenarien die grössten Ähnlichkeiten zur klimatischen Gegebenheiten in der Schweiz aufweist. Allgemein ist der Jahresniederschlag in der Schweiz höher als in Hamburg, die Temperaturen sind jedoch vergleichbar.

Die Wahl des Bodentyps wird im Kapitel 2.3.1 näher erläutert.

##### **Vorgenommene Anpassungen**

Da im Rahmen dieses Projektes das erste Mal das Modell für das Umweltkompartiment Boden betrachtet wurde, wurden einige Fehler gefunden, welche teilweise nur Auftreten mit den Modelleinstellungen, die in der Schweiz gewählt wurden. Die Fehler wurden in Absprache mit dem Modellentwickler korrigiert.

Wie im vorherigen Abschnitt erläutert, wurden die Interzeptionswerte vom FOCUS Szenario Hamburg gewählt. Die Interzeptionswerte sind pro Kultur fix definiert, berücksichtigen also nicht den reellen Saat- oder Erntetermin eines spezifischen Anbausystems. Bei der Kultur Karotten ist der Saattermin und damit das Kulturwachstum stark variabel. In FOCUS werden Werte für zwei Pflanzdaten angegeben, welche beide nicht zu den Annahmen in diesem Projekt passten. Daher wurden für Karotten eigene Daten für die Kulturentwicklung definiert, siehe Tabelle 33 im Anhang 10.2.2.

Für die Berechnung der Risiken für der Bodenorganismen wurden in erster Linie chronische Laborstudien (NOEC) berücksichtigt, da sie aussagekräftiger sind als die akuten Laborstudien (LC<sub>50</sub>). Während der Testdauer bei akuten Studien von 14 Tagen nimmt die Konzentration durch Abbau des Wirkstoffs ab. D.h. die Organismen sind vor allem bei schnell abbaubaren Substanzen tatsächlich nicht der ursprünglich applizierten Konzentration ausgesetzt und eine genaue Bestimmung des LC<sub>50</sub> ist schwierig. Die Daten zu Endpunkten von Springschwänzen war sehr unvollständig, daher konnte in vielen Fälle nur auf Endpunkte von Regenwürmer zurückgegriffen werden.

Analog zum Gewässer, wurde beim Boden auch für chronische Effekte die maximale Konzentration (PEC<sub>max</sub>) und nicht eine durchschnittliche Konzentration über mehrere Tage (PEC<sub>twa</sub>) verwendet, da es unklar ist, ob schon eine anfängliche maximale Konzentration den chronischen Effekt auslöst oder eher die durchschnittliche Konzentration während der Testdauer von 14 Tagen.

### **Zukünftiges Optimierungspotential**

Bei der Behandlung von Kulturpflanzen werden PSM direkt oder indirekt in das Kompartiment Boden verfrachtet. Die direkte Verfrachtung der PSM in den Boden durch das Versprühen ist abhängig vom Grad der pflanzlichen Bedeckung bzw. durch das Rückhaltevermögen der vorhandenen Vegetation (Interzeption). Einen Teil der applizierten PSM, welche vorübergehend an den Pflanzenoberflächen zurückgehalten wurden, können auf indirekten Weg verzögert durch Abtropfen oder Abfluss zum Boden gelangen. Wie im Kapitel 2.2.1 zum Gewässermodell erläutert, wird zurzeit im Modell SYNOPSIS angenommen, dass der Anteil des Wirkstoffs der auf der Pflanze haften bleibt, nicht zu einem späteren Zeitpunkt auf den Boden gelangt. Dieser Aspekt könnte in Zukunft in SYNOPSIS eingebaut werden. Weitere Indirekte Wege, wie PSM in das Kompartiment Boden gelangen, sind zum Beispiel Bewässerung oder atmosphärische Deposition.

Laufende Weiterentwicklungen in der Risikoanalyse von Kompartiment Boden sollten zu einem späteren Zeitpunkt ins Modell integriert werden.

Bei Saatbeizmitteln wird das Risiko für Bodenorganismen gleich behandelt wie gespritzte Applikationen von der gleichen Wirkstoffmenge. Dies ist als eine erste Näherung sinnvoll. Zukünftig müsste diese Exposition überdacht werden und möglicherweise unterschiedliche Samengröße und Saatedichte unterschieden werden (EC 2012).

### **2.2.3 Saumbiotop-Modell**

#### **Wahl von Modelleinstellungen**

Um den Eintrag von PSM ins Saumbiotop zu berechnen, wurde eine Saumbreite von 1 m angenommen. Dies ist analog zum Gewässer, wo ein 1 m breites Gewässer angenommen wurde. Beim Saumbiotop wurde jedoch angenommen, dass die Distanz zwischen Feldrand und Saum nur 1.5 m beträgt (beim Gewässer sind es im Minimum 6 m, je nach Umweltszenario aber auch 100 m). In terrestrischen Systemen ist jedoch neben jedem Feld typischerweise eine Art von Saumbiotop, es sei denn ein anderes Feld oder eine Strasse schliessen nahtlos an das Feld an.

#### **Vorgenommene Anpassungen**

In SYNOPSIS wurde bisher das Saumbiotop nur via Abdrift von gespritzten Applikationen befrachtet. Bei gebeiztem Saatgut kann jedoch auch eine Driftwolke entstehen. Dies wurde bis anhin in SYNOPSIS nicht berücksichtigt. Da Saatbeizmittel unter anderem im Ackerbau weit verbreitet zum Einsatz kommen (auch in allen von uns betrachteten Spritzfolgen, sowohl unter ÖLN wie IP-SUISSE) und Effekte von Staubdrift auf Bienen beobachtet worden sind (z.B. in Deutschland mit dem Wirkstoff Clothianidin auf Mais (Pistorius et al. 2009), wurde im Rahmen dieses Projektes ein Ansatz entwickelt, um Staubdrift ins Saumbiotop in SYNOPSIS zu integrieren.

Als Basis wurde das Guidance Document der EU (EC, 2012) verwendet. Die Menge an Staubdrift die entsteht beim Säen ist abhängig von der gewählten Saatechnik, Geräten, Saatbeizmittelqualität und Umweltbedingungen. Im Allgemeinen entsteht bei der pneumatischen Saat mehr Staubdrift als bei der mechanischen Saat. Mit Deflektoren kann die Staubdrift reduziert werden. Der Eintrag ins Saumbiotop nimmt analog

zur Abdrift von gespritzten Mitteln mit zunehmender Distanz zum Feld ab (Biocca et al. 2015). Eine Abschätzung des Eintrags von Staubdrift auf Nicht-Zielflächen wurde in SYNOPSIS für vier Kulturen implementiert (Tabelle 2). Für die anderen Kulturen lagen keine geeigneten Daten vor, und die Staubdrift wurde deshalb nicht berücksichtigt.

Staubdrift wurde sowohl für die Risikoberechnung der Bienen sowie auch der Nichtziel-Arthropoden (Nützlinge) verwendet. Die ersten Ergebnisse deuten darauf hin, dass die letzteren sensibler auf flüssige als auf staubförmige Wirkstoffe reagieren. Jedoch kann dies bei Honigbienen, Wildbienen und Schmetterlingen gegenteilig sein, da Staubpartikel an den Haaren länger kleben bleiben können (EC 2012). Dieser Aspekt wurde daher nicht näher berücksichtigt.

Untersuchungen haben gezeigt, dass Organismen, welche in drei-dimensionalen Strukturen, wie zum Beispiel Hecken, Bäume oder andere Pflanzen, leben und ihre Nahrung suchen, stärker exponiert werden durch Staubdrift, als Organismen, welche auf dem Boden leben (zwei-dimensionale Struktur). Zurzeit wurde dieser Aspekt nicht berücksichtigt.

Tabelle 2: Abgeschätzte Exposition in 2- und 3 dimensionalen Strukturen auf Nicht-Zielorte via Staubdrift nach der Saat mit behandeltem Saatgut. Die Werte sind (in Prozent angegeben von der Anwendungsrate in 1 m Distanz zum Feldrand), Quelle: Sanco/10553/2012 (EC 2012)

Kultur	Saattechnik	Exposition 2-D [% des applizierten WS/ha]	Exposition 3-D [% a.i. des applizierten WS/ha]
Mais	pneumatisch, vakuum Technik	0.565	7.000
Winterraps	pneumatisch	0.218	2.700
Weizen	pneumatisch	0.331	4.100
Zuckerrüben	alle Techniken	0.001	0.010

Bei den Nichtziel-Arthropoden werden Labortests oft in zwei-dimensionalen (2D) Strukturen vorgenommen, die Exposition im Lebensraum ist aber drei-dimensional (3D). Daher wird ein sogenannter „Vegetation Distribution Factor“ definiert, um die Exposition von 2D in 3D umzurechnen. Für die vorliegende Studie wurde analog zur Zulassung in der Schweiz ein Faktor von 1:10 verwendet (d.h. die Exposition in 3D ist zehn Mal kleiner als wenn die gleiche Menge PSM auf eine 2D-Struktur appliziert wird).

Wie oben erläutert, wird das saisonale Auftreten der Bienen im Saumbiotop berücksichtigt. Bei langlebigen Substanzen kann es sein, dass in SYNOPSIS nach einer einmaligen Applikation im Frühjahr, wo wenige Bienen unterwegs sind, einen Monat nach der Applikation ein plötzlicher Anstieg im Risiko auftritt, da die Expositionswahrscheinlichkeit zunimmt. Da wir diesen Effekt als eher unwahrscheinlich betrachten, haben wir für die Risikoberechnung der Bienen immer die Expositionswahrscheinlichkeit am Applikationstag verwendet und nicht am jeweiligen Tag im Jahr.

### **Zukünftiges Optimierungspotential**

Im Saumbiotop werden die Honigbienen und je nach Datenverfügbarkeit auch die Schlupfwespen und Raubmilben berücksichtigt. Dies deckt nur einen Bruchteil von den Organismen ab, welche sich im Saumbiotop aufhalten. Zum Beispiel decken die Honigbienen nicht in jedem Fall das Wildbienenrisiko ab (Arena and Sgolastra 2014; Uhl et al. 2016). Uhl et al. (2018) hat gezeigt, dass selbst ein Assessmentfaktor von 10 nicht immer ausreichend ist, zum Beispiel ist die Wildbiene *Osmia bicornis* auf Thiacloprid 19 Mal oder auf Chlorantraniliprole sogar 97 Mal sensitiver als die Honigbiene (*Apis mellifera*). Neben den Wirkstoffen in den Pflanzenschutzmitteln zeigen auch die Beistoffe einen verstärkenden oder abschwächenden Effekt auf Bienen. Bei ausreichender Datenlage sollten in Zukunft noch andere Organismengruppen als Stellvertreter-Organismen im Saumbiotop etabliert werden.

In SYNOPSIS wird zurzeit auch nur das off-crop Risiko berücksichtigt. Das in-crop Risiko wird nicht berechnet. Es gibt zudem noch andere Expositionswege, welche in SYNOPSIS (noch) nicht berücksichtigt sind, wie unter anderem die Exposition via Guttationswasser (Girolami et al. 2009).

### 2.2.4 Aggregationsschritte

Im Modelloutput wird das akut und chronische Risiko pro Tag, Wirkstoff, Organismengruppe und Umweltszenario ausgegeben. Dies führt zu Unmengen von Datenpunkten. Diese Datenpunkte werden in mehreren Schritten zu aussagekräftigen Resultaten aggregiert (Abbildung 3 und Abbildung 4). Die zurzeit verwendete Aggregationslogik setzt auf maximale Risiken. Das bedeutet, dass ein hohes Risiko nicht mit einem tieferen kompensiert werden kann und dass für die verschiedenen Umweltkompartimente immer der Risikowert der Organismengruppe mit dem höchsten Risiko verwendet wird.

Für die Aggregation des Gesamtrisikos wurden zwei Optionen überprüft: a) die Risiken in den Umweltkompartimenten Gewässer, Boden und Saumbiotop wurden gleich gewichtet (je 1/3) und b) die aquatischen Systeme (Umweltkompartiment Gewässer) und die terrestrischen Systeme (Umweltkompartimente Boden und Saum) wurden gleich gewichtet. In dieser Aggregationsmethode erhält das Gewässer ein grösseres Gewicht. Zwischen diesen zwei Methoden ändern sich die Kernaussagen zum Gesamtrisiko nicht wesentlich. Die Variante a) wurde als Standard in dieser Studie verwendet.

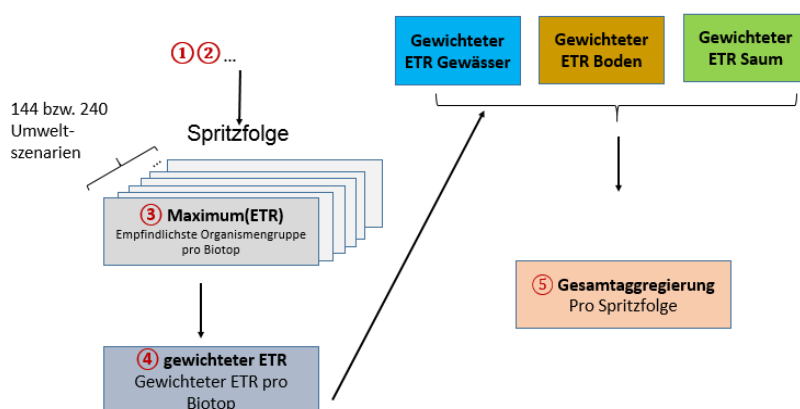


Abbildung 4: Aggregationsschritte 3-5 für die Berechnung des ökologischen Risikos.

### Einzelstoffbewertung

Die Abbildungen mit den Einzelstoffbewertungen (z. B. Abbildung 13) wird das Risiko ausgehend von jedem einzelnen Wirkstoff auf die drei berücksichtigten Umweltkompartimente dargestellt. Sie kann aufzeigen, welche Wirkstoffe das Risiko in den Kulturen und Umweltkompartimente dominieren, ermöglicht aber keine Bewertung einer ganzen Spritzfolge, da das Risiko vom zeitlichen Einsatz der verschiedenen Wirkstoffen abhängt. Mit der Einzelstoffbewertung werden die additiven Risiken von verschiedenen Wirkstoffen nicht wiedergeben.

Die Einzelstoffbewertung zeigt jeweils die Risiken für das Umweltkompartiment Gewässer, Boden und Saum. Das akute und chronische Risiko für Gewässerorganismen ist in der Einzelstoffbewertung bereits aggregiert. Für die Berechnung des akuten Risikos im Boden wurden die chronischen Endpunkte verwendet (Kapitel 2.2.2). Damit die akuten mit den chronischen Endpunkten vergleichbar sind, wurden die berechneten akuten Risiken im Gewässer und Saumbiotop mit einem Faktor zehn multipliziert.

## 2.3 Parametrisierung für die Schweiz: Umweltszenarien

Die Austräge von einer PSM Applikation in umliegende Umweltkompartimente hängen von den vorherrschenden Umweltparametern ab. Diese können stark variieren und somit auch die Einträge in die Umwelt. Für die wichtigsten Umweltparameter wurde daher die Auftretenshäufigkeit analysiert. Daraus wurden Umweltszenarien definiert, welche eine Kombination von verschiedenen Umweltparametern darstellen. Diese wurden sowohl für SYNOPSIS wie auch für das Ökobilanz Fate-Modell PestLCI Konsensus-Modell verwendet (siehe Kapitel 2). Im Modell SYNOPSIS konnten alle als relevant eingestuft Umweltszenarien abgebildet werden, und nach ihrer Häufigkeit gewichtet werden. Im PestLCI Konsensus-Modell wäre dies zu aufwändig deshalb wurde mit einem Standard-Umweltszenario (Hangneigung 3 %,

Wetterstation: Koppingen, Distanz zum Gewässer 6 m, Bodentyp B2 (siehe Kapitel 2.3.1)) gerechnet. Mittels Sensitivitätsanalyse wurde jedoch analysiert, welchen Einfluss die einzelnen Umweltparameter auf das Modellresultat haben (siehe Kapitel 3.5.4 und Anhang 10.1.6).

### 2.3.1 Methode: Definition Umweltszenarien

Für das Modell SYNOPSIS hatten folgende Parameter einen Einfluss auf den Gewässereintrag: Hangneigung, Klima (Temperatur und Niederschlag), Distanz zum Gewässer und Bodentyp. Die Häufigkeit der auftretenden Umweltbedingungen wurde mit einer GIS-Analyse bestimmt. Die Ackerbau-, Obstbau- und Rebbauflächen aus der Arealstatistik 2009 wurden mit Karten zu Hangneigung, Klimaregionen und Distanz zu Gewässern verschnitten und daraus die Flächenanteile für jeden Landnutzungstyp und Umweltparameter bestimmt (z. B. Anteil der Ackerbaufläche mit einer Hangneigung von 3-6 % aufweist, oder Anteil der Ackerbaufläche in der Klimaregion Zentrales Mittelland). Kontinuierliche Parameter wurden in Klassen eingeteilt (z. B. Hangneigung 3-6 %) und nur Klassen mit einer minimalen Häufigkeit berücksichtigt (z. B. nur Klimaregionen mit mindestens 10 % Anteil an der Schweizer Ackerbaufläche).

Beim Bodentyp lagen keine geeigneten schweizweiten Karten vor. Daher wurde eine grobe Abschätzung zu den häufigsten Bodentypen und ihrer Auftretenswahrscheinlichkeit durch Experten vorgenommen (siehe Kapitel 2.3).

Diese Analyse ergab folgende Anzahl an relevanten Kategorien für den Schweizer Ackerbau: vier Hangneigungsklassen, drei Klimaregionen, vier Distanzklassen Feld-Gewässer, fünf Bodentypen. Diese vier Umweltparameter wurden miteinander zu Umweltszenarien kombiniert, womit maximal 240 Umweltszenarien entstanden ( $4 \times 3 \times 4 \times 5 = 240$ ). Für jedes Umweltszenario wurde ein Gewichtungsfaktor berechnet, in dem die Auftretenswahrscheinlichkeit aller vier Umweltparameter multipliziert wurde (siehe Beispiel in Tabelle 3). Werden die Gewichtungsfaktoren von allen 240 Umweltszenarien addiert, ergibt dies schliesslich 1 (=100 %). Die Gewichtungsfaktoren wurden schliesslich verwendet, um einen gewichteten Mittelwert der Risiken zu berechnen.

Tabelle 3: Beispiel für die Berechnung von Gewichtungsfaktoren von Umweltszenarien von Ackerbaukulturen

Umweltparameter	Hangneigung	Klima	Gewässerdistanz	Bodentyp	Gewichtungsfaktor
Ausprägung	3-6 %	Zentrales Mittelland	50-100 m	Leichter Boden, ohne Drainage	
Auftretenswahrscheinlichkeit	23 %	34 %	12 %	10 %	0.0009384

#### Hangneigung

In SYNOPSIS hat die Hangneigung einen grossen Einfluss auf die PSM-Einträge ins Gewässer via Abschwemmung und Erosion.

Für die Hangneigung wurde eine Karte von V. Prasuhn, basierend auf dem digitalen Höhenmodell (DHM25) von Swisstopo verwendet. Die Hangneigungen wurden in neun Hangneigungsklassen unterteilt (<3 %, 3-6 %, 6-12 %, 12-18 %, 18-24 %, 24-30 %, 30-36 %, 36-42 % und >42 %). Die Verteilung der Hangneigung für die Kategorien Ackerbau, Obstbau und Rebbau ist in Abbildung 6 dargestellt. Hangneigungsklassen mit einem Flächenanteil <5 % wurde der nächstliegenden Hangneigungsklasse zugeschlagen. Für Ackerbau waren somit die vier Kategorien bis zu 18 % Hangneigung relevant (Tabelle 4).

Tabelle 4: Prozentualer Flächenanteil verschiedener Hangneigungsklassen für Ackerbau, Obstbau und Rebbau.

Hangneigung	Ackerbau	Obstbau	Rebbau
<3 %	35 %	39 %	
3-6 %	23 %	22 %	12 %
6-12 %	27 %	20 %	19 %
12-18 %	15 %	20 %	14 %
18-24 %			13 %
24-30 %			12 %
30-36 %			9 %
36-42 %			7 %
>42 %			14 %

**Klima**

Um repräsentative Klimabedingungen für die Schweiz zu definieren, wurden eine Einteilung der Schweiz in zwölf grobe Klimaregionen von MeteoSchweiz (Begert 2007) verwendet (Abbildung 5). Diese Klimaregionen stellen Räume mit mehr oder weniger einheitlichen, von Nachbarregionen aber unterscheidbaren Klimata dar. Die Häufigkeit, mit der Ackerbau, Obstbau und Rebbau in den jeweiligen Regionen auftreten, ist in Tabelle 4 dargestellt. Das Ausschlusskriterium für eine Klimaregionen wurde bei einem Flächenanteil von 9 % festgelegt. Somit erwiesen sich nur die drei Klimaregionen des Mittellandes als relevant für den Schweizer Ackerbau. Die restlichen Klimaregionen liegen unter dem Ausschlusskriterium von 9 %. Der Anteil von rund 20 % von den ausgeschlossenen Klimaregionen wurde proportional auf die ausgewählten drei Klimaregionen verteilt (siehe rechte Spalten in Tabelle 5).

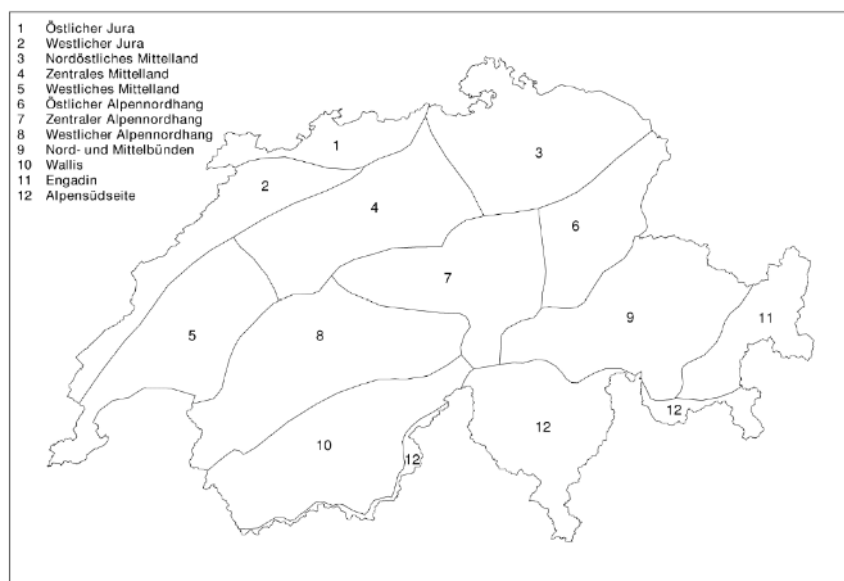


Abbildung 5: Die Schweiz eingeteilt in 12 Klimaregionen, Abbildung: Grosse Klimaregionen der Schweiz (nach Schüepp und Gensler 1980).



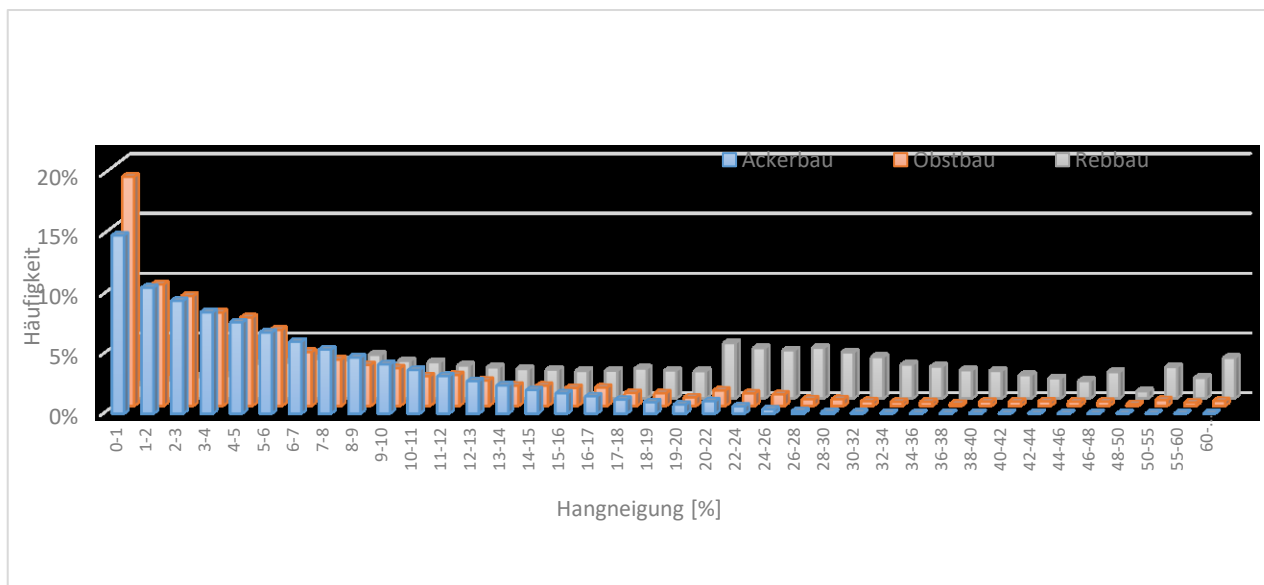


Abbildung 6: Prozentuale Häufigkeit der Hangneigung für die Landnutzungstypen Ackerbau, Obstbau und Rebbau.

Tabelle 5: Prozentuale Flächenanteile der Acker-, Obst- und Rebbaufäche verteilt auf die 12 Klimaregionen. Blau markiert sind Klimaregionen, in denen min. 9 % der Fläche einer Landnutzung liegt. In der linken Spalte sind jeweils die Anteile angegeben, wenn alle 12 Regionen berücksichtigt werden, in der rechten Spalte sind die Anteile, wenn das Cut-off Kriterium von 9 % angewendet wird und die Flächen prozentual verteilt werden.

Klimaregionen	Referenz Wetterstation	Ackerbau		Obstbau		Rebbau	
		Alle	Cut-off	Alle	Cut-off	Alle	Cut-off
1 Östlicher Jura	Zürich Affoltern	7 %		8 %		2 %	
2 Westlicher Jura		5 %		0 %		1 %	
3 Nordöstliches Mittelland		19 %	24 %	32 %	37 %	10 %	12 %
4 Zentrales Mittelland	Koppigen	34 %	43 %	13 %	15 %	3 %	
5 Westliches Mittelland	Neuchâtel	27 %	33 %	13 %	15 %	34 %	39 %
6 Östlicher Alpenordhang	Sion	2 %		0 %		1 %	
7 Zentraler Alpenordhang		0 %		1 %		0 %	
8 Westlicher Alpenordhang		4 %		2 %		4 %	
9 Nord-und Mittelbünden		1 %		1 %		3 %	
10 Wallis	1 %		29 %	33 %	34 %	39 %	
11 Engadin	Lugano	0 %		0 %		0 %	
12 Alpensüdseite		1 %		0 %		9 %	11 %
Total		100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

Innerhalb von diesen drei gewählten Klimaregionen wurde je eine repräsentative Wetterstation in Bezug auf Niederschlag und Temperatur für die landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgewählt.

Es wurden alle Wetterstationen von der MeteoSchweiz ausgewählt, die sowohl Daten zu Niederschlagssummen (418 Stationen) wie auch Temperatur für die Normperiode<sup>5</sup> 1981-2010 (Bergert et al. 2013) enthielten (91 Stationen) und die nicht über 1'000 m.ü.M. liegen (47 Stationen), da der Anteil an Ackerbau in höheren Lagen eher marginal ist. Die verbleibenden 47 Wetterstationen wurden den 12 Klimaregionen der Schweiz zugeteilt. Schlussendlich sind für das vorliegende Projekt total 22 Wetterstationen relevant, verteilt auf die Klimaregionen westliches Mittelland (6 Wetterstationen), zentrales Mittelland (6) und nordöstliches Mittelland (10). Von den Wetterstationen innerhalb einer Klimaregion wurde danach der Mittelwert der

<sup>5</sup> MeteoSchweiz stellt Klimaparameter wie Temperatur und Niederschlag für einen definierten Zeitraum bereit

Niederschlagssumme berechnet und die Station ausgewählt, welche die minimalste durchschnittliche Abweichungen von dem berechneten Mittelwert für die Monate März bis Oktober aufweist.

Diese Referenzwetterstationen sind für das westliche Mittelland Neuchâtel, für zentrales Mittelland Koppigen und nordöstliches Mittelland Zürich Affoltern (Tabelle 5).

Für die Berechnungen in SYNOPSIS wurde von diesen drei Wetterstationen schliesslich der Mittelwert des Monatsniederschlags und die mittleren Tagestemperaturen über die Zeitperiode 1980-2010 ermittelt und in SYNOPSIS importiert.

### Distanz zum Gewässer

Als Grundlage für die Berechnung des Distanz zwischen Feld und Gewässer wurden in GIS die Karten zum Gewässernetz (stehendes Gewässer und Fliessgewässer) von Swisstopo (TLM3D) verwendet. Mit einem Pufferpolygon von 100 m, 50 m, 20 m und 6 m beidseits der Gewässer wurde die prozentuale Flächenverteilung der drei Landnutzungstypen (Acker-, Obst-, und Rebbau) in den verschiedenen Pufferpolygonen ermittelt (Abbildung 7 und Tabelle 6). Aus diesen Berechnungen wurde die prozentual Flächenanteil in den fünf verschiedenen Gewässerdistanzkategorien abgeleitet (Tabelle 6). Bei einem Cut-off Kriterium von mindestens 2 % der Fläche war die Kategorie „<6 m“ nicht relevant und wurde der Kategorie „6-20 m“ zugeschlagen.

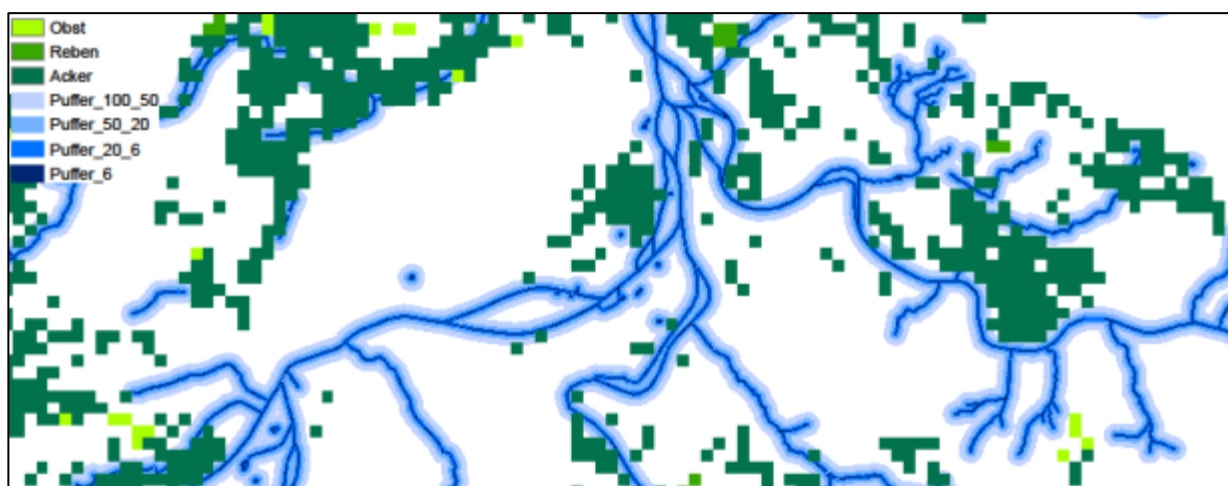


Abbildung 7: Beispielhafte Berechnung der Gewässerdistanz: Landnutzungstypen Ackerbau (dunkelgrün), Obstbau (hellgrün) und Rebbau (grün) aus der Arealstatistik und die vier verschiedenen Pufferpolygone um Gewässer in blau

Bei dieser Berechnung gibt es Limitationen bezüglich der Fliessgewässer. Fliessgewässer werden in der Karte nur als Linien dargestellt; das heisst es sind keine Informationen über die Gewässerbreite vorhanden. Das Pufferpolygon im GIS kommt demnach am falschen Ort zu liegen. Diese Abweichung ist bei breiten Gewässern am grössten. Bei breiten Fliessgewässern wird die Distanz Gewässer-Feld deshalb überschätzt werden. Zudem ist die Auflösung in der Arealstatistik für die verschiedenen Landnutzungstypen sehr grob (Zellgrösse von 100 m). Es existieren besser aufgelöste Daten (Feldblockkarte) für die ganze Schweiz, welche jedoch bei der Landnutzung nur zwischen Rebbau und Feldbau unterscheidet. In einzelnen Kantonen gibt es detailliertere Karten zu den Fruchtfolgeflächen.

In der Arbeit von Schweizer (2012) wurde mittels GIS der Abstand zu Oberflächengewässer für die Fruchtfolge für den Kanton Thurgau abgeschätzt. Der Kanton Thurgau repräsentiert 6.3 % der schweizerischen Anbaufläche für Feldbau. Die Abschätzungen wurden mit dem Programm ArcMAP 10.0 (GIS) durchgeführt unter Verwendung der Datensätze von Swisstopo (TLM3D) sowie der amtlichen Vermessung der kantonalen Verwaltung Thurgau. Die Distanz Feld zum Gewässer wurde in Klassen >3 m, >6 m, >20 m, >50 m und >100 m eingeteilt.

Der Vergleich von den Ergebnissen für den Ackerbau zwischen der Schweizweiten Berechnung mit grob aufgelösten Daten und den besser aufgelösten Daten des Kanton Thurgau zeigten eine erstaunlich kleine Differenz. Der Unterschied für die verschiedenen Gewässerdistanzklassen liegt bei rund 1 %.

Tabelle 6: Prozentualer Flächenanteil der LN (ohne Wiesen und Weiden) für die fünf verschiedenen Gewässerdistanzklassen

Gewässerdistanz	6 - 20 m	20 - 50 m	50 - 100 m	>100m
Ackerbau	3.6 %	5.9 %	11.7 %	78.8 %
Obstbau	6.5 %	8.6 %	15.4 %	70.5 %
Rebbau	4.4 %	7.1 %	14.0 %	74.5 %

### Bodentyp

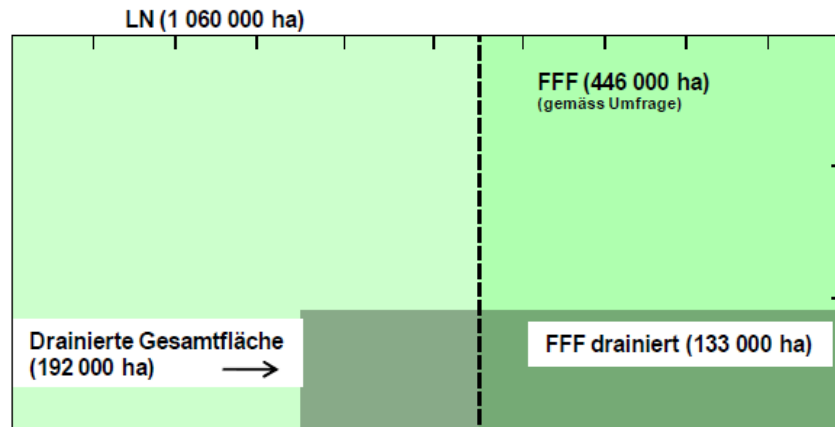


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Aufteilung der drainierten Flächen der Schweiz

Abbildung 8: schematische Darstellung der Aufteilung der drainierten Flächen der Schweiz (Beguin and Smola 2010)

Da in der Schweiz keine einheitliche Bodenkarte (nur eine Bodeneignungskarte aus 1980) vorliegt, wurden hier Urs Zihlmann und Peter Weisskopf von Agroscope als Experten befragt. Ziel war es, einerseits typische Böden für die landwirtschaftlichen Zonen zu definieren, und andererseits eine grobe Abschätzung der Relevanz resp. Auftretenswahrscheinlichkeit dieser Bodentypen im Acker-, Obst- und Rebbau zu erhalten. Es wurden drei typische Böden definiert: ein leichter, ein mittelschwerer und ein schwerer Boden, welche das vorhandene Spektrum der für Feld- und Gemüsebau nutzbaren Böden in der Schweiz gut abdecken. Die Bodendichte sowie der organische Kohlenstoffgehalt im Oberboden und im Gesamtboden sind die entscheidend Bodenparameter für SYNOPSIS.

Der Anteil an drainierten Böden bei der Fruchtfolgefläche in der Schweiz liegt bei rund 30 % (Beguin and Smola 2010) (Abbildung 8). Die Experten wurden angefragt, eine grobe Abschätzung der Relevanz der drei Bodentypen und wie häufig sie mit oder ohne Drainage vorkommen, abzugeben. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 dargestellt.

Tabelle 7: Häufigkeit des Vorkommens der verschiedenen Bodentypen mit und ohne Drainage im Ackerbau

Boden	Drainage	Ackerbau
leicht (B1)	ohne Drainage	10 %
leicht (B1)	mit Drainage	0 %
mittelschwer (B2)	ohne Drainage	46 %
mittelschwer (B2)	mit Drainage	20 %
schwer (B3)	ohne Drainage	15 %
schwer (B3)	mit Drainage	10 %

Die Experten wurden auch befragt, welcher Bodentyp sich für den Anbau von den fünf im Projekt betrachteten Kulturen eignet. Einzig bei Kartoffeln und Karotten wurde der schwere Boden als nicht geeignet betrachtet, alle anderen Bodentypen eignen sich für alle Kulturen (Tabelle 8). Für die Risikoberechnung mit SYNOPSIS wurde der schwere Boden bei Kartoffeln und Karotten daher nicht berücksichtigt. Dies führte dazu, dass bei den Kulturen Kartoffeln und Karotten insgesamt 144 der 240 Umweltszenarien berücksichtigt wurden.

Tabelle 8: Eignung der repräsentativen Böden für die fünf Kulturen die in diesem Projekt betrachtet wurden (Einschätzung gemäss Experten)

<i>Kultur</i>	<b>Boden</b>		
	<b>B1</b> leicht	<b>B2</b> mittelschwer	<b>B3</b> schwer
<i>Winterweizen</i>	geeignet	geeignet	geeignet
<i>Raps</i>	geeignet	geeignet	geeignet
<i>Zuckerrüben</i>	geeignet	geeignet	geeignet
<i>Kartoffeln</i>	geeignet	geeignet	nicht geeignet
<i>Karotten</i>	geeignet	geeignet	nicht geeignet

### 2.3.2 Offene Fragen

Aufgrund des gewählten Cut-off Kriteriums von 9 % beim Klima, wurden gewisse Regionen der Schweiz nicht berücksichtigt. Zum Beispiel liegen die Regionen östlicher Jura und westlicher Jura mit 7 % respektive mit 5 % nur knapp unter dem Cut-off Kriterium (Tabelle 5). Die Frage steht im Raum warum man den Jura nicht zusammen nimmt, dann gäbe der Anteil des Ackerbaus in der Klimaregion Jura mehr als 9 %. Es müsste eine genauere Abschätzung der Relevanz von solchen Umweltszenarien gemacht werden, welche zurzeit nicht berücksichtigt wurden, da die Datenmenge gross ist und die verfügbare Rechenkapazität begrenzt war. Weitere sollte untersucht werden, wie stark die Wahl der Cut-off-Kriterien die Resultate beeinflussen. Die Vermutung ist, dass die Wahl des Cut-off-Kriteriums nicht all zu gross ist. Den durch die Aggregation der Resultate von allen Umweltszenarien mit den Gewichtungsfaktoren der jeweiligen berechneten Häufigkeit, führt dazu dass die Gewichtungsfaktoren von solchen Umweltszenarien sehr klein wäre.

Die Bodentypen wurden durch Experten definiert. Jedoch viel es den Experten schwer, die Realität so stark zu vereinfachen. Falls in Zukunft Schweizweite Bodenkarten vorliegen, könnte dieser Parameter ebenfalls mit GIS berechnet werden.

## 3 Methodenentwicklung: Ökobilanz

Nach einer kurze Einführung zur Ökobilanz (Kapitel 3.1) werden das Ziele und der Untersuchungsrahmen dieses Projektes detailliert dargelegt (Kapitel 3.2). Danach werden die Sachbilanz-Methode (PestLCI Konsensus-Modell) und die Wirkungsabschätzungs-Methode USEtox 2.02 beschrieben (Kapitel 3.3 und 3.4), welche für die Bewertung der ökotoxikologischen Wirkungen auf die Umwelt verwendet wurden. Anschliessend folgt die Beschreibung der im Projekt vorgenommenen Weiterentwicklungen der Modelle (Kapitel 3.5) inklusive der Parametrisierung für Schweizer Verhältnisse.

### 3.1 Ökobilanz

Eine Ökobilanz hat zum Ziel, die Umweltwirkungen eines Produktes oder einer Dienstleistung umfassend über den ganzen Lebenszyklus gesehen zu berechnen. Sie besteht gemäss der ISO-Norm 14040 aus vier Phasen: 1) Ziel und Untersuchungsrahmen, 2) Sachbilanz, 3) Wirkungsabschätzung und 4) Auswertung (ISO 2006). Im Ersten Schritt wird das Ziel der Studie sowie der gewählte Untersuchungsrahmen (funktionelle Einheit und Systemgrenze) definiert (siehe Kapitel 3.2).

In der Sachbilanz werden die benötigten Inputs und die entstehenden Emissionen und Produkte (Outputs) eines Systems bilanziert. Bei der Anwendung von PSM gibt die Sachbilanz demnach Auskunft darüber, welche Anteile eines ausgebrachten PSMs in welches Umweltkompartiment gelangen. Für die Sachbilanz wurde das PestLCI Konsensus-Modell (Fantke et al. 2016a) verwendet, das Emissionen in fünf unterschiedliche Umweltkompartimente berechnen kann (siehe Kapitel 3.3).

In der Wirkungsabschätzung werden die toxischen Effekte eines Wirkstoffes auf das Ökosystem mittels Charakterisierungsfaktoren (CF) quantifiziert. Für die Wirkungsabschätzung kam die Methode USEtox 2.02 (Fantke et al. 2015c) zur Anwendung (siehe Kapitel 3.4), welche von der EU für die Wirkungskategorie aquatische Ökotoxizität empfohlen wird (EC-JRC-IES 2011).

Beide Methoden wurden in Roesch et al. (2016) auf ihre Eignung für die Anwendung in landwirtschaftlichen Ökobilanzen untersucht. Die Analyse zeigte, dass eine kombinierte Anwendung dieser Methoden die Umweltwirkungen von PSM-Anwendungen in Ökobilanzen gut abschätzen können. Jedoch zeigte sich, dass für eine kombinierte Anwendung der Methoden noch Entwicklungsbedarf besteht, bevor diese für eine Abschätzung der Ökotoxizitätspotenziale von PSM-Anwendungen eingesetzt werden können (Roesch et al. 2016). Daher wurden im Rahmen dieser Studie noch Modellanpassungen vorgenommen und Sensitivitätsanalysen durchgeführt (siehe Kapitel 3.5).

### 3.2 Ziel und Untersuchungsrahmen dieser Studie

Das übergeordnete Ziel ist die Bewertung der Umweltwirkungen und Risiken von PSM-Anwendungen bei ausgewählten Kulturen in der Schweiz und wurde in der Einleitung (Kapitel 1) detailliert dargelegt. Da für die Bewertung zwei unterschiedliche Ansätze verwendet wurden (Ökobilanz und Risikobewertung) erfolgte die Bewertung mit unterschiedlichen Systemgrenzen und Bezugsgrössen auf zwei Ebenen:

(1) Bewertung von PSM-Anwendungen für den Vergleich mit Resultaten der Risikobewertung:

- **Funktionelle Einheit:** pro Hektare und Anbauzyklus.
- **Systemgrenze:** Feldrand.
- **Berücksichtigte Prozesse:** Es werden nur jene PSM berücksichtigt, die gemäss den definierten Spritzfolgen für die fünf Kulturen auf der Parzelle von einem Hektar angewendet werden inkl. Saatbeizmittel, jedoch ohne Anwendungen von PSM in vorgelagerten Prozessen (z. B. Saatgutproduktion).
- **Nicht berücksichtigte Prozesse:** Saatgutproduktion, Verpackung des Produktes, der Transport zur Verteilzentrale oder zum Detailhandel. Die Bereitstellung des Produktes erfolgt demnach „ab Hof“. Keine weiteren toxischen Emissionen werden berücksichtigt.

- **Umweltwirkungen:** aquatisches Ökotoxizitätspotenzial mittels USEtox 2.02 und terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial mittels ReCiPe 2016.

### (2) Bewertung von allen Schadstoffen und weiterer Umweltwirkungen inkl. Vorketten:

- **Funktionelle Einheit:** 1 kg Produkt.
- **Systemgrenze:** Feldrand.
- **Berücksichtigte Prozesse:** Es werden alle vorgelagerten Prozesse (z. B. Saatgutproduktion) und die darin verwendeten PSM berücksichtigt und alle weiteren Schadstoffe wie z. B. Schwermetalle aus Hofdüngern. Berücksichtigt wird zudem der Maschineneinsatz und Dünger (mineralisch und organisch).
- **Nicht berücksichtigte Prozesse:** Verpackung des Produktes, der Transport zur Verteilzentrale oder zum Detailhandel. Die Bereitstellung des Produktes erfolgt demnach „ab Hofter“.
- **Umweltwirkungen:** aquatisches Ökotoxizitätspotenzial mittels USEtox 2.02, terrestrische Eutrophierung, Treibhauspotenzial, abiotischer Ressourcenbedarf und der nicht erneuerbarer Energiebedarf.

Der Fokus dieser Studie liegt auf der Bewertung der Wirkungen von PSM auf die Umwelt (vgl. Punkt 1 oben). Dabei steht der Vergleich dieser Resultate mit den Ergebnissen der Risikobewertung mittels SYNOPSIS im Zentrum. Da unter diesen Rahmenbedingungen jedoch nicht der ganze Lebenszyklus berücksichtigt wird, wurden zusätzlich noch weitere Umweltwirkungen berechnet (vgl. Punkt 2 oben), unter Berücksichtigung der vorgelagerten Prozesse.

## 3.3 Sachbilanz-Methode PestLCI

Für die Ökobilanzierung von PSM gibt es für Praktiker derzeit zwei Möglichkeiten: 1) die applizierte Menge des verwendeten Wirkstoffs wird mit dem passenden CF für Emissionen innerhalb des Feldes (landwirtschaftlicher Boden) kombiniert oder 2) die Verwendung eines Pestizid-Emissions-Modells wie PestLCI kombiniert mit den passenden CF für Emissionen ausserhalb des Feldes (Grundwasser, Oberflächenwasser, Luft, Boden ausserhalb des Feldes) (Rosenbaum et al. 2015). Bei der ersten Möglichkeit wird davon ausgegangen, dass 100 % der eingesetzten PSM-Menge als Emission in den landwirtschaftlichen Boden gelangen (Nemecek and Kägi 2007). Diese grobe Annäherung bezieht die anwendungsspezifischen Bedingungen (Klima, Boden, Applikationstechnik) nicht mit ein (Rosenbaum et al. 2015). Mit dem Pestizid-Emissions-Modell PestLCI 2.0 können spezifische Bedingungen besser berücksichtigt werden, jedoch berechnet das Modell keine Emissionen in den landwirtschaftlichen Boden, da dieser gemäss Dijkman et al. (2012) als Teil der Technosphäre gilt.

### 3.3.1 Das PestLCI Konsensus-Modell

In diesem Projekt wird das PestLCI Konsensus-Modell verwendet, welches im Rahmen eines Konsensus-Prozesses zwischen Ökobilanz-Experten aus Industrie, staatlichen Institutionen und Universitäten aus 24 Ländern und 5 Kontinenten entwickelt wurde (Rosenbaum et al., 2015). Als Basis für das Konsensus-Modell diente die PestLCI Version 2.0 von Dijkman et al. (2012). Das PestLCI Konsensus-Modell stimmt weitgehend mit PestLCI 2.0 überein, es wurden jedoch einige Verbesserungen oder Anpassungen vorgenommen, dazu gehören: i) Berücksichtigung der Deposition via Wind Drift, ii) Anpassung der Verdampfungsfunktion von Blättern und dem Oberboden, iii) Erneuerung der Aufnahmefunktion in die Pflanze sowie der Abbaufunktion in der Pflanze, iv) Berücksichtigung von Emissionen in den landwirtschaftlichen Boden und v) Einführung einer zeitlichen Systemgrenze von einem Tag (Fantke et al. 2016a). Die Einführung einer zeitlichen Systemgrenze ist auf die Kompatibilität vom PestLCI Konsensus-Modell (Sachbilanz) und USEtox (Wirkungsabschätzung) zurückzuführen (Rosenbaum et al. 2015). Während des Konsensus-Prozesses wurde die Abgrenzung zwischen der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung eingehend diskutiert und analysiert. Man kam zum Schluss, dass primäre Verteilungsprozesse nur in der Sachbilanz (PestLCI Konsensus-Modell) berücksichtigt werden sollten und die langfristigen Verteilungsprozesse in der

Wirkungsabschätzung (USEtox) modelliert werden sollten. Basierend darauf wurde für das PestLCI Konsensus-Modell eine zeitliche Systemgrenze von einem Tag eingeführt (Fantke 2017a).

Das Konsensus Modell ist demnach eine erweiterte und abgeänderte Version von PestLCI 2.0 und entspricht deshalb gemäss den Modellentwicklern von PestLCI 2.0 (Dijkman et al. 2012) nicht einer neuen Version, sondern stellt ein eigenständiges Modell dar.

PestLCI 2.0 wurde eigens für die Bilanzierung von PSM-Anwendungen erstellt und für das Konsensus-Modell weiterentwickelt. Die Verteilung von Wirkstoffen in der Umwelt kann nur für organischen PSM modelliert werden, nicht jedoch für anorganischen WS (wie beispielsweise Kupfer), welche auch als PSM eingesetzt werden (Dijkman et al. 2012). Für die Berechnung der Verlagerung von anorganischen WS haben wir das Modell SALCA-Schwermetall verwendet (Freiermuth 2006). Im PestLCI Konsensus-Modell stehen 25 Klimazonen, 140 Bodentypen, 28 Applikationsmethoden und 1'780 Wirkstoffe zur Auswahl. Im PestLCI Konsensus-Modell wird das betrachtete System in zwei Teile unterteilt: die Technosphäre (das wirtschaftliche System) und die Umwelt. Die Technosphäre beinhaltet das Feld bis zum Feldrand, inklusive dem Erdboden bis zu 1 m Tiefe und der darüber liegenden Luftsäule bis 100 m (Birkved and Hauschild 2006; Dijkman et al. 2012). Die Umwelt ist in fünf Emissionskompartimente unterteilt: Luft, Oberflächen ausserhalb des Feldes, Grundwasser, landwirtschaftlicher Boden und die Deposition auf der Pflanze. Die Oberflächen ausserhalb des Feldes („off-field surfaces“) werden im Konsensus-Modell mit den Oberflächengewässern gleichgesetzt. Hinsichtlich dieser Definition wurden Anpassungen vorgenommen, da nicht davon ausgegangen werden kann, dass ein Feld nur von Wasser umgeben ist. Daher wurden diese Emissionen anteilmässig auf Gewässer und Boden aufgeteilt (siehe dazu Kapitel 3.5.3).

Die Berechnung der Emissionen in die unterschiedlichen Umweltkompartimente basiert auf dem Prinzip der Massenerhaltung (Massenstrom-Modell siehe Anhang 10.1.1) und beinhaltet primäre und sekundäre Emissionen.

### **Primäre Emissionen**

Die Verlagerungsprozesse für die primären Emissionen finden unmittelbar nach der Anwendung des PSM in den ersten zwei bis drei Stunden statt (Fantke 2017a). Dabei werden Verluste durch den Wind, sowie die Deposition auf der Pflanze und dem Boden berücksichtigt. Die primären Emissionen umfassen folgende Kompartimente: Luft, Oberflächen ausserhalb des Feldes (Gewässer), Pflanze und den landwirtschaftlichen Boden (siehe Tabelle 9).

Die Verteilung der PSM zwischen der Blattoberfläche und dem landwirtschaftlichen Boden ist abhängig von der Kultur und dem Entwicklungsstadium. Das Entwicklungsstadium wird nach Linders et al. (2000) über die Interzeption berücksichtigt. Die Interzeption gibt Auskunft über die Verteilung des PSMs zwischen der Pflanzenoberfläche und dem Boden und kann einen Wert zwischen Null und eins annehmen. Ist der Wert Null, gelangt 100 % der applizierten PSM auf den Boden. Hinsichtlich der Oberflächen werden in der Modellierung nur die Blattoberfläche und die Oberfläche des Oberbodens berücksichtigt, nicht jedoch andere Oberflächen wie beispielsweise Halme oder der Stamm.

Bei den Emissionen in die Luft und auf Oberflächen ausserhalb des Feldes sind die Applikationsmethode sowie driftreduzierende Applikationsverfahren ausschlaggebend. Im Modell kann der Drift-Reduktionsfaktor (Default = 3) individuell angepasst werden, um unterschiedliche Applikationsmethoden zu berücksichtigen. Es sei darauf hingewiesen, dass die Berechnungen im Modell nur für Windgeschwindigkeiten bis zu 4.5 m/s validiert sind in der Annahme, dass der Bauer aufgrund der hohen Verluste keine PSM bei höheren Windgeschwindigkeiten ausbringt.

*Tabelle 9: Emissionskompartimente im PestLCI Konsensus-Modell.*

<b>Primäre Emissionskompartimente</b>	<b>Sekundäre Emissionskompartimente</b>
Luft	Luft
Oberflächen ausserhalb des Feldes	Oberflächen ausserhalb des Feldes
Pflanze	Pflanze
Landwirtschaftlicher Boden	Landwirtschaftlicher Boden
	Grundwasser

### Sekundäre Emissionen

Die sekundären Verteilungsprozesse beginnen nachdem die primären Emissionen erfolgt sind und laufen nur bis zur zeitlichen Systemgrenze von einem Tag. Folgende sekundäre Emissionskompartimente werden berücksichtigt: Luft, Oberflächen ausserhalb des Feldes (Wasser), Pflanze, landwirtschaftlicher Boden, und Grundwasser (siehe Tabelle 9). Ein Teil des applizierten PSMs wird abgebaut oder in die Pflanze aufgenommen und gelangt somit nicht in eines der genannten Umweltkompartimente. Die Deposition auf der Pflanze hängt von der Aufnahme von PSM in die Pflanze, dem photochemischen Abbau und der Verdampfung von PSM ab. Verdampfte Wirkstoffe werden dem Emissionskompartiment Luft hinzugerechnet. Wichtige Prozesse für die Emissionen ins Grundwasser sind der Makroporenabfluss und die Auswaschung von PSM aus dem Boden. Diese Prozesse laufen jedoch nur ab, wenn innerhalb der zeitlichen Systemgrenze von einem Tag ein Regenereignis stattfindet. Das gleiche gilt für den Abtransport von PSM über die Drainage oder via Abschwemmung, die neben der Wind-Drift die wichtigsten Einträge ins Oberflächengewässer darstellen (Flächen ausserhalb des Feldes) (Fantke et al. 2016b). Alles was nach Ablauf der zeitlichen Systemgrenze noch im Boden ist, also weder abgebaut wurde oder in die Luft, Flächen ausserhalb des Feldes, oder ins Grundwasser gelangt ist, wird als Emission in den landwirtschaftlichen Boden gehandhabt. Damit sind die Emissionen ins Grundwasser und ins Oberflächengewässer beim Konsensus-Modell kleiner, als bei PestLCI 2.0, wo der Boden als Emissionskompartiment fehlt.

### **3.4 Wirkungsabschätzungsmethode USEtox 2.02**

USEtox wurde als Konsensmethode von verschiedenen Forschungsgruppen entwickelt und wird in der Analyse der ILCD (International Reference Life Cycle Data System) als Standard-Methode für die Süsswasser-Ökotoxizität empfohlen (EC-JRC-IES 2011). Die gemeinsame Forschungsstelle (JRC, Joint Research Center) der Europäischen Kommission steht zudem kurz vor der Veröffentlichung einer weiteren Empfehlung, welche auf den wissenschaftlichen Arbeiten von (Saouter et al. 2017a, b) basieren. Demnach soll die Parametrisierung von USEtox Daten verbessert werden und die Berechnung des ökotoxikologischen Effektes vermehrt auch auf akuten Toxizitätsdaten basieren.

USEtox 2.02 berücksichtigt die langfristigen Verlagerungsprozesse zwischen den folgenden Kompartimenten: landwirtschaftlicher und natürlicher Boden, Süsswasser, Meer und Luft (siehe Abbildung 9). Es gilt die Annahme, dass alle Kompartimente homogen sind und sich ein PSM gleichmässig darin verteilt (Fantke et al. 2015c). Das Modell hat keinen expliziten Zeithorizont. Es wird von konstanten Emissionen, Verteilungs- und Abbauraten ausgegangen, welche zu einer Gleichgewichtskonzentration (*steady state*) in allen Kompartimenten gerechnet werden. Die in USEtox 2.02 hinterlegte Datenbank enthält 6'181 Substanzen, sowohl organische als auch nicht-organische.



Im Modell werden drei geographische Ebenen berücksichtigt: die globale, die kontinentale und die urbane Ebene. Innerhalb der urbanen Ebene wird die Innenraumbelastung der Luft für die Humantoxizität berechnet, welche jedoch nicht Inhalt dieser Studie ist (für weitere Informationen siehe Fantke et al. (2015c)). USEtox 2.02 bietet die Möglichkeit aus 8 kontinentalen und 17 sub-kontinentalen Regionen auszuwählen (Fantke et al. 2015c). Ist ein Gleichgewichtszustand (*steady state*) zwischen den Kompartimenten erreicht, berechnet das Modell den ökotoxikologischen Charakterisierungs-Faktor (CF) für die aquatische Ökotoxizität in jedem Kompartiment. Es ist bisher nicht möglich, eine Wirkungsabschätzung der terrestrischen Ökotoxizität mittels USEtox 2.02 durchzuführen.

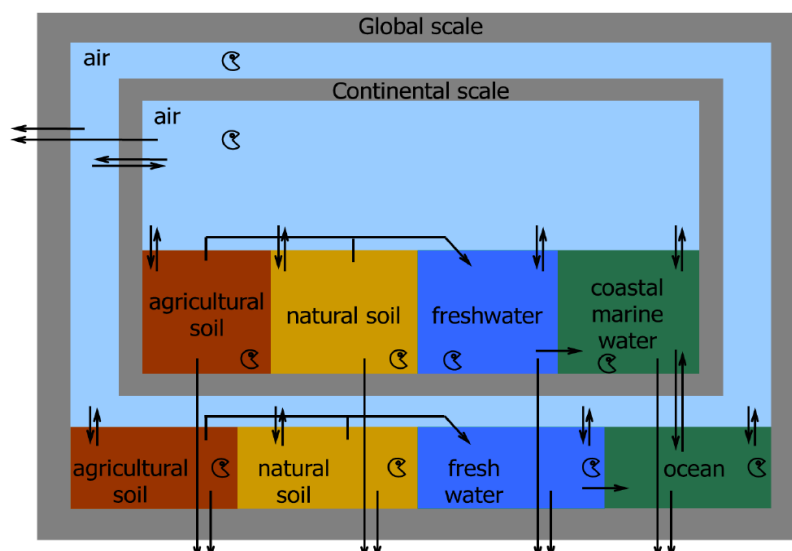


Abbildung 9: USEtox Kompartimente für die kontinentale und globale Ebene gemäss Fantke et al. (2015c).

Die CFs für die aquatische Ökotoxizität werden für die kontinentale und globale Ebene gleich berechnet und anschliessend summiert (siehe Formel 2). Die Formel beinhaltet einen Verteilungs-Faktor (FF) für die Beschreibung der Persistenz von PSM in der Umwelt. Der Kontakt-Faktor (XF) widerspiegelt die Bioverfügbarkeit eines PSMs für aquatische Organismen und der Effekt-Faktor (EF) gibt Auskunft über die Ökotoxizität der aktiven Substanz eines PSMs für unterschiedliche Spezies (z. B. Algen, Daphnien, Fische). Die Formel lautet wie folgt (Rosenbaum et al. 2008):

$$\overline{CF} = \overline{FF} \times \overline{XF} \times \overline{EF},$$

2

wobei

$\overline{FF}$  = Verteilungs-Faktor [Tag]

$\overline{XF}$  = Kontakt-Faktor

$\overline{EF}$  = Effekt-Faktor [PAF m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>]

$\overline{CF}$  = Charakterisierungs-Faktor [PAF m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>Tag].

Der Verteilungs-Faktor berücksichtigt die Massenveränderung einer Substanz (kg) in einem gegebenen Kompartiment aufgrund einer Emission (kg/Tag) aus einem anderen Kompartiment (Henderson et al. 2011). Dabei werden verschiedene Abbau- und Verlagerungsprozesse berücksichtigt sowie die Biodegradation durch Mikroorganismen, der Transport in die Sedimente, der Abfluss ins Grundwasser (wird gleich behandelt wie Abbau) und die Entweichung in die Stratosphäre (Huijbregts et al. 2010).

Der Kontakt-Faktor quantifiziert die Bioverfügbarkeit eines PSMs für aquatische Organismen und wird in USEtox gleich dem Anteil eines PSM gesetzt, der sich im Süßwasser auflöst (Henderson et al., 2011).

Bezüglich der Ökotoxizität eines WS wird in der Regel der PNEC (*predicted no effect concentration*) verwendet. Für die die Wirkungsabschätzung empfehlen Henderson et al. (2011) jedoch einen robusteren und weniger konservativen Effektparameter. Die Berechnung des Effekt-Faktors basiert in USEtox 2.02 auf der Annahme einer linearen Abhängigkeit zwischen der Konzentration und der Wirkung und entspricht dem

geometrischen Mittel von experimentellen EC<sub>50</sub> Daten von einzelnen Spezies. Erste Priorität haben chronische Endpunkte EC<sub>50</sub> (z. B. Effekte auf Reproduktion), welche allerdings schwierig zu erheben sind. Viel verbreiteter ist die Angabe von akuten EC<sub>50</sub> Werten. Zweite Priorität haben daher chronische Endpunkte, welche durch einen Extrapolationsfaktor (Default-Wert = 2) von akuten EC<sub>50</sub> Werten hergeleitet werden (Rosenbaum et al. 2008). In USEtox werden CF basierend auf den verwendeten Daten in zwei Gruppen unterteilt: einstweilige (*interim*) CF und empfohlenen (*recommended*) CF. Empfohlene CF basieren auf Ökotoxizitätsdaten von mindestens drei unterschiedlichen Spezies und weisen daher eine hohe Qualität auf (Rosenbaum et al. 2008). Wurden weniger als drei Spezies für die Berechnung des CF verwendet, spricht man von einstweiligen CF (*interim*).

### 3.5 Vorgenommene Modellanpassungen

Die in Roesch et al. (2016) durchgeführte Evaluation von PestLCI 2.0 und USEtox 1.0 ergaben, dass es bei beiden Modellen noch Entwicklungsbedarf besteht. In dieser Studie wurden daher folgende Modell-anpassungen vorgenommen: Ergänzung der terrestrischen Ökotoxizität in der Wirkungsabschätzung, Ergänzung der PSM-Datenbanken von USEtox und dem PestLCI Konsensus-Modell, Parametrisierung vom PestLCI Konsensus-Modell für die Schweiz und Abklärungen zur Automatisierung der Berechnungen mittels dem PestLCI Konsensus-Modell.

#### 3.5.1 Ergänzung der terrestrischen Ökotoxizität in USEtox

Mit USEtox 2.02 können bislang (noch) keine CF für die terrestrische Ökotoxizität berechnet werden. Dies führt zu einer einseitigen Betrachtung der Ökotoxizität, da nur die Effekte auf Wasserorganismen berücksichtigt werden. Beim Vergleich von unterschiedlichen Wirkungsabschätzungsmethoden durch die ILCD wurden jedoch keine Empfehlungen für die terrestrische Ökotoxizität abgegeben. Deshalb wurde im Rahmen dieser Studie die Möglichkeit evaluiert, die terrestrische Ökotoxizität in USEtox zu ergänzen.

Eine Anpassung der Methode und Ergänzung der toxikologischen Endpunkte für die terrestrische Ökotoxizität wäre zwar grundsätzlich machbar, hätte jedoch den Rahmen der Studie gesprengt. Zudem ist die Ergänzung der terrestrischen in USEtox Gegenstand von Abklärungen im internationalen Forschungsprojekt OLCA-Pest (2017-2020) (Fantke et al. 2018).

Daher wurden auf die Anpassung von USEtox verzichtet und als Alternative wurde die Wirkungsabschätzungsmethode ReCiPe 2016 verwendet („Hierarchist“-Perspektive), wo die terrestrische Ökotoxizität bereits berücksichtigt wird. ReCiPe (Huijbregts et al. 2016) basiert auf einer Weiterentwicklung von EcoIndicator 99 (Goedkoop and Spriensma 1999) und CML2002 (Guinée et al. 2002). Die Methode wurde im Jahr 2016 aktualisiert. Die Berechnung der terrestrischen Ökotoxizität basiert auf dem Multimedia Verlagerungs-, Expositions- und Effekt-Model USES-LCA 2.0 (van Zelm et al. 2009). Es ist ein globales Modell, das keine regionale oder kontinentale Ebene beinhaltet. Das Modell beinhaltet zehn Emissionskompartimente, unter anderem: die urbane und ländliche Luft, Süßwasser, Meer, landwirtschaftlicher und industrieller Boden (Huijbregts et al. 2016). Es können drei Zeithorizonte berücksichtigt werden für drei unterschiedliche Berechnungs-Typen: 20 Jahre (Individualist), 100 Jahre (Hierarchist) und infinit (Egalitär). Bei den Toxizitäts-Daten gibt es unterschiedliche Anforderungen für die drei Berechnungs-Typen: beim Individualist braucht es mindestens vier Spezies, während beim Hierarchist und dem Egalitär nur eine Spezies benötigt wird. Die USES-LCA 2.0 Datenbank wurde weitgehend durch Daten aus der USEtox 2.02 Datenbank ersetzt (Huijbregts et al. 2016).

Das Toxizitäts-Potenzial (TP) wird in ReCiPe in Kilogramm 1,4-dichlorobenzene-Equivalenten (1,4DCB-eq) angegeben und wird für den CF für die terrestrische Ökotoxizität verwendet. In die Berechnung des ökologischen Toxizitäts-Potenzials (*ecological toxicity potential, ETP*) fließt ein Verteilungs-Faktor (FF) und ein Effekt-Faktor (EF) mit ein. Der FF berücksichtigt die Massenzunahme einer Substanz x in einem gegebenen Kompartiment aufgrund einer Emission aus einem anderen Kompartiment. Der EF repräsentiert die Veränderung des PDF (*Potentially Dissappeared Fraction of species*) aufgrund einer Änderung der Konzentration einer Substanz x in einem gegebenen Kompartiment. Er basiert auf der Annahme einer linearen Abhängigkeit zwischen der Konzentration und der Wirkung und basiert auf akuten Toxizitäts-Daten (EC<sub>50</sub>). Der terrestrische EF basiert auf aquatischen Toxizitätsdaten, welche mittels der EP-Methode (*Equilibrium Partitioning* = Gleichgewichtsverteilungskoeffizient) extrapoliert wurden (siehe dazu Golsteijn et

al. (2013)). Dabei gilt die Annahme, dass die Exposition der Bodenorganismen hauptsächlich über das Porenwasser stattfindet und die Bodenorganismen eine ähnliche Sensitivität aufweisen wie Wasserorganismen.

Die Berechnung des ETPs (aus (Huijbregts et al. 2016)) ist wie folgt.

$$ETP_{x,i,j,c} = \sum_g \frac{FF_{x,i,j,g,c} \times EF_{x,j,c}}{FF_{DCB,ref,i,j,g,c} \times EF_{DCB,j,c}} \quad 3$$

Der ETP widerspiegelt die terrestrische Ökotoxizität auf Midpoint-Ebene. Für die Berechnung des CFs für die terrestrische Ökotoxizität wird der ETP einer Substanz mit einem Midpoint-zu-Endpoint-Faktor multipliziert, der eine durchschnittliche Spezies-Dichte (SD) für das besagte Kompartiment (Boden) enthält. Für die terrestrische Ökotoxizität ist die SD gleich  $1.48 \cdot 10^{-8}$  Spezies pro Quadratmeter.

Die Berechnung der terrestrischen Ökotoxizität mittels ReCiPe kann nicht vorbehaltlos für die Anwendung in der landwirtschaftlichen Ökobilanzierung empfohlen werden. Hauptgründe dafür sind zum einen die fehlenden terrestrischen Toxikologie-Daten: im Modell werden keine Toxizitätsdaten von Bodenorganismen verwendet, sondern es wurden aquatische Toxizitätsdaten mittels der EP-Methode (*EP = equilibrium partitioning*) extrapoliert (Golsteijn et al. 2013). Des Weiteren fehlen in der Methode die CF für mehrere PSM, was auf Datenlücken zurückzuführen ist. Bei der Charakterisierung der terrestrischen Ökotoxizität berücksichtigt ReCiPe zudem nur die Wirkung in natürlichen Ökosystemen und nicht jene im landwirtschaftlichen Boden, da dieser in der Ökobilanzierung definitionsgemäss Teil des Produktionssystems ist. Die CF für Schwermetalle in landwirtschaftlichen Böden ist deshalb sehr tief. Daher wurde im Rahmen dieses Projektes die terrestrische Ökotoxizität für die Ökobilanzierung aller Schadstoffe (siehe Kapitel 6.4) nicht berücksichtigt. Für die Verwendung in diesem Projekt wurde bei fehlenden CFs für PSM mit Annäherungen gerechnet. Dazu wurde die 50. Perzentil (Median) der vorhandenen CF für jedes Subkompartiment berechnet (siehe Anhang 10.1.2) und als Default-Wert verwendet. Zur Abschätzung des potentiellen Fehlers wurde zusätzlich eine Sensitivitätsanalyse mit der 10. und 90. Perzentil durchgeführt (siehe Anhang 10.1.2).

### 3.5.2 Ergänzung der Pestizid-Datenbanken

In Roesch et al. (2016) wurden die Pestizid-Datenbanken von USEtox 1.0 und PestLCI 2.0 mit den in der Schweiz zugelassenen PSM gemäss Pflanzenschutzmittelverzeichnis (PSMV) des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) verglichen (BLW 2017). Seither sind für beide Modelle neue Versionen veröffentlicht worden, bei denen die Datenbanken angepasst wurden.

#### USEtox 2.02

2015 wurden eine neue Version (2.02) von USEtox mit einer erweiterten Datenbanken veröffentlicht (Fantke et al. 2015c). Beim Vergleich mit den in der Schweiz zugelassenen WS (Stand: Dezember 2016) des PSMV konnten 128 WS identifiziert werden, die nicht in der USEtox Datenbank enthalten waren. Das PSMV enthält jedoch nicht nur organische und anorganische PSM sondern auch Bakterien, Viren, Pilze, Nützlinge und weitere Wirkstoffgruppen, welche nicht mit USEtox berechnet werden können. Zudem können mit USEtox zurzeit nur kationische Metalle (anorganische Substanz) analysiert werden, jedoch keine anderen anorganischen Substanzen. Basierend darauf konnten noch 102 Wirkstoffe identifiziert werden, welche in die USEtox Datenbank integriert wurden (für Details siehe Anhang 10.1.4).

#### PestLCI Konsensus-Modell

Bei der Weiterentwicklung von PestLCI 2.0 zum PestLCI Konsensus-Modell (Fantke et al. 2016a) wurde auch die Pestizid-Datenbank auf 1'780 Wirkstoffe wesentlich erweitert (im Unterschied zu 101 Wirkstoffen bei PestLCI 2.0). 194 in der Schweiz zugelassene WS fehlten jedoch in der Datenbank des Konsensus-Modells. Wie bei USEtox konnten mehrere Wirkstoffgruppen ausgeschlossen werden, sodass nur noch ein Wirkstoff (Azadirachtin B) hinzugefügt werden musste (für Details siehe Anhang 10.1.3).

### 3.5.3 Emissionen in den Boden im PestLCI Konsensus-Modell

#### Emissionen in den landwirtschaftlichen Boden

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde die im PestLCI Konsensus-Modell neu implementierte zeitliche Systemgrenze von einem Tag untersucht (siehe Anhang 10.1.5). Der Effekt einer Erhöhung der zeitlichen Systemgrenze von einem auf vier Tage war bei den Sachbilanz-Ergebnissen (PestLCI Konsensus-Modell) teilweise sehr gross (siehe Anhang 10.1.5). Insbesondere bei folgenden Emissionskompartimenten gab es grosse (> 100 %) Veränderungen: Emissionen ins GW und den Boden, Deposition auf der Pflanze und Abbau. Diese lassen sich durch das Modell erklären: findet innerhalb der zeitlichen Systemgrenze ein Regenereignis statt, werden alle PSM von der Pflanze abgewaschen und gelangen in den Boden. Dort wird ein Teil abgebaut oder ins Grundwasser transportiert. Was übrig bleibt, gilt als Emission in den landwirtschaftlichen Boden. Da in allen untersuchten Anbaugesellschaften (Koppingen, Zürich Affoltern und Neuchâtel) durchschnittlich alle drei Tage ein Regenereignis stattfindet (siehe Anhang 10.1.6), finden die zuvor genannten Prozesse nur bei einer zeitlichen Systemgrenze von vier Tagen statt, nicht jedoch bei einer Systemgrenze von einem Tag. Wird die Systemgrenze also bei einem Tag festgelegt, finden mehrere Prozesse im Unterboden (Makroporenabfluss, Auswaschung, Abtransport über Drainage und Abbau) und Oberboden (Runoff) gar nicht statt. Damit sind die Emissionen ins Grundwasser gleich Null und die Emissionen in den landwirtschaftlichen Boden viel höher, während gleichzeitig weniger abgebaut wird und mehr auf der Pflanze bleibt.

Kombiniert man jedoch die Emissionen aus dem PestLCI Konsensus-Modell mit der CF aus USEtox ergibt sich ein anderes Bild. Der Effekt der zeitlichen Systemgrenze auf die aquatische Ökotoxizität ist dann in allen fünf untersuchten Kulturen weitaus geringer (siehe Abbildung 10).

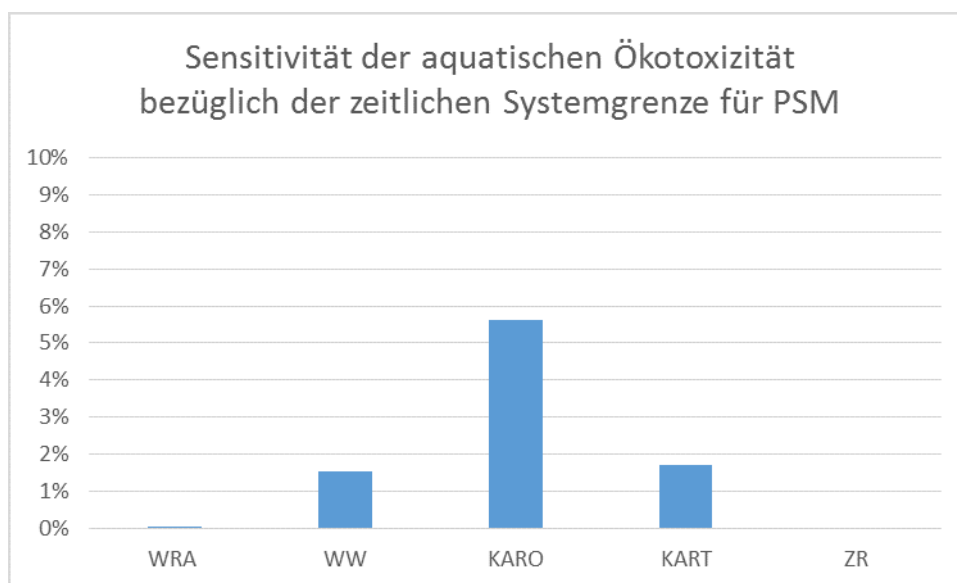


Abbildung 10: Sensitivitätsanalyse für die aquatische Ökotoxizität für die zeitliche Systemgrenze von vier Tagen im Verhältnis zu einem Tag für die fünf Kulturen Winterraps (WRA), Winterweizen (WW), Karotten (KARO), Kartoffeln (KART) und Zuckerrüben (ZR) für ÖLNhoch, wobei gilt  $(4 \text{ Tage} - 1 \text{ Tag}) / (1 \text{ Tag})$  [%].

Aufgrund dieses geringen Effektes für die gesamte aquatische Ökotoxizität haben wir für die weiteren Berechnungen die Empfehlung der Modellentwickler berücksichtigt und die zeitliche Systemgrenze von einem Tag verwendet (Fantke 2017a). Alle initialen Prozesse wie Drift, Emissionen in die Luft, Deposition auf der Pflanze und dem Boden, werden daher im PestLCI Konsensus-Modell berechnet. Die anschliessenden Prozesse wie Oberflächenabfluss, Auswaschung und Abbau von Stoffen werden anschliessend in der Wirkungsabschätzung mit USEtox berücksichtigt.

### **Emissionen in nicht-landwirtschaftlichen Boden**

Neu können im PestLCI Konsensus-Modell auch Emissionen auf Flächen ausserhalb des Feldes („off-field emissions“) berechnet werden. Dabei handelt es sich um Emissionen, welche mittels Drift vom Feld weggetragen werden und auf Flächen ausserhalb des Feldes deponiert werden. Im Modell wird angenommen, dass diese Emissionen ausnahmslos in Oberflächengewässern landen. Diese Annahme ist nicht plausibel, da eine landwirtschaftliche Fläche nicht nur von Oberflächengewässern umgeben ist, sondern auch von (nicht-landwirtschaftlichem) Boden. Basierend auf dem durchschnittlichen Gewässeranschluss von Ackerflächen in der Schweiz (siehe Kapitel 2.3) wurde eine Abschätzung der Verteilung der Oberflächen ausserhalb des Feldes vorgenommen. Für die Berechnung wurden folgende Annahmen getroffen: a) nach dem Feldrand folgt eine Pufferzone von 6 m, b) gefolgt von einem 1 m breiten Gewässer, c) anschliessend folgt wieder Boden bis zu einer Distanz von 100 m. Der Gewässeranschluss ist in diesem Fall gleichbedeutend mit der Pufferzone.

Begründungen für dieses Szenario sind folgende: Die maximale vom PestLCI Konsensus-Modell berücksichtigte Distanz für Drift beträgt 100 m und die Pufferzone wird davon abgezogen. Eine grössere Pufferzone vermindert die Depositionsfläche entsprechend. Eine GIS-Analyse der Gewässeranschlüsse von Ackerflächen in der Schweiz (siehe Kapitel 2.3, Tabelle 6) zeigte, dass 100 m die häufigste Distanz zu einem Gewässer ist. Jedoch konnten für diese Analyse nur sehr grob aufgelöste GIS-Daten verwendet werden, und die Breite der Gewässer konnte nicht berücksichtigt werden, was zu einer Überschätzung der Distanzen führen dürfte. Zudem würde eine Verwendung eines Gewässeranschlusses von 100 m zum Verschwinden der Depositionsfläche im PestLCI Konsensus-Modell führen. Basierend darauf und unter Berücksichtigung der Weisung des BLWs zur Reduktion der Risiken bei der Anwendung von PSM (BLW 2016b) wurde ein Gewässeranschluss (=Pufferzone) von 6 m gewählt. Für alle WS, bei welchen es gemäss der Weisung des BLW eine Pufferzone >6 m geben muss, wurde der entsprechende Drift-Reduktionsfaktor angewendet. Die Gewässerbreite wurde aus Konsistenzgründen aus SYNOPSIS übernommen (siehe Kapitel 2.2.1).

Für die Berechnung der Verteilung der Deposition ausserhalb des Feldes wurde in SYNOPSIS die Verteilung der via Wind-Drift entstehenden Emissionen für die a) Pufferzone, b) das Gewässer und c) den restlichen Boden bis zu einer Distanz von 100 m berechnet (Gutsche and Strassemeyer 2007). Bei einer Pufferzone von 6 m gelangen so im Durchschnitt 27 % der Emissionen via Drift ins Gewässer und 73 % auf den Boden ausserhalb des Feldes. Im Vergleich: bei Verwendung eines gewichteten Mittels der Gewässeranschlüsse (6 m, 20 m und 50 m) würde 16 % im Gewässer und 84 % auf dem Boden landen.

Somit konnte die Verteilung der „off-field emissions“ ins Oberflächengewässer und auf den Boden ausserhalb des Feldes quantifiziert werden. Die Emissionen in die Pufferzone werden im PestLCI Konsensus-Modell einzeln ausgewiesen und wurden in der vorliegenden Studie zu den Emissionen in den Boden hinzugerechnet.

#### **3.5.4 Parametrisierung vom PestLCI Konsensus-Modell für die Schweiz**

Der Austrag von PSM in umliegende Umweltkompartimente ist abhängig von den vorherrschenden Umweltparametern. Diese können stark variieren und somit auch die Einträge in die Umwelt, wie eine Sensitivitätsanalyse von PestLCI 2.0 mit (stark) unterschiedlichen Boden- und Klima-Typen in Roesch et al. (2016) zeigte. Basierend darauf wurde im Rahmen dieser Studie eine Parametrisierung vom PestLCI Konsensus-Modell für die Schweiz vorgenommen, mittels Ergänzung der Boden- und Klima-Daten. Zusätzlich wurden weitere wichtige Umweltparameter bezüglich ihrer Häufigkeit in der Schweizer Landwirtschaft analysiert (siehe Kapitel 2.3). Jedoch konnten für das PestLCI Konsensus-Modell im Gegensatz zu SYNOPSIS nicht alle als relevant eingestuftes Umweltszenarien nach ihrer Häufigkeit berücksichtigt werden, denn die Automatisierung der Berechnungen ist im PestLCI Konsensus-Modell noch nicht so weit fortgeschritten wie in SYNOPSIS (siehe dazu Kapitel 3.5.5). Der Einfluss der einzelnen Umweltparameter (Boden, Klima und Hangneigung) auf die Modellresultate wurde mittels der unten beschriebenen Sensitivitätsanalysen analysiert.

### **Bodentyp**

Im Rahmen dieser Studie wurde mit Hilfe von Experten drei für die Schweiz typische Bodentypen (B1: leicht, B2: mittel schwer, B3: schwer) für den Ackerbau bestimmt (für Details siehe Kapitel 2.3). Basierend auf Experteneinschätzungen wurde zudem die Häufigkeit des Vorkommens der verschiedenen Bodentypen mit und ohne Drainage im Ackerbau bestimmt (siehe Tabelle 7, Seite 35). Der mittelschwere Bodentyp B2 kommt demnach am häufigsten vor. Bei allen drei Bodentypen ist der Anteil der nicht drainierten Ackerflächen gemäss Experten etwas grösser als der Anteil an drainierten landwirtschaftlichen Flächen. Für die gesamte Schweiz beläuft sich der Anteil an drainierten Ackerflächen auf rund 30 %. Gemäss den Empfehlungen der Modellentwickler des PestLCI Konsensus-Modells wurde für die Berechnung der Anteil an drainierten Flächen auf den landesweiten Durchschnitt (also 30 %) gesetzt. Alle drei Bodentypen wurden zum PestLCI Konsensus-Modell hinzugefügt (siehe Anhang 10.1.6). Beim Bodentyp wurde der mittelschwere Boden (B2), der für alle fünf untersuchten Kulturen geeignet ist, als Standardszenario für die Berechnungen festgelegt. Diese Entscheidung wurde auch durch die geringe Sensitivität bei der Variation des Standard-Bodentyps B2 zu B1 oder B3 (siehe Sensitivitätsanalyse Anhang 10.3.5) gestützt.

### **Klima**

In Kapitel 2.3.1 wurden drei Klimaregionen im Schweizer Mittelland identifiziert, die relevant sind für den Ackerbau: nordöstliches, zentrales und westliches Mittelland. Für jede Klimaregion wurde eine repräsentative Wetterstation ausgewählt: Zürich Affoltern, Koppigen und Neuchâtel. Wie auch beim Bodentyp wurde für die Klimatypen zwei Sensitivitätsanalysen für die beiden zeitlichen Systemgrenzen von einem Tag und vier Tagen durchgeführt (siehe Anhang 10.1.6). Als Standard-Klimatyp wurde basierend auf den Analysen Koppigen verwendet.

### **Verwendetes Umweltszenario**

In Tabelle 10 sind die Eingabeparameter für die Berechnungen in allen Szenarien (IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch) und Kulturen aufgeführt.

*Tabelle 10: Eingabeparameter für die Berechnungen mit dem PestLCI Konsensus-Modell.*

<b>Eingabeparameter</b>	<b>Wert</b>
Hangneigung	3 %
Feldgrösse	1 ha (100m x 100m)
Klimatyp	CH_Koppigen
Bodentyp	B2 (mittel schwer)
Distanz zum Gewässer	6 m
Pufferzone	6 m
Bodenbearbeitung	Konventionell
Drainage	30 % der Fläche ist drainiert

#### **3.5.5 Automatisierung vom PestLCI Konsensus-Modell**

PestLCI 2.0 wurde ursprünglich im visuellen Software-Tool Analytica von Lumina (<http://www.lumina.com/>) programmiert (Dijkman et al. 2012). Dabei mussten für jeden WS alle Eingabeparameter einzeln von Hand eingegeben werden, was für die Berechnung von grossen Spritzfolgen wenig praktikabel ist. Daher wurden die Möglichkeiten einer Automatisierung und Vereinfachung der Berechnungsvorgänge im PestLCI Konsensus-Modell abgeklärt.

Seit der Analyse von PestLCI 2.0 in Roesch et al. (2016) hat es bereits Fortschritte bezüglich der Automatisierung gegeben. Im Rahmen des PestLCI Konsensus Prozesses wurde von Hélène Crypenninck eine benutzerfreundlichere Anwendungsoberfläche in Microsoft Excel   programmiert. Diese Lösung ermöglicht eine Erfassung der Eingabedaten in Excel und die Rückgabe der Resultate im selbigen, ist jedoch gemäss Fantke (2017b) nicht Teil des offiziellen Konsensus-Modells. Eine Analyse der Programmierung für die

Interaktion von Excel und Analytica zeigte, dass eine Erweiterung der Programmierung (in Excel) grundsätzlich möglich wäre, sodass gleichzeitig mehrere WS berechnet werden könnten. Unter Berücksichtigung der aktuellen Entwicklungen des PestLCI Konsensus-Modells wurde im Rahmen dieser Studie auf die Erweiterung des Modells jedoch verzichtet. Die Berechnungen wurden mit der vorliegenden Modellversion durchgeführt.

## 4 Definition Spritzfolgen und Anbauverfahren

### 4.1 Einleitung

In der Praxis gibt es eine grosse Bandbreite, wie die fünf untersuchten Kulturen angebaut werden und mit welchen PSM und wie häufig sie behandelt werden. Dies hängt unter anderem auch davon ab, welcher Schad- und Krankheitsdruck im jeweiligen Jahr auf dem Betrieb vorherrscht. Ein wichtiger Schritt war daher, typische Anbauverfahren und Spritzfolgen zu definieren, auf denen der Vergleich basiert. Unter Anbauverfahren sind alle Massnahmen auf dem Feld, wie Bodenbearbeitung, Düngung, Bewässerung, Ernte (inkl. Erträge) zu verstehen. Eine Spritzfolge ist die Abfolge von verschiedenen PSM-Anwendungen während dem Anbau einer Kultur (Datum, Mittel, Aufwandmenge). Um den Einfluss des Schadldrucks auf die Spritzfolgen abzubilden, haben wir für jede Kultur nicht nur eine typische Spritzfolge mit mittlerem Schadldruck für ÖLN (ÖLNmittel) und IP-SUISSE (IPS) Anbauverfahren definiert, sondern auch ein Vergleichs-Szenario von ÖLN Anbau unter hohem Schadldruck (ÖLNhoch).

In diesem Kapitel wird zuerst die Methodik für die Definition von typischen Anbauverfahren und Spritzfolgen vorgestellt. Danach folgt eine Übersicht der drei Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch für die fünf untersuchten Kulturen Winterraps, Winterweizen, Karotten, Kartoffeln und Zuckerrüben. Detaillierte Beschreibungen der Spritzfolgen pro Kultur inklusive Auflistung der verwendeten Produkte bzw. Wirkstoffe (WS), den dazugehörigen Anbauverfahren sowie der Validierung durch Experten sind im Anhang aufgeführt (Anhang 10.6).

### 4.2 Methodik für die Definition der Spritzfolgen und Anbauverfahren

Für die fünf Kulturen Winterraps (WRA), Winterweizen (WW), Karotten (KARO), Kartoffeln (KART) und Zuckerrüben (ZR) wurde je ein „typisches“ Anbauverfahren und eine „typische“ Spritzfolge, gemäss ÖLN-Richtlinien und gemäss IP-SUISSE Richtlinien definiert. Als „typisch“ wurden in diesem Bericht Spritzfolgen definiert, welche häufig auftreten. Die „typische“ Spritzfolge basiert auf Mittelwerten, kann aber grundsätzlich in der Praxis umgesetzt werden. Die Parameter für die Anbauverfahren, wie Düngung, Bewässerung und Erträgen, basieren auf Durchschnittswerten.

Für die Definition der Spritzfolgen wurden in einem ersten Schritt Daten aus dem Betriebsnetzwerk der Zentralen Auswertung von Agrarumweltindikatoren (nachfolgend AUI-Daten genannt) der Jahre 2009-2014 verwendet (BLW 2016a; de Baan et al. 2015). Diese basieren auf Feldkalendern von rund 300 Betrieben, welche sich freiwillig am Betriebsnetzwerk beteiligen. In einem zweiten Schritt wurden diese Spritzfolgen mit Experten validiert. Da die Kultur Karotten nicht genügend abgedeckt ist in den AUI-Daten, wurde dort die Spritzfolge mithilfe der Experten und Literatur definiert. Die Arbeiten stützen sich auf die PSM-Zulassung aus dem Jahr 2017.

Die Parameter für die Anbauverfahren, wie zum Beispiel Bodenbearbeitung und Düngung stammen aus den Inventaren für die Ökobilanzierung (Nemecek et al. 2005b), welche bei Bedarf aktualisiert und angepasst wurden.

#### 4.2.1 Definition der Spritzfolgen

##### ÖLN-Spritzfolgen

In einem ersten Schritt wurden die Anzahl Interventionen pro Wirkbereich definiert, basierend auf den AUI-Daten 2009-2014. Folgende Wirkbereiche wurden unterschieden: Herbizide, Fungizide, Insektizide, Wachstumsregulatoren und Molluskizide. Saatbeizmittel waren in den AUI-Daten ungenügend erfasst, daher wurde ihr Einsatz durch Expertenwissen ergänzt. Mithilfe der AUI-Daten wurde pro Kultur und Wirkbereich jeweils das 50. und das 75. Perzentil der Anzahl Interventionen berechnet. Für alle Kulturen wurde eine „typische“ ÖLN-Spritzfolge, welche auf dem 50. Perzentil der Anzahl Interventionen pro Wirkbereich basiert, definiert. Dies sollte einem durchschnittlichen Schadldruck entsprechen. Zusätzlich wurde eine ÖLN-Spritzfolge mit hohem Schadldruck basierend auf dem 75. Perzentil definiert. Hoher Schadldruck bedeutet, dass häufiger behandelt wird. Dies kann grundsätzlich drei Ursachen haben: Standorteinflüsse (Regionen



mit überdurchschnittlich hohem Unkraut-, Schädlings- und Krankheitsdruck in den jeweiligen Kulturen), Jahreseinflüsse (häufiges Auftreten von Krankheiten oder Schädlingen) und Managementeinflüsse (Bereitschaft zu häufigerer Behandlung, Sortenwahl, Fruchtfolge, etc.). Bei Winterweizen und -raps wurde nur der nicht-Extenso-Anbau berücksichtigt, da die IPS-Richtlinien den Extenso-Anbau beinhalten.

In einem nächsten Schritt wurde aufgrund der AUI-Daten für jede Intervention die am häufigsten verwendeten Wirkstoffe pro Kultur und Wirkungsbereich ausgewählt. Schliesslich wurden aufgrund der Wirkstoffe die verwendenden Produkte definiert (siehe Anhang 10.6).

Die applizierte Wirkstoffmenge pro Intervention wurde aufgrund der mittleren Wirkstoffmenge des jeweiligen Wirkstoffes in den AUI-Daten definiert. Dies entsprach in den meisten Fällen der zugelassenen Aufwandmenge. In wenigen Fällen überschritt die mittlere Wirkstoffmenge die zugelassene Aufwandmenge, was u.a. auch durch einzelne Ausreisser (oft Falschangaben) verursacht sein kann. Da die Spritzfolgen eine gute landwirtschaftliche Praxis abbilden sollten, wurde in diesen Fällen die zugelassene Menge vom Pflanzenschutzmittelverzeichnis (PSMV) übernommen. Die definierten Spritzfolgen basierend auf der PSM-Zulassung aus dem Jahre 2017.

Die Aufwandmenge des Produktes wurde schliesslich basierend auf der Wirkstoffmenge (AUI-Daten) und dem Gehalt des Wirkstoffs im Produkt (PSMV) berechnet. Gewisse Wirkstoffzusammensetzungen wurden in der Periode 2009-2014 angepasst, was zu leichten Abweichungen bei der Aufwandmenge des Produktes geführt hat.

Der Zeitpunkt der Applikation der Produkte wurde von den AUI-Daten abgeleitet und durch Fachliteratur und die Experten (siehe Tabelle 11, Seite 50) validiert. Für Raps, Weizen und Kartoffeln konnten zudem Arbeiten von Agroscope beigezogen werden (Calabrese et al. 2013; Mathis et al. 2015).

Bei allen Kulturen flossen Angaben aus dem PSMV sowie Erfahrungswerte mit ein in die zeitliche Strukturierung der Spritzfolgen bezüglich Applikationszeitpunkt und Reihenfolge der Produkte. Weitere Angaben wie Wirkstoff-Gehalt im Produkt, Produktkategorie und Indikation wurden aus dem PSMV bezogen. Bei Datenlücken und bezüglich der Validierung der Spritzfolgen wurden auf Experten (Kapitel 4.2.3) zurückgegriffen.

### **IPS-Spritzfolgen**

Das Ziel der Studie war ein Vergleich zwischen ÖLN und IP-SUISSE (IPS). Daher wurde bei der Definition der IPS-Spritzfolgen darauf geachtet, nur die PSM-Interventionen zu variieren, bei denen ein Unterschied aufgrund der Richtlinien begründet werden kann. Als Basis wurden für jede Kultur die ÖLN-Spritzfolgen mit mittlerem Schadddruck (50. Perzentil, ÖLNmittel) verwendet, und die Interventionen weggelassen, die gemäss IPS nicht zulässig sind (beispielsweise Insektizide auf Raps oder mehrmalige Fungizid-Applikationen auf Zuckerrüben). Für die Definition der unter IPS nicht erlaubten Interventionen und Produkte wurden die IPS-Richtlinien der Jahre 2015 und 2016 herangezogen (IP-SUISSE 2015a, 2016, 2015b, c, d) und mit Mirjam Lüthi von IPS diskutiert. Im Laufe des Projektes wurden die IPS-Richtlinien für Zuckerrüben angepasst (vgl dazu IP-SUISSE (2017) und [www.ipsuisse.ch](http://www.ipsuisse.ch)), indem neu Fungizide und Insektizide in Zuckerrüben verboten sind. Zudem dürfen keine Herbizide, welche gemäss BLW als „Pflanzenschutzmittel mit besonderem Risikopotenzial“ gelten (vgl. dazu BLW (2018)), mehr angewendet werden. Diese Änderungen konnten im Projekt nicht mehr berücksichtigt werden.

### **Zusatzspritzfolgen**

In den IPS-Richtlinien waren einige Produkte aufgelistet, welche bei IPS nicht eingesetzt werden dürfen, die jedoch in den von uns definierten typischen ÖLN-Spritzfolgen nicht enthalten waren. D.h. es handelt sich um Produkte, die in den ÖLN Kulturen nicht zu den am häufigsten verwendeten Produkten gehören, aber trotzdem gemäss ÖLN eingesetzt dürfen. Mit den Standard-Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS wäre somit keine Aussage zu diesen Wirkstoffen möglich gewesen. Um den Effekt des Verbots dieser Wirkstoffe bei IPS darzustellen, wurden für diese Produkte Zusatzszenarien definiert.

Dafür wurden alle gemäss den IPS-Richtlinien verbotenen PSM der fünf untersuchten Kulturen berücksichtigt, sofern diese PSM nicht bereits in den berechneten ÖLN-Spritzfolgen berücksichtigt sind. Zudem mussten diese PSM aktuell gemäss PSMV in der jeweiligen Kultur zugelassen sein. Insgesamt waren

gemäss IPS-Richtlinien 19 Wirkstoffe oder Wirkstoff-Gruppen in den fünf Kulturen explizit verboten. Von diesen 19 Wirkstoffen wurden bereits 4 Wirkstoffe in den ÖLN-Spritzfolgen berücksichtigt und 4 Wirkstoffe waren inzwischen nicht mehr zugelassen. Daher wurden insgesamt 11 Zusatzszenarien berechnet. Detaillierte Angaben zu den Zusatzspritzfolgen sind im Anhang ersichtlich (Anhang 10.7).

### 4.2.2 Definition der Anbauverfahren

Die Anbauverfahren basieren auf den Angaben von Ökoinventaren aus früheren Ökobilanz-Projekten von Agroscope. Für Weizen und Kartoffeln wurden die Daten aus dem Projekt „Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import“, welches 2015 revidiert wurde, bezogen (Bystricky et al. 2014). Für Raps, Zuckerrüben und Karotten wurden Daten aus dem Projekt „Ökobilanzierung von Anbausystemen im Schweizerischen Acker- und Futterbau“ verwendet (Nemecek et al. 2005a). Für alle Kulturen wurde eine Plausibilisierung der Daten mittels dem Deckungsbeitragskatalog aus dem Jahr 2015 durchgeführt (AGRIDEA 2015). Bei Raps, Zuckerrüben und Karotten wurden die Ökoinventare mittels weiterer Quellen aktualisiert. Die Erträge für Zuckerrüben wurden nach den Angaben aus Tätigkeitsbericht der Fachstelle Zuckerrübe (FS Zuckerrübenbau 2014) und die Erträge für Raps nach den Daten des Grundlagenberichts 2014 (Hoop und Schmid 2014) angepasst. Der Einsatz des Düngers wurde dementsprechend proportional angepasst, da angenommen wurde, dass der Entzug von Nährstoffen der mit der Ernte vom Felde abgeführten Nährstoffmenge entspricht.

### 4.2.3 Validierung der Spritzfolgen und Anbauverfahren

Die Spritzfolgen und Anbauverfahren für die fünf Kulturen wurden gemäss dem beschriebenen Vorgehen im Kapitel 4.2.1 definiert. Ziel der Spritzfolgen war es, eine durchschnittliche Praxis abzubilden, die aber real anzutreffen ist. Daher wurden die definierten Spritzfolgen durch Experten validiert. Rückmeldungen bezüglich Anzahl Interventionen, verwendetem Produkt, Dosierung, Applikationszeitpunkt etc. wurden eingeholt und die Spritzfolgen wo nötig angepasst. Auch die Anbauverfahren wurden den Experten zur Beurteilung unterbreitet.

Für die Validierung der Spritzfolgen und der Anbauverfahren wurden interne (Agroscope) sowie externe Experten angefragt (siehe Tabelle 11). Die Experten wurden vorab telefonisch kontaktiert oder persönlich angefragt die Validierung der definierten Spritzfolgen durchzuführen. Beim Anbauverfahren von Kartoffeln wurden zusätzlich Thomas Hebeisen und beim Weizen Lilia Levy für die Validierung der Anbauparameter beigezogen.

Aufgrund dieser Validierung wurden verschiedene Anpassungen an den Spritzfolgen und der Anbauverfahren gemacht. Diese Anpassungen sind bei den jeweiligen Kulturen im Anhang 10.6 dokumentiert.

Tabelle 11: Konsultierte Experten für die Validierung der Spritzfolgen

Kulturen	Intern (Agroscope)	Extern
Weizen, Raps und Kartoffeln	Christian Bohren, Stève Breitenmoser, Floriane Bussereau, Tomke Musa (nur Kartoffeln)	Markus Hochstrasser (Fachstelle Pflanzenschutz Kanton ZH), Thomas Steiner (Fachstelle Pflanzenschutz BE), André Zimmermann (Fachstelle Pflanzenschutz VD), Mirjam Lüthi (IP-SUISSE)
Zuckerrüben	Christian Bohren, Stève Breitenmoser, Floriane Bussereau	Markus Hochstrasser (Fachstelle Pflanzenschutz Kanton ZH), Thomas Steiner (Fachstelle Pflanzenschutz BE), Mirjam Lüthi (IP-SUISSE), André Zimmermann (Fachstelle Pflanzenschutz VD), Andreas Bertschi (Fachstelle Zuckerrüben)
Karotten	Martina Keller, Jürgen Krauss, Matthias Lutz, Ute Vogler	Martin Keller (Beratungsring Gemüse), Beat Kramer (Berater Schwab-Gullod AG), Mirjam Lüthi (IP-SUISSE)

### 4.3 Beschreibung der Spritzfolgen

Nachfolgende sind für alle Kulturen und Szenarien die Anzahl Interventionen pro Wirkbereich (Tabelle 12) die Wirkstoffmengen (kg/ha) und die verwendeten Produkte aufgeführt (Tabelle 13).

Tabelle 12: Anzahl Interventionen pro Wirkbereich und Szenario ÖLNmittel, ÖLNhoch und IPS für die fünf untersuchten Kulturen.

	Herbizid	Fungizid	Insektizid	Wachstums-Regulator	Molluskizid	Saatbeizmittel
<b>Winterraps</b>						
ÖLN mittel	1	1	2	-	-	Fungizid
ÖLN hoch	2	2	3	-	1	Fungizid
IPS	1	-	-	-	-	Fungizid
<b>Winterweizen</b>						
ÖLN mittel	1	1	-	1	-	Fungizid
ÖLN hoch	1	2	1	2	-	Fungizid
IPS	1	-	-	-	-	Fungizid
<b>Karotten</b>						
ÖLN mittel	2	4	4	-	-	Fungizid
ÖLN hoch	3	8	7	-	-	Fungizid
IPS	2	4	2	-	-	Fungizid
<b>Kartoffeln</b>						
ÖLN mittel	2	6	1	-	1	Fungizid
ÖLN hoch	2	9	1	-	1	Fungizid
IPS	1	5	1	-	1	Fungizid
<b>Zuckerrüben</b>						
ÖLN mittel	3	2	-	-	1	Fungizid u. Insektizid
ÖLN hoch	3	3	1	-	1	Fungizid u. Insektizid
IPS	3	1	-	-	1	Fungizid u. Insektizid

Tabelle 13: Wirkstoffmenge pro Spritzfolge (ÖLNmittel, ÖLNhoch und IPS) in kg/ha für die fünf untersuchten Kulturen.

PSM-Produkt	Wirkstoff	Wirkbereich	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch
<b>Winterraps</b>					
TMTD 98% Satec	Thiram (TMTD)	F	0.02	0.02	0.02
Devrinol Top	Napropamide	H	1.04	1.04	1.04
	Clomazone	H	0.09	0.09	0.09
Metarex R.G.	Metaldehyd	M			0.34
Cypermethrin	Cypermethrin	I		0.03	0.03
Horizon EW	Tebuconazole	F		0.25	0.25
Effigo	Clopyralid	H			0.09
	Picloram	H			0.02
Pyrinex	Chlorpyrifos	I			0.25
Proline	Prothioconazole	F			0.18
Biscaya	Thiacloprid	I		0.10	0.10
<b>Winterweizen</b>					
Coral Extra	Fludioxonil	F	0.009	0.009	0.009
Coral Extra	Difenoconazole	F	0.009	0.009	0.009
Othello	Diflufenican	H	0.058	0.058	0.058
Othello	Mesosulfuron-methyl	H	0.007	0.007	0.007
	Iodosulfuron-methyl-Natrium	H	0.003	0.003	0.003
Cycocel Extra	Chlormequat	WR		0.38	0.38

## Definition Spritzfolgen und Anbauverfahren

PSM-Produkt	Wirkstoff	Wirkbereich	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch
Bravo 500	Chlorothalonil	F		0.64	0.64
Moddus	Trinexapac-ethyl	WR			0.09
Audienz	Spinosad	I			0.05
Fandango	Fluoxastrobin	F		0.13	0.13
Fandango	Prothioconazole	F		0.13	0.13
Karotten	Wirkstoff	Wirkbereich	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch
Rovral	Iprodione	F	0.021	0.021	0.021
Thiram 80	Thiram	F	0.010	0.010	0.010
Apron XL	Metalaxyl-M	F	0.001	0.001	0.001
Metric	Metribuzin	H	0.21	0.21	0.21
Metric	Clomazone	H	0.05	0.05	0.05
Stomp Aqua	Pendimethalin	H	1.30	1.30	1.30
Sencor SC	Metribuzin	H	0.06	0.06	0.06
Bandur	Aclonifen	H	0.50	0.50	0.50
Sencor SC	Metribuzin	H			0.06
Cypermethrin	Cypermethrin	I			0.03
Signum	Boscalid	F	0.27	0.27	0.27
Signum	Pyraclostrobin	F	0.07	0.07	0.07
Slick	Difenoconazole	F			0.13
Cypermethrin	Cypermethrin	I		0.03	0.03
Slick	Difenoconazole	F			0.13
Slick	Difenoconazole	F			0.13
Karate Zeon	Lambda-Cyhalothrin	I	0.01	0.01	0.01
Policar 75 WG NeoTec	Mancozeb	F	1.88	1.88	1.88
Decis	Deltamethrin	I	0.01	0.01	0.01
Slick	Difenoconazole	F	0.13	0.13	0.13
Amistar	Azoxystrobin	F	0.25	0.25	0.25
Karate Zeon	Lambda-Cyhalothrin	I			0.01
Amistar	Azoxystrobin	F			0.25
Karate Zeon	Lambda-Cyhalothrin	I			0.01
Decis	Deltamethrin	I		0.01	0.01
Kartoffeln	Wirkstoff	Wirkbereich	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch
Monceren 250 FS	Pencycuron	F	0.038	0.038	0.038
Sencor WG	Metribuzin	H	0.38	0.38	0.38
Boxer	Prosulfocarb	H	3.20	3.20	3.20
Audienz	Spinosad	I	0.03	0.03	
Epoque	Fluazinam	F	0.21	0.21	0.21
Epoque	Metalaxyl-M	F	0.10	0.10	0.10
Revus Top	Mandipropamid	F		0.09	0.09
Revus Top	Difenoconazole	F		0.09	0.09
Biscaya	Thiacloprid	I			0.07
Curzate M WG	Mancozeb	F			1.71
Curzate M WG	Cymoxanil	F			0.11
Acrobat MZ WG	Mancozeb	F			1.61
Acrobat MZ WG	Dimethomorph	F			0.18
Infito	propamocarb hydrochloride	F	0.97	0.97	0.97

PSM-Produkt	Wirkstoff	Wirkbereich	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch
Infito	Fluopicolide	F	0.10	0.10	0.10
Revus Top	Mandipropamid	F	0.09	0.09	0.09
Revus Top	Difenoconazol	F	0.09	0.09	0.09
Acrobat MZ WG	Mancozeb	F	1.61	1.61	1.61
Acrobat MZ WG	Dimethomorph	F	0.18	0.18	0.18
Mancozeb Combi	Mancozeb	F			1.94
Mancozeb Combi	Cymoxanil	F			0.12
Mapro	Fluazinam	F	0.25	0.25	0.25
Schneckenkorn PS	Metaldehyd	M	0.58	0.58	0.58
Reglone	Diquat	H		0.56	0.56
Zuckerrüben	Wirkstoff	Wirkbereich	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch
Tachigaren	Hymexazol	F	0.02	0.02	0.02
TMTD 98% Satec	Thiram (TMTD)	F	0.004	0.004	0.004
Gaucho	Imidacloprid	I	0.10	0.10	0.14
Metarex R.G.	Metaldehyd	M	0.29	0.29	0.35
Cortilan	Chlorpyrifos	I			0.23
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	0.07	0.07	0.07
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	0.05	0.05	0.05
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	0.04	0.04	0.04
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	0.02	0.02	0.02
Goltix compact	Metamitron	H	0.90	0.90	0.90
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	0.11	0.11	0.17
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	0.09	0.09	0.13
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	0.07	0.07	0.10
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	0.04	0.04	0.06
Goltix compact	Metamitron	H	1.08	1.08	1.62
Debut	Triflursulfuron-methyl	H	0.02	0.02	0.02
Dual Gold	S-Metolachlor	H	0.29	0.29	0.58
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	0.10	0.10	0.11
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	0.08	0.08	0.08
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	0.06	0.06	0.07
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	0.04	0.04	0.04
Goltix compact	Metamitron	H	1.08	1.08	1.08
Fusilade Max	Fluazifop-P-butyl	H	0.10	0.10	0.10
Amistar Xtra	Azoxystrobin	F			0.18
Amistar Xtra	Cyproconazole	F			0.07
Opera	Pyraclostrobin	F	0.13	0.13	0.13
Opera	Epoxiconazole	F	0.05	0.05	0.05
Spyrale	fenpropidin	F		0.38	0.38
Spyrale	Difenoconazol	F		0.10	0.10

## 5 Resultate und Diskussion: Risikobewertung mit SYNOPS

Um Aussagen über das Gesamtrisiko einer Spritzfolge zu machen, wurde das durchschnittliche Risiko aller drei Umweltkompartimente (Gewässer, Boden und Saumbiotop) berechnet. Vergleicht man die Spritzfolgen, hatte ÖLNhoch bei allen Kulturen das grösste Gesamtrisiko (Abbildung 11). In den Kulturen Raps, Karotten und Zuckerrüben war das Gesamtrisiko von ÖLNhoch deutlich höher als jenes von IPS und ÖLNmittel. Die IPS-Spritzfolgen von Raps und Karotten zeigten deutlich tiefere Gesamtrisiken verglichen mit den ÖLNmittel-Spritzfolgen (99 % bzw. 80 % tieferes Gesamtrisiko als ÖLNmittel). Das Gesamtrisiko für die IPS-Spritzfolge für Kartoffeln und Weizen unterschied sich nur marginal und bei Zuckerrüben gar nicht von der ÖLNmittel-Spritzfolge.

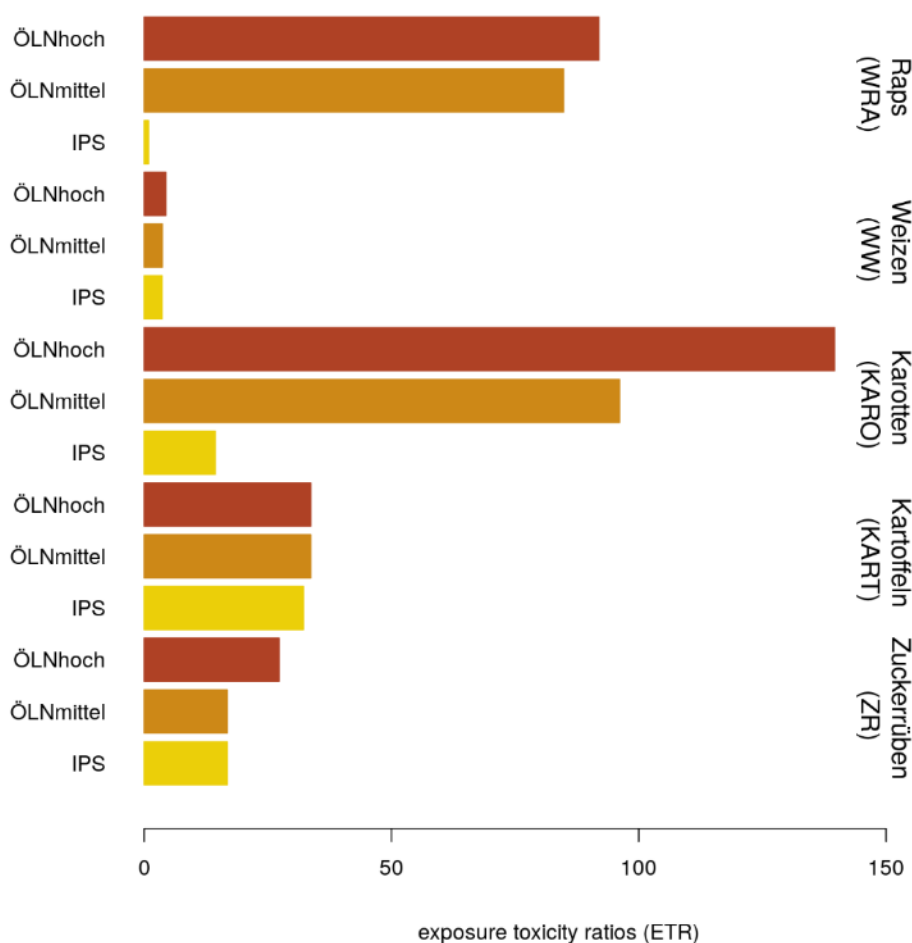


Abbildung 11: Aggregiertes Gesamt-Risiko (ETR) für die fünf Kulturen WRA, WW, KARO, KART und ZR für die drei untersuchten Spritzfolgen (IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch)

Vergleicht man die Spritzfolgen der fünf Kulturen, wiesen Karotten das grösste Gesamtrisiko auf, gefolgt von Raps, Kartoffeln und Zuckerrüben, am tiefsten war das Risiko bei Weizen.

Die 240 beziehungsweise 144 Umweltszenarien, für die das Risiko berechnet wurde (Kapitel 2.3), hatten einen grossen Effekt auf die Resultate im Gewässer. Hier variierten die Risiken je nach Umweltszenario um einen Faktor 22-28 (Abbildung 14, Streuung im Boxplot). Die Risiken im Saumbiotop und Boden wurden durch die Umweltszenarien jedoch kaum beeinflusst.

## 5.1 Winterraps

Das Gesamtrisiko von IPS Winterraps war 99 % tiefer als ÖLNmittel (Abbildung 12). Beim Saumbiotop war das Risiko von IPS im Vergleich zu ÖLNmittel um fast 100 % reduziert, beim Gewässer war es um 75 % reduziert, beim Boden unterschieden sich die Risiken hingegen nicht. Das Gesamtrisiko von ÖLNhoch war rund 8 % höher als ÖLNmittel, im Gewässer waren die Risiken bei ÖLNhoch rund vier Mal höher als bei ÖLNmittel, beim Saumbiotop und Boden unterschieden sich die Risiken der beiden ÖLN-Spritzfolgen jedoch nicht.

Um die Unterschiede in den Risiken der Spritzfolgen besser zu verstehen, hilft ein Blick auf die Einzelstoffbewertung (Abbildung 13). Der Wirkstoff mit dem höchsten Risiko pro Spritzfolge ist jeweils der Risikodominierende. Wird auf diesen Wirkstoff verzichtet, sinkt das Risiko einer Spritzfolge auf den Wert des

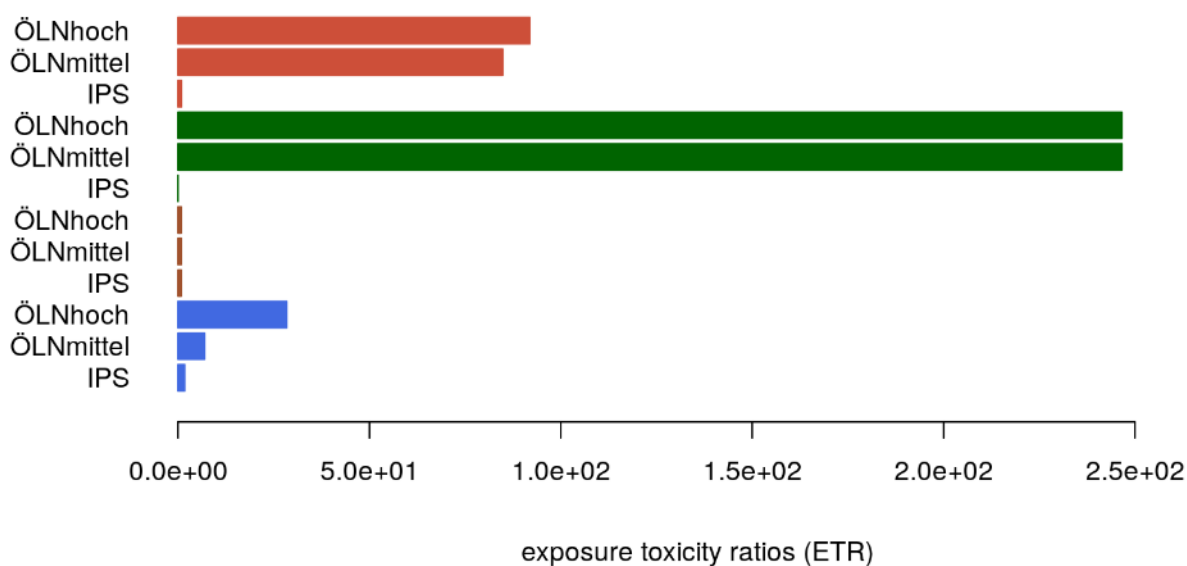


Abbildung 12: Gewichtetes Risiko (gETR) für die Kultur Winterraps für die Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch unterteilt in Gesamtrisiko (rot) sowie die verschiedenen Kompartimente Saumbiotop (grün), Boden (braun) und Gewässer (blau).

Wirkstoffs mit dem nächsthöchsten Risiko.

Beim Gewässer (Abbildung 13, linke Grafik) war es der Verzicht auf das Insektizid Cypermethrin (akute Effekte auf Wasserflöhe) das den Hauptunterschied zwischen IPS und ÖLNmittel bewirkte. Der zusätzliche Einsatz des Insektizids Chlorpyrifos (akute Effekte auf Zuckmückenlarven) erhöhte das Risiko von ÖLNhoch verglichen mit ÖLNmittel um das Vierfache. Bei IPS dominierte das Herbizid Napropamid (akute Effekte auf Wasserlinsen). Das niedrigste Risiko in der Einzelstoffbewertung im Gewässer zeigten die zwei Herbizide Picloram und Clopyralid sowie das Molluskizid Metaldehyd. Diese drei Wirkstoffe wurden ausschliesslich in der Spritzfolge ÖLNhoch eingesetzt, hatten jedoch kaum einen Einfluss auf die Unterschiede in den Risiken der Spritzfolgen. Im Saumbiotop (Abbildung 15, rechts, Kreuze) waren die Risiken von ÖLNhoch und ÖLNmittel beide dominiert vom Insektizid Cypermethrin (Effekte auf Nützlinge) und somit gleich hoch für beide Spritzfolgen. Das im Vergleich zu ÖLNmittel viel tiefere Risiko von IPS war in erster Linie durch den Verzicht auf das Insektizid Cypermethrin bedingt. Der Verzicht auf das Insektizid Thiacloprid sowie das Fungizid Tebuconazol hatten auch einen Einfluss auf das tiefere Risiko von IPS. Der dominierende Wirkstoff bei IPS war schliesslich das Herbizid Napropamid (Effekte auf Honigbiene). Im Boden (Abbildung 15, Punkte in rechter Grafik) war das Risiko ebenfalls vom Wirkstoff Napropamid (Effekte auf Regenwurm) dominiert, der in allen drei Spritzfolgen vertreten war. Daher waren keine Unterschiede in den Risiken der drei Spritzfolgen zu verzeichnen.

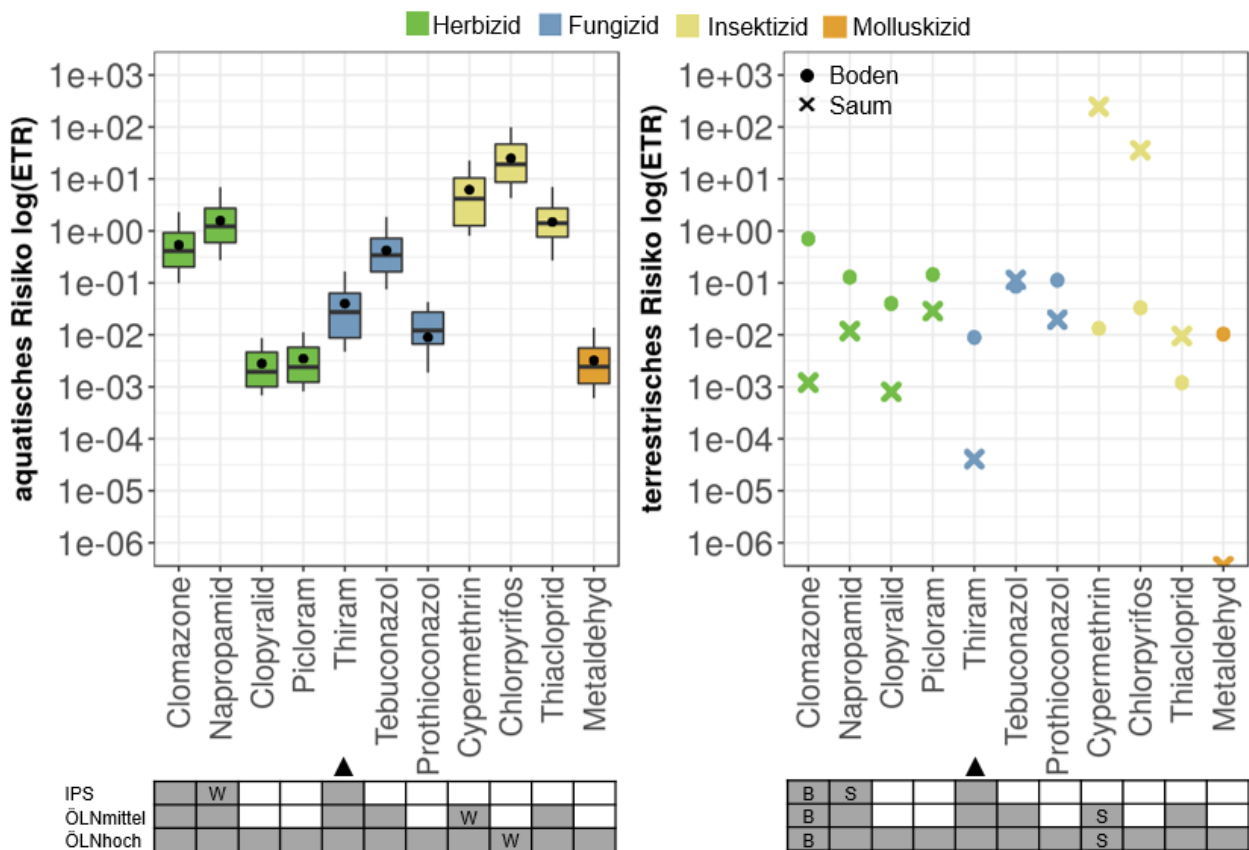


Abbildung 13: Einzelstoffbewertung von Winterraps-Spritzfolgen. Y-Achse: logarithmische Darstellung des Risikos (Exposure-Toxicity-Ration, ETR) pro Wirkstoff. Links: Risiken für Gewässerorganismen. Die Boxplots zeigen die Streuung der Risiken für die 240 Umweltszenarien. Der Punkt stellt den gewichteten ETR-Wert (gETR) dar. Rechts: Risiken für terrestrische Organismen (Punkte: Boden; Kreuze: Saumbiotop). Unten: Tabelle zeigt, welche Wirkstoffe in welcher Spritzfolge eingesetzt wurden (grau) und welche Wirkstoffe das Risiko einer Spritzfolge dominierten (W: Gewässer; B: Boden; S: Saum). grün: Herbizid, blau: Fungizid, gelb: Insektizid, orange: Molluskizid. ▲: Saatbeizmittel.

## 5.2 Winterweizen

Das Gesamtrisiko von IPS war rund 2 % tiefer als ÖLNmittel (Abbildung 15). Beim Saumbiotop war das Risiko von IPS im Vergleich zu ÖLNmittel um 98 % reduziert, beim Boden um 12 %; im Gewässer unterschieden sich die Risiken hingegen nicht. Das Gesamtrisiko von ÖLNhoch war rund 20 % höher als ÖLNmittel, bedingt durch das 16 Mal höhere Risiko im Saumbiotop zurückzuführen war. Die Risiken für Gewässer und Boden unterschieden sich nicht zwischen ÖLNmittel und ÖLNhoch.

Im Gewässer dominierten Herbizide die Risiken, welche in allen drei Spritzfolgen enthalten sind (Abbildung 14). Daher waren kaum Unterschiede zwischen den Spritzfolgen sichtbar. In 98 % der Umweltszenarien war das Herbizid Diflufenican (akute Effekte auf Algen) Risiko-dominierend, in 2 % das Herbizid Mesosulfuron-methyl (akute Effekte auf Wasserlinsen). Diese zwei Wirkstoffe stammen aus demselben Pflanzenschutzmittelprodukt und wurden in allen drei Spritzfolgen eingesetzt.

Das Risiko im Boden von IPS war 12 % niedriger im Vergleich zu ÖLNmittel; bei ÖLNhoch war das Risiko gleich hoch wie bei ÖLNmittel. Bei allen drei Spritzfolgen war das fungizide Beizmittel Difenoconazol Risiko-dominierend (Abbildung 14). Der Unterschied zwischen IPS und ÖLNmittel ist auf Mischungseffekte von gleichzeitig auftretenden Wirkstoffen zurückzuführen, welche bei IPS geringer ausfielen als bei ÖLNmittel. Das Risiko im Saumbiotop bei IPS war im Vergleich zu ÖLNmittel um 98 % reduziert. Ausschlaggebend war der Verzicht auf die Fungizide Fluoxastrobin, Chlorthalonil, Prothioconazol und die Wachstumsregulatoren (Chlormequat chlorid und Trinexapac). Bei IPS war das Herbizid Mesosulfuron-methyl risiko-dominierend (akute Effekte auf Bienen). ÖLNhoch wies ein rund 16 Mal höheres Risiko im Saumbiotop auf als ÖLNmittel (Abbildung 15). Dieser Unterschied kann durch den Einsatz des Insektizids Spinosad (akute auf Effekte Bienen) in ÖLNhoch erklärt werden.



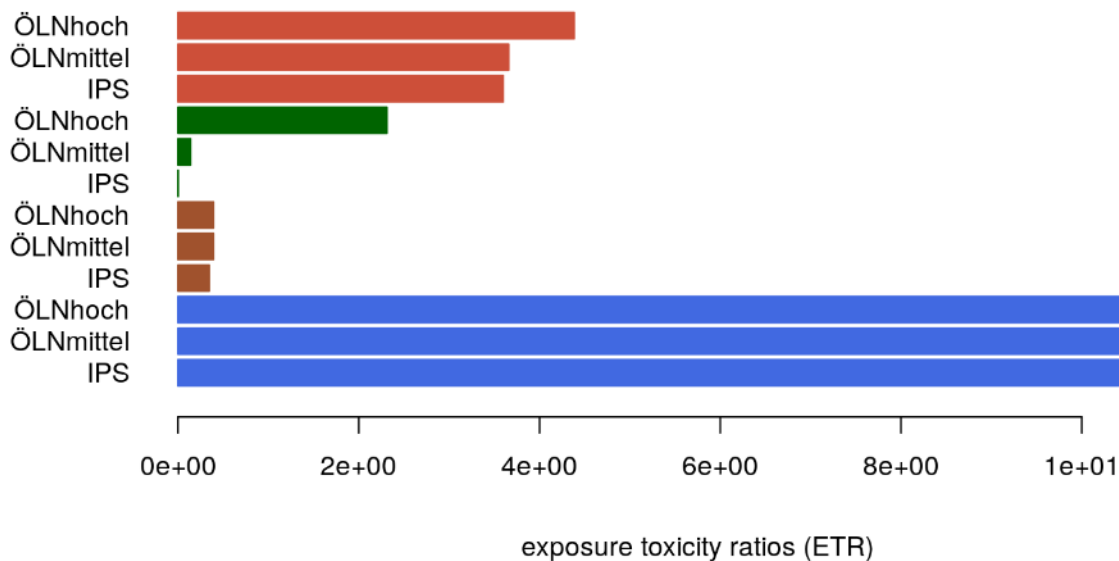


Abbildung 15: Gewichtetes Risiko (gETR) für die Kultur Winterweizen für die Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch unterteilt in Gesamtrisiko (rot) sowie die verschiedenen Kompartimente Saumbiotop (grün), Boden (braun) und Gewässer (blau).

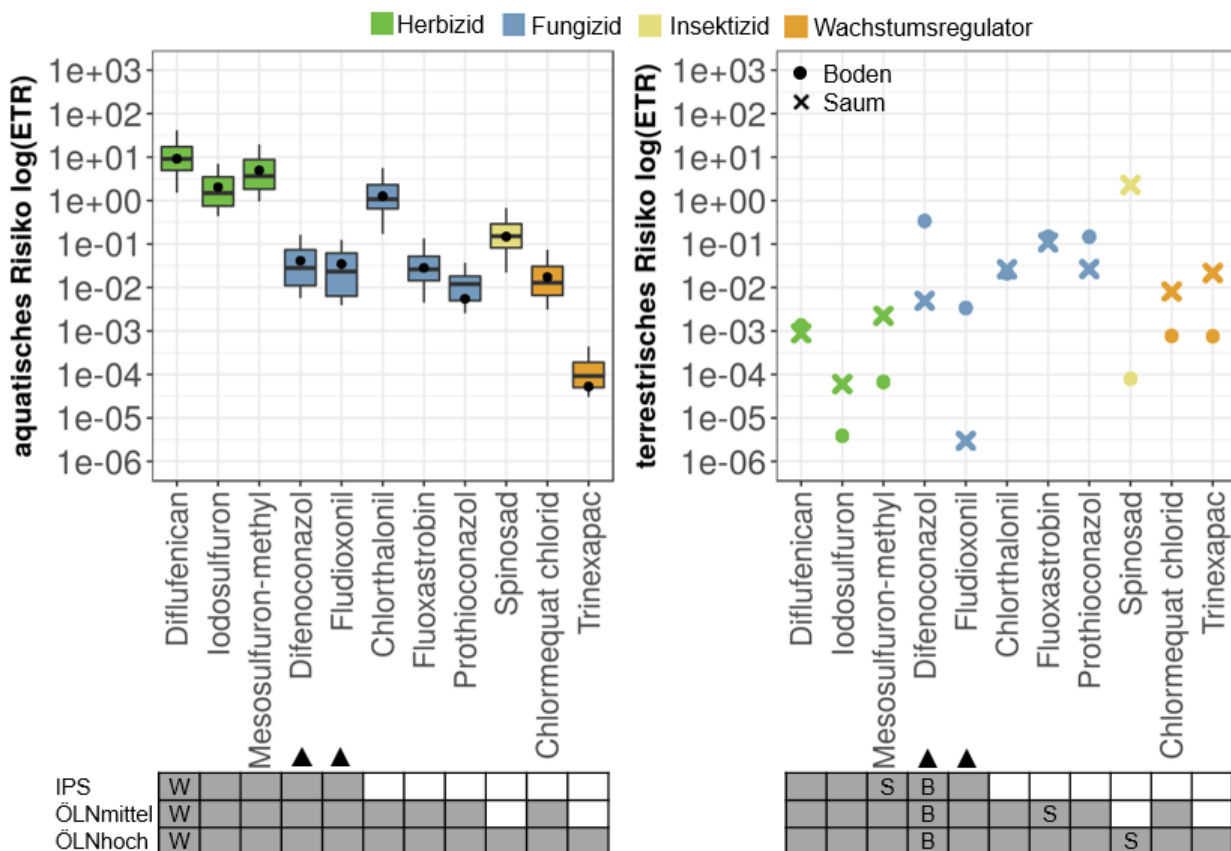


Abbildung 14: Einzelstoffbewertung von Winterweizen-Spritzfolgen. Y-Achse: logarithmische Darstellung des Risikos (Exposure-Toxicity-Ration, ETR) pro Wirkstoff. Links: Risiken für Gewässerorganismen. Die Boxplots zeigen die Streuung der Risiken für die 240 Umweltszenarien. Der Punkt stellt den gewichteten ETR-Wert (gETR) dar. Rechts: Risiken für terrestrische Organismen (Punkte: Boden; Kreuz: Saumbiotop). Unten: Tabelle zeigt, welche Wirkstoffe in welcher Spritzfolge eingesetzt wurden (grau) und welche Wirkstoffe das Risiko einer Spritzfolge dominierten (W: Gewässer; B: Boden; S: Saum). grün: Herbizid, blau: Fungizid, gelb: Insektizid, orange: Wachstumsregulator. ▲: Saatbeizmittel

Für die Kultur Winterweizen wurden noch vier Zusatzspritzfolgen basierend auf der IPS-Spritzfolge

berechnet, mit je einer zusätzlichen Herbizid-Applikation zur Distelbekämpfung. Das Gesamtrisiko von allen Zusatzspritzfolgen war erhöht im Vergleich zu IPS (Abbildung 66). Im Saumbiotop war das Risiko der IPS-Spritzfolge mit zusätzlicher Applikation vom Herbizid MCPA sieben Mal erhöht, beim Herbizid MCPB 14 Mal. Im Boden war das Risiko aller Zusatzspritzfolgen gleich wie bei IPS. Im Gewässer hatten die Zusatzspritzfolgen mit MCPA und mit Dicamba ein leicht höheres Risiko als IPS. Die ausführliche Beschreibung der Resultate befindet sich im Anhang Kapitel 10.10.1.

### 5.3 Karotten

Das Gesamtrisiko der IPS-Spritzfolge war im Vergleich zu ÖLNmittel um 85 % tiefer (Abbildung 16). Der Unterschied kam durch ein um 99 % tieferes Risiko von IPS im Saumbiotop zustande, die Kompartimente Gewässer und Boden zeigten keine Unterschiede in den Risiken von IPS und ÖLNmittel. Die Spritzfolge ÖLNhoch hatte ein um 45 % höheres Gesamtrisiko im Vergleich zu ÖLNmittel. Die Risiken waren bei ÖLNhoch in allen drei Kompartimenten um 35-88 % höher als bei ÖLNmittel. Im Gewässer dominierte bei allen drei Spritzfolgen das Herbizid Metribuzin (akute Effekte auf Wasserlinsen) das Risiko (Abbildung 17). Das Risiko von ÖLNhoch war 35 % höher als ÖLNmittel, da Metribuzin bei ÖLNhoch einmal mehr (drei Mal) appliziert wurde als bei IPS und ÖLNmittel (zwei Mal) und somit durch Aufsummierung eine höhere Maximal-Konzentration in Gewässer resultierte. Die zwei Herbizide Pendimethalin und Aclonifen sowie die zwei Insektizide Deltamethrin und lambda-Cyhalothrin zeigten ebenfalls hohe Risiken in der Einzelstoffbewertung. Obwohl Deltamethrin und Cypermethrin bei IPS je nur einmal statt wie bei ÖLNmittel zwei Mal eingesetzt wurden, hatte dies keinen Einfluss auf die Risikobewertung der Spritzfolgen, da das Herbizid Metribuzin die Gewässerrisiken dominierte.

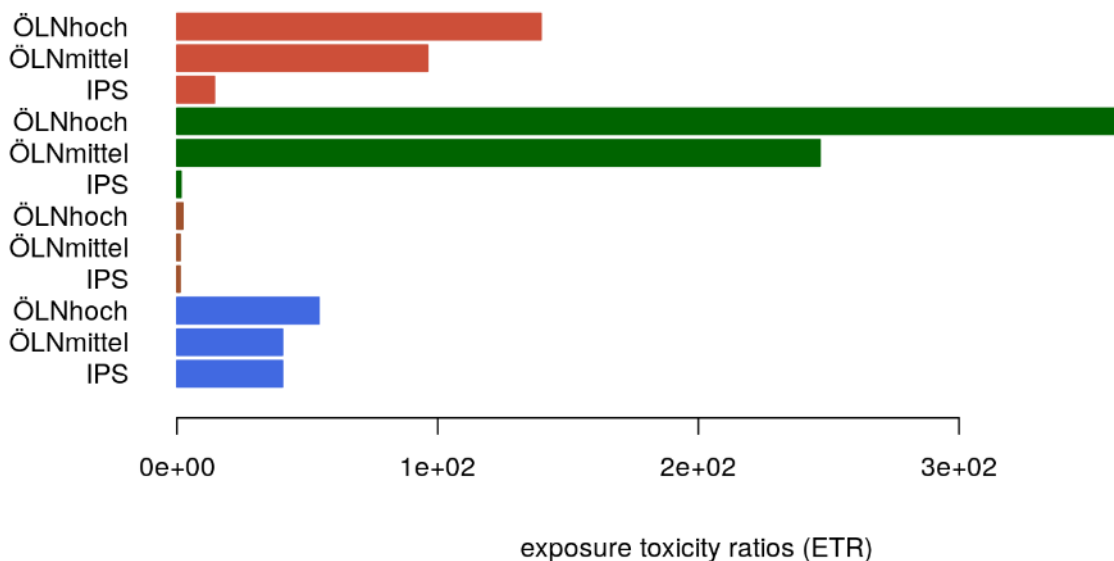


Abbildung 16: Gewichtetes Risiko (ETR) für die Kultur Karotten für die Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch unterteilt in Gesamtrisiko (rot) sowie die verschiedenen Kompartimente Saumbiotop (grün), Boden (braun) und Gewässer (blau).

Das Risiko im Boden war bei allen drei Spritzfolgen vom Fungizid Difenconazol dominiert und unterschied sich daher nur marginal zwischen ÖLNmittel und IPS. Bei ÖLNhoch wurde das Fungizid Difenconazol vier Mal statt nur einmal im ÖLNmittel appliziert. Dies hatte zur Folge, dass sich das Risiko für den Boden für ÖLNhoch um rund 88 % erhöhte im Vergleich zu ÖLNmittel. Insgesamt wurden bei ÖLNhoch verglichen mit ÖLNmittel vier zusätzliche Fungizide, drei zusätzliche Insektizide und ein zusätzliches Herbizid verwendet. Alle Wirkstoffe waren jedoch auch in der ÖLNmittel Spritzfolge vertreten und einzig aufsummierende Effekte machten den Unterschied im Risiko aus.

Im Saumbiotop war das Risiko von IPS um 99 % tiefer als von ÖLNmittel (Abbildung 16), da auf das dominierende Insektizid Cypermethrin (Effekte auf Nützlinge) verzichtet wurde (Abbildung 17). Bei IPS hatte

das Insektizid Lambda-Cyhalothrin die höchsten Risiken (Effekte auf Nützlinge). Bei ÖLNhoch war das Risiko um knapp 50 % grösser als bei ÖLNmittel (Abbildung 16). Das Risiko-dominierende Cypermethrin wurde hier zwei Mal statt nur einmal appliziert, zudem kamen im Vergleich zu ÖLNmittel noch zwei weitere Applikationen von Lambda-Cyhalothrin hinzu.

Für die Kultur Karotten wurden drei Zusatzspritzfolgen berechnet (Anhang 10.7). Dabei ersetzte in der ÖLNmittel-Spritzfolge das Herbizid Diquat die anderen Vorlaufherbizide, Kupfer ersetzte die vier Fungizid-Applikationen und das Insektizid Chlorpyrifos ersetzte das Insektizid Cypermethrin. Die Zusatzspritzfolgen mit Diquat und Kupfer wiesen ein ähnlich hohes Gesamtrisiko auf wie ÖLNmittel. Hingegen war das Gesamtrisiko der Zusatzspritzfolge mit Chlorpyrifos um 50 % tiefer im Vergleich zu ÖLNmittel da der ökotoxikologische Endpunkt von Cypermethrin für Nützlinge um beinahe Faktor 100 tiefer liegt als von Chlorpyrifos. Die ausführliche Beschreibung der Resultate befindet sich im Anhang 10.10.

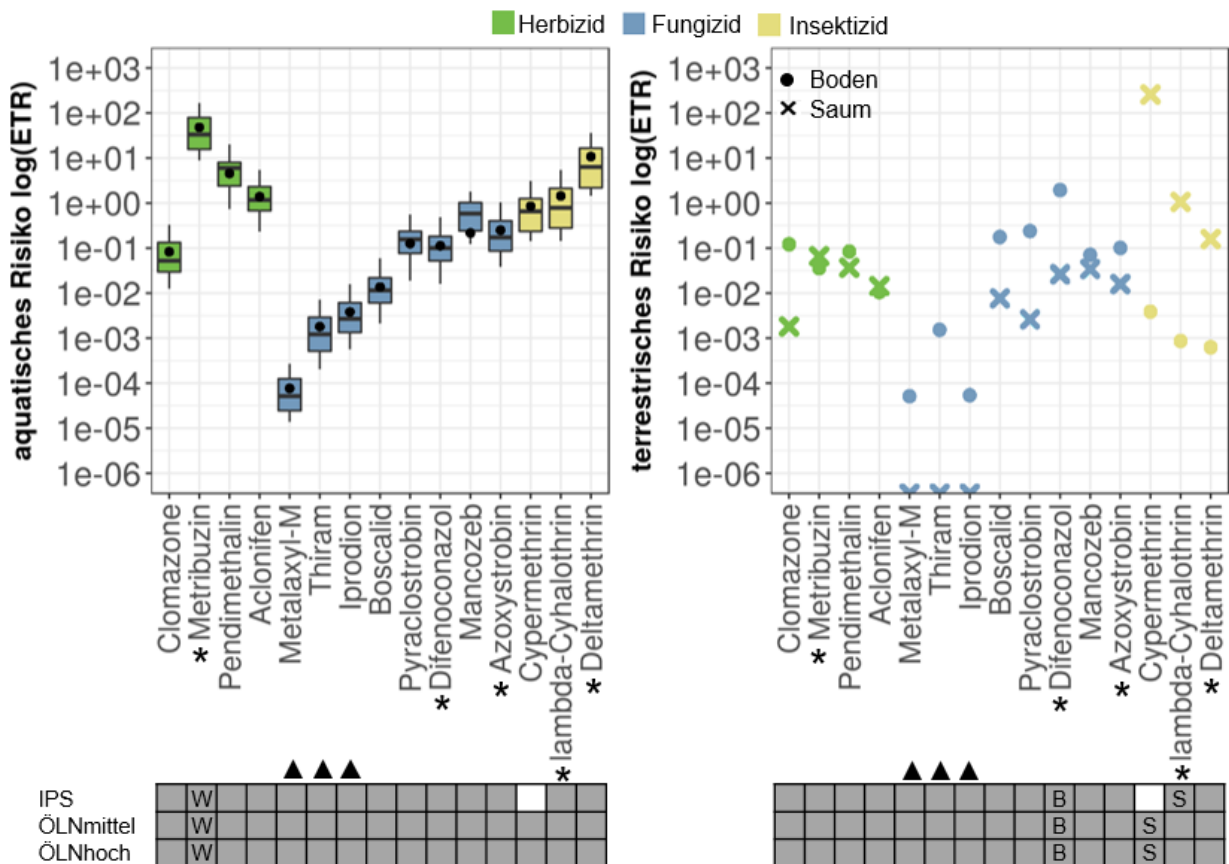


Abbildung 17: Einzelstoffbewertung von Karotten-Spritzfolgen. Y-Achse: logarithmische Darstellung des Risikos (Exposure-Toxicity-Ration, ETR) pro Wirkstoff. Links: Risiken für Gewässerorganismen. Die Boxplots zeigen die Streuung der Risiken für die 14 Umweltszenarien. Der Punkt stellt den gewichteten ETR-Wert (gETR) dar. Rechts: Risiken für terrestrische Organismen (Punkte: Boden; Kreuze: Saumbiotop). Unten: Tabelle zeigt, welche Wirkstoffe in welcher Spritzfolge eingesetzt wurden (grau) und welche Wirkstoffe das Risiko einer Spritzfolge dominierten (W: Gewässer; B: Boden; S: Saum). grün: Herbizid, blau: Fungizid, gelb: Insektizid. ▲: Saatbeizmittel.

### 5.4 Kartoffeln

Das Gesamtrisiko für die drei Kartoffel-Spritzfolgen unterschied sich kaum, einzig bei IPS zeigte sich ein 4 % tieferes Gesamtrisiko verglichen mit ÖLNmittel (Abbildung 18). Die Risiken im Saumbiotop waren bei IPS um rund 75 % tiefer als bei ÖLNmittel, im Boden waren die Risiken um rund 18 % tiefer, beim Gewässer unterschieden sich die Spritzfolgen nicht. Zwischen ÖLNmittel und ÖLNhoch bestanden auch innerhalb der einzelnen Umweltkompartimente kaum Unterschiede in den Risiken.

Im Gewässer dominierte das Herbizid Metribuzin die Risiken (akute Effekte auf Wasserlinse), gefolgt vom Herbizid Prosulfocarb (Abbildung 19). Da diese zwei dominierenden Herbizide in allen drei Spritzfolgen eingesetzt wurden, unterschied sich das Risiko im Gewässer nicht.

Im Boden war der dominierende Wirkstoff das Fungizid Difenoconazol. Dieser wurde bei IPS einmal, bei ÖLNmittel und ÖLNhoch je zwei Mal eingesetzt. Daher war das Risiko von IPS rund 18 % tiefer als die beiden ÖLN-Spritzfolgen.

Im Saumbiotop war das Risiko bei IPS rund 75 % tiefer im Vergleich zu ÖLNmittel, da auf das Risiko-dominierende Herbizid Diquat (Effekte auf Nützlinge) verzichtet wurde, welches in beiden ÖLN-Spritzfolgen enthalten war (Abbildung 18). ÖLNhoch und ÖLNmittel hatten daher ein ähnliches Risiko. Bei IPS dominierte im Saumbiotop das Insektizid Spinosad (Effekte auf Bienen).

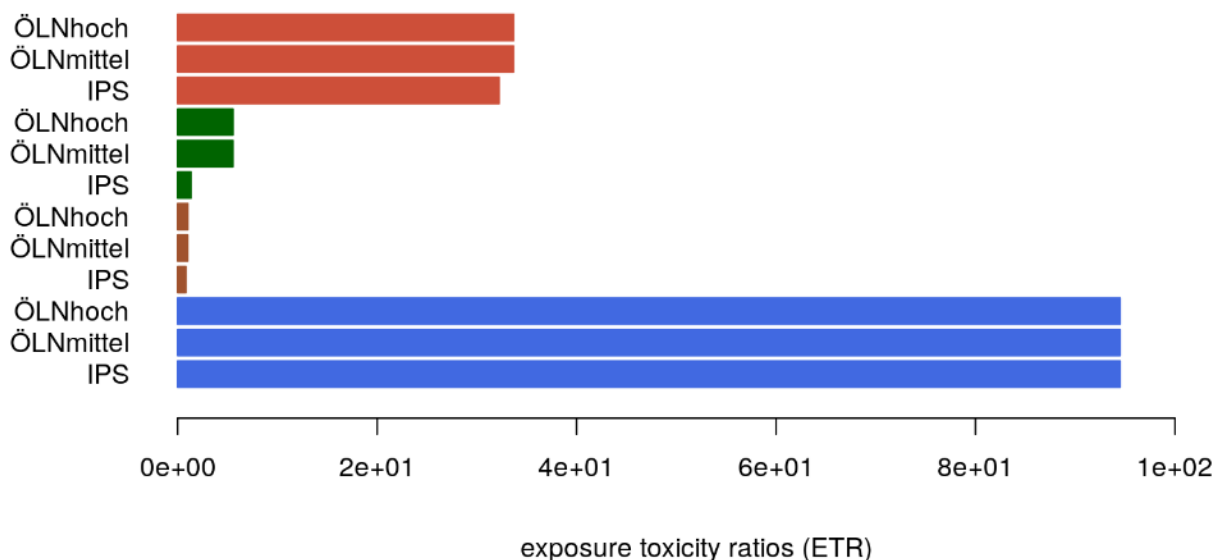


Abbildung 18: Gewichtetes Risiko (ETR) für die Kultur Kartoffeln für die Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch unterteilt in Gesamtrisiko (rot) sowie die verschiedenen Kompartimente Saumbiotop (grün), Boden (braun) und Gewässer (blau).

Für die Kultur Kartoffeln wurden drei Zusatzspritzfolgen berechnet (Kapitel 10.10.3). Dabei wurden in der ÖLNmittel-Spritzfolge drei von sechs chemisch-synthetischen Fungizid-Applikationen durch Kupfer ersetzt. In den anderen Zusatzspritzfolgen wurde einmal zusätzlich das Insektizid Chlorpyrifos und einmal das Beizmittel Iprodione eingesetzt. Dabei zeigte die Zusatzspritzfolge mit Chlorpyrifos ein erhöhtes Gesamtrisiko im Vergleich zu ÖLNmittel. Die anderen zwei Zusatzspritzfolgen zeigten keine wesentlichen Unterschiede im Gesamtrisiko im Vergleich zu ÖLNmittel (Abbildung 68). Die ausführliche Beschreibung der Resultate befindet sich im Anhang Kapitel 10.10.3.

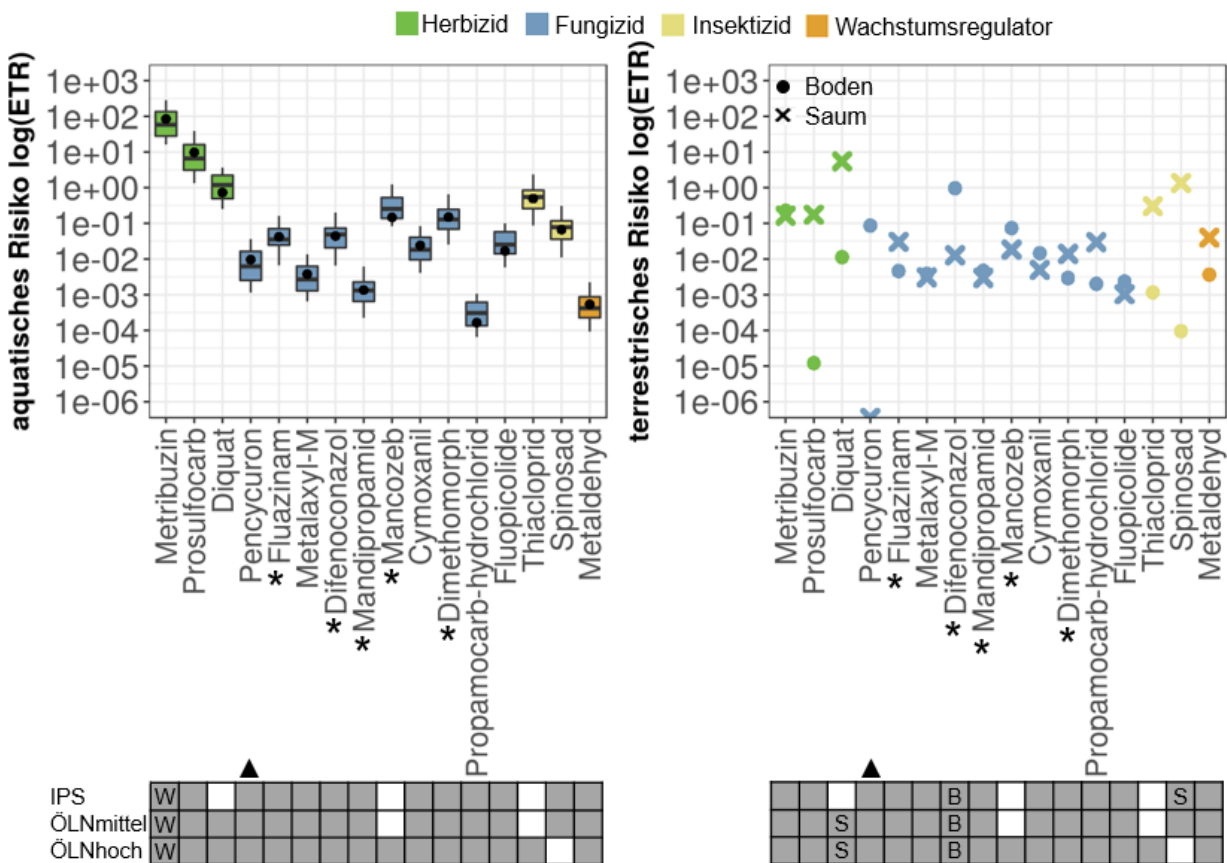


Abbildung 19: Einzelstoffbewertung von Kartoffeln-Spritzfolgen. Y-Achse: logarithmische Darstellung des Risikos (Exposure-Toxicity-Ration, ETR) pro Wirkstoff. Links: Risiken für Gewässerorganismen. Die Boxplots zeigen die Streuung der Risiken für die 144 Umweltszenarien. Der Punkt stellt den gewichteten ETR-Wert (gETR) dar. Rechts: Risiken für terrestrische Organismen (Punkte: Boden; Kreuze: Saumbiotop). Unten: Tabelle zeigt, welche Wirkstoffe in welcher Spritzfolge eingesetzt wurden (grau) und welche Wirkstoffe das Risiko einer Spritzfolge dominierten (W: Gewässer; B: Boden; S: Saum). grün: Herbizid, blau: Fungizid, gelb: Insektizid, orange: Molluskizid. ▲: Saatbeizmittel.

### 5.5 Zuckerrüben

Bei Zuckerrüben gab es keinen Unterschied im Gesamtrisiko von IPS und ÖLNmittel und auch nicht innerhalb der drei Umweltkompartimente (Abbildung 20). Das Gesamtrisiko war für ÖLNhoch um 62 % grösser als für ÖLNmittel. Im Gewässer war das Risiko von ÖLNhoch um rund 65 % grösser im Vergleich zu ÖLNmittel, im Saumbiotop war es 14 % grösser. Beim Boden waren die Risiken aller drei Spritzfolgen gleich hoch.

Das Risiko im Gewässer wurde dominiert vom Herbizid S-Metolachlor (Effekte auf Algen), gefolgt von den Herbiziden Lenacil, Metamitron und Triflusaluron (Abbildung 21), welche in allen drei Spritzfolgen eingesetzt wurden. Daher war kein Unterschied zwischen IPS und ÖLNmittel zu verzeichnen. Bei ÖLNhoch wurden grössere Mengen dieser Herbicide eingesetzt verglichen mit ÖLNmittel, was das rund 65 % höhere Risiko bei ÖLNhoch erklärt. Das im ÖLNhoch zusätzlich eingesetzte Insektizid Chlorpyrifos zeigte in der Einzelstoffbewertung ein leicht höheres Risiko wie S-Metolachlor (Abbildung 21). Den Unterschied im Risiko für die Gewässer machten aber trotzdem die Herbicide aus, da die verschiedenen Herbicide auf einmal appliziert wurden und das Risiko sich somit aufsummierte.

Im Boden war das Risiko für alle Spritzfolgen gleich gross. Der dominierende Wirkstoff war das Insektizid Imidacloprid, welches im Saatbeizmittel enthalten ist und allen drei Spritzfolgen eingesetzt wurde.

Im Saumbiotop unterschieden sich die Risiken von ÖLNmittel und IPS nicht, obwohl das Risiko bei IPS vom Insektizid Imidacloprid und bei ÖLNmittel vom Fungizid Fenpropidin dominiert wurde. Das maximale Risiko von diesen beiden Spritzfolgen entstand durch die Aufsummierung vom Insektizid Imidacloprid sowie den eingesetzten Herbiziden. Bei ÖLNmittel wurde das Fungizid Fenpropidin zu einem späteren Zeitpunkt appliziert, als die Wirkstoffe im Saumbiotop bereits weitgehend abgebaut waren. Jedoch war das Risiko bei ÖLNhoch um 14 % erhöht im Vergleich zu ÖLNmittel. Die dominierenden Substanzen waren das Fungizid

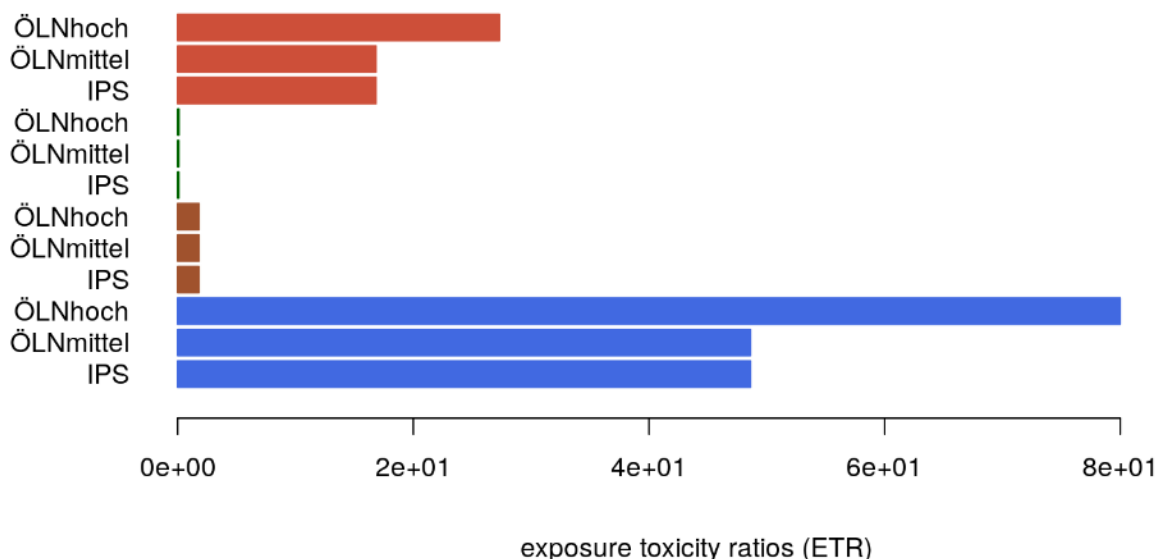


Abbildung 20: Gewichtetes Risiko (ETR) für die Kultur Zuckerrüben für die Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch unterteilt in Gesamtrisiko (rot) sowie die verschiedenen Kompartimente Saumbiotop (grün), Boden (braun) und Gewässer (blau).

Fenpropidin, das Insektizid Imidacloprid (Abbildung 21). Das erhöhte Risiko von ÖLNhoch ist auf die grössere Applikationsmenge der Herbizide zu erklären.

Für die Kultur Zuckerrüben wurde noch zusätzlich eine Zusatzspritzfolge berechnet (Anhang 10.7), in welcher das Herbizid Metamitron in ÖLNmittel durch das Herbizid Chloridazon ersetzt wurde. Dabei zeigte die Zusatzspritzfolge mit Chloridazon ein tieferes Gesamtrisiko im Vergleich zu ÖLNmittel (Abbildung 69). Das Risiko bei dieser Spritzfolge war durch die aufaddierten Risiken von Herbiziden dominiert, wo Chloridazon im Vergleich zu Metamitron weniger beitrug, da der ökotoxikologische Endpunkt (Algen) von Chloridazon fast zehn Mal höher ist als bei Metamitron. Die ausführliche Beschreibung der Resultate befindet sich im Anhang Kapitel 10.10.4.



## 5.6 Diskussion

In der Risikobewertung zeigten nur zwei der fünf untersuchten IPS-Kulturen ein deutlich tieferes Gesamtrisiko als die ÖLNmittel-Variante: Winterraps und Karotten (Tabelle 14). Im Kompartiment Gewässer war einzig bei Winterraps ein Unterschied in den Risiken zwischen IPS und ÖLNmittel zu verzeichnen (Risikoreduktion von 75 %). Im Boden waren bei zwei Kulturen (Winterweizen und Kartoffeln) die Risiken leicht reduziert (über 10 % Reduktion). Im Saumbiotop hingegen war bei allen Kulturen ausser bei Zuckerrüben eine deutliche Reduktion der Risiken bei IPS von über 75 % sichtbar.

ÖLNhoch hatte verglichen mit ÖLNmittel in drei Kulturen ein leicht höheres Gesamtrisiko (mehr als 10 % erhöht, Tabelle 14). Das Risiko für Gewässerorganismen war bei ÖLNhoch-Winterraps stark erhöht verglichen mit ÖLNmittel, bei Karotte und Zuckerrübe war der Anstieg leicht. Im Boden war einzig bei der Kultur Karotten das Risiko bei ÖLNhoch leicht höher als bei ÖLNmittel. Im Saumbiotop war das Risiko von ÖLNhoch bei Winterweizen stark, bei Karotten und Zuckerrüben leicht erhöht.

Die Risikoreduktion war bei den jenen Spritzfolgen besonders gross, bei welchen auf die Risikodominierenden Wirkstoffe verzichtet wurde (z. B. die Insektizide Cypermethrin und Thiacloprid bei IPS Winterraps). Hingegen bewirkte bei IPS Winterweizen der Verzicht auf Fungizide, Insektizide und Wachstumsregulatoren keine Risikoreduktion im Gewässer, da dort Herbizide die Risiken dominierten, welche auch bei IPS eingesetzt wurden. Auch bei ÖLNhoch waren dann die Risiken verglichen mit ÖLNmittel besonders erhöht, wenn ein zusätzlicher Wirkstoff mit höherem Risikopotential in der Spritzfolge enthalten war, welcher ein höheres Risikopotential aufwies als die anderen Wirkstoffe. Bei ÖLNhoch-Winterraps war beispielsweise das Risiko im Gewässer stark erhöht durch den zusätzlichen Einsatz von Chlorpyrifos, bei ÖLNhoch-Winterweizen stieg das Risiko im Saumbiotop um ein Vielfaches an durch den Einsatz von Spinosad. Eine leichte Reduktion der Risiken trat bei IPS-Spritzfolgen auf, bei denen ein verringerter PSM Einsatz die Mischungseffekte (Risikoaufsummierung) verminderte. Dies war beispielsweise bei den Risiken von IPS Winterweizen auf Bodenorganismen der Fall. Bei ÖLNhoch war teilweise ein leicht erhöhtes Risiko zu verzeichnen durch verstärkte Mischungseffekte, beispielsweise bei Karotten. Grundsätzlich waren die Risiken aller Spritzfolgen meist stark von einem Wirkstoff dominiert. Jedoch hatten auch Mischungseffekte in gewissen Kulturen einen relevanten Anteil am Risiko. In den Kulturen Winterraps und Kartoffeln kamen etwa 11-15 % der Risiken durch Mischungen von Wirkstoffen zustande, die restlichen 85-89 % durch den dominierenden Wirkstoff. Bei Zuckerrüben und Winterweizen lag der Risiko-Anteil von Mischungseffekten bei 28-50 %, bei Karotten waren es sogar 45-80 %. Dies verdeutlicht, dass es wichtig ist, bei einer vergleichenden Risikobeurteilung nicht nur Einzelwirkstoffe, sondern ganze Spritzfolgen zu betrachten.

Tabelle 14: Übersicht über die relativen Risiken aller Spritzfolgen, verglichen mit ÖLNmittel (=100 %; Referenzszenario (RS)) für die Umweltkompartimente Gewässer, Boden und Saumbiotop sowie Gesamtrisiko. Dunkelgrün = stark reduziertes Risiko (weniger als halb so gross: <50 %); hellgrün: leicht reduziertes Risiko (50 % - 90 %); dunkelrot: stark erhöhtes Risiko (mehr als doppelt so gross: >200 %); hellrot: leicht erhöhtes Risiko (+ 110 % - 200 %)

	Winterraps (WRA)			Winterweizen (WW)			Karotten (KARO)			Kartoffeln (KART)			Zuckerrüben (ZR)		
	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch
Kompartiment <b>Gewässer</b>															
RS ÖLNmittel	25%	100%	406%	100%	100%	100%	100%	100%	135%	100%	100%	100%	100%	100%	165%
Kompartiment <b>Boden</b>															
RS ÖLNmittel	100%	100%	100%	88%	100%	100%	100%	100%	188%	82%	100%	101%	100%	100%	100%
Kompartiment <b>Saum</b>															
RS ÖLNmittel	0%	100%	100%	2%	100%	1678%	1%	100%	147%	24%	100%	100%	100%	100%	114%
<b>Gesamt</b>															
RS ÖLNmittel	1%	100%	108%	98%	100%	120%	15%	100%	145%	96%	100%	100%	100%	100%	162%

Die hier untersuchten Spritzfolgen stellen eine Auswahl an typischen Spritzfolgen dar, decken aber nicht die Bandbreite an möglichen Spritzfolgen ab. Einige unter IPS-Richtlinien nicht erlaubte oder stark eingeschränkte Produkte waren in unseren Spritzfolgen daher nicht enthalten. In den Zusatzspritzfolgen wurden diese näher untersucht (Kapitel 10.9.1). Hierbei zeigte sich bei Winterweizen, dass eine zusätzliche Distelbekämpfung bei IPS das Gesamtrisiko nur leicht erhöhte. Bei Kartoffeln erhöhte ein zusätzlicher Einsatz mit Chlorpyrifos das Risiko im Gewässer und damit auch das Gesamtrisiko von ÖLNmittel stark. Bei Karotten



hatte der Ersatz von drei von sechs chemisch-synthetischen Fungiziden durch Kupfer kaum einen Einfluss aufs Gesamtrisiko. Der Ersatz von Cypermethrin mit Chlorpyrifos bei Karotten resultierte in einem tieferen Gesamtrisiko, da die Risiken im Saumbiotop geringer waren und die Risiken im Gewässer nicht durch die Insektizide sondern durch Herbizide dominiert waren.

Diese Zusatzspritzfolgen illustrieren, dass die Wahl einzelner Wirkstoffe teilweise einen grossen Einfluss auf das Resultat hatten, in anderen Fällen sich aber kaum auswirkten. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist es zentral im Auge zu behalten, dass nicht alle möglichen Varianten von IPS und ÖLN-Anbau abgebildet wurden, sondern nur jeweils eine typische Spritzfolge, mit einer Auswahl an häufig verwendeten Wirkstoffen. Die hier gemachten Vergleiche in den Risiken lassen sich nicht auf andere mögliche Varianten von IPS und ÖLN Anbau übertragen denn eine andere Wirkstoff-Wahl würde eine Neuberechnung der Risiken der gesamten Spritzfolge bedingen.

Obwohl in einzelnen Kulturen zwischen den Spritzfolgen deutliche Unterschiede in den Risiken einzelner Umweltkompartimente bestanden, war dies im Gesamtrisiko nicht immer ersichtlich. In der hier gewählten Methode zur Gesamttaggregation (Durchschnitt der Risiken der drei Umweltkompartimente) waren nur die absoluten Unterschiede in den Risiken relevant (ausgedrückt in Exposure-Toxicity-Ratios, ETR), nicht die relativen (prozentualer Unterschied in Risiken). Somit war beispielsweise eine 99 % Risikoreduktion in einem Umweltkompartiment, welches verglichen mit anderen Umweltkompartimenten nur tiefe Risiken aufzeigte, in der Gesamtbewertung kaum ersichtlich. Ein Beispiel hierfür ist Winterraps, wo ÖLNhoch ein vier Mal höheres aquatisches Risiko hatte als ÖLNmittel, aber sich das Gesamtrisiko kaum unterschied. Hier waren die Risiken im Saumbiotop insgesamt viel höher als im Gewässer, und da die Risiken von ÖLNmittel und ÖLNhoch im Saumbiotop gleich hoch waren, war auch der Unterschied im Gesamtrisiko nur marginal. Weitere Beispiele sind Winterweizen und Kartoffeln, wo ein stark reduziertes Risiko im Saumbiotop und ein leicht reduziertes Risiko im Boden sich kaum aus das Gesamtrisiko auswirkten, da hier die Risiken im Gewässer deutlich höher waren. Daher ist es wichtig, nicht nur die Gesamtrisiken zu betrachten, sondern auch die Risiken in den einzelnen Umweltkompartimente.

Das Risiko für Gewässerorganismen wurde bei Winterweizen, Karotten, Kartoffeln und Zuckerrüben von herbiziden Wirkstoffen dominiert. Herbizide werden im Vergleich zu anderen Wirkbereichen in grösseren Mengen eingesetzt. Das bedeutet oft eine starke Befruchtung von Herbiziden in das Umweltkompartiment Gewässer. Da Herbizide gegen Pflanzen wirksam sind, sind im Gewässer oft aquatische Pflanzen die empfindlichste Organismengruppe, welche in SYNOPSIS durch die Stellvertreter-Organismen Algen und Wasserlinsen abgedeckt werden. Eines der dominierenden Herbizide bei der IPS Spritzfolge der Zuckerrüben (Lenacil) ist gemäss den neuen IP-SUISSE Richtlinien bereits nicht mehr erlaubt (vgl. Kapitel 4.2.1).

Bei Winterraps war das aquatische Risiko in den ÖLN-Spritzfolgen durch Insektizide dominiert, die aquatischen Invertebraten waren hier die empfindlichsten Organismengruppen. Die eingesetzten Insektizide Cypermethrin, Thiacloprid und Chlorpyrifos sind sehr potente Wirkstoffe, welche bereits bei geringen Konzentrationen (0.00021 mg/l - 0.0028mg/l) akute Effekte auf Gewässerorganismen haben können. Für diese drei Insektizide existieren daher auch Risikominderungsmaßnahmen: Für alle drei Insektizide ist zur Reduktion der Abschwemmung eine unbehandelte Pufferzone mit einer geschlossenen bewachsenen Pflanzendecke von 6 m bis zum nächsten Oberflächengewässern einzuhalten. Zudem hat der Wirkstoff Chlorpyrifos 50 m und Cypermethrin 100 m Abstandsaufgabe zum nächsten Oberflächengewässer zur Reduktion der Abdrift. Die Abdrift-Abstandsaufgaben wurden in der Berechnung des Risikos in SYNOPSIS berücksichtigt.

Das Risiko im Umweltkompartiment Boden wurde in den fünf Kulturen von verschiedenen Wirkbereichen dominiert. Für Winterraps und Kartoffeln waren die Herbizide, für Winterweizen und Karotten die Fungizide und für Zuckerrüben die Insektizide die dominierenden Wirkbereiche für das Risiko auf die Bodenorganismen. Insektizide dürfen jedoch gemäss der neuen IPS-Richtlinie für den Zuckerrübenanbau nicht mehr angewendet werden.

Das Risiko im Saumbiotop wurde in den untersuchten Spritzfolgen von Insektiziden dominiert, sofern Insektizide in den jeweiligen Spritzfolgen appliziert wurden. Eine Ausnahme ist Kartoffeln, wo das Herbizid Diquat grössere Risiken auf Saumorganismen zeigte als die Insektizide Spinosad oder Thiacloprid. Bei Spritzfolgen ohne Insektizide, wie zum Beispiel IPS von Winterraps und Winterweizen wurde das Risiko im Saumbiotop durch Herbizide oder Fungizide dominiert.

### 5.6.1 Methodische Entwicklungen im Projekt

In früheren Risikobewertungen von Schweizer Pflanzenschutzmittelstrategien mittels SYNOPSIS wurde nur das Umweltkompartiment Gewässer berücksichtigt (Mathis et al. 2015), (Calabrese et al. 2013). In dieser Arbeit wurden zum ersten Mal die zwei terrestrischen Umweltkompartimente Boden und Saumbiotop im Modell SYNOPSIS für die Schweiz berücksichtigt und angepasst. Der Einbezug von terrestrischen Systemen in die Risikobewertung war eine wichtige Ergänzung, da die Resultate von einem Umweltkompartiment sich oft nicht auf andere übertragen liessen. Unsere Studie zeigte, dass je nach Kultur ein anderes Umweltkompartiment die höheren absoluten Risiken aufwies und auch die relative Risikoreduktion zwischen den Spritzfolgen unterschied sich teilweise stark zwischen den Umweltkompartimenten. Zum Beispiel waren bei Wintertraps und Karotten die absoluten Risiken am höchsten im Saumbiotop, gefolgt von Gewässer und Boden. Bei Winterweizen, Kartoffeln und Zuckerrüben waren die absoluten Risiken im Gewässer am höchsten. Einzig das Kompartiment Boden zeigte bei keiner der fünf Kulturen das höchste absolute Risiko verglichen mit Gewässer und Saumbiotop.

Die Repräsentativität des Risikos für die Umweltkompartimente hängt stark von der Auswahl der Stellvertreter-Organismen ab. Im Gewässer werden fünf verschiedenen Organismengruppen berücksichtigt (Fische, Daphnien, Zuckmücken, Wasserlinsen und Algen). Dies deckt ein relativ breites Spektrum an Gewässerorganismen ab. Das Saumbiotop umfasste eine weniger umfassende Auswahl an Stellvertreterorganismen: Honigbienen, und falls Daten vorhanden waren, die Nützlinge Schlupfwespen oder Raubmilben. Im Boden wurden praktisch nur die Regenwürmer und in wenigen Fällen (d.h. falls Daten vorhanden waren) Springschwänze berücksichtigt. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse für andere Bodenorganismen, wie beispielsweise Mykorrhiza und Mikroorganismen, ist daher stark eingeschränkt. Falls in Zukunft ökotoxikologische Informationen zu weiteren Stellvertreter-Organismen verfügbar werden für die Mehrzahl aller Wirkstoffe, können diese Organismen in der Risikobewertung mit SYNOPSIS integriert werden um die Risiken für dieses Umweltkompartiment besser abzudecken.

Im Modell SYNOPSIS gab es bisher keine Möglichkeit den Expositionspfad Staubdrift ins Saumbiotop zu berücksichtigen. In allen fünf untersuchten Kulturen ist das Saatgut mit Fungiziden gebeizt. Bei der Kultur Zuckerrübe wurde zusätzlich noch das Insektizid Imidacloprid als Beizmittel eingesetzt. Einzelne Saatbeizmittel standen in den vergangenen Jahren vermehrt in der Kritik, da die Abdrift von wirkstoffhaltigen Beizstäuben signifikante Effekte auf Bienen haben kann (Pistorius 2016). Aus diesen Gründen wurde im Rahmen dieses Projektes erstmals der Expositionspfad Staubdrift in SYNOPSIS implementiert. Dabei hat sich gezeigt, dass die fungiziden Saatbeizmittel das Risiko im Saumbiotop nur marginal veränderten, während das insektizide Beizmittel bei Zuckerrüben einen grossen Einfluss auf das Risiko der Honigbienen ausübte. Das Insektizid Imidacloprid baut sich nur sehr langsam ab (DT50 von 187 Tagen), daher wird zum Zeitpunkt der zweiten Herbizid-Splitbehandlung das modellierte Risiko immer noch durch das Beizmittel Imidacloprid dominiert (Abbildung 3). Für die IPS-Spritzfolge in der Kultur Zuckerrüben war der Staubdrift sogar der dominierende WS in der ganzen Spritzfolge für das Umweltkompartiment Saumbiotop (Abbildung 21).

In diesem Projekt wurden für die Schweiz spezifische Umweltszenarien für SYNOPSIS erarbeitet. Bei Karotten und Kartoffeln waren es 144 Umweltszenarien, bei den andern Kulturen je 240. Auf das Risiko im Saumbiotop hatten die verschiedenen Umweltszenarien keinen Einfluss, da die Befrachtung nur via Abdrift stattfindet, bei dem Umweltbedingungen weniger relevant sind. Die Grösse und der Abstand vom Saumbiotop war zudem in allen Umweltszenarien gleich. Im Boden gab es aufgrund der verschiedenen Bodentypen kleinere Unterschiede im errechneten Risiko. Beim Gewässer zeigten sich relativ grosse Unterschiede im Risiko zwischen den verschiedenen Umweltszenarien. Das Risiko im Gewässer variierte bis zu einem Faktor 28 zwischen einem unvorteilhaften Szenario (z.B. 18 % Steigung, Distanz zum Gewässer 6 m, leichter Boden, Wetter-Station: Affoltern) zu einem vorteilhaften Szenario (z.B. 3 % Steigung, Distanz zum Gewässer > 100 m, schwerer Boden, Wetter-Station: Neuchâtel). Das bedeutet, dass neben der Wahl der PSM auch die Umweltparameter eine entscheidende Rolle spielen für das Risiko. Somit konnte die PSM-intensive Spritzfolge ÖLNhoch auf einem Feld mit geringem Gefährdungspotential ein tieferes Risiko zeigen als eine IPS-Spritzfolge an einem unvorteilhafteren Standort.

In diesem Projekt wurden zum ersten Mal die Umweltkompartimente Saumbiotop und Boden berücksichtigt. Um ein Gesamtrisiko abzubilden, wurde das mittlere Risiko der drei Kompartimente gebildet. Dies erlaubt

einerseits eine Gesamtbewertung der Spritzfolgen, was für die Entscheidungsträger hilfreich sein kann. Der direkte Vergleich der ETR der einzelnen Umweltkompartimente birgt jedoch auch grosse Methodische Unsicherheiten. Da es sich bei den Modellen um „realistische worst-case“ Betrachtungen handelt, ist es schwierig abzuschätzen, ob die verschiedenen Modelle gleich konservativ rechnen und die absoluten ETR-Werte somit direkt vergleichbar sind. Verschiedene Inputparameter beeinflussen die absoluten ETR-Werte, haben aber auf die relativen Unterschiede zwischen den Spritzfolgen keinen Einfluss. Beim Boden ist dies die Bodentiefe und -dichte, beim Saumbiotop die Breite vom Saum, beim Gewässer die Gewässerbreite und -tiefe. Daher ist es für die Bewertung der Risiken wichtig, neben dem aggregierten Gesamtrisiko auch die Ergebnisse der einzelnen Umweltkompartimente zu berücksichtigen.

## 6 Resultate und Diskussion: Ökobilanzen

### 6.1 Einleitung

In diesem Kapitel werden die zunächst das aquatische und terrestrische Ökotoxizitätspotenzial von PSM für die drei Spritzfolgen (ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS) für die fünf untersuchten Kulturen aufgeführt (Kapitel 6.2). Die funktionelle Einheit ist der Output pro Hektare und es werden nur die PSM-Anwendungen der Spritzfolgen, jedoch keine PSM-Anwendungen in vorgelagerten Ketten berücksichtigt (siehe dazu Kapitel 3.2). Die Systemgrenze wird beim Hoftor gezogen, das heisst nachgelagerte Prozesse wie Transport und Verpackung werden nicht berücksichtigt. Darauf folgen die detaillierten Resultate pro Kultur, wo auch der Beitrag der unterschiedlichen WS ersichtlich ist (Kapitel 6.2.1-6.2.5). Die Resultate der Zusatzspritzfolgen sind im Kapitel 6.2.6 zusammengefasst. Im Kapitel 6.3 wird das Ökotoxizitätspotenzial der PSM-Anwendungen der Spritzfolgen noch pro Kilogramm Produkt aufgezeigt.

In den nachfolgenden Kapiteln werden die Resultate unter Berücksichtigung des ganzen Lebenszyklus dargelegt. Die Resultate beziehen sich auf die funktionelle Einheit von 1 kg Produkt und berücksichtigen alle vorgelagerten Prozesse (z. B. Saatgutproduktion). Die Systemgrenze wird beim Hoftor gezogen, das heisst nachgelagerte Prozesse wie Transport und Verpackung werden nicht berücksichtigt (siehe Kapitel 3.2). In Kapitel 6.4 wird das Ökotoxizitätspotenzial aller Schadstoffe (PSM inklusive Schwermetalle) pro Kilogramm Produkt dargestellt. Im Kapitel 6.5 werden die Resultate für folgende Umweltwirkungen aufgezeigt: i) terrestrische Eutrophierung, ii) Treibhauspotenzial, iii) abiotischer Ressourcenbedarf und iv) der nicht erneuerbarer Energiebedarf. In den nachfolgenden Ausführungen wird die Ökotoxizität als Synonym für das Ökotoxizitätspotenzial verwendet.

### 6.2 Ökotoxizitätspotenzial von PSM-Anwendungen pro Hektare

Bei der aquatischen Ökotoxizität hat sich gezeigt, dass die berechneten Umwelteffekte bei allen fünf Kulturen beim Szenario ÖLNhoch am höchsten waren (siehe Abbildung 22). Das Ausmass der Unterschiede zwischen den Szenarien hängen jedoch von der Kultur ab: bei Winterraps (WRA) und Zuckerrüben (ZR) war ÖLNhoch deutlich höher im Vergleich zu den anderen zwei Spritzfolgen (IPS und ÖLNmittel), wobei ÖLNhoch bei Winterraps eine rund 13 Mal grössere aquatische Ökotoxizität aufwies und bei Zuckerrüben eine knapp 15 Mal höhere als bei ÖLNmittel. Bei den Karotten (KARO) war die aquatische Ökotoxizität von ÖLNhoch 50 % höher als ÖLNmittel, bei den Kartoffeln (KART) waren es 75 %. Lediglich beim Winterweizen war kaum ein Unterschied zwischen ÖLNhoch und ÖLNmittel feststellbar (<1 %).

Vergleicht man die absoluten Werte für ÖLNhoch der fünf Kulturen pro ha, wiesen Karotten die höchste aquatische Ökotoxizität auf, gefolgt von Zuckerrüben, Winterraps, Kartoffeln und Winterweizen.

Zwischen der IPS- und ÖLNmittel-Spritzfolge war der Unterschied bei den Kulturen Winterraps, Winterweizen und Kartoffeln ausgeprägt. Dabei war die aquatische Ökotoxizität von IPS bei Winterraps um 82 % tiefer als bei ÖLNmittel, wobei bei Winterweizen kein Unterschied zu verzeichnen war. Bei den Kartoffeln war IPS um 18 % tiefer als ÖLNmittel und bei den Karotten und den Zuckerrüben unterschied sich IPS nur marginal (6 % bzw. 3 %) von ÖLNmittel.

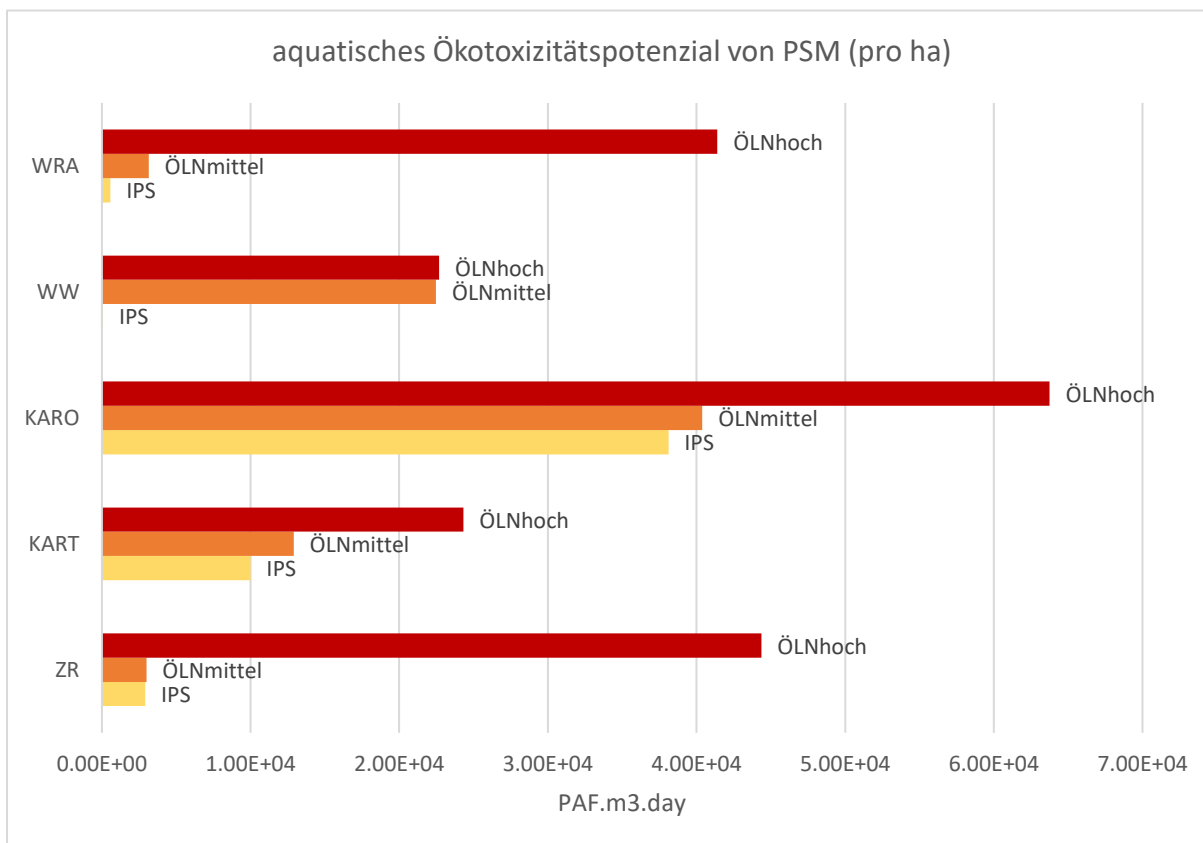


Abbildung 22: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM pro ha (PAF.m3.day) für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (für IPS) und die fünf Kulturen Winterraps (WRA), Winterweizen (WW), Karotten (KARO), Kartoffeln (KART) und Zuckerrüben (ZR).

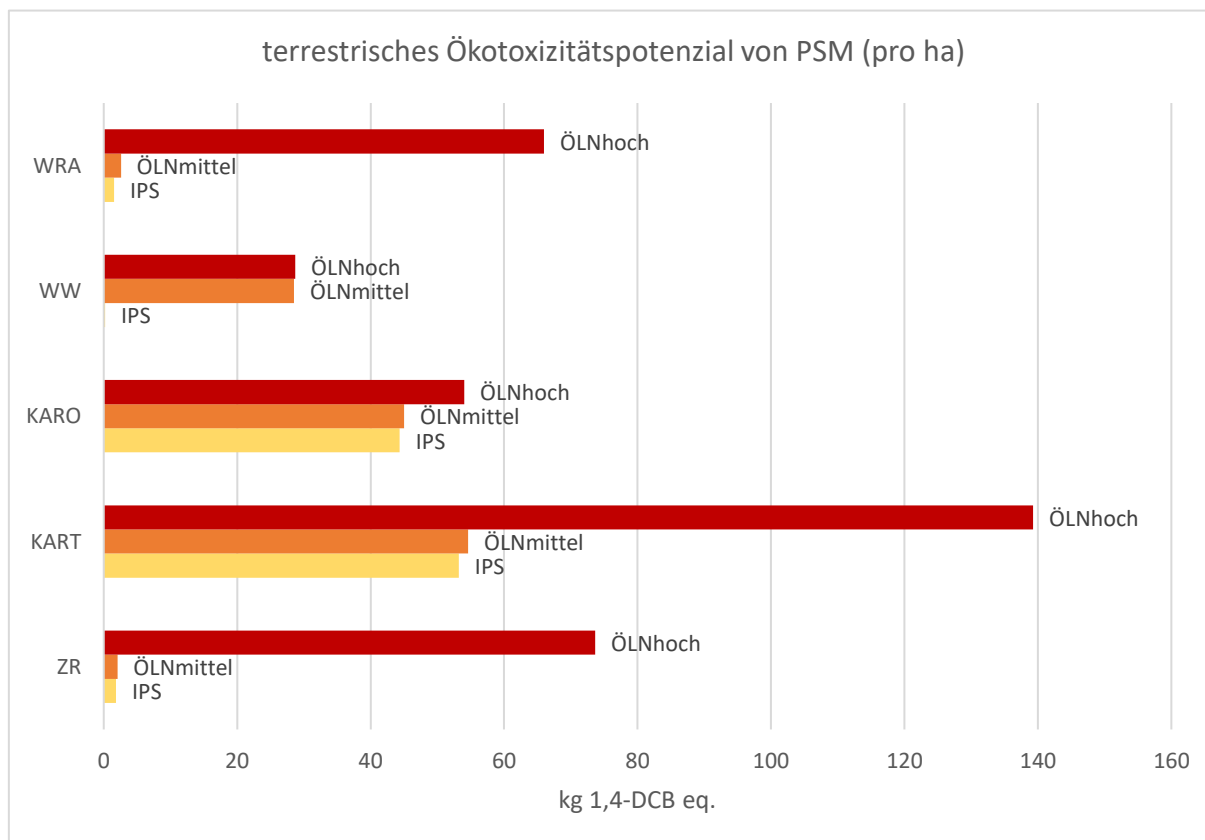


Abbildung 23: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (kg 1,4-DCB eq.) pro ha für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS) für die fünf Kulturen WRA, WW, KARO, KART und ZR.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität verhielt es sich ähnlich wie bei der aquatischen Ökotoxizität, jedoch mit einigen Ausnahmen (siehe Abbildung 23). Bei Winterrops, Winterweizen und Zuckerrüben war die Reihenfolge der drei Spritzfolge gleich wie bei der aquatischen Ökotoxizität; die Unterschiede zwischen IPS und ÖLNmittel waren jedoch teils etwas geringer bzw. grösser: bei Winterrops war IPS 40 % geringer als ÖLNmittel und bei Zuckerrüben war der Unterschied mit 10 % etwas grösser. Beim Winterweizen war die terrestrische Ökotoxizität von IPS um 99 % geringer als bei ÖLNmittel. Bei den Kartoffeln und den Karotten war kaum eine Reduktion zu verzeichnen (3 % bzw. 1 %).

Zudem war die terrestrische Ökotoxizität der Kartoffeln allgemein höher als jene der Karotten, womit sich diese Resultate klar von jenen der aquatischen Ökotoxizität unterschieden. Der Unterschied zwischen ÖLNmittel und ÖLNhoch war bei den Kartoffeln mit 61 % zudem viel grösser als bei den Karotten mit 17 %. Vergleicht man die absoluten Werte für ÖLNhoch der fünf Kulturen, wiesen Kartoffeln die höchste terrestrische Ökotoxizität auf, gefolgt von Zuckerrüben, Winterrops, Karotten und Winterweizen.

### 6.2.1 Winterrops

Beim Winterrops war der Hauptanteil der aquatischen Ökotoxizität bei ÖLNhoch dem Insektizid Chlorpyrifos (92 %) zuzuschreiben (Abbildung 24). Bei ÖLNmittel wird dieser WS nicht angewendet, weshalb dort der Einfluss vom Insektizid Cypermethrin (65 %) dominierte. Bei IPS werden keine Insektizide verwendet, daher machte dort das Fungizid Thiram (Saatgutbeizmittel) mit 55 % den Hauptteil der Ökotoxizität aus.

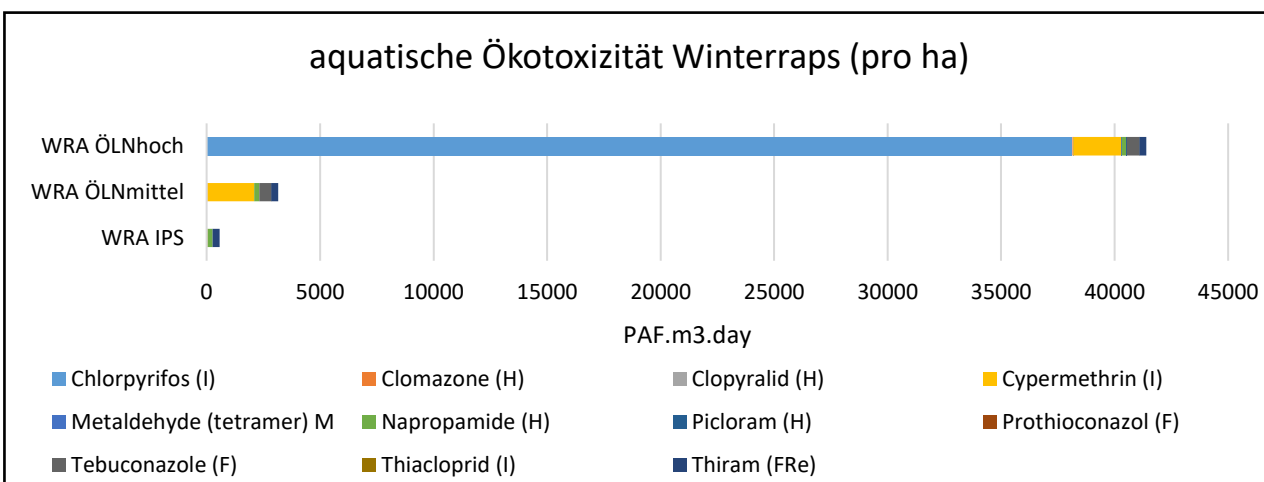


Abbildung 24: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (PAF.m3.day) pro ha für die drei Spritzfolgen IP-SUISSE (IPS), ÖLNmittel, und ÖLNhoch für Winterrops pro ha.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität (Abbildung 25) war die Verteilung zwischen den WS ähnlich wie bei der aquatischen, jedoch war der Einfluss von Cypermethrin allgemein geringer. Bei ÖLNhoch machte Chlorpyrifos mit 96 % weiterhin den Grossteil der Belastung aus, wobei bei ÖLNmittel und IPS das Herbizid Napropamid mit 56 % bzw. 93 % die terrestrische Ökotoxizität dominierte.

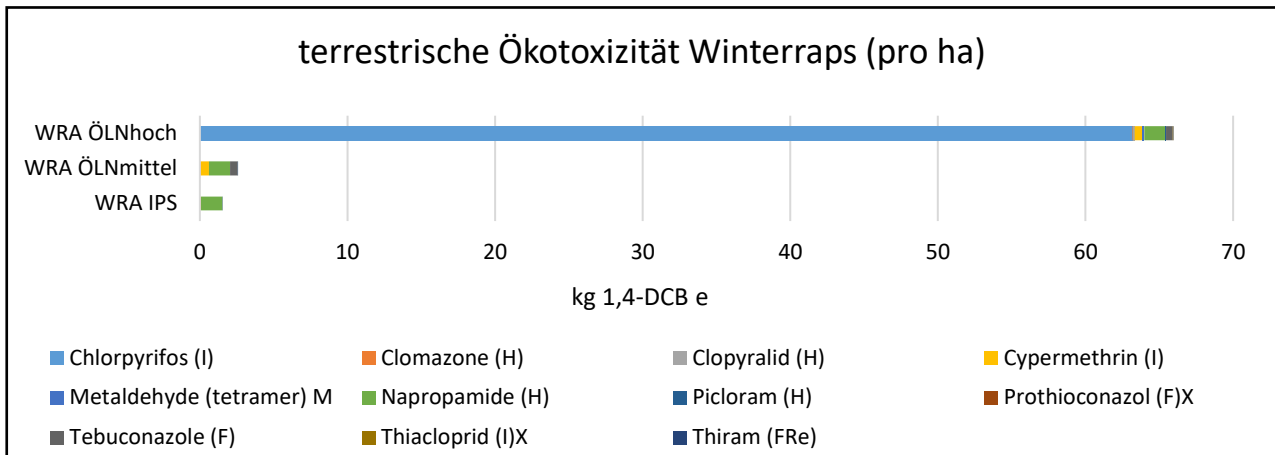


Abbildung 25: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (kg 1,4-DCB eq.) für die drei Spritzfolgen IP-SUISSE (IPS), ÖLNmittel und ÖLNhoch für Winterraps pro ha

### 6.2.2 Winterweizen

Beim Winterweizen war der Anteil vom Fungizid Chlorothalonil bei den Spritzfolgen ÖLNhoch und ÖLNmittel an der aquatischen Ökotoxizität mit 95 % und 96 % sehr hoch (Abbildung 26). Bei IPS ging die Hauptbelastung hingegen von den Fungiziden Difenoconazol (52 %) und Fludioxonil (29 %) aus, da Chlorothalonil dort nicht eingesetzt wurde.

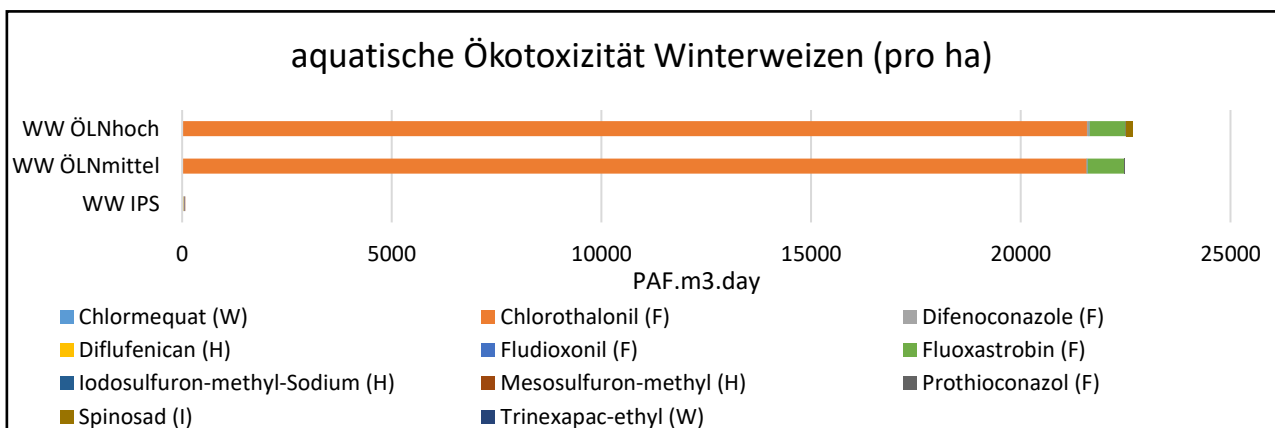


Abbildung 26: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (PAF.m3.day) bei Winterweizen für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS) pro ha.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität war der Anteil von Chlorothalonil mit 98 % und 99 % für die Spritzfolgen ÖLNhoch und ÖLNmittel noch höher als bei der aquatischen Ökotoxizität (Abbildung 27). Bei IPS waren wiederum die Fungizide Difenconazole (56 %) und Fludioxonil massgebend an der Belastung beteiligt, wenngleich der Anteil von Fludioxonil mit 42 % deutlich höher war als bei der aquatischen Ökotoxizität.

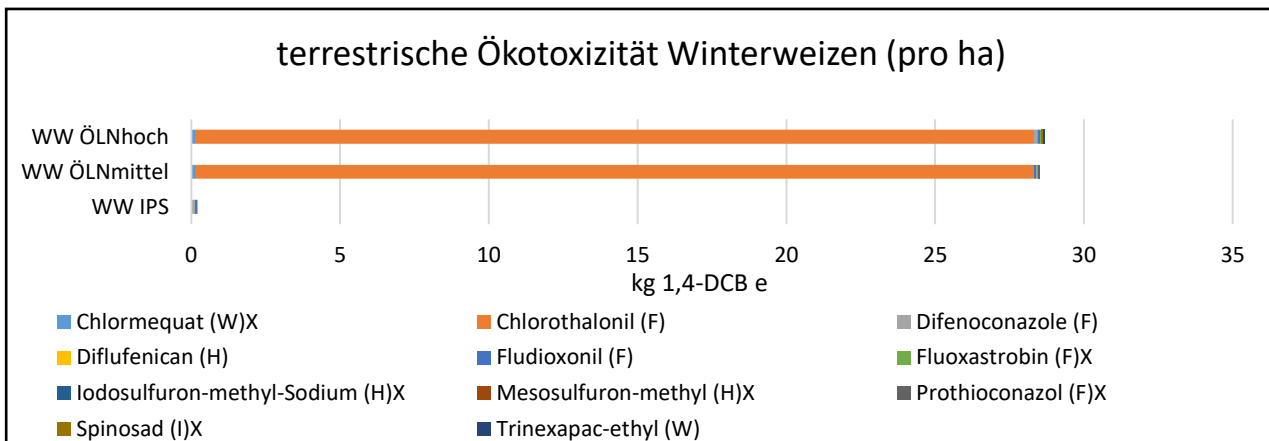


Abbildung 27: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (kg 1,4-DCB eq.) bei Winterweizen für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS) pro ha.

### 6.2.3 Karotten

Bei den Karotten waren für die aquatische Ökotoxizität mehrere WS massgeblich an der Belastung beteiligt (Abbildung 28). Bei ÖLNhoch ging die höchste Belastung vom Insektizid Lambda-Cyhalothrin und dem Herbizid Pendimethalin aus mit 40 % bzw. 27 %. Bei ÖLNmittel und IPS spielte neben Lambda-Cyhalothrin (21 % bzw. 22 %) und Pendimethalin (42 % bzw. 43 %) auch das Fungizid Mancozeb eine nennenswerte Rolle (jeweils 11 %). Bei IPS war zudem das Herbizid Aclonifen mit 12 % auch gut vertreten.

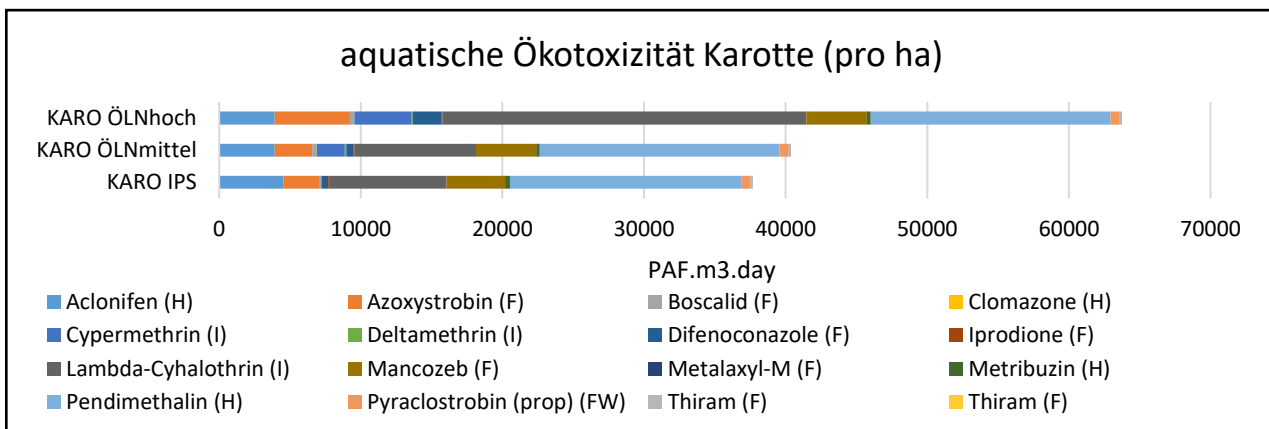


Abbildung 28: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (PAF.m3.day) bei Karotten für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS) pro ha.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität hingegen sah das Bild etwas anders aus (Abbildung 29). Bei allen drei Spritzfolgen dominierte Mancozeb die Ökotoxizität mit 57 % bei ÖLNhoch, 69 % bei ÖLNmittel und 66 % bei IPS, gefolgt vom Herbizid Metribuzin mit 11 % (ÖLNhoch), 10 % (ÖLNmittel) und 15 % (IPS). Bei IPS und ÖLNmittel war der WS Pendimethalin (10 %) weit weniger wichtig als bei der aquatischen Ökotoxizität. Auch der Anteil von Lambda-Cyhalothrin war für alle Spritzfolgen mit weniger als 5 % viel geringer als bei der aquatischen Ökotoxizität. Bei ÖLNhoch wies zudem das Fungizid Difenoconazol einen nennenswerten Anteil von 12 % auf.



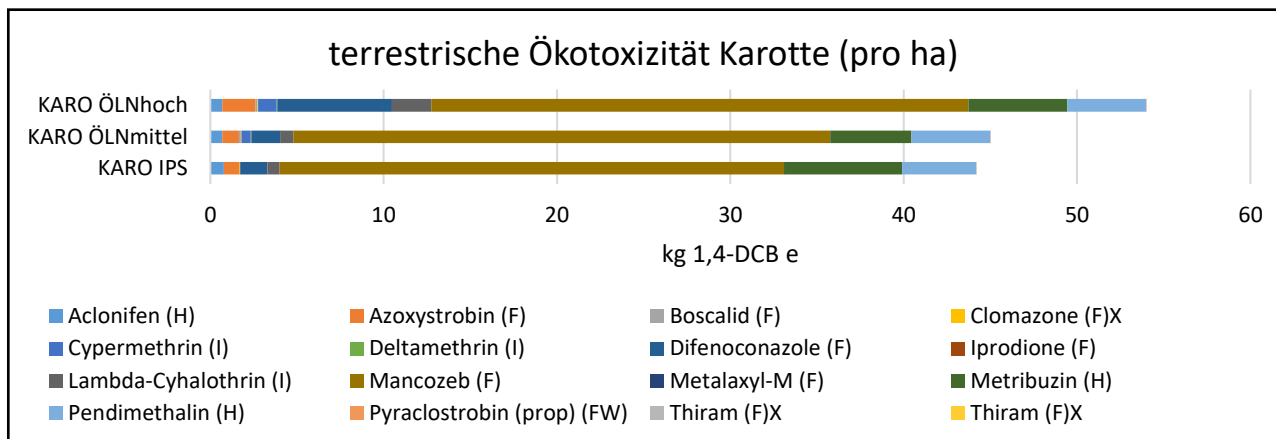


Abbildung 29: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (kg 1,4-DCB eq.) bei Karotten für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS) pro ha.

### 6.2.4 Kartoffeln

Bei den Kartoffeln wurde die aquatische Ökotoxizität bei allen drei Spritzfolgen vom Fungizid Mancozeb dominiert (Abbildung 30). Bei ÖLNhoch ist der Anteil mit 69 % am höchsten, gefolgt von IPS mit 46 % und ÖLNmittel mit 36 %. Bei IPS und ÖLNmittel waren zudem die WS Prosulfocarb (24 % bzw. 19 %) und Fluazinam (19 % bzw. 14 %) massgeblich an der gesamten aquatischen Ökotoxizität beteiligt. Das Herbizid Diquat, welches bei IPS nicht angewendet werden darf, zeigte bei ÖLNhoch und ÖLNmittel einen relativ grossen Einfluss mit 10 % bzw. 20 %.

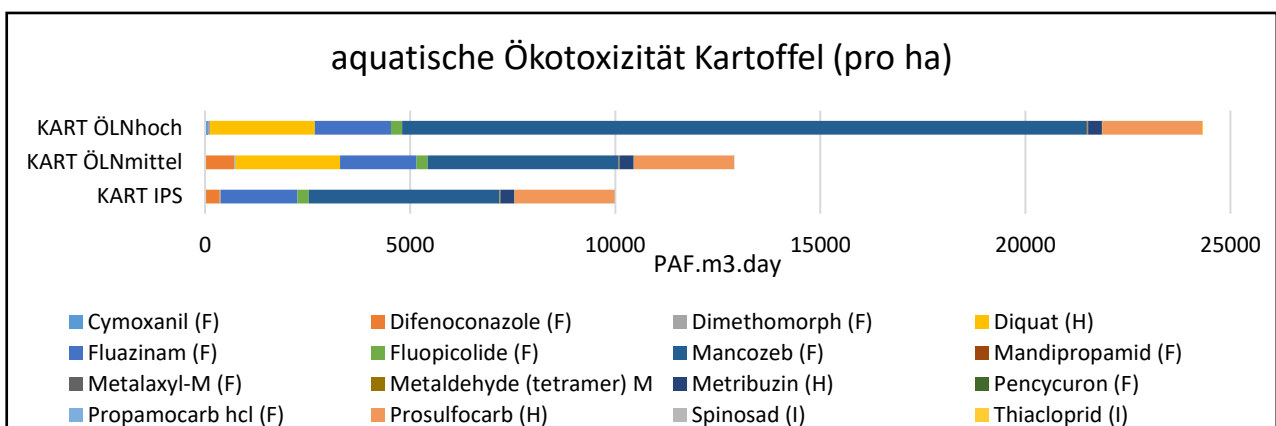


Abbildung 30: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (PAF.m3.day) bei Kartoffeln für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS) pro ha.

Auch bei der terrestrischen Ökotoxizität dominierte Mancozeb die Resultate aller drei Spritzfolgen, mit 81 % bei ÖLNhoch, 49 % bei ÖLNmittel und 50 % bei IPS (Abbildung 31). Zudem war auch bei der terrestrischen Ökotoxizität der Spritzfolgen ÖLNmittel und IPS die WS Prosulfocarb (13 % für beide) und Fluazinam (21 % bzw. 22 %) massgeblich an der Umweltwirkung beteiligt. Im Unterschied zur aquatischen war bei der terrestrischen Ökotoxizität zudem noch das Herbizid Metribuzin gut vertreten bei den Spritzfolgen ÖLNmittel (12 %) und IPS (12 %).

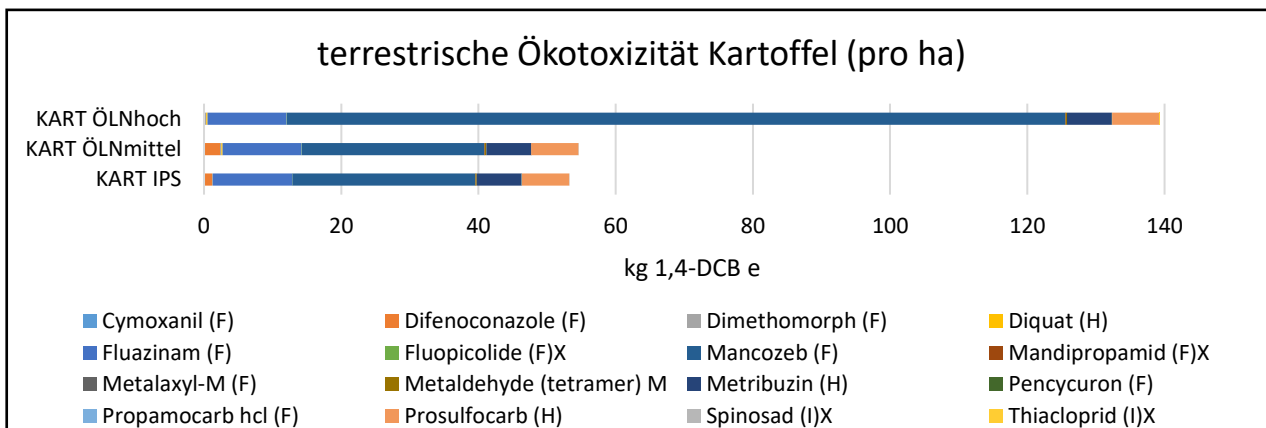


Abbildung 31: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (kg 1,4-DCB eq.) bei Kartoffeln für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS) pro ha.

### 6.2.5 Zuckerrüben

Bei der aquatischen Ökotoxizität der Zuckerrüben dominierte bei ÖLNhoch ganz klar der WS Chlorpyrifos mit 79 % (Abbildung 32). Auch Azoxystrobin wies mit 12 % einen relativ hohen Anteil am ÖLNhoch auf. Bei ÖLNmittel und IPS waren vor allem die WS Pyraclostrobin (44 % bzw. 45 %), Lenacil (16 % für beide), sowie Desmedipham (12 % bzw. 13 %) massgeblich an der Wirkung beteiligt.

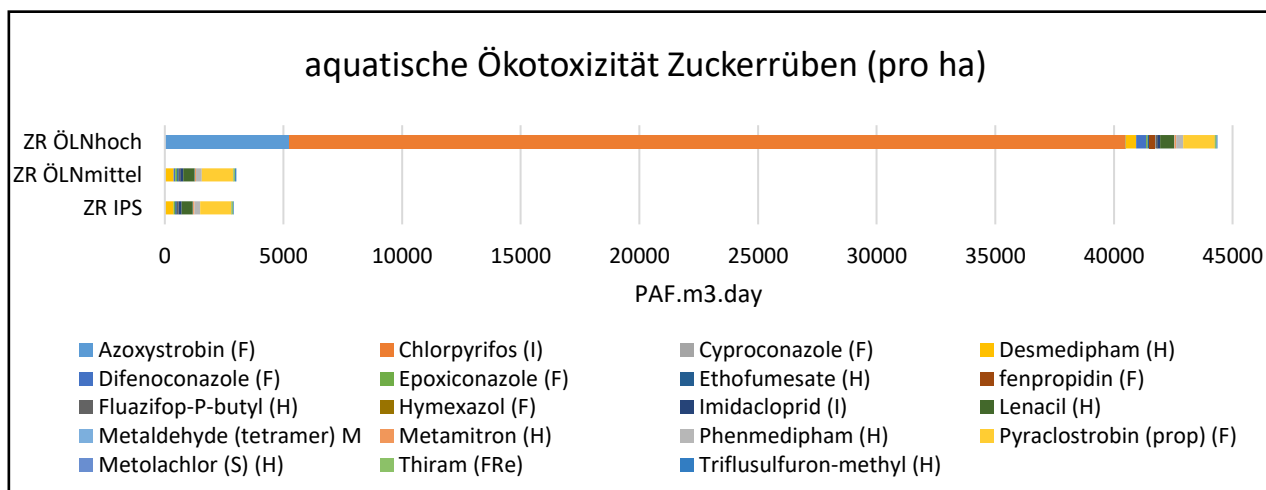


Abbildung 32: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (PAF.m3.day) bei Zuckerrüben für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS) pro ha.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität zeigten sich die gleichen Trends wie bei der aquatischen Ökotoxizität (Abbildung 33). ÖLNhoch wurde vom WS Chlorpyrifos dominiert (93 %), jedoch war der Einfluss von Azoxystrobin viel geringer (1 %). Bei ÖLNmittel und IPS war die WS-Verteilung ähnlich, wobei hier der WS Metamitron (24 % bzw. 34 %) dominierte, gefolgt von Epoxiconazol (21 % bzw. 20 %) und Fluazifop-P-butyl (14 % bzw. 13 %).

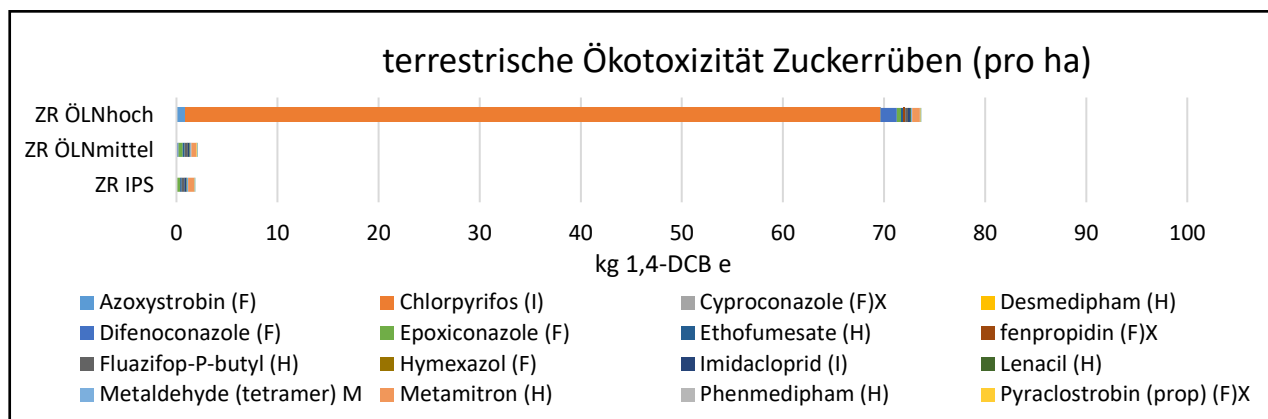


Abbildung 33: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der PSM (kg 1,4-DCB eq.) bei Zuckerrüben für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS) pro ha..

### 6.2.6 Zusatzspritzfolgen

Da in den analysierten ÖLN-Spritzfolgen nicht alle WS vorhanden waren, welche gemäss IPS-Richtlinien explizit verboten sind, wurden Zusatzspritzfolgen definiert und berechnet (siehe Anhang 10.7). Dabei wurden entweder zusätzliche PSM angewendet (z. B. Winterweizen, Kartoffeln) oder einzelne WS substituiert (z. B. Karotten, Zuckerrüben). Insgesamt wurden 11 Zusatzspritzfolgen berechnet. Die Resultate waren für die aquatische und terrestrische Ökotoxizität relativ ähnlich. Alle Zusatzspritzfolgen wiesen eine höhere aquatische und terrestrische Ökotoxizität auf als IPS, mit Ausnahme des Herbizids Diquat bei den Karotten mit geringeren Werten. Dabei muss berücksichtigt werden, dass in diesem Fall mehrere Herbizide im Voraufbau durch ein einziges ersetzt wurden. Bei der Verwendung von Kupfer in Zusatzspritzfolgen von Karotten und Kartoffeln gab es zudem gegenläufige Resultate für die aquatische und terrestrische Ökotoxizität: Bei der aquatischen Ökotoxizität waren die Effekte von Kupfer im Vergleich zu IPS sehr hoch, was durch aktuelle Forschungsergebnisse bestätigt wurde (Peña et al. 2018). Bei der terrestrischen Ökotoxizität wies die Zusatzspritzfolge mit Kupfer jedoch geringere Umweltwirkungen auf als IPS. Die Methode für die Bewertung von Schwermetallen bei der terrestrischen Ökotoxizität (ReCiPe) ist jedoch noch nicht ausgereift und kann noch nicht vorbehaltlos für eine flächendeckende Anwendung in der landwirtschaftlichen Ökobilanzierung empfohlen werden (siehe Kapitel 3.5.1).

## 6.3 Ökotoxizitätspotenzial der Pflanzenschutzmittel pro Kilogramm Produkt

Die funktionelle Einheit ist 1 kg Produkt, um dem Aspekt der Öko-Effizienz Rechnung zu tragen (siehe Kapitel 3.2). Dabei spielt der Ertrag in der Regel eine wichtige Rolle, weil bei einem geringen Ertrag pro Hektare die Umwelteffekte pro Kilogramm Produkt viel höher sind, da mehr Produktionsfaktoren benötigt werden. Bei der Produktion eines Lebensmittels sollten demnach benötigte Inputs möglichst effizient genutzt werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Erträge von IPS bei Winterweizen und Winterraps tiefer waren (17 % bzw. 11 %) als bei ÖLNmittel bzw. ÖLNhoch, während die Erträge für alle übrigen Anbauverfahren identisch waren. Somit sind im Vergleich zu den Resultaten pro Hektare (vgl. Abbildung 22 und Abbildung 23) v.a. bei Winterweizen und Winterraps Unterschiede zu erwarten.

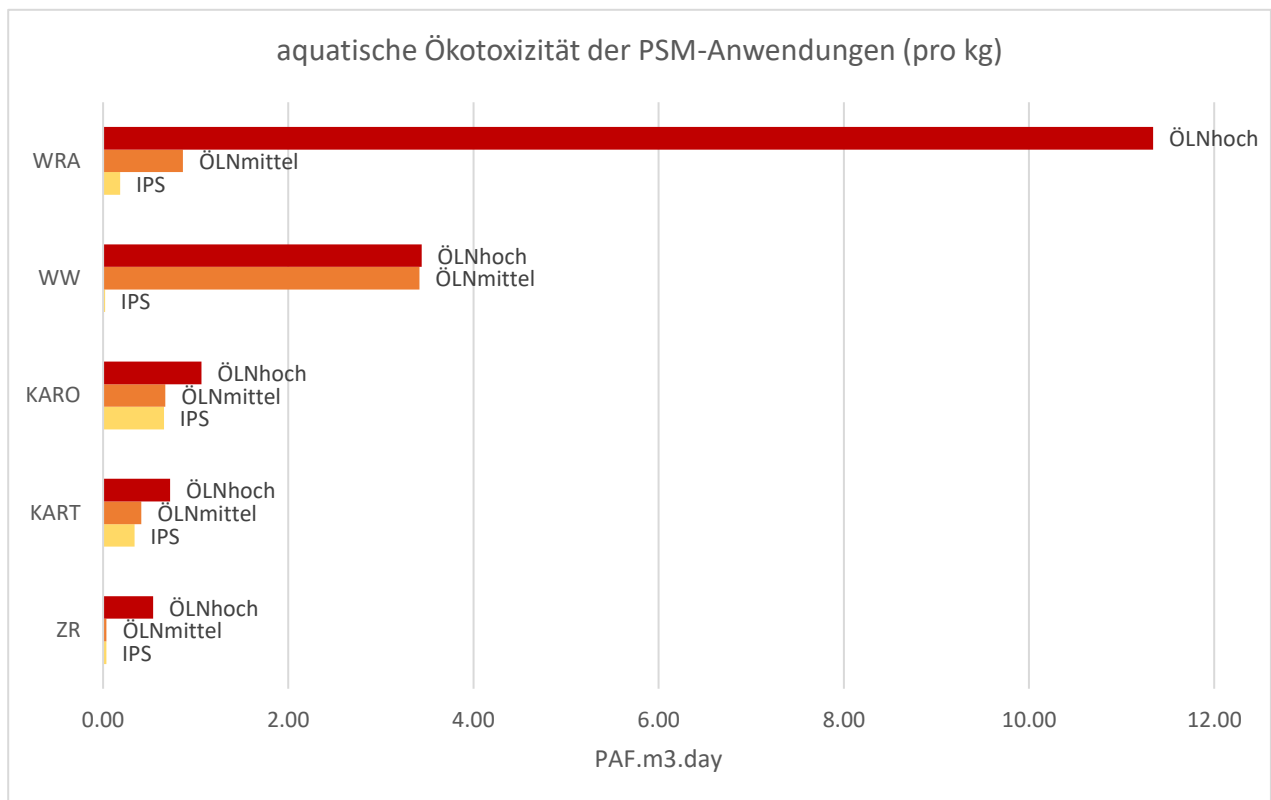


Abbildung 34: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial der Pflanzenschutzmittel pro kg Produkt absolut (PAF.m3.day) für alle Kulturen und Spritzfolgen.

Die ökotoxischen Wirkungen des PSM pro kg Produkt für die aquatische Ökotoxizität sind in Abbildung 34 ersichtlich. Bei Winterweizen war die aquatische Ökotoxizität von IPS im Verhältnis zu ÖLNmittel sehr klein (-99 %) und bei Winterweizen war der Unterschied mit -79 % auch gross. Bei den Kartoffeln machte IPS rund vier Fünftel von ÖLNmittel aus (-18 %). Bei den Zuckerrüben war der Unterschied mit -4 % sehr gering während bei den Karotten kein Unterschiede zu verzeichnen war, da die Spritzfolgen identisch sind.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität sehen die Resultate ähnlich aus (siehe Abbildung 35). Bei Winterweizen war IPS im Verhältnis zu ÖLNmittel sehr klein(-99 %). Bei Winterweizen war der Unterschied mit -33 % jedoch einiges kleiner. Nur geringe Unterschiede gibt es bei den Kulturen Zuckerrüben und Kartoffeln mit -12 % bzw. -2 %. Bei den Karotten war die terrestrische Ökotoxizität von IPS nicht geringer als bei ÖLNmittel.

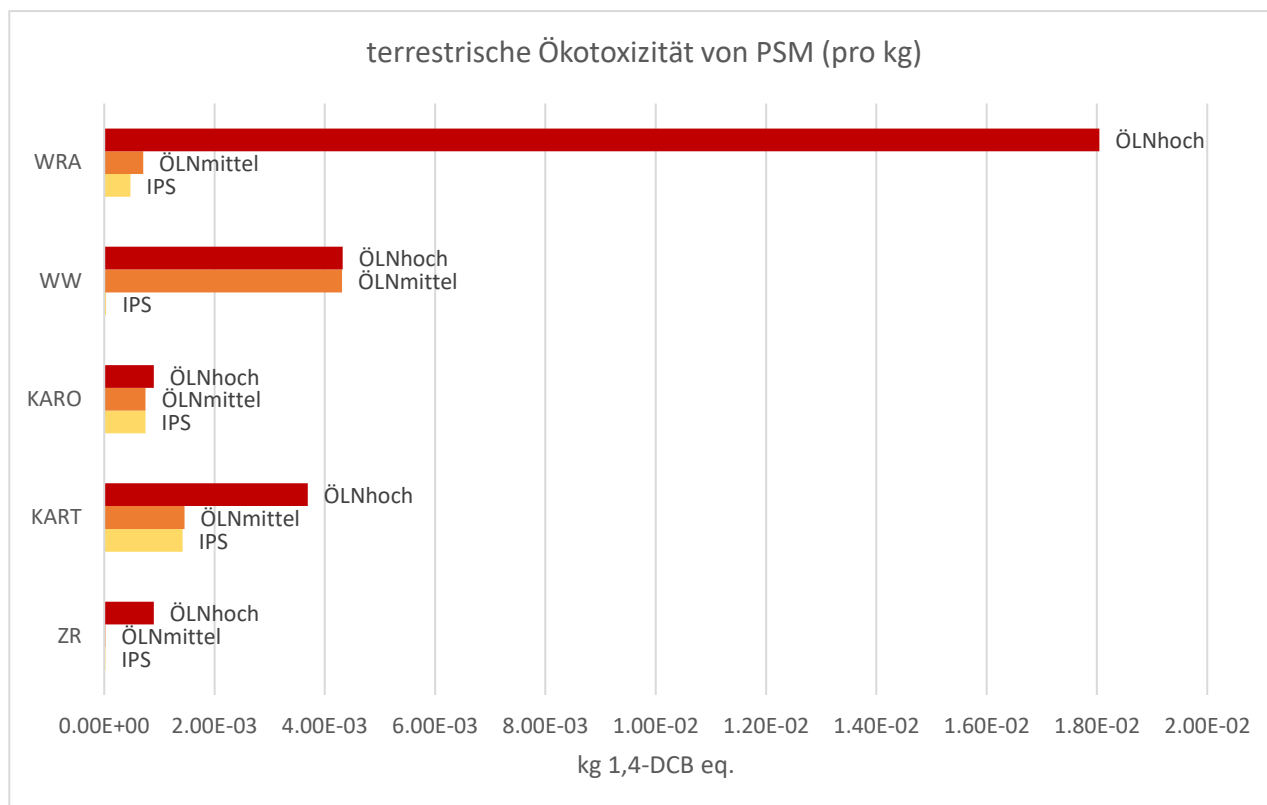


Abbildung 35: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der Pflanzenschutzmittel pro kg Produkt absolut (kg 1,4-DCB eq.) für alle Kulturen und Spritzfolgen.

Insgesamt unterschieden sich die Ökotoxizitätspotenziale der Pflanzenschutzmittel pro Kilogramm Produkt jedoch nicht massgeblich von den Resultaten pro Hektare (siehe Beginn Kapitel 6). Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Unterschiede zwischen den drei Spritzfolgen pro Kultur sehr gross waren, was die Applikation von PSM anbelangt, die Erträge hingegen vergleichsweise wenig oder gar nicht unterschiedlich. Zudem sind die Beiträge des Saatguts relativ gering. Somit führten allfällige höhere Umweltbelastungen pro Kilogramm Produkte bei IPS (aufgrund von geringeren Erträgen) nicht zu massgeblichen Erhöhungen der ökotoxischen Effekte. Dadurch blieb die Reihenfolge der Spritzfolgen bei (fast) allen Kulturen auch für die funktionelle Einheit (FE), '1 kg Produkt', gleich wie bei der Betrachtung pro Hektare.

## 6.4 Ökotoxizitätspotenzial aller Schadstoffe pro Kilogramm Produkt

Für das Ökotoxizitätspotenzial sind jedoch nicht nur die PSM massgeblich, sondern auch zahlreiche weitere Substanzen, wobei Schwermetalle oft einen hohen Beitrag leisten. Im Sinne einer holistischen Betrachtung gemäss Ökobilanzmethode sind sämtliche Schadstoffe zu berücksichtigen. Die Resultate für die aquatische Ökotoxizität zeigten, dass der Einfluss von anderen Emissionen (v.a. Schwermetalle) auf die aquatische Ökotoxizität sehr gross war (siehe Abbildung 36). In der Regel stammen Schwermetalle bei der landwirtschaftlichen Produktion vermehrt aus dem Maschinen- oder Düngereinsatz. Beispielhaft wurden die wichtigsten Schwermetalle bei der Spritzfolge ÖLNmittel der Karotten identifiziert: Kupfer, Eisen und das Leichtmetall Aluminium. Die Kupferemissionen entstehen wegen dem Hofdüngereinsatz, die Eisenemissionen kommen hauptsächlich aus der Energieherstellung und die Aluminiumemissionen stammen hauptsächlich aus der Maschineneinsatz (Maschinenherstellung).

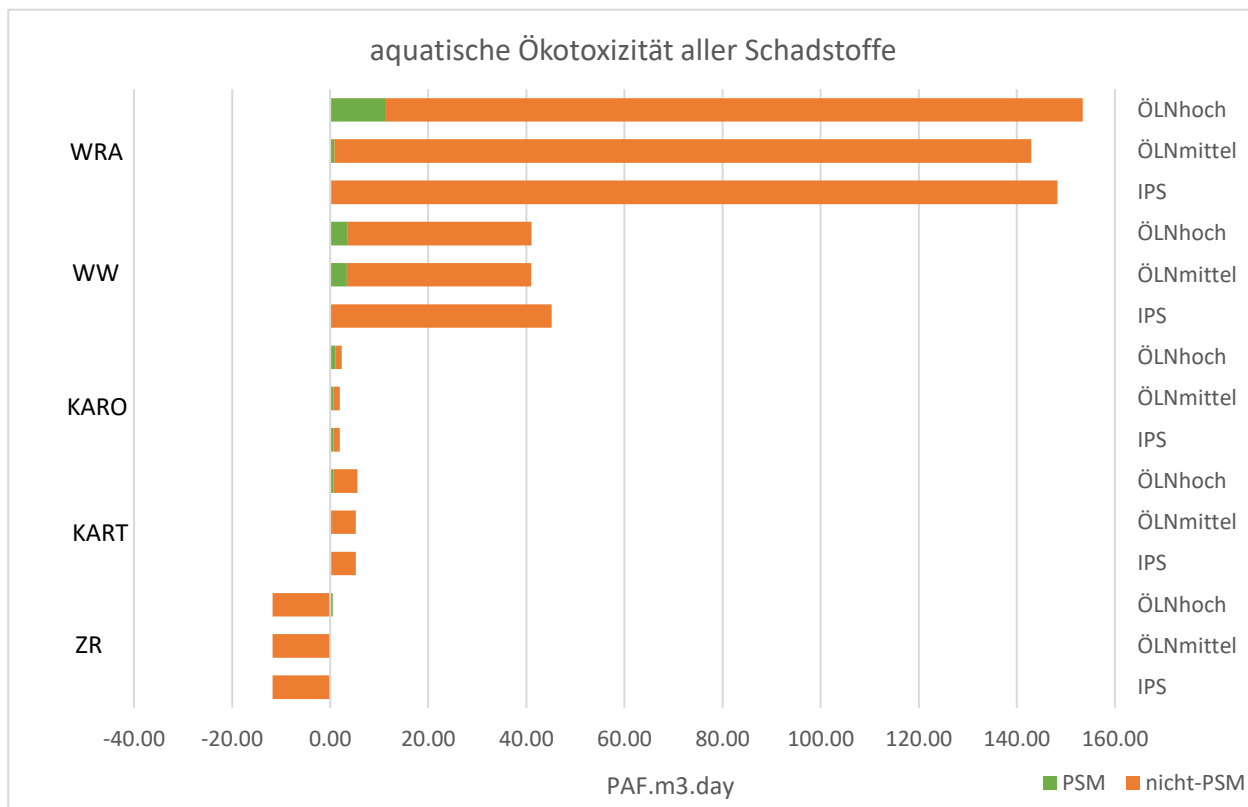


Abbildung 36: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial aller Schadstoffe (Pflanzenschutzmittel, Schwermetalle und andere Emissionen) pro kg Produkt absolut (PAF.m3.day) für die vollständige Ökobilanz für die fünf untersuchten Kulturen und die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS).

Am grössten war der Anteil der PSM an der gesamten Umweltwirkung bei den Karotten mit 42 % bei ÖLNhoch und 31 % bei ÖLNmittel und IPS. Bei den Kartoffeln machten PSM 13 % (ÖLNhoch), 8 % (ÖLNmittel) bzw. 7 % (IPS) der gesamten aquatischen Ökotoxizität aus. Beim Winterweizen und Winterrraps war der PSM-Anteil bei IPS sehr gering (0.05 % bzw. 0.13 %). Beim Winterweizen waren die Anteile von ÖLNhoch und ÖLNmittel mit 8 % genau gleich hoch, während beim Winterrraps der Anteil bei ÖLNhoch (7 %) deutlich höher war als bei ÖLNmittel (1 %).

Bei den Zuckerrüben war sogar eine negative Bilanz zu verzeichnen. Dies hat damit zu tun, dass mit der Ernte mehr Schwermetalle aus dem System (Systemgrenze Feld) entfernt werden, als in Form von Dünger oder PSM ins System eingespeist werden. Hier ist allerdings zu beachten, dass die durch die Ernte entzogenen Schwermetalle über verschiedene Pfade (Verarbeitung, Fütterung, etc.) wieder in die Umwelt zurückgelangen. Da diese nachgelagerten Prozesse hier jedoch nicht berücksichtigt wurden (Systemgrenze Feld), führte dies zu negativen Emissionen.

## 6.5 Weitere Umweltwirkungen

Zusätzlich zur Ökotoxizität wurden folgende ausgewählten Umweltwirkungen mittels SALCA analysiert: i) terrestrische Eutrophierung, ii) Treibhauspotenzial, iii) abiotischer Ressourcenbedarf und iv) nicht erneuerbarer Energiebedarf. Diese Resultate ermöglichten eine Beurteilung der ressourcen-, nährstoff- und schadstoffbezogenen Umweltwirkungen. Somit können auch Trade-offs zwischen den Umweltwirkungen aufgezeigt werden.

Die relativen Veränderungen der Umwelteffekte gegenüber dem Referenzszenario ÖLNmittel sind in Tabelle 15 ersichtlich. Für alle vier Kategorien zeigte sich, dass bei den Kulturen Kartoffeln; Karotten und Zuckerrüben die Umweltwirkungen von IPS fast gleich hoch (+/- 1 %) waren wie in ÖLNmittel.

Bei den Kulturen Winterraps und Winterweizen wies IPS jedoch höhere Umweltwirkungen auf als ÖLNmittel (+3 % bis +13 %). Dies hat hauptsächlich mit den geringeren Erträgen von IPS bei diesen beiden Kulturen zu tun was zu einem erhöhten Anteil an Produktionsmitteln pro Kilogramm Output führte. Die sehr ähnlichen Resultate für ÖLNmittel und ÖLNhoch in allen Kulturen waren auf die geringen Unterschiede dieser beiden Szenarien (abgesehen vom PSM-Einsatz) zurück zu führen.

Tabelle 15: Relative Veränderung der Umwelteffekte pro Kilogramm Produkt gegenüber dem Referenzszenario ÖLNmittel für: i) nicht-erneuerbarer Energiebedarf, ii) (abiotische) Ressourcen, iii) Treibhauspotenzial und iv) terrestrische Eutrophierung berechnet mittels SALCA für die fünf Kulturen Zuckerrüben (ZR), Kartoffeln (KART), Karotten (KARO), Winterweizen (WW) und Winterraps (WRA) und die drei Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS).

	ZR			KART		
	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch
nicht-erneuerbare Energiebedarf	100.0%	100.0%	100.0%	100.7%	100.0%	100.0%
(abiotische) Ressourcen	100.0%	100.0%	100.0%	100.4%	100.0%	100.0%
Treibhauspotenzial (IPCC: 100a)	100.0%	100.0%	100.0%	100.5%	100.0%	100.0%
terrestrische Eutrophierung	100.0%	100.0%	100.0%	100.1%	100.0%	100.0%
	KARO			WW		
	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch
nicht-erneuerbare Energiebedarf	99.0%	100.0%	100.0%	109.4%	100.0%	100.0%
(abiotische) Ressourcen	98.8%	100.0%	100.0%	108.0%	100.0%	100.0%
Treibhauspotenzial (IPCC: 100a)	99.3%	100.0%	100.0%	111.2%	100.0%	100.0%
terrestrische Eutrophierung	99.8%	100.0%	100.0%	113.7%	100.0%	100.0%
	WRA					
	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch			
nicht-erneuerbare Energiebedarf	102.6%	100.0%	100.0%			
(abiotische) Ressourcen	102.6%	100.0%	100.0%			
Treibhauspotenzial (IPCC: 100a)	102.9%	100.0%	100.0%			
terrestrische Eutrophierung	101.2%	100.0%	100.0%			

## 6.6 Diskussion

### 6.6.1 Reduktionspotenzial durch IPS-Richtlinien

Das Hauptziel dieser Studie war die Quantifizierung des Reduktionspotenzials für die Ökotoxizität durch die Anwendung der IPS-Richtlinien. Die Berechnungen des aquatischen und terrestrischen Ökotoxizitätspotenzials von PSM-Anwendungen gemäss IPS und ÖLN (pro ha und pro kg) haben gezeigt, dass die Umweltwirkungen bei Anwendung der IPS-Richtlinien immer geringer waren als bei den ÖLN-Spritzfolgen (pro Hektare siehe Kapitel 6.2 und pro Kilogramm Produkt siehe Kapitel 6.3-6.4).

Das Reduktionspotenzial von IPS gegenüber ÖLNmittel war allerdings für die fünf Kulturen sehr unterschiedlich. Bei der aquatischen Ökotoxizität von Karotten und Zuckerrüben war ein leicht negativer Trend zu verzeichnen (-2 % bzw. -4 %). Bei der terrestrischen Ökotoxizität waren bei den Karotten keine Unterschiede und bei den Kartoffeln kaum Unterschiede (-2 %) zu ÖLNmittel vorhanden, was auf die weitgehend identischen Spritzfolgen zurückzuführen ist. Bei den Zuckerrüben wurde bei IPS lediglich eine Fungizid-Behandlung weggelassen und bei den Karotten fallen zwei Insektizid-Behandlungen weg.

Bei den Zuckerrüben gab es im November 2017 eine Anpassung der IP-SUISSE Richtlinien (vgl. Ausgabe vom 17.11.2017 auf [www.ipsuisse.ch](http://www.ipsuisse.ch)). Daher sind die in dieser Studie angewendete Fungizid Pyraclostrobin und Epoxiconazole sowie das Herbizid Lenacil nicht mehr erlaubt. Diese Richtlinien-Anpassung stellt indes bereits eine Verbesserung dar, da Pyraclostrobin in dieser Studie der dominierende Wirkstoff (siehe dazu Tabelle 16, Seite 80) bei der aquatischen Ökotoxizität war.

Bei den Kartoffeln waren die Auswirkungen von IPS rund ein Fünftel geringer als bei ÖLNmittel. Grund dafür waren die unterschiedlichen Verfahren zur Beseitigung des Krautes kurz vor der Ernte: bei ÖLNmittel wurde das Abbrennmittel Reglone (WS: Diquat) verwendet, während bei IPS das Kraut mechanisch beseitigt wurde. Zudem wurde bei IPS eine Fungizid-Behandlung weniger durchgeführt als bei ÖLNmittel. Bei Winterraps und Winterweizen war das Reduktionspotenzial von IPS gegenüber ÖLNmittel am grössten (81 % bzw. 99 % tiefer bei IPS), weil bei IPS im Gegensatz zu ÖLN für beide Kulturen gemäss Extenso Anforderungen

angebaut wird. Gemäss Richtlinien ist dabei jeglicher Einsatz von Wachstumsregulatoren, Fungiziden und Insektiziden untersagt (IP-SUISSE 2015a, c).

Auch die Resultate der Zusatzspritzfolgen (Kapitel 6.2.6) bestätigen, dass der Anbau gemäss den IPS-Richtlinien in den meisten Fällen zu einer Reduktion des aquatischen und terrestrischen Ökotoxizitätspotenzials führt. Lediglich der Einsatz des Herbizides Diquat bei den Karotten wies eine geringere aquatische und terrestrische Ökotoxizität auf als IPS, obwohl dieser WS gemäss IPS-Richtlinien verboten ist. Dabei muss berücksichtigt werden, dass in diesem Fall mehrere Herbizide im Voraufbau durch ein einziges ersetzt wurden. Die terrestrische Ökotoxizität bei der Verwendung von Kupfer in den Zusatzspritzfolgen von Karotten und Kartoffeln war im Gegensatz zur aquatischen Ökotoxizität geringer als IPS. Die verwendete Methode für die Bewertung von Schwermetallen bei der terrestrischen Ökotoxizität (ReCiPe) ist jedoch noch nicht ausgereift und können noch nicht vorbehaltlos für eine breite Anwendung in der landwirtschaftlichen Ökobilanzierung empfohlen werden (siehe Kapitel 3.5.1).

### 6.6.2 Vergleich ÖLNmittel mit ÖLNhoch

Die aquatische Ökotoxizität von ÖLNhoch war bei allen Kulturen teils frappant höher als bei ÖLNmittel. Der Grund für diese unterschiedliche Ökotoxizität (z. B. ÖLNmittel um 93 % geringer als ÖLNhoch bei Zuckerrüben) war die höhere Anzahl von Interventionen verbunden mit zusätzlich angewandten Wirkstoffen bei ÖLNhoch im Vergleich zu ÖLNmittel. Einzig beim Winterweizen war kaum ein Unterschied feststellbar (<1 %), da sich die Spritzfolgen nur hinsichtlich WS unterscheiden, die das Ökotoxizitätspotenzial nur geringfügig erhöhen.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität war das Reduktionspotenzial relativ ähnlich wie bei der aquatischen Ökotoxizität. Für die Berechnung der terrestrischen Ökotoxizität mussten jedoch wegen fehlender Charakterisierungsfaktoren für gewisse Wirkstoffe Annäherungen verwendet werden. Bei fehlenden Charakterisierungsfaktoren (CF) wurde der Median aller vorhandener CF für PSM in ReCiPe verwendet. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurden für alle fünf Kulturen für die drei Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch drei Annäherungen verglichen: die 10. Perzentile, die 50. Perzentile und die 90. Perzentile der vorhandenen CF (siehe Anhang 10.1.2). Die Unterschiede zwischen den drei Berechnungen pro Kultur waren gering und das Verhältnis der Szenarien IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch zueinander blieb bei allen Kulturen weitgehend gleich. Daher kann die Abschätzung mit dieser Ausnahme als robust betrachtet werden.

### 6.6.3 Wichtigste Wirkstoffe für das Ökotoxizitätspotenzial

Ein weiteres Projektziel war die Ermittlung der wichtigsten PSM-Wirkstoffe, die zur Ökotoxizität bei einer Bewirtschaftung gemäss IPS-Richtlinien bzw. ÖLN-Standard beitragen. Hierfür wurde der Beitrag von unterschiedlichen WS zum aquatischen bzw. terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial pro Kultur aufgezeigt (siehe Kapitel 6.2.1-6.2.5). In der nachfolgenden Tabelle 16 sind die dominierenden WS für jede Kultur für die drei untersuchten Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS aufgeführt.

Tabelle 16: Dominierende Wirkstoffe und Anwendungsbereich (I = Insektizid, F = Fungizid, H = Herbizid) mit Angaben zum prozentualen Anteil am aquatischen und terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial der fünf Kulturen Winterweizen (WRA), Winterweizen (WW), Karotten (KARO), Kartoffeln (KART) und Zuckerrüben (ZR) für die drei Spritzfolgen ÖLNhoch, ÖLNmittel und IP-SUISSE (IPS).

Kultur	SF	Dominierende WS für die aquatische Ökotoxizität	Dominierende WS für die terrestrische Ökotoxizität
WRA	ÖLNhoch	Chlorpyrifos (I) (92 %)	Chlorpyrifos (I) (96 %)
	ÖLNmittel	Cypermethrin (I) (65 %)	Napropamid (H) (56 %)
	IPS	Thiram (F) (55 %)	Napropamid (H) (93 %)
WW	ÖLNhoch	Chlorothalonil (F) (95 %)	Chlorothalonil (F) (98 %)
	ÖLNmittel	Chlorothalonil (F) (96 %)	Chlorothalonil (F) (99 %)
	IPS	Difenoconazol (F) (52 %)	Difenoconazol (F) (56 %)
KARO	ÖLNhoch	Lambda-Cyhalothrin (I) (40 %)	Mancozeb (F) (57 %)
	ÖLNmittel	Pendimethalin (H) (42 %)	Mancozeb (F) (69 %)
	IPS	Pendimethalin (H) (43 %)	Mancozeb (F) (66 %)
KART	ÖLNhoch	Mancozeb (F) (69 %)	Mancozeb (F) (81 %)



Kultur	SF	Dominierende WS für die aquatische Ökotoxizität	Dominierende WS für die terrestrische Ökotoxizität
	ÖLNmittel	Mancozeb (F) (36 %)	Mancozeb (F) (49 %)
	IPS	Mancozeb (F) (46 %)	Mancozeb (F) (50 %)
ZR	ÖLNhoch	Chlorpyrifos (I) (79 %)	Chlorpyrifos (I) (93 %)
	ÖLNmittel	Pyraclostrobin (F) (44 %)	Metamitron (H) (24 %)
	IPS	Pyraclostrobin (F) (45 %)	Metamitron (H) (34 %)

Beim Winterraps lässt sich der Einfluss der IPS-Richtlinien auf die Ökotoxizität schön veranschaulichen: Da bei IPS keine Insektizide verwendet werden dürfen, fallen die beiden WS Chlorpyrifos und Cypermethrin weg, sodass sich die aquatische Ökotoxizität der IPS auf rund einen Fünftel (19 %) von ÖLNmittel reduzieren lässt. Chlorpyrifos wurde auch bei den Zuckerrüben eingesetzt und dominierte auch dort die Ökotoxizität von ÖLNhoch, wurde jedoch bei ÖLNmittel und IPS nicht eingesetzt. Cypermethrin und Chlorpyrifos gelten als sehr potente WS mit einer hohen Toxizität, welche bereits in einer kleinen Dossierung grosse Effekte zeigen können (Lewis et al. 2016). Daher gibt es für Chlorpyrifos und Cypermethrin Abstandsauflagen (50m bzw. 100m Pufferzone), welche in der PSM-Zulassung verhängt wurden (BLW 2016b). Auch für Lamda-Cyhalothrin (20 m), Pyraclostrobin (20 m) und Difenconazol (50 m) müssen Abstandsauflagen erfüllen, was auf höhere Risiken dieser WS hinweist.

#### 6.6.4 Ökotoxizitätspotenzial aller Schadstoffe pro Kilogramm Produkt

Die Ergebnisse der vollständigen Ökobilanz pro Kilogramm Produkt in Kapitel 6.4 haben gezeigt, dass die Schwermetalle einen hohen Beitrag zum aquatischen Ökotoxizitätspotenzial leisten. Dies ist auf die Persistenz von Schermetallen und deren Akkumulation in der Umwelt zurück zu führen. Daher können Schwermetalle auch in ferner Zukunft noch einen negativen Einfluss auf die Umwelt haben, während Pestizide meist über wenige Wochen oder Monate weitgehend abgebaut werden. Zudem liegt der Fokus von USEtox 2.02 auf chronischen und langfristigen Effekten und weniger auf akuten und kurzfristigen Wirkungen, weshalb Schwermetalle und andere persistente Stoffe eine hohe Wirkung aufweisen (Saouter et al. 2017a). Die Schwermetalle stammten vorwiegend aus dem Dünger- und Maschinen-Einsatz, sowie der Spritzfolge selbst (Kupfer wird als Fungizid verwendet). Diese hohe Relevanz der Schwermetalle wurde durch die Resultate der Umweltrisikoaanalyse nicht bestätigt. Grund dafür ist mitunter, dass in der Risikoanalyse nur Schwermetalle berücksichtigt werden, die in der Spritzfolge verwendet werden (z. B. Kupfer), nicht jedoch Schadstoffe, welche bei der Verbrennung von Diesel entstehen oder über Hofdünger auf das Feld geraten. Die Rolle der Schwermetalle wird in der Gesamtsynthese vertieft diskutiert (siehe Kapitel 7.4).

Die Resultate weisen darauf hin, dass Schwermetalle in zukünftigen Studien zwingend miteinbezogen werden müssten, was auch methodische Arbeiten mit sich zieht. Beim verwendeten Verlagerungsmodell SALCA-Schwermetall (Freiermuth 2006) gibt es noch Entwicklungsbedarf bezüglich der Schwermetallgehalte von Inputs und der Modellierung von Prozessen (z.B. Entzug und Auswaschung von Schwermetallen in Funktion des Schwermetall-Gehalts im Boden, Spezierung und Bioverfügbarkeit der Schwermetalle). Solche methodischen Weiterentwicklungen sind sehr zeitintensiv und hätten den Rahmen dieser Studie gesprengt. Der Fokus dieser Studie lag bei der Bewertung der PSM-Anwendungen, wo auch methodische Weiterentwicklungen vorgenommen wurden.

## 7 Gesamtdiskussion

Die Gesamtsynthese der Resultate der beiden Bewertungsansätze (Ökobilanz und Risikobewertung) geht auf folgende Fragen ein: Wo liegen die Gemeinsamkeiten und Unterschiede, die es beim Vergleich zu berücksichtigen gilt (Kapitel 7.1)? Was sind die relativen Veränderungen von IPS und ÖLNhoch gegenüber ÖLNmittel und welche Wirkstoffe dominieren (Kapitel 7.2)? Welche Faktoren haben einen grossen Einfluss auf die vorgestellten Resultate (Kapitel 7.3)? Wie lassen sich die Resultate dieser Studie im aktuellen Forschungskontext einordnen (Kapitel 7.4)? Welcher Forschungsbedarf besteht für die verwendeten Methoden (Kapitel 7.5)?

### 7.1 Vergleich der beiden Bewertungsansätze

Um die Resultate zu interpretieren, ist es wichtig, die Unterschiede und Gemeinsamkeiten der beiden Bewertungsansätze sowie deren methodische Limitierungen zu verstehen.

#### 7.1.1 Gemeinsamkeiten

Zwischen den beiden Bewertungsansätzen gibt es grössere methodische Überlappungen. Die Datengrundlage für die beiden Methoden ist sehr ähnlich: beide benötigen physikalische Eingabeparameter (Klimadaten, Bodendaten), sowie Angaben zu chemischen Eigenschaften der Wirkstoffe (Abbaubarkeit, Löslichkeit, Dampfdruck etc.) und ökotoxikologische Endpunkte ( $EC_{50}$ ,  $LC_{50}$  oder NOEC). Die Hauptdatenquelle für Risikobewertung mit SYNOPSIS und Ökobilanzierung (PestLCI Konsensus-Modell und USEtox) ist die Pesticide Property Database (PPDB; siehe Lewis et al. (2016)). Bezüglich der Applikation von Wirkstoffen unterscheiden sowohl PestLCI Konsensus-Modell wie auch SYNOPSIS zwischen Spritzmittelapplikationen und Beizmitteln. Beide Methoden (PestLCI Konsensus-Modell und SYNOPSIS) berücksichtigen eventuelle Abdrift-Reduktionsmassnahmen, wobei diese auf unterschiedliche Modelle zurückgreifen. Auch die Deposition von Emissionen via Wind-Drift, sowie Abtransporte via Drainage und die Angabe der Interzeption hinsichtlich der Verteilung auf der Pflanze und dem Boden sind Bestandteil beider Methoden. Bei beiden Methoden (SYNOPSIS und PestLCI Konsensus-Modell) liegt für die Quantifizierung der Deposition in Oberflächengewässern ein stehendes Gewässer von 1 m Breite zugrunde. Sowohl SYNOPSIS als auch USEtox berücksichtigen zudem die Erosion und die ökotoxikologischen Effekte auf Gewässerorganismen basierend auf dem  $EC_{50}$ .

#### 7.1.2 Unterschiede

Die verwendeten Bewertungsmethoden Ökobilanz und Risikobewertung wurden für unterschiedliche Verwendungszwecke und Zielsetzungen entwickelt. Die Risikobeurteilung wird eingesetzt, um die potenziellen negativen Effekte eines Stoffes oder einer Spritzfolge auf die Umwelt zu evaluieren, wobei ein realistischer *worst case* betrachtet wird. Beispielsweise wurde immer das *maximal auftretende Risiko* einer Spritzfolge betrachtet, da eine einmalige Spitzenkonzentration einen Effekt auf das Ökosystem haben kann. Die Ökobilanzierung hingegen wird eingesetzt, um unterschiedliche Produkte und Produktionssysteme zu vergleichen, indem die Umweltbelastung über den Lebenszyklus des Produktes gesehen ermittelt wird. Dazu wird die *durchschnittliche* Belastung eines Produktes berechnet (ECETOC 2016). Basierend auf diesen unterschiedlichen Rahmenbedingungen sind unweigerlich Unterschiede bei den Resultaten zu erwarten. Für die Ermittlung der Umweltauswirkungen einer Spritzfolge berechnet die Ökobilanzierung die Effekte einzelner Wirkstoffe getrennt und summiert sie dann auf. In der Risikobewertung wird das additive Risiko aller Wirkstoffe betrachtet, welche gleichzeitig in einem Umweltkompartiment auftreten (mit einer zeitlichen Auflösung von einem Tag). Die Risiken von zeitlich versetzten Anwendungen werden somit nicht aufsummiert, ausser es handelt sich um persistente Wirkstoffe. In der Risikobewertung dominieren daher meist einige wenige Wirkstoffe das Risiko, sodass ein Wegfallen oder Hinzufügen von Wirkstoffen nicht zwingend eine Änderung des Resultats zur Folge hat. Auch in der Ökobilanzierung dominieren meist wenige Wirkstoffe die Ökotoxizität, was auch diese Studie bestätigt. Jedoch reagiert die Ökobilanzierung empfindlicher auf Veränderungen in der Spritzfolgen als die Risikobewertung, da diese nur auf Veränderungen jener Wirkstoffe reagiert, welche das maximal auftretende Risiko verursachen und nicht auf

alle, wie in der Ökobilanz. Dies ist beim Risiko für Gewässer bei den Kulturen Winterweizen und Kartoffeln, sowie beim Risiko für Bodenorganismen beim Winterraps und den Zuckerrüben der Fall (vgl. Tabelle 18).

Weitere wichtige methodische Unterschiede zwischen den Bewertungsmethoden betreffen die Modellierung der Verteilung von Wirkstoffen in der Umwelt. Die Ökobilanz berechnet die initiale Verteilung von PSM im PestLCI Konsensus-Modell, während USEtox die langfristige Verteilung (> 1 Tag) modelliert. Während das PestLCI Konsensus-Modell lokale Gegebenheiten (Bodentyp, Klimatyp, Jahreszeit etc.) für die Berechnungen berücksichtigt, ist in USEtox nur eine Modellierung auf kontinentaler und globaler Ebene möglich. Die zeitliche Systemgrenze von einem Tag im PestLCI Konsensus-Modell führt dazu, dass Prozesse, die von einem Regenereignissen abhängen, wie die Abschwemmung, Abfluss durch Makroporen und der Einfluss von Drainagen nicht im PestLCI Konsensus-Modell mit lokalen Gegebenheiten modelliert werden, sondern in USEtox auf kontinentaler Ebene. Die Risikobewertung modelliert die Emission von Wirkstoffen in lokale, dem Feld angrenzende Umweltkompartimente (z.B. ein 1 m breites Feldrand-Gewässer). Die zeitliche Systemgrenze bei SYNOPSIS ist die ganze Anbausaison der Kultur und es werden unterschiedliche Umweltszenarien, welche auf Schweizer Verhältnisse angepasst wurden, berechnet. Die beiden Modelle unterscheiden sich auch bezüglich der berücksichtigten Prozesse (z. B. Makroporenabfluss im PestLCI Konsensus-Modell vorhanden, in SYNOPSIS nicht), getroffenen Annahmen (z. B. PestLCI Konsensus-Modell nur für Windgeschwindigkeiten von 4.5 m/s validiert, SYNOPSIS hat keine Einschränkung) und der Art der Modellierung (PestLCI Konsensus-Modell basiert auf Massenbilanz, SYNOPSIS nicht).

Auch bezüglich der ökotoxikologischen Beurteilung von Wirkstoffen gibt es grosse Unterschiede zwischen USEtox und SYNOPSIS. In USEtox wird der ökotoxikologische Effekt in CTUe gemessen und ist eine Schätzung des potenziell betroffenen Anteil Arten (PAF = *potentially affected fraction of species*) integriert über die Zeit und Volumen pro Masse des applizierten Wirkstoffs [PAF m<sup>3</sup> day kg<sup>-1</sup>]. Die Berechnung basiert auf dem geometrischen Mittel von experimentellen EC<sub>50</sub> Daten von einzelnen Spezies (z. B. Fische, Invertebraten, Mollusken, etc.). In SYNOPSIS wird der jeweils tiefste Endpunkt für jede Organismengruppe verwendet, und danach jeweils die Risiken der empfindlichsten Organismengruppe betrachtet. D.h. SYNOPSIS verwendet faktisch den tiefsten gemessenen Endpunkt, bei USEtox das berechnete geometrische Mittel aller Endpunkte. In SYNOPSIS ist somit noch eine Betrachtung der Risiken für einzelne Organismen möglich, in Ökobilanzen nicht.

Ökobilanzen bewerten den Einfluss auf die Ökotoxikologie mit Methoden (aquatische Ökotoxizität = PAF.m<sup>3</sup>.day / terrestrische Ökotoxizität = kg 1,4-DCB Äquivalente), welche möglichst alle Emissionen (auch nicht-landwirtschaftlichen) entlang der Produktionskette berücksichtigt. SYNOPSIS hingegen bewertet spezifisch nur den Einfluss von PSM auf die Organismen in den verschiedenen Umweltkompartimenten. Für die Berechnung einer vollständigen Ökobilanz werden noch zusätzliche Informationen zum Anbau der Kulturen (z. B. Dünger- und Maschineneinsatz oder Ertrag) benötigt, welche für SYNOPSIS nicht relevant sind. Zur vollständigen Ökobilanz gehört auch die Saatgutproduktion, wo auch PSM eingesetzt werden. Die Risikobewertung berücksichtigt jedoch nur den Feldbau inklusive Saatbeizmittel, nicht jedoch die Saatgutproduktion. Eine Ökobilanz berücksichtigt auch andere Schadstoffe als PSM sowie eine Vielzahl an Umweltwirkungen (z. B. Eutrophierung, Treibhauspotenzial etc.). Die Berechnungen einer Ökobilanz beziehen sich zudem immer auf eine funktionelle Einheit (meist 1 kg Produkt), während sich die Risikoanalyse mit SYNOPSIS auf eine ganze Spritzfolge bezieht, ohne Betrachtung der erzielten Erträge.

### 7.1.3 Methodische Limitierungen und Vergleichbarkeit

Beide Methoden berücksichtigen Risiken von chemischen Abbauprodukten der Wirkstoffe (Metaboliten) nicht. Zudem enthalten die verwendeten Modelle (USEtox, ReCiPe, SYNOPSIS) keine ökotoxikologische Bewertung für gewisse Organismengruppen wie Vögel, Säugetiere oder Nichtzielpflanzen. Der Aspekt der menschlichen Gesundheit (Anwender, Konsument, etc.) kann mit SYNOPSIS nicht berücksichtigt werden, weshalb dieser Aspekt in dieser Studie nicht untersucht wurde. USEtox kann hingegen toxikologische Effekte auf Menschen basierend auf unterschiedlichen Expositionsrouten (z.B. Innenraumbelastung, Stadtluft) berechnen; in dieser Studie blieben diese Wirkungskategorien ausser Betracht. Einträge ins Grundwasser können zwar sowohl in SYNOPSIS wie auch im PestLCI Konsensus-Modell berechnet werden, aber eine Bewertung der Einträge ist derzeit weder in SYNOPSIS noch in USEtox möglich.

### 7.1.4 Fazit: Vergleichbarkeit der Methoden

Basierend auf den diskutierten Unterschieden und Gemeinsamkeiten der verwendeten Ökobilanz-Methoden und Risikoanalyse-Methode, lässt sich eine teilweise Vergleichbarkeit der beiden Ansätze ableiten. Die beiden verwendeten Bewertungsansätze erfüllen unterschiedliche Zielsetzungen und basieren teilweise auch auf unterschiedlichen Modellannahmen. Die Methoden können einander nicht ersetzen, bringen jedoch bei einer Kombination entscheidende Vorteile mit sich (siehe Kapitel 8).

## 7.2 Synthese der Resultate

Nachfolgend ist eine Übersicht der relativen Veränderung der Risiken und Umweltwirkungen von IPS und ÖLNhoch gegenüber dem Referenzszenario ÖLNmittel für die Methoden Ökobilanzierung (ÖB) und Risikobewertung (RB) aufgeführt (Tabelle 17). Während bei der ÖB je eine Berechnung der aquatischen und terrestrischen Ökotoxizitätspotenziale erfolgte, wurden bei der RB die zwei terrestrischen Umweltkompartimente Saumbiotop und Boden getrennt betrachtet. Im Folgenden stehen daher die Resultate der aquatischen Ökotoxizität (ÖB) jenen vom Gewässer (RB) gegenüber bzw. die Resultate der terrestrischen Ökotoxizität (ÖB) denjenigen von Boden und Saumbiotop (RB).

Tabelle 17: Relative Veränderung der Risiken von IPS und ÖLNhoch gegenüber ÖLNmittel (Referenz) für die fünf untersuchten Kulturen für die Bewertung mittels Ökobilanzierung (ÖB) und Risikobewertung (RB). Dunkelgrün = stark reduzierte Effekte (weniger als halb so gross: <50%); hellgrün: leicht reduzierte Effekte (50%- 90%); dunkelrot: stark erhöhte Effekte (mehr als doppelt so gross: >200%); orange: leicht erhöhte Effekte (111% - 200%)

	WRA			WW			KARO			KART			ZR			
	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	IPS	ÖLNmittel	ÖLNhoch	
ÖB	Gewässer	25%	100%	406%	100%	100%	100%	100%	135%	100%	100%	100%	100%	100%	165%	
	Boden	100%	100%	100%	88%	100%	100%	100%	188%	82%	100%	101%	100%	100%	100%	
	Saum	0%	100%	100%	2%	100%	1678%	1%	100%	147%	24%	100%	100%	100%	114%	
	Risiko total	1%	100%	108%	98%	100%	120%	15%	100%	145%	96%	100%	100%	100%	162%	
RB	Gewässer	20%	100%	1314%	0%	100%	101%	98%	100%	158%	77%	100%	188%	97%	100%	1475%
	Boden	67%	100%	2554%	1%	100%	101%	99%	100%	120%	97%	100%	255%	90%	100%	3573%

Für das aquatische Ökosystem zeigte die ÖB insgesamt deutlichere Unterschiede zwischen IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch als die Risikobewertung. Ein ähnliches Gesamtbild ergab sich bei den Kulturen Winterrraps und Karotten. Bei den Zuckerrüben war der Unterschied zwischen ÖLNhoch und ÖLNmittel ausgeprägter bei der Ökobilanz als bei der RB. Bei Winterweizen und Kartoffeln waren in der RB keine Unterschiede in den drei Spritzfolgen ersichtlich, bei der ÖB unterschieden sie sich zum Teil erheblich.

Im terrestrischen Ökosystem waren die Unterschiede zwischen den Spritzfolgen bei der RB im Saumbiotop teilweise deutlicher als bei der Ökobilanzierung (z.B. Winterrraps, Karotten und Kartoffeln). Bei anderen Kulturen war es genau umgekehrt. Die Unterschiede zwischen den Spritzfolgen waren im Boden (RB) am wenigsten ausgeprägt.

Bei Winterrraps stieg das Risiko bzw. die Ökotoxizität im Gewässer für ÖLNhoch im Vergleich zu ÖLNmittel für beide Methoden an. Bei den Effekten auf Bodenorgansimen war die Ökotoxizität von ÖLNhoch nur in der ÖB höher, während das Risiko in der RB nicht anstieg. Der Grund dafür war, dass in der RB im Saumbiotop das Insektizid Cypermethrin und im Boden das Herbizid Napropamid dominierten; beide Wirkstoffe werden auch bei ÖLNmittel eingesetzt. Bei der ÖB dominierte bei ÖLNhoch jedoch das Insektizid Chlorpyrifos, das bei ÖLNmittel nicht eingesetzt wurde.

Beim Winterweizen waren die terrestrische Ökotoxizität (ÖB) sowie das terrestrische Risiko (RB) von IPS tiefer als bei ÖLNmittel. Beim Risiko im Gewässer (RB) gab es zwischen IPS und ÖLNmittel nur marginale Unterschiede, während es bei der aquatischen Ökotoxizität (ÖB) sehr grosse gab. In der RB wurden die dominierenden Herbizide in allen drei Spritzfolgen eingesetzt, sodass kein Unterschied im Risiko auf Gewässer feststellbar war. In der ÖB dominierten unterschiedliche Wirkstoffe: bei ÖLNmittel war es das Fungizid Chlorothalonil und bei IPS das Beizmittel Difenconazol. Das Risiko für das Saumbiotop (RB) nahm für ÖLNhoch stark zu. Dies lässt sich durch den Einsatz des Insektizids Spinosad erklären, welches bei der ÖB kaum ins Gewicht fiel.

Bei den Karotten waren zwischen IPS und ÖLNmittel mit beiden Methoden nur marginale Unterschiede feststellbar. Dies galt jedoch nicht für das Risiko im Saumbiotop (RB), wo IPS ein viel geringeres Risiko

aufwies, was auf das Herbizid Diquat zurückzuführen war. ÖLNhoch führte bei beiden Methoden zu einer Erhöhung der Effekte auf Gewässer- und Bodenorganismen.

Bei der Kartoffel waren die Effekte auf Bodenorganismen bei IPS für beide Methoden leicht reduziert (RB) oder gleich (ÖB) wie bei ÖLNmittel. Nur das Risiko für das Saumbiotop in der RB war einiges geringer bei IPS, da dort im Gegensatz zu den ÖLN-Spritzfolgen kein Diquat eingesetzt wurde. Bei den Effekten auf Gewässerorganismen waren auch Unterschiede zwischen den beiden Methoden zu verzeichnen. In der RB gab es kaum Veränderungen beim Risiko für Gewässerorganismen, weil die dominierenden Herbizide in allen drei Spritzfolgen die gleichen waren. Die aquatische Ökotoxizität (ÖB) war jedoch leicht reduziert bei IPS im Verhältnis zu ÖLNmittel. Bei der aquatischen und terrestrischen Ökotoxizität war die Belastung von ÖLNhoch bei den Kartoffeln um einiges grösser als bei ÖLNmittel, wegen des um einen Faktor drei vermehrten Einsatzes des Fungizids Mancozeb. Bei der RB waren die Unterschiede nur marginal, da die dominierenden Wirkstoffe in beiden Spritzfolgen vorkamen.

Bei den Zuckerrüben waren die Resultate beider Methoden ähnlich. Bei IPS waren nur kleine Reduktionen der Ökotoxizität bzw. des Risiko feststellbar im Vergleich zu ÖLNmittel. Bei ÖLNhoch stiegen die Effekte auf Boden- und Gewässerorganismen deutlich für beide Methoden. Lediglich beim Risiko für den Boden (RB) war kein Unterschied zu verzeichnen, da das dominierende Insektizid Imidacloprid in allen drei Spritzfolgen als Saatbeizmittel vorkam. Imidacloprid ist jedoch in der neuen IP-SUISSE Richtlinie für den Zuckerrübenanbau nicht mehr erlaubt, genauso wie Lenacil (Herbizid), welches die aquatische Ökotoxizität (ÖB) dominierte.

### 7.2.1 Wichtigste Wirkstoffe bei der aquatischen Ökotoxizität

Das Risiko im Gewässer wurde in der RB hauptsächlich durch Herbizide dominiert, ausser bei der Kultur Winterraps zeigten die Insektizide ein grösseres Risiko auf die Gewässerorganismen. Bei der ÖB waren hauptsächlich Insektizide oder Fungizide die dominierenden Wirkstoffe für die aquatische Ökotoxizität. Einzig für die ÖLNmittel- und IPS-Spritzfolge der Kultur Karotten dominierte ein Herbizid das Risiko (Pendimethalin, Tabelle 16).

### 7.2.2 Wichtigste Wirkstoffe bei der terrestrischen Ökotoxizität

Der Vergleich der dominierenden Wirkstoffe zwischen ÖB und RB war in den terrestrischen Systemen schwieriger, da in der RB zwei Umweltkompartimente (Boden und Saum) ausgeschieden werden. Nichtsdestotrotz wurden bei beiden Methoden die terrestrischen Systemen von IPS und ÖLNmittel zu einem grossen Teil von den gleichen Wirkstoffen dominiert: beim Winterraps war es das Herbizid Napropamid und beim Winterweizen das Fungizid Chlorothalonil. Bei den anderen Spritzfolgen und Kulturen dominierten in der RB und der ÖB jeweils andere Wirkstoffe die terrestrischen Effekte. Auffallend ist, dass Mancozeb die terrestrische Ökotoxizität in der ÖB für die Kulturen Karotten und Kartoffel dominierte, während dieser Wirkstoff in der RB keine dominante Rolle spielte.

## 7.3 Wichtige Einflussfaktoren auf Wirkung und Risiko

### 7.3.1 Wirkstoffauswahl

Die untersuchten Spritzfolgen repräsentieren typische und praxistaugliche Spritzfolgen (Kapitel 4). Die Wirkstoffauswahl für die fünf Kulturen und je drei unterschiedlichen Spritzfolgen (IPS, ÖLNmittel und ÖLNhoch) wurden aufgrund Ihrer verwendeten Häufigkeit getroffen und zusätzlich durch Experten validiert. Dieses Vorgehen deckt allerdings nicht die Risiken von allen PSM ab, welche in der jeweiligen Kultur zugelassen sind. Man kann lediglich Aussagen über die in der Spritzfolge berücksichtigten Wirkstoffe treffen. Da fast jeder Landwirt eine leicht andere Spritzfolge anwendet, war es nicht möglich alle Varianten abzudecken. Unser Vorgehen erlaubte es jedoch, eine vergleichende Bewertung mittels der am häufigsten verwendeten Wirkstoffe in den jeweiligen Kulturen vorzunehmen.

Es hat sich gezeigt, dass die berechneten Risiken und Umweltwirkungen stark von der Definition der jeweiligen Spritzfolgen und der Auswahl der PSM resp. Wirkstoffe abhängen. Berechnungen der Risiken bei Winterraps haben beispielsweise gezeigt, dass die Verwendung des Herbizids Metazachlor das Risiko im Gewässer stark dominieren würde (Resultate nicht gezeigt). Im Gewässermonitoring werden bei diesem Wirkstoff immer wieder Überschreitungen der ökotoxikologischen Qualitätskriterien festgestellt (Doppler et

al. 2017). Da Metazachlor aber lediglich das fünft häufigste Herbizid ist (Abbildung 37), wurde dieser Wirkstoff in der vorliegenden Berechnungen nicht berücksichtigt. Ein Einbezug von Metazachlor in der IPS und ÖLN-Spritzfolge hätte vermutlich die Effekte der Insektizide bei der Risikobewertung mit SYNOPSIS überdeckt, sodass Unterschiede zwischen ÖLN und IPS nicht mehr sichtbar gewesen wären.

Bei Karotten verunmöglichte die zu kleine Stichprobe der ZA-AUI-Daten die Definition der Spritzfolge. Die Spritzfolge basiert daher auf Auskünften von Experten. Der Anbau und Pflanzenschutz von Karotten ist stark variabel, daher war es für die Experten schwierig, eine „typische“ Spritzfolge zu definieren. Bei den drei untersuchten Zusatzspritzfolgen für Karotten (Ersatz von chemisch-synthetischen Fungiziden mit Kupfer, Ersatz von Cypermethrin mit Chlorpyrifos und Ersatz von Voraufbau Herbiziden mit Diquat) zeigten sich bei der Risikobewertung teilweise grosse Unterschiede im Gesamtrisiko. Bei der Ökobilanz wiesen alle Zusatzspritzfolgen bei den Karotten höhere Umweltwirkungen auf als die IPS-Spritzfolge, einzig beim Diquat war die aquatische Ökotoxizität geringer. Dies hatte in erster Linie damit zu tun, dass bei dieser Zusatzspritzfolge mehrere Voraufbauherbizide durch ein einziges Herbizid (Diquat) ersetzt wurden. Wegen der ungenügenden Datenlage und den grossen Unsicherheiten in Bezug auf die „typischen“ Spritzfolgen von Karotten sollten die Resultate mit Vorsicht interpretiert werden.

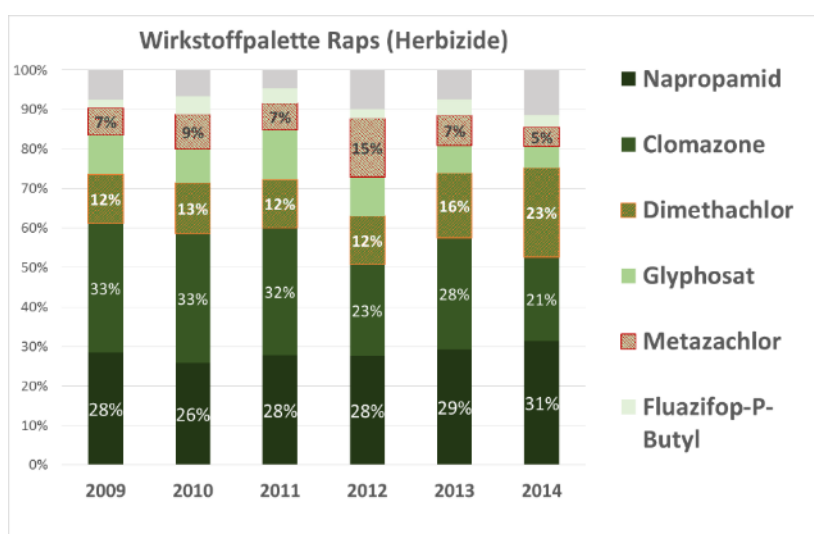


Abbildung 37: Herbizide Wirkstoffe, die in den Jahren 2009-2014 am häufigsten in der Kultur Raps eingesetzt wurden (Grundlage ZA-AUI).

### 7.3.2 Schaddruck und Behandlungsintensität

In den meisten untersuchten Kulturen wies ÖLNhoch deutlich höhere Risiken und Umweltwirkungen auf als ÖLNmittel oder IPS. Eine Reduktion der Behandlungsintensität würde daher einen grossen Beitrag zur Risikoreduktion leisten. Dies ist jedoch leider nur bedingt möglich. Bei ÖLNhoch werden überdurchschnittlich viele PSM-Anwendungen vorgenommen (75. Perzentil der Anzahl Interventionen pro Kultur und Wirkungsbereich). Dies kann grundsätzlich drei Ursachen haben: i) Standorteinflüsse (Regionen mit überdurchschnittlich hohem Unkraut-, Schädlings- und Krankheitsdruck in den jeweiligen Kulturen), ii) Jahreseinflüsse (häufiges Auftreten von Krankheiten oder Schädlingen) und iii) Managementeinflüsse (Bereitschaft zu häufigerer Behandlung, Risikoaversion, Sortenwahl, Fruchtfolge, Unkenntnis von alternativen Pflanzenschutzmassnahmen, Auswahl von Lohnunternehmer, etc.). Der oder die Landwirtin hat einzig aufs Management einen Einfluss, Standorteinflüsse können allenfalls noch durch die Wahl von besonders standortgerechten Kulturen abgemildert werden. Die Jahresschwankungen können von den Landwirten nicht beeinflusst werden. Bei der Definition der Spritzfolgen wurden Daten der fünf Jahre 2009-2014 verwendet, in welchen sich das Auftreten von Krankheiten und Schädlingen unterschied. Werden die Kulturen bei hohem Schaddruck nicht entsprechend geschützt, können die Erträge tiefer ausfallen, was sich bei der Ökobilanz wiederum in höheren Umweltwirkungen pro kg Produkt niederschlagen würde.

In dieser Studie kam daher der Bestimmung des Schaddrucks eine zentrale Rolle zu. Die Unterteilung in drei Spritzfolgen war eine vereinfachte Annahme und soll aufzeigen, in welcher Bandbreite Pflanzenschutzmittel

in den jeweiligen Kulturen eingesetzt werden. In der Praxis korreliert der Schadddruck von unterschiedlichen Krankheiten und Schädlingen kaum miteinander. Einzelne Extremfälle mit sehr hoher Pflanzenschutzmittel-Intensität sind jedoch nicht abgedeckt durch unsere Studie, da nicht das Maximum der Anzahl Interventionen sondern das 75. Perzentil für die Definition von ÖLNhoch verwendet wurde.

In Situationen mit hohem und sogar mittlerem Schadddruck ist unter Umständen keine IPS-Produktion mehr möglich, ohne grosse Ertragseinbussen und damit verbundenen Einkommensausfällen. Bei den Kulturen Winterweizen und Winterraps beispielsweise ist bei IPS nur Extenso-Anbau erlaubt und damit jeglicher Einsatz von Fungiziden und Insektiziden (mit Ausnahme von Kaolin zur Bekämpfung des Rapsglanzkäfers) untersagt (DZV 2013). Konkret heisst das, dass in der von uns definierten ÖLNmittel-Spritzfolge der Schadddruck für einen wirtschaftlichen Anbau nach den IPS-Richtlinien bereits zu hoch sein kann. In Fällen wo der Schadddruck zu hoch wird, hat aber der Landwirt oder die Landwirtin die Möglichkeit während der Saison aus der IPS-Produktion auszusteigen und somit Fungizide und/oder Insektizide anzuwenden.

Abmeldungen bei IPS-Winterraps finden häufiger statt als in den andern Kulturen (Lüthi-Probst 2017). Zudem wird IPS-Winterraps eher in Gebieten mit mittlerem Schadddruck von Rapsglanzkäfern angebaut und ist in Gebieten mit hohem Schadddruck eher selten. Beim Getreide gibt es nur sehr wenige Abmeldungen vom IPS-Programm. Selbst im Extremjahr 2016, wo der Schadddruck enorm hoch war, waren nur wenige Abmeldungen bei Getreide zu verzeichnen. In diesem Jahr gab es sowohl bei IPS-Produktionen grosse Ertragseinbussen (- 40 %) wie auch beim ÖLN (-30 %) (Lüthi-Probst 2017). Bei den Zuckerrüben sind im Jahr 2017, mit einem sehr hohen Befall mit Cercospora-Blattflecken, nur rund 3 % der beteiligten Betriebe aus dem IPS-Programm ausgestiegen.

Da die Risiken und Umweltwirkungen von ÖLNhoch sehr viel höher waren, ist es für eine Reduktion der Risiken zentral, nicht prophylaktisch die wichtigsten Schädlinge und Krankheiten einer Kultur zu behandeln, sondern das Schadschwellenprinzip und die empfohlenen Bekämpfungsschwellen strikte anzuwenden. Eine Studie von Ramseier et al. (2016) zeigte, dass beispielsweise bei der Rapsglanzkäfer-Bekämpfung die Bekämpfungsschwelle mehrheitlich beachtet wurde, bei Rhizoctonia auf Kartoffeln wurde die Bekämpfungsschwelle jedoch von weniger als der Hälfte der Befragten Landwirte berücksichtigt. Vor allem bei Unkräutern und Ungräsern wird laut den Autoren der Studie die Bekämpfungsschwelle nur sehr bedingt angewendet. Die zeigt, dass eine striktere Anwendung des Schadschwellenprinzips durchaus ein mögliches Reduktionspotential für Pflanzenschutzmitteleinsatz und damit verbundenen Risiken darstellt.

## 7.4 Diskussion der Ergebnisse im Kontext der Forschung und anderen Aktivitäten

### 7.4.1 Vergleich der angewendeten Methode mit der PSM-Zulassung

Die hier angewandten Methoden und verwendeten Daten der Risikobewertung mittels SYNOPSIS weisen gewisse Ähnlichkeiten mit jenen der in der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) (Daniel et al. 2007) verwendeten Methoden und Daten auf. Es gibt jedoch einige wichtige Unterschiede, weshalb die hier berechneten Ergebnisse nicht mit den Ergebnissen der PSM-Zulassung verglichen werden können. Die wichtigsten Unterschiede sind:

- **Ziele:** Bei der vorliegenden Risikobewertung mit SYNOPSIS liegt das Hauptgewicht auf der korrekten Wiedergabe *relativer* Unterschiede zwischen Wirkstoffen und ganzen Spritzfolgen. In der Zulassung geht es darum, zwischen akzeptablen und nicht-akzeptablen Risiken zu unterscheiden und so gut wie möglich die bestehenden Unsicherheiten zu berücksichtigen.
- **Einstufiges vs. mehrstufiges Verfahren:** Bei der Zulassung wird daher ein mehrstufiges Verfahren angewendet, bei dem zuerst geprüft wird, ob im theoretisch schlimmsten Fall (worst-case Bedingungen) ein nicht akzeptables Risiko entstehen könnte. Erst wenn in dieser einfachen worst-case Betrachtung Risiken nicht ausgeschlossen werden können, werden weitere Aspekte geprüft (sogenanntes refined risk assessment). In SYNOPSIS werden alle Wirkstoffe gleich behandelt und mit dem gleichen Wissensstand verglichen, d.h. es ist ein einstufiges Verfahren.
- **Umgang mit Unsicherheiten:** In der Zulassung werden Unsicherheiten, die unter anderem durch die unterschiedliche Datenlage entstehen, mit Sicherheitsfaktoren abgedeckt. In SYNOPSIS werden alle

Wirkstoffe gleich behandelt, die Unterschiede in den Unsicherheiten der Risikoabschätzung einzelner Wirkstoffe werden nicht berücksichtigt.

- **Risiken von Spritzfolgen vs. Risiken von PSM-Produkten:** In SYNOPS werden ganze Spritzfolgen bewertet, wobei die Basis der Bewertung die einzelnen Wirkstoffe und nicht die formulierten Produkte sind. In der Zulassung werden ganze Produkte bewertet, welche aus mehreren Wirkstoffen und weiteren Zusatzstoffen zusammengesetzt sein können. Falls problematische Abbauprodukte (Metaboliten) aus den Wirkstoffen entstehen können, werden diese in der Zulassung ebenso bewertet, im Gegensatz zu SYNOPS.
- **Wahl der Modelle für Eintragspfade:** Während in der vorliegenden Studie das Modell SYNOPS verwendet wurde, wird in der Zulassung mit dem Modell EXPOSIT gearbeitet. In der Zulassung sind die Interzeptionswerte diskret (analytisches Modell) und im SYNOPS werden stetige Interzeptionswerte verwendet (numerisches Modell).
- **Parametrisierung der Modelle:** In dieser Studie wurde versucht, die Variabilität der Umweltbedingungen abzudecken, welche im Schweizer Ackerbau vorherrschend sind. Um die mögliche Akkumulation von Wirkstoffen zu erfassen, wurde mit stehenden Gewässern gerechnet. In der Zulassung wird ein einfaches worst-case Szenario verwendet mit einem stehendem bzw. leicht fließendem Gewässer. Das Gewässer, die Hangneigung, der Bodentyp und Klimadaten werden alle nicht verfeinert.
- **Bewertung der Eintragspfade:** In SYNOPS werden pro Wirkstoff die Einträge aller Eintragspfade aufsummiert, während in der Zulassung die Risiken einzelner Eintragspfade separat betrachtet, und allenfalls risikomindernde Massnahmen für einzelne Eintragspfade erlassen werden, falls der Eintrag als zu hoch erachtet wird.
- **Bewertung der Wirkstoffe:** In dieser Studie wurden bei gleichzeitigem Auftreten mehrerer Wirkstoffe im Gewässer die Risiken der einzelnen Wirkstoffe aufaddiert. In der Zulassung werden die Produkte je Indikation einzeln betrachtet.

### 7.4.2 PSM-Einträge in Schweizer Gewässern

Verschiedene Messkampagnen haben gezeigt, dass Pflanzenschutzmittel in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen in Schweizer Gewässern gemessen wurden (Doppler et al. 2017; Munz et al. 2012). In der Studie von Doppler et al. (2017) stand das Monitoring von Pflanzenschutzmitteln in fünf kleinen Gewässern in landwirtschaftlichen Einzugsgebieten im Fokus. Dabei wurde ein Grossteil der zugelassenen Wirkstoffe analysiert (179 von 257). An fünf Messstationen wurden am häufigsten Herbizide, gefolgt von Fungiziden und Insektiziden gemessen.

Zum einen wurden Konzentrationen gemessen und mit der numerischen Anforderung der Gewässerschutzverordnung von 0.1 µg/L verglichen. Dabei überschritt in knapp 80 % der analysierten Proben mindestens eine Substanz die geltende Anforderung. Zum anderen wurden die gemessenen Werte mit den ökotoxikologischen Qualitätskriterien verglichen. In der Studie waren die Wirkstoffe Chlorpyrifos, Metazachlor, Nicosulfuron und Thiacloprid für mehr als 30% der total 113 chronischen Qualitätskriterien-Überschreitungen verantwortlich. Insgesamt wurden für 23 Stoffe Konzentrationen oberhalb des akuten Qualitätskriteriums nachgewiesen.

Grundsätzlich sind die Resultate von dieser Studie nur bedingt mit der vorliegenden Studie vergleichbar. Doppler et al. (2017) untersuchten ganze Einzugsgebiete mit verschiedenen Kulturen. In der vorliegenden Arbeit wurden hingegen definierte Spritzfolgen für fünf ausgewählte Ackerkulturen untersucht. Diese Auswahl an Kulturen und definierten Spritzfolgen schränkt das Wirkungsspektrum stark ein. Unter Berücksichtigung dieser Aspekte werden nachfolgend die Risiko-dominierenden Wirkstoffe dieser Studie den Ergebnissen aus Doppler et al. (2017) gegenüber gestellt.

Das Herbizid Metazachlor wurde in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt, da andere Herbizide gemäss den AUI-Daten häufiger eingesetzt werden (Kapitel 7.3.1). Das Herbizid Nicosulfuron hat nur eine Zulassung in der Kultur Mais und ist daher in der vorliegenden Studie ebenfalls nicht relevant. Chlorpyrifos und Thiacloprid waren in unseren Winterraps-Spritzfolgen und Chlorpyrifos in Zuckerrüben-Spritzfolgen enthalten



und zeigten ein hohes Risiko und eine hohe Umweltwirkung sowohl bei der Risikobewertung wie auch bei der Ökobilanzierung.

In der Risikobewertung zeigten Chlorpyrifos und Thioclopid in der Einzelstoffbewertung bei Winterraps die höchsten Risiken im Gewässer, bei Winterweizen die Herbizide Diflufenican, Iodosulfuron und Mesosulfuron-methyl, bei Zuckerrüben das Herbizid Metachlor und das Insektizid Chlorpyrifos. Diese Wirkstoffe wiesen auch in der Studie von Doppler et al. (2017) mehrfache Überschreitungen des chronischen und/oder akuten ökotoxikologischen Qualitätskriteriums auf.

Der dominierende Wirkstoff im Gewässer in der Kulturen Karotten und Kartoffeln war das Herbizid Metribuzin. Doppler et al. (2017) stellten jedoch keine Überschreitungen des akuten oder chronischen Qualitätskriteriums für diese Wirkstoffe fest. Im Rahmen dieser Studie wurde für das Metribuzin jedoch ein maximaler Risikoquotient von 0.7 berechnet, was relativ nahe an eine Überschreitung heran kommt.

Analytische Messungen haben den Vorteil, dass effektive Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln ermittelt werden können. Jedoch handelt es sich dabei um Messungen über einen begrenzten Zeitraum und Ort. Zusätzlich ist es analytisch aufwendig und schwierig, alle vorkommenden Pflanzenschutzmittel zu messen. Zum Beispiel konnten Doppler et al. (2017) wegen der verwendeten analytische Methode die Insektizide aus der Klasse der Pyrethroide nicht messen. Bei ÖLNmittel dominierte im Winterraps jedoch ein Pyrethroid (Wirkstoff Cypermethrin) das Risiko im Gewässer. Das auch die Pyrethroide die Qualitätskriterien überschreiten können, hatte die Studie von Spycher et al. (2015) gezeigt. Aus diesem Grund sind Modelle zur Risikobewertung ein wichtiges Instrument, um Probleme frühzeitig aufzuzeigen.

### 7.4.3 Einfluss von Schwermetallen auf die Ökotoxizität

Die Berechnung der gesamten Ökobilanz hat gezeigt, dass Schwermetalle – gemäss der angewendeten Wirkungsabschätzungsmethode USEtox – einen grösseren Anteil an der gesamten aquatischen Ökotoxizität ausmachen als PSM. Dies scheint im Widerspruch zu Einschätzungen der Risiken von PSM und Schwermetallen zu stehen. Laut einer Einschätzung des Bundesamtes für Umwelt sind Pflanzenschutzmittel für Wasserlebewesen die kritischste Stoffgruppe aus landwirtschaftlichen Quelle (Braun et al. 2015). Der Haupteintrag von Schwermetallen ins Gewässer stammt gemäss Götz (2012) nicht aus der Landwirtschaft, sondern aus Siedlungsflächen (Dach- und Fassadenmaterial) und dem Verkehr. Trotzdem gehören Schwermetalle zu den drei Stoffgruppen, bei denen die meisten Überschreitungen von ökotoxikologischen Qualitätskriterien und numerischen Grenzwerte der Gewässerschutz-Verordnung (GSchV) gemessen wurden (Braun et al. 2015; Götz 2012). In der Schweizer Landwirtschaft werden jährlich rund 460 t Kupfer, 2800 t Zink und 26 t Blei via Hofdünger ausgebracht (Götz (2012) und rund 2'200 t Pflanzenschutzmittel verkauft (BAFU and BLW 2016). Bei Niederschlagsereignissen können die Schwermetalle wie auch Pflanzenschutzmittel vom Feld ins Gewässer gelangen (Götz 2012).

Wichtig ist in diesem Kontext die Unterscheidung zwischen numerischen Grenzwerten und ökotoxikologischen Qualitätskriterien. Nur weil eine Substanz in hohen Konzentrationen im Gewässer gemessen wird, sagt dies noch nichts über dessen ökotoxikologische Wirkung aus. Bezüglich den ökotoxikologischen Effekten von Schwermetallen in Gewässern ist die Bioverfügbarkeit und die Speziierung der Metalle ausschlaggebend (Bass et al. 2008). Das sind jedoch zwei Aspekte welche im verwendeten Berechnungsmodell SALCA-Schwermetall (Freiermuth 2006) noch nicht berücksichtigt werden, was zu einer Überschätzung des Einflusses von Schwermetallen führen könnte. Des weiteren fokussiert USEtox 2.02 auf chronische und langfristige Effekte und weniger auf akute und kurzfristige Wirkungen, weshalb Schwermetalle und andere persistente Stoffe eine hohe Wirkung aufweisen (Saouter et al. 2017a). Trotzdem darf ein grosser Einfluss von Schwermetallen auf die aquatische Ökotoxizität in der Ökobilanzierung nicht ausgeschlossen werden, denn die Ökobilanzierung berücksichtigt die Persistenz von Schwermetallen und deren Akkumulation in der Umwelt. Die Ökobilanz ist also keine Momentaufnahme, wie die oben aufgeführten Studien, sondern betrachtet weit grössere Zeithorizonte. Da PSM mit der Zeit abgebaut werden, fällt die Charakterisierung der Umweltwirkung in der Wirkungsabschätzung geringer aus, als bei den nicht abbaubaren Schwermetallen. Es gibt bis anhin jedoch keine vergleichbare Ökobilanz-Studie, welche nicht nur PSM sondern auch Schwermetalle in einem landwirtschaftlichen Kontext berücksichtigt. Bei Betrachtung der europäischen Gesamtwirtschaft schätzten Laurent et al. (2011), dass 11 % auf PSM und 83 % auf Schwermetalle zurückzuführen sind. Auch Mattila et al. (2011) kamen zum Schluss, dass in der Wirkungsabschätzung mittels USEtox die Metalle dominieren. Ein direkter Vergleich mit unseren Resultaten

ist jedoch nur begrenzt möglich, da wir eine neuere Version von USEtox (2.02) und auch eine angepasste Form von PestLCI (Konsensus-Modell) verwendet haben. Zudem wurde in dieser Studie eine andere Systemgrenze gewählt (Feld statt Gesamtwirtschaft). Trotzdem weisen diese Studien darauf hin, dass die Wirkung von Schwermetallen auf die Umwelt im landwirtschaftlichen Kontext in zukünftigen Studien unbedingt berücksichtigt werden sollten.

### 7.4.4 Nationaler Aktionsplan Pflanzenschutzmittel (NAP)

Diese Studie untersucht einige Fragestellungen und Aspekte, die auch für den Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutzmittel (NAP) (Bundesrat 2017) relevant sind. Einige NAP-Massnahmen zielen auf eine Ausdehnung der Extensio-Produktion ab, welche für die Kulturen Winterweizen und –raps im vorliegenden Projekt bezüglich Umweltwirkung und Risiken evaluiert wurden. Hierbei wurden die Risiken für die Umwelt in der vorliegenden Studie weitgehend analysiert. Die Risiken für die Bodenfruchtbarkeit wurden teilweise berücksichtigt, während jene für den Menschen (als AnwenderInnen von PSM oder als KonsumentInnen von Nahrungsmitteln) ausserhalb des Untersuchungsrahmens liegen und deshalb nicht untersucht wurden (vgl. Tabelle 81 im Anhang). Die im Projekt weiterentwickelten Methoden könnten für die Evaluation von weiteren im NAP vorgeschlagenen Massnahmen verwendet werden. Somit könnte eine grobe Abschätzung des Risikoreduktionspotentials einzelner Massnahmen für verschiedene Umweltkompartimente vorgenommen werden und mögliche Trade-offs zu anderen Umweltauswirkungen im Rahmen einer Ökobilanz erkannt werden. Diese Studie liefert Informationen, die für die Beurteilung von 8 der insgesamt 48 Massnahmen im NAP nützlich sind (siehe Anhang 10.11).

Bezüglich der Schutzziele wird dem Schutz der Umwelt in dieser Studie weitgehend Rechnung getragen, während der Schutz des Menschen nicht behandelt wird (vgl. Tabelle 82 im Anhang).

Diese Studie berücksichtigte verschiedene Aspekte, welche im NAP nicht adressiert sind: Zusätzlich zu den Umweltrisiken werden die Umweltwirkungen gemäss Ökobilanzansatz betrachtet. Im Ökotoxizitätspotenzial gemäss Ökobilanzmethodik wurden nicht nur PSM berücksichtigt, sondern alle Schadstoffe inklusive Schwermetalle. Die Ökobilanz berücksichtigt die Gesamtheit der Wirkungen auf die Umwelt und somit werden auch Trade-Offs in anderen Umweltbereichen aufgezeigt. Ertrags- und Qualitätseinbussen wurden in der Ökobilanz berücksichtigt. Im NAP wird davon ausgegangen, dass solche Einbussen vernachlässigbar sind.

Somit leistet diese Studie einen Beitrag für die Umsetzung des NAP und zeigt darüber hinaus weitere Aspekte, welche im Zusammenhang mit der PSM-Anwendung relevant sind.

#### **Vergleich Wirkstoffe mit besonderem Risikopotenzial**

Ein Ziel des NAP ist, die Anwendungen von Wirkstoffen mit besonderem Risikopotential bis 2027 um 30% gegenüber 2012-2015 zu reduzieren. Hierfür wurde eine Liste mit 57 Wirkstoffen definiert, welche entweder Substitutionskandidaten oder im Boden besonders persistent ( $DT_{50} > 6$  Monate) sind (BLW 2018) („Wirkstoffe mit besonderem Risikopotenzial“). Substitutionskandidaten wurden von der EU aufgrund von Kriterien aus den Bereichen Human-Toxizität, aquatische Ökotoxizität, Persistenz und Bioakkumulation definiert (BLW 2018). Kriterien für terrestrische Ökotoxizität (z.B. Boden oder Saumbiotop) sind nicht enthalten. Bei hoher aquatischer Ökotoxizität ( $NOEC < 0.01 \text{ mg/l}$ ) muss gleichzeitig auch eine hohe Persistenz oder Bioakkumulation bestehen, damit der Wirkstoff als Substitutionskandidat definiert wird.

Da der Einsatz der Wirkstoffe mit besonderem Risikopotential reduziert werden soll, haben wir untersucht, in welchen Spritzfolgen Wirkstoffe mit besonderem Risikopotential enthalten waren und ob diese Wirkstoffe das Risiko resp. die Ökotoxizität dominierten. Da wir im Projekt „typische“ Spritzfolgen mit den am häufigsten eingesetzten Mitteln analysiert haben, sind in dieser Analyse nicht alle auf den 5 Kulturen zugelassenen Wirkstoffe „mit besonderem Risikopotential“ erfasst. Insgesamt wurden in den untersuchten 15 Spritzfolgen und 11 Zusatzspritzfolgen dieses Projektes 62 unterschiedliche Wirkstoffe eingesetzt. Von diesen 62 WS sind 15 WS auf der Liste der Wirkstoffe mit besonderem Risikopotential aufgeführt. In Tabelle 18 sind die dominierenden WS in den 15 Spritzfolgen für alle drei Kulturen mit den WS mit besonderem Risikopotential (rot markiert) verglichen.

Die dominierenden WS für die RB und ÖB in der Kultur Winterraps sind nicht als WS mit besonderem Risikopotential gelistet (BLW 2018). In den zwei ÖLN-Spritzfolgen in der Kultur Winterraps wurde das Fungizid Tebuconazol eingesetzt, welches sich auf dieser Liste (BLW 2018) befindet. Von allen Raps-

Fungiziden wies Tebuconazol bei der RB das grösste Risiko im Gewässer auf (Abbildung 13), während der WS bei der ÖB nur einen geringen Anteil an der gesamten Umweltwirkungen ausmachte (Abbildung 22 und Abbildung 23). Die dominierenden Wirkstoffe im Umweltkompartiment Gewässer in den ÖLN-Spritzfolgen waren in der ÖB und der RB die Insektizide Cypermethrin und Chlorpyrifos. Diese zwei Wirkstoffe stehen nicht auf der Liste der WS mit besonderem Risikopotential.

Beim Winterweizen wurden mehrere im NAP gelistete WS eingesetzt: die Herbizide Diflufenican und Mesosulfuron-methyl, sowie das Fungizid Difenconazol. Bei der RB wurde das Risiko im Gewässer für alle drei Spritzfolgen vom Herbizid Diflufenican und im Boden vom Fungizid Difenconazol beherrscht. Beim Risiko im Saumbiotop dominierte das Herbizid Mesosulfuron-methyl die IPS-Spritzfolge, bei den ÖLN-Spritzfolgen waren es Fluxastrobin und Spinosad, die nicht auf der NAP-Liste aufgeführt sind. Bei der ÖB dominierte Difenconazol die terrestrische und aquatische Ökotoxizität in der IPS-Spritzfolge. Die ÖLN-Spritzfolgen wurden von Chlorothalonil dominiert, das nicht auf der NAP-Liste aufgeführt ist.

Bei den Karotten wurden mehrere gelistete WS (BLW 2018) eingesetzt: die Herbizide Metribuzin und Pendimethalin, die Fungizide Aclonifen und Difenconazol und sowie das Insektizid Lambda-Cyhalothrin. In der RB wurden die Risiken im Gewässer und im Boden für alle Spritzfolgen durch WS mit besonderem Risikopotential (Metribuzin und Difenconazol) dominiert. Im Saumbiotop gehörte nur Lambda-Cyhalothrin bei IPS zu den dominierenden WS die im NAP gelisteten sind, während Cypermethrin nicht gelistet ist. Bei der ÖB waren alle dominierenden WS für die aquatische Umwelteinwirkung (Pendimethalin in IPS und ÖLNmittel, Lambda-Cyhalotrin in ÖLNhoch) auf der NAP-Liste enthalten. Bei der terrestrischen Umwelteinwirkungen dominierte Mancozeb, das sich nicht auf der Liste befindet.

Bei den Kartoffeln wurden sechs gelistete WS eingesetzt: die Herbizide Metribuzin und Diquat, die Fungizide Difenconazol und Fluopicolid und das Insektizid Thiacloprid. Bei der RB dominierten ausschliesslich auf der NAP-Liste aufgeführte WS (Metribuzin im Gewässer, Difenconazol im Boden und Diquat im Saum), lediglich der Risiko-dominierende WS im Saumbiotop bei IPS (Spinosad) war nicht auf der NAP-Liste. Bei der ÖB dominierte ausschliesslich das Fungizid Mancozeb die aquatische und terrestrische Umwelteinwirkungen, welches nicht auf der NAP-Liste ist.

Bei den Zuckerrüben wurde vier gelistete WS eingesetzt: das Herbizid Lenacil und die Fungizide Cyproconazol, Epoxiconazol und Difenconazol. Gemäss den neuen IP-SUISSE Richtlinien dürfen im Zuckerrübenanbau jedoch keine Herbizide mit besonderem Risikopotenzial mehr verwendet werden (IP-SUISSE 2017). Die dominierenden WS der RB und ÖB für alle Umweltkompartimente befinden sich jedoch nicht auf der Liste der Wirkstoffe mit besonderem Risikopotenzial.

In der RB für Gewässer und Boden waren die dominierenden WS in den 15 untersuchten Spritzfolgen in 60 % der Fälle auch auf der NAP-Liste der WS mit besonderem Risikopotential. Im Saumbiotop war dies lediglich in 4 von 15 Spritzfolgen der Fall. In der ÖB war die Übereinstimmung weniger gross. Im Gewässer waren 4 und im Boden 1 aus 15 dominierenden Wirkstoffen auf der NAP-Liste.

Tabelle 18: Dominierende Wirkstoffe pro Umweltkompartiment und Kultur für die Ökobilanzierung und Risikobewertung, rot = auf der Liste „Wirkstoffe mit besonderem Risikopotential“ des BLWs gelistet.

		ÖB		
		Gewässer	Boden	
WRA	IPS	Thiram	Napropamid	
	ÖLNmittel	Cypermethrin	Napropamid	
	ÖLNhoch	Chlorpyrifos	Chlorpyrifos	
WW	IPS	Difenoconazol	Difenoconazol	
	ÖLNmittel	Chlorothalonil	Chlorothalonil	
	ÖLNhoch	Chlorothalonil	Chlorothalonil	
KARO	IPS	Pendimethalin	Mancozeb	
	ÖLNmittel	Pendimethalin	Mancozeb	
	ÖLNhoch	lambda-Cyhalothrin	Mancozeb	
KART	IPS	Mancozeb	Mancozeb	
	ÖLNmittel	Mancozeb	Mancozeb	
	ÖLNhoch	Mancozeb	Mancozeb	
ZR	IPS	Pyraclostrobin	Metamitron	
	ÖLNmittel	Pyraclostrobin	Metamitron	
	ÖLNhoch	Chlorpyrifos	Chlorpyrifos	
		RB		
		Gewässer	Boden	Saum
WRA	IPS	Napropamid	Clomazon	Napropamid
	ÖLNmittel	Cypermethrin	Clomazon	Cypermethrin
	ÖLNhoch	Chlorpyrifos	Clomazon	Cypermethrin
WW	IPS	Diflufenican	Difenoconazol	Mesosulfuron-methyl
	ÖLNmittel	Diflufenican	Difenoconazol	Fluxastrobin
	ÖLNhoch	Diflufenican	Difenoconazol	Spinosad
KARO	IPS	Metribuzin	Difenoconazol	lambda-Cyhalothrin
	ÖLNmittel	Metribuzin	Difenoconazol	Cypermethrin
	ÖLNhoch	Metribuzin	Difenoconazol	Cypermethrin
KART	IPS	Metribuzin	Difenoconazol	Spinosad
	ÖLNmittel	Metribuzin	Difenoconazol	Diquat
	ÖLNhoch	Metribuzin	Difenoconazol	Diquat
ZR	IPS	S-Metolachlor	Imidacloprid	Imidacloprid
	ÖLNmittel	S-Metolachlor	Imidacloprid	Fenpropidin
	ÖLNhoch	Chlorpyrifos	Imidacloprid	Fenpropidin

Zusammenfassend zeigte sich, dass es zwischen den dominierenden WS in dieser Studie und den WS mit besonderem Risikopotential (BLW 2018) teilweise Übereinstimmung und teilweise Unterschiede gab. Von den 15 Wirkstoffen mit besonderem Risikopotenzial, welche in den berücksichtigten Spritzfolgen eingesetzt wurden, waren 7 unter den dominierenden Wirkstoffen in dieser Studie (Tabelle 18). Die vorliegende Studie zeigte aber auch, dass eine Reihe von Wirkstoffen das Risiko einzelner Spritzfolgen und Umweltkompartimente dominierte, welche nicht auf der Liste im NAP enthalten sind. Das heisst, dass ein alleiniger Fokus auf die Wirkstoffe mit besonderem Risikopotenzial gemäss NAP nicht in allen Spritzfolgen und Umweltkompartimenten eine Reduktion der Risiken bewirken wird.

## 7.5 Forschungsbedarf

### 7.5.1 Risikobewertung

Durch die Fokussierung auf die maximalen Risiken waren die Unterschiede zwischen den Spritzfolgen in der Risikobewertung vor allem sichtbar, wenn auf einen Risiko-dominierenden Wirkstoff verzichtet wurde. Um auch eine Risikoreduktion sichtbar zu machen, wenn auf weniger dominante Wirkstoffe verzichtet wird,

müsste die Aggregation der Risiken weiter entwickelt werden. Hierfür könnte beispielsweise statt dem maximalen Risiko jeweils das 90. Perzentil im Jahresverlauf betrachtet werden. Auch bei der Aggregation der Risiken einzelner Umweltkompartimente zu einem Gesamtrisiko besteht Forschungsbedarf: Sind die berechneten (absoluten) Risiken vergleichbar über die Umweltkompartimente oder müssen Modellannahmen (z.B. Bodentiefe, Saum- und Gewässerbreite) angepasst werden für eine bessere Vergleichbarkeit? Sind die Effekte auf Bodenorganismen tatsächlich geringer als Effekte auf Organismen im Saumbiotop und im Gewässer? Im Kompartiment Gewässer stellt sich zudem die Frage, ob die unterschiedlichen Eintragspfade in einem realistischen Verhältnis stehen.

Neu wurde neben dem Gewässer auch die Umweltkompartimente Boden und Saumbiotop berücksichtigt. Weitere relevante Umweltbereiche, wie Risiken für Vögel und Säugetiere, Risiko im Grundwasser, sowie Risiken für Anwender und Konsumenten sollten in Zukunft nach Möglichkeit mitberücksichtigt werden, um eine bessere Sicht auf die Gesamtrisiken zu haben. Ebenfalls werden nur die Wirkstoffe untersucht und allfällige toxische Abbauprodukte werden zurzeit nicht berücksichtigt.

In der vorliegenden Studie wurden nur einzelne typische Spritzfolgen untersucht. Die Resultate lassen sich nicht übertragen auf andere mögliche und real verwendete Pflanzenschutzstrategien im IPS und ÖLN. Um unsere Resultate besser einordnen zu können und einen besseren Überblick über die reale Variabilität der Risiken pro Kultur zu erhalten, wäre eine Berechnung der Risiken basierend auf einer grossen Anzahl unterschiedlicher, realer Spritzfolgen aus dem Agrarumweltmonitoring sinnvoll. Ein anderer Ansatz wäre das Umweltrisiko aller zugelassenen Indikationen auf einer Kultur (PSM-Produkt, Aufwandmenge, Kultur, Schadorganismus, Aufwandmenge und Anzahl Anwendungen) einzeln zu berechnen, um die Anwendungen mit den höchsten Risiken zu eruieren. Damit wäre eine vertiefte Diskussion möglich über das Risikoreduktionspotential einzelner PSM-Anwendungen und allenfalls auch über mögliche zukünftige Anpassungen der IPS Richtlinien. Diese Ansätze könnten auch helfen, die Suche nach alternativen Pflanzenschutzmittelstrategien oder Emissionsminderungen zu priorisieren.

### 7.5.2 Ökobilanz

Bezüglich der verwendeten Methoden gibt es noch Entwicklungsbedarf. Beim PestLCI Konsensus-Modell könnte die Aufteilung der Emissionen ausserhalb des Feldes basierend auf GIS-Daten abgeschätzt werden. Solche Daten waren jedoch (noch) nicht flächendeckend und im benötigten Detaillierungsgrad verfügbar. Ein Verzicht auf Drift - Reduzierende Massnahmen, welche im PestLCI Konsensus-Modell nur auf einem Faktor basieren und nicht auf detaillierten Modellierungen, wäre zudem erstrebenswert. Entwicklungsbedarf besteht auch bezüglich der zeitlichen Systemgrenze von einem Tag im PestLCI Konsensus-Modell, da dadurch keine standortspezifische Modellierung von wichtigen Verlagerungsprozessen (Oberflächenabfluss, Makroporenabfluss, Abfluss via Drainage, Abbau und Auswaschung) möglich ist. Hierfür sollten weitere Sensitivitätsanalysen durchgeführt werden und eine allfällige Anpassung der Schnittstelle zwischen dem PestLCI Konsensus-Modell und USEtox angedacht werden.

Bei der Wirkungsabschätzungsmethode USEtox wäre eine Ergänzung der terrestrischen Ökotoxizität sinnvoll, da die Bewertung der terrestrischen Ökotoxizität mittels der ReCiPe Methodik für einen landwirtschaftlichen Kontext nicht vorbehaltlos empfohlen werden kann und Ergebnisse für die aquatische Ökotoxizität nicht ohne weiteres auf die terrestrische übertragbar sind. Beim verwendeten Verlagerungsmodell SALCA-Schwermetall (Freiermuth 2006) gibt es Verbesserungsbedarf bezüglich der Schwermetallgehalte von Inputs und der Modellierung von Prozessen (z.B. Entzug und Auswaschung von Schwermetallen in Funktion des Schwermetall-Gehalts im Boden, Speziierung und Bioverfügbarkeit der Schwermetalle).

Zudem sollte die Berechnung mittels dem PestLCI Konsensus-Modell und USEtox so hingehend automatisiert werden, dass keine manuelle Bearbeitung der Ergebnisse aus dem PestLCI Konsensus-Modell mehr nötig ist und dies direkt in SimaPro importiert werden könnten.

Die Abschätzung der Wirkungen auf die menschliche Gesundheit, welche mit der Methode USEtox ebenfalls möglich ist, würde es erlauben, auch diesen wichtigen Aspekt in die Überlegungen einzubeziehen.

## 8 Schlussfolgerung

Die vorliegende Studie hatte zum Ziel, die Umweltwirkungen und Risiken von PSM-Anwendungen gemäss IP-SUISSE Richtlinien und ÖLN für fünf ausgewählte Kulturen zu bewerten. Hierfür wurden typische Spritzfolgen gemäss IPS-Richtlinien und ÖLN (ÖLNmittel und ÖLNhoch) definiert (siehe Kapitel 5) und deren Umweltwirkungen und Risiken quantifiziert (siehe Kapitel 5-6). Anschliessend wurden die wichtigsten Beiträge zu den ökotoxikologischen Umwelteffekten und Risiken ermittelt (siehe Kapitel 7.1).

Die vorliegende Studie hat aufgezeigt, dass die Umweltwirkungen und Risiken von PSM-Anwendungen gemäss IPS-Richtlinien in der Regel ähnlich hoch oder geringer ausfallen, als bei einer durchschnittlichen Bewirtschaftung gemäss ÖLN. Dabei waren bei Winterraps und Winterweizen die grössten Reduktionen zu verzeichnen. Bei diesen beiden Kulturen wurde bei ÖLN jedoch nur der nicht-Extenso-Anbau berücksichtigt, da die IPS-Richtlinien den Extenso-Anbau beinhalten. Die Reduktionen bei IPS waren bei Kartoffeln und Karotten weniger ausgeprägt und bei Zuckerrüben (basierend auf den IP-SUISSE Richtlinien von 2016) kaum festzustellen. Vergleichsweise hohe Umweltwirkungen und Risiken waren bei einem überdurchschnittlichen Einsatz von PSM (ÖLNhoch) zu verzeichnen, welcher drei Ursachen haben kann: i) Standorteinflüsse, (ii) Jahreseinflüsse und iii) Managementeinflüsse. Der oder die Landwirtin hat das Management unter Kontrolle, und kann Standorteinflüsse allenfalls noch durch die Wahl von besonders standortgerechten Kulturen abmildern. Die Jahresschwankungen können von den Landwirten nicht beeinflusst werden.

Für eine Reduktion der Umweltwirkungen und Risiken ist es daher zentral, nicht prophylaktisch die Kulturen gegen die wichtigsten Schädlinge und Krankheiten zu behandeln, sondern das Schadschwellenprinzip strikte anzuwenden. Grössere Ertragsverluste durch ungenügenden Schutz der Kulturen sollten aber vermieden werden, da dies zu höheren Umweltwirkungen pro kg Produkt führen kann.

Bei beiden angewandten Methoden haben meist ein oder wenige Wirkstoffe die Umweltwirkungen und Risiken dominiert. Dies eröffnet verschiedene Optionen, wie durch einen Ersatz von problematischen Wirkstoffen die Wirkungen und Risiken massgeblich gesenkt werden können. Durch eine gezielte Auswahl von Wirkstoffen, eine der vorgesehenen Massnahmen im NAP, bietet sich also ein erhebliches Reduktionspotenzial. Weitere Aspekte, wie die Gefahr der Resistenzbildung, verfügbare Alternativen und die Risiken für den Menschen, sollten in die Evaluation einbezogen werden.

Elf Zusatzspritzfolgen wurden evaluiert, um die Wirkung von weiteren Wirkstoffen zu eruieren, welche bei IP-SUISSE verboten oder bewilligungspflichtig sind, jedoch in den Standard-Spritzfolgen unberücksichtigt blieben. Dabei zeigte sich, dass in den meisten Fällen diese Wirkstoffe eine deutliche Wirkung bzw. Risiko aufwiesen. Somit erwies sich der Verzicht auf diese Wirkstoffe in den meisten Fällen als eine zielführende Massnahme.

Diese Studie leistet einen wichtigen Beitrag zur aktuellen Diskussion um Effekte von PSM auf die Umwelt. Sie ergänzt Monitoringprojekte im Gewässer (wie z.B. Doppler et al. (2017)) und im Boden (z.B. durch das NABO) durch eine Abschätzung langfristiger Effekte (Ökobilanzen) und frühzeitige Erkennung von Risiken (Risikobewertung). Auch hat sich bei den Ökobilanz-Ergebnissen gezeigt, dass der Effekt von Schwermetallen in zukünftigen Studien genauer untersucht werden sollte und methodische Weiterentwicklungen für einen bessere Abschätzung des Einflusses dieser Schadstoffe erforderlich sind.

Im Rahmen dieses Projektes wurden zudem wichtige methodische Weiterentwicklungen der verwendeten Ökobilanz-Methoden (PestLCI Konsensus-Modell und USEtox) und Risikobewertungs-Methode SYNOPS vorgenommen. Die beiden Modelle wurden besser für Schweizer Verhältnisse parametrisiert hinsichtlich Klima, Hangneigung, Distanz zum Gewässer und Boden (siehe Kapitel 2.3). Das Modell SYNOPS wurde erstmals auch für die Bewertung von terrestrischen Risiken verwendet und an die Schweiz angepasst. Obwohl die Modelle durch dieses Projekt weiterentwickelt wurden, konnte zukünftiger Forschungsbedarf erkannt werden (Kapitel 7.5).

Die Ergebnisse für die verschiedenen Umweltkompartimente sind teilweise ähnlich, teilweise aber auch gänzlich unterschiedlich. Dies bedeutet, dass die Ergebnisse nicht ohne vertiefte Abklärung von einem Umweltkompartiment (Gewässer, Boden, Saumbiotop) auf ein anderes übertragen werden dürfen. Es wird daher empfohlen, für die Abschätzung der Umweltwirkungen und Risiken von PSM auf eine möglichst vollständige Abdeckung der betroffenen Umweltkompartimente zu achten.

Die beiden verwendeten Bewertungsansätze erfüllen unterschiedliche Zielfunktionen und basieren teilweise auch auf unterschiedlichen Modellannahmen. Die hier durchgeführte parallele Berechnung von Umweltwirkungen mittels Ökobilanzen und Umweltrisiken von PSM mittels SYNOPS ermöglicht eine umfassende Bewertung und bietet somit eine robustere Entscheidungsgrundlage.

## 9 Literatur

- AGRIDEA (2015) Deckungsbeiträge Ausgabe 2015. 2013 edn. Agridea, Fibl, Lindau
- AgroSciences D (2001) Spinosad technical bulletin. Dow AgroSciences LLC, Indianapolis, IN, 15 p.
- Arena M, Sgolastra F (2014) A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology* 23 (3):324-334
- BAFU (2016) Nationale Grundwasserbeobachtung NAQUA; Pflanzenschutzmittel PSM und PSM-Abbauprodukte im Grundwasser. Bundesamt für Umwelt BAFU
- BAFU, BLW (2016) Umweltziele Landwirtschaft. Statusbericht 2016, vol 1633. Umwelt-Wissen, Bern
- Bass JAB, Blust R, Clarke RT, Corbin TA, Davison W, Schamphelaere KACd, Janssen CR, Kalis EJJ, Kelly MG, Kneebone NT, Lawlor AJ, Lofts S, Temminghoff EJM, Thacker SA, Tipping E, Vincent CD, Warnken KW, Zhang H (2008) Environmental Quality Standards for trace metals in the aquatic environment. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD
- Begert M (2007) Die Überführung der klimatologischen Referenzstationen der Schweiz in das Swiss National Climatological Network (Swiss NBCN). Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie, MeteoSchweiz
- Beguin J, Smola S (2010) Stand der Drainagen in der Schweiz. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW)
- Bergert M, Frei C, Abbt M (2013) Einführung der Normperiode 1981–2010, Fachbericht 245, MeteoSchweiz
- Biocca M, Fanigliulo R, Gallo P, Pulcini P, Pochi D (2015) The assessment of dust drift from pneumatic drills using static tests and in-field validation. *Crop Protection* 71:109-115
- Birkved M, Hauschild MZ (2006) PestLCI - a model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. *Ecological Modelling* 198 (3-4):433-451. doi:10.1016/j.ecolmodel.2006.05.035
- BLW (2015) Marktbericht Ölsaaten.
- BLW (2016a) Agrarbericht 2016. Bundesamt für Landwirtschaft BLW
- BLW (2016b) Weisung betreffend der Massnahmen zur Reduktion der Risiken bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. BLW, Bern
- Pflanzenschutzmittelverzeichnis (2017) BLW. <https://www.psm.admin.ch/de/produkte>.
- BLW (2018) Kriterien für PSM mit besonderem Risikopotenzial.
- Bohren C (2017) Weizenanbau in der Schweiz.
- Braun C, Gälli R, Leu C, Munz N, Schindler Wildhaber Y, Strahm I, Wittmer I (2015) Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen. Situationsanalyse. vol 1514. Umwelt-Zustand, Bern
- Breitenmoser S (2017) Kartoffelanbau in der Schweiz
- Bundesrat (2017) Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. BLW, Bern
- Bussereau F (2017) Kartoffelanbau in der Schweiz.
- Bystricky M, Alig M, Nemecek T, Gaillard G (2014) Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. *Agroscope Science*, vol 2. Agroscope, Zürich
- Calabrese C, Breitenmoser S, Spycher S, Bauer R, Mouron P (2013) Nachhaltigkeitsbewertung von Sonderbewilligungen für Insektizide gegen Kartoffelkäfer und Getreidehähnchen. *Agroscope, Tänikon*
- Carsel RF (1984) Users manual for the pesticide root zone model (PRZM), release 1. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency
- ChemRRV (2005) Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegegenstände: Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV). vol 814.81. Bern
- Crüger G, Backhaus GF, Hommes M, Smolka S, Vetten H (2002) Pflanzenschutz im Gemüsebau. 4. Aufl., Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer
- Daniel O, Gandolfi M, Aldrich A, Baumann H, Büchi R (2007) Ökotoxikologische Risikoanalysen von Pflanzenschutzmitteln. *Agrarforschung Schweiz* 14 (6): 266-271
- de Baan L, Spycher S, Daniel O (2015) Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz von 2009 bis 2012. *Agrarforschung Schweiz* 6 (2):48-55
- Dijkman TJ, Birkved M, Hauschild MZ (2012) PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17 (8):973-986
- Distel A (2016) Aufgelaufene Rapsbestände und Schnecken Pflanzenschutz aktuell. *Pflanzenschutz aktuell*.
- Doppler T, Managold S, Wittmer I, Spycher S, Comet R, Stamm C, Singer H, Junghans M, Kunz M (2017) Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen: Nawa-Spez-Kampagne untersucht Bäche in Gebieten intensiver Landwirtschaftlicher Nutzung. *Aqua & Gas* 4:46-56



- Dubus IG, Brown CD, Beulke S (2003) Sensitivity analyses for four pesticide leaching models. *Pest management science* 59 (9):962-982
- Duwel O, Siebner C, Utermann J, Krone F (2007) Bodenarten der Böden Deutschlands–Bericht über länderübergreifende Auswertung von Punktinformationen im FISBo BGR. Archiv der BGR Hannover
- DZV (2013) Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV). vol 910.13. Bern
- EC-JRC-IES (2011) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for life cycle impact assessment in the European context vol EUR 24571 EN, First edition November 2011 edn., Luxemburg
- EC (2012) Guidance Document on the authorisation of Plant Protection Products for seed treatment. (SANCO/10553/2012)
- ECETOC (2016) Freshwater Ecotoxicity as an impact category in life cycle assessment. vol Technical Report No. 127. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC), Brussels
- Fantke P (2017a) Personal Communication concerning "Cut-off in PestLCI consensus model".
- Fantke P (2017b) Personal Communication concerning "Data source in USEtox and the consensus model of PestLCI".
- Fantke P, Assumpció A, Basset-Mens C, Grant T, Humbert S, McKone TE, Rosenbaum RK (2016a) Estimating pesticide emission fractions for use in LCA: a global consensus-building effort. Paper presented at the LCA food 2016, Dublin, Irland.
- Fantke P, Birkved M, Rosenbaum RK, Assumpció A, Nemecek T, Renaud-Gentié C, Basset-Mens C, Naviaux P, Saouter E, Sala S, Benoit G, Bedos C (2018) Operationalising Life Cycle Assessment of Pesticides (OLCA-Pest).
- Fantke P, Cruyppenninck H, Molin C, Bengoa X Global initial emission distribution fractions of agricultural pesticides for use in life cycle assessment. In: LCAfood - Pesticide Consensus Stakeholder Workshop, Dublin, 18.10.2016 2016b.
- Fantke P, Huijbregts M, van de Meent D, Margin M, Jolliet O, Rosenbaum RK, McKone TE, Hauschild M (2015a) USEtox® 2.0 Manual: Inorganic Substances (Version 2). <http://usetox.org>
- Fantke P, Huijbregts M, van de Meent D, Margin M, Jolliet O, Rosenbaum RK, McKone TE, Hauschild M (2015b) USEtox® 2.0 Manual: Organic Substances (Version 2). <http://usetox.org>
- Fantke P, Huijbregts M, van de Meent D, Margin M, Jolliet O, Rosenbaum RK, McKone TE, Hauschild M (2015c) USEtox® 2.0 User Manual (Version 2). <http://usetox.org>
- FOCUS S (2001) FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios. EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev 1
- Freiermuth R (2006) Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz. Agroscope FAL Reckenholz,
- Girolami V, Mazzon L, Squartini A, Mori N, Marzaro M, Bernardo Ad, Greatti M, Giorio C, Tapparo A (2009) Translocation of neonicotinoid insecticides from coated seeds to seedling guttation drops: a novel way of intoxication for bees. *Journal of Economic Entomology* 102 (5):1808-1815
- Goedkoop M, Spriensma R (1999) The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment. PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands.
- Golsteijn L, van Zelm R, Hendriks AJ, Huijbregts MAJ (2013) Statistical uncertainty in hazardous terrestrial concentrations estimated with aquatic ecotoxicity data. *Chemosphere* 93 (2) 366-372.
- Götz CW (2012) Mikroverunreinigungen aus Nutztierhaltung. *Aqua & Gas* 11:52-59
- Guinée JB, Gorée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, de Koning A, van Oers L, Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes HA, de Bruijn H, van Duin R, Huijbregts MAJ (2002) Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Gutsche V, Strassemeyer J (2007) SYNOPSIS – ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienste* 59 (9):197-210
- Häni F, Popow G, Reinhard H, Schwarz A, Tanner K, Vorlet M (1988) Pflanzenschutz im integrierten Ackerbau: Krankheiten, Schädlinge, Nützlinge. LMZ, Landwirtschaftl. Lehrmittelzentrale
- Hebeisen H (2014) Versuchsbericht. [https://newsletter.lu.ch/files/BKD/BBZN-Hohenrain/Infoletter%202015/Bericht\\_Rapsversuch2015.pdf](https://newsletter.lu.ch/files/BKD/BBZN-Hohenrain/Infoletter%202015/Bericht_Rapsversuch2015.pdf)
- Hebeisen T (2017) Weizenanbau in der Schweiz.
- Henderson AD, Hauschild MZ, van de Meent D, Huijbregts MAJ, Larsen HF, Margni M, McKone TE, Payet J, Rosenbaum RK, Jolliet O (2011) USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *Int J Life Cycle Assess* 16 (8):701-709. doi:10.1007/s11367-011-0294-6

- Hoop D, Schmid D (2015) Grundlagenbericht 2014. Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten  
Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
- Huijbregts MAJ, Hauschild MZ, Joliet O, Margin M, McKone TE, Rosenbaum RK, Van de Meent D (2010)  
USEtox™ User manual.
- Huijbregts MAJ, Steinmann ZJM, Eilshout PMF, Stam G, Verones F, Vieira MDM, Hollander A, Zijp M, van  
Zelm R (2016) ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and  
endpoint level Report I: Characterization. National Institute for Public Health and the Environment,  
NL
- IP-SUISSE (2015a) IP-SUISSE Richtlinien für Getreide. IP-SUISSE, Zollikofen, Switzerland
- IP-SUISSE (2015b) IP-SUISSE Richtlinien für Kartoffeln. IP-SUISSE, Zollikofen, Switzerland
- IP-SUISSE (2015c) IP-SUISSE Richtlinien für Raps. IP-SUISSE, Zollikofen, Switzerland
- IP-SUISSE (2015d) IP-SUISSE Richtlinien für Zuckerrüben. IP-SUISSE, Zollikofen, Switzerland
- IP-SUISSE (2016) IP-SUISSE Richtlinien für Karotten. IP-SUISSE, Zollikofen, Switzerland
- IP-SUISSE (2017) IP-SUISSE Richtlinien für Zuckerrüben. IP-SUISSE, Zollikofen, Switzerland
- ISO (2006) ISO 14040 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.
- Jarvis N (1994) The MACRO Model (version 3.1). Technical description and sample simulations.
- Jeker L, Volles C, Pascal H (2016) Methodenentwicklung zur Risikobeurteilung. Schweizerische Bienen-  
Zeitung
- Keller M, Bohren C, Baur B (2013) Problem Erdmandelgras: früh erkennen – nachhaltig bekämpfen.  
Merkblatt August
- Kiewnick RES (2013) Nematodenschäden an Karotten. Agroscope
- Krauss J, Keller M (2016) Erarbeitung von Herbizidstrategien in Doldenblütlern. Agroscope Transfer 117
- Kühne S, Enzian S, Juettersenke B, Freier B, Forster R, Rotherth H (2000) Beschaffenheit und Funktion von  
Saumstrukturen in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Berücksichtigung im  
Zulassungsverfahren im Hinblick auf die Schonung von Nichtzielarthropoden. Pary
- Laurent A, Lautier A, Rosenbaum RK, Olsen SI, Hauschild MZ (2011) Normalization references for Europe  
and North America for application with USEtox™ characterization factors. International Journal of  
Life Cycle Assessment 16 (8):728-738
- Lewis KA, Newbold MJ, Tzilivakis J (1999) Developing an emissions inventory from farm data. Journal of  
Environmental Management 55 (3):183-197
- Lewis KA, Tzilivakis J, Warner DJ, Green A (2016) An international database for pesticide risk assessments  
and management. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal 22 (4):1050-  
1064
- Linders J, Menskin H, Stephenson G, Wauchope D, Racke K (2000) Foliar interception and retention  
values after pesticide application. A proposal for standardized values for environmental risk  
assessment. Pure and Applied Chemistry 72:2199-2218
- Lüthi-Probst M (2017) persönliche Mitteilung.
- Mathis M, De Baan L, Breitenmoser S, Charrière J-D, Wunderlich A, Daniel O (2015)  
Nachhaltigkeitsbewertung von vergleichbaren Anwendungen von Spritz- und Saatbeizmitteln zur  
Bekämpfung des Rapserrdflohs (REF). Agroscope, Wädenswil, Switzerland
- Mattila T, Verta M, Seppälä J (2011) Comparing priority setting in integrated hazardous substance  
assessment and in life cycle impact assessment. International Journal of Life Cycle Assessment 16  
(8):788-794
- MeteoSchweiz (2017a) Datenportal für Lehre und Forschung. IDAweb.  
[http://www.meteoschweiz.admin.ch/home/service-und-publikationen/beratung-und-  
service/datenportal-fuer-lehre-und-forschung.html](http://www.meteoschweiz.admin.ch/home/service-und-publikationen/beratung-und-service/datenportal-fuer-lehre-und-forschung.html)
- MeteoSchweiz (2017b) Normwerte pro Messgrösse.  
[http://www.meteoschweiz.admin.ch/home/klima/vergangenheit/klima-normwerte/normwerte-pro-  
messgroesse.html](http://www.meteoschweiz.admin.ch/home/klima/vergangenheit/klima-normwerte/normwerte-pro-messgroesse.html)
- Mouron P, Heijne B, Naef A, Strassemeyer J, Hayer F, Avilla J, Alaphilippe A, Hoehn H, Hernandez J,  
Mack G, Gaillard G, Sole J, Sauphanor B, Patocchi A, Samietz J, Bravin E, Lavigne C, Bohanec M,  
Golla B, Scheer C, Aubert U, Bigler F (2012) Sustainability assessment of crop protection systems:  
SustainOS methodology and its application for apple orchards. Agricultural Systems 113:1-15.  
doi:10.1016/j.agsy.2012.07.004
- Munz N, Leu C, Wittmer I (2012) Pestizidmessungen in Fliessgewässern. Aqua und Gas 92 (11):32
- Musa T (2017) Persönliche Mitteilung bezüglich "Kartoffelanbau in der Schweiz".
- Nemecek T, Freiermuth Knuchel R, Alig M, Gaillard G (2010) The advantages of generic LCA tools for  
agriculture: examples SALCAcrop and SALCAfarm. In: Notarnicola B (ed) 7th Int. Conf. on LCA in  
the Agri-Food Sector, Bari, Italy, 2010. pp 433-438
- Nemecek T, Huguenin-Elie O, Dubois D, Gaillard G (2005a) Eco-efficiency in arable and grassland  
systems. In: International Conference of Life Cycle Management, Barcelona, 5.-7.9.05, pp 431-434

- Nemecek T, Huguenin-Elie O, Dubois D, Gaillard G (2005b) Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Schriftenreihe der FAL, vol 58. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich
- Nemecek T, Kägi T (2007) Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent V2.0 No.15a. ecoinvent report, vol No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, Switzerland
- Nuyttens D, Devarrewaere W, Verboven P, Foqué D (2013) Pesticide-laden dust emission and drift from treated seeds during seed drilling: a review. *Pest management science* 69 (5):564-575
- Ockleford CD (2013) Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal* 11 (7): 3290
- Peña N, Antón A, Kamilaris A, Fantke P (2018) Modeling ecotoxicity impacts in vineyard production: Addressing spatial differentiation for copper fungicides. *Science of the Total Environment* 616-617:796-804
- Pistorius J (2016) Vergiftungen von Honigbienen (*Apis mellifera* L.) durch insektizidhaltigen Staubabrieb beim Anbau von Raps und Mais. Dissertation Julius Kühn-Institut 5:188
- Pistorius J, Bischoff G, Heimbach U, Stähler M (2009) Bee poisoning incidents in Germany in spring 2008 caused by abrasion of active substance from treated seeds during sowing of maize. *Julius-Kühn-Archiv* 423:118-126
- Ramseier H, Lebrun M, Steinger T (2016) Anwendung der Bekämpfungsschwellen und Warndienste in der Schweiz, *Agrarforschung Schweiz* 7 (2): 98–103
- Rautmann D, Steloke M (2001) Die Verzahnung der Prüfung der Pflanzenschutzgeräte mit der Zulassung der Pflanzenschutzmittel. *Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzdienstes* 53 (10):270-273
- Roesch A, Gaillard G, Isenring J, Jurt C, Keil N, Nemecek T, Rufener C, Schüpbach B, Umstätter C, Waldvogel T, Walter T, Zorn A (2016) Umfassende Beurteilung der Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben. *Agroscope Science* 33. Agroscope, Institute for Sustainability Sciences, Zürich
- Rosenbaum RK, Anton A, Bengoa X, Bjørn A, Brain R, Bulle C, Cosme N, Dijkman TJ, Fantke P, Felix M, Geoghegan TS, Gottesbüren B, Hammer C, Humbert S, Jolliet O, Juraske R, Lewis F, Maxime D, Nemecek T, Payet J, Räsänen K, Roux P, Schau EM, Sourisseau S, Zelm Rv, Streit Bv, Wallman M (2015) The Glasgow consensus on the delineation between pesticide emission inventory and impact assessment for LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 20:765-776
- Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MAJ, Jolliet O, Juraske R, Koehler A, Larsen HF, MacLeod M, Margni M, McKone TE, Payet J, Schuhmacher M, van de Meent D, Hauschild MZ (2008) USEtox-the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (7):532-546. doi:10.1007/s11367-008-0038-4
- Rousselle P, Robert Y, Crosnier J-C (1996) La pomme de terre: production, amélioration, ennemis et maladies, utilisations. Editions Quae.
- Saouter E, Aschberger K, Fantke P, Hauschild MZ, Bopp SK, Kienzler A, Paini A, Pant R, Secchi M, Sala S (2017a) Improving substance information in USEtox, Part 1: discussion on data and approaches for estimating freshwater ecotoxicity effect factors. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36 (12):3450-3462
- Saouter E, Aschberger K, Fantke P, Hauschild MZ, Bopp SK, Kienzler A, Paini A, Pant R, Secchi M, Sala S (2017b) Improving Substance Information In USEtox, Part 2: Data For Estimating Fate and Ecosystem Exposure Factors. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36 (12):3463–3470
- Sauer C, Degen T, Krauss J, Vogler U (2012) Grundlagen für die Bekämpfung der Möhrenfliege.
- Sauer C, Fischer S (2014) Merkblatt: Die Möhrenfliege (*Psila rosae*).
- Scheidiger M (2015) Kulturblatt Karotten. Bildungs- und Beratungszentrum Arenenberg.
- Schüepp M, Gensler G (1980) Klimaregionen der Schweiz. Die Beobachtungsnetze der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt Zürich: Schweizerische Meteorologische Anstalt
- Schweizer S (2012) Betroffene Nutzfläche bei veränderten Abstandsauflagen für Pflanzenschutzmittel; Abschätzung mit GIS. Agroscope.
- Spycher S, Baur R, Daniel O (2012) Abschlussbericht Agrarumweltindikatoren für Pflanzenschutzmittel.
- Spycher S, Hunkeler J, Bosshard A, Häni F (2015) Gewässerbelastung durch Pestizide–Ansätze zur Verminderung landwirtschaftlich bedingter Einträge in Oberflächengewässer. *Aqua & Gas* 12:56-71
- Uhl P, Franke LA, Rehberg C, Wollmann C, Stahlshmidt P, Jeker L, Brühl CA (2016) Interspecific sensitivity of bees towards dimethoate and implications for environmental risk assessment. *Scientific reports* 6:34439
- Uhl P, Schulz R, Awanbor O, Brühl C (2018) Interspecific sensitivity of bees towards Chlorantraniliprole and Thiacloprid and implications for environmental risk assessment (in prep.).

van Zelm R, Huijbregts MAJ, van de Meent D (2009) USES-LCA 2.0—a global nested multi-media fate, exposure, and effects model. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14:282–284

Volles C, Charrière J-D, Knauert K (2014) Pflanzenschutzmittel-Zulassungsverfahren: Risikobewertung für Bienen. *Schweizerische Bienen-Zeitung*

# 10 Anhang

## 10.1 Methodenentwicklung: Ökobilanz

### 10.1.1 Sachbilanz-Methode PestLCI 2.0

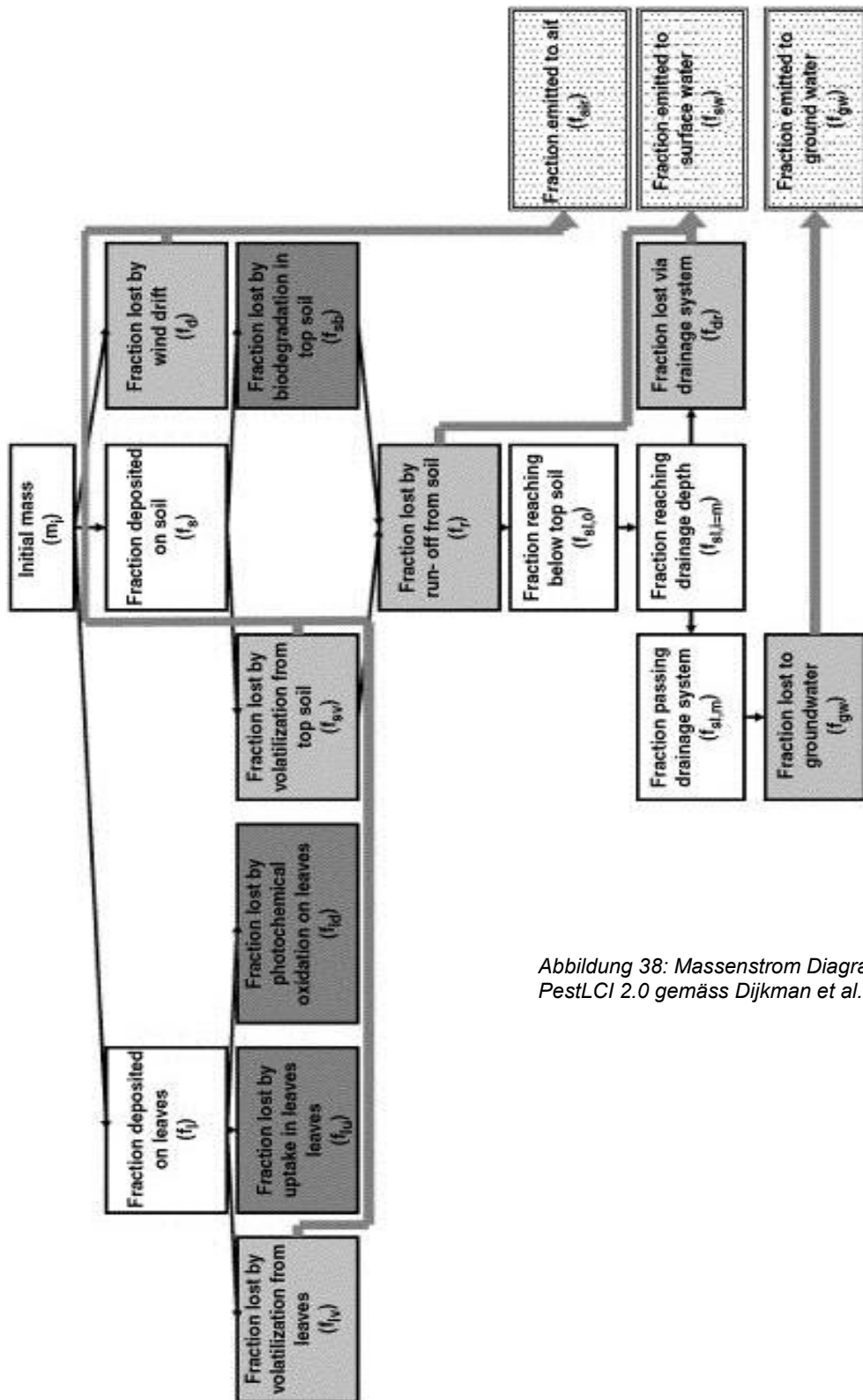


Abbildung 38: Massenstrom Diagramm für PestLCI 2.0 gemäss Dijkman et al. (2012).

### 10.1.2 Abschätzung der terrestrischen Ökotoxizität in ReCiPe 2016

Für folgende WS fehlten in ReCiPe die Charakterisierungsfaktoren (CF) für die terrestrische Ökotoxizität:

- Boscalid
- Chloromequat
- Cyproconazole
- Fenprobidin
- fenpropidin
- Fluopicolide
- Fluoxastrobin
- Hymexazol
- Iodosulfuron-methyl-Natrium
- Iodosulfuron-methyl-sodium
- Mandipropamid
- Mesosulfuron-methyl
- propamocarb hydrochloride
- Prothioconazol
- Pyraclostrobin (prop)
- Spinosad
- Thiacloprid

Als Annäherung wurden die 10., die 50. und 90. Perzentile der vorhandenen CF von PSM in ReCiPe berechnet (siehe Tabelle 19).

Tabelle 19: 10., 50. und 90. Perzentile der vorhandenen CF für Pflanzenschutzmittel in ReCiPe 2016.

Kompartiment	Subkompartiment	CF		
		10. Perzentile	50. Perzentile	90. Perzentile
Air	(unspecified)	0.0003164	0.0625	9.528
Air	low. pop.	0.0001386	0.0342	5.212
Soil	(unspecified)	0.0238	0.9575	57.2
Soil	agricultural	1.576E-09	0.0001855	0.07996
Water	(unspecified)	1.076E-10	0.000184	0.04892
Water	ocean	3.262E-12	0.0000247	0.008894

Damit die Auswirkung der verwendeten Annäherungen abgeschätzt werden konnten, wurden die Berechnungen der Spritzfolgen für alle fünf Kulturen mit den Annäherungen der 10. Perzentile, der 50. Perzentile und der 90. Perzentile durchgeführt. Die Resultate für die fünf untersuchten Kulturen sind in den nachfolgenden Abbildungen dargestellt (Abbildung 39 - Abbildung 43).

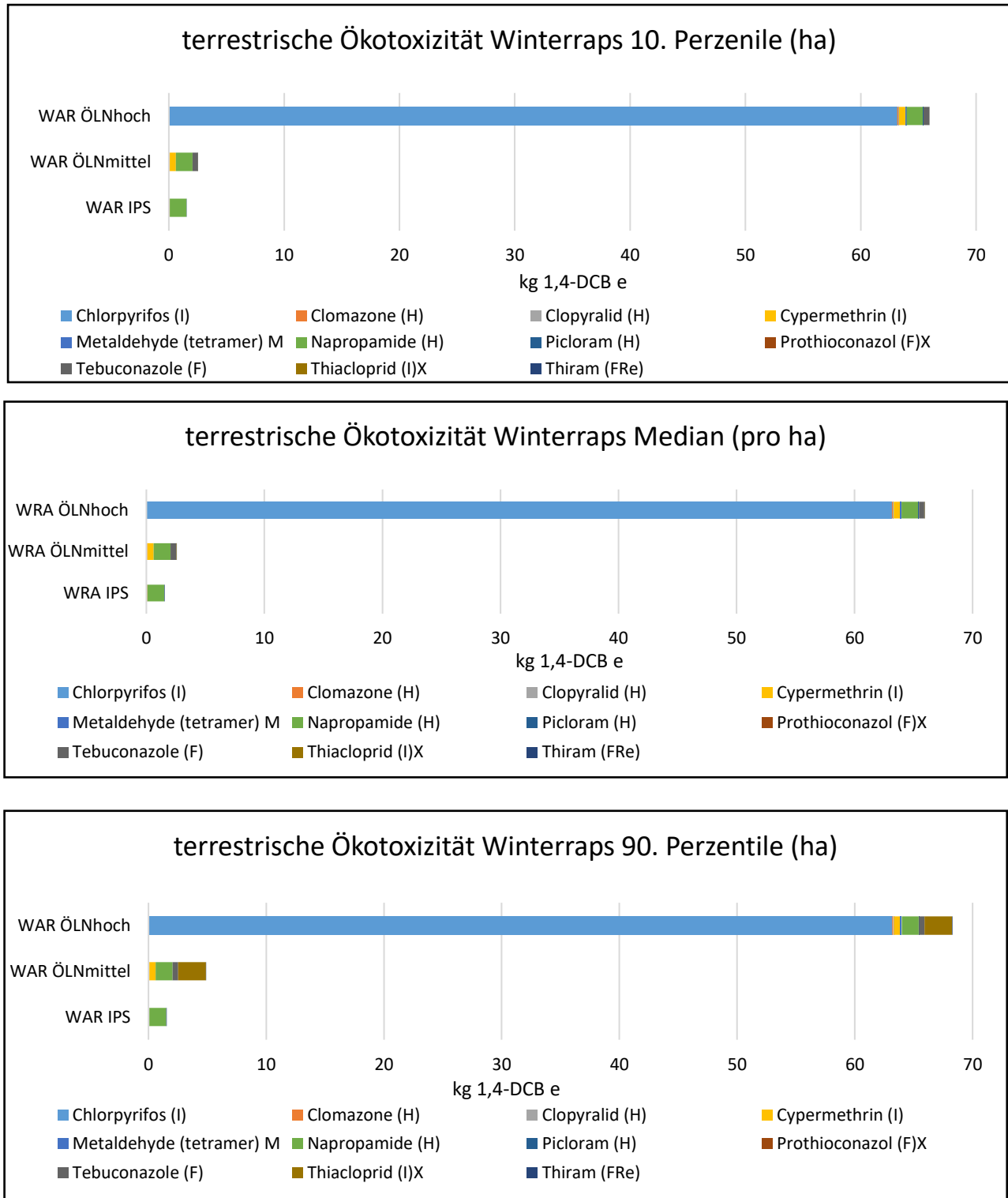


Abbildung 39: Resultate der Sensitivitätsstudie bezüglich der Verwendung von vorhanden CF in ReCiPe mittels der 10., 50. und 90. Perzentile für die Kultur Winterraps (WRA).

Beim Winterraps veränderten sich die Resultate bei Variation der Perzentile nicht sehr stark bezüglich dem totalen Wert, wobei auch die Verteilung zwischen den Wirkstoffen weitgehend gleich blieb (siehe Abbildung 39).

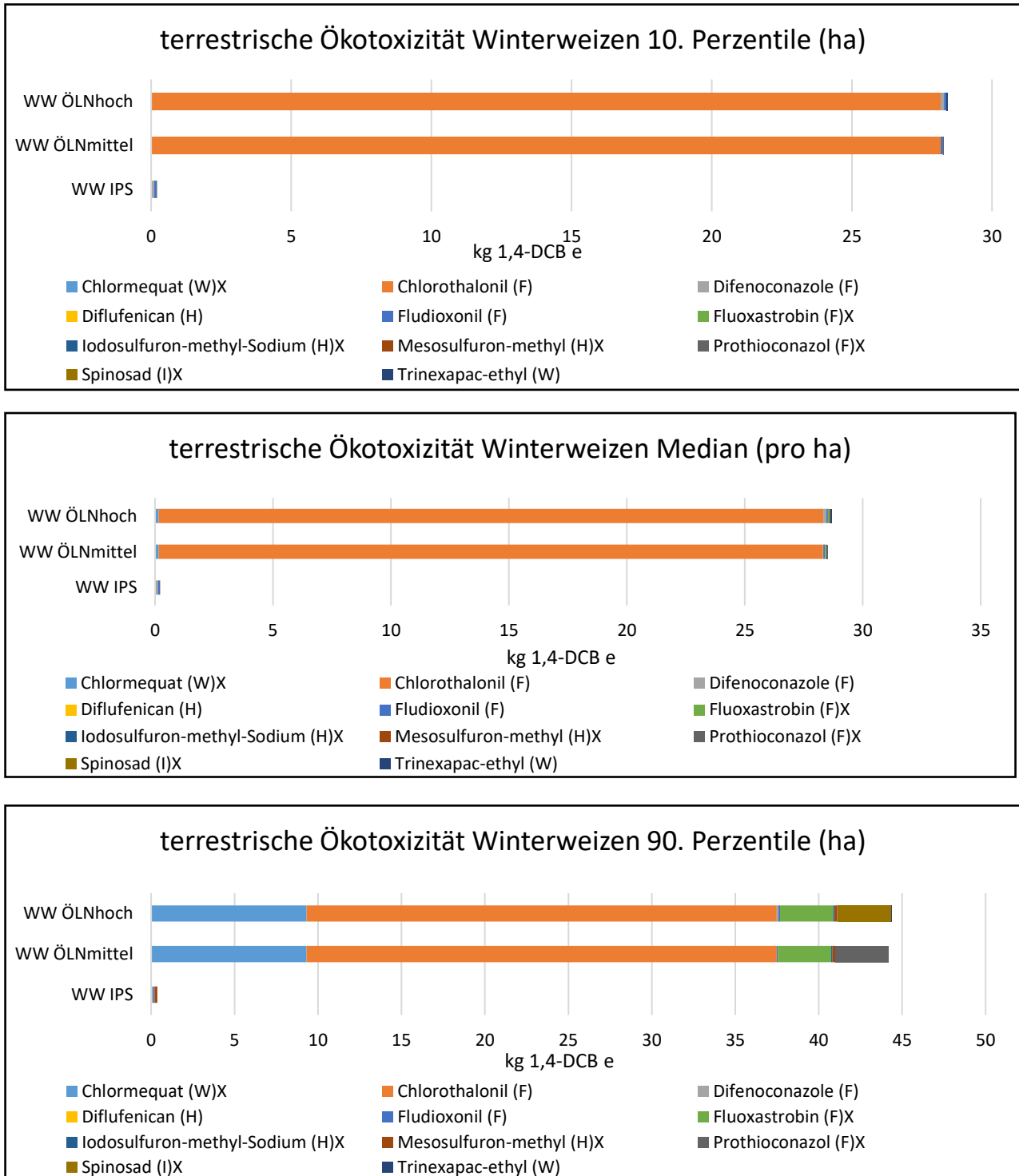


Abbildung 40: Resultate der Sensitivitätsstudie bezüglich der Verwendung von vorhanden CF in ReCiPe mittels der 10., 50. und 90. Perzentile für die Kultur Winterweizen (WW).

Beim Winterweizen veränderten sich die Resultate bei Verwendung der 10. und 50. Perzentile nicht stark, was die Verteilung der Wirkstoffe anbelangt. Bei der 90. Perzentile dominierte jedoch nicht nur der Wirkstoff Chlorothalonil, sondern auch Chlormequat und Fluoxastrobin. Ausserdem war die terrestrische Ökotoxizität allgemein höher (siehe Abbildung 40).



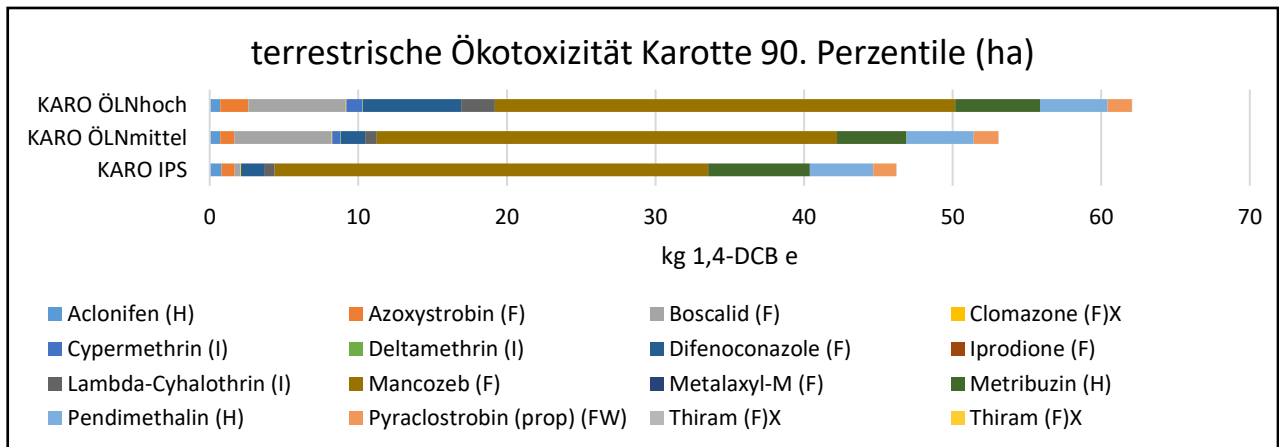
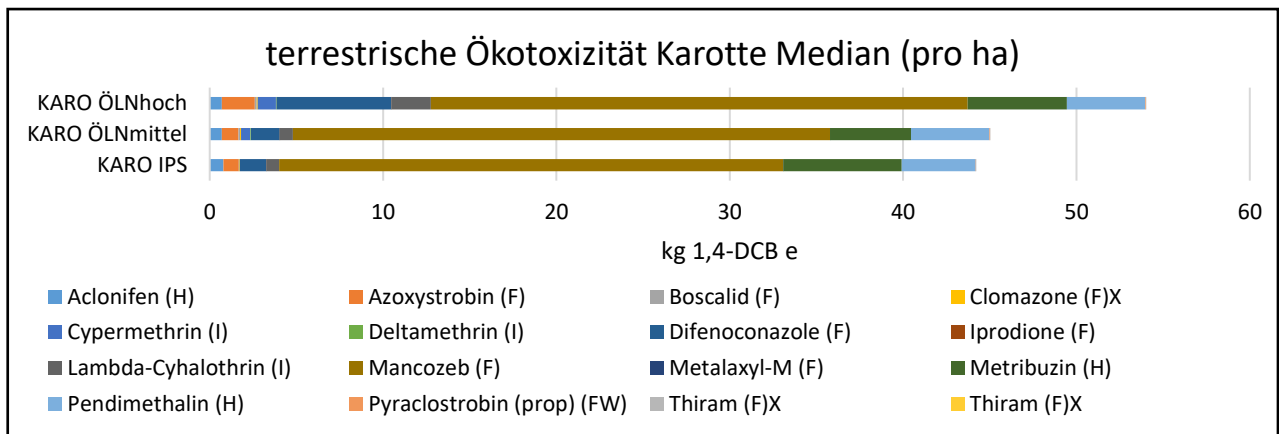
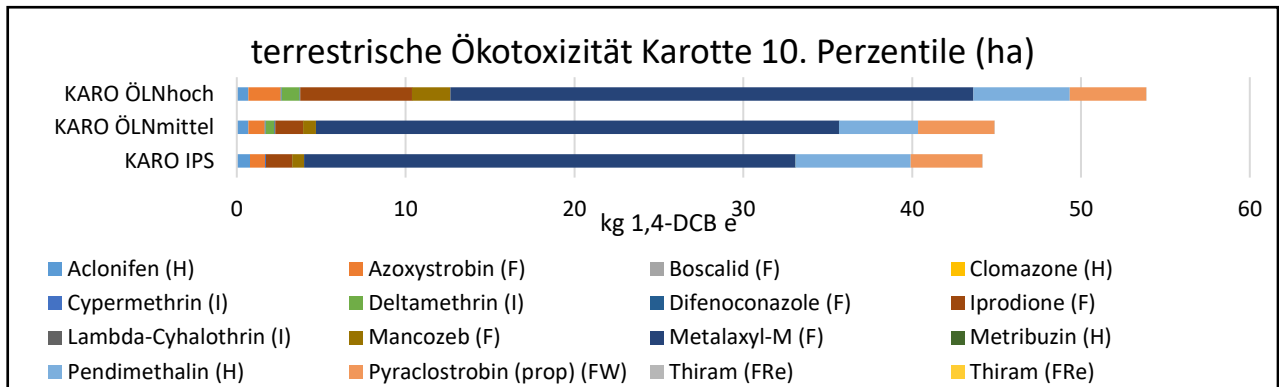


Abbildung 41: Resultate der Sensitivitätsstudie bezüglich der Verwendung von vorhanden CF in ReCiPe mittels der 10., 50. und 90. Perzentile für die Kultur Karotte (KARO).

Bei den Karotten unterschieden sich die Wirkstoff-Zusammensetzung der 10. Perzentile stark vom Median und der 90. Perzentile (siehe Abbildung 41). Es dominiert nicht mehr das Fungizid Metalaxyl-M sondern das Fungizid Mancozeb. Bezüglich der totalen terrestrischen Ökotoxizität unterschieden sich die 10. Perzentile und der Median nicht so stark, während es bei der 90. Perzentile für ÖLNmittel und ÖLNhoch um einiges höher war.

Bei den Kartoffeln unterschieden sich die drei unterschiedlichen Perzentilen nicht stark, sowohl was die

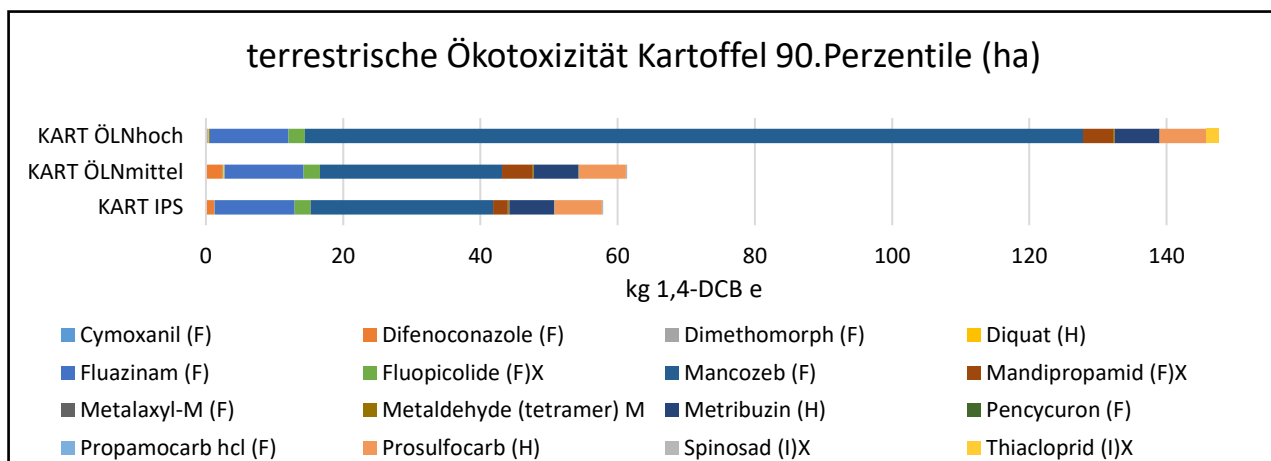
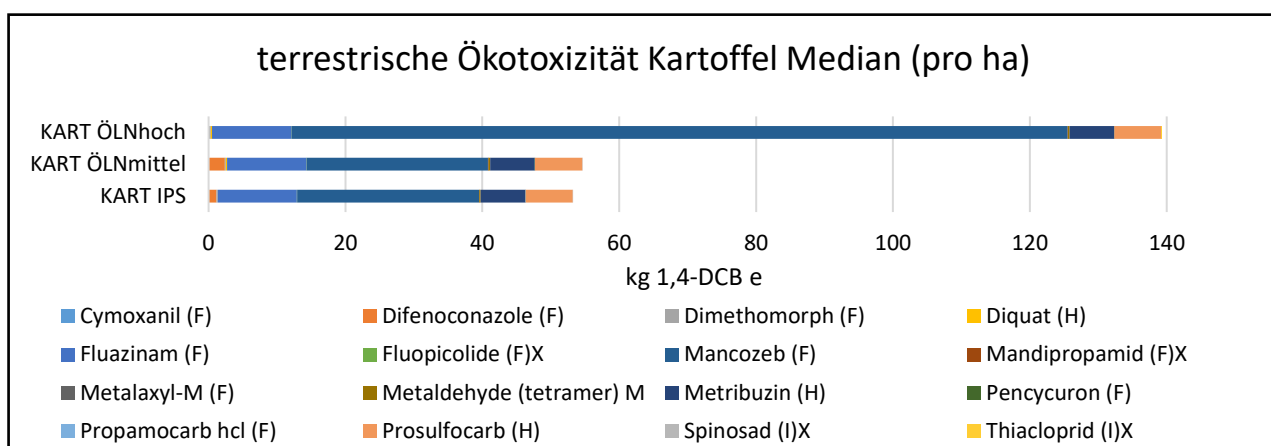
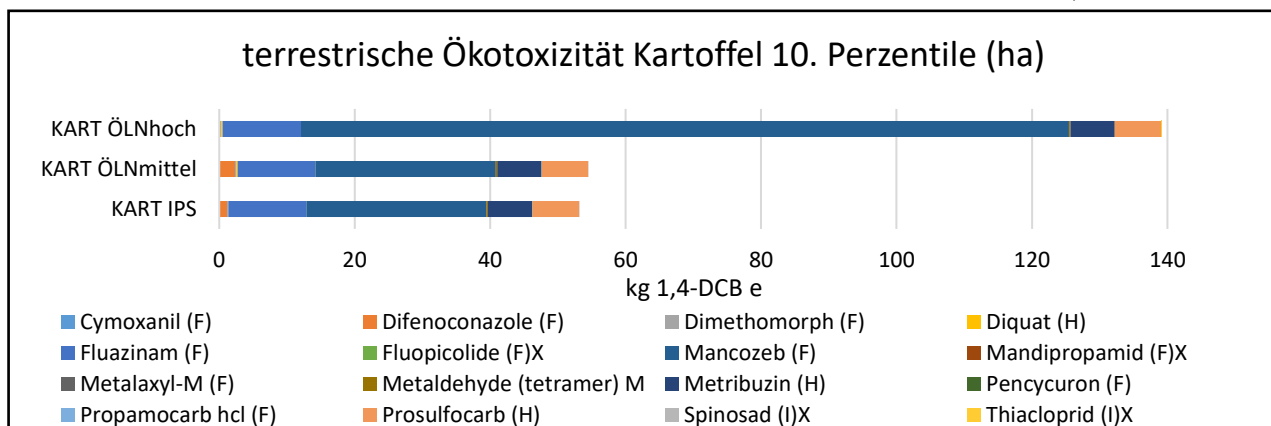


Abbildung 42: Resultate der Sensitivitätsstudie bezüglich der Verwendung von vorhanden CF in ReCiPe mittels der 10., 50. und 90. Perzentile für die Kultur Kartoffeln (KART).

Wirkstoff-Zusammensetzung anbelangt, als auch die totale terrestrische Ökotoxizität (siehe Abbildung 42).

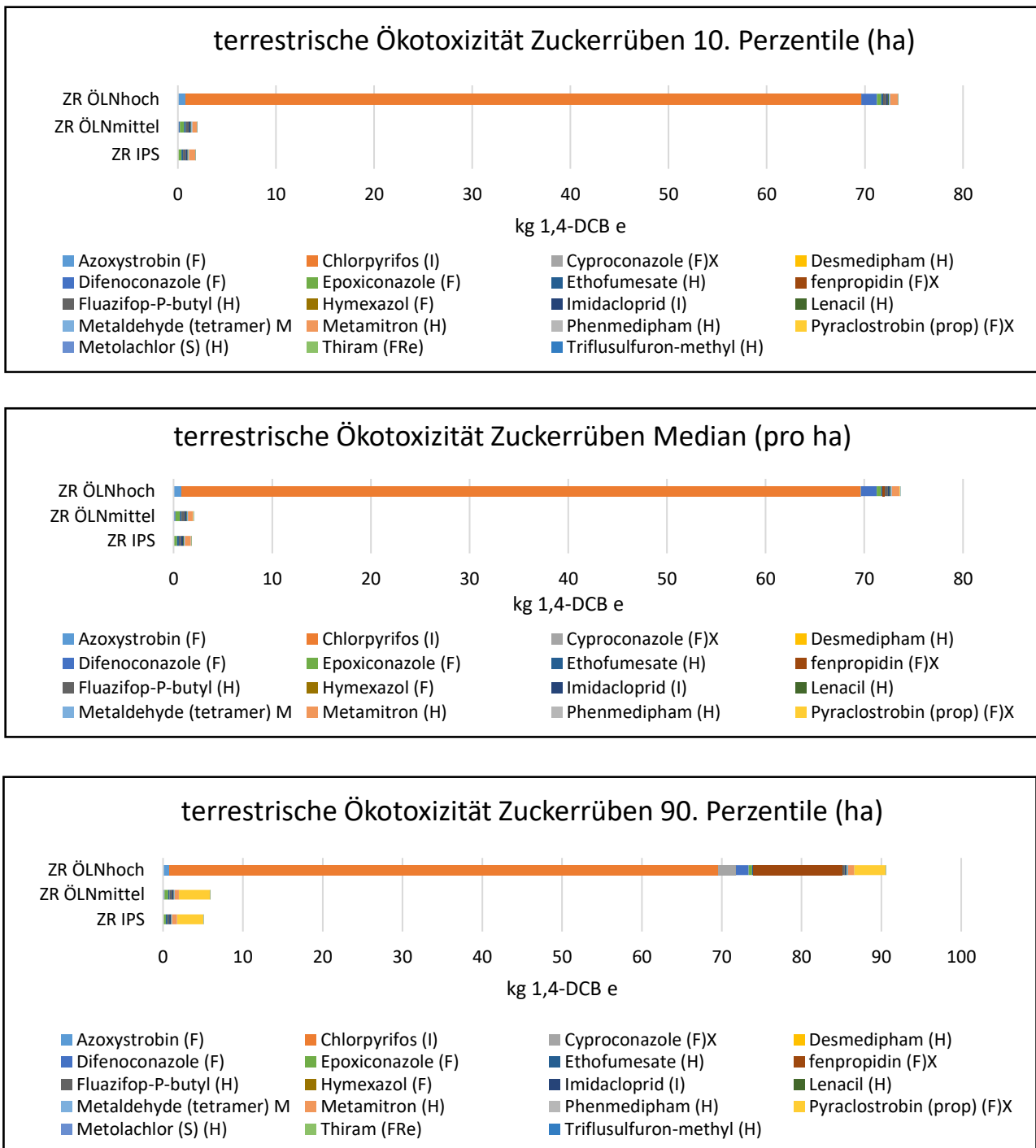


Abbildung 43: Resultate der Sensitivitätsstudie bezüglich der Verwendung von vorhanden CF in ReCiPe mittels der 10., 50. und 90. Perzentile für die Kultur Zuckerrüben (ZR).

Hinsichtlich der Zuckerrüben gab es zwischen der 10. Perzentile und dem Median keine grossen Veränderungen, während bei der 90. Perzentile die totale terrestrische Ökotoxizität zunahm und sich auch die dominierenden Wirkstoffe etwas veränderten (siehe Abbildung 43).

### 10.1.3 Ergänzung der Datenbank des PestLCI Konsensus-Modells

Vier WS waren anorganisch und konnten deshalb nicht hinzugefügt werden, da PestLCI Konsensus-Modell nur Emissionen für organischen WS berechnen kann. Wie bei USEtox wurden

zudem folgende Wirkstoffgruppen ausgeschlossen: a) Bakterien, b) Nützlinge, c) Viren, d) Pilze, e) Pheromone, f) Beistoffe, g) Netz- und Haftmittel, h) Seifenpräparate (Insektizide), i) anorganische Verbindungen (Metalle), j) Aktivator, Keimhemmer, Regulator für Pflanzenentwicklung und k) Diverses. Zur letzten Kategorie gehören Substanzen wie Pfefferminzöl, Hornmehl oder Kieselsand. Des Weiteren wurden noch Wirkstoffe ausgeschlossen die: l) nur in einer geringen Anzahl von Produkten vorkommt und zudem nicht in wichtigen Kulturen verwendet werden oder m) hauptsächlich im biologischen Landbau oder im Hausgarten verwendet werden. Nach Ausschluss der Wirkstoffgruppen a)-m) blieb lediglich noch ein WS übrig: Azadirachtin B (siehe Anhang 10).

PestLCI Konsensus-Modell verwendet als Hauptdatenquelle die PPDB (Dijkman et al. 2012). Als alternative Datenquelle wurden weitere Datenbanken wie Chempider<sup>6</sup> oder Pubmed<sup>7</sup> verwendet. In nachfolgender Tabelle 20 ist der hinzugefügte Wirkstoffe aufgeführt (CAS-Nr und Name) sowie dessen Wirkungsbereich (PesticideTargetClass) und die interne PestLCI Konsensus-Modell ID.

Tabelle 20: Zu PestLCI Konsensus-Modell hinzugefügte Substanz im Rahmen des BeUPIP Projektes.

CAS RN	Name	PesticideTargetClass	PestLCI ID
95507-03-2	azadirachtin B	insecticide	1823

#### 10.1.4 Ergänzung der Datenbank von USEtox

Für die Ergänzung der USEtox Datenbank wurden nur organische Substanzen berücksichtigt. Namentlich wurden folgende Wirkstoffgruppen ausgeschlossen: a) Bakterien, b) Nützlinge, c) Viren, d) Pilze, e) Pheromone, f) Beistoffe, g) Netz- und Haftmittel, h) Seifenpräparate (Insektizide), i) anorganische Verbindungen (Metalle), j) Aktivator, Keimhemmer, Regulator für Pflanzenentwicklung und k) Diverses. Zur letzten Kategorie gehören Substanzen wie Pfefferminzöl, Hornmehl oder Kieselsand. Des Weiteren wurden WS rausgefiltert die: l) nur in einer geringen Anzahl von Produkten vorkommt und zudem nicht in wichtigen Kulturen verwendet werden oder m) hauptsächlich im biologischen Landbau oder im Hausgarten verwendet werden. Von den ursprünglichen 128 WS blieben nach Ausschluss der nicht verwendbaren Wirkstoffgruppen noch 102 WS übrig. In der ersten Version von USEtox (1.0) wurde primär das Programm EPI Suite<sup>TM</sup>8 verwendet um die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Substanzen zu erheben (Huijbregts et al. 2010). Dabei handelt es sich dabei jedoch oft um Schätzung oder Annäherungen. Gemäss dem USEtox Manger Peter Fantke wurden für USEtox 2.02 neu primär Daten aus der PPDB (Pesticide Property Database; Lewis et al. (2016)) oder der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA)<sup>9</sup> verwendet (Fantke 2017b). Die PPDB beinhaltet experimentell erhobenen und verifizierten Daten, welche auch im PestLCI Konsensus-Modell verwendet werden und wurde daher als primäre Datengrundlage genutzt. Als alternative Quellen wurden die PestLCI Konsensus-Modell Datenbank berücksichtigt und in Einzelfällen auch weitere wissenschaftliche Quellen (z.B. MSDS, Agroscope-Berichte etc.). Fehlende Werte wurden gemäss dem USEtox-Manual abgeschätzt (Fantke et al. 2015b, a). Drei WS mussten trotzdem wegen Datenmangels ausgeschlossen werden, wobei keiner der WS in unseren Spritzfolgen verwendet wurde. Insgesamt wurden somit Toxizitätsdaten für 99 WS hinzugefügt (siehe Tabelle 21). Da die Humantoxizität nicht Gegenstand dieser Studie war, wurden nur toxikologische Daten für die aquatische Ökotoxizität hinzugefügt. Die im Excel berechneten CF wurden in die Ökobilanz-Software SimaPro importiert.

Die nachfolgende Tabelle enthält folgende Angaben zu den hinzugefügte Wirkstoffen: CAS-Nr, Name, sowie deren Wirkungsbereiche (PesticideTargetClass) und die interne USEtox ID (Identifikationsnummer). Bezüglich der hinzugefügte Daten gibt es noch einige wichtige Punkte: Bei der Wasserlöslichkeit

<sup>6</sup> <http://www.chemspider.com/>

<sup>7</sup> <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed>

<sup>8</sup> <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

<sup>9</sup> <https://www.efsa.europa.eu/de>

konnten keine Werte für die Referenztemperatur 25°C gefunden werden, weshalb Werte für die Referenztemperatur 20°C verwendet wurden. Für die Berechnung der Ökotoxizitätswerte in USEtox (avLogEC<sub>50</sub>) wurden sowohl EC<sub>50</sub>- als auch LC<sub>50</sub>-Werte berücksichtigt.

Tabelle 21: Zu USEtox 2.02 hinzugefügte Substanzen im Rahmen von BeUPIP.

CAS RN	Name	PesticideTargetClass	USEtox ID
112-72-1	myristyl alcohol	insecticide	O-003078
3100-04-7	1-methylcyclopropene	plant growth regulator	O-003079
2687-94-7	1-octyl-2-pyrrolidone	other product constituent	O-003080
65195-55-3	abamectin	insecticide	O-003081
57960-19-7	acequinocyl	acaricide	O-003082
135410-20-7	acetamiprid	insecticide	O-003083
120923-37-7	amidosulfuron	herbicide	O-003084
150114-71-9	aminopyralid	herbicide	O-003085
348635-87-0	amisulbrom	fungicide	O-003086
113614-08-7	beflubutamid	herbicide	O-003087
98243-83-5	benalaxyl-M	fungicide	O-003088
98730-04-2	benoxacor	herbicide safener	O-003089
149877-41-8	bifenazate	insecticide	O-003090
581809-46-3	bixafen	fungicide	O-003091
188425-85-6	boscalid	fungicide	O-003092
28772-56-7	bromadiolone	rodenticide	O-003093
500008-45-7	chlorantraniliprole	insecticide	O-003094
142891-20-1	cinidon-ethyl	herbicide	O-003095
74115-24-5	clofentezine	acaricide	O-003096
210880-92-5	clothianidin	insecticide	O-003097
33956-49-9	codlemone	insecticide	O-003098
120116-88-3	cyazofamid	fungicide	O-003099
180409-60-3	cyflufenamid	fungicide	O-003100
163515-14-8	dimethenamid-P	herbicide	O-003101
106325-08-0	epoxiconazole	fungicide	O-003102
61791-26-2	ethoxylated tallow amine	other product constituent	O-003103
153233-91-1	etoxazole	acaricide	O-003104
131807-57-3	famoxadone	fungicide	O-003105
161326-34-7	fenamidone	fungicide	O-003106
120928-09-8	fenazaquin	acaricide	O-003107
126833-17-8	fenhexamid	fungicide	O-003108
67306-00-7	fenpropidin	fungicide	O-003109
473798-59-3	fenpyrazamine	fungicide	O-003110
134098-61-6	fenpyroximate	acaricide	O-003111
104040-78-0	flzasulfuron	herbicide	O-003112
158062-67-0	flonicamid	insecticide	O-003113
145701-23-1	florasulam	herbicide	O-003114
239110-15-7	fluopicolide	fungicide	O-003115
658066-35-4	fluopyram	fungicide	O-003116
361377-29-9	fluoxastrobin	fungicide	O-003117
144740-54-5	flupyrsulfuron-methyl	herbicide	O-003118
136426-54-5	fluquinconazole	fungicide	O-003119
85509-19-9	flusilazole	fungicide	O-003120

CAS RN	Name	PesticideTargetClass	USEtox ID
907204-31-3	fluxapyroxad	fungicide	O-003121
173159-57-4	foramsulfuron	herbicide	O-003122
15845-66-6	fosetyl	fungicide	O-003123
51276-47-2	glufosinate	herbicide	O-003124
72619-32-0	haloxyfop-P-methyl	herbicide	O-003125
144550-36-7	iodosulfuron-methyl-sodium	herbicide	O-003126
140923-17-7	iprovalicarb	fungicide	O-003127
163520-33-0	isoxadifen ethyl	herbicide safener	O-003128
1332-58-7	kaolin	insecticide	O-003129
9008-22-4	laminarin	fungicide	O-003130
64742-95-6	solvent naphtha	other product constituent	O-003131
103055-07-8	lufenuron	insecticide	O-003132
9050-36-6	maltodextrin	insecticide	O-003133
374726-62-2	mandipropamid	fungicide	O-003134
135590-91-9	mefenpyr	herbicide safener	O-003135
110235-47-7	mepanipyrim	fungicide	O-003136
208465-21-8	mesosulfuron-methyl	herbicide	O-003137
104206-82-8	mesotrione	herbicide	O-003138
125116-23-6	metconazole	fungicide	O-003139
139528-85-1	metosulam	herbicide	O-003140
220899-03-6	metrafenone	fungicide	O-003141
51596-10-2	milbemectin	insecticide	O-003142
14433-76-2	N,N-dimethyl capramide	other product constituent	O-003143
116714-46-6	novaluron	insecticide	O-003144
39807-15-3	oxadiargyl	herbicide	O-003145
219714-96-2	penoxsulam	herbicide	O-003146
106700-29-2	pethoxamid	herbicide	O-003147
117428-22-5	picoxystrobin	fungicide	O-003148
34363-01-4	di-1-p-menthene	other product constituent	O-003149
243973-20-8	pinoxaden	herbicide	O-003150
127277-53-6	prohexadione-calcium	plant growth regulator	O-003151
189278-12-4	proquinazid	fungicide	O-003152
178928-70-6	prothioconazole	fungicide	O-003153
175013-18-0	pyraclostrobin	fungicide	O-003154
129630-19-9	pyraflufen-ethyl	herbicide	O-003155
422556-08-9	pyroxsulam	herbicide	O-003156
124495-18-7	quinoxifen	fungicide	O-003157
100646-51-3	quizalofop-P-ethyl	herbicide	O-003158
64742-95-6	solvent naphtha	other product constituent	O-003159
168316-95-8	spinosad	insecticide	O-003160
148477-71-8	spirodiclofen	acaricide	O-003161
203313-25-1	spirotetramat	insecticide	O-003162
118134-30-8	spiroxamine	fungicide	O-003163
99105-77-8	sulcotrione	herbicide	O-003164
119168-77-3	tebufenpyrad	acaricide	O-003165
335104-84-2	tembotrione	herbicide	O-003166
111988-49-9	thiacloprid	insecticide	O-003167
153719-23-4	thiamethoxam	insecticide	O-003168
317815-83-1	thiencarbazone-methyl	herbicide	O-003169

CAS RN	Name	PesticideTargetClass	USEtox ID
72459-58-6	triazoxide	fungicide	O-003170
141517-21-7	trifloxystrobin	fungicide	O-003171
131983-72-7	triticonazole	fungicide	O-003172
142469-14-5	tritosulfuron	herbicide	O-003173
283159-90-0	valifenalate	fungicide	O-003174
97955-44-7	zeta-cypermethrin	insecticide	O-003175
156052-68-5	zoxamide	fungicide	O-003176

### 10.1.5 Emissionen in den Boden in PestLCI Konsensus-Modell

In Tabelle 22 sind die Resultate der Sensitivitätsanalyse der zeitlichen Systemgrenze vom PestLCI Konsensus-Modell dargestellt.

Tabelle 22: Totale Emissionen (PestLCI Konsensus Modell) für Winterraps bei einer zeitlichen Systemgrenze von vier Tagen mit der prozentualen Veränderung gegenüber der zeitlichen Systemgrenze von einem Tag in Klammern. Es wurden zwei WS (Diquat, Clopyralid) und drei Bodentypen (B2, B3) berücksichtigt, wobei gilt:  $(4 \text{ Tage} - 1 \text{ Tag}) / (1 \text{ Tag})$  = prozentuale Veränderung (gegenüber z. Systemgrenze von einem Tag); n.a. = „not applicable“; OW=Oberflächen-gewässer; GW=Grundwasser.

	Luft	OW	GW	Pflanze	Boden	Abbau
Diquat (B2)	0.05 (0.1%)	0.45 (0.0%)	0.00 (n.a.)	0.00 (-100%)	0.48 (221%)	0.02 (175%)
Diquat (B3)	0.05 (0.1%)	0.45 (0.0%)	0.00 (n.a.)	0.00 (-100%)	0.48 (221%)	0.02 (175%)
Clopyralid (B2)	0.06 (7.9%)	0.45 (0.1%)	0.01 (n.a.)	0.00 (-100%)	0.37 (156%)	0.11 (154%)
Clopyralid (B3)	0.06 (7.9%)	0.45 (0.1%)	0.00 (n.a.)	0.00 (-100%)	0.38 (161%)	0.11 (153%)

### 10.1.6 Parametrisierung des PestLCI Konsensus-Modells für die Schweiz

#### Boden

In Tabelle 23 sind die Daten der drei Bodentypen B1, B2 und B3 aufgeführt, welche zum PestLCI Konsensus-Modell hinzugefügt wurden. Zudem sind die Daten des angepassten Bodentyps B1 (B\_corr) aufgeführt (für Details siehe unten).

Tabelle 23: Eingabedaten für die drei Bodentypen B1 (leicht), B2 (mittelschwer) und B3 (schwer) für das PestLCI Konsensus-Modell.

	Boden_1 (B1)	Boden_2 (B2)	Boden_3 (B3)	B1_corr	Einheit
start layer 1	0.00	0.00	0.00	0.00	m
start layer 2	0.25	0.25	0.20	0.25	m
start layer 3	0.40	0.50	0.40	0.4	m
start layer 4	0.70	0.90	0.70	0.7	m
start layer 5	1.00	1.00	1.00	1.00	m
pH layer 1	6.40	6.60	7.00	6.4	
pH layer 2	6.50	6.70	7.20	6.5	
pH layer 3	6.60	6.80	7.40	6.6	
pH layer 4	7.90	7.00	7.80	7.9	
f(clay) layer 1	0.14	0.22	0.40	0.18	%
f(silt) layer 1	0.25	0.30	0.38	0.275	%
f(sand) layer 1	0.61	0.48	0.22	0.545	%
f(clay) layer 2	0.16	0.24	0.42	0.2	%
f(silt) layer 2	0.25	0.32	0.38	0.285	%
f(sand) layer 2	0.59	0.44	0.20	0.515	%
f(clay) layer 3	0.21	0.26	0.40	0.235	%
f(silt) layer 3	0.20	0.34	0.40	0.27	%

	Boden_1 (B1)	Boden_2 (B2)	Boden_3 (B3)	B1_corr	Einheit
f(sand) layer 3	0.59	0.40	0.20	0.495	%
f(clay) layer 4	0.03	0.20	0.37	0.115	%
f(silt) layer 4	0.10	0.27	0.38	0.185	%
f(sand) layer 4	0.87	0.53	0.25	0.7	%
f(OC) layer 1	1.16	1.74	2.61	0.18	%
f(OC) layer 2	0.23	0.41	0.70	0.275	%
f(OC) layer 3	0.12	0.12	0.23	0.545	%
soil bulk density	1412.5	1425	1437.5	1412.5	kg/m3
Name layer 1	Ahp	Ahp	Ahp,cn	Ahp	
Name layer 2	BE	B	AB(g)x	BE	
Name layer 3	Blt	B(g)	Bg(x)	Blt	
Name layer 4	C	B(C)	BCg	C	
Solid material density	2.65	2.67	2.70	2.65	kg/l
Anteil an Makroporen	0.30	0.27	0.25	0.30	
Soil solid matter fraction	0.50	0.47	0.45	0.50	
Soil water fraction	0.20	0.22	0.25	0.20	
Reference soil moisture content for soil biodegradation	0.20	0.26	0.38	0.20	
Response factor soil biodegradation rate on soil moisture content	0.70	0.70	0.70	0.70	
Q-value	2.58	2.58	2.58	2.58	

In einer ersten Sensitivitätsanalyse wurde der Effekt einer Änderung des Standard-Bodentyps B2 bei einer zeitlichen Systemgrenze von einem Tag untersucht (siehe Tabelle 24 - Tabelle 27). Die Analyse zeigte, dass sich die Resultate für die fünf Emissionskompartimente Luft, Oberflächenwasser, Grundwasser, Pflanze und Boden kaum änderten (rund 1 %). Beim Abbau und der Aufnahme von PSM in die Pflanze gab es Veränderungen von 4-8 %. Diese geringen Variationen sind darauf zurück zu führen, dass bei einer zeitlichen Systemgrenze von einem Tag kein Regenereignis für den verwendeten Klimatyp (Koppigen) stattfindet. Damit fallen fast alle Prozesse, die im Boden stattfinden oder davon abhängen weg. Deshalb wurde eine zweite Sensitivitätsanalyse durchgeführt mit einer zeitlichen Systemgrenze von vier Tagen. Die Resultate waren grösstenteils gleich wie bei einer ersten Analyse, jedoch gab es bei den Emissionen ins Grundwasser grosse Unterschiede zwischen den Bodentypen B2 und B3 (83 % für Diquat und 64 % für Clopyralid), weil innerhalb der vier Tage ein Regenereignis stattfindet und damit Makroporenabfluss und Auswaschung stattfinden, welche zudem vom Bodentyp abhängig sind. Bei den anderen Emissionskompartimenten und dem Abbau und der Aufnahme von PSM in die Pflanze blieben die Unterschiede zwischen den Bodentypen konstant im Vergleich zur Analyse mit einem Tag. Bei der Berechnung der Emissionen mit dem Bodentyp B1 bei einer zeitlichen Systemgrenze von vier Tagen traten jedoch Schwierigkeiten bei der Berechnung der Emissionen. Nach einer Rücksprache mit den Modellentwicklern (T.Dijkman) wurde der Bodentyp B1 leicht angepasst, sodass eine Berechnung möglich war. Dazu wurde für den Sand-, Lehm- und Schluff-Anteil der Median von B1 und B2 genommen, was zu Abweichungen von -20 % bis +29 % der einzelnen Komponenten führte. Die Resultate sind in Tabelle 26 aufgelistet. Die Abweichungen zwischen den Bodentypen B1(corr) und B2 waren bezüglich der Emissionen ins Grundwasser (GW) in diesem Fall um einiges grösser (-778 % für Diquat und -414 % für Clopyralid). Dies dürfte damit zu tun haben, dass der Bodentyp B1 bzw. B1(corr) einen viel höheren Sandanteil hat und damit viel durchlässiger ist für Wasser. Da die Emissionen ins Grundwasser in der Wirkungsabschätzung mittels USEtox nicht weiter berücksichtigt werden können, haben diese Abweichungen keinen Effekt für unsere Berechnungen. Deshalb und auch aufgrund der Empfehlung der Modellentwickler wurde für dieses Projekt eine zeitliche Systemgrenze von einem Tag verwendet für das PestLCI Konsensus-Modell.



Tabelle 24: Prozentuale Veränderung der Resultate bei Verwendung des Bodentyps B1 im Verhältnis zu B2  $((B2-B1)/B2)$  für die fünf Emissionskompartimente Luft, OW, GW, Pflanze und Boden, sowie für den Abbau und die Aufnahme von PSM mittels PestLCI Konsensus-Modell. Zeitliche Systemgrenze einem Tag.

	$((B2- B1)/B2)*100$ [%]					
	Luft	OW	GW	Pflanze	Boden	Abbau und Aufnahme
Diquat	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.4%	-7.2%
Clopyralid	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	1.2%	-4.0%

Tabelle 25: Prozentuale Veränderung der Resultate bei Verwendung des Bodentyps B1 im Verhältnis zu B2  $((B2-B3)/B2)$  für die fünf Emissionskompartimente Luft, OW, GW, Pflanze und Boden, sowie für den Abbau und die Aufnahme von PSM mittels PestLCI Konsensus-Modell. Zeitliche Systemgrenze einem Tag.

	$((B2- B3)/B2)*100$ [%]					
	Luft	OW	GW	Pflanze	Boden	Abbau und Aufnahme
Diquat	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	-0.5%	8.3%
Clopyralid	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	-1.4%	4.7%

Tabelle 26: Prozentuale Veränderung der Resultate bei Verwendung des Bodentyps B1 im Verhältnis zu B2  $((B2-B3)/B2)$  für die fünf Emissionskompartimente Luft, OW, GW, Pflanze und Boden, sowie für den Abbau und die Aufnahme von PSM mittels PestLCI Konsensus-Modell. Zeitliche Systemgrenze 4 Tage.

	$((B2- B1 (corr))/B2)*100$ [%]					
	Luft	OW	GW	Pflanze	Boden	Abbau und Aufnahme
Diquat	0.0%	0.0%	-778%	0%	0.1%	-1.8%
Clopyralid	0.0%	0.0%	-414%	0%	14.2%	-1.1%

Tabelle 27: Prozentuale Veränderung der Resultate bei Verwendung des Bodentyps B1 im Verhältnis zu B2  $((B2-B3)/B2)$  für die fünf Emissionskompartimente Luft, OW, GW, Pflanze und Boden, sowie für den Abbau und die Aufnahme von PSM mittels PestLCI Konsensus-Modell. Zeitliche Systemgrenze 4 Tage.

	$((B2- B3)/B2)*100$ [%]					
	Luft	OW	GW	Pflanze	Boden	Abbau und Aufnahme
Diquat	0.0%	0.0%	82.9%	0.0%	-0.4%	8.3%
Clopyralid	0.0%	0.0%	64.2%	0.0%	-3.6%	4.9%

### Klima

In der nachfolgenden Tabelle 28 sind die Daten der drei Klimatypen Zürich-Affoltern, Neuchâtel und Koppingen aufgeführt, welche für eine Ergänzung der Klima-Datenbank des PestLCI Konsensus-Modells benötigt wurden.

Tabelle 28: Klimatische Eingabedaten für das PestLCI Konsensus-Modell für die drei Standorte Zürich Affoltern, Neuchâtel und Koppingen.

	Zürich-Affoltern	Neuchâtel	Koppingen
m.ü.M. [m]	443	485	484
Temperatur Jan[°C]	0.3	1.2	-0.2
Temperatur Feb [°C]	1.1	2.1	0.9
Temperatur März [°C]	5.2	5.9	5.1

	Zürich-Affoltern	Neuchâtel	Koppingen
Temperatur April [°C]	8.9	9.5	8.5
Temperatur Mai [°C]	13.5	13.9	13.2
Temperatur Juni [°C]	16.7	17.2	16.3
Temperatur Juli [°C]	18.8	19.7	18.6
Temperatur Aug [°C]	18.2	19.2	18.1
Temperatur Sept [°C]	14.2	15.2	14.2
Temperatur Okt [°C]	9.8	10.7	9.8
Temperatur Nov [°C]	4.3	5.3	4.0
Temperatur Dez [°C]	1.5	2.3	0.9
Jährliche Durchschnittstemperatur [°C]	9.4	10.2	9.1
Regen Jan. [mm]	61.4	69.8	70.7
Regen Feb. [mm]	59.9	63.1	63.5
Regen März [mm]	74.3	69.0	74.6
Regen April [mm]	79.1	67.8	77.3
Regen Mai [mm]	114.1	88.1	110.1
Regen Juni [mm]	116.2	87.0	113.8
Regen Juli [mm]	112.3	84.6	104.8
Regen Aug. [mm]	105.8	103.4	119.9
Regen Sept. [mm]	90.2	92.9	97.4
Regen Okt. [mm]	84.1	88.6	89.5
Regen Nov. [mm]	77.5	74.5	77.3
Regen Dez. [mm]	79.0	88.7	88.6
Jahresniederschlag total [mm]	1053.9	977.5	1087.5
Regenfrequenz Jan. [Tage]	3.1	3.1	2.9
Regenfrequenz Feb. [Tage]	3.2	3.0	2.9
Regenfrequenz März [Tage]	2.8	3.1	2.8
Regenfrequenz April [Tage]	2.7	3.1	2.9
Regenfrequenz Mai [Tage]	2.6	2.6	2.5
Regenfrequenz Juni [Tage]	2.5	2.8	2.6
Regenfrequenz Juli [Tage]	2.7	3.1	2.9
Regenfrequenz Aug. [Tage]	2.8	3.1	2.8
Regenfrequenz Sept. [Tage]	3.1	3.5	3.2
Regenfrequenz Okt. [Tage]	3.1	3.0	3.0
Regenfrequenz Nov. [Tage]	2.9	3.1	2.8
Regenfrequenz Dez. [Tage]	2.9	3.0	2.7
Durchs. Regenfrequenz	2.9	3.0	2.8
Jährliche pot. Evaporation [mm]	644.6	757.8	259.2
Durchs. Solarstrahlung [Wh m-2 day-1]	676.8	723.8	735.0

Die Resultate der Sensitivitätsanalyse der Klimatypen in Tabelle 29 bis Tabelle 32 zeigten, dass sich die Resultate für die fünf Emissionskompartimente Luft, Oberflächenwasser, Grundwasser, Pflanze und Boden für beide Systemgrenzen kaum änderten bei einer Variation des Klimatyps (ca. 1 %). Beim Abbau und der Aufnahme von PSM in die Pflanze gab es bei einem Tag Veränderungen im einstelligen Prozentbereich. Bei einer zeitlichen Systemgrenze von vier Tagen waren die Unterschiede beim Abbau etwas grösser (1-15 %). Da der abgebaute Anteil des angewendeten PSM jedoch nicht weiter berücksichtigt wird in der Wirkungsabschätzung, kann diese Variation vernachlässigt werden. Auch beim Klima wurde somit ein Standard-Wert (Koppigen) für alle Berechnungen verwendet.

Tabelle 29: Prozentuale Veränderung der Resultate bei Verwendung von Neuchâtel im Verhältnis zu Koppigen für die fünf Emissionskompartimente Luft, OW, GW, Pflanze und Boden, sowie für den Abbau und die Aufnahme von PSM mittels PestLCI Konsensus-Modell. Zeitliche Systemgrenze 1 Tag.

	((Koppigen- Neuchâtel)/Koppigen)*100 [%]					
	Luft	OW	GW	Pflanze	Boden	Abbau und Aufnahme
Diquat	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.1%	-4.6%
Clopyralid	-0.9%	0.0%	0.0%	0.5%	0.3%	-3.4%

Tabelle 30: Prozentuale Veränderung der Resultate bei V Verwendung von Zürich Affoltern im Verhältnis zu Koppigen für die fünf Emissionskompartimente Luft, OW, GW, Pflanze und Boden, sowie für den Abbau und die Aufnahme von PSM mittels PestLCI Konsensus-Modell. Zeitliche Systemgrenze 1 Tag.

	((Koppigen- Zürich Affoltern)/Koppigen)*100 [%]					
	Luft	OW	GW	Pflanze	Boden	Abbau und Aufnahme
Diquat	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	-0.6%
Clopyralid	-0.1%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	-0.4%

Tabelle 31: Prozentuale Veränderung der Resultate bei Verwendung von Neuchâtel im Verhältnis zu Koppigen für die fünf Emissionskompartimente Luft, OW, GW, Pflanze und Boden, sowie für den Abbau und die Aufnahme von PSM mittels PestLCI Konsensus-Modell. Zeitliche Systemgrenze 4 Tag.

	((Koppigen- Neuchâtel)/Koppigen)*100 [%]					
	Luft	OW	GW	Pflanze	Boden	Abbau und Aufnahme
Diquat	0.0%	0.0%	-3.4%	0.0%	0.8%	-15.3%
Clopyralid	-3.0%	0.0%	-0.2%	0.0%	4.1%	-12.2%

Tabelle 32: Prozentuale Veränderung der Resultate bei V Verwendung von Zürich Affoltern im Verhältnis zu Koppigen für die fünf Emissionskompartimente Luft, OW, GW, Pflanze und Boden, sowie für den Abbau und die Aufnahme von PSM mittels PestLCI Konsensus-Modell. Zeitliche Systemgrenze 4 Tag.

	((Koppigen- Zürich Affoltern)/Koppigen)*100 [%]					
	Luft	OW	GW	Pflanze	Boden	Abbau und Aufnahme
Diquat	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	-0.6%
Clopyralid	-0.2%	0.0%	0.1%	0.0%	0.1%	-0.4%

## 10.2 Methodenentwicklung: Risikobewertung

### 10.2.1 Modellbeschreibung: Einträge ins Gewässer

Im Model SYNOPSIS wurden die diffusen Eintragspfade Abdrift, Abschwemmung, Erosion und Drainage ins Oberflächengewässer berücksichtigt. Die Modelle, welche in SYNOPSIS für die einzelnen Eintragspfade implementiert sind, sind im Detail im Bericht von SYNOPSIS beschrieben (Gutsche and Strassemeyer 2007). Für die Berechnung der Drift wurde auf die Abdrift-Eckwerte der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Deutschland (BBA) (Rautmann and Streloke 2001) und der von FOCUS (2001) vorgeschlagenen Exponentialfunktion zur Berechnung der Drift zurück gegriffen. Die Drift gelangt demnach direkt nach der Applikation ins Gewässer. Falls Produkte in der Spritzfolge auftraten, bei denen die Zulassung die Einhaltung einer Mindestdistanz zu Gewässern forderte (z.B. 50 m), wurden diese Abstände für die Berechnung der Abdrift berücksichtigt, auch dann wenn das jeweilige Umweltszenario eine geringere Distanz vom Feld zum Gewässer forderte.

Die anderen Eintragungspfade (Abschwemmung, Drift und Erosion) fanden zeitlich verzögert zur PSM-Applikation nach dem Regenereignis ins Gewässer statt. In SYNOPSIS wurde die Einstellung gewählt, dass drei Tage nach der Applikation das Regenereignis eintritt. Die Abschwemmung basierte auf der modifizierten „Curve Number“-Methode (Details siehe (Gutsche and Strassemeyer 2007)). Die Drainage wurde mit einem vereinfachten Meta-Modell, welches auf dem MACRO Modell (Jarvis 1994) basiert, berechnet.

In SYNOPSIS kann zwischen stehenden und fliessenden Gewässern gewählt werden, mit frei wählbarer Gewässerbite und –tiefe. Bei der Modelleinstellung fliessenden Gewässern wird nach einem Tag das ganze Wasser komplett ausgetauscht und somit ist keine Wirkstoffakkumulation möglich. Da in Gewässern in landwirtschaftlich intensiv genutztem Gebiet regelmässig PSM in Gewässern gemessen werden (Doppler et al. 2017), ist diese Annahme eher unrealistisch. Kleine Gewässer machen rund 75 % der Fliesstrecke des Schweizer Fliessgewässernetzes aus (Doppler et al. 2017). Aus diesen Gründen wurde als Feldrandgewässer ein stehendes Gewässer mit 1 m Breite und 30 cm Tiefe gewählt. Dadurch konnten mögliche Akkumulierungseffekte von mehrfach applizierten und schlecht abbaubaren Substanzen und zeitlich versetzten Eintragungspfaden (wie z.B. Drift und Abschwemmung) berücksichtigt werden. Dies entspricht einer worst-case Annahme, wirkt sich aber nur auf Spritzfolgen aus, welche eine Abfolge von Wirkstoffen enthalten die ein ähnlich hohes Risiko auf eine Organismengruppe darstellen. Da in diesem Projekt eine vergleichende Bewertung gemacht wurde, und bei allen Spritzfolgen der gleiche Gewässertyp gewählt wurde, beeinflusst dieser die relativen Unterschiede nur wenig. In der Zulassung von PSM wird ebenfalls standardmässig ein Gewässer von 1 m Breite und 30 cm Tiefe, als „realistischer worst-case“ angenommen. Die Wahl des Gewässertyps war aber primär bei der Risikobeurteilung für die Zulassung relevant, da in der Risikobeurteilung zwischen akzeptablen und nicht-akzeptablen Risiken unterschieden werden muss unter Berücksichtigung bestehender Unsicherheiten. Bei der Risikobeurteilung mit SYNOPSIS lag das Hauptgewicht auf der korrekten Wiedergabe relativer Unterschiede zwischen Wirkstoffen und ganzen Spritzfolgen.

Für PSM mit gesetzlichen Abstandsauflagen zur Driftreduktion wurden die jeweiligen produkt-spezifischen Auflagen in der Modellierung der Drifteinträge in jedem Fall berücksichtigt. Bei allen anderen Produkten wurde mindestens eine Distanz von 6 m zum Gewässer (bewachsener Pufferstreifen) angenommen, da für alle Behandlungsszenarien die Einhaltung des ÖLN und der guten landwirtschaftlicher Praxis angenommen wurde. Zudem wurde in dieser Studie das erste Mal der Parameter „Abstand vom Feld zum Gewässer“ variiert (Kapitel 2.3). Dieser bewachsene Pufferstreifen reduzierte die Einträge von Drift; andere Eintragungspfade wurden davon im Modell nicht beeinflusst.

Auch die Applikationsart der Wirkstoffe, als Beiz- oder Spritzmittel, beeinflusste den Eintrag ins Gewässer. Für die gespritzten Applikationen wurden alle Eintragungspfade (Drift, Abschwemmung, Drainage und Erosion) berücksichtigt. Bei gebeiztem Saatgut wurden nur die Einträge via Abschwemmung, Erosion und Drainage berücksichtigt, nicht jedoch die Staubdrift als Eintragungspfad ins Gewässer. Der Staubabrieb vom Saatgut ist bei guter landwirtschaftlicher Praxis sehr gering und wird zudem mit der heutigen Sätechnik minimiert (Nuyttens et al. 2013). Weiter könnte diskutiert werden, ob die Abschwemmung von Beizmitteln überhaupt berücksichtigt werden sollte, da das Saatgut zum Beispiel von Raps 2-3 cm tief in den Boden gesät wird (Annahme: Drillsaat). Laut EFSA (2004) ist bei dieser Saattiefe der Austrag via Abschwemmung vernachlässigbar.

### 10.2.2 Modellbeschreibung: Einträge in den Boden

In SYNOPSIS wird die Befruchtung des Bodens ausschliesslich von der Interzeption, der Aufwandmenge und dem behandelten Flächenanteil beeinflusst.

Zur Bestimmung des Rückhaltevermögens (Interzeption) der unterschiedlichen Kulturen und Zeitpunkte für PSM-Applikationen wurde durch Gutsche and Strassemeyer 2007 Werte in der Literatur konsultiert (Becker et al. 1999; Linders et al. 2000; FOCUS 2001). Der Kulturverlauf der unterschiedlichen Kulturen ist stark vom Klima abhängig. Im Modell SYNOPSIS stehen neun verschiedene Focus-Szenarien zur Auswahl (Jokioinen (FIN), Chateaudun (FRA), Hamburg (DEU), Kremsmünster (AUT), Okehampton (ENG), Sevilla (ESP), Thiva (GRC), Piacenza (ITA), Porto (PRT)). Der Unterschied im zeitlichen Verlauf der Interzeption zwischen den verschiedenen Focus-Szenarien war zum Teil beträchtlich. Für die Schweiz wurde standardmässig das Focus Szenario Hamburg ausgewählt, da dieses Szenario die grössten Ähnlichkeiten zur klimatischen

Gegebenheiten in der Schweiz aufwies. Allgemein ist der Jahresniederschlag in der Schweiz höher als in Hamburg, die Temperaturen sind jedoch vergleichbar.

Die Werte der Interzeption bei unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Kulturen wurden daraufhin mit geeigneten Funktionen verbunden, um eine stetige Interzeption für beliebige Entwicklungsstadien zu ermöglichen (Abbildung 2). Die Interzeption kann einen Wert zwischen 0 und 1 einnehmen; z.B. bei einem Wert 0 gelangt 100 % der applizierten PSM auf den Boden.

In Abbildung 2 ist Beispiel für die zeitlich abhängige und stetige Interzeption in der Kultur Zuckerrübe ersichtlich. Die Funktion besteht aus vier verschiedenen Phasen. Aufkommen (emergence), Reifung (maturation), vollständig entwickelt (harvest) und nach der Ernte. Für die Phasen Aufkommen und nach der Ernte wurde der Wert der minimalen Interzeption verwendet. In der Phase in der die Kultur vollständig entwickelt ist wurde der maximale Interzeptionswert für die jeweilige Kultur verwendet. In der Reifungsphase wurde mit einer Funktion abhängig von minimalen und maximalen Interzeptionswerten sowie Tag des Aufkommens und Reifung berechnet. Die Interzeptionswerte wurde alle bis auf die Kultur Karotte übernommen (Tabelle 33).

Tabelle 33: Interzeptionsparameter aus dem Focus Szenario für Hamburg (1.-7. Spalte). Bei Karotten wurden die im Projekt definierten Werte (Carrots-CH, 8. Spalte) verwendet. Die Werte entsprechen Tag im Jahr (z.B. 1  $\triangleq$  1. Januar, 365  $\triangleq$  31. Dezember).

	Oil seed rape (winter)	Potatoes	Sugar beets	Winter cereals	Legumes	Carrots1	Carrots2	Carrots- CH
Emergence day	245	130	105	305	105	69	191	140
Maturation day	125	201	242	152	163	110	222	181
Harvest day	209	258	281	222	227	151	263	257
Minimal Interception	0	0	0	0	0	0	0	0
Maximal Interception	0.8	0.8	0.9	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
Interception at harvest	0	0	0	0	0	0	0	0

Die Wirkstoffmenge, welche in den Boden verfrachtet wird wurde in eine Konzentration umgerechnet. In diesem Projekt wurde eine Bodentiefe von 2 cm festgelegt. Gutsche und Strassemeyer 2007 haben für die Berechnung der Wirkstoff-Konzentration die oberen 2.5 cm berücksichtigt. Beide Annahmen widerspiegeln eine worst-case Situation kurz nach der Applikation. Die Wirkstoff-Konzentrationen im Boden wurden im Modell nach der Kinetik 1. Ordnung abgebaut. Dafür wurden DT50-Werte aus der PPDB ((Lewis et al. 2016)) für die Wirkstoffe verwendet und im Modell noch mit der Temperatur korrigiert. Somit konnte mit der errechneten Konzentrationen im Boden und den Informationen zu den Toxizität der Wirkstoffe das Risikopotential der terrestrischen Stellvertreterorganismen errechnet werden. Mit der bilanzierenden Bewertung wurde das Risiko von Mehrfach-Applikationen eines Wirkstoffes an verschiedenen Applikationsterminen wie auch unterschiedlicher Wirkstoffe additiv berücksichtigt. Um das akute Risiko zu berechnen wurden die vorhandenen chronischen Endpunkte der Stellvertreterorganismen Regenwurm und Springschwanz verwendet (Kapitel 2.2.2).

Die Endpunkte für Regenwürmer aus den Laborstudien wurden mit dem Faktor zwei skaliert, falls logKow des Wirkstoffes grösser als 2 ist. Der Grund in dieser Anpassung liegt im hohen Anteil an organischem Material in den Tests (5-10 %) im Vergleich zum Boden im Feld (ca. 2-4 %). Das heisst Substanzen, welche stark an organischen Material sorbieren (logkow > 2), werden in den Tests in ihren Toxizität eher unterschätzt, da sie an organischem Material anlagern, welches in der Praxis gar nicht in dieser Menge vorhanden ist. Dieses Vorgehen wurde von der Zulassung übernommen.

Der Einfluss der Bodendichte und Bodentiefe (definiert als die Tiefe, bis zu der die PSM in den Boden penetrieren) auf das Modell SYNOPSIS wurde untersucht. Änderungen in der Bodendichte wie auch die Bodentiefe hatten einen negativen Einfluss; mit zunehmender Bodendichte bzw. -tiefe wurde die PSM Konzentration im Boden kleiner und damit ebenfalls das Risiko für die Bodenorganismen. Die Verfrachtung in das Gewässer via Erosion nahm ebenfalls mit zunehmender Bodendichte ab.

Über die Austragspfade Abschwemmung, Erosion und Drainage war das Kompartiment Boden mit dem Kompartiment Gewässer verbunden. Jedoch wurde im Modell SYNOPSIS die Fracht der Austragspfade nicht von der Bodenkonzentration abgezogen, d.h. im Modell SYNOPSIS gab es keine Massenbilanz. Im Kompartiment Boden wurde nur der Abbau der Wirkstoffe im Boden berücksichtigt. Eine Massenbilanz im Kompartiment Boden war nicht sinnvoll, da drei Tage nach jeder PSM-Applikation ein Starkniederschlagsereignis modelliert wurde. Wenn die Austragspfade herbeigeführt durch dieses Starkniederschlagsereignis im Kompartiment Boden berücksichtigt worden wäre, hätte dies zu einer Unterschätzung der Wirkstoff-Konzentration im Boden führen können. Für das Risiko der Bodenorganismen spielte die Berücksichtigung der Austragspfade im Kompartiment Boden allerdings eine geringe Rolle, da das Risiko mit der Konzentration der Wirkstoff am Tag mit der höchsten Konzentration des jeweiligen Wirkstoff gerechnet wurde. Dass heisst am Tag der Applikation und der Austrag via Abschwemmung, Erosion und Drainage der Wirkstoff fand jeweils erst am dritten Tag nach der Applikation statt.

Die Drift fiel mit 0.4 % der Wirkstoff-Applikationsmenge nicht ins Gewicht. 0-14 % der Wirkstoff-Menge im Boden wurde durch die Austragspfade Abschwemmung, Drainage und Erosion in das Kompartiment Gewässer verfrachtet (berechnet mit den AUI-Daten von 2014). Diese Zahl war stark abhängig von den Umweltbedingungen (Hangneigung, Bodentyp, etc.) und den Eigenschaften des applizierten Wirkstoffs (zb. Koc).

Die Beizmittel wurden ebenfalls berücksichtigt. Im Boden wurden diese gleich gehanhabt, wie Anwendungen mit Feldspritze. Jedoch gab es von den Beizmitteln keine Verfrachtung via Abdrift in die Kompartiment Gewässer, sondern nur ins Saumbiotop. Da die Beizmittel immer bei der Saat eingesetzt werden, wurde demnach richtigerweise keine Interzeption berücksichtigt.

### 10.2.3 Modellbeschreibung: Einträge ins Saumbiotop

Unter Saumbiotopen wurden hier Flächen verstanden, welche sich angrenzend an landwirtschaftlichen Flächen befinden und selbst durch die Landwirtschaft nicht intensiv genutzt werden. Dies konnten zum Beispiel Böschungen, Altgrasstreifen oder Krautsäume entlang von Verkehrswegen sein.

Die Saumbiotope hatten eine wichtige Funktion für die Erhaltung der Biodiversität (Naturschutz) und natürliche Kontrolle für Pflanzenschädlinge (Kühne et al. 2000). Das Saumbiotop spielte dabei als Nahrungsressource, Überwinterungs- und Rückzugshabitat eine wichtige Rolle für verschiedene Lebewesen unter anderem auch nützliche Arthropoden und Bienen. Dabei könnten die Lebewesen im Saumbiotop unter anderem über die Abdrift an PSM exponiert werden.

Die aktuelle Risikobeurteilung für Bienen in der Schweiz basiert heutzutage auf zwei Labor-Toxizitätswerten (oral und Kontakt Exposition nach SANCO OECD 213/214). Diese Risikobeurteilung wird aber in naher Zukunft noch ausgebaut. Es werden zur Zeit neue Methoden getestet, um das Risiko neu zuzulassender PSM auf Honig- und Wildbienen besser beurteilen zu können (Jeker et al. 2016; Volles et al. 2014). Die Driftberechnung wurde in der Bienenrisikobeurteilung nach Rautmann vorgenommen. Bei Insektizidbeizmittel mit einem HQ > 50 wurde die Staubdeposition evaluiert.

Im Modell SYNOPSIS wurde das Saumbiotop ausschliesslich über die Abdrift befrachtet. Grundlage für diese Abdrift-Berechnung waren die Eckwerte der BBA (Rautmann and Streloke 2001), welche mittels Exponentialfunktionen angepasst wurden (FOCUS 2001). Die Berechnung der relativen Befruchtung der Saumbiotope war ähnlich zur Befruchtung der Oberflächengewässer. Der Abstand vom Feld zu Saum sowie auch die Saumbreite waren die entscheidenden Parameter für die Berechnung der Konzentration im Saumbiotop.

In der ökotoxikologischen Zulassung in der Schweiz wird im Feldbau die Distanz von der Düse zum Saumbiotop 1 m angenommen, im Obstbau 3 m. In der Zulassung wird keine Breite des Saumbiotops angenommen, sondern als worst-case das erste Auftreffen von Drift auf ein Saumbiotop betrachtet. Dies zeigt an, wie stark die am Rand lebenden Arthropoden von Drift aus dem Feld betroffen sind.

In diesem Projekt wurde 1.5 m für die Entfernung vom Feld zum Saumbiotop, sowie 1 m Saumbreite angenommen.

## 10.2.4 Aggregation

In der Tabelle 34 und Tabelle 35 sind die Resultate von zwei unterschiedlichen Aggregationen mit absoluten ETR-Werten dargestellt. In Tabelle 34 wurden die drei Umweltkompartimente Gewässer, Boden und Saumbiotop gleich gewichtet. In Tabelle 35 wurde das Umweltkompartiment Gewässer mit 50 % gewichtet und Boden und Saumbiotop mit je 25 %. Durch diese zwei unterschiedlichen Gewichtungen gab es nur kleine Verschiebungen im Gesamtrisiko. Zum Beispiel wurde das Gesamtrisiko der Spritzfolge ÖLNhoch im Winterweizen leicht erhöht. Somit waren die Ergebnisse gegenüber der gewählten Aggregationsmethode robust.

Tabelle 34: Relative Veränderung der Risiken von IPS und ÖLNhoch gegenüber ÖLNmittel (Referenz) für die fünf untersuchten Kulturen (Bewertung mittels SYNOPSIS). Dunkelgrün = stark; Aggregation: je 1/3 Gewässer, Boden und Saum

	Winterraps (WRA)			Winterweizen (WW)			Karotten (KARO)			Kartoffeln (KART)			Zuckerrüben (ZR)		
	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch
Kompartiment <b>Gewässer</b>															
RS ÖLNmittel	25%	100%	406%	100%	100%	100%	100%	100%	135%	100%	100%	100%	100%	100%	165%
Kompartiment <b>Boden</b>															
RS ÖLNmittel	100%	100%	100%	88%	100%	100%	100%	100%	188%	82%	100%	101%	100%	100%	100%
Kompartiment <b>Saum</b>															
RS ÖLNmittel	0%	100%	100%	2%	100%	1678%	1%	100%	147%	24%	100%	100%	100%	100%	114%
<b>Gesamt</b>															
RS ÖLNmittel	1%	100%	108%	98%	100%	120%	15%	100%	145%	96%	100%	100%	100%	100%	162%

Tabelle 35: Relative Veränderung der Risiken von IPS und ÖLNhoch gegenüber ÖLNmittel (Referenz) für die fünf untersuchten Kulturen (Bewertung mittels SYNOPSIS). Dunkelgrün = stark; Aggregation: 1/2 Gewässer, 1/4 Boden und 1/4 Saum

	Winterraps (WRA)			Winterweizen (WW)			Karotten (KARO)			Kartoffeln (KART)			Zuckerrüben (ZR)		
	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch	IPS	ÖLN mittel	ÖLN hoch
Kompartiment <b>Gewässer</b>															
RS ÖLNmittel	25%	100%	406%	100%	100%	100%	100%	100%	135%	100%	100%	100%	100%	100%	165%
Kompartiment <b>Boden</b>															
RS ÖLNmittel	100%	100%	100%	88%	100%	100%	100%	100%	188%	82%	100%	101%	100%	100%	100%
Kompartiment <b>Saum</b>															
RS ÖLNmittel	0%	100%	100%	2%	100%	1678%	1%	100%	147%	24%	100%	100%	100%	100%	114%
<b>Gesamt</b>															
RS ÖLNmittel	2%	100%	116%	99%	100%	110%	25%	100%	144%	98%	100%	100%	100%	100%	163%

## 10.3 Umweltparameter

### 10.3.1 Klima

Falls homogenisierte Daten<sup>10</sup> für Temperatur und Niederschlag vorlagen, wurden diese verwendet. Für die gewählten Wetterstationen Koppigen und Zürich-Affoltern lagen keine homogenisierten Daten vor. Daher wurden in diesem Fall auf die nicht-homogenisierten Daten zurückgegriffen, welche vom IDAweb, dem Datenportal für Lehre und Forschung von MeteoSchweiz, bezogen wurden (MeteoSchweiz 2017a). Die homogenisierten Daten wurden direkt von der Homepage von MeteoSchweiz bezogen (MeteoSchweiz 2017b, abgerufen 01.04.2017). Die verwendeten Klimadaten für diese drei Wetterstationen sind in der Tabelle 36 und Tabelle 37 dargestellt.

<sup>10</sup> Die Messbedingungen, unter welchen meteorologische Daten erhoben werden, können sich im Lauf der Zeit verändern. Nur wenn der Einfluss solcher Veränderungen aus den Daten entfernt wird, lassen sich Aussagen zur vergangenen, langjährigen Klimaentwicklung machen. Dies wird mittels Homogenisierung der Daten erreicht.

Tabelle 36: Klimatische Daten (Temperatur) für die drei Standorte Zürich Affoltern (443 m.ü.M.), Neuchâtel (485 m.ü.M.) und Koppigen (484 m.ü.M.) basierend auf Daten von MeteoSchweiz.

	Zürich Affoltern	Neuchâtel	Koppigen
Temperatur Jan [°C]	0.3	1.2	-0.2
Temperatur Feb [°C]	1.1	2.1	0.9
Temperatur März [°C]	5.2	5.9	5.1
Temperatur April [°C]	8.9	9.5	8.5
Temperatur Mai [°C]	13.5	13.9	13.2
Temperatur Juni [°C]	16.7	17.2	16.3
Temperatur Juli [°C]	18.8	19.7	18.6
Temperatur Aug [°C]	18.2	19.2	18.1
Temperatur Sept [°C]	14.2	15.2	14.2
Temperatur Okt [°C]	9.8	10.7	9.8
Temperatur Nov [°C]	4.3	5.3	4
Temperatur Dez [°C]	1.5	2.3	0.9
Jährliche Durchschnittstemperatur [°C]	9.4	10.2	9.1

Tabelle 37: Klimatische Daten (Niederschlag) für die drei Standorte Zürich Affoltern (443 m.ü.M.), Neuchâtel (485 m.ü.M.) und Koppigen (484 m.ü.M.) basierend auf Daten von MeteoSchweiz.

	Zürich Affoltern	Neuchâtel	Koppigen
Niederschlag Jan [mm]	61.4	69.8	70.7
Niederschlag Feb [mm]	59.9	63.1	63.5
Niederschlag Mar [mm]	74.3	69	74.6
Niederschlag Apr [mm]	79.1	67.8	77.3
Niederschlag May [mm]	114.1	88.1	110.1
Niederschlag Jun [mm]	116.2	87	113.8
Niederschlag Jul [mm]	112.3	84.6	104.8
Niederschlag Aug [mm]	105.8	103.4	119.9
Niederschlag Sep [mm]	90.2	92.9	97.4
Niederschlag Oct [mm]	84.1	88.6	89.5
Niederschlag Nov [mm]	77.5	74.5	77.3
Niederschlag Dec [mm]	79	88.7	88.6
Jahresniederschlag total [mm]	1053.9	977.5	1087.5
Durchs. Niederschlagfrequenz	2.9	3	2.8
Jährliche pot. Evaporation [mm]	644.6	757.8	259.2
Durchs. Solarstrahlung [Wh m-2 day-1]	676.8	723.8	735

Der Unterschied zwischen homogenisierten und nicht-homogenisierten Daten wurde nachfolgend beispielhaft für die drei Wetterstationen Sion, Neuchâtel und Lugano in der Normperiode 1981-2010 untersucht (siehe Abbildung 44). Die summierten Abweichungen zwischen der homogenisierten und nicht homogenisierten Temperatur betrug für Lugano 21.4 °C, Neuchâtel 34.3 °C und Sion 11.4 °C. Die maximale Abweichung für einen Tageswert beträgt 0.14°C (Lugano, Ende Februar). Durchschnittlich variierten die gemittelten Tagestemperaturen für den homogenisierten und nicht homogenisierten Datensatz um ca. 0.1 °C. Diese Abweichung war für die Verwendung in SYNOPS nicht relevant.

Für die Niederschlagsdaten von den Wetterstationen Lugano, Neuchâtel und Sion gab es keinen Unterschied zwischen den homogenisierten und nicht homogenisierten Daten.



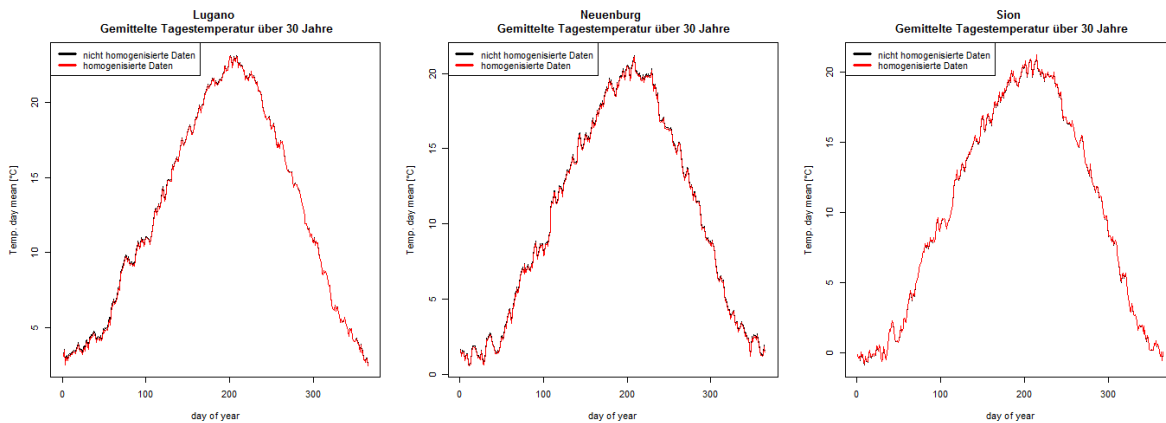


Abbildung 44: Unterschied in der gemittelten Tagestemperatur über 30 Jahre für die Wetterstationen Lugano, Neuchâtel und Sion für homogenisierte und nicht-homogenisierte Daten.

Für das PestLCI Konsensus-Modell wurde die Sonneneinstrahlung ( $[Wh\ m^{-2}\ Tag^{-1}]$ ) der drei Standorte Koppigen, Neuchâtel und Zürich Affoltern benötigt. Für Koppigen waren keine Daten verfügbar, weshalb die Messdaten von Wynau verwendet wurden, welches ähnliche klimatische Verhältnisse aufweist. Zusätzlich musste noch die jährliche potentielle Evaporation  $[mm]$  erhoben werden. Für Zürich-Affoltern wurden diesbezüglich nur die Daten der Monate April bis September verwendet für den Mittelwert, da nur diese für die Normperiode 1981-2010 vorhanden waren. Für die anderen Standorte waren passende Daten vorhanden.

**Auswahl von repräsentativen Klimastationen**

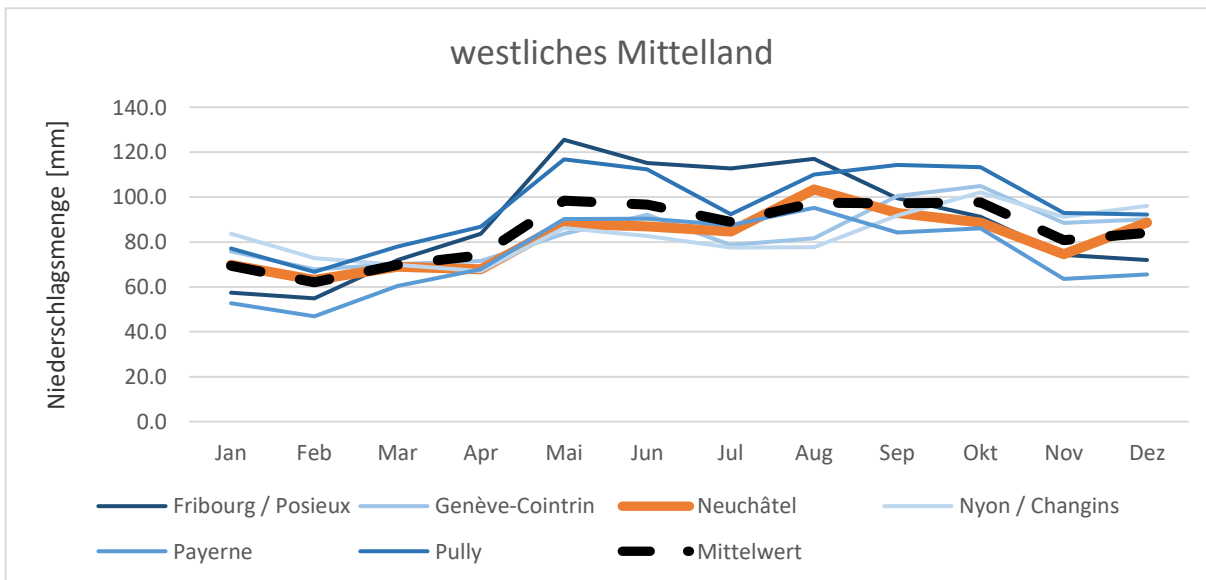


Abbildung 45: Niederschlagsmenge der Meteostationen im westlichen Mittelland.

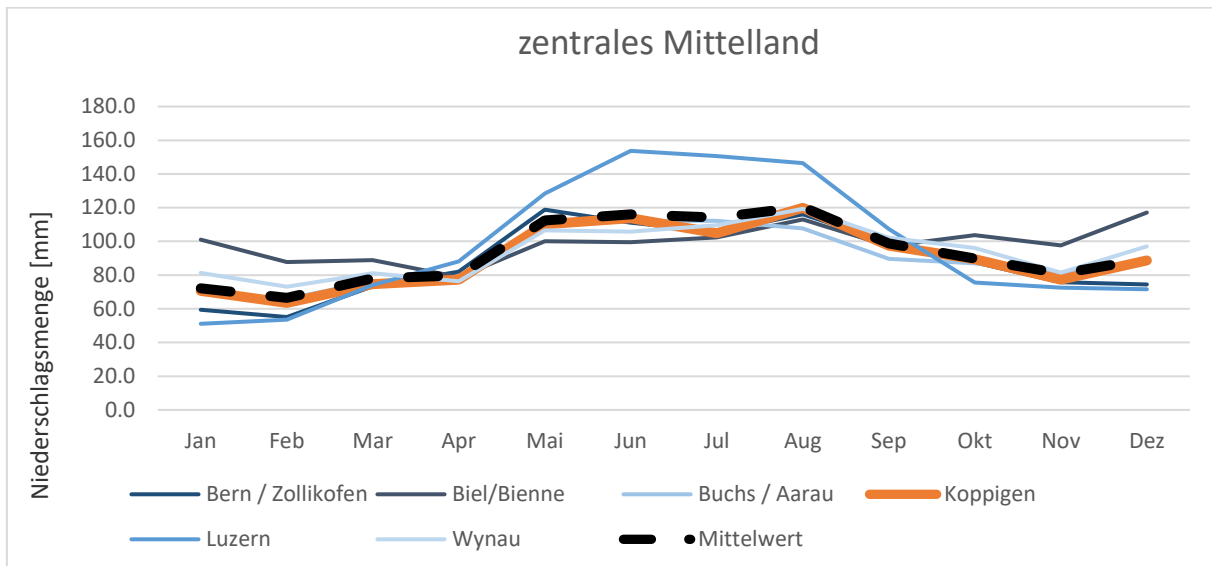


Abbildung 46: Niederschlagsmenge der Meteorstationen im zentralen Mittelland

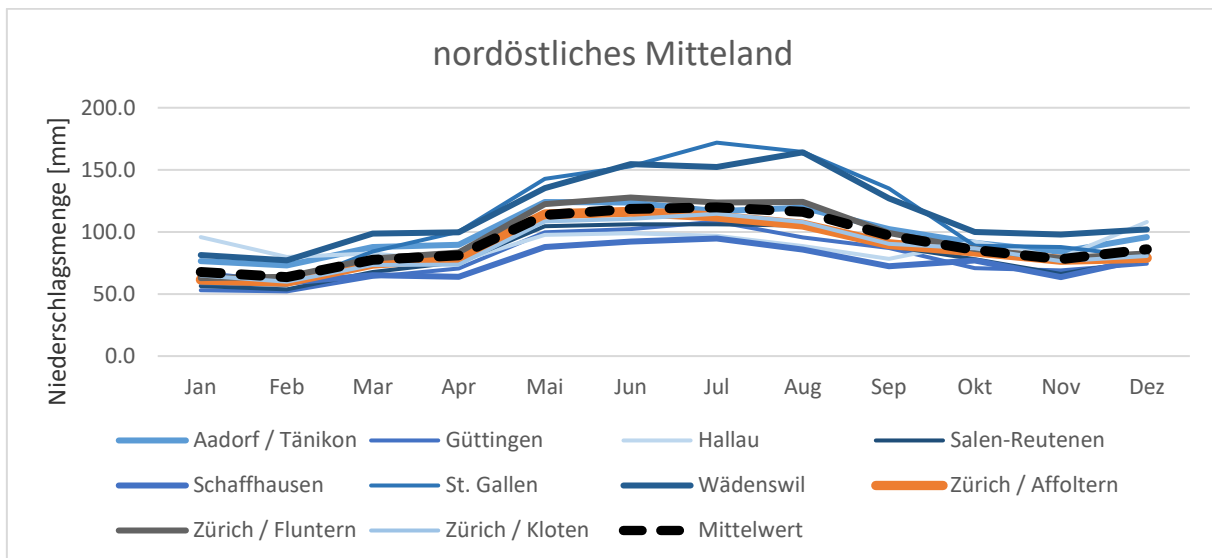


Abbildung 47: Niederschlagsmenge der Meteorstationen im nordöstlichen Mittelland

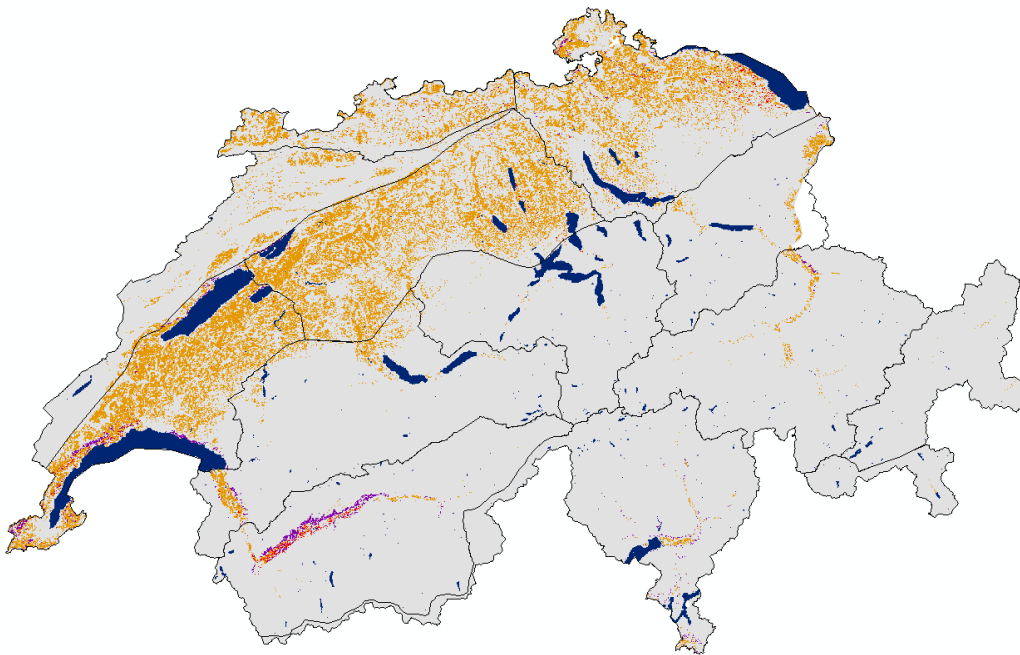


Abbildung 48: Landnutzungstypen und Klimaregionen der Schweiz; schwarze Linien Klimaregionen gemäss Schüepp und Gensler (1980); orange = Ackerbau, violett = Rebbau und rot = Obstbau

### 10.3.2 Bodenparameter

Für die Definition des Bodentyps benötigte man im PestLCI Konsensus-Modell die Bodenschichten bis zu einer Tiefe von 1 m inklusive pH-Wert und Anteil an Sand, Lehm und Schluff, sowie den Anteil an organischem Kohlenstoff pro Bodenhorizont. Weitere Werte wie die Bodendichte, der Anteil an Makroporen, die Feststofffraktion, der Bodenwassergehalt wurden für den gesamten Boden (also nicht pro Bodenhorizont) benötigt. Für den Referenz-Bodenwassergehalt für Biodegradation („Reference soil moisture content for soil biodegradation“) und den Response-Faktor für die Biodegradationsrate abhängig vom Bodenwassergehalt („Response factor soil biodegradation rate on soil moisture content“) wurde Thomas Poiger aus der Forschungsgruppe Pflanzenschutzchemie konsultiert.

Diese drei Böden wurden klassifiziert als leicht (B1) mittelschwer (B2) und schwer (B3), und deren Häufigkeit des Vorkommens sind in Tabelle 7 aufgeführt.

Tabelle 7: Häufigkeit des Vorkommens der verschiedenen Bodentypen mit und ohne Drainage im Ackerbau

Boden	Drainage	Ackerbau
leicht (B1)	ohne Drainage	10 %
leicht (B1)	mit Drainage	0 %
mittelschwer (B2)	ohne Drainage	46 %
mittelschwer (B2)	mit Drainage	20 %
schwer (B3)	ohne Drainage	15 %
schwer (B3)	mit Drainage	10 %

Die Klassifikation der Bodenarten in den verschiedenen Bodenhorizonten wurde mit den Angaben der Experten zu den Korngrössenfraktionsverteilung von Ton, Schluff und Sand mit dem Feinbodenartendiagramm (Duwel et al. 2007) vorgenommen. In Tabelle 38 sind die unterschiedlichen Bodenhorizonte für die drei Bodentypen B1, B2 und B3 ersichtlich.

Tabelle 38: Parameter von den definierten Böden.

	Boden_1 (B1)	Boden_2 (B2)	Boden_3 (B3)	Einheit
start layer 1	0.00	0.00	0.00	m
start layer 2	0.25	0.25	0.20	m
start layer 3	0.40	0.50	0.40	m
start layer 4	0.70	0.90	0.70	m
start layer 5	1.00	1.00	1.00	m
pH layer 1	6.40	6.60	7.00	
pH layer 2	6.50	6.70	7.20	
pH layer 3	6.60	6.80	7.40	
pH layer 4	7.90	7.00	7.80	
f(clay) layer 1	0.14	0.22	0.40	%
f(silt) layer 1	0.25	0.30	0.38	%
f(sand) layer 1	0.61	0.48	0.22	%
f(clay) layer 2	0.16	0.24	0.42	%
f(silt) layer 2	0.25	0.32	0.38	%
f(sand) layer 2	0.59	0.44	0.20	%
f(clay) layer 3	0.21	0.26	0.40	%
f(silt) layer 3	0.20	0.34	0.40	%
f(sand) layer 3	0.59	0.40	0.20	%
f(clay) layer 4	0.03	0.20	0.37	%
f(silt) layer 4	0.10	0.27	0.38	%
f(sand) layer 4	0.87	0.53	0.25	%
f(OC) layer 1	1.16	1.74	2.61	% !
f(OC) layer 2	0.23	0.41	0.70	% !
f(OC) layer 3	0.12	0.12	0.23	% !
soil bulk density	1412.50	1425	1437.5	kg/m3
Name layer 1	Ahp	Ahp	Ahp,cn	
Name layer 2	BE	B	AB(g)x	
Name layer 3	Bit	B(g)	Bg(x)	
Name layer 4	C	B(C)	BCg	
Solid material density	2.65	2.67	2.70	kg/l
Anteil an Makroporen	0.30	0.27	0.25	
Soil solid matter fraction	0.50	0.47	0.45	
Soil water fraction	0.20	0.22	0.25	
Reference soil moisture content for soil biodegradation	0.20	0.26	0.38	
Response factor soil biodegradation rate on soil moisture content	0.70	0.70	0.70	
Q-value	2.58	2.58	2.58	
Bodendichte layer 1	1.30	1.30	1.35	g/cm3
Bodendichte layer 2	1.40	1.40	1.45	g/cm3
Bodendichte layer 3	1.45	1.45	1.45	g/cm3
Bodendichte layer 4	1.50	1.55	1.50	g/cm3
theta_fc (Feldkapazität)				
avgorgC	0.50	0.75	1.18	%
toporgC (im 1. Horizont)	1.16	1.74	2.61	%

### 10.3.3 Feldgrösse

Mittels den zur Verfügung stehenden AUI Daten von den Jahren 2009-2014 wurde untersucht, wie gross die Felder für die zu untersuchenden Kulturen sind, vergleiche dazu Abbildung 49. Die Grösse eines einzelnen Feldes war für die PSM-Austräge relevant. Für Raps, Winterweizen und Zuckerrüben war die Feldgrösse im Schnitt zwischen eins und zwei Hektaren. Der Durchschnitt für die Feldgrösse der Kartoffel lag sehr nahe um eine Hektare. Für Karotten lagen nicht genug Daten vor für um die Feldgrösse zu bestimmen.

Da die Feldgrösse der vier Kulturen nicht stark von einem Hektar abwich, wurde einfachheitshalber für alle fünf Kulturen in diesem Projekt mit einer Feldgrösse von einem Hektar gerechnet.

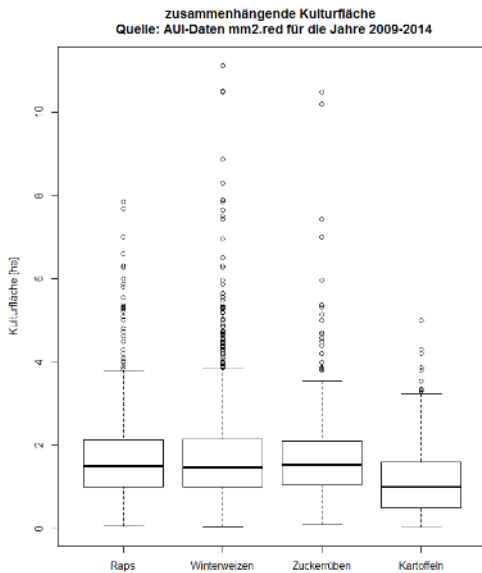


Abbildung 49: Boxplot für die Grösse der Kulturflächen Raps, Winterweizen, Zuckerrüben und Kartoffeln für die AUI-Daten aus den Jahren 2009-2014.

### 10.3.4 Interzeption

Sowohl das PestLCI Konsensus-Modell als auch SYNOPSIS benötigten die Interzeption zwischen Pflanze und Boden, um die Anteil des applizierten PSM auf dem Boden und der Pflanze abzuschätzen. Aus Konsistenzgründen wurden für beide Modelle die gleichen Interzeptionswerte verwendet. Die Werte stammten aus SYNOPSIS, basierend auf dem FOCUS Szenario Hamburg (Gutsche and Strassemeyer 2007). Bei SYNOPSIS wurden die Interzeptionswerte für jeden Applikationstag durch geeignete Funktionen berechnet. Für die Kulturen Raps, Winterweizen, Zuckerrüben und Kartoffeln stimmte der Verlauf der Interzeption überein mit dem von den Experten gewählten Saatzeitpunkt von diesen Kulturen. Anpassungen mussten lediglich für die Karotten vorgenommen werden, weil diese von Frühling bis im Sommer angebaut werden können. Daher wurde die Interzeptionskurve für die Karotten so verschoben, damit diese sinnvoll mit dem Saatzeitpunkt bzw. Keimen übereinstimmen.

### 10.3.5 Pufferzone und Drift-Reduktion

Allgemein gilt, dass für alle PSM wo keine Abstandsauflagen auf der Etiketle vermerkt waren, ein Mindestabstand von 3 m gemäss der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung einzuhalten ist (ChemRRV 2005). Gemäss der Direktzahlungsverordnung ist für ÖLN jedoch ein generell einzuhaltender Mindestabstand von 6 m gefordert (DZV 2013). Zusätzlich zu dieser Auflage gab es für gewisse PSM-Produkte und Indikationen Abstandsauflagen, welche in der Weisung des BLW betreffend der Massnahmen zur Reduktion der Risiken bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln festgehalten sind (BLW 2016b). Diese Abstandsauflagen können im PSMV eingesehen werden und sind auf der Etiketle der betroffenen PSM aufgeführt. Die verfügbaren Abstände sind folgende: 6 m, 20 m, 50 m oder 100 m (BLW 2016b). Die BLW-Weisung beschreibt welche Massnahmen ergriffen werden müssten, um die verfügbaren Abstände auf den Mindestabstand von 6 m zu reduzieren. Da mit dem PestLCI Konsensus-Modell Deposition via Drift nur bis zu einer Distanz von 100 m berücksichtigt werden konnte, wurde für alle Wirkstoffe eine Pufferzone von 6 m

gewählt. Bei alle WS, die gemäss BLW-Weisung einen grösseren Abstand zum Gewässer einhalten müssen, wurden die entsprechenden Driftreduktionsfaktoren berücksichtigt (siehe Tabelle 39).

Tabelle 39: Notwendige Driftreduktion für die Reduktion der Pufferzone auf 6 m basierend auf den verfügbaren Abständen gemäss BLW- Weisung (BLW 2016b).

<b>Verfügter Abstand:</b>	<b>20 m</b>	<b>50 m</b>	<b>100 m</b>
% Driftreduktion für die Reduktion auf 6 m	75 %	90 %	95 %
Driftreduktionsfaktor	4	10	20

Bei allen Wirkstoffen mit Abstandsaufgabe wurden demnach die mit PestLCI Konsensus-Modell berechneten Emissionen auf Flächen ausserhalb des Feldes (Pufferzone und Emissionen im Bereich von 100 m) durch den nötigen Reduktionsfaktor gerechnet, damit mit einer Pufferzone von 6 m gerechnet werden durfte. Für den Vergleich des Risikos und der Umweltwirkungen wurde daher mit einer Pufferzone von 6 m gerechnet, wobei bei den Wirkstoffen mit Abstandsaufgaben die nötigen Reduktionsfaktoren berücksichtigt wurden.

## 10.4 Sensitivitätsanalyse Umweltparameter: SYNOPS und PestLCI Konsensus-Modell

Mit der Kombination von allen Umweltparameter mussten total 144 beziehungsweise 240 Umweltszenarien (UMS) pro Spritzfolge berechnet werden. In SYNOPS war dies machbar, im PestLCI Konsensus-Modell aber viel zu aufwändig; daher mussten die UMS mittels Sensitivitätsanalyse reduziert werden. Ausgehend vom Referenzszenario in Tabelle 40 wurde die Sensitivität jeweils mit einer Einzelapplikation in der Rapskultur untersucht. Dabei wurden einzelne Klima- und Bodenparameter variiert und die anderen konstant gehalten.

Tabelle 40: Referenzszenario für die Sensitivitätsstudie bezüglich der Umweltparameter.

<b>Name of parameter</b>	<b>Parameter</b>
name active ingredient	Diquat or Clopyralid
crop type	Raps
fraction intercepted by leaf	0.7
soil type	CH soil_2 (B2, medium)
climate	CH_Koppigen
applicationdate	15.03.2017
application method	Field crops
drift reduction	no
application rate (kg/ha)	1
bufferzone in technosphere	no
bufferzone width (m)	6
field width (m)	100
field length (m)	100
slope (%)	3
drainage fraction effectiveness	0.3
annual irrigation (mm)	0
Distanz zum Gewässer (m)	6
tillage type	con. tillage
<b>Soil spec. parameters (PestLCI):</b>	
soil material density (kg/l)	2.67
fraction macropores	0.27
reference soil moisture content	0.26

Für die Sensitivitätsanalysen wurden extreme Wirkstoffe bezüglich DT50 und Koc ausgesucht. Ein hoher DT50 bedeutet Langlebigkeit und langsamen Abbau. Der Koc-Wert ist ein Mass für das Bindungsvermögen der Wirkstoffe mit der festen Bodensubstanz. Je höher der Koc-Wert, desto stärker ist die Bindung zwischen

Wirkstoff und Bodenmatrix. Wirkstoffe mit kleinem Koc-Wert werden tendenziell weniger stark vom Boden zurückgehalten und gelangen schneller ins Oberflächengewässer. Die Top 5 Wirkstoff, bezüglich Langlebigkeit (DT50) und schlechten Sorptionsvermögen (Koc), welche im BeUPIP verwendet wurden, sind in Tabelle 41 dargestellt. Für die Sensitivitätsanalyse wurde mit den zwei Wirkstoffen Diquat und Clopyralid gearbeitet.

Tabelle 41: Top-5 verwendete Wirkstoffe in diesem Projekt bzgl. grösster DT50 und kleinstem Koc-Wert (orange hinterlegt) (Quelle: PPDB 20.01.2017).

Produkt	Wirkstoff	Wirkbereich	Soil DT50 Lab [d]	Koc [ml/g]
Reglone	Diquat	H	2345	2185000
Horizon EW	Tebuconazole	F	365	
Devrinol Top	Napropamide	H	308	839
Infito	Fluopicolide	F	271	
Signum	Boscalid	F	246	
Effigo	Clopyralid	H	34	5
Effigo	Picloram	H	82.8	13
Goltix compact	Metamitron	H	19	77.7
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	14.4	165
Schneckenkorn PS	Metaldehyde	M	5.1	240

#### 10.4.1 Klimaparameter

##### Bisherige Analysen von SYNOPS

In einer Vorstudie über die Erstellung des aquatischen Risikoindicators (Spycher et al. 2012) wurde untersucht, wie sich die Auswahl der Klimastationen auf das Modell SYNOPS auswirkt. Dabei wurden Niederschläge und Temperaturverläufe von 6 MeteoSchweiz-Stationen aus sehr unterschiedlichen Gegenden mit kontinuierlichen Zeitreihen über die letzten 30 Jahre untersucht.

Dabei ergab sich, dass der Eintrag durch Abschwemmung und Drainage südlich der Alpen und am Alpenrand (Cadenazzo und Langnau im Emmental) deutlich höher ist als im Mittelland (Güttingen, Changins und Tänikon) und vor allem im Wallis (Sion) ist. Die Temperatur könnte sich v.a. bei chronischen Risiken auswirken, da bei höheren Temperaturen die Abbaugeschwindigkeit höher ist.

Die Vorstudie (Spycher et al. 2012) kam zu Schluss, dass die lokale Heterogenität beim Klima weniger stark ausgeprägt ist im Vergleich zu anderen Parametern. Deshalb war es nicht nötig weitere Klimastationen zu berücksichtigen.

##### Bisherige Analysen von PestLCI

Im Rahmen einer Vorstudie in Roesch et al. (2016) wurde die Sensitivität von PestLCI 2.0 bezüglich unterschiedlicher Eingabeparameter untersucht. Auch drei der damals vorhandenen Klimatypen wurden untersucht: Lugano (CH), Dijon (FR) und Kresmünster (AUT). Das Modell verfügte über unterschiedliche Klimatypen in Europa, jedoch war die Auswahl der Standorte pro Land nicht immer repräsentativ, da Lugano als alpines Klima bezeichnet wird. Die Standorte deckten trotz allem am besten die klimatischen Verhältnisse in der Schweiz ab und wurden deshalb für die Analyse berücksichtigt. Die klimatischen Eckdaten der drei Standorte sind in Tabelle 42 ersichtlich.

Tabelle 42: Klimatische Daten der drei untersuchten Standorte Dijon, Kresmünster und Lugano in PestLCI 2.0.

Region	North mediterranean	Sub-alpine continental	Alpine
Ort	Dijon (F)	Kresmünster (AU)	Lugano (CH)
m.ü.M. [m]	0	383	300

Region	North mediterranean	Sub-alpine continental	Alpine
Temperatur Jan [°C]	2.5	-0.6	3.5
Temperatur Feb [°C]	3.9	1.6	5.1
Temperatur März [°C]	7.6	5.3	8.9
Temperatur April [°C]	9.7	10.7	12.2
Temperatur Mai [°C]	14.7	15.3	16.8
Temperatur Juni [°C]	17.3	18.4	21.1
Temperatur Juli [°C]	20.2	19.9	22.5
Temperatur Aug [°C]	20.5	19.4	21.7
Temperatur Sept [°C]	15.8	14.7	17.8
Temperatur Okt [°C]	11.3	10	13.4
Temperatur Nov [°C]	5.9	5.1	8.4
Temperatur Dez [°C]	3.1	-0.3	4.2
Jährliche Durchschnittstemperatur [°C]	11.1	10	13
Jahresniederschlag total [mm]	756.7	1031.5	1574.9
Durchs. Anzahl Regentage (>1mm) pro Monat	9.5	11.1	8.3
Durchs. Regenfrequenz	3.3	2.8	4.0

Es zeigte sich, dass das die Resultate relativ sensitiv auf eine Änderung dieses Eingabeparameters reagierten. Effekte waren bei den Emissionen ins Oberflächengewässer (OW) und das Grundwasser (GW) zu verzeichnen. Die Studie liess jedoch keine Schlüsse zu bezüglich dem massgeblichen klimatischen Parameter, der diesen Effekt hervorrief. Beide Emissionen (OW und GW) wurden massgeblich vom Transport einer Substanz gelöst im Wasser beeinflusst.

### **Sensitivitätsstudie**

Der Einfluss der drei verwendeten Wetterstationen auf die Modelle SYNOPSIS und PestLCI Konsensus-Modell wurde mittels einer Sensitivitätsstudie untersucht. Die Eingabegrössen für die Sensitivitätsstudie der Wetterstationen sind in Tabelle 28 auf Seite 113 angegeben.

#### a) SYNOPSIS

Das SYNOPSIS-Modell benötigt Angaben zum Niederschlag und zur Temperatur. Die Angaben zum Niederschlag fliessen in die Berechnung der Abschwemmung und der Drainage ein, während die Angaben zur Temperatur in die Berechnung der Abbaugeschwindigkeit in Boden und Gewässern einfliesst.

In SYNOPSIS hatte die Wahl der Wetterstation einen Einfluss auf die Wirkstoff-Konzentration im Gewässer ( $s_{PEC\_W}$ ) für Wirkstoffe mit kleinem  $koc$ -Wert. Der grösste PEC mit 0.019 mg/L wurde für das Umweltszenario mit der Wetterstation Koppigen berechnet.



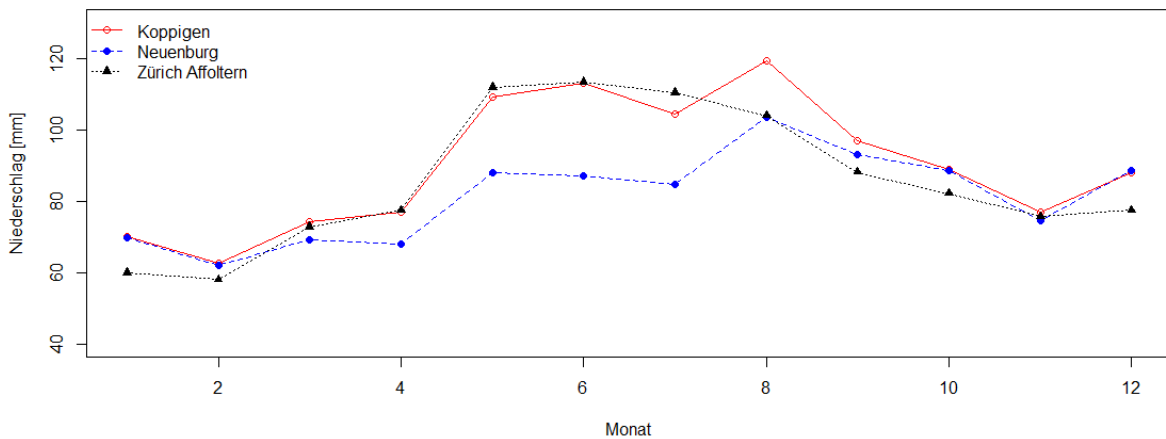


Abbildung 50: Gemittelter monatlicher Niederschlag über 30 Jahre (Normperiode 1981-2010) für die Wetterstationen Koppigen, Neuchâtel und Zürich/Affoltern.

Die Wirkstoff-Fracht mit Clopyralid (kleiner Koc) im Umweltszenario mit der Wetterstation Zürich-Affoltern war um 5 % und mit der Wetterstation Neuchâtel um 18 % kleiner im Vergleich mit der Wetterstation Koppigen. Der Grund dafür war, dass im Applikationsmonat März die Niederschlagsmesswerte bei der Wetterstation Koppigen (74.1 mm) am grössten waren wie in Abbildung 50 ersichtlich ist. Der Unterschied zwischen Koppigen und Neuchâtel betrug im März lediglich 1.3 mm und zwischen Koppigen und Zürich-Affoltern 5.1 mm. Der grösste Unterschied in der Niederschlagsmenge war im Monat Juni mit 26.4 mm zwischen den Wetterstationen Zürich-Affoltern und Neuchâtel zu verzeichnen. Das bedeutet, dass für Wirkstoff-Konzentration im Gewässer im Monat Juni die Wahl der Wetterstation den grössten Einfluss zeigte. Dies traf zu für Wirkstoffe, die in den Boden verfrachtet werden. Je nach Kultur konnte sich die Interzeption unterscheiden und dementsprechend auch der Anteil, welcher in den Boden gelangte.

Für den Wirkstoff Diquat (grosser Koc-Wert) war die Konzentration von Abdrift dominiert (da der Wirkstoff wenig ausgewaschen wird, sind Einträge via Abschwemmung und Drainage eher klein) und daher unabhängig von der Auswahl der Wetterstation.

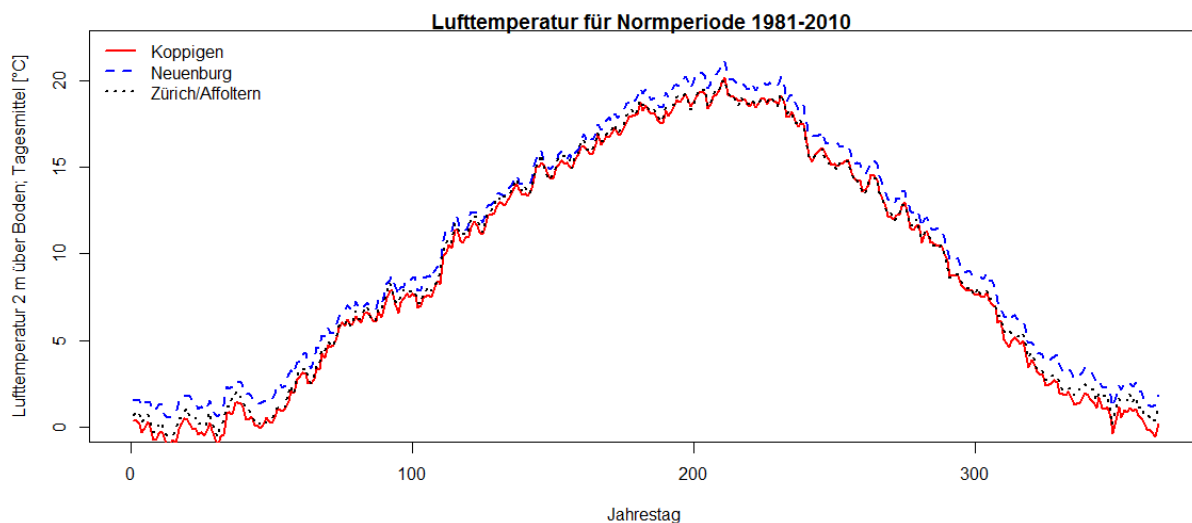


Abbildung 51: Gemittelte Tagestemperatur (2 m über Boden) für die Normperiode 1981-2010 für die Wetterstationen Koppigen, Neuchâtel und Zürich/Affoltern.

Die Risiken für Organismen im Boden und im Saumbiotop wurden durch die Auswahl der Klimastation nicht beeinflusst. In der gewählten Berechnung vom Risiko im Boden wurde nur die maximale Befruchtung verwendet, die Abbaurate spielte hier keine Rolle. Beim Saumbiotop wurde ebenfalls nur die maximale

Befrachtung durch Drift berücksichtigt, der Abbau auf dem Boden oder Blatt hatte keinen Einfluss auf das Resultat.

a) PestLCI Konsensus-Modell

Im PestLCI Konsensus-Modell können primäre und sekundäre Emissionen berechnet werden. Die Resultate der primären Emissionen zeigten für keinen der beiden untersuchten Wirkstoffe Unterschiede zwischen den untersuchten Wetterstationen. Die primäre Verteilung umfasst Emissionen in die Luft, Flächen ausserhalb des Feldes, Deposition auf der Pflanze und Deposition auf dem Boden. Für die Berechnung der primären Emissionen in die Luft waren nur die Kultur, die Applikationsmethode und Drift-Reduktionsmassnahmen massgebend. Da diese Faktoren in der Sensitivitätsanalyse konstant gehalten wurden für die drei Klimatypen, gab es hier keine Variationen bei den Resultaten. Die Emission auf Flächen ausserhalb des Feldes hängt ab von der Pufferzone, Driftreduktionsmassnahmen, der Applikationsmethode und der Feldgrösse. Somit hatte auch hier der Klimatyp keinen Einfluss auf das Ergebnis. Bei der Deposition des applizierten Wirkstoffs auf der Pflanze spielt die Pufferzone, die Interzeption sowie alle bisher genannten Faktoren eine Rolle, da diese Emission von den Emissionen in die Luft und den Emissionen auf Fläche ausserhalb des Feldes abhängig ist. Auch hier war keine Abhängigkeit vom Klimatyp gegeben, weshalb die Resultate nicht auf eine Variation dieses Parameters reagieren. Alles was nicht in die Luft emittiert wird, auf Flächen ausserhalb des Feldes landet oder auf der Pflanze zurück bleibt, gilt als Desposition auf dem Boden. Damit ist dieser Faktor abhängig von allen bisher beschriebenen Prozessen und wies somit auch keine Abhängigkeit von klimatischen Daten auf.

Auch die Resultate der sekundären Emissionen wiesen kaum Unterschiede auf bei Variation der klimatischen Bedingungen. Die sekundäre Verteilung umfasst Emissionen in die Luft, auf Flächen ausserhalb des Feldes, ins Grundwasser, Rückstände auf der Pflanze, Rückstände im Boden sowie Abbau und Aufnahme des applizierten Wirkstoffes im Boden oder der Pflanze. Von diesen sechs Emissionskompartimenten wiesen fünf keine oder sehr geringe Variation auf, namentlich die Emissionen in die Luft, auf Flächen ausserhalb des Feldes, Emissionen ins Grundwasser, Rückstände auf der Pflanze und dem Boden. Bei den Emissionen in die Luft wurde zur Fracht welche in der primären Verteilung (siehe oben) berechnet wurde nur noch der Anteil hinzugerechnet, der von den Blättern oder vom Boden verdampfte. Diese Prozesse sind zwar abhängig von der durchschnittlichen monatlichen Temperatur, jedoch waren die Mengen so gering, dass sich die Variationen zwischen den Klimatypen verschwindend klein waren. Die Emissionen auf Flächen ausserhalb des Feldes basierten hauptsächlich auf den Emissionen, welche in der primären Verteilung berechnet wurden. Zusätzlich wären noch die oberflächliche Abschwemmung und das Wasser aus der Drainage hinzugekommen. Im Modell wurde jedoch eine zeitliche Systemgrenze von einem Tag für die sekundäre Verteilung gewählt (siehe Beschreibung der Methode Kapitel 3.3) und da die durchschnittliche Dauer zwischen zwei Regenevents für alle drei Klimatypen bei ungefähr drei Tagen lag, fanden diese beiden Prozesse nicht statt. Die Werte für diesen Parameter blieben gleich wie bei der primären Verteilung. Bei den Emissionen ins Grundwasser war auch die zeitliche Systemgrenze von einem Tag der Grund für die fehlende Variation. Da der Regen erst später einsetzte kam es nicht zum Abtransport von PSM aus dem Boden ins Grundwasser via Makroporen oder via Auswaschung, was die einzigen beiden Einträge für die Emissionen ins Grundwasser sind. Daher war dieser Parameter für alle Klimatypen gleich 0. Bei den Rückständen auf der Pflanze spielte zum einen die primäre Deposition des PSM (siehe oben) eine Rolle. Diese Menge wurde während der gewählten zeitlichen Systemgrenze von einem Tag abgebaut. Dieser Abbau fand jedoch nur statt, wenn die zeitliche Systemgrenze kleiner war als die durchschnittliche Zeit zwischen zwei Regenereignissen, was für alle Klimatypen zutraf. Die Abbaurate setzt sich zusammen aus der Verdampfungsrate, der Abbaurate und der Aufnahme rate des PSM auf der Pflanze. Die Verdampfungsrate war unter anderem abhängig von der durchschnittlichen monatlichen Temperatur. Da sich jedoch die Temperaturen zwischen den drei Klimatypen kaum unterschieden (siehe Abbildung 51) gab es hier nur sehr geringe Variationen. Auch die Abbaurate auf der Pflanze war abhängig von der durchschnittlichen Monatstemperatur und wies daher auch nur sehr geringe Variationen auf. Die Aufnahme rate durch die Pflanze hing primär von den Eigenschaften des Wirkstoffs ab und wies keine Abhängigkeit von klimatischen Faktoren auf. Bei den Rückständen im Boden war auch eine sehr geringe Variation bei den Resultaten zu finden. Die Rückstände im Boden hingen zum einen von der primären Deposition auf dem Boden ab (siehe

oben). Von dieser Fracht wurde der Anteil abgezogen, der im Oberboden abgebaut wurde oder verdampft. Die Emissionen in den Boden beinhalte zudem die ganze Fracht, welche für die Auswaschung übrig blieb, sollte kein Regen innerhalb der zeitlichen Systemgrenze fallen. Da diese für alle drei Klimatypen der Fall war, wurde diese Fracht als Emission in den Boden deklariert.

Bezüglich dem Abbau und der Aufnahme von PSM gab es einige geringfügige (3-5 %) Abweichungen zwischen Koppigen und Zürich-Affoltern im Gegensatz zu Neuchâtel. Die Unterschiede zwischen Koppigen und Zürich-Affoltern waren sehr gering (1 %). In Neuchâtel hingegen war der Anteil der abgebaut oder aufgenommen wurde etwas höher als in Koppigen oder Zürich-Affoltern. Dieser Parameter hing vom Abbau des applizierten PSM auf dem Blatt und im Oberboden (0-1 cm), sowie von der Aufnahme in die Pflanze ab. Der Abbau auf der Pflanze war von der durchschnittlichen Monatstemperatur abhängig. Die Durchschnittstemperatur im März war in Neuchâtel etwas höher (5.9°C) als in Koppigen (5.1°C) oder Zürich-Affoltern (5.2°C). Die Aufnahmerate durch die Pflanze hing primär von den Eigenschaften des Wirkstoffs ab und nicht von klimatischen Faktoren. Die Abbaurate im Oberboden war von der biologischen Abbaurate abhängig, die von der Temperatur und Feuchtigkeit im Boden abhängt. Lediglich die Bodentemperatur im Oberboden war vom Klimatyp abhängig. Wegen den aufgeführten Abhängigkeiten gab es beim Abbau und bei der Aufnahme eine geringfügige Variation von 3-5 % zwischen Neuchâtel und den anderen Standorten.

#### 10.4.2 Bodenparameter

##### Bisherige Analysen von SYNOPS

Bei Spycher et al. (2012) wurden bereits erste Bodentypentest durchgeführt mit dem Ergebnis, dass die Wahl des Bodentypen starke Auswirkungen auf Risiko für Gewässerorganismen hatte. Da aber eine GIS-Analyse der CH-Bodeneignungskarte ausserhalb des Projektrahmens lag und es keine bestehende Zusammenstellung der prozentualen Häufigkeit der einzelne Bodentypen für die Schweiz gab, wie dies für Deutschland vorlag (Duwel et al. 2007), wurde dies nicht eingehender untersucht.

Bisher wurden für SYNOPS zwei vordefinierte Böden der Leitbodenassoziation (LBA) verwendet. Dabei handelt es sich um LBA-Nr. 21 und 29.

##### Bisherige Analysen von PestLCI

In Roesch et al. (2016) wurde neben den Klimatypen auch der Bodentyp im Rahmen der Sensitivitätsanalyse von PestLCI 2.0 untersucht. Hierbei wurden alle sieben Bodentypen berücksichtigt, welche damals im Modell zur Auswahl standen. Es wurde ein durchschnittlicher Boden sowie je zwei Böden mit tiefem oder hohem Gehalt an Ton, Lehm oder Schluff untersucht. Die wichtigsten Eckdaten der sieben Bodentypen sind in Tabelle 43 ersichtlich.

Tabelle 43: Bodenspezifische Daten der sieben untersuchten Bodentypen von PestLCI 2.0 in Roesch et al. (2016).

	Soil 1 average	Soil 2 low clay	Soil 3 high clay	Soil 4 low silt	Soil 5 high silt	Soil 6 low sand	Soil 7 high sand
start layer 1 (m)	0	0	0	0	0	0	0
start layer 2 (m)	0.33	0.25	0.15	0.34	0.28	0.27	0.1
start layer 3 (m)	0.55	0.5	0.35	0.46	0.65	0.47	0.3
start layer 4 (m)	0.8	0.75	0.62	0.77	0.95	0.63	0.6
start layer 5 (m)		0.95				0.9	0.95
pH layer 1	4.4	5	7.4	7.7	5.3	6.6	4.6
pH layer 2	3.9	5.4	7.7	8.1	6.4	6.9	4.6
pH layer 3	3.7	5.7	7.8	8.2	6.9	7.2	4.6
pH layer 4	3.6	5.3	7.8	8.2	7.1	7.6	4.6
pH layer 5	0	5.6	0	0	0	8.2	4.8
f(clay) layer 1	0.18	0.14	0.41	0.24	0.21	0.34	0.10
f(silt) layer 1	0.36	0.21	0.33	0.19	0.36	0.59	0.20
f(sand) layer 1	0.46	0.65	0.26	0.57	0.43	0.07	0.70
f(clay) layer 2	0.22	0.10	0.35	0.24	0.27	0.37	0.10

	Soil 1 average	Soil 2 low clay	Soil 3 high clay	Soil 4 low silt	Soil 5 high silt	Soil 6 low sand	Soil 7 high sand
f(silt) layer 2	0.30	0.32	0.41	0.19	0.39	0.55	0.20
f(sand) layer 2	0.48	0.58	0.24	0.57	0.34	0.08	0.70
f(clay) layer 3	0.27	0.11	0.40	0.21	0.28	0.39	0.11
f(silt) layer 3	0.28	0.40	0.49	0.18	0.39	0.55	0.21
f(sand) layer 3	0.45	0.49	0.11	0.61	0.33	0.06	0.68
f(clay) layer 4	0.27	0.08	0.40	0.19	0.25	0.36	0.10
f(silt) layer 4	0.34	0.27	0.53	0.17	0.42	0.55	0.21
f(sand) layer 4	0.39	0.65	0.07	0.64	0.34	0.09	0.69
f(clay) layer 5	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.31	0.09
f(silt) layer 5	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00	0.60	0.21
f(sand) layer 5	0.00	0.79	0.00	0.00	0.00	0.09	0.70
f(OC) layer 1	1.54	5.9	2.8	1.2	1.3	1.8	3.8
f(OC) layer 2	0.25	3	0.7	0.7	0.9	1.8	1.1
f(OC) layer 3	0.16	1.4	0	0.5	0.6	1.3	0.4
f(OC) layer 4	0.11	1	0	0.5	0.3	0.9	0.2
f(OC) layer 5	0	0.4	0	0	0	0.6	0.3
soil bulk density (kg/m <sup>3</sup> )	1490	1181	1506	1460	1433	1354	1451

Die Sensitivitätsstudie zeigte auch hier, dass die Resultate im Bereich der Emissionen ins Oberflächengewässer und ins Grundwasser sensitiv auf Variationen des Bodens reagierten. Auch hier wurden keine vertieften Analysen durchgeführt, bezüglich der einzelnen Bodenparameter, welche für diesen Effekt verantwortlich sein könnten. Es ist jedoch wichtig zu erwähnen, dass die untersuchten Bodentypen sehr unterschiedlich sind und sehr extreme Werte bezüglich ihrem Gehalt von Ton, Lehm und Schluff vorwiesen. Auch die pH-Werte der Böden unterschieden sich stark, was einen Einfluss auf den Transport eines Wirkstoff im Boden gehabt dürfte.

Der Einfluss der drei definierten Bodentypen durch die Experten auf die Modelle SYNOPSIS und PestLCI Konsensus-Modell wurden mittels einer Sensitivitätsstudie untersucht. Die Eingabegrößen für die Sensitivitätsstudie Boden sind in Tabelle 37 angegeben.

### **Sensitivitätsstudie**

#### a) SYNOPSIS

Für den schweren Boden (B3) wurde eine PECsoil von 0.20 mg/kg mit dem SYNOPSIS-Modell berechnet; für den mittelschweren (B2) und leichten Boden (B1) ergab sich 0.21 mg/kg. Der Grund für diesen Unterschied war die Bodendichte. B1 und B2 hatten die gleiche Dichte mit 1.30 g/cm<sup>3</sup>, jedoch B3 besass mit 1.35 g/cm<sup>3</sup> die grössere Dichte. Wenn die Dichte des Bodens zunimmt, dann nimmt die Konzentration des Wirkstoffs im Boden ab. Einen ähnlichen Einfluss hatte die Festlegung der Bodentiefe für die Verteilung der Wirkstoff. Diese Bodentiefe (10 cm) wurde für alle drei Bodentypen jedoch konstant gehalten. Dementsprechend nahm das Risiko der Bodenorganismen, wie Regenwürmer und Springschwänze mit zunehmender Bodendichte und Bodentiefe ab.

Auch auf die Eintragspfade in das Gewässer hatten die Bodentypen einen Einfluss. Beim Boden B3 wurden weniger Wirkstoff durch die Eintragspfade Abschwemmung und Erosion in das Gewässer verfrachtet als bei B1 und B2. B1 und B2 verfrachtete rund 34 mg/ha des Wirkstoff Diquat im Vergleich zu B3 mit 26 mg/ha (rund 25 % weniger) mit den Eintragspfaden Abschwemmung und Erosion in das Gewässer. Die Drainage spielte für den Wirkstoff Diquat keine Rolle. Für den Wirkstoff Clopyralid wurde durch diesen Eintragspfaden rund 2620 mg/ha (+/- 70 mg/ha) für B1, B2 und B3 ins Gewässer verfrachtet. Die Unterschiede beim Wirkstoff Clopyralid (kleiner Koc) waren weniger deutlich als bei Diquat (grosser Koc) zwischen diesen drei Bodentypen.

Dafür waren folgende zwei Gründe verantwortlich. Erstens nam die Verfrachtung in das Gewässer via Erosion und Abschwemmung mit zunehmender Bodendichte, Bodentiefe und OrgC-Gehalt des Bodens linear ab. Zweites wurde der Unterschied zwischen den Bodentypen grösser mit der Zunahme des Koc-Wert des Wirkstoffs.

Für Wirkstoffe mit hohem Koc (zb. Diquat) spielten die Einträge via Abschwemmung, Erosion und Drainage ins Gewässer für die Berechnung des aquatischen Risikos eine untergeordnete Rolle, da in solchen Fällen das Risiko alleine von Abdrift dominiert wurde, ausser für extreme Umweltbedingungen Distanz Feld-Gewässer 100 m und eine Feldneigung von 18 % (Häufigkeit dieser Umweltkonstellation ist unter 10 %).

Die Auswahl der Bodentypen hatte keinen Einfluss auf das Saumbiotop. Dieses wird nur durch Drift befrachtet.

#### a) PestLCI Konsensus-Modell

Die Resultate der primären Emissionen zeigen für keinen der beiden untersuchten Wirkstoffe Unterschiede zwischen den drei Bodentypen. Die primäre Verteilung umfasst Emissionen in die Luft, Flächen ausserhalb des Feldes, Deposition auf der Pflanze und Deposition auf dem Boden. Für die Berechnung der primären Emissionen in die Luft sind nur die Kultur, die Applikationsmethode und Drift-Reduktionsmassnahmen massgebend. Da diese Faktoren für die Sensitivitätsanalyse konstant gehalten wurden für die drei Bodentypen gab es hier keine Variation bei den Resultaten. Die Emission auf Flächen ausserhalb des Feldes hing von der Pufferzone, Driftreduktionsmassnahmen, der Applikationsmethode und der Feldgrösse ab. Auch hier gab es, gleich wie bei den Klimatypen, keinen Einfluss des Bodens auf das Ergebnis. Bei der Deposition des applizierten Wirkstoffs auf der Pflanze spielte die Pufferzone, die Interzeption sowie alle bisher genannten Faktoren eine Rolle, da diese Emission von den Emissionen in die Luft und anschliessender Deposition auf Flächen ausserhalb des Feldes abhängig waren. Auch hier war keine Abhängigkeit vom Bodentyp gegeben. Alles was nicht in die Luft emittiert wurde, auf Flächen ausserhalb des Feldes landete oder auf der Pflanze zurück bleib, galt als Deposition auf dem Boden. Damit wies auch diese Emission keine Abhängigkeit vom Bodentyp auf.

Auch die Resultate der sekundären Emissionen wiesen kaum Unterschiede auf bei Variation der Bodentypen. Von sechs Emissionspfaden wiesen vier keine oder sehr geringe Variation auf, namentlich die Emissionen in die Luft, auf Flächen ausserhalb des Feldes, Emissionen ins Grundwasser und Rückstände auf der Pflanze. Bei den Emissionen in die Luft wurde zur Fracht aus der primären Verteilung (siehe oben) nur noch der Anteil hinzugerechnet, der von den Blättern oder vom Boden verdampfte. Diese Prozesse waren nicht vom Bodentyp abhängig. Die Emissionen auf Flächen ausserhalb des Feldes basierten hauptsächlich auf den Emissionen, welche in der primären Verteilung berechnet wurden. Wegen der zeitlichen Systemgrenze fielen die anderen Emissionsquellen weg (Oberflächenabfluss und Drainage). Die Werte für diesen Parameter blieben daher gleich wie bei der primären Verteilung. Bei den Emissionen ins Grundwasser waren wegen der fehlenden Einträge (Makroporenabfluss und Auswaschung) wegen der zeitlichen Systemgrenze von 1 Tag gleich 0. Bei den Rückständen auf der Pflanze spielte die primäre Deposition des PSM (siehe oben) eine Rolle. Diese Menge wurde während der gewählten zeitlichen Systemgrenze von einem Tag abgebaut. Die Abbaurrate setzte sich zusammen aus der Verdampfungsrate, der Abbaurrate und der Aufnahmerate des PSM auf der Pflanze. Für keine dieser Raten war der Bodentyp relevant, weshalb es hier auch keine Veränderungen in den Resultaten gab.

Für die Rückstände von PSM im Boden gab es geringfügige Variationen (1-3 % beim Boden) und beim Abbau und der Aufnahme von PSM etwas grössere Variationen zwischen den Bodentypen (4-14 %). Die Rückstände im Boden hingen zum einen von der primären Deposition auf dem Boden ab (siehe oben). Von dieser Fracht wurde der Anteil abgezogen, der im Oberboden abgebaut wird oder verdampft. Die Abbaurrate im Oberboden war von der biologischen Abbaurrate abhängig, die von der Temperatur und Bodenfeuchtigkeit abhängt. Bei der Bodenfeuchtigkeit spielten Bodenparameter eine Rolle. Die Verdampfung aus dem Oberboden hing primär von den Wirkstoffeigenschaften ab und nicht vom Boden. Die Emissionen in den Boden beinhalteten zudem die ganze Fracht, welche für die Auswaschung übrig blieb, da kein Regen in der zeitlichen Systemgrenze fiel. Diese Fracht ist relativ gross, daher fiel die Abhängigkeit der Abbaurrate vom Bodentyp nicht so stark ins Gewicht, da der Abbau im Oberboden rund einen Hundertstel der Fracht für die

Auswaschung ausmachte. Aufgrund dieser Zusammenhänge gab es bei den Rückständen im Boden eine vergleichsweise geringe Variation zwischen den Bodentypen.

Weitaus grösser waren die Variationen beim Abbau und der Aufnahme von PSM. Die grössten Abweichungen waren zwischen dem schweren und dem leichten Boden (2-14 %) zu verzeichnen. Aber auch zwischen dem mittelschweren und dem leichten Boden, sowie dem mittelschweren und dem schweren Boden gab es nennenswerte Unterschiede (4-7 % und 5-9 %). Der Abbau und die Aufnahme von PSM hingen vom Abbau des applizierten PSM auf dem Blatt und im Oberboden (0-1 cm), sowie von der Aufnahme in die Pflanze ab. Der Abbau auf der Pflanze wurde nicht vom Bodentyp beeinflusst und wurde bereits bei den Rückständen auf der Pflanze (siehe oben) beschrieben. Die Aufnahme durch die Pflanze hing primär von den Eigenschaften des Wirkstoff ab und wies keine Abhängigkeit von bodenabhängigen Faktoren auf. Jedoch war hier ein Unterschied zwischen den zwei verwendeten Wirkstoff Diquat und Clopyralid zu verzeichnen, was auf die weitaus geringere Aufnahme von Diquat in die Pflanze zurück zu führen war. Die Abbaurate im Oberboden war hingegen von der biologischen Abbaurate und somit von Temperatur und Bodenfeuchte abhängig. Die Bodenfeuchte war von Bodenparametern abhängig, welche gleichzeitig mit dem Bodentyp variiert wurden. Hier fiel die Abhängigkeit der Abbaurate im Oberboden viel stärker ins Gewicht als bei den Rückständen von PSM im Boden (siehe oben). Dies war auf die Grössenordnung der unterschiedlichen Komponenten (Abbau auf Pflanze, Aufnahme in Pflanze und Abbau im Oberboden) zurück zu führen: Der Anteil des Abbaus auf der Pflanze war rund drei Mal grösser als der Abbau im Boden, während die Aufnahme in die Pflanze nur etwa eine Promille des Abbaus Boden ausmachte.

## 10.5 Auswahl der Umweltszenarien

Aus den Abklärungen bezüglich der unterschiedlichen Eingabeparameter ergaben sich Umweltszenarien, welche sowohl mittels der Ökobilanzierung als auch der Risikoabschätzung mit SYNOPSIS ausgewertet wurden. In Tabelle 44 sind die Annahmen für die Umweltszenarien aufgelistet, welche für die fünf Kulturen Weizen, Kartoffeln, Karotten, Raps und Zuckerrüben berechnet wurden. Die aufgelisteten Eingabeparameter sind unabhängig von der zu berechnenden Kultur oder des verwendeten Wirkstoffes. Damit wurden mindestens 10 Szenarien berechnet (mindestens zwei pro Kultur), wobei auch noch Sensitivitätsanalysen durchgeführt wurden (siehe Kapitel 10.4). Es ist ersichtlich, dass für das Klima und den Boden je nur die „mittlere“ Variante ausgewählt wurde. Diese Entscheidung basiert auf der durchgeführten Sensitivitätsanalyse dieser beiden Eingabeparameter. Aufgrund des eher geringen Einflusses der je drei zur Verfügung stehenden Boden- oder Klimatypen, wurde für alle Szenarien die „mittlere“ Variante gewählt. Beim Boden war das der mittelschwere Boden, der für alle Kulturen geeignet ist, und beim Klima war es Koppigen, das sich im zentralen Mittelland befindet. Die Pufferzone wurde standardmässig auf 6 m gesetzt (BLW 2016b). Bei Wirkstoffen, die eine breitere Pufferzone erfordern, wurde deren Einfluss durch Drift-Reduktionsmassnahmen modelliert (siehe Kapitel 3.5.3).

Tabelle 44: Eingabeparameter, die für alle untersuchten Kulturen und Wirkstoffe gelten.

Eingabeparameter	Wert
Hangneigung	3 %
Feldgrösse	1 ha (100m x 100m)
Klimatyp	CH_Koppigen
Bodentyp	CH_soil_2 (B2, medium)
Distanz zum Gewässer	6 m
Pufferzone	6 m
Bodenbearbeitung	Konventionell
Drainage	30% der Fläche ist drainiert

Abgesehen von Eingabeparametern in Tabelle 44 gab es auch noch weitere Parameter, welche vom Wirkstoff oder der Kultur abhingen (Tabelle 45). Die Daten für diese Parameter wurden bei der Beschreibung der Spritzfolgen für die fünf untersuchten Kulturen aufgezeigt (siehe Kapitel 4).

Tabelle 45: Eingabeparameter, die von der Kultur oder dem Wirkstoff abhängig sind.

Eingabeparameter	Beschreibung
Interzeption	Beschreibt die Verteilung eines applizierten Wirkstoff zwischen der Pflanzenoberfläche und dem Boden. Je nach Entwicklungsstadium der Pflanze gelangt ein grösserer Anteil des Wirkstoff auf die Pflanze. Eine Interzeption von null bedeutet, dass die gesamte Fracht auf den Boden gelangt und nichts auf die Pflanze.
Drift-Reduktion	Basierend auf der Weisung des BLW betreffend der Massnahmen zur Reduktion der Risiken bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln implementiert (BLW 2016b).
Wirkstoff	Der Wirkstoff (Wirkstoff) ist abhängig vom eingesetzten Produkt und wurde in den Spritzfolgen der fünf Kulturen festgelegt.
Kultur	Die fünf untersuchten Kulturen sind: Weizen, Kartoffeln, Karotten, Raps und Zuckerrüben.
Applikationsmonat	Der Applikationsmonat hängt vom Wirkstoff ab und damit auch von der Indikation.
Applikationsmethode	Die Applikationsmethode wird passend zur Kultur ausgewählt.
Applikationsrate	Die Applikationsrate für die Wirkstoff wurde basierend auf den AUI-Daten und mit den Rückmeldungen der Experten eruiert und ist auch in den Spritzfolgen der fünf Kulturen enthalten.

## 10.6 Detaillierte Beschreibung der Spritzfolgen und Anbauverfahren

Die Definition und Validierung der Anbausysteme und Spritzfolgen wird nachfolgend detailliert beschrieben.

### 10.6.1 Winterraps

#### Wichtigste Schädlinge und Krankheiten

Raps wird während seiner Vegetationszeit von einer Vielzahl von Schädlingen befallen. Wichtige Schädlinge sind unter anderem im Herbst Schnecken und Rapserrflöhe, sowie im Frühjahr Rapsstängelrüssler und Rapsglanzkäfer. Bekämpfung von anderen Schädlingen wie Kohlfiegen, Kohlschottenrüssler, Rapsblattwespe, schwarze Kohltriebrüssler und Kohlschotengallmücke wird eher selten gemacht.

Im Herbst ist zu entscheiden, ob die Larven des Rapserrfloh die Schadschwelle übersteigen (im Keimblattstadium: 50 % aller Pflanzen mit mehreren Frassstellen) und daher zu bekämpfen sind. Für eine Behandlung mit einem zugelassenen Pyrethroid ist in jedem Fall eine Sonderbewilligung der kantonalen Fachstellen zu beantragen. Im Frühling werden die verschiedenen Schädlinge (zum Beispiel Rapsglanzkäfer) mit Gelbschalen überwacht und nach Erreichung der Schadschwelle mit geeigneten Mitteln bekämpft.

Das Auftreten der verschiedenen Schadorganismen kann sich regional und von Jahr zu Jahr stark unterscheiden. Zudem ist für die nachhaltige Bekämpfung von Rapsglanzkäfern auf ein Resistenzmanagement zu achten (Wahl von Insektiziden aus unterschiedlichen Wirkklassen).

Verschiedene Krankheiten können bei Raps auftreten, wie Phoma, Grauschimmel, Kohlhernie, Rapsschwärze und Rapskrebs.

Vorauflaufherbizide werden heutzutage standardmässig für die Unkrautbekämpfung im Raps eingesetzt (Distel 2016). Im Allgemeinen keimt und wächst Raps sehr schnell und kann so die Entwicklung von Unkräutern hemmen. Daher sind während der Vegetationszeit von Raps Unkrautbekämpfungsmassnahmen praktisch nur in lückigen Rapsbeständen nötig. Zudem gibt es erste erfolgsversprechende Versuche mit dem Verfahren der Untersaat, welches die Möglichkeit bietet Raps pflug- und herbizidlos anbauen zu können (Hebeisen 2014).

Gemäss dem Marktbericht Ölsaaten (BLW 2015) wurden im Jahr 2013 von 6'284 Produzenten auf 22'302 Hektaren Raps angebaut. Davon wurden 2'871 Hektaren als Extenso-Raps (12.9 %) und 131 Hektaren als Bio-Raps (0.6 %) angebaut.

### **PSM-Einsatz basierend auf AUI-Daten**

Die Resultate zum PSM-Einsatz in Winterraps und zu den am häufigsten verwendeten Wirkstoffen sind in Tabelle 46 ersichtlich.

*Tabelle 46: PSM-Einsatz in Winterraps basierend auf den AUI-Daten 2009-2014. Anzahl der Interventionen pro Wirkbereich (50. und 75. Perzentil) und häufigste Wirkstoffe pro Wirkbereich. In Klammern die von Experten validierte Anzahl Interventionen, die schliesslich für die Definition der ÖLN-Spritzfolge verwendet wurde. Saatbeizmittel sind hier noch nicht enthalten.*

<b>Winterraps (1031Schläge)</b>	<b>Herbizid</b>	<b>Fungizid</b>	<b>Insektizid</b>	<b>Wachstums- Regulator</b>	<b>Molluskizid</b>
50. Perzentil	1.0 (1)	1.0 (1)	2.0 (2)	0.0 (0)	0.2 (0)
75. Perzentil	1.8 (2)	1.6 (2)	2.5 (3)	0.0 (0)	1.0 (1)
Häufigste Wirkstoffe	Clomazone Napropamid Dimetachlor	Tebuconazol Prothioconazol Metconazol	Thiacloprid Bifenthrin Cypermethrin	-	Metaldehyd

### **Validierung und Definition der ÖLN-Spritzfolgen**

Die definierte typische ÖLN-Spritzfolge für Raps ist in Tabelle 47 abgebildet.

Der Einsatz und Auswahl von Insektiziden wurde von Experten rege diskutiert und schliesslich auf zwei Insektizidbehandlungen bei der typischen ÖLN-Spritzfolge festgelegt: Eine Behandlung im Herbst gegen den Rapserrdfloh oder Rapsblattwespe und eine Behandlung im Frühling gegen den Rapsglanzkäfer. Es wurde auch über die Auswahl der Produkte diskutiert. Das Pyrethroid Cypermethrin wurde zum Teil als ungeeignet angesehen, da dieses Produkt eine Driftauflage von einer unbehandelten Pufferzone zwischen Feld zum nächsten Oberflächengewässer von 100 m besitzt. Das ökotoxikologische Profil der verschiedenen Pyrethroide ist sehr ähnlich und da alternativ nur andere Pyrethroide in der Herbstapplikation in Frage kommen, wurde Cypermethrin beibehalten.

Im Frühling wurden aus Gründen der Wirksamkeit und des Resistenzmanagements keine pyrethroidhaltigen PSM eingesetzt. Gemäss den Experten existiert bereits eine Teilresistenz für die Wirkstoff-Klasse der Pyrethroide bei den Rapsglanzkäfern. Die AUI-Daten 2009-2014 ergaben, dass der Einsatz von pyrethroidhaltigen PSM im Verlaufe der Zeit deutlich abgenommen hat, hingegen PSM aus der chemischen Gruppe der Organophosphate seit 2013 tendenziell stärker eingesetzt werden (Abbildung 52). Aufgrund dieser Entwicklung wurde für die Rapsglanzkäferbekämpfung für die definierten Spritzfolgen Wirkstoffe aus der Klasse der Neonicotinoide und Organophosphate berücksichtigt.

Bei hohem Schadddruck wurde im Frühling eine zusätzliche Herbizidbehandlung mit dem Produkt Effigo eingesetzt als Korrekturbehandlung gegen Kamille und Klebern. Zudem wurde die Vorblütenbehandlung mit Fungizid- und Insektizid zu einer Tankmischung zusammengefügt. Das eingesetzte Fungizid im Herbst hat zusätzlich einen wachstumsregulierenden Nebeneffekt.



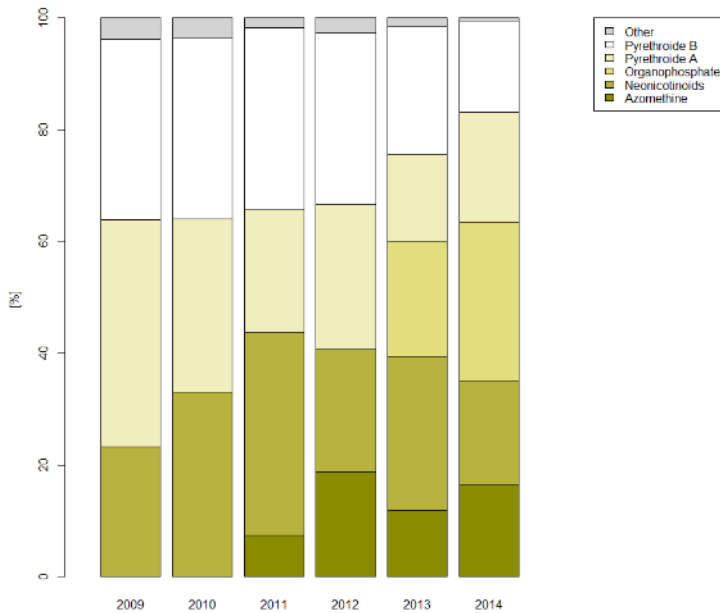


Abbildung 52: Entwicklung des Einsatzes von Insektiziden im Rapsanbau nach Wirkstoff-Gruppen gemäss ZA-AUI, angepasst nach (de Baan et al. 2015)

Tabelle 47: Typische ÖLN-Spritzfolge für Raps basierend auf der 50. Quantil der AUI Daten inklusive Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; WR=Wachstumsregulator).

PSM-Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Produktkategorie	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
TMTD 98% Satec	Thiram (TMTD)	F	25. Aug	0.02
Devrinol Top	Napropamide	H	01. Sep	1.04
Devrinol Top	Clomazone	H	01. Sep	0.09
Cypermethrin	Cypermethrin	I	15. Sep	0.03
Horizon EW	Tebuconazole	F	15. Okt	0.25
Biscaya	Thiacloprid	I	15. Apr	0.10

Tabelle 48: ÖLN-Spritzfolge (hoher Schadddruck) für Raps basierend auf der 75. Quantil der AUI Daten inklusive Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; WR=Wachstumsregulator).

PSM-Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Produktkategorie	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
TMTD 98% Satec	Thiram (TMTD)	F	25. Aug	0.02
Devrinol Top	Napropamide	H	01. Sep	1.04
Devrinol Top	Clomazone	H	01. Sep	0.09
Metarex R.G.	Metaldehyd	M	10. Sep	0.34
Cypermethrin	Cypermethrin	I	15. Sep	0.03
Horizon EW	Tebuconazole	F	15. Okt	0.25
Effigo	Clopyralid	H	15. Mrz	0.09
Effigo	Picloram	H	15. Mrz	0.02
Pyrinex	Chlorpyrifos	I	01. Apr	0.25
Proline	Prothioconazole	F	15. Apr	0.18
Biscaya	Thiacloprid	I	15. Apr	0.10

### **Validierung und Definition der IPS-Spritzfolgen**

Die IPS-Spritzfolge ist in Tabelle 49 definiert. Im Vergleich zur ÖLN-Spritzfolge in Tabelle 47 fallen die zwei Insektizide und das eine fungizide Spritzmittel weg. Der Grund dafür sind die IPS-Richtlinie für Raps (IP-SUISSE 2015c), welche eine strikte Einhaltung der Extensobedingungen vorschreibt (kein Einsatz von Wachstumsregulatoren, Fungiziden, Insektiziden und chemisch-synthetischen Stimulatoren).

Tabelle 49: typische IPS-Spritzfolge für Raps

PSM-Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Produktkategorie	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff
TMTD 98% Satec	Thiram (TMTD)	F	25. Aug	0.02
Devrinol Top	Napropamide	H	01. Sep	1.04
Devrinol Top	Clomazone	H	01. Sep	0.09

### Anbauverfahren

Die Anbauparameter für die ÖLN- und IPS-Szenarien sind in Tabelle 50 definiert. Für die Bodenbearbeitung wurde das Mulchsaat-System gewählt, da dies gemäss Experten das Standardvorgehen beim Rapsanbau ist. Zudem war dieses Verfahren auch bereits in den Ökoinventaren definiert. Die Saattrate wurde von 5.5 kg/ha auf 3.5 kg/ha korrigiert, aufgrund der Einwände von mehreren Experten, welche die vorerst definierte Saattrate als zu hoch taxierten. Rapskulturen werden gemäss Experten in der Schweiz kaum bewässert. Daher wurde der Wert der Bewässerung auf Null gesetzt. Der Zeitpunkt der Saat wurde neu auf den 31. August festgelegt.

Der Ertrag im Ökoinventar war mit 31.1 dt/ha eher tief gemäss Rückmeldungen von den Experten. Der Rapsenertrag wurde mittels (Hoop and Schmid 2015) für das ÖLN-Szenario auf 36.5 dt/ha (Betriebszweig Raps, nicht Extenso, ÖLN, ohne Bio) und für das IPS-Szenario auf 32.5 dt/ha (Betriebszweig Raps, Extenso, ÖLN, ohne Bio) angepasst. Der Düngereinsatz wurde proportional zum Ertrag angepasst (Düngung nach Entzug). Die Anzahl Fahrten für die Applikation von PSM wurde an die Spritzfolge angepasst.

Tabelle 50: Anbauparameter für Winterraps für die typische ÖLN- und IP-SUISSE Spritzfolge.

Parameter für Anbau	ÖLN	IP-SUISSE	Einheit
<b>Bodenbearbeitung</b>			
EGgen mit Federzinkenegge (ha)	2	2	Durchgänge pro ha
Grubbern (ha)	1	1	Durchgänge pro ha
<b>Feldgrösse</b>	1	1	ha
Länge	100	100	m
Breite	100	100	m
<b>Saat</b>			
Sämaschine	1	1	Durchgänge pro ha
Saattrate (Menge pro ha)	3.5	3.5	kg/ha
Zeitpunkt Saat	31. Aug	31. Aug	Datum
Saatgutbeizung	Ja	Ja	
<b>Düngung</b>			
Mineralischer Stickstoffdünger	123	110	kg/ha
Mineralischer Phosphordünger	53	47	kg/ha
Mineralischer Kaliumdünger			kg/ha
Düngemaschine	3	3	Durchgänge pro ha
Düngung mit Mist	6488	5801	kg/ha
Düngung mit Flüssiggülle	10	9	m <sup>3</sup> /ha
<b>Bewässerung</b>			
Bewässerung	0	0	m <sup>3</sup> /ha
<b>Pflanzenschutz</b>			
Applikation von PSM (Anzahl Durchgänge pro ha)	3	1	Interventionen pro ha (total)
Fungizid	0	0	Interventionen pro ha
Insektizid	2	0	Interventionen pro ha
Herbizid	1	1	Interventionen pro ha
Wachstumsregulierung	0	0	Interventionen pro ha
Molluskizid	0	0	Interventionen pro ha

Parameter für Anbau	ÖLN	IP-SUISSE	Einheit
<b>Ernte</b>	15. Jul	15. Jul	
Dreschen mit Mähdrescher	1	1	Durchgänge pro ha
Ertrag	36.5	32.5	dt/ha

## 10.6.2 Winterweizen

### Wichtigste Schädlinge und Krankheiten

Beim Weizen muss in der Schweiz der Anbau nach den Extenso-Richtlinien (Artikel 69 der DZV (DZV 2013)) und der nicht-Extenso Weizen unterschieden werden. Die IP-SUISSE Richtlinien verlangen einen Extenso-Anbau; daher ist der Einsatz von Wachstumsregulatoren, Fungiziden, Insektiziden und chemisch-synthetischen Simulatoren der natürlichen Abwehrkräfte verboten (IP-SUISSE 2015a). Erlaubt sind hingegen die Saatgutbeizung mit Fungiziden und der Einsatz von gewissen Herbiziden. Damit können beim Extenso-Weizen nur die Unkräuter bekämpft werden und mit der Fungizid-Saatgutbeizung können der samenbürtige Schneeschimmel und die Septoria-Krankheit behandelt werden. In der Schweiz werden ca. 50 % der Getreidefläche in extensiver Produktion bewirtschaftet.

Beim nicht-Extenso Weizen dürfen sowohl Fungizide und Insektizide als auch Wachstumsregulatoren verwendet werden. Üblicherweise wird nur bei hohem Schadddruck ein Insektizid gegen Getreidehähnchen verwendet. Üblich sind zudem zwischen 1-2 Anwendungen von Wachstumsregulatoren um die Standfestigkeit zu erhöhen. Bezüglich der Krankheiten spielen der Echte Mehltau, Gelbrost, die Septoria-Blattfleckenkrankheit und -Spelzenbräune eine wichtige Rolle. Gegen Unkräuter reicht in der Regel eine Herbizid-Anwendung aus (Bohren 2017). Sollte jedoch ein Befall mit Ambrosia auftreten, muss eine zweite Herbizid-Anwendung erfolgen (Bekämpfungspflicht). Auch das Erdmandelgras kann eine zweite Anwendung von Herbiziden erforderlich machen.

### PSM-Einsatz basierend auf AUI-Daten

Die Resultate zum PSM-Einsatz in Winterweizen und zu den am häufigsten verwendeten Wirkstoffen sind in Tabelle 51 ersichtlich. Für diese Berechnungen wurden die Extenso-Weizenschläge (1648 Schläge) nicht berücksichtigt, sondern nur die nicht-Extenso-Winterweizenschläge (1106 Schläge).

*Tabelle 51: PSM-Einsatz in Winterweizen (ohne Extenso) basierend auf den AUI-Daten 2009-2014. Anzahl der Interventionen pro Wirkbereich (50. und 75. Perzentil) und häufigste Wirkstoffe pro Wirkbereich. In Klammern die von Experten validierte Anzahl Interventionen, die schliesslich für die Definition der ÖLN Spritzfolge verwendet wurde. Saatbeizmittel sind hier noch nicht enthalten.*

Winterweizen (1106 Schläge)	Herbizid	Fungizid	Insektizid	Wachstums- Regulator	Molluskizid
50. Perzentil	1.0 (1)	1.7 (1)	0.0 (0)	1.0 (1)	0.0 (0)
75. Perzentil	1.2 (1)	2.0 (2)	0.2 (1)	1.5 (2)	0.0 (0)
Häufigste Wirkstoffe	Diflufenican, Iodosulfuron- methyl-Na, Isoproturon	Prothioconazole, Chlorothalonil, Spiroxamin	Thiacloprid, Teflubenzuron, Diflubenzuron	Chlormequat, Trinexapac-ethyl, Ethephon	Metaldehyd

### Validierung und Definition der ÖLN-Spritzfolgen

Bei den Fungiziden wurde das Feedback der Experten bezüglich dem zunächst vorgeschlagenen Produkt Amistar Xtra berücksichtigt, indem es durch das heute häufiger verwendete Fandango ersetzt wurde. Amistar Xtra weist auch in den AUI-Daten einen klaren Abwärtstrend auf, während Fandango zunehmend häufiger verwendet wird. Es wurde auch darauf hingewiesen, dass Othello (Herbizid) gut zusammen mit einem Wachstumsregulator (Cycocel Extra) mittels einer Tankmischung appliziert werden kann. Auch die beiden Fungizide Bravo 500 und Fandango verwendet man in der Regel in einer Tankmischung (siehe Tabelle 52).

Tabelle 52: Typische ÖLN-Spritzfolge für Winterweizen basierend auf der 50. Quantil der AUI Daten inklusive Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; WR=Wachstumsregulator).

Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Kategorie	Datum	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Coral Extra	Fludioxonil	F	Saatgutbeizung	0.009
Coral Extra	Difenoconazole	F		0.009
Othello	Diflufenican	H	08. April	0.058
Othello	Mesosulfuron-methyl	H	08. April	0.007
Othello	Iodosulfuron-methyl-Natrium	H	08. April	0.003
Cycocel Extra	Chlormequat	WR	08. April	0.379
Bravo 500	Chlorothalonil	F	15. Mai	0.643
Fandango	Fluoxastrobin	F	15. Mai	0.130
Fandango	Prothioconazole	F	15. Mai	0.130

Beim hohen Schadddruck sollte man gemäss Experten zwei einzelne Fungizid-Gaben (also nicht in einer Tankmischung) implementieren. Die erste Fungizide-Gabe wird jeweils mit einem Wachstumsregulator in einer Tankmischung kombiniert. Die zweite Fungizid-Gabe (Fandango) erfolgt daher erst etwas später (Anfang Juni) als bei der typischen Spritzfolge (Anfang Mai). Zusätzlich empfohlen die Experten, dass das Getreidehähnchen mittels einem Insektizid (Audienz) behandelt werden sollte. Diese Insektizid-Anwendung ist in den AUI-Daten nicht ersichtlich (nur 0.2 Anwendungen bei 75. Quantil), trotzdem wurde die Anpassung vorgenommen, da sie von mehreren Experten empfohlen wurde.

Tabelle 53: ÖLN-Spritzfolge (hoher Schadddruck) für Winterweizen basierend auf der 75. Quantil der AUI Daten inklusive Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; WR=Wachstumsregulator).

Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Kategorie	Datum	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Coral Extra	Fludioxonil	F	Saatgutbeizung	0.009
Coral Extra	Difenoconazole	F		0.009
Othello	Diflufenican	H	08. April	0.058
Othello	Mesosulfuron-methyl	H	08. April	0.007
Othello	Iodosulfuron-methyl-Natrium	H	08. April	0.003
Cycocel Extra	Chlormequat	WR	08. April	0.379
Bravo 500	Chlorothalonil	F	15. Mai	0.643
Moddus	Trinexapac-ethyl	WR	15. Mai	0.086
Audienz	Spinosad	I	18. Mai	0.048
Fandango	Fluoxastrobin	F	06. Juni	0.130
Fandango	Prothioconazole	F	06. Juni	0.130

### **Validierung und Definition der IPS-Spritzfolgen**

Bei Winterweizen beinhalten die IP-SUISSE Richtlinien den Extenso-Anbau, d.h. Wachstumsregulatoren, Fungizide, Insektizide und chemisch-synthetische Stimulatoren der natürlichen Abwehrkräfte sind nicht erlaubt (IP-SUISSE 2015a). Daher fallen die Wachstumsregulatoren und Fungizide der typischen ÖLN-Spritzfolge weg (siehe Tabelle 54).

Tabelle 54: Typische IP-SUISSE-Spritzfolge für Winterweizen basierend auf der 50. Quantil der AUI Daten inklusive Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; WR=Wachstumsregulator).

Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Kategorie	Datum	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Coral Extra	Fludioxonil	F	Saatgutbeizung	0.009
Coral Extra	Difenoconazole	F		0.009
Othello	Diflufenican	H	08. April	0.058
Othello	Mesosulfuron-methyl	H	08. April	0.007
Othello	Iodosulfuron-methyl-Natrium	H	08. April	0.003

### Anbauverfahren

Obwohl im Deckungsbeitragskatalog von 2015 (AGRIDEA 2015) der Pflug aufgeführt ist, wurde auf die Verwendung des Pfluges verzichtet, da dieser gemäss Experten nur bei vorgängigem Maisanbau verwendet wird (Hebeisen 2017). Daher wird hier anstelle des Pflugs der Grubber verwendet und anschliessend die Kreiselegge, die eine oberflächliche Bodenlockerung erzielt und das Saatbett vorbereitet. Es folgt die Saat im Herbst mit gebeiztem Saatgut mit einer Sämaschine. Die Düngerdaten widerspiegeln Durchschnittswerte und wurden aus den Ursprungsinventaren übernommen. Weizenkulturen werden in der Schweiz normalerweise nicht bewässert, daher wurde der Wert auf Null gesetzt. Die Ernte erfolgt im August mit einem Mähdrescher. Oft werden beim Weizenanbau noch Strohballen als Nebenprodukte hergestellt, was hier jedoch nicht berücksichtigt wird.

Das Anbauverfahren gemäss ÖLN (nicht-Extensio Weizen) unterscheidet sich nur bezüglich Dünger, PSM-Einsatz und Ertrag vom Anbauverfahren der IP-SUISSE-Spritzfolge (Extensio Weizen; siehe Tabelle 55).

Tabelle 55: Anbauparameter für Winterweizen für die typische ÖLN- und IP-SUISSE Spritzfolge.

Parameter für Anbau	ÖLN	IP-SUISSE	Einheit
<b>Bodenbearbeitung</b>			
Grubbern	1	1	Durchgänge pro ha
Kreiselegge	1	1	Durchgänge pro ha
<b>Feldgrösse</b>	1	1	ha
Länge	100	100	m
Breite	100	100	m
<b>Saat</b>			
Sowing/CH U	1	1	Durchgänge pro ha
Saatrate (Menge pro ha)	180	180	kg/ha
Zeitpunkt Saat	25. Okt	25. Okt	Datum
Saatgutbeizung	Ja	Ja	
<b>Düngung</b>			
Mineralischer Stickstoffdünger	133	122	kg/ha
Mineralischer Phosphordünger	55	43	kg/ha
Mineralischer Kaliumdünger	55	39	kg/ha
Düngemaschine	4.4	4.1	Durchgänge pro ha
Düngung mit Mist	895	895.3	kg/ha
Düngung mit Flüssiggülle	11.9	11.9	m <sup>3</sup> /ha
<b>Bewässerung</b>			
Bewässerung	0.00	0.00	m <sup>3</sup> /ha
<b>Pflanzenschutz</b>			
Applikation von PSM (Anzahl Durchgänge pro ha)	2.0	1.0	Interventionen pro ha (total)
Fungizid	1.0	0.0	Interventionen pro ha

Parameter für Anbau	ÖLN	IP-SUISSE	Einheit
Insektizid	0.0	0.0	Interventionen pro ha
Herbizid	0.5	1.0	Interventionen pro ha
Wachstumsregulierung	0.5	0.0	Interventionen pro ha
Molluskizid	0.0	0.0	Interventionen pro ha
<b>Ernte</b>	05. Aug	25. Jul	
Dreschen mit Mähdrescher	1	1	Durchgänge pro ha
Ertrag	66	55	dt/ha

### 10.6.3 Karotten

#### Wichtigste Schädlinge und Krankheiten

Bei Karottenanbau treten unterschiedliche Schädlinge wie zum Beispiel Wurzel nematoden (Kiewnick 2013), Wurzelgallenälchen und Möhrenzystenälchen auf. Vielfach kann man Schädlingen durch einen ausreichenden Fruchtfolgewechsel vorbeugen (Crüger et al. 2002). Der wichtigste Schädling ist die Möhrenfliege. In der Kulturdauer der Karotten kann es 1-2 Generationen Möhrenfliegen haben. Die Maden verursachen grosse Schäden durch die Frassgänge an den Rübenkörpern. Der Einflug der Möhrenfliege wird mit Klebefallen überwacht (Sauer et al. 2012; Sauer and Fischer 2014).

Die bedeutendste Krankheit bei den Karotten ist die Möhrenschräge bzw. Blattalternaria (Crüger et al. 2002). Der Pilz bringt das Blattwerk zum Absterben. Dadurch geht zum einen Assimilationsfläche verloren und die mechanische Ernte durch die Erntemaschine (Klemmbandroder) wird stark erschwert, oder sogar verunmöglicht. Der Infektionsdruck ist abhängig von Sorte, Reihenabstand, Fruchtfolge und Blattnassdauer. Meist sind mehrere Behandlungen mit Fungiziden unter unseren klimatischen Bedingungen kaum zu umgehen.

Das Beizen des Karottensaatguts mit Fungiziden ist Standard.

Linuron, ein wichtiger Wirkstoff in der Unkrautbekämpfung im Karottenanbau, wurde kürzlich die Zulassung entzogen. Die neuen erfolgsversprechenden Herbizidstrategien basieren auf Voraufbaubehandlungen (Krauss and Keller 2016).

Im Karottenanbau variiert die Anzahl PSM-Interventionen aufgrund von Auftreten der Schadorganismen, Wetter, Anbauzeit etc. sehr stark und kann gemäss Experten zwischen 2 und 30 Behandlungen liegen.

#### Validierung und Definition der ÖLN-Spritzfolgen

Da bei Karotten die AUI-Daten mit nur 4-9 Karotten-Parzellen pro Jahr keine Aussagen zum PSM-Einsatz zulassen, wurden hier die Spritzfolgen mit Experten und aufgrund der Literatur definiert.

Gemäss Experten gibt es im Karottenanbau keine typische Spritzfolge, da je nach Jahr, Saatzeitpunkt, Witterungsbedingungen, Lage vom Feld etc. stark unterschiedlicher Schadendruck vorherrschen kann. Die Experten haben jedoch beratend die Spritzfolgen mit uns zusammengestellt und auf ihre Bewilligung hin evaluiert.

Da der Wirkstoff Linuron zukünftig nicht mehr erlaubt ist, wurde auf diesen Wirkstoff für die Definition der typischen ÖLN-Spritzfolgen verzichtet (Tabelle 56) und es wurde angenommen, dass der Einsatz von Herbiziden im Voraufbau unumgänglich wird (Krauss and Keller 2016).

Die Bekämpfung der Möhrenfliege nach dem Erreichen der Schadschwelle ist nur mit Pyrethroiden möglich. Bei warmer Witterung nimmt die Wirksamkeit der Pyrethroide ab, dementsprechend muss öfters behandelt werden.

Aus der Praxis ist bekannt, dass oftmals beim intensiven Karottenanbau die Fungizide systematisch und vorbeugend alle 10 Tage eingesetzt werden. Dies wurde in der Spritzfolge mit hohen Schadendruck berücksichtigt.

Tabelle 56: Typische ÖLN-Spritzfolge für Karotten basierend Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; WR=Wachstumsregulator).

Produkt	Wirkstoff	Wirkbereich	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Rovral	Iprodione	F	15. Mai	0.021
Thiram 80	Thiram	F	15. Mai	0.010
Apron XL	Metalaxyl-M	F	15. Mai	0.001
Metric	Metribuzin	H	20. Mai	0.21
Metric	Clomazone	H	20. Mai	0.05
Stomp Aqua	Pendimethalin	H	20. Mai	1.30
Sencor SC	Metribuzin	H	25. Mai	0.06
Bandur	Aclonifen	H	25. Mai	0.50
Signum	Boscalid	F	10. Jun	0.27
Signum	Pyraclostrobin	F	10. Jun	0.07
Cypermethrin	Cypermethrin	I	20. Jun	0.03
Karate Zeon	Lambda-Cyhalothrin	I	05. Jul	0.01
Policar 75 WG NeoTec	Mancozeb	F	15. Jul	1.88
Decis	Deltamethrin	I	20. Jul	0.01
Slick	Difenoconazole	F	25. Jul	0.13
Amistar	Azoxystrobin	F	15. Aug	0.25
Decis	Deltamethrin	I	05. Sep	0.01

Tabelle 57: ÖLN-Spritzfolge (hoher Schadddruck) für Karotten basierend Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; WR=Wachstumsregulator).

PSM-Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Produktkategorie	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Rovral	Iprodione	Beizung Fungizid	15. Mai	0.021
Thiram 80	Thiram	Beizung Fungizid	15. Mai	0.010
Apron XL	Metalaxyl-M	Beizung Fungizid	15. Mai	0.001
Metric	Metribuzin	Herbizid	20. Mai	0.21
Metric	Clomazone	Herbizid	20. Mai	0.05
Stomp Aqua	Pendimethalin	Herbizid	20. Mai	1.30
Sencor SC	Metribuzin	Herbizid	25. Mai	0.06
Bandur	Aclonifen	Herbizid	25. Mai	0.50
Sencor SC	Metribuzin	Herbizid	01. Jun	0.06
Cypermethrin	Cypermethrin	Insektizid	05. Jun	0.03
Signum	Boscalid	Fungizid	10. Jun	0.27
Signum	Pyraclostrobin	Fungizid	10. Jun	0.07
Slick	Difenoconazole	Fungizid	20. Jun	0.13
Cypermethrin	Cypermethrin	Insektizid	20. Jun	0.03
Slick	Difenoconazole	Fungizid	30. Jun	0.13
Slick	Difenoconazole	Fungizid	05. Jul	0.13
Karate Zeon	Lambda-Cyhalothrin	Insektizid	05. Jul	0.01
Policar 75 WG NeoTec	Mancozeb	Fungizid	15. Jul	1.88
Decis	Deltamethrin	Insektizid	20. Jul	0.01
Slick	Difenoconazole	Fungizid	25. Jul	0.13
Amistar	Azoxystrobin	Fungizid	30. Jul	0.25
Karate Zeon	Lambda-Cyhalothrin	Insektizid	05. Aug	0.01
Amistar	Azoxystrobin	Fungizid	15. Aug	0.25
Karate Zeon	Lambda-Cyhalothrin	Insektizid	20. Aug	0.01
Decis	Deltamethrin	Insektizid	05. Sep	0.01

### Validierung und Definition der IPS-Spritzfolgen

Da der Wirkstoff Linuron verboten wird, wurden die aktuellen IPS Richtlinien (IP-SUISSE 2016) angepasst und die ehemals verbotenen Vorlaufherbizide im IPS-Karottenanbau erlaubt werden (Mirjam Lüthi, pers. Komm.).

Bei IPS wurde die gleiche Spritzfolge angenommen wie bei ÖLNmittel (siehe Tabelle 58) mit der Ausnahme, dass bei IPS zwei Insektizid-Behandlungen eingespart werden können. Diese Einsparung des Insektizideinsatzes zur Bekämpfung der Möhrenfliege erfolgt durch das strenge beachten des Schadschwellenprinzips und sowie durch Absprachen zwischen Landwirten und regionalen Anbauberatern. Dieses Verhalten wird für die IPS-Karottenanbauer vorgeschrieben.

Tabelle 58: Typische IPS-Spritzfolge für Karotten.

Produkt	Wirkstoff	Wirkbereich	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Rovral	Iprodione	F	15. Mai	0.021
Thiram 80	Thiram	F	15. Mai	0.010
Apron XL	Metalaxyl-M	F	15. Mai	0.001
Metric	Metribuzin	H	20. Mai	0.21
Metric	Clomazone	H	20. Mai	0.05
Stomp Aqua	Pendimethalin	H	20. Mai	1.30
Sencor SC	Metribuzin	H	25. Mai	0.06
Bandur	Aclonifen	H	25. Mai	0.50
Signum	Boscalid	F	10. Jun	0.27
Signum	Pyraclostrobin	F	10. Jun	0.07
Karate Zeon	Lambda-Cyhalothrin	I	05. Jul	0.01
Policar 75 WG NeoTec	Mancozeb	F	15. Jul	1.88
Decis	Deltamethrin	I	20. Jul	0.01
Slick	Difenoconazole	F	25. Jul	0.13
Amistar	Azoxystrobin	F	15. Aug	0.25

### Anbauverfahren

Die definierten Anbauparameter für die Kultur Karotten sind in *Tabelle 59* dargestellt.

Der Saattermin (15. Mai) für Karotten wurde aus den Ökoinventaren übernommen. In dieser Jahreszeit werden Sommer/Herbst Karotten angebaut mit einer Kulturdauer von rund 120 Tagen und einem Ertrag von 600-700 dt/ha (Scheidiger 2015). Aus diesem Grund wurde der Ertrag von 459.5 dt/ha auf 600 dt/ha angepasst. Durch die Ertragsveränderungen wurde dementsprechend auch der Düngereinsatz proportional angepasst, unter der Annahme, dass die Düngung dem Entzug entspricht.

Die Saatgutbeizung mit Fungiziden bei den Karotten ist ohne ausdrücklichen Wunsch des Produzenten Standard. Es wurde angenommen, dass beim Anbau von Karotten auf Dämmen mit 600 m<sup>3</sup> pro Hektar und Jahr bewässert wird.

Die mechanische Unkrautbekämpfung gestaltet sich beim Dammanbau und langsamer Jugendentwicklung schwierig, ausser wenn von Hand gejätet wird. Speziell humusreichen Böden weisen oft ein hohes Potential an verschiedenen Unkräutern auf. Gemäss Experten ist mechanische Unkrautbekämpfung weniger häufig. Nach der ersten Herbizidapplikation wurde daher in der Regel nicht mechanisch Unkraut bekämpft, da ansonsten sofort wieder Herbizid eingesetzt werden müsste um den Boden zu versiegeln.

Im Dammanbau fällt die Bodenbearbeitung mit der Walze weg. Es wurde für die definierten Spritzfolgen angenommen, dass einmal gepflügt wird und später mit einem Durchgang einer Egge die Bodenbearbeitung fortgeführt wird. Die Dämme werden mittels einer Fräse geformt und später werden diese Dämme mit der Sämaschine bepflanzt.



Tabelle 59: Anbauparameter für Karotten für die typische ÖLN- und IP-SUISSE Spritzfolge.

Parameter für Anbau	ÖLN	IP-SUISSE	Einheit
<b>Bodenbearbeitung</b>			
Bodenbearbeitung, Pflügen (ha)	1	1	Durchgänge pro ha
Bodenbearbeitung, Eggen (ha)	1	1	Durchgänge pro ha
Bodenbearbeitung, Fräsen (ha)	1	1	Durchgänge pro ha
<b>Feldgrösse</b>	1	1	ha
Länge	100	100	m
Breite	100	100	m
<b>Saat</b>			
Sämaschine	1	1	Durchgänge pro ha
Saatrate (Menge pro ha)	4.2	4.2	kg/ha
Zeitpunkt Saat	15. Mai	15. Mai	Datum
Saatgutbeizung	Ja	Ja	
<b>Düngung</b>			
Stickstoffdünger	62	62	kg/ha
Phosphordünger	59	59	kg/ha
Kaliumdünger	99	99	kg/ha
Düngen, mit Schleuderstreuer (ha)	3	3	m3/ha
<b>Bewässerung</b>			
Bewässerung	600	600	m3/ha
<b>Pflanzenschutz</b>			
Applikation von PSM (Anzahl Durchgänge pro ha)	10	8	Interventionen pro ha (total)
Fungizid	4	4	Interventionen pro ha
Insektizid	4	2	Interventionen pro ha
Herbizid	2	2	Interventionen pro ha
Wachstumsregulierung	0	0	Interventionen pro ha
Molluskizid	0	0	Interventionen pro ha
<b>Ernte</b>	15. Sep	15. Sep	
Ernte (Karottenvollernter)	1	1	Durchgänge pro ha
Ertrag	600	600	dt/ha

#### 10.6.4 Kartoffeln

##### **Wichtigste Schädlinge und Krankheiten**

Die wichtigsten Schädlinge bei den Kartoffeln sind der Kartoffelkäfer und Blattläuse (Breitenmoser 2017). Andere Schädlinge müssen hingegen fast nie behandelt werden in der Schweiz. Auch Schnecken können je nach Witterung zum Problem werden und werden mit Schneckenkörnern bekämpft.

Bei den Pilzkrankheiten dominieren ganz klar die Kraut- und Knollenfäule sowie die Alternaria-Dürrfleckenkrankheit. Diese beiden Erreger wechseln sich in der Regel von Jahr zu Jahr ab. Wenn also in einem Jahr der Schadddruck für die Kraut- und Knollenfäule hoch ist, spielt Alternaria eine untergeordnete Rolle und umgekehrt (Musa 2017). Ein weiterer Erreger ist die Rhizocontia-solani-Krankheit, die mittels Saatgutbeizung bekämpft wird.

Bei der Unkrautflora hängt die Wahl des Wirkstoffes und der Anzahl Applikationen stark von den Interessen der Landwirtin des Landwirtes ab. In der Regel werden bei zwei Herbizid-Anwendungen ein Herbizid im Voraufbau und eines im Nachaufbau verwendet. Bei einem tieferen Schadddruck kann auch eine Herbizid-Anwendung im Voraufbau genügen. Zusätzlich zur Behandlung von Unkräutern kommt noch die Verwendung eines Herbizides zur Desikkation des Kartoffelkrautes vor der Ernte hinzu. Alternativ kann das Kraut auch mechanisch mittels Krautschlag entfernt werden.

##### **PSM-Einsatz basierend auf AUI-Daten**

Die Resultate zum PSM-Einsatz in Kartoffeln und zu den am häufigsten verwendeten Wirkstoffen ist in Tabelle 60 ersichtlich.

Tabelle 60: PSM-Einsatz in Kartoffeln basierend auf den AUI-Daten 2009-2014. Anzahl der Interventionen pro Wirkbereich (50. und 75. Perzentil) und häufigste Wirkstoffe pro Wirkbereich. In Klammern die von Experten validierte Anzahl Interventionen, die schliesslich für die Definition der ÖLN Spritzfolge verwendet wurde.

Kartoffeln (753 Schläge)	Herbizid	Fungizid	Insektizid	Wachstums- Regulator	Molluskizid
50. Perzentil	2.0 (2)	5.9 (6)	0.2 (1)	0.0 (0)	0.0 (1)
75. Perzentil	3.0 (3)	8.2 (9)	1.0 (1)	0.0 (0)	0.7 (1)
Häufigste Wirkstoffe	Metribuzin, Diquat, Prosulfocarb	Mancozeb, Cymoxanil, Fluazinam	Spinosad, Teflubenzuron, Thiacloprid	-	Metaldehyd

### **Validierung und Definition der ÖLN-Spritzfolgen**

Am meisten Rückmeldungen erhielten wir von den Experten bezüglich der Fungizid-Verwendung. Mehrere Experten haben darauf hingewiesen, dass das Produkt Epoque (Wirkstoffe Fluazinam und Metalaxyl-M) ein eher altes Produkt ist und immer weniger Verwendung findet. Das Produkt wurde trotzdem in der Spritzfolge belassen, da es gemäss den AUI-Daten immer noch häufig verwendet wird. Allgemein wurde die Reihenfolge der Fungizide auf Anraten der Experten angepasst indem Epoque zu Beginn der Spritzfolge verwendet werden sollte und Mapro als Abschluss der Fungizid-Behandlungen, da es ein sporentötendes Mittel ist. Es wurde zudem darauf geachtet, dass bei mittlerem Schadddruck eher teil-systemische Fungizide und bei hohen Schadddruck eher systemische Fungizide verwendet wurden. Als Ersatz für Mancozeb Combi wurde Revus Top in die Spritzfolge aufgenommen, welches auf Anraten mehrerer Experten für die Behandlung der Alternaria-Dürrfleckenkrankheit verwendet werden sollte. Die Fungizid-Behandlungen beginnen Anfang Juni und werden alle 7-10 Tage wiederholt. Auch bezüglich der Anzahl Fungizid-Behandlungen wurden basierend auf der Rückmeldung von Tomke Musa auf der Basis von PhytoPre für die typische ÖLN-Spritzfolge 6 Anwendungen und für den hohen Schadddruck bei ÖLN 8 Anwendungen angenommen (Musa 2017). Bei den Herbiziden wurden die beiden Produkte Sencore WG und Boxer basierend auf Expertenmeinungen in einer Applikation mittels einer Tankmischung verwendet. Zudem wurde das Abbrennmittel Reglone verwendet.

Auch bei den Insektiziden gab es eine Anpassung basierend auf den Rückmeldungen der Experten. Aufgrund der AUI-Daten war keine Insektizid-Anwendung vorgesehen. Da jedoch bereits bei mittlerem Schadddruck mit dem Kartoffelkäfer gerechnet werden muss, wurde ein Insektizid gegen Kartoffelkäfer für den mittleren Schadddruck hinzugefügt. Beim hohen Schadddruck können zudem Blattläuse ein Problem sein, weshalb ein Mittel gewählt wurde, dass gegen beide nützt, wofür jedoch eine Sonderbewilligung eingeholt werden muss (Biscaya, Wirkstoff Thiacloprid).

In nachfolgender Tabelle 61 ist die definitive ÖLN-Spritzfolge (bei mittlerem Schadddruck) aufgeführt.

Tabelle 61: Typische ÖLN-Spritzfolge für Speisekartoffeln basierend auf der 50. Quantil der AUI Daten inklusive Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; M=Molluskizid).

Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Kategorie	Datum	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Monceren 250 FS	Pencycuron	F	Saatgut- beizung	0.038
Sencor WG	Metribuzin	H	10. April	0.38
Boxer	Prosulfocarb	H	10. April	3.20
Audienz	Spinosad	I	09. Juni	0.03
Epoque	Fluazinam	F	15. Juni	0.21
Epoque	Metalaxyl-M	F	15. Juni	0.10
Infinito	Propamocarb-hydrochlorid	F	25. Juni	0.97
Infinito	Fluopicolide	F	25. Juni	0.10
Revus Top	Mandipropamid	F	05. Juli	0.09
Revus Top	Difenoconazol	F	05. Juli	0.09

Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Kategorie	Datum	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Acrobat MZ WG	Mancozeb	F	15. Juli	1.61
Acrobat MZ WG	Dimethomorph	F	15. Juli	0.18
Revus Top	Mandipropamid	F	25. Juli	0.09
Revus Top	Difenoconazol	F	25. Juli	0.09
Mapro	Fluazinam	F	05. Aug	0.25
Schneckenkorn PS	Metaldehyd	M	25. Aug	0.58
Reglone	Diquat	H	10. Sept	0.56

Tabelle 62: ÖLN-Spritzfolge (hoher Schadddruck) für Speisekartoffeln basierend auf der 75. Quantil der AUI Daten inklusive Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; M=Molluskizid).

Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Kategorie	Datum	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Monceren 250 FS	Pencycuron	F	Saatgut- beizung	0.038
Sencor WG	Metribuzin	H	10. April	0.38
Boxer	Prosulfocarb	H	10. April	3.21
Epoque	Fluazinam	F	15. Juni	0.21
Epoque	Metalaxyl-M	F	15. Juni	0.10
Revus Top	Mandipropamid	F	25. Juni	0.09
Revus Top	Difenoconazole	F	25. Juni	0.09
Biscaya	Thiacloprid	I	25. Juni	0.07
Curzate M WG	Mancozeb	F	05. Juli	1.71
Curzate M WG	Cymoxanil	F	05. Juli	0.11
Acrobat MZ WG	Mancozeb	F	15. Juli	1.61
Acrobat MZ WG	Dimethomorph	F	15. Juli	0.18
Infinito	propamocarb hydrochloride	F	25. Juli	0.10
Infinito	Fluopicolide	F	25. Juli	0.10
Revus Top	Mandipropamid	F	05. Aug	0.09
Revus Top	Difenoconazol	F	05. Aug	0.09
Acrobat MZ WG	Mancozeb	F	12. Aug	1.61
Acrobat MZ WG	Dimethomorph	F	12. Aug	0.18
Mancozeb Combi	Mancozeb	F	19. Aug	1.94
Mancozeb Combi	Cymoxanil	F	19. Aug	0.12
Mapro	Fluazinam	F	26. Aug	0.25
Schneckenkorn PS	Metaldehyd	M	25. Aug	0.58
Reglone	Diquat	H	10. Sept	0.56

### **Validierung und Definition der IPS-Spritzfolgen**

Die Spritzfolge gemäss IP-SUISSE Richtlinien wies nur geringfügige Änderungen gegenüber der ÖLN-Spritzfolge auf. Bezüglich der Unkrautregulierung und der Krautvernichtung botete die Richtlinie zwei Möglichkeiten zur Auswahl an: a) Man betreibt herbizidlose Unkrautregulierung, darf aber die Krautbeseitigung chemisch mit allen Stauden-Abbrennmitteln ausser Diquat durchführen, oder b) man reguliert die Unkräuter mittels Herbiziden (bis zum Stadium 40) chemisch und nimmt eine nichtchemische Krautvernichtung vor. Wir haben uns im Rahmen dieses Projektes für die zweite Version b) entschieden. Bezüglich der Fungizide wurden nur geringfügige Anpassungen gemacht, indem eine Gabe von Revus Top entfernt wurde, da basierend auf Empfehlungen total nur 5 Fungizide verwendet wurden (Musa 2017). Bei den Insektiziden war die Behandlung des Kartoffelkäfers mittels Audienz erlaubt, weshalb diese Intervention gleich wie bei der ÖLN Spritzfolge belassen wurde. Die definitive IP-SUISSE Spritzfolge ist in Tabelle 63 ersichtlich.

Tabelle 63: Typische IP-SUISSE-Spritzfolge für Speisekartoffeln basierend auf der 50. Quantil der AUI Daten inklusive Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; M=Molluskizid).

Produkt	Wirkstoff	Kategorie	Datum	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Monceren 250 FS	Pencycuron	F	Saatgut-beizung	0.038
Sencor WG	Metribuzin	H	10. April	0.38
Boxer	Prosulfocarb	H	10. April	3.20
Audienz	Spinosad	I	09. Juni	0.03
Epoque	Fluazinam	F	15. Juni	0.21
Epoque	Metalaxyl-M	F	15. Juni	0.10
Infinito	Propamocarb-hydrochlorid	F	25. Juni	0.97
Infinito	Fluopicolide	F	25. Juni	0.10
Revus Top	Mandipropamid	F	05. Juli	0.09
Revus Top	Difenoconazol	F	05. Juli	0.09
Acrobat MZ WG	Mancozeb	F	15. Juli	1.61
Acrobat MZ WG	Dimethomorph	F	15. Juli	0.18
Mapro	Fluazinam	F	25. Juli	0.25
Schneckenkorn PS	Metaldehyd	M	25. Aug	0.58

### Anbauverfahren

Zur Bodenbearbeitung wird im Kartoffelbau der Pflug eingesetzt. Vor der Aussaat wird der Boden zudem zwei Mal geggt mit einer Kreiselegge, um die Schollen zu verkleinern und den Boden für die Saat vorzubereiten. Die Saat erfolgt gemäss Experten der kantonalen Pflanzenschutzdienste in 70 % der Fälle mit einer All-in-one Kartoffellegemaschine. Diese Maschine führt in einem Durchgang zwei Arbeitsprozesse aus: die Erde wird aufgehäufelt und die Saatknollen werden gelegt. Die Saat erfolgt gemäss Experten im April standardmässig mit gebeiztem Saatgut (Bussereau 2017). Die Düngerdaten widerspiegeln Durchschnittswerte wurden aus dem Ursprungsinventar übernommen, weil diese gemäss Düngungsempfehlungen hergeleitet wurden (Nemecek et al. 2005a). Dasselbe gilt für die Bewässerungsdaten. Die Anzahl Fahrten für die Applikation von PSM wurde an die ÖLN- resp. IPS-Spritzfolge angepasst unter Berücksichtigung von Tankmischungen.

Je nach Spritzfolge wurde die Krautvernichtung mittels eines Kartoffelkrautschlägers (IPS) oder mit Herbizid (ÖLN) durchgeführt. Danach folgt die Ernte mit einer Kartoffelvollernte-Maschine. Die Kartoffeln werden mit einer Sortiermaschine sortiert und mit einem Anhänger vom Feld abtransportiert (siehe Tabelle 64).

Tabelle 64: Anbauparameter für Speisekartoffeln für die typische ÖLN- und IP-SUISSE Spritzfolge.

Parameter für Anbau	ÖLN	IP-SUISSE	Einheit
<b>Bodenbearbeitung</b>			
Eggen mit Kreiselegge	2	2	Durchgänge pro ha
Pflügen	1	1	Durchgänge pro ha
<b>Feldgrösse</b>	1	1	ha
Länge	100	100	m
Breite	100	100	m
<b>Saat</b>			
All-in-one: Kartoffellegen	1	1	Durchgänge pro ha
Saatrate (Menge pro ha)	2520	2520	kg/ha
Zeitpunkt Saat	15. Apr	15. Apr	Datum
Saatgutbeizung	Ja	Ja	
<b>Düngung</b>			
Mineralischer Stickstoffdünger	90.0	90.0	kg/ha
Mineralischer Phosphordünger	44.0	44.0	kg/ha
Mineralischer Kaliumdünger	210.0	210.0	kg/ha
Düngemaschine	3.3	3.3	Durchgänge pro ha
Düngung mit Mist	4674.8	4674.8	kg/ha
Düngung mit Flüssiggülle	1.2	1.2	m <sup>3</sup> /ha
<b>Bewässerung</b>			
Bewässerungsmenge	20	20	m <sup>3</sup> /ha

Parameter für Anbau	ÖLN	IP-SUISSE	Einheit
<b>Pflanzenschutz</b>			
Applikation von PSM (Anzahl Durchgänge pro ha)	10	8	Interventionen pro ha (total)
Fungizid	6	5	Interventionen pro ha
Insektizid	1	1	Interventionen pro ha
Herbizid	2	1	Interventionen pro ha
Wachstumsregulierung	0	0	Interventionen pro ha
Molluskizid	1	1	Interventionen pro ha
<b>Ernte</b>			
Ernten, mit Vollernter, Kartoffeln	1	1	Durchgänge pro ha
Kartoffeln sortieren	38939	38939	kg
Kartoffelkrautschlagen	0	1	Durchgänge pro ha
Ertrag	389.39	389.39	dt/ha

### 10.6.5 Zuckerrüben

#### Wichtigste Schädlinge und Krankheiten

Im Zuckerrübenanbau können Schädlinge auftauchen wie Erdflöhe, Blattläuse, Drahtwürmer oder Schnecken. Die Beizung mit Insektiziden ist in der Regel genügend wirksam gegen die meisten schädlichen Insekten, so dass keine zusätzliche PSM-Behandlung mit Insektiziden vorgenommen werden muss. Die Schnecken werden mit Metaldehyd bekämpft. Um die Gefahr von weiteren Bodenschädlingen, wie zum Beispiel Erdschnake zu reduzieren, sollten die Zuckerrüben nach Möglichkeit nicht ins erste oder zweite Jahr nach Wiesenumbbruch gepflanzt werden (Häni et al. 1988).

Bei den Krankheiten ist die Cercospora-Blattfleckenkrankheit die wichtigste und schädlichste Blattkrankheit bei den Zuckerrüben. Ein früher Befall beeinträchtigt den Rübenanbau und Zuckergehalt erheblich. Ein milder Winter, ein warmer Frühling, ein früher Reihenschluss oder hohe Niederschlagsmengen in den Monaten Juni und Juli können den Befall fördern. Neben der Cercospora-Blattfleckenkrankheit treten noch eine Reihe anderer Krankheiten auf, wie Mehltau, Rübenrost, Fäulen und Schorf. In den meisten Fällen sind diese Krankheiten wirtschaftlich unbedeutend und müssen daher nicht bekämpft werden oder werden bei der Cercospora-Bekämpfung bereits abgedeckt.

Das grösste Problem im Zuckerrübenanbau stellen die Unkräuter dar, da es lange geht, bis die Zuckerrübenblätter den Boden bedecken. Der Einsatz von Herbiziden ist anspruchsvoll, da der Erfolg von der richtigen Dosierung der verschiedenen PSM zu bestimmten Zeitpunkten abhängt. In der Schweiz werden Zuckerrüben meist im Splitverfahren (meistens drei Mal) mit einer Mischung von Unkrautbekämpfungsmitteln behandelt. Auf verseuchten Flächen mit Erdmandelgras wird strikt abgeraten, Zuckerrüben anzubauen, da die Gefahr der Verschleppung und Ertragsverlust (Mengen- und Qualitätseinbussen) zu hoch sind (Keller et al. 2013).

#### PSM-Einsatz basierend auf AUI-Daten

Die Resultate zum PSM-Einsatz in Zuckerrüben und zu den am häufigsten verwendeten Wirkstoffen ist in Tabelle 65 ersichtlich.

*Tabelle 65: PSM-Einsatz in Zuckerrüben basierend auf den AUI-Daten 2009-2014. Anzahl der Interventionen pro Wirkbereich (50. und 75. Perzentil) und häufigste Wirkstoffe pro Wirkbereich. In Klammern die von Experten validierte Anzahl Interventionen, die schliesslich für die Definition der ÖLN Spritzfolge verwendet wurde.*

Zuckerrüben (552 Schläge)	Herbizid	Fungizid	Insektizid	Wachstums- Regulator	Molluskizid
50. Perzentil	4.0 (3)	1.0 (2)	0.0 (0)	0.0 (0)	0.0 (1)
75. Perzentil	4.4 (3)	2.0 (3)	0.0 (1)	0.0 (0)	0.8 (1)
Häufigste Wirkstoffe	Phenmedipham, Ethofumesat, Metamitron	Epoxiconazole, Cyproconazol, Difenoconazol	Natriumfluorsilikat, Paraffinöl, Chlorpyrifos	-	Metaldehyd

### Validierung und Definition der ÖLN-Spritzfolgen

Die typische ÖLN-Spritzfolge für die Kultur Zuckerrübe ist in Tabelle 66 abgebildet.

Der Fungizideinsatz in Zuckerrüben aufgrund der AUI-Daten war für alle Experten zu niedrig. Zudem werden in feuchten Jahren noch mehr Fungizide eingesetzt. Daher wurde im ÖLN Durchschnittszenario 2 Fungizide anstatt 1 und im hohen Schadddruck 3 anstatt 2 Fungizide eingesetzt. Zudem ist in intensiven Zuckerrübenanbaugebieten, also rund um die Zuckerfabriken (Aarberg und Frauenfeld), der Infektionsdruck hoch, was ebenfalls einen höheren Fungizideinsatz nötig macht.

Das Produkt Cortilan zur Bekämpfung von Erdschnaken wurde gemäss Experten für hohen Schadddruck hinzugefügt. Gemäss Experten ist die Problematik mit Erdschnaken stark korreliert mit der Vorfrucht. Nach Wiese oder Grasmischungen vor Zuckerrüben ist mit Erdschnaken zu rechnen. Gemäss Experten wird Cortilan selten prophylaktisch eingesetzt, da das PSM relativ teuer ist (10 kg Cortilan kosten 110 CHF).

Gemäss Experten werden Schneckenkörner viel und auch prophylaktisch eingesetzt. Dementsprechend wurde Schneckenbekämpfung für ÖLNmittel, IPS und ÖLNhoch in die Spritzfolge aufgenommen.

Für Zuckerrüben ÖLN, gab es im Durchschnitt keine insektizide Behandlung, weil das Beizmittel in der Regel genügend wirksam gegen die meisten Schädlinge ist.

Im Gegensatz zu andern Kulturen wurden bei den Zuckerrüben die Herbizide anhand der vorhandenen Unkräuter zusammengestellt und auch die Anzahl Durchfahrten an je nach Unkrautdicke und Unkrautart verschieden. Gemäss Experten wird das Gräserherbizid Fusilade max sehr häufig eingesetzt. Dem wurde Rechnung getragen indem Fusilade max im dritten Split für ÖLN Durchschnitt und hoher Schadddruck aufgenommen wurde.

*Tabelle 66: Typische ÖLN-Spritzfolge für Zuckerrüben basierend Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; WR=Wachstumsregulator).*

PSM-Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Produktkategorie	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Tachigaren	Hymexazol	F	25. Mrz	0.020
TMTD 98% Satec	Thiram (TMTD)	F	25. Mrz	0.004
Gaucho	Imidacloprid	I	25. Mrz	0.100
Metarex R.G.	Metaldehyd	M	15. Apr	0.286
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	20. Apr	0.068
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	20. Apr	0.054
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	20. Apr	0.042
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	20. Apr	0.024
Goltix compact	Metamitron	H	20. Apr	0.900
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	28. Apr	0.113
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	28. Apr	0.090
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	28. Apr	0.071
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	28. Apr	0.041
Goltix compact	Metamitron	H	28. Apr	1.080
Debut	Triflursulfuron-methyl	H	28. Apr	0.015
Dual Gold	S-Metolachlor	H	28. Apr	0.288
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	15. Mai	0.098
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	15. Mai	0.078
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	15. Mai	0.061
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	15. Mai	0.035
Goltix compact	Metamitron	H	15. Mai	1.080
Fusilade Max	Fluazifop-P-butyl	H	15. Mai	0.101
Opera	Pyraclostrobin	F	15. Jul	0.133
Opera	Epoxiconazole	F	15. Jul	0.050
Spyrale	Fenprobidin	F	15. Aug	0.375
Spyrale	Difenoconazol	F	15. Aug	0.100

Tabelle 67: ÖLN-Spritzfolge (hoher Schadddruck) für Zuckerrüben basierend Rückmeldungen der Experten (F=Fungizid; H=Herbizid; I=Insektizid; WR=Wachstumsregulator).

PSM-Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Produktkategorie	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Tachigaren	Hymexazol	F	25. Mrz	0.020
TMTD 98% Satec	Thiram (TMTD)	F	25. Mrz	0.004
Gaucht	Imidacloprid	I	25. Mrz	0.143
Metarex R.G.	Metaldehyd	M	15. Apr	0.350
Cortilan	Chlorpyrifos	I	15. Apr	0.225
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	20. Apr	0.068
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	20. Apr	0.054
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	20. Apr	0.042
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	20. Apr	0.024
Goltix compact	Metamitron	H	20. Apr	0.900
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	28. Apr	0.165
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	28. Apr	0.132
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	28. Apr	0.103
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	28. Apr	0.059
Goltix compact	Metamitron	H	28. Apr	1.620
Debut	Triflusalufuron-methyl	H	28. Apr	0.015
Dual Gold	S-Metolachlor	H	28. Apr	0.576
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	15. Mai	0.105
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	15. Mai	0.084
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	15. Mai	0.066
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	15. Mai	0.038
Goltix compact	Metamitron	H	15. Mai	1.080
Fusilade Max	Fluazifop-P-butyl	H	15. Mai	0.101
Amistar Xtra	Azoxystrobin	F	10. Jun	0.180
Amistar Xtra	Cyproconazole	F	10. Jun	0.072
Opera	Pyraclostrobin	F	15. Jul	0.133
Opera	Epoxiconazole	F	15. Jul	0.050
Spyrale	fenpropidin	F	15. Aug	0.375
Spyrale	Difenoconazol	F	15. Aug	0.100

### Validierung und Definition der IPS-Spritzfolgen

Die IPS-Spritzfolge (Tabelle 68) unterscheidet sich zur typischen ÖLN-Spritzfolge (Tabelle 65), in dem nur ein Fungizid gespritzt wird. Mehrmaliges applizieren von Fungiziden ist gemäss IPS-Richtlinie untersagt (IP-SUISSE 2015d)<sup>11</sup>.

Tabelle 68: typische IPS-Spritzfolge für Zuckerrüben.

PSM-Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Produktkategorie	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Tachigaren	Hymexazol	F	25. Mrz	0.020
TMTD 98% Satec	Thiram (TMTD)	F	25. Mrz	0.004
Gaucht	Imidacloprid	I	25. Mrz	0.100
Metarex R.G.	Metaldehyd	M	15. Apr	0.286
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	20. Apr	0.068
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	20. Apr	0.054
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	20. Apr	0.042
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	20. Apr	0.024
Goltix compact	Metamitron	H	20. Apr	0.900

<sup>11</sup> Die IPS-Richtlinien für Zuckerrüben wurden im Laufe des Projektes angepasst, indem Fungizidbehandlungen nicht mehr zugelassen sind. Diese Änderungen konnten im Projekt nicht mehr berücksichtigt werden.

PSM-Produkt	Wirkstoff (Wirkstoff)	Produktkategorie	Applikationszeitpunkt	Applikationsmenge des Wirkstoff [kg/ha]
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	28. Apr	0.113
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	28. Apr	0.090
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	28. Apr	0.071
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	28. Apr	0.041
Goltix compact	Metamitron	H	28. Apr	1.080
Debut	Triflursulfuron-methyl	H	28. Apr	0.015
Dual Gold	S-Metolachlor	H	28. Apr	0.288
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	15. Mai	0.098
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	15. Mai	0.078
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	15. Mai	0.061
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	15. Mai	0.035
Goltix compact	Metamitron	H	15. Mai	1.080
Fusilade Max	Fluazifop-P-butyl	H	15. Mai	0.101
Opera	Pyraclostrobin	F	15. Jul	0.133
Opera	Epoxiconazole	F	15. Jul	0.050

### Anbauverfahren

Die Parameter für die Anbauverfahren für den Zuckerrübenanbau sind in Tabelle 69 definiert.

Gemäss Experten wird im Zuckerrübenanbau in der Schweiz 10-15 % im Mulchsaatverfahren getätigt und der Rest mit dem Pflugverfahren. Daher beschränken sich die definierten Spritzfolgen auf das Pflugverfahren. Üblich ist das Pflügen der Gründüngung im Herbst oder Winter und einmal Eggen mit einer rotierenden Maschine (z. B. Kreiselegge) im Frühjahr für die Saatbettvorbereitung.

Der Saattermin wurde vom 1. April auf dem 25. März und der Erntetermin vom 5. Oktober auf dem 20. Oktober angepasst nach den Rückmeldungen der Experten. Ein früher Saattermin und damit eine möglichst lange Vegetationsperiode ist ein wichtiger Erfolgsfaktor im Zuckerrübenanbau. Die Keimung der Zuckerrüben erfolgt bei mindestens 5 °C Bodentemperatur.

Hacken gegen Unkräuter als Pflanzenschutzmassnahme wurde gemäss Experten als sehr selten geschätzt: für den tiefen Schadddruck 2 %, mittleren Schadddruck 5 % und hoher Schadddruck 7 %.

Der Zuckerrübenanbau wurde 723.1 dt/ha auf 818 dt/ha angepasst. 818 dt/ha entsprechen dem Durchschnittsertrag von den Jahren 2010-2014, vergleiche dazu auch Abbildung 53 Entwicklung der Zuckerrübenanbau in der Schweiz Die Experten haben darauf hingewiesen, dass der Ertrag starken Schwankungen unterliegt. Denn ein grosser Teil des Zuckerertrages ist vom Standort, Sorte und von der Jahreswitterung abhängig, und somit ausserhalb der Möglichkeiten des Landwirts steht. Hier muss betont werden, dass in den beiden letzten Jahren (2015-2016) kein starkes Zuckerrübenjahr war und der Ertrag dementsprechend unter 700 dt/ha gefallen ist. Diese Aussagen wird durch die Entwicklung der Zuckerrübenanbau untermauert (Abbildung 53). Im Jahr 2011 schnellte der Zuckerrübenanbau auf 92.3 t/ha und sank im Jahr 2013 auf 69.2 t/ha ab. Nichtsdestotrotz hat der Landwirt grosse Möglichkeit positiv auf den Zuckerertrag hinzuwirken. Dabei spielen neben der PSM-Strategie auch die Bodenstruktur, der Humus- und Kalkgehalt eine wichtige Rolle. Beim Pflanzenschutz ist neben einer rechtzeitigen Ausschaltung des Unkrautes und der Überwachung von Schnecken und Erdschnaken besonders auf eine gute Blattgesundheit zu achten. Nur gesunde Blätter haben eine hohe Assimilationsrate, was einen direkten Einfluss auf hohe Erträge hat. Durch die Ertragsveränderungen wurde dementsprechend auch der Düngereinsatz proportional angepasst, unter der Annahme, dass die Düngung dem Entzug der Menge (Zuckerrübenanbau) entspricht. Die Anzahl Fahrten für die Applikation von PSM wurde an die Spritzfolge angepasst.

Für einen produktiven Zuckerrübenanbau ist neben dem Ertrag auch Zuckergehalt ein wichtiges Kriterium. Der Zuckergehalt schwankte in der Schweiz von 1986-2014 zwischen 15.9-18.5 % (FS Zuckerrübenanbau 2014).

Der Einsatz des Voraufbauherbizids Glyphosat hat wenig mit tiefem oder hohem Schadddruck zu tun, sondern ist vielmehr eine Frage des Vorkommens von einfachen oder mehrjährigen Unkräutern (Stoppelbehandlung, Teilflächen) oder eine Frage des Anbausystems (Mulch- oder Direktsaat) gegenüber Pflugsaat. Diese Applikation wurde nicht in der Spritzfolge aufgenommen.



Tabelle 69: Anbauparameter für Zuckerrüben für die typische ÖLN- und IP-SUISSE Spritzfolge.

Parameter für Anbau	ÖLN	IP-SUISSE	Einheit
<b>Bodenbearbeitung</b>			
Bodenbearbeitung, Eggen mit Kreiselegge (ha)	1	1	Durchgänge pro ha
Bodenbearbeitung, Pflügen (ha)	1	1	Durchgänge pro ha
Feldgrösse	1	1	ha
Länge	100	100	m
Breite	100	100	m
<b>Saat</b>			
Sämaschine	1	1	Durchgänge pro ha
Saatrate (Menge pro ha)	110000	110000	kg/ha
Zeitpunkt Saat	25. Mrz	25. Mrz	Datum
Saatgutbeizung	ja	ja	
<b>Düngung</b>			
Mineralischer Stickstoffdünger	57	57	kg/ha
Mineralischer Phosphordünger	34	34	kg/ha
Mineralischer Kaliumdünger	31	31	kg/ha
Düngen, mit Schleuderstreuer (ha)	5	5	Durchgänge pro ha
Jauche ausbringen, mit Vakuumfass (m3)	15	15	kg/ha
Mist laden und ausbringen, mit Mistkran und Miststreuer (kg)	10170	10170	m3/ha
<b>Bewässerung</b>			
Bewässerung	0	0	m3/ha
<b>Pflanzenschutz</b>			
Hacken (ha)	0.05	1	
Applikation von PSM (Anzahl Durchgänge pro ha)	6	5	
Fungizid	2	1	Interventionen pro ha
Insektizid	0	0	Interventionen pro ha
Herbizid	3	3	Interventionen pro ha
Wachstumsregulierung	0	0	Interventionen pro ha
Molluskizid	1	1	Interventionen pro ha
Ernte	20. Okt	20. Okt	
Ernten mit Vollernter	1	1	Durchgänge pro ha
Ertrag	818	818	dt/ha

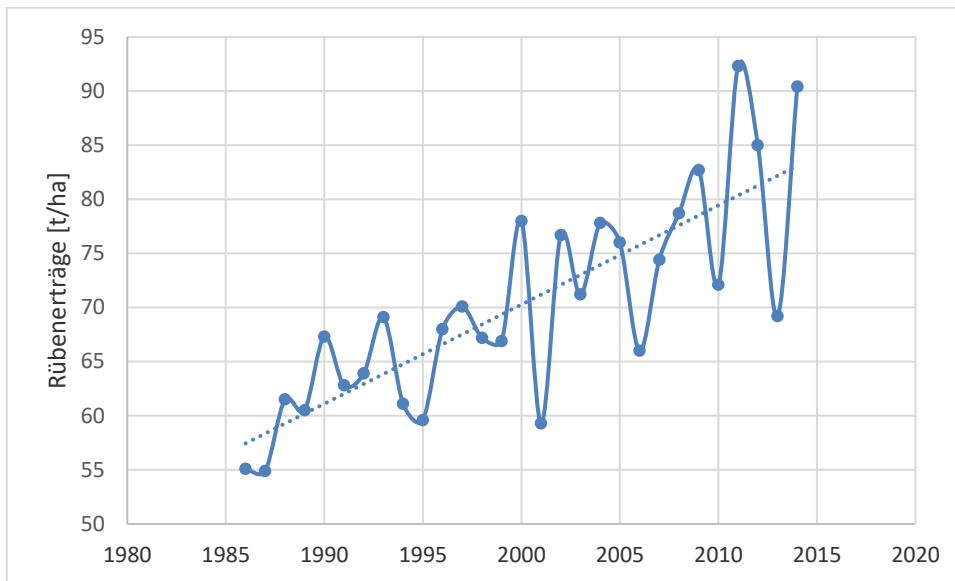


Abbildung 53: Entwicklung Zuckerrübenenerträge in der Schweiz von 1986-2014 (Quelle: FS Zuckerrübenbau 2014)

## 10.7 Definition Zusatzspritzfolgen

Für die Erstellung der Zusatzspritzfolgen wurden alle gemäss den IPS-Richtlinien verbotenen oder bewilligungspflichtigen PSM der fünf untersuchten Kulturen berücksichtigt, sofern diese PSM nicht bereits in den berechneten ÖLN-Spritzfolgen berücksichtigt sind. Zudem mussten diese PSM aktuell gemäss PSMV in der jeweiligen Kultur zugelassen sein. Insgesamt waren gemäss IPS-Richtlinien 19 Wirkstoffe oder Wirkstoff-Gruppen in den fünf Kulturen explizit verboten. Von diesen 19 Wirkstoffen wurden bereits 4 Wirkstoffe in den ÖLN-Spritzfolgen berücksichtigt und 4 Wirkstoffe waren inzwischen nicht mehr zugelassen. Daher wurden insgesamt 11 Wirkstoffe im Rahmen von Zusatzspritzfolgen berechnet. Für Winterrapsgab es keine Zusatzspritzfolge, weil keine sinnvolle Substitution basierend auf den bestehenden Spritzfolgen möglich war.

### 10.7.1 Winterweizen

Die Zusatzspritzfolgen wurden auf Basis der definierten IPS-Spritzfolge und nicht der ÖLNmittel-Spritzfolge gebildet. Der Grund dafür ist, dass bei IPS Herbizide zur Distelbekämpfung zugelassen sind, sofern es Probleme mit Disteln im Feld gibt. Diese WS werden bei IPS also nicht verboten, sondern nur eingeschränkt. Für die Kultur Weizen wurden insgesamt vier zusätzliche Spritzfolgen generiert, wobei in allen vier zusätzlichen Spritzfolgen knapp einen Monat nach der Frühjahresbehandlung mit Herbiziden (am 1. Mai) eine weitere Herbizidapplikation zur Distelbekämpfung angenommen wurde. Eine Übersicht der zusätzlich verwendeten Herbizide ist in nachfolgender Tabelle 70 ersichtlich. In Tabelle 71 sind die vier Zusatzspritzfolgen im Detail aufgeführt.

Tabelle 70: Übersicht der berechneten Zusatzspritzfolgen für Winterweizen inklusive Name, Kultur, verwendeten Wirkstoffen, der Referenz-Spritzfolge und Angaben dazu ob der aufgeführte Wirkstoff einen Wirkstoff in der Referenz-Spritzfolge ersetzt oder zusätzlich hinzukommt.

Name	Kultur	Wirkstoff	Referenz-Spritzfolge (RS)	Zusätzlich/ Ersetzt?
ZS_4_WW_Herb_a	WW	MCPA	IPS	Zusätzlich
ZS_4_WW_Herb_b	WW	MCPB	IPS	Zusätzlich
ZS_4_WW_Herb_c	WW	MCPA, Mecoprop-P, Dicamba	IPS	Zusätzlich
ZS_4_WW_Herb_d	WW	2,4-D	IPS	Zusätzlich

Tabelle 71: Wirkstoffmenge pro Zusatzspritzfolge in kg/ha für Winterweizen.

Produkt	Wirkstoff	IPS	ZS_4_WW_	ZS_4_WW_	ZS_4_WW_	ZS_4_WW_
			Herb_a	Herb_b	Herb_c	Herb_d
Coral Extra	Fludioxonil	F	0.009	0.009	0.009	0.009
Coral Extra	Difenoconazole	F	0.009	0.009	0.009	0.009
Othello	Diflufenican	H	0.058	0.058	0.058	0.058
Othello	Mesosulfuron-methyl	H	0.007	0.007	0.007	0.007
Othello	Iodosulfuron-methyl-Natrium	H	0.003	0.003	0.003	0.003
MCPA Plus	MCPA	H	1.5			
MCPB 400	MCPB	H		1.4		
Banvel Extra	MCPA	H			1.20	
Banvel Extra	Mecoprop-P	H			0.50	
Banvel Extra	Dicamba	H			0.12	
2,4 D - flüssig	2,4-D	H				1.00

### 10.7.2 Karotten

In der Kultur Karotten wurden drei Zusatzspritzfolgen berechnet. Als Referenz-Spritzfolge wurde ÖLNmittel verwendet. Das Herbizid Diquat ersetzte die anderen Herbizide im Voraufbau in der Zusatzspritzfolge 1 (ZS\_5\_KARO\_Diquat). In der Zusatzspritzfolge 2 (ZS\_6\_KARO\_Chlorpyrifos) ersetzte das Insektizid Chlorpyrifos den Wirkstoff Cypermethrin in ÖLNmittel. In der Zusatzspritzfolge 3 (ZS\_7\_KARO\_Fung) ersetzte das kupferhaltige Pflanzenschutzmittel Flowbrix alle chemisch synthetischen Fungizide in ÖLNmittel. Eine Übersicht der Zusatzspritzfolgen für Karotten ist in nachfolgender Tabelle 72 ersichtlich. In Tabelle 73 sind die Zusatzspritzfolgen im Detail aufgeführt.

Tabelle 72: Übersicht der berechneten Zusatzspritzfolgen für Winterweizen inklusive Name, Kultur, verwendeten Wirkstoffen, der Referenz-Spritzfolge und Angaben dazu ob der aufgeführte Wirkstoff einen Wirkstoff in der Referenz-Spritzfolge ersetzt oder zusätzlich hinzukommt.

Name	Kultur	Wirkstoff	Referenz-Spritzfolge (RS)	Zusätzlich/Ersetzt?
ZS_5_KARO_Diquat	Karotten	Diquat	ÖLNmittel	Ersetzt, Metribuzin, Clomazone und Pendimethalin
ZS_6_KARO_Chlorpyrifos	Karotten	Chlorpyrifos	ÖLNmittel	Ersetzt Cypermethrin
ZS_7_KARO_Fung	Karotten	Kupfer	ÖLNmittel	Ersetzt alle Fungizide

Tabelle 73: Wirkstoffmenge pro Zusatzspritzfolge in kg/ha für Karotten.

Karotten	Wirkstoff	IPS	ÖLNmittel	ZS_5_KARO_Di	ZS_6_KARO_Ch	ZS_7_KARO_Fu
				quat	lorpyrifos	ng
Rovral	Iprodione	F	0.021	0.021	0.021	0.021
Thiram 80	Thiram	F	0.010	0.010	0.010	0.010
Apron XL	Metalaxyl-M	F	0.001	0.001	0.001	0.001
Reglone	Diquat	H		0.60		
Metric	Metribuzin	H	0.21		0.21	0.21
Metric	Clomazone	H	0.05		0.05	0.05
Stomp Aqua	Pendimethalin	H	1.30		1.30	1.30
Sencor SC	Metribuzin	H	0.06	0.06	0.06	0.06
Bandur	Aclonifen	H	0.50	0.50	0.50	0.50
Funguran Flow	Kupfer					0.40
Signum	Boscalid	F	0.27	0.27	0.27	
Signum	Pyraclostrobin	F	0.07	0.07	0.07	

Karotten	Wirkstoff	ÖLNmittel	ZS_5_KARO_Di	ZS_6_KARO_Ch	ZS_7_KARO_Fu
			quat	lorpyrifos	ng
Pyrinex	Chlorpyrifos			0.75	
Cypermethrin	Cypermethrin	I	0.03	0.03	0.13
Karate Zeon	Lambda-Cyhalothrin	I	0.01	0.01	0.01
Funguran Flow	Kupfer				1.20
Policar 75 WG NeoTec	Mancozeb	F	1.88	1.88	1.88
Decis	Deltamethrin	I	0.01	0.01	0.01
Funguran Flow	Kupfer				1.20
Funguran Flow	Kupfer				1.20
Slick	Difenoconazole	F	0.13	0.13	0.13
Amistar	Azoxystrobin	F	0.25	0.25	0.25
Decis	Deltamethrin	I	0.01	0.01	0.01

### 10.7.3 Kartoffeln

In der Kultur Kartoffel wurden insgesamt drei zusätzliche Spritzfolgen berechnet mit ÖLNmittel als Grundlage definiert. In der Zusatzspritzfolge 1 (ZS\_2\_KART\_Kupfer) ersetzen drei Kupferapplikationen drei chemisch-synthetische Fungizidapplikationen von ÖLNmittel. In der Zusatzspritzfolge 2 (ZS\_3\_KART\_Chlorpyrifos) wurde in der ÖLNmittel-Spritzfolge zusätzlich das Insektizid Chlorpyrifos (Produkt: Ephosin) als Granulat bei der Saat appliziert. In der Zusatzspritzfolge 3 (ZS\_8\_KART\_Iprodione) wurde in der ÖLNmittel-Spritzfolge zusätzlich noch das fungizide Saatbeizmittel Iprodione appliziert. Die Aufwandmenge des Saatbeizmittel Driza WG (Wirkstoff Iprodione) wurde mit Hilfe von Agroscope-Experten und Rousselle et al. (1996) bestimmt. Eine Übersicht der Zusatzspritzfolgen für Kartoffeln ist in nachfolgender Tabelle 74 ersichtlich. In Tabelle 75 sind die Zusatzspritzfolgen im Detail aufgeführt.

Tabelle 74: Übersicht der berechneten Zusatzspritzfolgen für Kartoffeln inklusive Name, Kultur, verwendeten Wirkstoffen, der Referenz-Spritzfolge und Angaben dazu ob der aufgeführte Wirkstoff einen Wirkstoff in der Referenz-Spritzfolge ersetzt oder zusätzlich hinzukommt.

Name	Kultur	Wirkstoff	Referenz-Spritzfolge (RS)	Zusätzlich/ Ersetzt?
ZS_2_KART_Kupfer	Kartoffeln	Kupfer	ÖLNmittel	Ersetzt drei Fungizid-Applikationen
ZS_3_KART_Chlorpyrifos	Kartoffeln	Chlorpyrifos	ÖLNmittel	Zusätzlich
ZS_8_KART_Iprodione	Kartoffeln	Iprodione	ÖLNmittel	Zusätzlich

Tabelle 75: Wirkstoffmenge pro Zusatzspritzfolge in kg/ha für Kartoffeln.

Produkt	Wirkstoff	ÖLNmittel	ZS_2_KART_Ku	ZS_3_KART_Chl	ZS_8_KART_Ipr
			pfer	orpyrifos	odione
Monceren 250 FS	Pencycuron	F	0.04	0.04	0.04
Driza WG	Iprodione	F			0.28
Sencor WG	Metribuzin	H	0.38	0.38	0.38
Boxer	Prosulfocarb	H	3.21	3.21	3.21
Ephosin	Chlorpyrifos	I		0.50	
Audienz	Spinosad	I	0.03	0.03	0.03
Epoque	Fluazinam	F	0.21	0.21	0.21
Epoque	Metalaxyl-M	F	0.10	0.10	0.10
Flowbrix	Kupfer		1.14		

Produkt	Wirkstoff		ÖLNmittel	ZS_2_KART_Ku pfer	ZS_3_KART_ChI orpyrifos	ZS_8_KART_lpr odione
Flowbrix	Kupfer			1.14		
Flowbrix	Kupfer			1.14		
Infinito	Propamocarb hydrochloride	F	0.97		0.97	0.97
Infinito	Fluopicolide	F	0.1		0.1	0.1
Revus Top	Mandipropamid	F	0.09		0.09	0.09
Revus Top	Difenoconazol	F	0.09		0.09	0.09
Acrobat MZ WG	Mancozeb	F	1.61		1.61	1.61
Acrobat MZ WG	Dimethomorph	F	0.18		0.18	0.18
Revus Top	Mandipropamid	F	0.09	0.09	0.09	0.09
Revus Top	Difenoconazol	F	0.09	0.09	0.09	0.09
Mapro	Fluazinam	F	0.25	0.25	0.25	0.25
Schneckenkorn PS	Metaldehyd	M	0.58	0.58	0.58	0.58
Reglone	Diquat	H	0.56	0.56	0.56	0.56

#### 10.7.4 Zuckerrüben

In der Kultur Zuckerrüben wurde eine zusätzliche Spritzfolge berechnet. Die Grundlage für die Zusatzspritzfolge 1 (ZS\_1\_ZR\_Chloridazon) mit Chloridazon war ÖLNmittel. Das Herbizid Chloridazon ersetzte das Herbizid Metamitron. Für das Pflanzenschutzmittel Pyramin DF mit Wirkstoff Chloridazon wurde dieselbe Menge wie für das Pflanzenschutzmittel Goltix compact mit dem Wirkstoff Metamitron eingesetzt. Die Konzentration von Chloridazon ist jedoch tiefer im Pflanzenschutzmittelprodukt als die Konzentration von Metamitron. Eine Übersicht der Zusatzspritzfolgen für Zuckerrüben ist in nachfolgender Tabelle 76 ersichtlich. In Tabelle 77 sind die Zusatzspritzfolgen im Detail aufgeführt.

*Tabelle 76: Übersicht der berechneten Zusatzspritzfolgen für Kartoffeln inklusive Name, Kultur, verwendeten Wirkstoffen, der Referenz-Spritzfolge und Angaben dazu ob der aufgeführte Wirkstoff einen Wirkstoff in der Referenz-Spritzfolge ersetzt oder zusätzlich hinzukommt.*

Name	Kultur	Wirkstoff	Referenz- Spritzfolge (RS)	Zusätzlich/ Ersetzt?
ZS_1_ZR_Chloridazon	Zuckerrüben	Chloridazon	ÖLNmittel	Ersetzt Metamitron

*Tabelle 77: Wirkstoffmenge pro Zusatzspritzfolge in kg/ha für Zuckerrüben.*

Produkt	Wirkstoff	Wirkbereich	ÖLNmittel	ZS_1_ZR_Chloridazon
Tachigaren	Hymexazol	F	0.02	0.02
TMTD 98% Satec	Thiram (TMTD)	F	0.00	0.00
Gacho	Imidacloprid	I	0.10	0.10
Metarex R.G.	Metaldehyd	M	0.29	0.29
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	0.07	0.07
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	0.05	0.05
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	0.04	0.04
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	0.02	0.02
Goltix compact	Metamitron	H	0.90	
Pyramin DF	Chloridazon	H		0.65
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	0.11	0.11
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	0.09	0.09
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	0.07	0.07
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	0.04	0.04
Goltix compact	Metamitron	H	1.08	

Produkt	Wirkstoff	Wirkbereich	ÖLNmittel	ZS_1_ZR_Chloridazon
Pyramin DF	Chloridazon	H		0.78
Debut	Triflusulfuron-methyl	H	0.02	0.02
Dual Gold	S-Metolachlor	H	0.29	0.29
Betanal Maxxpro	Ethofumesate	H	0.10	0.10
Betanal Maxxpro	Phenmedipham	H	0.08	0.08
Betanal Maxxpro	Desmedipham	H	0.06	0.06
Betanal Maxxpro	Lenacil	H	0.04	0.04
Goltix compact	Metamitron	H	1.08	
Pyramin DF	Chloridazon	H		0.78
Fusilade Max	Fluazifop-P-butyl	H	0.10	0.10
Opera	Pyraclostrobin	F	0.13	0.13
Opera	Epoconazole	F	0.05	0.05
Spyrale	fenpropidin	F	0.38	0.38
Spyrale	Difenoconazol	F	0.10	0.10

## 10.8 Wirkstoffeigenschaften

Für die Berechnung der Modelle wurden verschiedene Angaben zur physiochemischen Eigenschaften, Umweltverhalten und Ökotoxizität der Wirkstoff benötigt. Da mit zwei unterschiedlichen Modellen (SYNOPSIS und PestLCI Konsensus-Modell) gearbeitet wird, werden die verschiedenen Angaben auf Vollständigkeit geprüft und miteinander verglichen und wo nötig Anpassungen vorgenommen.

### 10.8.1 Umweltverhalten von Wirkstoffen

Das Umweltverhalten („fate“) der Wirkstoffe ist von verschiedenen Einflussgrössen abhängig: Die relevanten Parameter hängen hauptsächlich mit der Sorption und dem Abbau zusammen (Dubus et al. 2003). Daher wurden die Eingabegrössen von Molekulargewicht, Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, K<sub>oc</sub> und DT50 Boden und DT50 Wasser für die Modelle SYNOPSIS und PestLCI Konsensus-Modell genauer untersucht.

Beide Modelle verwenden als hauptsächliche Datengrundlage die „Pesticide Property Database“ (PPDB). Da die Resultate der beiden Modelle massgeblich von den oben erwähnten Werten abhängen, wurden diese Parametern für die verwendeten Wirkstoffe in diesem Projekt für die zwei Modelle SYNOPSIS und PestLCI Konsensus-Modell miteinander und mit der PPDB Version vom 20.01.2017 verglichen. Die Analyse hat zu den folgenden Erkenntnissen geführt:

- **Molekulargewicht:** Die Angaben im SYNOPSIS, PestLCI Konsensus-Modell und PPDB für das Molekulargewicht für die Wirkstoffe waren praktisch identischen. Bei PestLCI Konsensus-Modell musste noch das Molekulargewicht von S-Metolachlor ergänzt werden.
- **Wasserlöslichkeit:** Die Werte für die Wasserlöslichkeit waren in SYNOPSIS und PPDB praktisch identisch (kleine Unterschiede für die Wirkstoff Thiram und Iprodion). Für den Wirkstoff Spinosad gab es keine Angaben in der PPDB. Für die Wasserlöslichkeit wurde der Wert von 235 mg/L aus (AgroSciences 2001) übernommen. Im PestLCI Konsensus-Modell gab es einige grössere Abweichungen zu SYNOPSIS und PPDB aufweisen.
- **Dampfdruck:** In SYNOPSIS stimmten knapp 90 % der Dampfdruckwerte mit den Angaben von PPDB ("Vapour pressure mPa") überein. Abweichungen von zwei Grössenordnungen gab es für die Wirkstoffe Thiram und Epoxiconazole. Die Dampfdruckwerte im PestLCI Konsensus-Modell wiesen kleinere Abweichungen von den Angaben der PPDB auf. Für die meisten Wirkstoffe bewegten sich diese Abweichungen jedoch im akzeptablen Bereich (0.5-1.5). Für einige Wirkstoff waren jedoch grössere Abweichungen (>3) zu verzeichnen, beispielsweise bei den Wirkstoffen Desmedipham, Pyraclostrobin, Thiram und Epoxiconazole. Auch zwischen den Daten von PestLCI Konsensus-Modell und der PPDB gab es teilweise grössere Abweichungen von bis zu einem Faktor 115 (Wirkstoff Thiram).
- **K<sub>oc</sub> (Oktanoll-Wasser-Verteilungskoeffizient):** Falls K<sub>oc</sub>-Werte in der PPDB vorhanden waren, wurden diese Werte von SYNOPSIS in jedem Fall übernommen. Andersfalls wurden – sofern vorhanden – die K<sub>foc</sub>-Werte von der PPDB verwendet. Bei diesem Parameter gibt es die grössten Abweichungen von SYNOPSIS zu PestLCI Konsensus-Modell. In nur 30 % der Fälle werden in SYNOPSIS und PestLCI Konsensus-Modell die gleichen K<sub>oc</sub>-Werte verwendet.
- **DT50 Boden:** In SYNOPSIS wurde in den meisten Fällen die „DT50 Typical“ Werte von der PPDB übernommen (über 85 % der Fälle). Der grösste Unterschied zwischen den DT50-Werten in SYNOPSIS und PPDB „DT50 Typical“ ist der Wirkstoff Ethofumesat mit einem Faktor drei.
- Gemäss Informationen der PPDB entsprechen die „DT50 Typical“ den Werten der allgemeinen Literatur und stellen oft einen Durchschnitt der gemessenen DT50 Werte im Feld und Labor dar. Die „DT50 Typical“ Werte in der PPDB unterscheiden sich in den meisten Fällen nur leicht (weniger als eine Grössenordnung) von den „DT50 Field“ Werten der PPDB, ausser für die Wirkstoff Mancozeb (Faktor 180) und Wirkstoff Trinexapac (Faktor 44).
- Im Modell PestLCI Konsensus-Modell werden zu 75 % die „DT50 Field“ Werte von der PPDB übernommen. Zwischen den DT50 Werten in SYNOPSIS und PestLCI Konsensus-Modell hat der

Wirkstoff Mancozeb den grössten Unterschied mit einem Faktor von 180. SYNOPSIS verwendet „DT50 Typical“ und PestLCI Konsensus-Modell „DT50 Field“ von der PPDB im Fall von Mancozeb.

- DT50 Wasser: Für DT50 Wasser wurde in SYNOPSIS in den meisten Fällen die Angaben von „Water Phase DT50 days“ der PPDB entnommen (mehr als 85 % der Fälle). Zu sieben Wirkstoffen gab es zum Wert DT50 Wasser keine Angaben in der PPDB.

Basierend auf den oben aufgeführten Erkenntnissen wurden die Entwickler des PestLCI Konsensus-Modells kontaktiert, insbesondere bezüglich der Wasserlöslichkeit und den DT50-Werten für den Boden. Da die PPDB eine Datenbank ist die in stetigem Wandel ist, kann es gemäss Peter Fantke gut sein, dass seit der Erstellung der PestLCI Konsensus-Modell Datenbank neue aktualisierte Werte hinzugekommen sind (Fantke 2017b). Zudem sei eine Variation von Wasserlöslichkeitswerten bis zu einem Faktor von zehn nicht besorgniserregend, da Messwerte für diesen Parameter in unterschiedlichen Datenbanken oft relativ stark variieren, auch unter gleichen Konditionen (Fantke 2017b). Bezüglich der DT50-Werte für den Boden wurden die „DT50 Field“ Werte benutzt, da man in einer Ökobilanz die Feldkonditionen modellieren möchte und nicht Messwerte aus dem Labor verwenden möchte. „DT50 Typical“ beinhaltet demnach nicht nur Messwerte aus dem Feld sondern auch aus dem Labor, was nicht zweckmässig wäre (Fantke 2017b). Für die Unterschiede bei den Koc-Werten dürften zum einen die neuen Werte in der PPDB verantwortlich sein und zum anderen das unterschiedliche Vorgehen von PestLCI Konsensus-Modell und SYNOPSIS bezüglich der Datenakquirierung. Beim PestLCI Konsensus-Modell wurden als erste Priorität die Daten aus der PPDB verwendet und – falls nicht vorhanden – mit EPISuite geschätzt.

Basierend auf den oben aufgezeigten Analyse und der Argumentation der Modellentwickler vom PestLCI Konsensus-Modell (P.Fantke), wurden folgende Anpassungen der PestLCI Konsensus-Modell Pestizid-Datenbank bezüglich den in diesem Projekt verwendeten Wirkstoffen vorgenommen.

- Wasserlöslichkeit: Die Werte für die Wasserlöslichkeit waren in SYNOPSIS und PPDB praktisch identisch. Deshalb wurden für die in diesem Projekt verwendeten Wirkstoffe die Werte aus SYNOPSIS übernommen für das PestLCI Konsensus-Modell. Für den Wirkstoff Spinosad gibt es keine Angaben in der PPDB. Dort wurde der Wert von 235 mg/L aus AgroSciences (2001) übernommen.
- Dampfdruck: Die Werte für den Dampfdruck waren in SYNOPSIS und PPDB praktisch identisch. Deshalb wurden für die in diesem Projekt verwendeten Wirkstoffe die Werte aus SYNOPSIS übernommen für PestLCI Konsensus-Modell.
- K<sub>OC</sub> (Oktan-ol-Wasser-Verteilungskoeffizient): Auch hier wurden die Werte von SYNOPSIS übernommen Aufgrund der grossen Abweichungen der Koc Werte in PestLCI Konsensus-Modell zur PPDB.
- DT50 Boden: Basierend auf der Argumentation von P. Fantke (siehe oben) wurden hier die DT50 Field-Werte aus der PPDB beibehalten.

Gemessene Parameter sind naturgemäss variabel. Diese Unsicherheiten können durch unterschiedliche Umweltbedingungen, Messmethoden etc. entstehen. Die Anwendbarkeit solcher Werte in der Zulassung und der Wissenschaft wird debattiert. Bei der Interpretation der Ergebnisse sind solche Unsicherheiten zu berücksichtigen.

## 10.9 Zusatzresultate Ökobilanzierung

### 10.9.1 Winterweizen

Die Zusatzspritzfolgen wurden auf Basis der definierten IPS-Spritzfolge gebildet. Für die Kultur Weizen wurden insgesamt vier zusätzliche Spritzfolgen generiert (siehe Anhang 10.7.1). Die Resultate der aquatischen Ökotoxizität zeigten, dass die Umweltwirkung von ÖLNhoch und ÖLNmittel im Vergleich zu IPS und allen Zusatzspritzfolgen sehr hoch war (Abbildung 54).



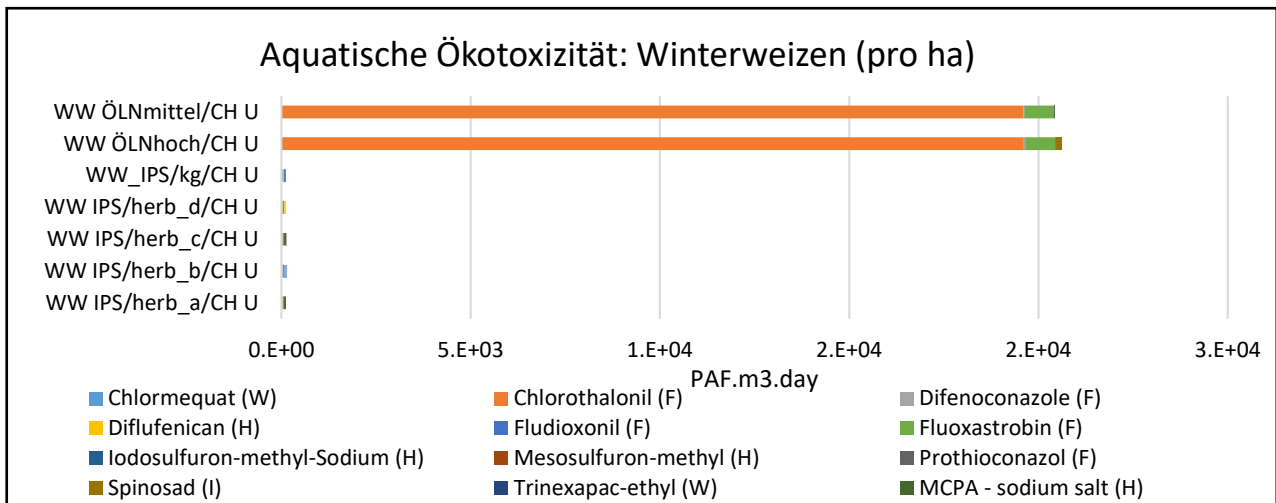


Abbildung 54: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (PAF.m3.day) für die Zusatzspritzfolgen vom Winterweizen und den Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

Werden die beiden Szenarien ÖLNhoch und ÖLNmittel in der Abbildung weggelassen wird ersichtlich, dass alle Zusatzspritzfolgen höhere Umweltwirkungen haben als IPS (Abbildung 55).

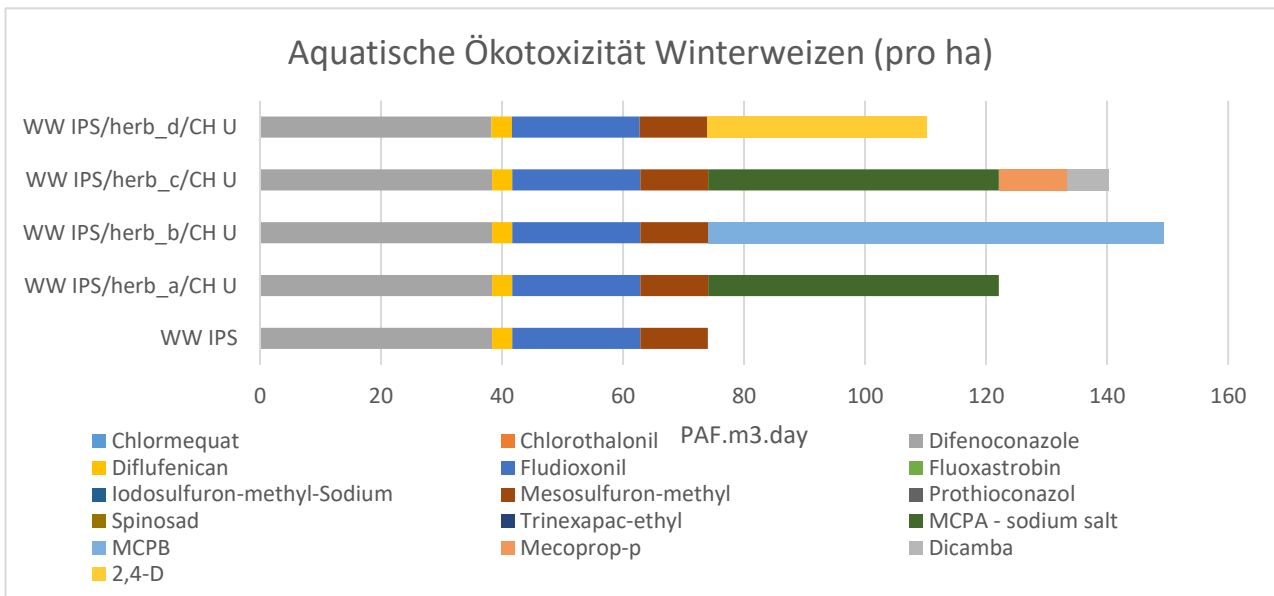


Abbildung 55: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (kg 1,4-DCB eq) für die Zusatzspritzfolgen vom Winterweizen und dem Szenario IPS pro Hektare.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität verhält es sich ähnlich (vgl. Abbildung 56).

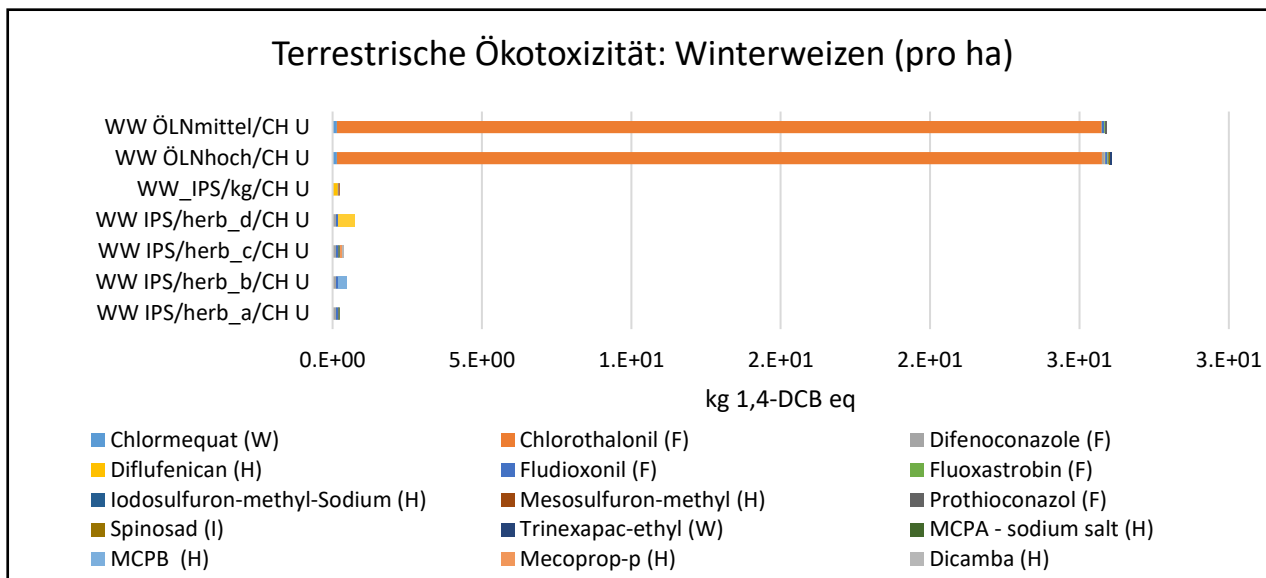


Abbildung 56: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial (PAF.m3.day) für die Zusatzspritzfolgen vom Winterweizen und den Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

Betrachtet man die terrestrische Ökotoxizität ohne ÖLNhoch und ÖLNmittel, ist ersichtlich, dass alle Zusatzspritzfolgen höhere Umweltwirkungen aufweisen als IPS (Abbildung 57).

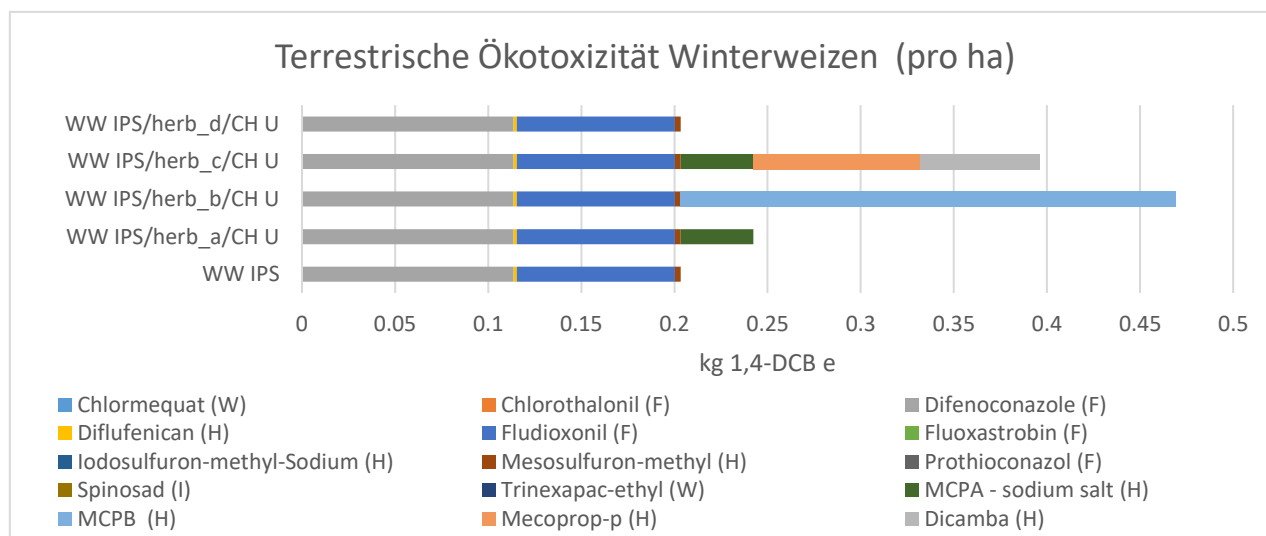


Abbildung 57: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial (kg 1,4-DCB) für die Zusatzspritzfolgen vom Winterweizen und das Szenario IPS pro Hektare.

### 10.9.2 Karotten

Für Karotten wurden drei Zusatzspritzfolgen berechnet, die auf der Referenz-Spritzfolge ÖLNmittel basierten (vgl. Anhang 10.7.2). Bei der aquatischen Ökotoxizität wird ersichtlich, dass die Zusatzspritzfolge mit Kupfer extrem hohe Umweltwirkungen aufweist im Vergleich zu den anderen Szenarien (vgl. Abbildung 58).

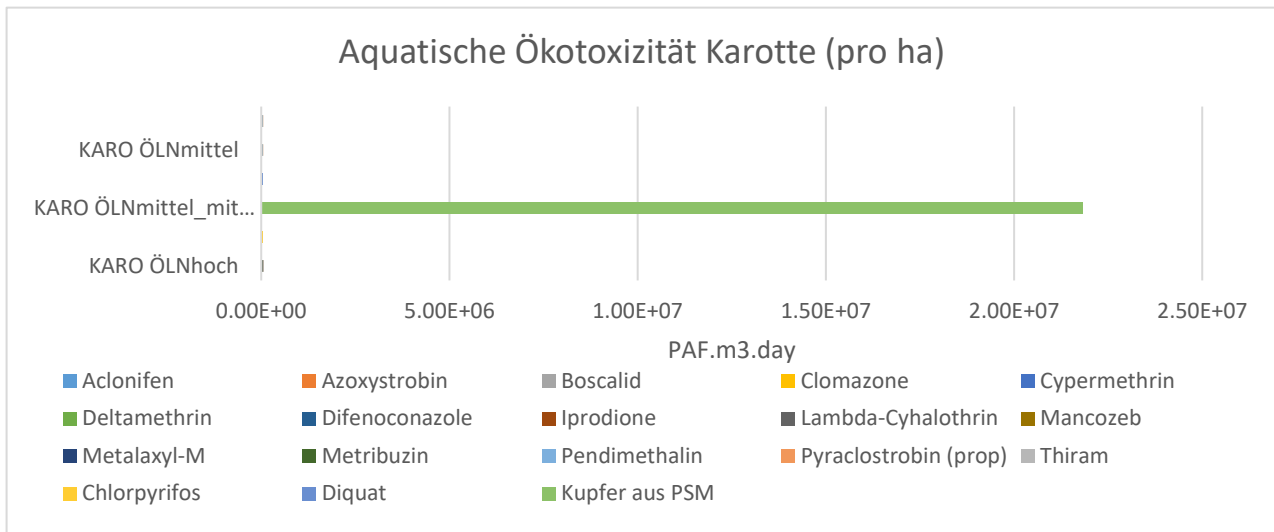


Abbildung 58: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (PAF.m3.day) für die Zusatzspritzfolgen vom Karotten und den Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

Die aquatische Ökotoxizität (ohne Kupfer) zeigte auf, dass die Zusatzspritzfolge mit Diquat eine geringere Umweltwirkung aufwies (vgl. Abbildung 59). Dies hat damit zu tun, dass Diquat eine ganze Reihe von Herbiziden ersetzte, womit demnach auch die Menge abnahm.

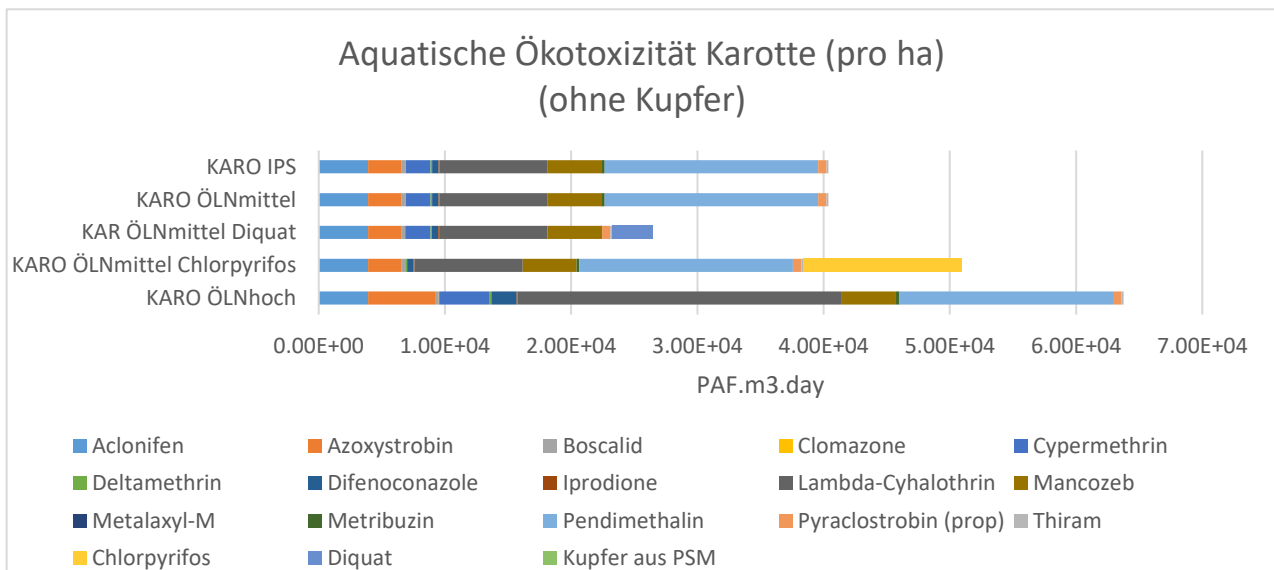


Abbildung 59: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (kg 1,4-DCB eq) für die Zusatzspritzfolgen vom Karotten (ohne Kupfer) und den Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität der Karotten waren die Umwelteffekte von Kupfer weitaus geringer als bei der aquatischen Ökotoxizität, was sogar dazu führt, dass diese Zusatzspritzfolge geringeren Umweltwirkungen aufwies, als IPS (vgl. Abbildung 60). Dies hatte jedoch auch mit der verwendeten Methode (ReCiPe und SALCA-Schwermetall) zu tun. Auch die Zusatzspritzfolge mit Diquat wies eine geringere terrestrische Ökotoxizität auf (wie bei der aquatischen Ökotoxizität). Die Zusatzspritzfolge mit Chlorpyrifos wies ein höheres aquatisches und terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial auf.

Kupfer ist ein Schwermetall; daher verweisen wir auf die Diskussion über das Ökotoxizitätspotenzial von Schwermetallen im Kapitel 7.4.3.

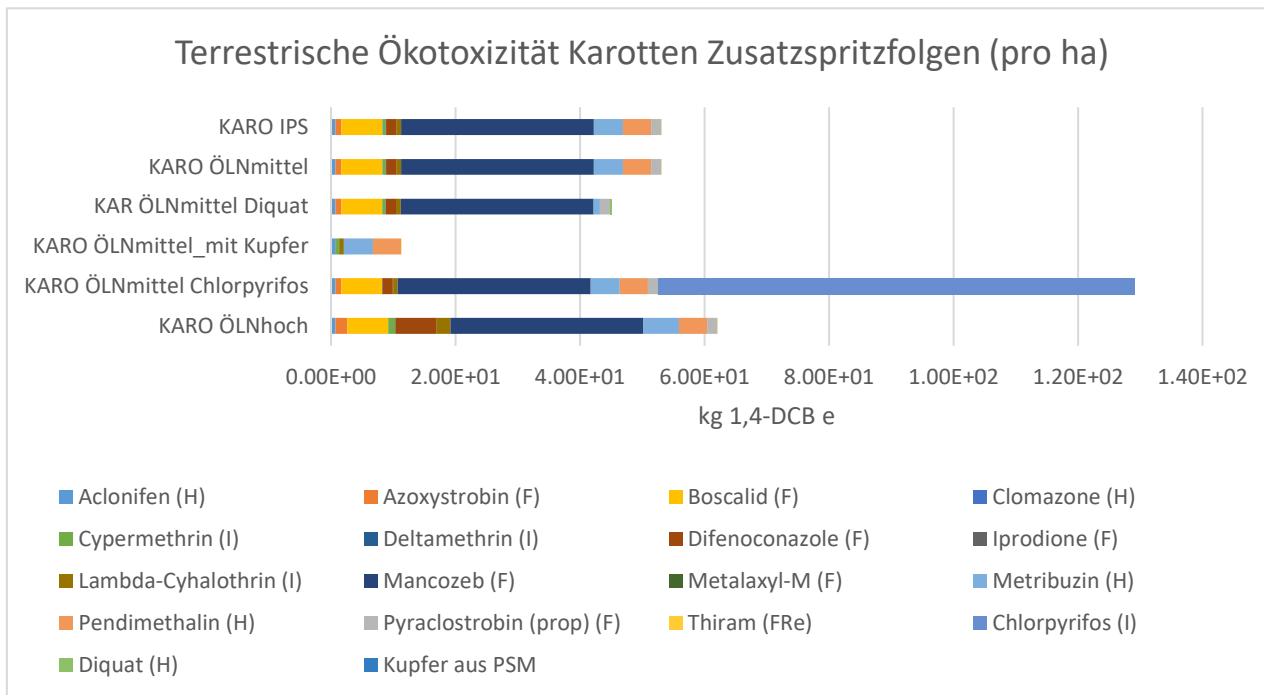


Abbildung 60: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial (kg 1,4-DCB) für die Zusatzspritzfolgen vom Karotten und die Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

### 10.9.3 Kartoffeln

In der Kultur Kartoffel wurden insgesamt drei zusätzliche Spritzfolgen zusätzlich berechnet basierend auf ÖLNmittel (vgl. Anhang 10.7.3). Wie bei den Karotten war auch bei den Kartoffeln die aquatische Ökotoxizität von Kupfer extrem hoch (vgl. Abbildung 61).

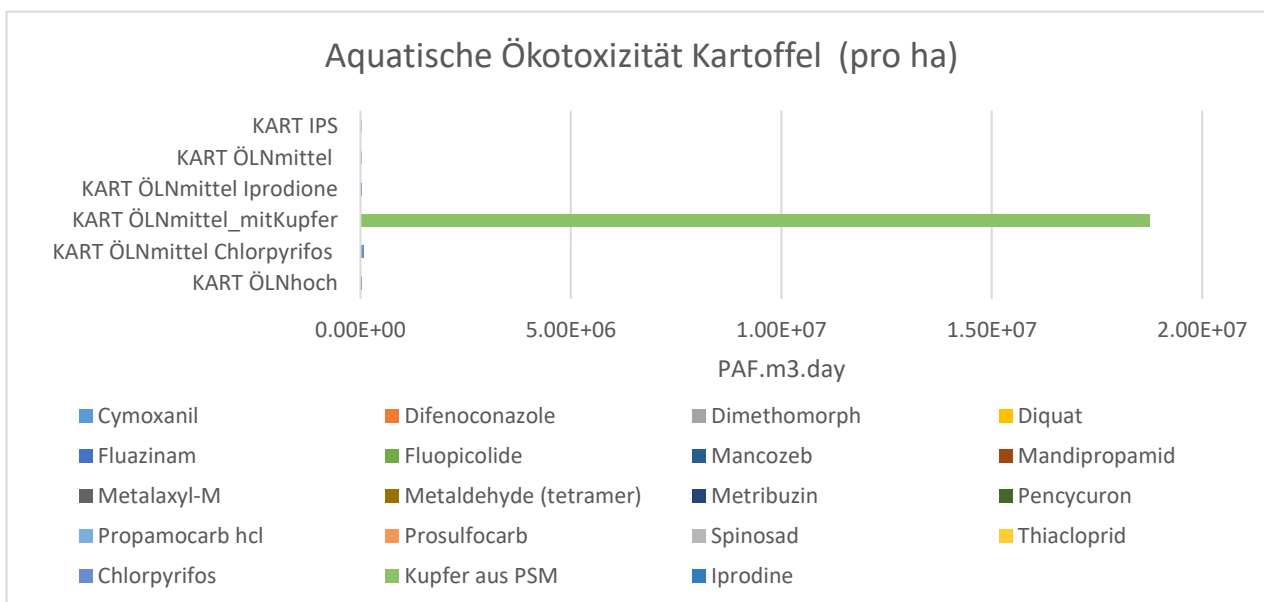


Abbildung 61: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (PAF.m3.day) für die Zusatzspritzfolgen vom Kartoffeln und den Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

Ohne Kupfer wurde ersichtlich, dass alle Zusatzspritzfolgen bei den Kartoffeln eine höhere aquatische Ökotoxizität aufwiesen als IPS (vgl. Abbildung 62).

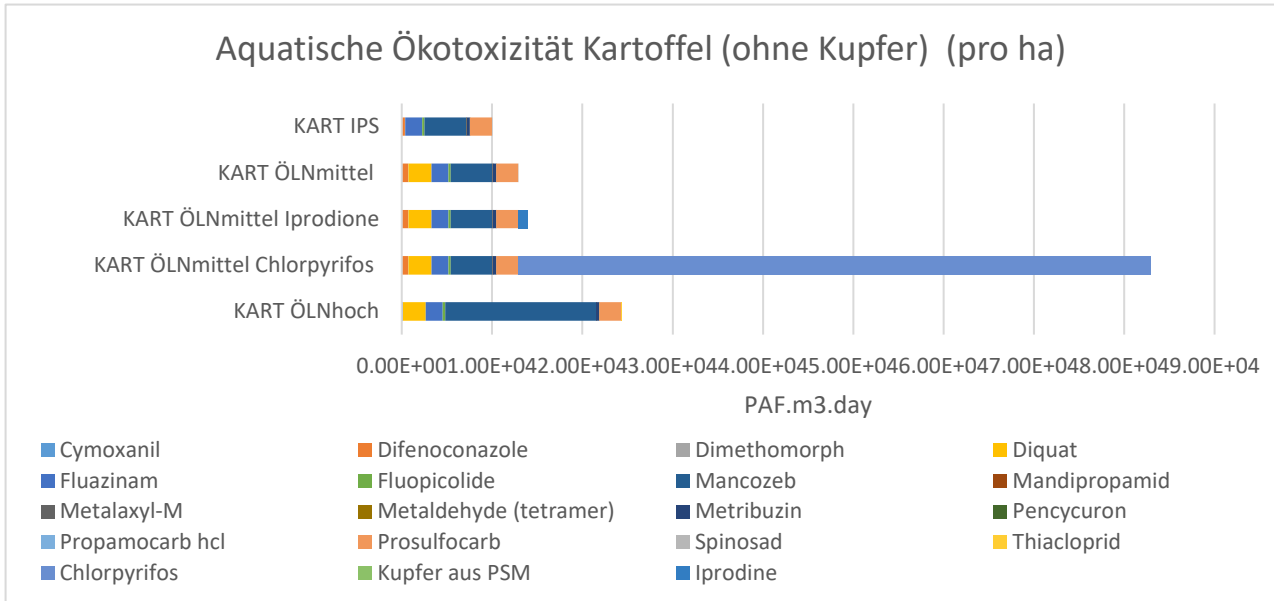


Abbildung 62: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (kg 1,4-DCB eq) für die Zusatzspritzfolgen vom Kartoffeln (ohne Kupfer) und den Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität war der Effekt von Kupfer vergleichsweise gering (wie auch bei den Karotten), wobei die Umweltwirkungen von der Zusatzspritzfolge mit Chlorpyrifos erheblich waren (vgl. Abbildung 63). Abgesehen von der Zusatzspritzfolge mit Kupfer wiesen alle sonstigen Spritzfolgen eine höhere Umweltwirkung auf als IPS.

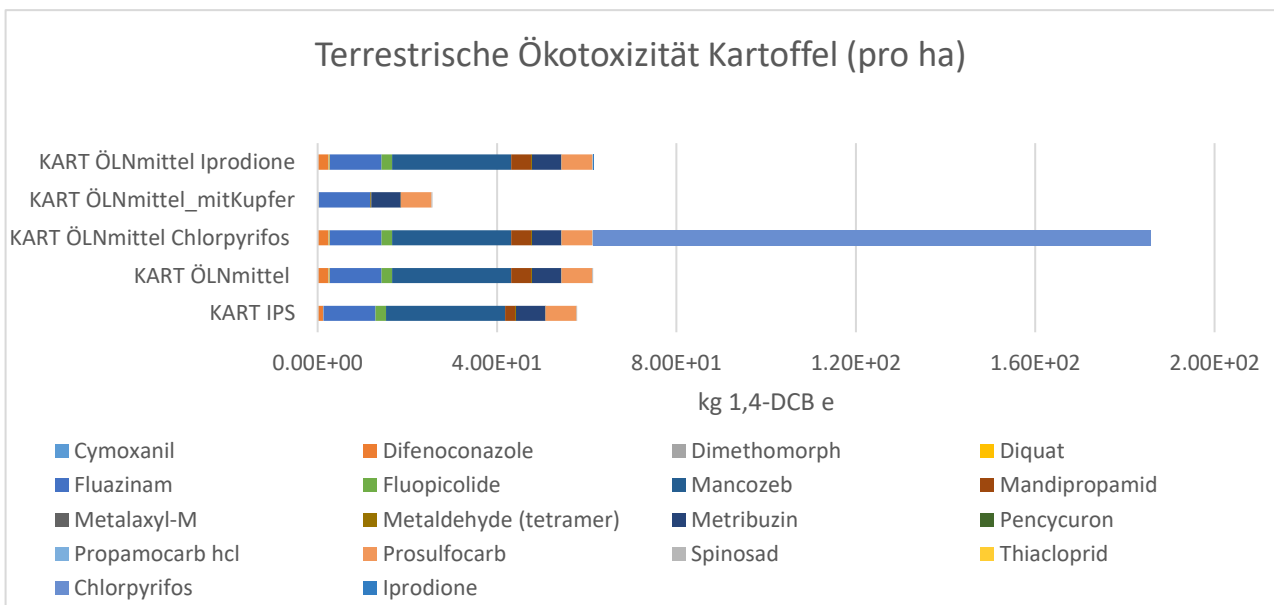


Abbildung 63: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial (kg 1,4-DCB) für die Zusatzspritzfolgen vom Kartoffeln und die Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

### 10.9.4 Zuckerrüben

In der Kultur Zuckerrüben wurde eine zusätzliche Spritzfolge berechnet (vgl. Anhang 10.7.4). Bei den Zuckerrüben war die aquatische Ökotoxizität der Zusatzspritzfolge mit Chloridazone höher als bei IPS (vgl. Abbildung 64).

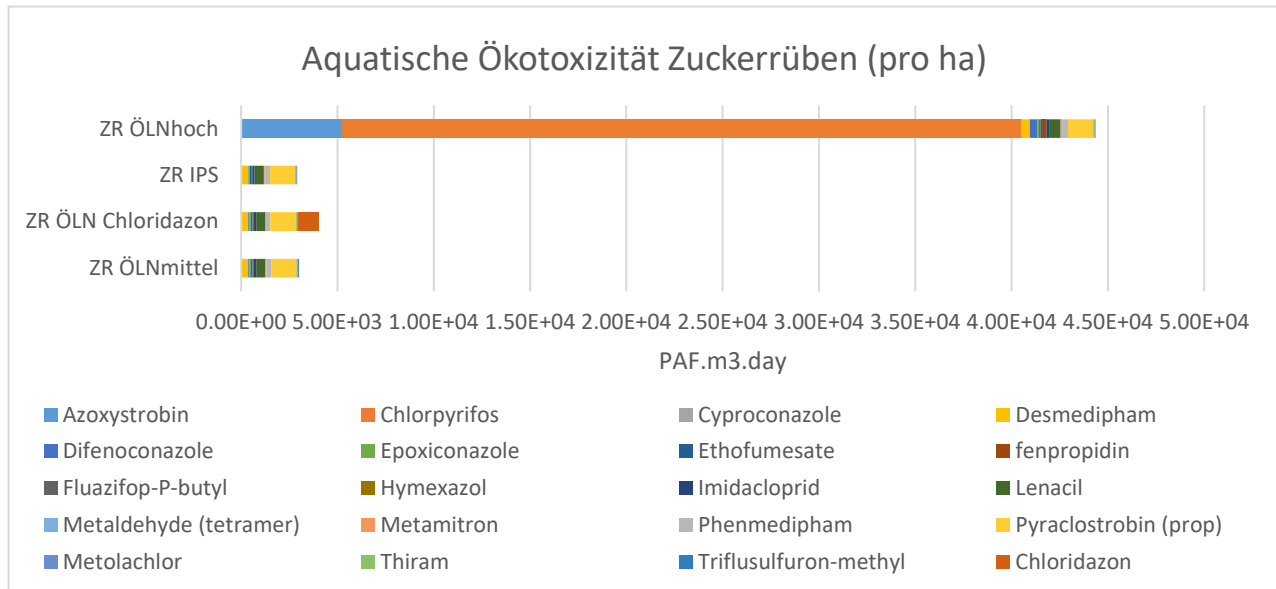


Abbildung 64: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (PAF.m3.day) für die Zusatzspritzfolge von Zuckerrüben und den Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

Bei der terrestrischen Ökotoxizität sah das Bild ähnlich aus, sodass auch hier IPS die geringsten Umweltwirkungen aufwies (vgl. Abbildung 65).

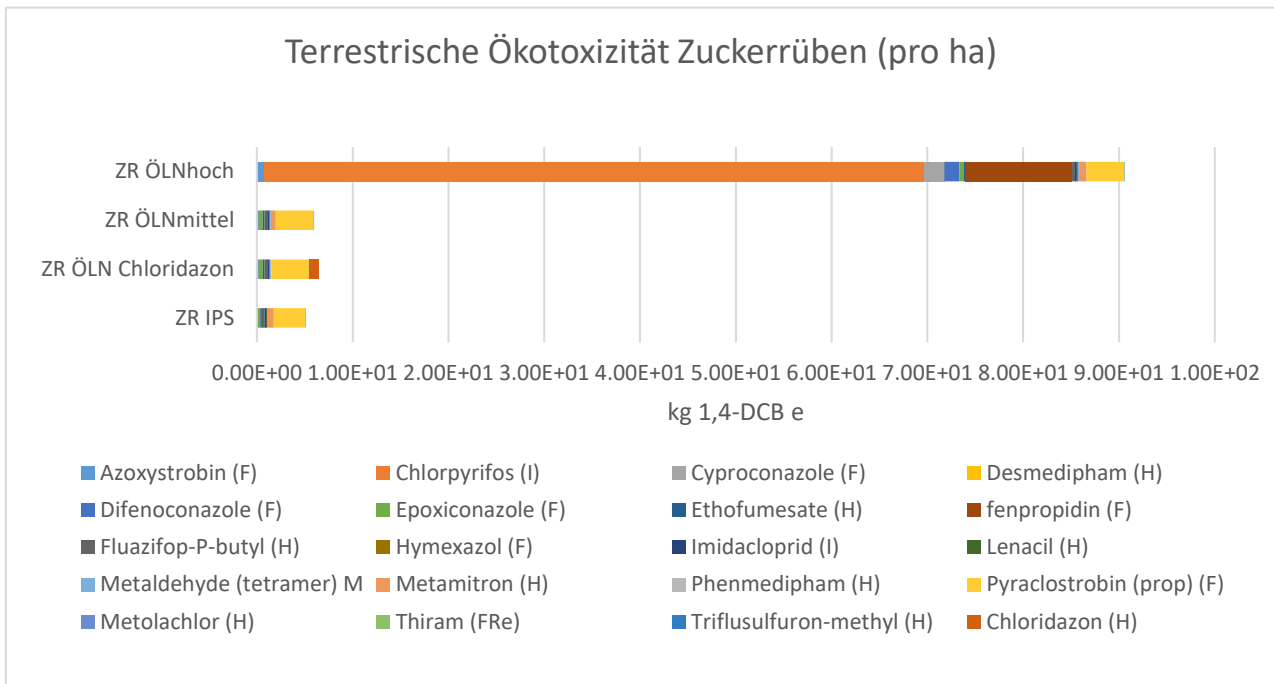


Abbildung 65: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial (kg 1,4-DCB) für die Zusatzspritzfolge von Zuckerrüben und die Szenarien ÖLNhoch, ÖLNmittel und IPS pro Hektare.

## 10.10 Zusatzresultate Risikobewertung

### 10.10.1 Winterweizen

Die Zusatzspritzfolgen wurden auf Basis der definierten IPS-Spritzfolge gebildet. Für die Kultur Weizen wurden insgesamt vier zusätzliche Spritzfolgen generiert. Dabei wurde in der Kultur Weizen in allen vier zusätzlichen Spritzfolgen knapp einen Monat nach der Frühjahrsbehandlung mit Herbiziden eine weitere Herbizidapplikation zur Distelbekämpfung angenommen. Hierfür wurden unterschiedliche Wirkstoffe angenommen (2,4-D, MCPA& Dicamba, MCPB, MCPA).

Durch die zusätzliche Herbizidapplikation stieg das Gesamtrisiko in allen vier Zusatzspritzfolgen im Vergleich zur Referenzspritzfolge IPS. Das Gesamtrisiko der Zusatzspritzfolgen war nur bei der Zusatzspritzfolge 1 mit MCPA höher als das Gesamtrisiko der ÖLNmittel-Spritzfolge (Abbildung 66). Im Saumbiotop war der Unterschied im Risiko der Zusatzspritzfolgen im Vergleich zur Referenzspritzfolge am grössten. Dabei zeigten die Zusatzspritzfolgen ein rund 7 (ZS1) bis 14 (ZS2) Mal höheres Risiko. Im Boden hatten die zusätzlichen Herbizidapplikationen keine Auswirkung auf das Risiko. Der dominierende Faktor für das Risiko im Boden war das fungizide Beizmittel Difenconazol (Abbildung 14). Im Gewässer dominierten die Herbizide Diflufenican und Mesosulfuron-methyl. Diese Herbizide werden sowohl bei IPS sowie bei den Zusatzspritzfolgen eingesetzt. Die zusätzliche Herbizidapplikation zur Distelbekämpfung bewirkte jedoch, dass zwei Zusatzspritzfolgen (ZS1 und ZS4) ein leicht höheres Risiko für die Gewässerorganismen aufwiesen.

Da das Gesamtrisiko stark vom Risiko der Gewässerorganismen dominiert wurde, war der grösste Unterschied im Risiko des Saumbiotops zwischen den Zusatzspritzfolgen und der Referenzspritzfolge im aggregierten Gesamtrisiko nur schwach ersichtlich.

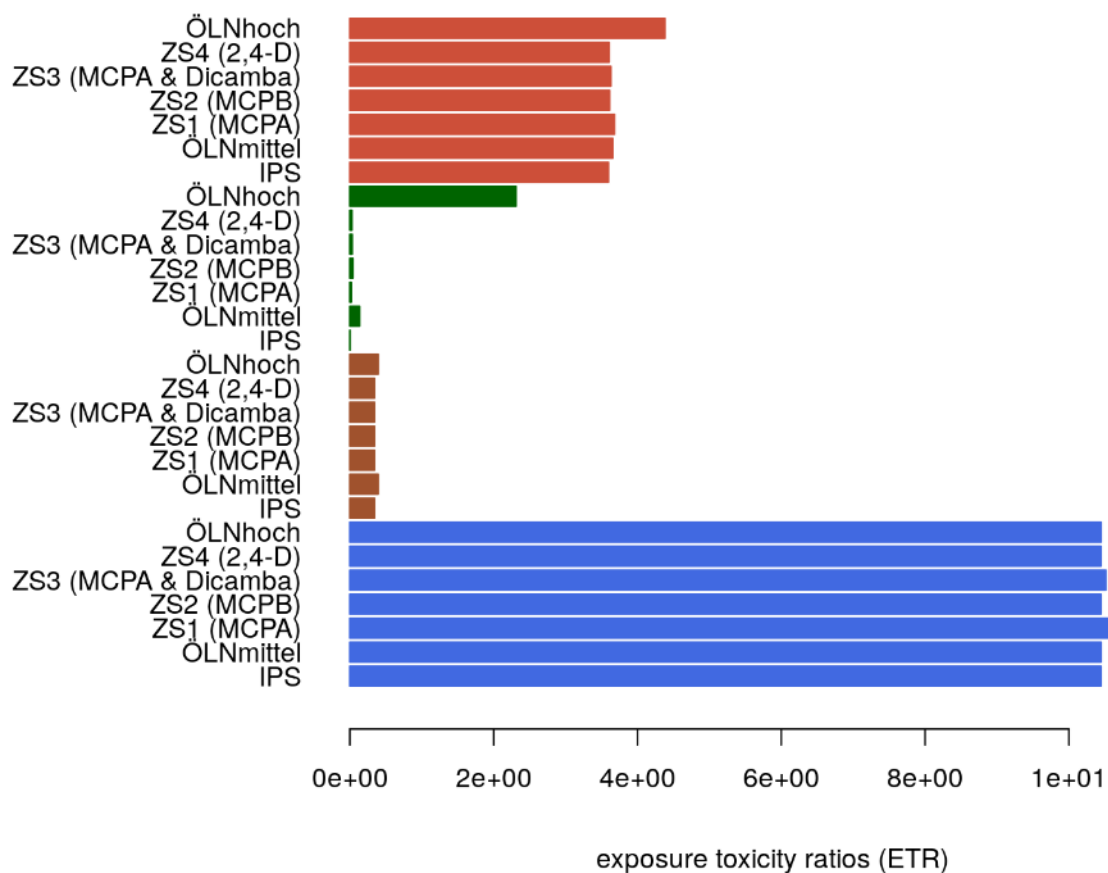


Abbildung 66: Risiko (ETR) für die Kultur Winterweizen für die Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel, ÖLNhoch inkl. Zusatzspritzfolgen (ZS1-ZS4) unterteilt in Gesamtrisiko (rot) sowie in die verschiedenen Kompartimente Saumbiotop (grün), Boden (braun) und Gewässer (blau).

Tabelle 78: Relative Veränderung der Risiken in den drei Zusatzspritzfolgen gegenüber ÖLNmittel (Referenz).

	Winterweizen (WW)				
	IPS	ZS1 (MCPA)	ZS2 (MCPB)	ZS3 (MCPA & Dicamba)	ZS4 (2,4-D)
Kompartiment <b>Gewässer</b>	100%	102%	100%	101%	100%
Kompartiment <b>Boden</b>	100%	100%	100%	100%	100%
Kompartiment <b>Saum</b>	100%	666%	1444%	1043%	920%
<b>Gesamt</b>	98%	102%	100%	101%	100%

### 10.10.2 Karotten

In der Kultur Karotten wurden drei Zusatzspritzfolgen (ZS) berechnet und mit ÖLNmittel verglichen. Das Gesamtrisiko der drei Zusatzspritzfolgen war im Vergleich zu ÖLNmittel tiefer. Für die ZS1 und ZS3 waren dies knapp 1-8 %. Das Gesamtrisiko von der ZS3 war um 48 % tiefer im Vergleich zu ÖLNmittel (Abbildung 67 Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.). Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.

Das Herbizid Diquat ersetzte die anderen Herbizide im Voraufbau in der ZS1. Dadurch wurden geringere Herbizidmengen in der Zusatzspritzfolge appliziert als in der Referenz ÖLNmittel. Zudem hat das Herbizid Diquat vergleichbare ökotoxikologische Endpunkte wie die ersetzten Herbizide. Dies führte zu einem 8 %



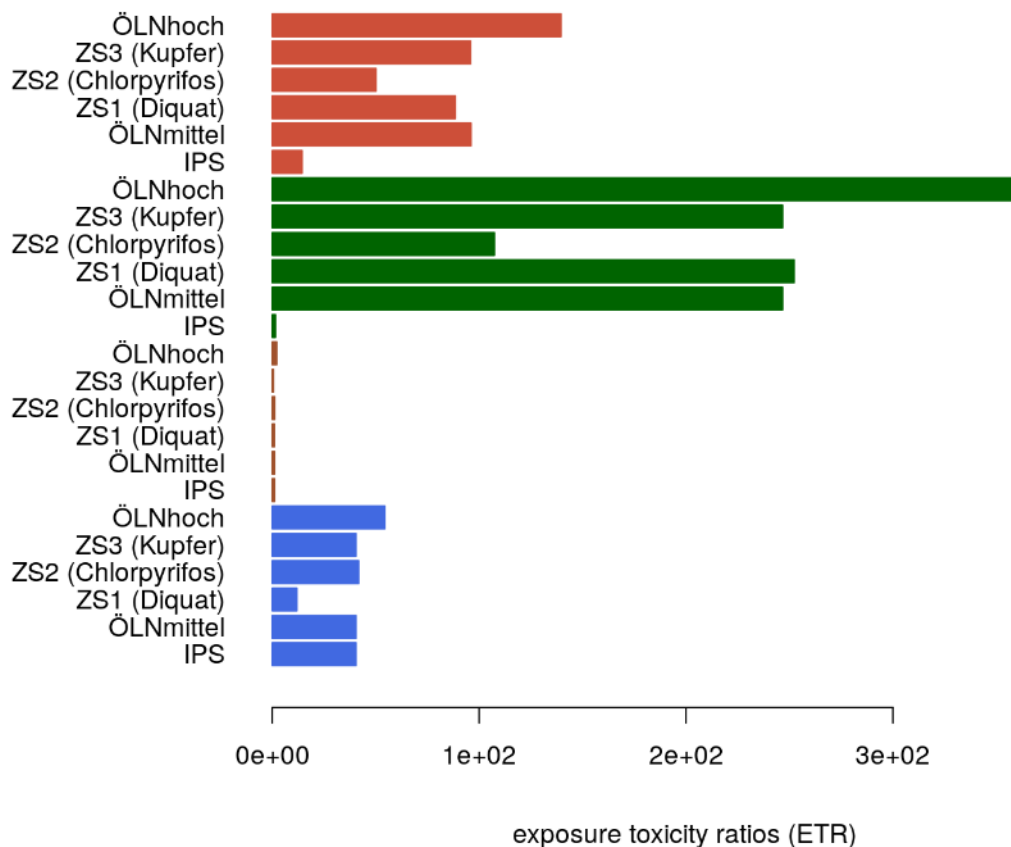


Abbildung 67: Risiko (ETR) für die Kultur Karotten für die Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel, ÖLNhoch inkl. Zusatzspritzfolgen (ZS1-ZS4) unterteilt in Gesamtrisiko (rot) sowie in die verschiedenen Kompartimente Saumbiotop (grün), Boden (braun) und Gewässer (blau).

tieferen Gesamtrisiko der ZS1. In den Umweltkompartimenten Gewässer und Boden waren die Risiken der ZS1 um rund 70 % respektive 5 % tiefer im Vergleich zu ÖLNmittel. Hingegen war das Risiko der ZS1 im Saumbiotop leicht erhöht (um 2 %) im Vergleich zu ÖLNmittel. In der ZS2 ersetzte das Insektizid Chlorpyrifos den Wirkstoff Cypermethrin. Das Gesamtrisiko in der ZS2 sank um knapp 50 % im Vergleich zu ÖLNmittel. Dieser Unterschied ist zu einem grossen Teil mit dem tieferen Risiko im Saumbiotop zu erklären. Der ökotoxikologische Endpunkt des sensibelsten Test-Organismus war beim Insektizid Cypermethrin (Raubmilbe) fast um Faktor 100 kleiner als der von Chlorpyrifos (Schlupfwespe). Dies war der ausschlaggebende Grund, weshalb das Risiko von ZS2 im Vergleich zu ÖLNmittel im Saumbiotop um rund 56 % tiefer war.

In der ZS3 ersetzte das kupferhaltige Pflanzenschutzmittel Flowbrix alle chemisch-synthetischen Fungizide in der ÖLNmittel-Spritzfolge. Das Gesamtrisiko von ZS3 im Vergleich zu ÖLNmittel hatte sich dadurch nicht wesentlich verändert. Im Gewässer und im Saumbiotop war das Risiko von ZS3 gleich gross wie ÖLNmittel; einzig im Kompartiment Boden war es um rund 57 % tiefer.

### 10.10.3 Kartoffeln

In der Kultur Kartoffeln wurden insgesamt drei Zusatzspritzfolgen berechnet basierend auf der ÖLNmittel-Spritzfolge (Abbildung 68). In der Zusatzspritzfolge 1 (ZS1) wurden drei von sechs chemisch-synthetischen Fungizidapplikationen von ÖLNmittel durch drei Kupferapplikationen (Pflanzenschutzmittel Flowbrix) ersetzt. Namentlich waren dies die Pflanzenschutzmittel Infinito (Wirkstoffe Propamocarb-hydrochlorid und Fluopicolid), Pflanzenschutzmittel Revus TOP (Wirkstoffe Mandipropamid und Difenconazol) sowie Pflanzenschutzmittel Acrobat MZ WG (Wirkstoffe Mancozeb und Dimethomorph). Flowbrix wirkt im Vergleich

zu den ersetzten chemisch-synthetischen Fungiziden nur gegen Kraut- und Knollenfäule und nicht zusätzlich gegen Alternaria. Trotzdem wurde in der ZS1 keine zusätzliche Alternaria-Behandlung angenommen, da Alternaria bei mittlerem Schadddruck üblicherweise nicht behandelt separat wird. Im Gesamtrisiko sowie im Gewässer und Saumbiotop zeigte sich kein wesentlicher Unterschied im Risiko zwischen ZS1 und ÖLNmittel. Hier dominierten die Herbizide Metribuzin resp. Diquat die Risiken, die Auswahl der Fungizide war daher nicht entscheidend für das Risiko. Im Boden war das Risiko rund 20 % tiefer in der ZS1 im Vergleich zu ÖLNmittel. Das im ÖLNmittel Risiko-dominierende Fungizide Difenoconazol wurde in ZS1 nur einmal statt zwei Mal (ÖLNmittel) appliziert. Das heisst, wenn beide Applikationen mit dem Fungizid Difenoconazol durch Kupfer ersetzt würden, würde das Risiko im Boden weiter sinken (ca. eine Grössenordnung) mit einem neuen dominierenden Fungizid wie zum Beispiel Pencycuron oder Mancozeb (Abbildung 21 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). In der Zusatzspritzfolge 2 (ZS2) wurde zusätzlich das Insektizid Chlorpyrifos (Pflanzenschutzmittel Ephosin) als Granulat bei der Saat appliziert. Dadurch erhöhte sich das Gesamtrisiko um mehr als einen Faktor zwei im Vergleich zu ÖLNmittel. Der Grund war ein doppelt so hohes Risiko der ZS2 im Vergleich zu ÖLNmittel im Gewässer. Im Boden war das Risiko der ZS2 rund 10 % grösser im Vergleich zu ÖLNmittel. Im Saumbiotop gab es zwischen ZS2 und ÖLNmittel keinen Unterschied im Risiko.

In der Zusatzspritzfolge 3 (ZS3) wurde zusätzlich zu ÖLNmittel noch das fungizide Saatbeizmittel Iprodione appliziert. Dies führte zu keiner wesentlichen Änderung des Gesamtrisikos sowie des Risikos in den drei berücksichtigten Umweltkompartimenten.

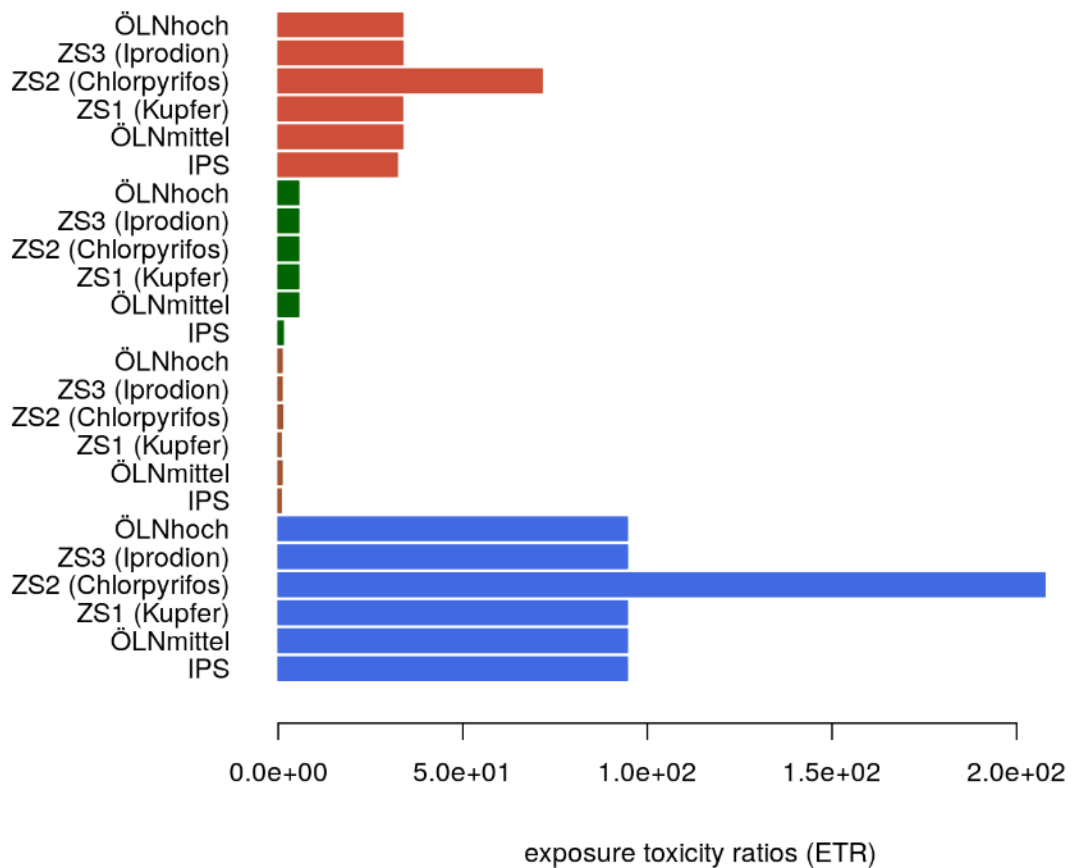


Abbildung 68: Risiko (ETR) für die Kultur Kartoffeln für die Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel, ÖLNhoch inkl. Zusatzspritzfolgen (ZS1-ZS4) unterteilt in Gesamtrisiko (rot) sowie in die verschiedenen Kompartimente Saumbiotop (grün), Boden (braun) und Gewässer (blau).

Tabelle 79: Zeigt relative Veränderung der drei Zusatzspritzfolgen gegenüber ÖLNmittel (Referenz).

Kartoffeln (KART)				
	ÖLNmittel	ZS1 (Kupfer)	ZS2 (Chlorpyrifos)	ZS3 (Iprodion)
Kompartiment <b>Gewässer</b>	100%	100%	220%	100%
Kompartiment <b>Boden</b>	100%	80%	111%	100%
Kompartiment <b>Saum</b>	100%	100%	100%	100%
<b>Gesamt</b>	100%	100%	212%	100%

#### 10.10.4 Zuckerrüben

In der Kultur Zuckerrüben wurde eine zusätzliche Spritzfolge (ZS1) mit Chloridazon berechnet auf Grundlage von ÖLNmittel. Das Herbizid Chloridazon ersetzte das Herbizid Metamitron. Für das Pflanzenschutzmittel Pyramin DF mit Wirkstoff Chloridazon wurde dieselbe Menge wie für das Pflanzenschutzmittel Goltix compact mit dem Wirkstoff Metamitron eingesetzt. Die Konzentration von Chloridazon ist jedoch tiefer im Pflanzenschutzmittelprodukt als die Konzentration von Metamitron.

Das Gesamtrisiko von ZS1 war um 8 % tiefer als ÖLNmittel (Abbildung 69). Im Gewässer und Saumbiotop war das Risiko tiefer, im Boden war das Risiko von ZS1 gleich gross wie jenes von ÖLNmittel. Obwohl Metamitron nicht der dominierende Wirkstoff der ÖLNmittel-Spritzfolge war, trug er doch zum totalen

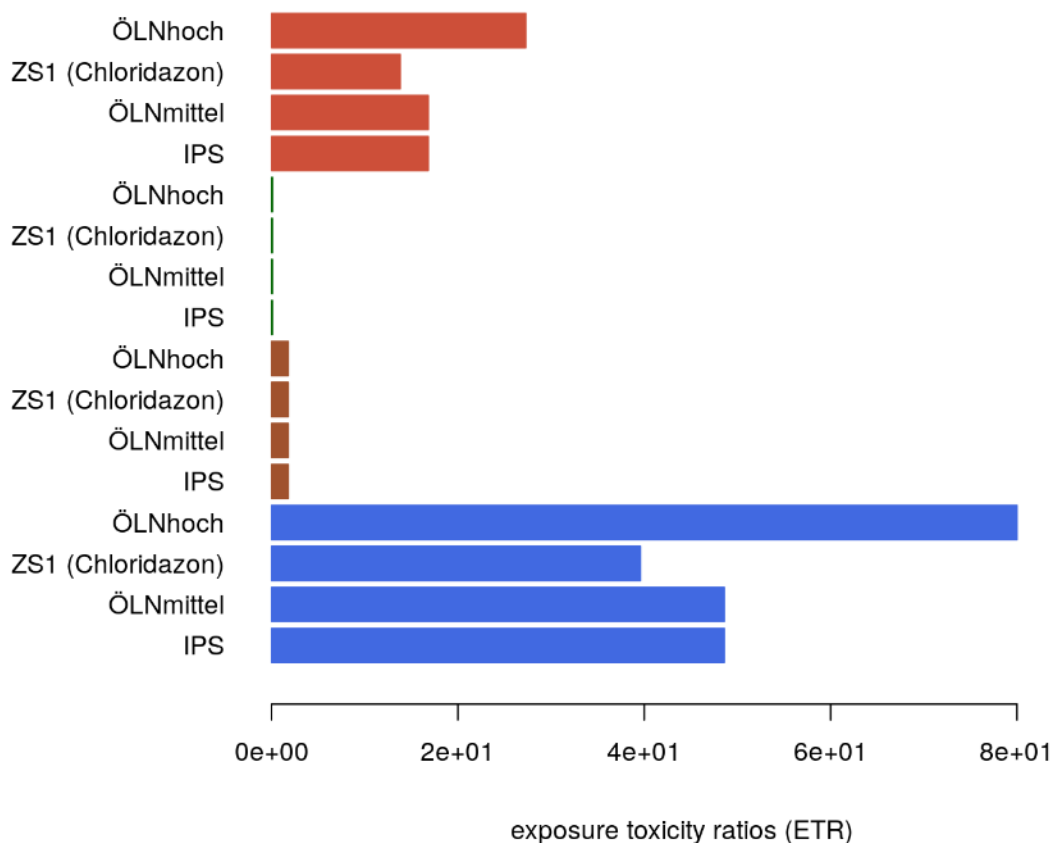


Abbildung 69: Risiko (ETR) für die Kultur Zuckerrüben für die Spritzfolgen IPS, ÖLNmittel, ÖLNhoch inkl. Zusatzspritzfolgen (ZS1-ZS4) unterteilt in Gesamtrisiko (rot) sowie in die verschiedenen Kompartimente Saumbiotop (grün), Boden (braun) und Gewässer (blau).

Gewässerrisiko bei, da die Herbizide alle am gleichen Tag appliziert werden und sich die Risiken für Algen aufsummieren. Der ökotoxikologischen Endpunkt von Algen von Chloridazon ist fast zehn Mal höher als von Metamitron, d.h. Algen sind empfindlicher auf Metamitron als Chloridazon.

Chloridazon hat einen Metaboliten (Desphenyl-Chloridazon) der im Grundwasser häufig nachgewiesen wird. Eine Studie des BAFU (BAFU 2016) hat gezeigt, dass für 60.5 % der Überschreitungen im Grundwasser (Konzentrationen von mehr als 0.1 µg/l) die Chloridazon-Metaboliten Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Chloridazon verantwortlich sind. In unseren Berechnungen mit SYNOPSIS wurden jedoch weder Risiken von Metaboliten noch Einträge ins Grundwasser berücksichtigt.

Tabelle 80: zeigt relative Veränderung der einen Zusatzspritzfolge gegenüber ÖLNmittel (Referenz).

Zuckerrüben (ZR)		
	ÖLN mittel	ZS1 (Chloridazon)
Kompartiment <b>Gewässer</b>	100%	81%
Kompartiment <b>Boden</b>	100%	100%
Kompartiment <b>Saum</b>	100%	97%
<b>Gesamt</b>	100%	82%

## 10.11 Beitrag dieser Studie zum Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutzmittel (NAP)

In nachfolgender Tabelle 81 ist der Beitrag dieser Studie zur Quantifizierung der Risiken von PSM aufgelistet. Es folgt eine Auflistung der Schutzziele des NAP, welche in dieser Studie berücksichtigt wurden (vgl. Tabelle 82).

Tabelle 81: Beitrag der Studie zur Quantifizierung der Risiken .

		Risikobewertung	Ökobilanz
Risiken für den Menschen	PSM-Rückstände in pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln	Nein	Nein
	PSM-Rückstände im Trinkwasser	Nein	Nein
	Risiken für berufliche PSM Anwenderinnen und Anwender	Nein	Nein
	Risiken für Nachfolgearbeiterinnen und -arbeiter (Worker)	Nein	Nein
	Risiken für nicht berufliche Anwenderinnen und Anwender	Nein	Nein
Risiken für die Umwelt	Risiken für Oberflächengewässer	Ja	Ja
	Risiken für das Grundwasser	Nein	Teilweise
	Risiken für terrestrische Nichtzielorganismen	Teilweise	Teilweise
	Risiken für die Bodenfruchtbarkeit	Teilweise (Regenwürmer)	Teilweise

Tabelle 82: Berücksichtigung von Schutzzielen in dieser Studie

		Risikobewertung	Ökobilanz
Schutz des Menschen	Schutz der Konsumentinnen und Konsumenten	Nein	Nein
	Schutz der beruflichen Anwenderinnen und Anwender und Nachfolgearbeiterinnen und Nachfolgearbeiter	Nein	Nein
	Schutz der nicht beruflichen Anwenderinnen und Anwender	Nein	Nein
Schutz der Umwelt	Schutz der Gewässer	Ja	Ja
	Schutz der terrestrischen Nichtzielorganismen	Teilweise	Teilweise
	Schutz der Bodenfruchtbarkeit	Teilweise	Teilweise
	Schutz der Kulturen	Nein	Teilweise

Massnahmen, zu deren Evaluation diese Studie einen gewissen Beitrag leistet:

1. Verzicht oder Teilverzicht auf Herbizide: Bei IPS sind gewisse Herbizide verboten oder nur mit Sonderbewilligung zulässig
2. Verzicht auf Fungizide und Insektizide mittels extensiver Produktion (Extenso): IPS setzt bei gewissen Kulturen auf Extenso-Anbau
3. Gezielte Auswahl von PSM im Rahmen der Direktzahlungen: die Ergebnisse von BeUPIP können Hinweise für diese Auswahl liefern
4. Reduktion der Abschwemmung von PSM in Oberflächengewässer: der PSM-Eintrag via Abschwemmung ist in beiden Methoden berücksichtigt.
5. Entwicklung von Strategien zur Reduktion der PSM-Einträge in Oberflächengewässer über Drainagen, die Entwässerung von Strassen und Wegen sowie über Schächte auf Parzellen: Einträge via Drainagen sind in beiden Methoden berücksichtigt

6. Entwicklung von Alternativen zum chemischen Pflanzenschutz: solche Alternativen werden im Projekt nicht direkt evaluiert. Die entwickelten Methoden bieten aber eine solide Grundlage für eine solche Evaluation in anderen Projekten
7. Weiterentwicklung des Integrierten Pflanzenschutzes: diese Studie leistet einen wichtigen Beitrag zu dieser Weiterentwicklung
8. Indikatoren für das Monitoring des Risikopotenzials von PSM für Organismen: dito

PSM mit besonderem Risikopotenzial (vgl. (BLW 2018)), welche in dieser Studie berücksichtigt wurden:

- Aclonifen
- Cyproconazole
- Difenconazole
- Diflufenican
- Diquat
- Epoxiconazol
- Fludioxonil
- Fluopicolide
- Kupfer
- Lambda-Cyhalothrin
- Lenacil
- Metribuzin
- Pendimethalin
- Tebuconazol
- Thiacloprid