



Potenzielle Umweltfolgen einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative

Autorinnen und Autoren

Maria Bystricky, Thomas Nemecek, Simone Krause
und Gérard Gaillard



Impressum

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich www.agroscope.ch
Auskünfte	Maria Bystricky E-Mail: maria.bystricky@agroscope.admin.ch
Lektorat	Erika Meili
Übersetzungen	Sprachdienst Agroscope
Gestaltung	Jacqueline Gabriel
Titelbild	Gabriela Brändle
Download	www.agroscope.ch/science
Copyright	© Agroscope 2020
ISSN	2296-729X
DOI	https://doi.org/10.34776/as99g

Inhalt

Vorwort	5
Zusammenfassung	6
Résumé	12
Riassunto	18
Summary	24
Danksagung	29
1 Ausgangssituation und Zielsetzung	30
1.1 Hintergrund	30
1.2 Zielsetzung	31
1.3 Auftraggeberin, Auftragnehmerin und Zielpublikum	32
1.4 Kritische Prüfung	32
2 Methodik	33
2.1 Definition des Begriffs Pestizid	33
2.2 Grundsätzliches Vorgehen und die Ökobilanzmethode SALCA	33
2.3 Untersuchungsrahmen	35
2.3.1 Systemgrenzen	35
2.3.2 Funktion und funktionelle Einheit	36
2.4 Sachbilanz	37
2.4.1 Verwendete Ökoinventare	37
2.4.2 Neuerstellen von fehlenden Ökoinventaren für die biologische Produktion	40
2.4.3 Anpassungen der Ökoinventare für die Inlandproduktion	40
2.4.4 Anforderungen an die Datenqualität	44
2.4.5 Emissionen der Pestizid-Wirkstoffe	45
2.5 Wirkungsabschätzung	48
2.5.1 Zielwirkung Süsswasser-Ökotoxizität	49
2.5.2 Zielwirkung Biodiversität	50
2.5.3 Zielwirkungen Eutrophierung und Versauerung	52
2.5.4 Analyse von Trade-Offs und Synergien	53
2.5.5 Nicht berücksichtigte weitere Wirkungen	55
2.6 Sensitivitätsanalysen	56
2.6.1 Sensitivitätsanalyse 1: verwendete Ökoinventare für Importe	56
2.6.2 Sensitivitätsanalyse 2: Extrapolation der Umweltwirkungen für andere Flächenerträge	56
2.6.3 Sensitivitätsanalyse 3: Verwenden einer anderen Wirkungsabschätzungsmethodik	57
3 Datengrundlage	59
3.1 Definition der Szenarien: Landnutzung und Tierhaltung in der Schweiz	59
3.2 Exporte, Importe und Herkunftsländer	62
4 Umweltwirkungen der Szenarien	66
4.1 Zielwirkung Süsswasser-Ökotoxizität	68
4.2 Zielwirkung Biodiversität	73

4.3	Zielwirkung Eutrophierung und Versauerung	77
4.4	Andere Umweltwirkungen	82
4.5	Sensitivitätsanalysen	86
4.5.1	Sensitivitätsanalyse 1: Verwendete Ökoinventare für Importe	86
4.5.2	Sensitivitätsanalyse 2: Extrapolation der Umweltwirkungen für andere Flächenerträge	88
4.5.3	Sensitivitätsanalyse 3: Verwenden einer anderen Wirkungsabschätzungsmethodik	90
5	Interpretation und Diskussion	94
5.1	Einflussfaktoren für die Umweltwirkungen	94
5.1.1	Einfluss der Trinkwasserinitiative und der dort vorgeschlagenen Massnahmen	94
5.1.2	Beitragsanalyse und Einfluss der Annahmen in den TWI-Szenarien	95
5.2	Robustheit der Ergebnisse	96
5.3	Methodische Limitierungen der Studie und weiterer Forschungsbedarf.....	100
6	Schlussfolgerungen	103
7	Literatur	105
8	Anhang	109
8.1	Abkürzungsverzeichnis	109
8.2	Tabellen.....	111
8.3	Bericht der Expertenkommission zur kritischen Prüfung der Studie	172

Vorwort

Liebe Leserinnen und Leser

Wir laden Sie ein mitzudiskutieren – denn die Produktion und Bereitstellung unserer täglichen Nahrung in einer Umwelt, die auch künftigen Generationen zur Lebensmittelproduktion dienen kann, geht uns alle etwas an. Wir sind aufgefordert, uns auf die Debatte und insbesondere die Auseinandersetzung mit den Zielkonflikten einzulassen. Die Wissenschaft kann und soll sich daran beteiligen. Sie erarbeitet wissenschaftlich fundierte Grundlagen und vermittelt diese Informationen. Damit unterstützt sie die sachliche Diskussion und hilft mit, gemeinsam nachhaltige Lösungen zu finden. Der vorliegende Bericht zu den potenziellen Auswirkungen einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative auf die Umwelt hat genau das zum Ziel – er bietet sich als unvoreingenommene Grundlage für weiterführende Diskussionen an.



Die möglichen Umweltwirkungen der Trinkwasserinitiative wurden mit Hilfe einer Ökobilanzmethode berechnet. Es wurde darauf geachtet, einen breiten Ansatz zu wählen – sowohl Umweltwirkungen im In- und Ausland, als auch die Vorketten wie Dünger- oder Futtermittelproduktion wurden mitberücksichtigt. Zudem bilden die verschiedenen Szenarien eine grosse Bandbreite möglicher Entwicklungen beispielsweise von Preisen und Naturalerträgen ab. Die verwendeten Datengrundlagen und Methoden sind transparent dargestellt und erklärt. Auch zeigen wir auf, wie sich Änderungen in Methoden und verwendeten Daten auf die Ergebnisse auswirken.

Bereits vor und während der Erarbeitung der nun vorliegenden Ergebnisse haben unsere Forschenden mit externen Partnern diskutiert. Zum Beispiel haben drei von der Studie unabhängige, international anerkannte Experten die angewandte Methodik geprüft. Deren Rückmeldungen und Vorschläge flossen in die weitere Bearbeitung ein. Zudem hat eine Gruppe mit Vertreterinnen und Vertretern verschiedener Interessengruppen, Bundesämter sowie Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern verschiedener Fachrichtungen die Studie begleitet. Die Mitglieder dieser Begleitgruppe tauschten sich zu Grundsätzen der Studie, methodischen Aspekten, Ergebnissen und Schlussfolgerungen aus.

Mein Dank gilt allen Beteiligten, welche diese umfassende Studie erarbeitet haben. Wir stellen sie Ihnen, werte Leserin und werter Leser, zur Verfügung. Verwenden Sie diese wissenschaftlichen Resultate für die Güterabwägung und Entscheidungsfindung und die Diskussion rund um die zentrale, noch ungelöste Frage, wie wir heute und in Zukunft den steigenden Bedarf an Lebensmitteln nachhaltiger abdecken können.



Eva Reinhard, Leiterin Agroscope

Zusammenfassung

Potenzielle Umweltfolgen einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative

Einleitung

In der Öffentlichkeit wird der Einsatz von Pestiziden zunehmend in Frage gestellt. Die Eidgenössische Volksinitiative «Für sauberes Trinkwasser und gesunde Nahrung – Keine Subventionen für den Pestizid- und den prophylaktischen Antibiotika-Einsatz» (Trinkwasserinitiative, TWI) verlangt, dass nur noch Betriebe mit Direktzahlungen unterstützt werden, welche die Biodiversität erhalten sowie «eine pestizidfreie Produktion und einen Tierbestand, der mit dem auf dem Betrieb produzierten Futter ernährt werden kann»¹, haben. Zudem muss auf prophylaktischen und regelmässigen Einsatz von Antibiotika verzichtet werden.

In einer bereits abgeschlossenen Studie (Schmidt *et al.* 2019) zeigte Agroscope, dass sich bei einer Annahme der Trinkwasserinitiative die Flächennutzung, die Tierbestände sowie die inländische Produktion und das Einkommen der Schweizer Landwirtschaft verändern würden. Für 18 Szenarien (nachfolgend «TWI-Szenarien») wurde ermittelt, wie viele Betriebe nach den Vorgaben der Trinkwasserinitiative wirtschaften und wie viele aus dem ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) aussteigen würden. Die Szenarien unterschieden sich in der Höhe der Ertragsverluste, in der Preisveränderung für landwirtschaftliche Produkte sowie in der Umlagerung frei werdender Finanzmittel für die Direktzahlungen.

Die vorliegende Studie verfolgt nun das Ziel, mittels Ökobilanz die Umweltwirkungen einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative anhand derselben Szenarien wie in der Vorgängerstudie abzuschätzen. Sie berücksichtigt sowohl die landwirtschaftliche Produktion als auch deren Vorketten wie z. B. die Herstellung von Düngern, Pestiziden oder Maschinen, die Änderungen von Landnutzung und Produktionspraxis innerhalb der Schweiz sowie die Wirkung von sich ändernden Import- und Exportmengen. Bezüglich Umweltwirkungen liegt ein Fokus auf der Wirkung der Pestizide und der Frage, wie sich der Ausstieg einiger Betriebe aus dem ÖLN auf die gesamte Ökotoxizitätswirkung des Sektors auswirkt. Untersucht wurde auch der Einfluss der TWI-Massnahmen auf die Biodiversität. Des Weiteren liegt ein besonderes Augenmerk auf den reduzierten Tierbeständen, respektive wie sich diese auf die Nährstoffbelastung von Gewässern und terrestrischen Ökosystemen auswirken würden.

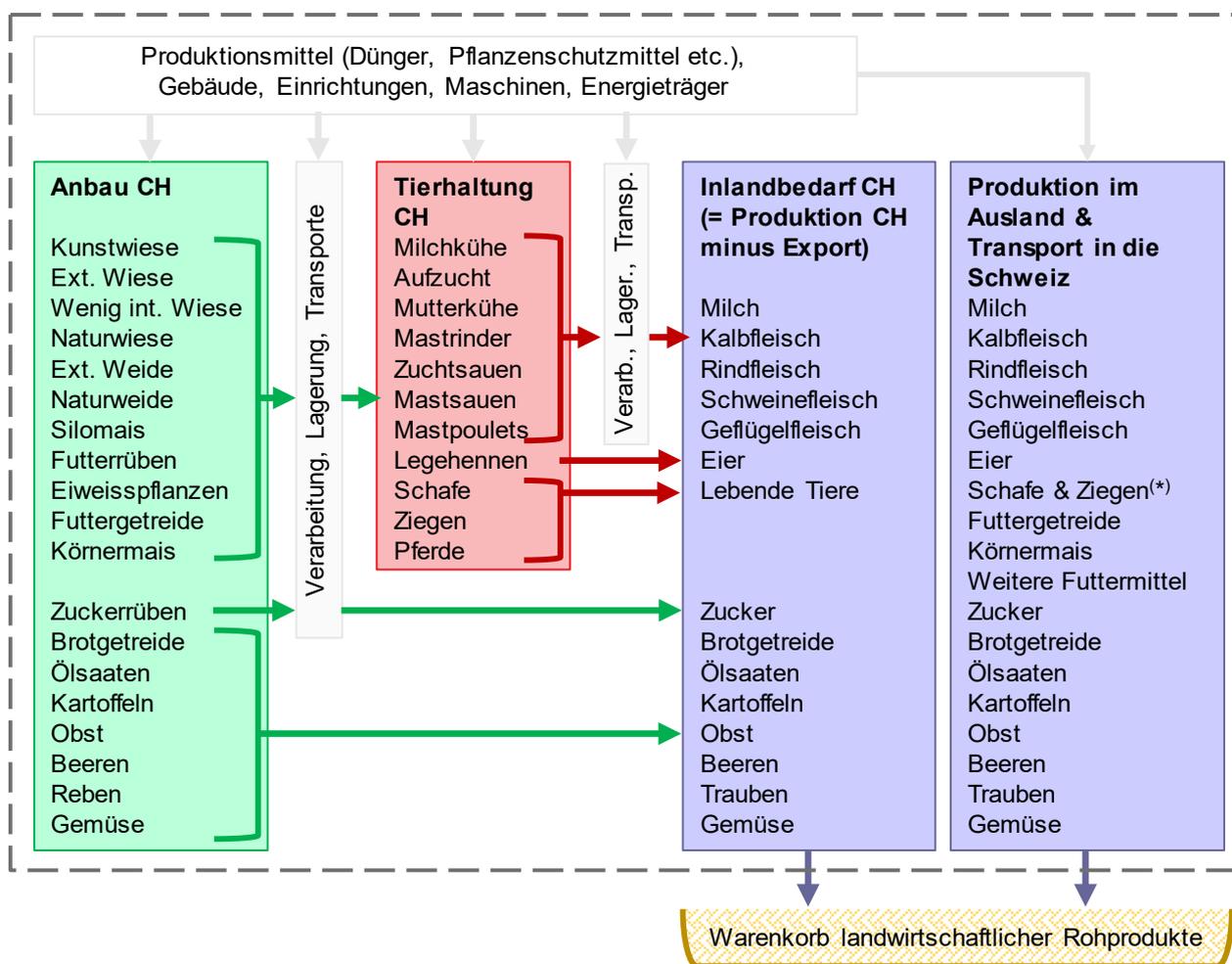
Diese Studie verfolgt **nicht** das Ziel, Auswirkungen der Trinkwasserinitiative auf die menschliche Gesundheit infolge eines reduzierten Pestizideinsatzes, verminderter Pestizidrückstände oder eines kleineren Antibiotikaeinsatzes zu bewerten. Sie erlaubt auch nicht, inländische Produkte mit Importen oder verschiedene Herkunftsländer untereinander hinsichtlich ihrer Umweltwirkung zu vergleichen. Auch gibt sie keine Empfehlung für die Wahl oder Zulassung einzelner Pflanzenschutzwirkstoffe. Zu diesen Fragen dürfen aus dieser Studie keine Aussagen abgeleitet werden.

Diese Studie wurde gemäss den ISO-Normen 14040 und 14044 (ISO 2006b und 2006a) als vergleichende Ökobilanz durchgeführt. Da sie von hohem öffentlichem Interesse ist, wurde eine kritische Prüfung mit drei externen Experten gemäss den ISO-Normen 14040 und 14044 durchgeführt. Diese stellt unter anderem sicher, dass die verwendeten Methoden wissenschaftlich begründet und die eingesetzten Daten sowie die Auswertungen für das Ziel der Studie hinreichend und zweckmässig sind. Der Review-Bericht der Experten ist im Anhang der Studie publiziert.

¹ Initiativtext der Trinkwasserinitiative: <https://www.initiative-sauberes-trinkwasser.ch/initiative/>. Abgerufen: 25.05.2020.

Methodik und Datengrundlage

Die Auswahl der in der Systemgrenze eingeschlossenen Produkte orientiert sich an jener der Vorgängerstudie (Schmidt *et al.* 2019). Dort umfasste die Systemgrenze die wichtigsten Produkte des Schweizer Agrarsektors, ergänzt durch die entsprechenden in die Schweiz importierten Agrarprodukte. Die Umweltwirkungen der exportierten Produkte wurden von jenen der Schweizer Produktion subtrahiert, während die Umweltwirkungen von importierten Produkten einschliesslich ihres Transportes in die Schweiz dazu addiert wurden (s. Abbildung unten). Damit stellt diese Studie die Wirkung der insgesamt in der Schweiz konsumierten landwirtschaftlichen Rohprodukte dar. Sowohl die einheimischen als auch die importierten Produkte wurden in den meisten Fällen nur bis zum Stadium des landwirtschaftlichen Rohproduktes betrachtet: pflanzliche Ernteprodukte, Frischfleisch und Milch.



Systemgrenze für die Ökobilanz des Schweizer Agrarsektors (verändert nach Bystricky *et al.* 2017).

Für die Inlandproduktion lieferte die Vorgängerstudie Daten zu Flächennutzung, Tierzahlen und Produktionsmengen für das Startjahr 2016, ein Referenzszenario sowie 18 TWI-Szenarien. Im Referenzszenario wurden die ÖLN-Vorgaben und das Direktzahlungssystem der Agrarpolitik 2018–2021 bis 2025 fortgeschrieben. Die folgende Tabelle zeigt die Annahmen, die den 18 TWI-Szenarien zugrunde lagen. Import- und Exportmengen der in die Systemgrenze einbezogenen Landwirtschaftsprodukte wurden für diese Studie neu modelliert, indem Zeitreihen von 2000 bis 2016 bis ins Jahr 2025 prognostiziert wurden. Diese Import- und Exportmengen wurden für das Referenzszenario direkt übernommen. In den TWI-Szenarien wurden zusätzlich die Änderungen in der einheimischen Produktion über Importe ausgeglichen.

Definition der TWI-Szenarien S01–S18 (Quelle: Schmidt et al. 2019).

Ertragsverluste	Mit Umlagerung frei werdender Finanzmittel			Ohne Umlagerung frei werdender Finanzmittel		
	hoch	mittel	tief	hoch	mittel	tief
Preisveränderung						
ohne Mehrpreis	S01	S02	S03	S10	S11	S12
mit Mehrpreis	S04	S05	S06	S13	S14	S15
mit doppeltem Mehrpreis	S07	S08	S09	S16	S17	S18

Ohne Mehrpreis: keine Erhöhung der Preise; mit Mehrpreis: entsprechend dem halben Niveau der heutigen Preisaufschläge für Bio-Produkte; mit doppeltem Mehrpreis: entsprechend dem vollen Niveau der heutigen Preisaufschläge für Bio-Produkte.

Für alle in der Systemgrenze enthaltenen Produkte wurden Ökoinventare benötigt. Diese wurden soweit wie möglich der Agroscope-eigenen Ökoinventar-Datenbank SALCA (*Swiss Agricultural Life Cycle Assessment*) oder der Datenbank ecoinvent v3.5 entnommen; einige wenige Inventare stammen aus der französischen Datenbank AGRIBALYSE v1.2. Für nicht vorhandene Produkte oder Import-Herkunftsländer wurden neue Ökoinventare erstellt respektive geeignete Inventare als Näherung (Proxys) gewählt. Die Ökoinventare, die den Schweizer Pflanzenbau repräsentieren, wurden bezüglich der verwendeten Pestizidwirkstoffe aktualisiert, sodass sie dem Stand der Zulassung vom 30.06.2019 entsprechen. Um die TWI-konforme Produktion abzubilden, wurden zudem neue Ökoinventare erstellt, die keine Pestizide enthielten und entsprechend tiefere Flächenerträge aufwiesen.

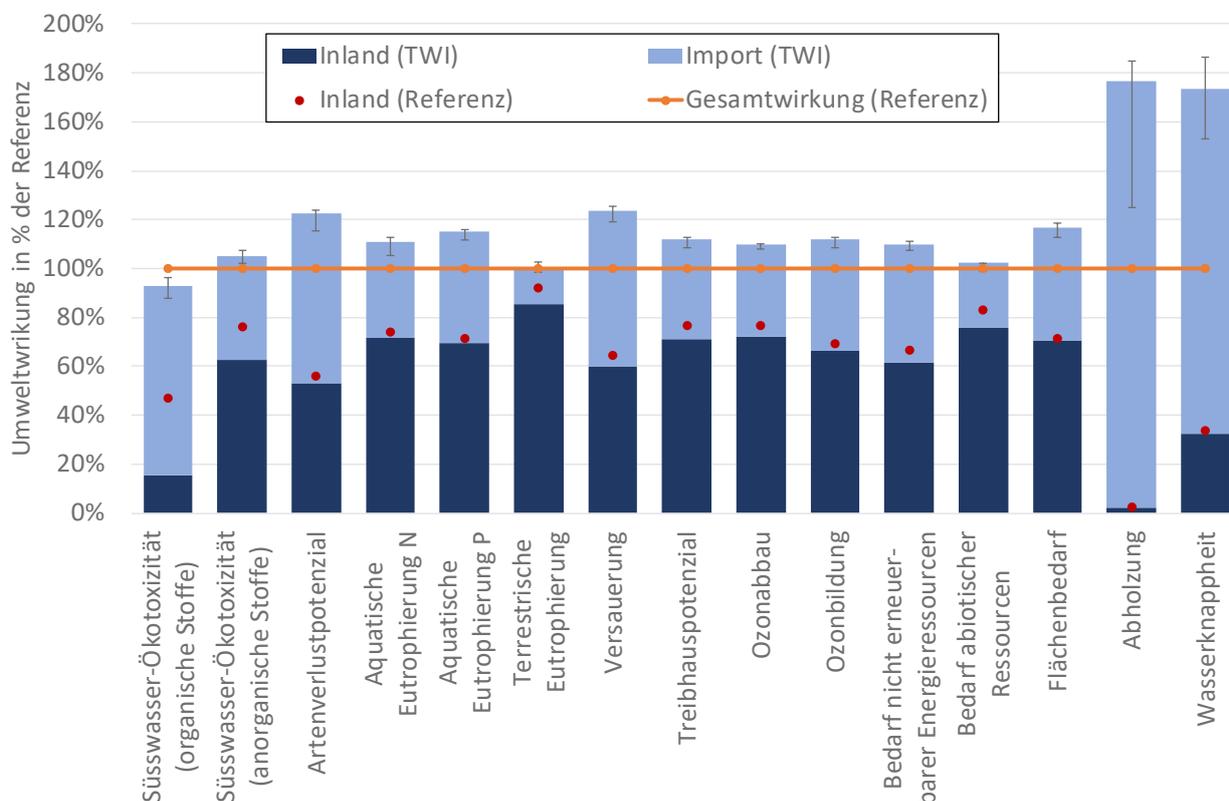
Die folgenden Umweltwirkungen wurden untersucht:

- Als Zielwirkungen: Süßwasser-Ökotoxizität (Schadwirkung auf Gewässer, unterteilt in organische und anorganische Schadstoffe; die meisten Pestizide sind in den organischen Schadstoffen enthalten), Biodiversität (Artenvielfalt resp. Artenverlustpotenzial), aquatische Eutrophierung mit Stickstoff und Phosphor (Nährstoffanreicherung in Gewässern), terrestrische Eutrophierung und Versauerung (Nährstoffanreicherung und Versauerung empfindlicher terrestrischer Ökosysteme).
- Als Trade-Off-Analyse: Treibhauspotenzial (Klimawandel), Ozonabbau in der Stratosphäre, Ozonbildung in der Troposphäre («Sommer-Smog»), Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen, Bedarf abiotischer Ressourcen, Flächenbedarf, Landnutzungsänderung durch Abholzung, Wasserknappheit.

Bezüglich der als Proxy verwendeten Ökoinventare, der Auswirkung von Ertragseinbussen und der verwendeten Methoden zur Berechnung der Umweltwirkungen wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, um die Robustheit der Aussagen zu prüfen.

Ergebnisse

Die folgende Abbildung gibt einen Überblick über die Ergebnisse aller Umweltwirkungen. Sie zeigt die Wirkung des Inlandbedarfs und der Importe landwirtschaftlicher Produkte im Referenzszenario und im mittleren Szenario S05 im Verhältnis zum jeweiligen Gesamtergebnis der Referenz (100 %). Die Fehlerbalken zeigen die Streuung der Ergebnisse aller TWI-Szenarien.



Umweltwirkungen der Inlandproduktion und der Importe im Referenzszenario (Punkte) und im mittleren Szenario S05 (Säulen). Abweichung jeder Umweltwirkung vom Gesamtergebnis des Referenzszenarios (100 %). Die Fehlerbalken zeigen die Streuung der Ergebnisse aller TWI-Szenarien an (Definition der Szenarien s. Tabelle).

Lesebeispiel: Im Inland nimmt das Artenverlustpotenzial im Szenario S05 (dunkelblaue Säule) gegenüber dem Referenzszenario (dunkelroter Punkt) um 6 % ab. Das gesamte Artenverlustpotenzial liegt im Szenario S05 (Summe dunkelblaue + hellblaue Säule) um 22 % höher als im Referenzszenario (orange Punkte/Linie). In den übrigen TWI-Szenarien (Fehlerbalken) liegt das gesamte Artenverlustpotenzial zwischen 15 und 24 % höher als im Referenzszenario.

Im Inland nimmt die Süßwasser-Ökotoxizität organischer Stoffe beim mittleren Szenario S05 um 67 % gegenüber der Referenz ab (Abbildung oben); auch bei den übrigen TWI-Szenarien nimmt sie ab, und zwar zwischen 51 und 75 %. Die übrigen Umweltwirkungen der Inlandproduktion gehen im Szenario S05 um 1–17 % zurück (0–22 % bei den übrigen TWI-Szenarien). Dagegen steigen die Wirkungen durch Importe im Szenario S05 um 44–114 % an (21–134 % in den übrigen TWI-Szenarien). In den TWI-Szenarien findet also eine Verlagerung der Umweltlast in die Herkunftsländer der Importe statt. In der Summe von Inlandproduktion und Importen schneiden die TWI-Szenarien bei der Süßwasser-Ökotoxizität organischer Stoffe tendenziell günstiger ab als das Referenzszenario. Bei der terrestrischen Eutrophierung sowie beim Bedarf abiotischer Ressourcen sind alle TWI-Szenarien ungefähr ähnlich zu bewerten wie das Referenzszenario, d. h. es gibt je nach Szenario Abweichungen von wenigen Prozent nach unten oder nach oben. Bei allen übrigen Umweltwirkungen liegen die TWI-Szenarien höher als das Referenzszenario. Die Abweichung ist allerdings unterschiedlich stark. Bei der Wasserknappheit ist sie am grössten; die TWI-Szenarien haben hier zwischen 53 und 86 % höhere Werte als das Referenzszenario. Auch die Abholzung steigt in den TWI-Szenarien

wegen der importierten Futtermittel und der tierischen Nahrungsmittel² im Vergleich zur Referenz stark an. Ansonsten schwankt die Änderung der TWI-Szenarien gegenüber dem Referenzszenario zwischen +2 und +26 %.

Diese Studie konzentrierte sich auf die folgenden beiden Massnahmen der Trinkwasserinitiative: 1. den Verzicht auf Pestizide und 2. die Reduktion der gehaltenen Tiere auf eine Zahl, die mit dem auf dem eigenen Betrieb produzierten Futter ernährt werden kann. Die Detailanalysen der Ergebnisse lassen folgende generelle Wirkungen dieser beiden Massnahmen erkennen:

1. Der Verzicht auf Pestizide wirkt sich nur auf einen Teil der Umweltwirkungen deutlich aus. Innerhalb der Schweiz ist er entscheidend für die Süsswasser-Ökotoxizität, die durch den Pestizidverzicht stark abnimmt. Auch die leichte Verbesserung der Biodiversität im Inland ist auf diese Massnahme zurückzuführen. Bezogen auf den gesamten Warenkorb hat die Massnahme Pestizidverzicht eine günstige Wirkung auf die Süsswasser-Ökotoxizität organischer Stoffe und eine ungünstige vor allem auf die Wasserknappheit.
2. Die Massnahme Reduktion des Tierbestandes wirkt sich hingegen auf die meisten Umweltwirkungen deutlich aus. Im Inland vermindert sie vor allem die Wirkungen von Ammoniak (Versauerung, terrestrische Eutrophierung) sowie das Treibhauspotenzial und den Bedarf abiotischer Ressourcen. Diese Massnahme bildet aber auch die Hauptursache für die starke Zunahme fast aller Umweltwirkungen bei Betrachtung des gesamten Warenkorbes; diese Zunahme wird hauptsächlich durch die zusätzlich importierten tierischen Nahrungsmittel verursacht.

Schlussfolgerungen

Die Studie hat gezeigt, dass die Massnahmen der Trinkwasserinitiative die Belastung von Gewässern in der Schweiz mit Pestiziden und Nährstoffen reduzieren und die Biodiversität im Inland leicht verbessern können. Im Gegensatz dazu nimmt die Umweltbelastung im Ausland stark zu, verursacht durch steigende Nahrungsmittelimporte. Die Verbesserung der Wasserqualität in der Schweiz muss also mit teilweise deutlichen Trade-Offs in den Herkunftsländern der Importe erkaufte werden. Die TWI-Massnahme «Pestizidverzicht» allein hätte weniger starke Trade-Offs; diese werden vor allem durch die Massnahme des reduzierten resp. Extensivierten Tierbestandes verursacht.

Um diese unerwünschten Auswirkungen der Trinkwasserinitiative zu vermindern, stehen verschiedene Hebel zur Verfügung. Diese können sich auf eine Vielzahl von Bereichen erstrecken:

- Erhöhung der Ökoeffizienz im Inland beispielsweise durch:
 - Gezielten Einsatz von Produktionsmethoden und Alternativtechnologien zum Pestizideinsatz
 - Fördern von ökoeffizienten Formen der Tierproduktion in der Schweiz
 - Effiziente und standortangepasste Nutzung der inländischen Landwirtschaftsfläche
- Reduktion der Umweltwirkung von Importen beispielsweise durch:
 - Setzen von Standards in den aktuellen Import-Herkunftsländern oder Bezug nur aus ökoeffizienten Produktionssystemen
 - Wahl spezifischer Herkunftsländer

² Vom Tier stammende Nahrungsmittel werden in diesem Bericht der Einfachheit halber als «tierische Nahrungsmittel» bezeichnet.

- Ernährungs- und Konsumverhalten, beispielsweise:
 - Vermeiden von Nahrungsmittelabfällen
 - Änderung des Ernährungsverhaltens mit Verzicht auf besonders umweltbelastende Produkte

Dabei ist zu beachten, inwieweit diese Optionen global zu einer Verbesserung führen oder die Wirkung nur verlagern würden. Zu den genannten Massnahmen wären deshalb weitere Analysen notwendig, um genau zu evaluieren, wie diese sich auf die Wasserqualität auswirken, ob sie die Trade-Offs abmildern und wie sie sich im Kontext der Schweizer Land- und Ernährungswirtschaft umsetzen lassen würden.

Résumé

Impacts potentiels sur l'environnement de la mise en œuvre de l'initiative pour une eau potable propre

Introduction

L'utilisation des pesticides est de plus en plus souvent remise en question dans l'opinion publique. L'Initiative populaire fédérale «Pour une eau potable propre et une alimentation saine – Pas de subventions pour l'utilisation de pesticides et l'utilisation d'antibiotiques à titre prophylactique» (Initiative pour une eau potable propre, IEP) demande que seules les exploitations agricoles qui préservent la biodiversité et qui pratiquent «une production sans pesticides et détiennent des effectifs d'animaux pouvant être nourris avec le fourrage produit dans l'exploitation»³ soient soutenues par des paiements directs. En outre, ces exploitations devraient également renoncer à l'utilisation régulière d'antibiotiques et à titre prophylactique.

Dans une étude déjà achevée (Schmidt *et al.* 2019), Agroscope a montré que l'adoption de l'Initiative pour une eau potable propre aurait un impact sur l'utilisation des surfaces, les effectifs animaux, la production indigène et les revenus de l'agriculture suisse. Pour 18 scénarios (ci-après «scénarios IEP»), l'étude a déterminé combien d'exploitations respecteraient les spécifications de l'initiative pour une eau potable propre et combien renonceraient aux prestations écologiques requises (PER). Les scénarios diffèrent par leurs hypothèses concernant les pertes de rendements physiques.

La présente étude a pour objectif d'estimer les impacts environnementaux de la mise en œuvre de l'Initiative pour une eau potable propre au moyen d'une analyse du cycle de vie utilisant les mêmes scénarios que ceux de l'étude précédente. Elle tient compte de la production agricole ainsi que des étapes en amont, comme la fabrication d'engrais, de pesticides ou de machines, ainsi que des changements dans l'utilisation des terres et les pratiques de production en Suisse et de l'impact de l'évolution des volumes d'importation et d'exportation. En ce qui concerne les impacts environnementaux, l'accent est mis sur l'impact des pesticides et sur la manière dont le renoncement de certaines exploitations aux PER affectera l'impact global du secteur sur l'écotoxicité, ainsi que l'influence des mesures IEP sur la biodiversité. En outre, une attention particulière est accordée à la réduction des effectifs animaux et à la manière dont cela affecterait la charge en nutriments des cours d'eau et des écosystèmes terrestres.

Cette étude **ne vise pas** à évaluer l'impact de l'Initiative pour une eau potable propre sur la santé humaine suite à une réduction de l'utilisation de pesticides, à une diminution des résidus de pesticides ou à une baisse de l'utilisation d'antibiotiques. Elle ne permet pas non plus de comparer les produits indigènes avec les importations ou de comparer les différents pays d'origine des importations entre eux en termes d'impacts sur l'environnement. Elle ne fait pas non plus de recommandations pour la sélection ou l'autorisation des différentes substances actives des produits phytosanitaires. Aucune conclusion permettant de répondre à ces questions ne peut être tirée de cette étude.

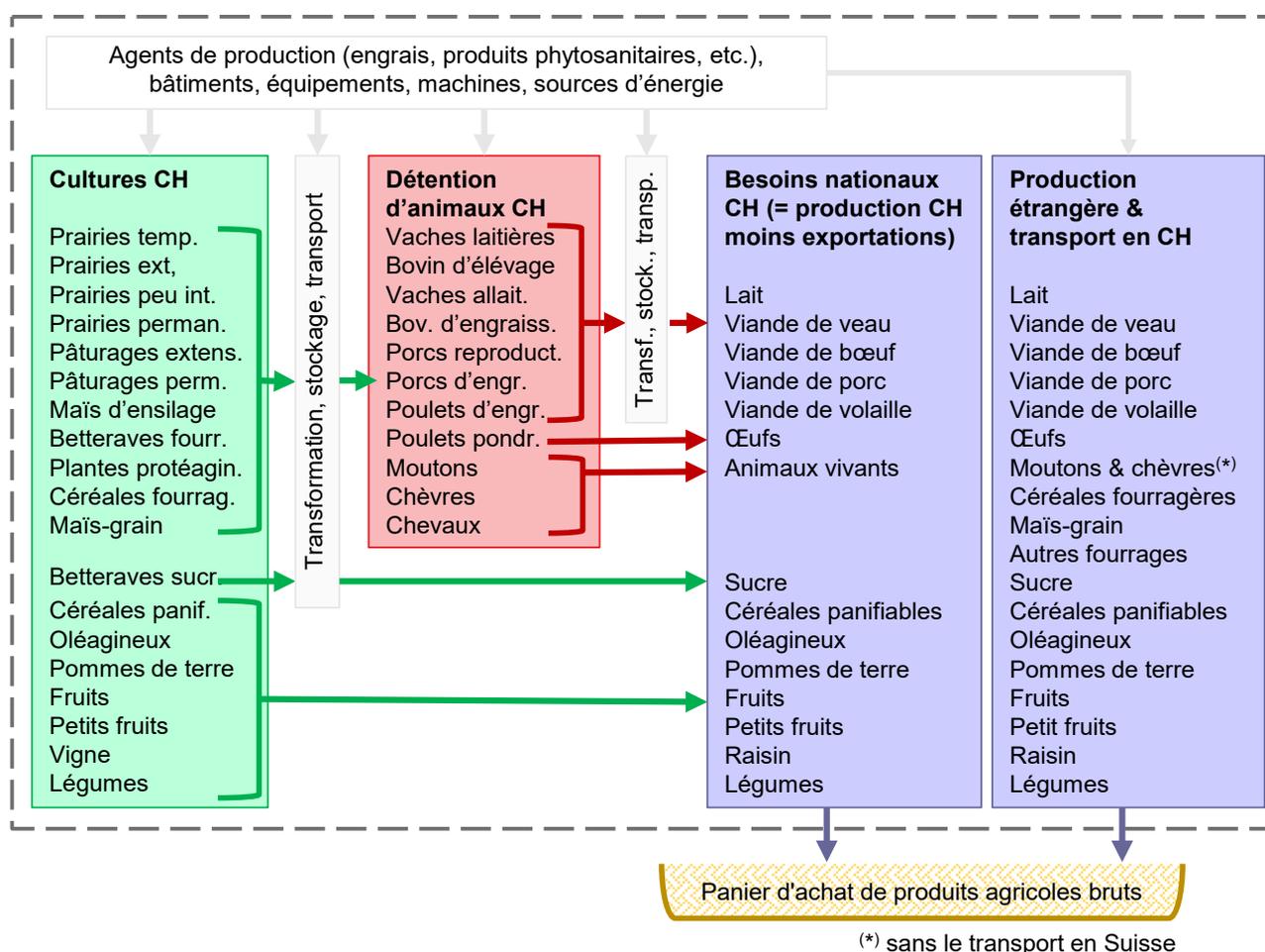
Cette étude a été réalisée conformément aux normes ISO 14040 et 14044 (ISO 2006b et 2006a) en tant qu'analyse comparative du cycle de vie. Comme il s'agit d'un sujet de grand intérêt public, un audit critique mené par trois experts externes a été effectué conformément aux normes ISO 14040 et 14044. Cette

³ Texte de l'initiative pour une eau potable propre: <https://www.initiative-sauberes-trinkwasser.ch/fr/initiative/>. Consulté le: 25.05.2020.

procédure garantit notamment que les méthodes employées sont scientifiquement fondées et que les données utilisées et les évaluations sont suffisantes et conviennent à l'objectif de l'étude. Le rapport d'examen des experts est publié en annexe de l'étude.

Méthodologie et base de données

La sélection des produits inclus dans le périmètre du système est basée sur celle de l'étude précédente (Schmidt *et al.* 2019). Dans cette étude, le périmètre du système incluait les produits les plus importants du secteur agricole suisse, complétés par les produits agricoles importés en Suisse. Les impacts environnementaux des produits exportés ont été soustraits de ceux de la production suisse, tandis que les impacts environnementaux des produits importés, y compris leur transport vers la Suisse, ont été ajoutés (cf. figure plus bas). Cette étude montre donc l'impact de l'ensemble des produits agricoles bruts consommés en Suisse. Dans la plupart des cas, les produits indigènes comme les produits importés n'ont été pris en compte que jusqu'au stade de produit agricole brut: produits végétaux récoltés, viande fraîche et lait.



Périmètre du système d'analyse de cycle de vie du secteur agricole (modifié selon Bystricky *et al.* 2017).

Pour la production indigène, l'étude précédente a fourni des données sur l'utilisation des surfaces, le nombre d'animaux et les volumes de production pour l'année de départ 2016, un scénario de référence et 18 scénarios IEP. Dans le scénario de référence, les exigences des PER et le système de paiement direct de la politique agricole 2018–2021 ont été extrapolés à 2025. Le tableau suivant présente les hypothèses qui sous-tendent les 18 scénarios IEP. Les volumes d'importation et d'exportation des produits agricoles inclus dans le périmètre du système ont été à nouveau simulés pour cette étude en pronostiquant les séries chronologiques de 2000 à 2016 jusqu'en 2025. Ces volumes d'importation et d'exportation ont été

directement repris pour le scénario de référence. Dans les scénarios IEP, les modifications de la production indigène ont de plus été compensées par les importations.

Définition des scénarios IEP S01–S18 (source: Schmidt et al. 2019).

Pertes de rendement	Avec réaffectation des moyens financiers libérés			Sans réaffectation des moyens financiers libérés		
	Élevées	Moyennes	Faibles	Élevées	Moyennes	Faibles
Variation de prix						
sans supplément de prix	S01	S02	S03	S10	S11	S12
avec supplément de prix	S04	S05	S06	S13	S14	S15
avec double supplément de prix	S07	S08	S09	S16	S17	S18

Sans supplément de prix: pas d'augmentation de prix; avec supplément de prix: correspond à la moitié du niveau des suppléments de prix actuels pour les produits biologiques; avec double supplément de prix: correspond au niveau total des suppléments de prix actuels pour les produits biologiques.

Des éco-inventaires se sont avérés nécessaires pour tous les produits inclus dans le périmètre du système. Ils ont été repris dans la mesure du possible de la base de données d'éco-inventaires SALCA (*Swiss Agricultural Life Cycle Assessment*) d'Agroscope ou de la base de données ecoinvent v3.5; quelques inventaires ont été tirés de la base de données française AGRIBALYSE v1.2. Pour les produits qui n'étaient pas disponibles ou les pays d'origine des importations, de nouveaux inventaires du cycle de vie ont été établis ou des approximations appropriées ont été sélectionnées. Les éco-inventaires, qui représentent la production végétale suisse, ont été mis à jour en ce qui concerne les substances actives des pesticides utilisés, de sorte qu'ils correspondent à l'état d'homologation au 30.06.2019. Afin de représenter la production conforme à l'IEP, de nouveaux éco-inventaires ont également été établis, qui ne contenaient pas de pesticides et affichaient par conséquent des rendements à la surface inférieurs.

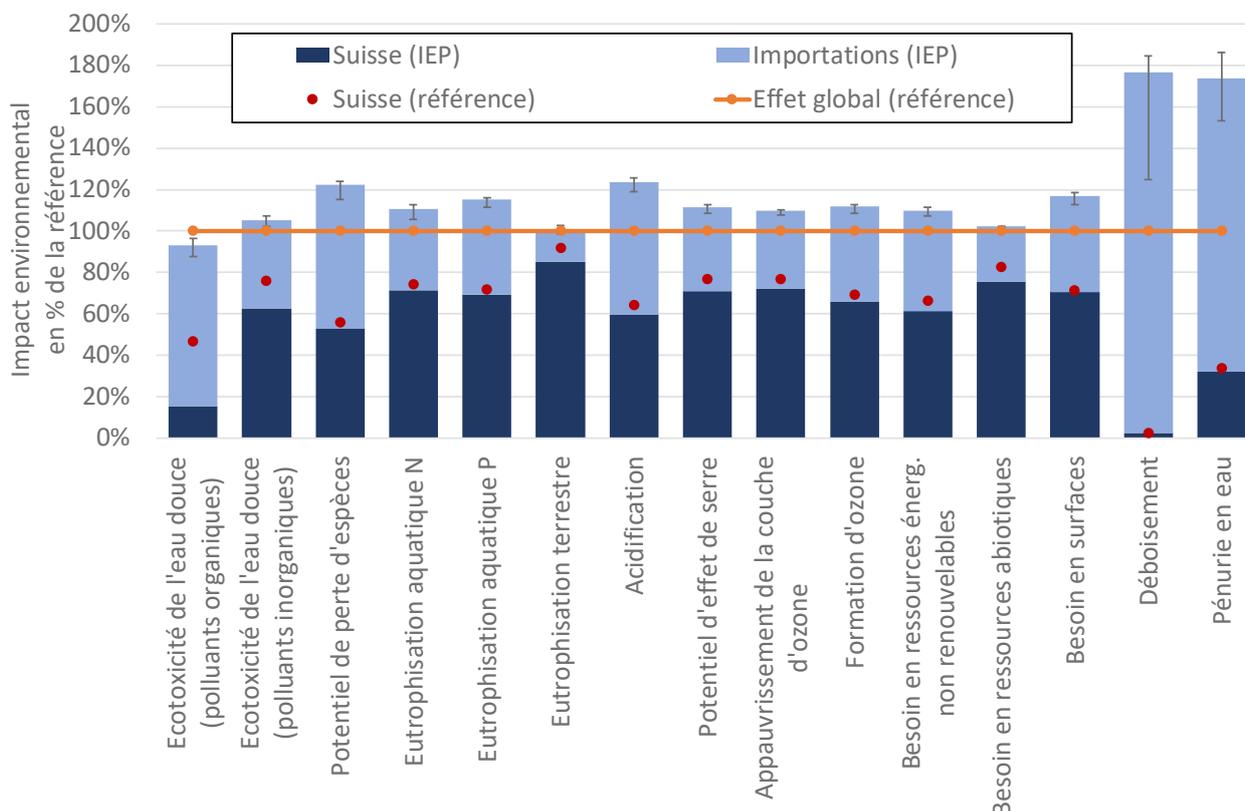
Les impacts environnementaux suivants ont été étudiés:

- Du point de vue des objectifs visés: écotoxicité de l'eau douce (effets nocifs sur les cours d'eau, divisés en polluants organiques et inorganiques; la plupart des pesticides figurent dans les polluants organiques), biodiversité (diversité des espèces ou potentiel de perte d'espèces), eutrophisation aquatique par l'azote et le phosphore (enrichissement des cours d'eau en nutriments), eutrophisation et acidification terrestres (enrichissement en nutriments et acidification des écosystèmes terrestres sensibles).
- A titre d'analyse «Trade-Off»: potentiel d'effet de serre (changement climatique), appauvrissement de la couche d'ozone dans la stratosphère, formation d'ozone dans la troposphère («smog estival»), besoin en ressources énergétiques non renouvelables, besoin en ressources abiotiques, besoin en surfaces, changement d'affectation des terres dû au déboisement, pénurie d'eau.

En ce qui concerne les éco-inventaires utilisés comme approximations, l'impact des pertes de rendement et les méthodes utilisées pour calculer les impacts environnementaux, des analyses de sensibilité ont été effectuées pour tester la solidité des conclusions.

Résultats

La figure suivante donne un aperçu des résultats de tous les impacts environnementaux. Elle montre l'effet de la demande intérieure et des importations de produits agricoles dans le scénario de référence et le scénario moyen S05 par rapport au résultat global de la référence (100 %). Les barres d'erreur indiquent la dispersion des résultats de tous les scénarios IEP.



Impacts environnementaux de la production indigène et des importations dans le scénario de référence (points) et le scénario moyen S05 (colonnes). Écart de chaque impact environnemental par rapport au résultat global du scénario de référence (100 %). Les barres d'erreur indiquent la dispersion des résultats de tous les scénarios IEP (définition des scénarios, voir tableau).

Exemple de lecture: En Suisse, le potentiel de disparition d'espèces dans le scénario S05 (colonne bleu foncé) diminue de 6 % par rapport au scénario de référence (point rouge foncé). Le potentiel total de disparition d'espèces dans le scénario S05 (somme de la colonne bleu foncé + colonne bleu clair) est supérieur de 22 % à celui du scénario de référence (point / ligne orange). Dans les autres scénarios IEP (barres d'erreur), le potentiel total de disparition d'espèces est de 15 à 24 % plus élevé que dans le scénario de référence.

Au niveau national, avec le scénario moyen S05, l'écotoxicité des substances organiques dans l'eau douce diminue de 67 % par rapport au scénario de référence (figure ci-avant); elle diminue également dans les autres scénarios IEP, entre 51 et 75 %. Les autres impacts environnementaux de la production indigène diminuent de 1 à 17 % dans le scénario S05 (de 0 à 22 % dans les autres scénarios IEP). En revanche, les effets des importations augmentent de 44 à 114 % dans le scénario S05 (de 21 à 134 % dans les autres scénarios IEP). Dans les scénarios IEP, la charge environnementale est donc déplacée vers les pays d'origine des importations. Si l'on additionne la production indigène et les importations, les scénarios IEP ont tendance à être plus favorables que le scénario de référence pour l'écotoxicité des substances organiques en eau douce. Dans le cas de l'eutrophisation terrestre et du besoin en ressources abiotiques, tous les scénarios IEP sont relativement similaires au scénario de référence, c'est-à-dire que les écarts ne sont que de quelques pourcents vers le bas ou vers le haut selon le scénario. Pour tous les autres impacts sur l'environnement, les scénarios IEP ont des impacts plus élevés que le scénario de référence. Toutefois,

l'ampleur de l'écart varie fortement. C'est pour la pénurie en eau qu'il est le plus élevé; sur ce point, les scénarios IEP ont des valeurs qui sont entre 53 et 86 % supérieures au scénario de référence. Le déboisement augmente aussi fortement dans les scénarios IEP par rapport au scénario de référence en raison des importations d'aliments pour animaux et de denrées alimentaires d'origine animale. Sinon, l'évolution des scénarios IEP par rapport au scénario de référence fluctue entre +2 et +26 %.

Cette étude s'est concentrée sur les deux mesures suivantes de l'initiative pour une eau potable propre: 1. le renoncement aux pesticides et 2. la réduction des effectifs d'animaux au nombre pouvant être nourri avec le fourrage produit dans l'exploitation. Les analyses détaillées des résultats permettent d'identifier les effets généraux suivants de ces deux mesures:

1. Le renoncement aux pesticides n'a un impact significatif que sur une partie des impacts environnementaux. En Suisse, il est déterminant pour l'écotoxicité de l'eau douce, qui diminue considérablement grâce à l'abandon des pesticides. La légère amélioration de la biodiversité dans le pays est également due à cette mesure. En ce qui concerne l'ensemble du panier d'achat, la mesure d'abandon des pesticides a un effet positif sur l'écotoxicité des substances organiques en eau douce et un effet défavorable, notamment sur la pénurie en eau.
2. La mesure visant à réduire les effectifs d'animaux, en revanche, a un impact significatif sur la plupart des impacts environnementaux. En Suisse, elle réduit surtout les effets de l'ammoniac (acidification, eutrophisation terrestre) ainsi que le potentiel d'effet de serre et le besoin en ressources abiotiques. Toutefois, cette mesure est aussi la cause principale de la forte augmentation de presque tous les impacts environnementaux si l'on considère l'ensemble du panier d'achat; cette augmentation est principalement due à l'importation supplémentaire de denrées alimentaires d'origine animale.

Conclusion

L'étude a montré que les mesures de l'Initiative pour une eau potable propre peuvent réduire la pollution des eaux par les pesticides et les nutriments en Suisse et améliorer légèrement la biodiversité dans le pays. Par contre, la pollution de l'environnement augmente fortement à l'étranger, en raison de l'augmentation des importations de denrées alimentaires. L'amélioration de la qualité de l'eau en Suisse doit donc être achetée au prix de compromis parfois importants dans les pays d'origine des importations. La mesure IEP «abandon des pesticides» seule entraînerait moins de compromis; ces derniers sont principalement causés par la mesure de réduction ou d'extensification des effectifs animaux.

Il existe plusieurs moyens pour réduire les effets indésirables de l'initiative pour une eau potable propre. Ils peuvent s'étendre sur un grand nombre de domaines:

- Augmentation de l'éco-efficience en Suisse grâce, par exemple, aux mesures suivantes:
 - Utilisation ciblée de méthodes de production et de technologies alternatives à l'utilisation de pesticides,
 - Promotion de formes de production animale éco-efficientes en Suisse,
 - Utilisation efficiente et adaptée au site de la surface agricole nationale.
- Réduction de l'impact environnemental des importations grâce, par exemple, aux mesures suivantes:
 - Définition de normes dans les pays d'origine des importations actuels ou approvisionnement uniquement auprès de systèmes de production éco-efficientes,
 - Choix de pays d'origine des importations spécifiques.

- Comportement en matière d'alimentation et de consommation, par exemple:
 - Éviter le gaspillage de nourriture,
 - Changer d'habitudes alimentaires en renonçant aux produits particulièrement nocifs pour l'environnement.

Il convient d'examiner dans quelle mesure ces options conduiraient à une amélioration globale ou ne feraient que déplacer les impacts. Il serait donc nécessaire de procéder à des analyses plus approfondies des mesures citées afin d'évaluer exactement leur effet sur la qualité de l'eau et savoir si elles minimisent les compromis et comment elles pourraient être mises en œuvre dans l'agriculture et le secteur agroalimentaire suisses.

Riassunto

Potenziali impatti ambientali dell'eventuale attuazione dell'iniziativa sull'acqua potabile

Introduzione

L'opinione pubblica mette sempre più in discussione l'impiego di pesticidi. L'iniziativa popolare federale «Acqua potabile pulita e cibo sano – No alle sovvenzioni per l'impiego di pesticidi e l'uso profilattico di antibiotici» (iniziativa sull'acqua potabile, IAP) chiede che i pagamenti diretti siano erogati soltanto alle aziende agricole che preservano la biodiversità e che «producono senza pesticidi e possono nutrire il loro effettivo di animali con il foraggio prodotto nell'azienda»⁴. Inoltre, tali aziende devono rinunciare a un uso profilattico o regolare di antibiotici.

In uno studio già concluso (Schmidt *et al.* 2019), Agroscope ha mostrato che, se l'IAP fosse accettata, l'utilizzo delle superfici, gli effettivi di animali, la produzione indigena e il reddito dell'agricoltura svizzera subirebbero variazioni. Per 18 scenari (qui di seguito «scenari IAP») è stato calcolato quante aziende rispetterebbero le prescrizioni dell'iniziativa sull'acqua potabile e quante deciderebbero di non fornire più la prova che le esigenze ecologiche sono rispettate (PER). Gli scenari differiscono in termini di entità delle perdite di raccolto, variazione di prezzo dei prodotti agricoli e trasferimento dei mezzi finanziari liberatisi per i pagamenti diretti.

Sulla base degli stessi scenari del precedente, lo studio attuale punta a stimare gli impatti ambientali dell'eventuale attuazione dell'iniziativa sull'acqua potabile attraverso un'analisi del ciclo di vita. Lo studio tiene conto della produzione agricola e delle sue catene a monte, come per esempio la produzione di concimi, pesticidi o macchinari. Considera i cambiamenti nell'utilizzo del suolo e nelle pratiche produttive all'interno della Svizzera nonché l'impatto delle variazioni dei volumi delle importazioni e delle esportazioni. Dal punto di vista ambientale, l'impatto dei pesticidi, le conseguenze dell'abbandono della PER da parte di alcune aziende sull'ecotossicità complessiva del settore. Lo studio ha inoltre analizzato l'impatto delle misure dell'IAP sulla biodiversità. Inoltre, si presta particolare attenzione agli effettivi ridotti di animali e a come essi influirebbero sul carico di sostanze nutritive delle acque e degli ecosistemi terrestri.

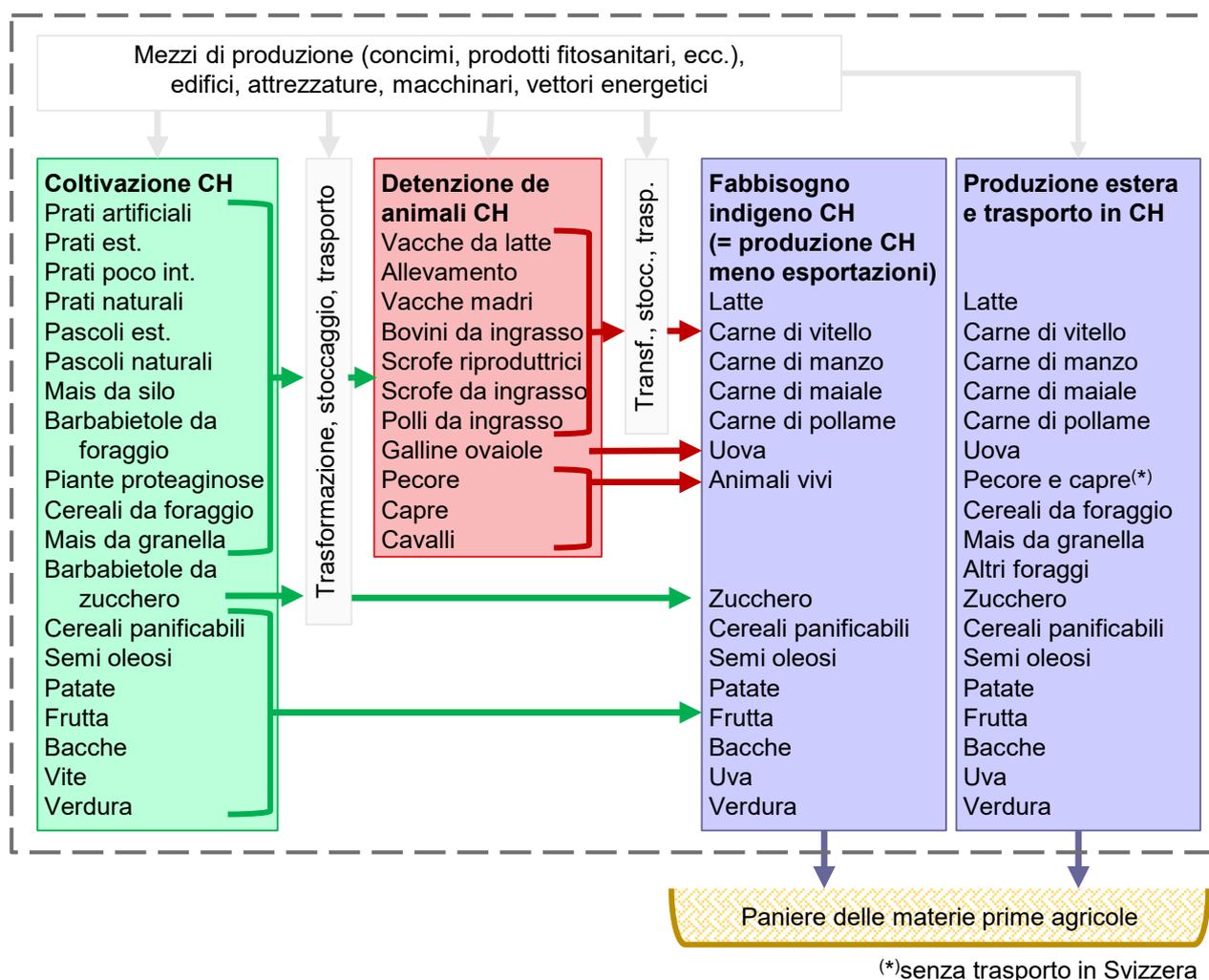
Questo studio non ha lo scopo di valutare le ripercussioni dell'IAP sulla salute umana a seguito della riduzione dell'impiego di pesticidi, della diminuzione dei residui di pesticidi o del minor uso di antibiotici. Parimenti, non consente di confrontare i prodotti nazionali con le importazioni o con i diversi Paesi di provenienza tra di loro, per quanto riguarda il loro impatto ambientale e neppure formula raccomandazioni per la scelta o l'omologazione di singoli principi attivi per la protezione dei vegetali. Sulla base di questo studio non è quindi ammissibile esprimere considerazioni in merito a questi aspetti.

Lo studio in oggetto è stato condotto secondo le norme ISO 14040 e 14044 (ISO 2006b e 2006a) come analisi comparativa del ciclo di vita. Dato il suo grande interesse pubblico, tre esperti esterni sono stati incaricati di svolgere una valutazione critica conformemente alle norme ISO 14040 e 14044, onde garantire che i metodi utilizzati avessero un fondamento scientifico e che i dati impiegati e le rispettive analisi fossero sufficienti e funzionali allo scopo dello studio. Il rapporto degli esperti è allegato al presente studio.

⁴ Testo dell'iniziativa sull'acqua potabile: <https://www.initiative-sauberes-trinkwasser.ch/it/initiative/>. Ritirata il 25.05.2020.

Metodo e base di dati

La scelta dei prodotti inclusi nel limite del sistema si basa su quelli degli scenari calcolati nello studio precedente (Schmidt *et al.* 2019), in cui il limite del sistema comprendeva i principali prodotti del settore agricolo svizzero, integrati dai corrispondenti prodotti agricoli importati in Svizzera. Gli impatti ambientali dei prodotti esportati sono stati sottratti da quelli della produzione svizzera, mentre sono stati aggiunti gli impatti ambientali dei prodotti importati, compreso il loro trasporto in Svizzera (cfr. figura sotto). Questo studio illustra dunque l'impatto complessivo delle materie prime agricole consumate in Svizzera. Nella maggior parte dei casi sia i prodotti indigeni che quelli importati sono stati considerati solo fino allo stadio di materia prima agricola: prodotti vegetali raccolti, carne fresca e latte.



Limite del sistema per l'analisi del ciclo di vita del settore agricolo svizzero (modificato secondo Bystricky *et al.* 2017).

Per la produzione indigena, lo studio precedente ha fornito dati in merito all'utilizzo delle superfici, al numero di animali e ai volumi di produzione a partire dal 2016, uno scenario di riferimento e 18 scenari IAP. Nello scenario di riferimento, sono stati considerati il sistema dei pagamenti diretti e le prescrizioni PER della Politica agricola 2018-2021 estrapolandoli fino al 2025. La seguente tabella mostra le ipotesi su cui si fondano i 18 scenari IAP. I volumi d'importazione e d'esportazione dei prodotti agricoli inclusi nel limite del sistema sono stati nuovamente oggetto di modellizzazione per questo studio, estendendo le previsioni in base alle serie temporali dal 2000-2016 fino al 2025. Questi volumi d'importazione e d'esportazione sono stati ripresi direttamente per lo scenario di riferimento. Negli scenari IAP inoltre, le variazioni nella produzione indigena sono state bilanciate con le importazioni.

Definizione degli scenari IAP S01–S18 (fonte: Schmidt et al. 2019).

Perdite di raccolto	Con trasferimento dei mezzi finanziari liberatisi			Senza trasferimento dei mezzi finanziari liberatisi		
	elevate	medie	basse	elevate	medie	basse
Variazione di prezzo						
senza prezzo aggiuntivo	S01	S02	S03	S10	S11	S12
con prezzo aggiuntivo	S04	S05	S06	S13	S14	S15
con doppio prezzo aggiuntivo	S07	S08	S09	S16	S17	S18

Senza prezzo aggiuntivo: nessun aumento di prezzo; con prezzo aggiuntivo: pari alla metà del livello degli attuali supplementi di prezzo per i prodotti biologici; con doppio prezzo aggiuntivo: pari all'intero livello degli attuali supplementi di prezzo per i prodotti biologici.

Per tutti i prodotti inclusi nel limite del sistema servivano degli inventari dei cicli di vita. Questi sono stati ricavati, nella misura del possibile, dalla banca dati dell'inventario del ciclo di vita SALCA (*Swiss Agricultural Life Cycle Assessment*) di Agroscope o dalla banca dati ecoinvent v3.5; un numero esiguo di inventari proviene dalla banca dati francese AGRIBALYSE v1.2. Per i prodotti o per i Paesi di provenienza delle importazioni non disponibili, sono stati stilati nuovi inventari dei cicli di vita o sono stati selezionati proxy idonei. Gli inventari dei cicli di vita, rappresentativi della produzione vegetale svizzera, sono stati aggiornati per quanto concerne i principi attivi pesticidi utilizzati, in modo da corrispondere allo stato dell'omologazione del 30.06.2019. Per rappresentare la produzione conforme all'IAP, sono stati inoltre stilati nuovi inventari dei cicli di vita privi di pesticidi e con rese per superficie coerentemente inferiori.

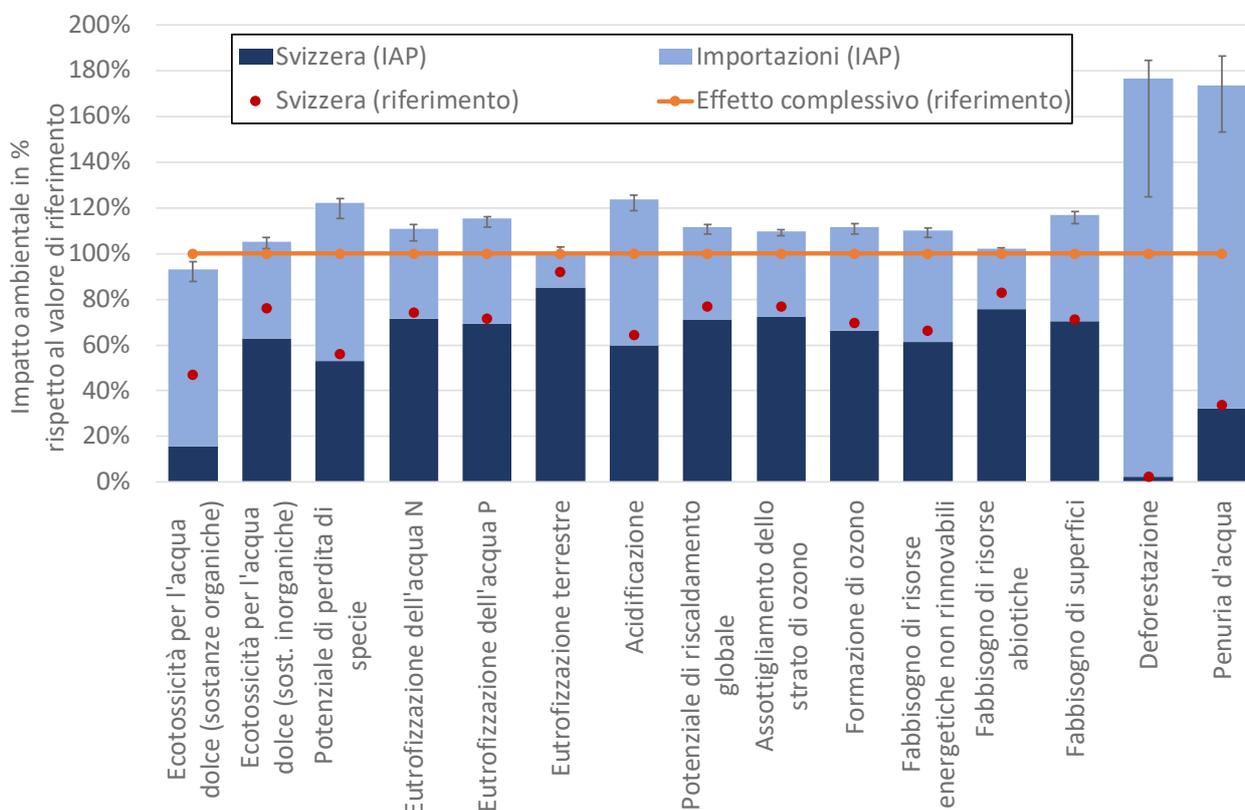
Lo studio era incentrato sui seguenti impatti ambientali.

- Obiettivi («effetti target»): ecotossicità per l'acqua dolce (effetti nocivi sulle acque, ripartiti tra inquinanti organici e inorganici; la maggior parte dei pesticidi è contenuta negli inquinanti organici), biodiversità (varietà delle specie e potenziale di perdita di specie), eutrofizzazione dell'acqua con azoto e fosforo (eutrofizzazione delle acque), eutrofizzazione terrestre e acidificazione (eutrofizzazione e acidificazione di ecosistemi terrestri sensibili).
- Analisi comparativa («trade-off»): potenziale riscaldamento globale (cambiamenti climatici), assottigliamento dello strato di ozono nella stratosfera, formazione dello strato di ozono nella troposfera («smog estivo»), fabbisogno di risorse energetiche non rinnovabili, fabbisogno di risorse abiotiche, fabbisogno di superfici, cambiamento della destinazione d'uso del suolo dovuto alla deforestazione, penuria di acqua.

Per quanto riguarda gli inventari dei cicli di vita utilizzati come proxy, l'impatto delle perdite di resa e i metodi utilizzati per calcolare gli impatti ambientali, si sono svolte analisi di sensibilità per testare la solidità delle affermazioni.

Risultati

La figura seguente fornisce una panoramica dei risultati di tutti gli impatti ambientali: illustra l'effetto della domanda interna e delle importazioni di prodotti agricoli nello scenario di riferimento e in quello intermedio S05 in relazione al rispettivo risultato complessivo di riferimento (100 %). Le barre di errore mostrano la dispersione dei risultati di tutti gli scenari IAP.



Impatti ambientali della produzione indigena e delle importazioni nello scenario di riferimento (punti) e in quello intermedio S05 (colonne). Scarto di ogni impatto ambientale dal risultato complessivo dello scenario di riferimento (100 %). Le barre di errore mostrano la dispersione dei risultati di tutti gli scenari IAP (per la definizione degli scenari si veda la tabella).

Esempio di lettura: in Svizzera, il potenziale di perdita di specie nello scenario S05 (colonna blu scuro) diminuisce del 6 per cento rispetto allo scenario di riferimento (punto rosso scuro). Il potenziale di perdita di specie nello scenario S05 (somma delle colonne blu scuro e blu chiaro) supera del 22 per cento quello dello scenario di riferimento (punto/linea arancione). Negli altri scenari IAP (barre di errore), il potenziale totale di perdita di specie supera del 15-24 per cento il valore di riferimento.

In Svizzera, per lo scenario intermedio S05 l'ecotossicità delle sostanze organiche per l'acqua dolce cala del 67 per cento rispetto al valore di riferimento (fig. sopra), così come diminuisce del 51-75 per cento anche negli altri scenari IAP. I rimanenti impatti ambientali della produzione indigena segnano una flessione dell'1-17 per cento nello scenario S05 (0-22 % negli altri scenari IAP). Per contro, gli effetti delle importazioni aumentano del 44-114 per cento nello scenario S05 (21-134 % negli altri scenari IAP). Negli scenari IAP, l'onere ambientale viene così spostato nei Paesi di provenienza delle importazioni. Nella somma della produzione indigena e delle importazioni, gli scenari IAP tendono a essere più favorevoli rispetto allo scenario di riferimento per quanto concerne l'ecotossicità delle sostanze organiche per l'acqua dolce. Nel caso dell'eutrofizzazione terrestre e del fabbisogno di risorse abiotiche, tutti gli scenari IAP devono essere valutati in modo approssimativamente analogo allo scenario di riferimento, ovvero con scarti di qualche punto percentuale verso il basso o verso l'alto a seconda dello scenario. Per tutti gli altri impatti ambientali, gli scenari IAP sono superiori rispetto al valore di riferimento. Varia tuttavia lo scarto, maggiore per la penuria di acqua; in questo caso, gli scenari IAP presentano valori che superano del 53-86 per cento il valore di riferimento. Anche la deforestazione aumenta marcatamente negli scenari IAP rispetto al valore di riferimento.

a causa delle importazioni di alimenti per animali e derrate alimentari di origine animale⁵. La differenza degli scenari IAP rispetto al valore di riferimento varia altrimenti tra +2 e +26 per cento.

Il presente studio si è concentrato in particolare su due misure dell'IAP: 1. la rinuncia ai pesticidi e 2. la riduzione degli animali detenuti fino a raggiungere un numero alimentabile con il foraggio prodotto in azienda. Le analisi dettagliate dei risultati mostrano i seguenti impatti generali di queste due misure.

1. La rinuncia ai pesticidi si ripercuote massicciamente solo su alcuni impatti ambientali. In Svizzera è determinante per l'ecotossicità per l'acqua dolce, che diminuisce sensibilmente con la rinuncia ai pesticidi. Anche il lieve miglioramento della biodiversità indigena è riconducibile a questa misura. In relazione all'intero paniere di merci, la misura di rinuncia ai pesticidi ha un effetto positivo sull'ecotossicità delle sostanze organiche per l'acqua dolce e un effetto negativo, in particolare sulla penuria di acqua.
2. La riduzione dell'effettivo di animali ha invece conseguenze significative per la maggior parte degli impatti ambientali. In Svizzera, questa misura riduce soprattutto gli effetti dell'ammoniaca (acidificazione, eutrofizzazione terrestre) nonché il potenziale di riscaldamento globale e il fabbisogno di risorse abiotiche. Questa misura è tuttavia anche la ragione principale della marcata crescita di quasi tutti gli impatti ambientali se si considera l'intero paniere di merci; tale aumento è causato principalmente dalle maggiori importazioni di derrate alimentari di origine animale.

Conclusioni

Lo studio ha evidenziato che in Svizzera le misure dell'IAP possono ridurre l'inquinamento delle acque da pesticidi e sostanze nutritive e migliorare leggermente la biodiversità. All'estero, invece, l'inquinamento ambientale cresce a causa dall'aumento delle importazioni di derrate alimentari. Il miglioramento della qualità dell'acqua in Svizzera deve quindi essere acquistato a costo di compromessi, alcuni dei quali significativi, nei Paesi di provenienza delle importazioni. La misura dell'IAP «rinuncia ai pesticidi», da sola, comporterebbe meno compromessi significativi; questi sono principalmente in relazione alla misura «effettivi di animali ridotti o estensivi».

Per ridurre questi effetti indesiderati dell'IAP si possono impiegare varie leve, che coprono i più svariati settori.

- Incremento dell'eco-efficienza in Svizzera, per esempio tramite:
 - applicazione mirata di metodi di produzione e tecnologie alternative all'impiego di pesticidi,
 - promozione di forme di produzione animale eco-efficienti in Svizzera,
 - utilizzo efficiente e adeguato alle condizioni locali della superficie agricola indigena.
- Riduzione dell'impatto ambientale delle importazioni, per esempio tramite:
 - definizione di standard negli attuali Paesi di provenienza delle importazioni o approvvigionamento esclusivo da sistemi di produzione eco-efficienti,
 - scelta specifica di Paesi di provenienza.
- Comportamento in materia di alimentazione e consumo:
 - limitazione degli sprechi alimentari,
 - cambiamento delle abitudini alimentari con la rinuncia a prodotti particolarmente nocivi per l'ambiente.

⁵ Per semplicità, nel presente rapporto le derrate alimentari derivanti dagli animali sono denominate «derrate alimentari di origine animale».

Occorre valutare se queste opzioni si tradurrebbero in un miglioramento sul piano globale o se semplicemente sposterebbero l'effetto. Servirebbero pertanto altre analisi di queste misure per valutare con precisione in che modo esse influiscano sulla qualità dell'acqua, la loro capacità di attenuare i compromessi e le modalità di un'eventuale attuazione nel contesto della filiera agroalimentare svizzera.

Summary

Potential Environmental Consequences of Implementing the Drinking-Water Initiative

Introduction

Increasingly, public opinion has been questioning the use of pesticides. The Swiss Federal Popular Initiative *For Clean Drinking Water and Healthy Food – No Subsidies for Pesticide and Prophylactic Antibiotic Use* (Drinking-Water Initiative / DWI) calls for the continued support with direct payments of only those farms that preserve biodiversity and have a “pesticide-free production and a livestock population which can be fed with the forage produced on the farm”⁶. It also calls for farmers to forgo the prophylactic and regular use of antibiotics.

In an already-concluded study (Schmidt *et al.* 2019), Agroscope showed that adoption of the Drinking-Water Initiative would lead to changes in land use and herd size, as well as domestic production and income in the Swiss farming sector. The number of farms that would operate according to the requirements of the Drinking-Water Initiative and the number that would exit the Proof of Ecological Performance (PEP) was determined for 18 scenarios, hereinafter referred to as ‘DWI scenarios’. The scenarios differ in terms of the extent of yield losses, the change in the prices of agricultural products, and in the reallocation of funds released for direct payments.

The present study aims to assess the environmental impacts of implementing the Drinking-Water Initiative by means of life-cycle assessment using the same scenarios as in the predecessor study. It takes into account both agricultural production and its upstream processes such as the production of fertilisers, pesticides or machinery, changes in land use and production practice within Switzerland, and the effect of changing import and export quantities. With regard to environmental impacts, there is a focus both on the effect of pesticides and the issue of how the exit of some farms from PEP will affect the overall ecotoxicity impact of the sector. The impact of DWI measures on biodiversity is also investigated. Furthermore, a particular emphasis is placed on the reduced herd numbers, and on how these would affect the nutrient pollution of water bodies and terrestrial ecosystems.

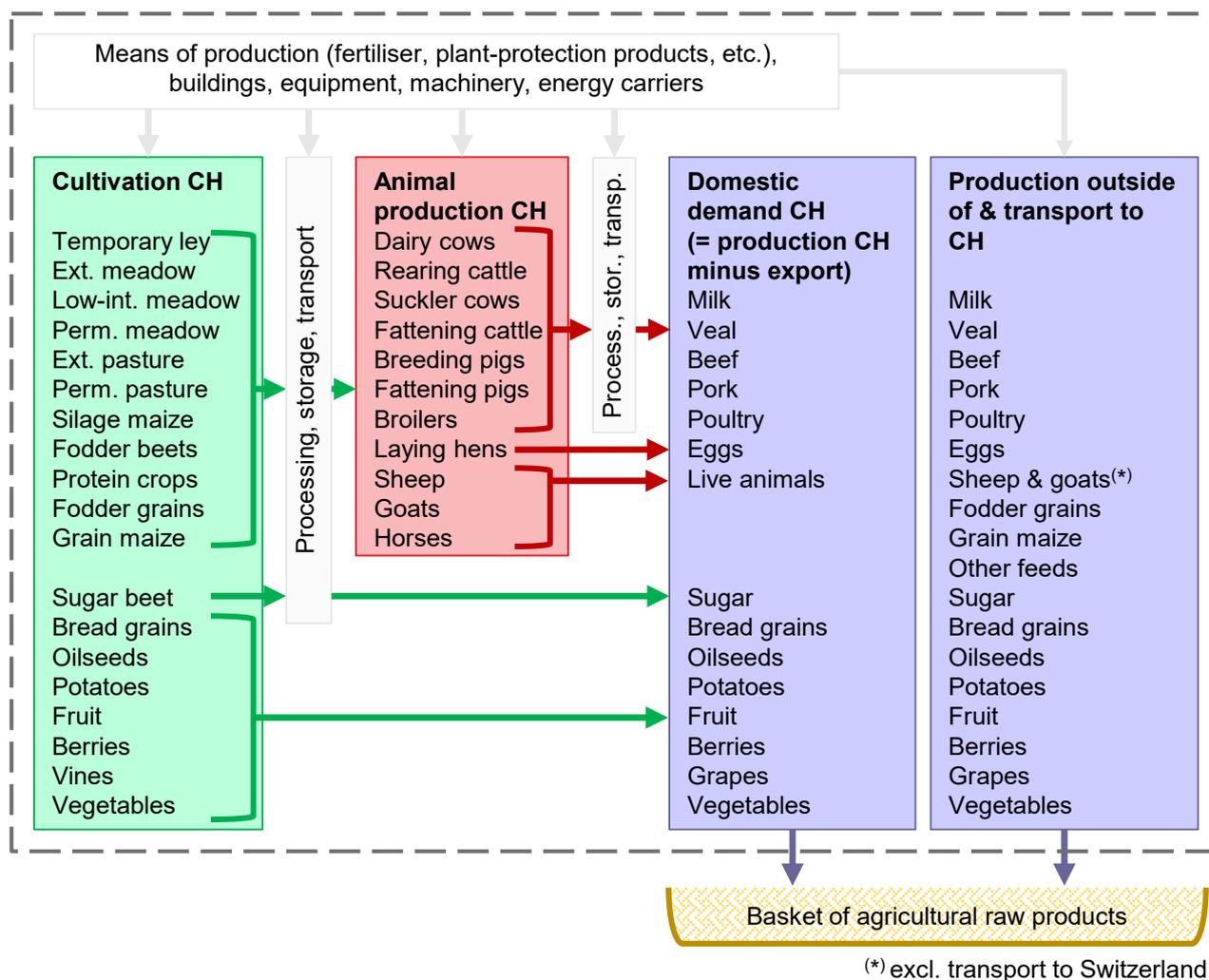
This study does **not** aim to assess the effects of the Drinking-Water Initiative on human health owing to reduced pesticide use, lower pesticide residues or lower antibiotic use. Nor does it allow a comparison of domestic products with imports, or of various countries of origin with one another in terms of their environmental impact. It also makes no recommendation regarding the choice or authorisation of individual plant-protection agents. No assertions may be derived from this study with regard to these questions.

This study was conducted as a comparative life-cycle assessment in accordance with ISO standards 14040 and 14044 (ISO 2006b and 2006a). Since it is of high public interest, a critical review was performed with three external experts according to ISO standards 14040 and 14044. The review ensures *inter alia* that the methods used are scientifically substantiated and that the data used as well as the analyses are sufficient and appropriate for the aim of the study. The Expert Review Report is published in the appendix of the study.

⁶ Initiative text of the Drinking-Water Initiative: <https://www.initiative-sauberes-trinkwasser.ch/initiative/>. Accessed on 25 May 2020.

Methodology and underlying data

The choice of products included in the system boundary is based on those of the predecessor study (Schmit *et al.* 2019). There, the system boundary encompassed the most important products of the Swiss agricultural sector, supplemented by the corresponding agricultural products imported into Switzerland. The environmental impacts of the exported products were subtracted from those of Swiss production, whilst the environmental impacts of imported products, including their transport to Switzerland, were added to it (see figure below). This study therefore illustrates the impact of the sum total of agricultural raw products consumed in Switzerland. In most cases, both the domestic and imported products were considered only up to the 'agricultural raw product' stage: plant-crop products, fresh meat and milk.



System boundary for the Swiss agricultural sector life-cycle assessment (adapted from Bystricky *et al.* 2017).

For domestic production, the predecessor study provided data on land use, livestock numbers and production quantities for the base year 2016, a reference scenario, and 18 DWI scenarios. In the reference scenario, the PEP specifications and the Agricultural Policy 2018–2021 direct payment system were extrapolated up to 2025. The following table shows the assumptions underlying the 18 DWI scenarios. Import and export quantities of the agricultural products included within the system boundary were remodelled for this study by forecasting time series from 2000 to 2016 up to 2025. These import and export quantities were directly adopted for the reference scenario. In the DWI scenarios, changes in domestic production were additionally offset by imports.

Definition of the DWI scenarios S01–S18 (source: Schmidt et al. 2019).

Yield losses	With reallocation of released funds			Without reallocation of released funds		
	high	medium	low	high	medium	low
Price change						
without price premium	S01	S02	S03	S10	S11	S12
with price premium	S04	S05	S06	S13	S14	S15
with double price premium	S07	S08	S09	S16	S17	S18

Without price premium = no increase in prices; with price premium = corresponding to 50% of the current markups for organic products; with double price premium = corresponding to 100% of the current markups for organic products.

Life-cycle inventories (LCIs) were required for all products contained within the system boundary. Wherever possible, these were taken from Agroscope’s own life-cycle inventory database SALCA (*Swiss Agricultural Life Cycle Assessment*) or the ecoinvent v3.5 database; a few inventories came from the French AGRIBALYSE v1.2 database. For missing products or countries of origin of the imports, new LCIs were created or suitable proxies chosen. The LCIs representing Swiss plant production were updated in terms of the active pesticide agents used, so that they correspond to the authorisation status of 30 June 2019. In addition, in order to cover DWI-compliant production, new LCIs were created which contained no pesticides and with correspondingly lower yields per hectare.

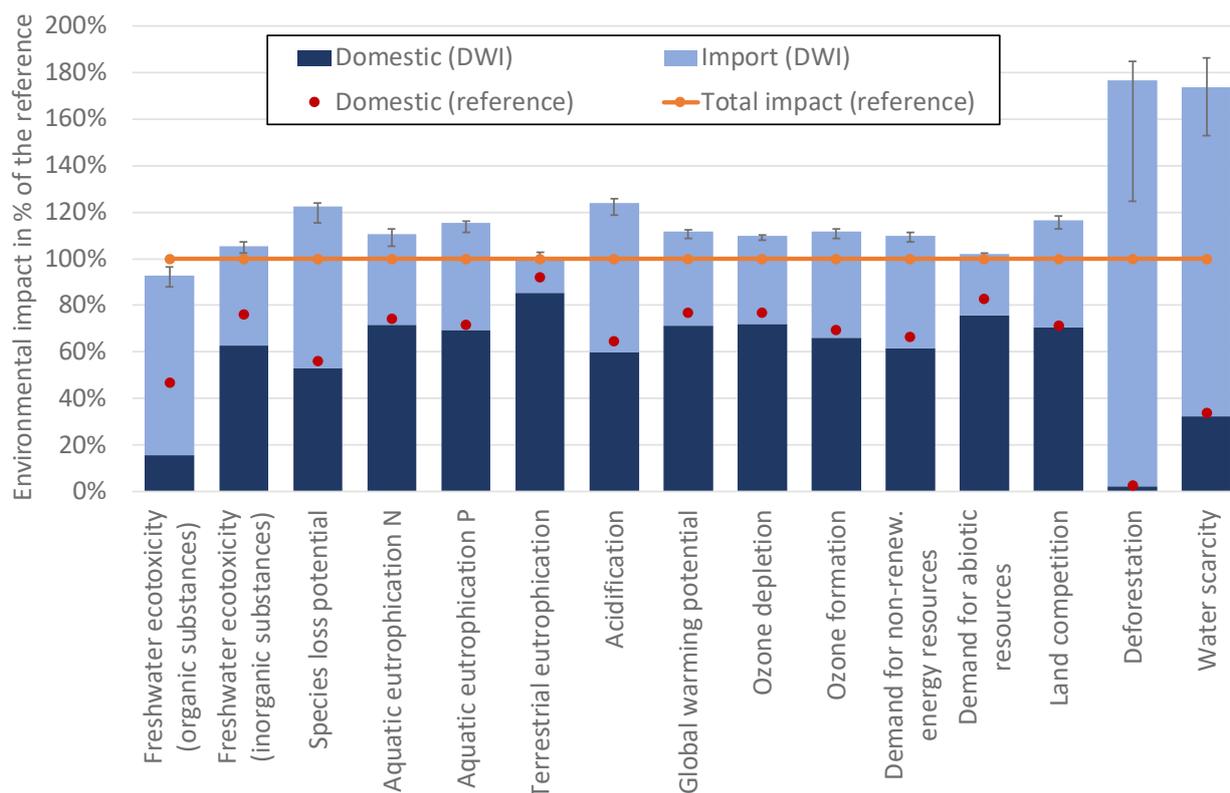
The following environmental impacts were investigated:

- As target impacts: Freshwater ecotoxicity (adverse effect on water bodies, broken down into organic and inorganic pollutants; most pesticides belong to the organic pollutants), biodiversity (species diversity or species loss potential), aquatic eutrophication with nitrogen and phosphorus (nutrient enrichment in water bodies), terrestrial eutrophication and acidification (nutrient enrichment and acidification of sensitive terrestrial ecosystems).
- As a trade-off analysis: global warming potential (climate change), ozone depletion in the stratosphere, ozone formation in the troposphere (‘summer smog’), demand for non-renewable energy resources, demand for abiotic resources, land competition, land-use change owing to deforestation, water scarcity.

In order to check the robustness of the results, sensitivity analyses were conducted with respect to the LCIs used as proxies, the effect of yield losses, and the methods used to calculate the environmental impacts.

Results

The following figure gives an overview of the results for all environmental impacts. It shows the impact of domestic demand and imports of agricultural products in the reference scenario and in the intermediate scenario S05 in relation to the respective overall result of the reference (100%). The error bars show the distribution of the results of all DWI scenarios.



Environmental impacts of domestic production and imports in the reference scenario (dots) and in the intermediate scenario S05 (pillars). Deviation of each environmental impact from the total result of the reference scenario (100%). The error bars indicate the distribution of the results of all DWI scenarios. (For a definition of the scenarios, see table).

Reading example: The inland species loss potential in scenario S05 (dark-blue pillar) falls by 6% with respect to the reference scenario (dark-red dot). The total species loss potential in scenario S05 (sum of dark-blue + light-blue pillar) is 22% higher than in the reference scenario (orange dots/line). The total species loss potential in the remaining DWI scenarios (error bars) is between 15 and 24% higher than in the reference scenario.

The inland freshwater ecotoxicity of organic substances in the intermediate scenario S05 decreases by 67% vis-à-vis the reference (see figure above); it also decreases in the remaining DWI scenarios – specifically, between 51 and 75%. The remaining environmental impacts of domestic production in scenario S05 decrease by 1–17% (0–22% in the rest of the DWI scenarios). By contrast, the impact of imports in scenario S05 increase by 44–114% (21–134% in the rest of the DWI scenarios). A shift of the environmental burden to the countries of origin of the imports is therefore occurring in the DWI scenarios. In the sum of domestic production and imports, the DWI scenarios tend to perform more favourably for freshwater ecotoxicity of organic substances than the reference scenario. For both terrestrial eutrophication and demand for abiotic resources, all DWI scenarios perform similarly to the reference scenario, i.e. there are deviations of just a few per cent lower or higher, depending on the scenario. For all other environmental impacts, the DWI scenarios are higher than the reference scenario, although the extent of the deviation varies. The deviation is highest for water scarcity; here, the DWI scenarios have values between 53 and 86% higher than the reference scenario. Compared to the reference, deforestation is also increasing sharply in the DWI scenarios, owing to the imported feedstuffs and animal-based foods⁷. Otherwise, the change in the DWI scenarios with respect to the reference scenario varies between +2 and +26%.

This study focuses on the following two measures of the Drinking-Water Initiative: (1) the forgoing of pesticides, and (2) the reduction of livestock numbers to those that can be fed by fodder produced on-farm. Detailed analyses of the results allow the following general impacts of these two measures to be identified:

⁷ For the sake of simplicity, foods of animal origin are termed ‘animal-based foods’ in this report.

1. Forgoing pesticides only has a significant effect on some of the environmental impacts. Within Switzerland this measure is decisive for freshwater ecotoxicity, which is declining sharply as a result of forgoing pesticides. The slight improvement in inland biodiversity can also be attributed to this measure. With reference to the overall basket of products, the 'forgoing of pesticides' measure has a favourable impact on the freshwater ecotoxicity of organic substances and an unfavourable effect on water scarcity in particular.
2. By contrast, the 'reduction of livestock numbers' measure has a significant effect on most environmental impacts. Domestically, it lessens the effects caused by ammonia in particular (acidification, terrestrial eutrophication) as well as global warming potential and the demand for abiotic resources. However, this measure is also the main reason for the stark increase, caused primarily by the additionally imported animal-based foods, in almost all of the environmental impacts when the entire basket of products is considered.

Conclusions

This study has shown that the Drinking-Water Initiative measures can reduce the pesticide and nutrient pollution of water bodies in Switzerland as well as slightly improving domestic biodiversity. By contrast, environmental pollution outside of the country is significantly increasing, owing to rising food imports. Hence, the improvement in Swiss water quality can be achieved only at the expense of at-times-significant trade-offs in the countries of origin of the imports. On its own, the DWI measure 'forgoing pesticides' would have less-significant trade-offs; the trade-offs are mainly caused by the measure of reduction or extensification of livestock herds.

Different levers are available to reduce these undesirable effects of the Drinking-Water Initiative. These can extend to a variety of areas:

- Increasing eco-efficiency in Switzerland, e.g. through
 - The targeted use of production methods and alternative technologies to pesticide use,
 - Promotion of eco-efficient forms of animal production in Switzerland,
 - Efficient, site-adapted use of domestic agricultural acreage
- Reducing the environmental impact of imports, e.g. by
 - Setting standards in the current countries of origin of the imports, or sourcing from eco-efficient production systems only
 - Choosing specific countries of origin
- Dietary and consumer habits, e.g.
 - Avoiding food waste
 - Modifying dietary habits, including the avoidance of products that are particularly harmful for the environment.

Here, attention should be paid to the extent to which these options would lead to an improvement globally, or would merely shift the impact. Further analyses of these measures would thus be necessary in order to evaluate precisely how they would affect water quality, whether they would mitigate the trade-offs, and how they could be implemented within the context of the Swiss agricultural and food sector.

Danksagung

Die Autorinnen und Autoren bedanken sich bei allen, die diese Studie durch ihre Inputs an Fachwissen und Daten unterstützt haben.

Zunächst gilt unser Dank unseren Kolleginnen und Kollegen bei Agroscope, die an der Erarbeitung dieser Studie aktiv beteiligt waren:

- Christian Ritzel (Agroscope, Forschungsgruppe Sozioökonomie) für die Berechnungen der Import- und Exportmengen im Jahr 2025 und für das Überarbeiten der entsprechenden Textstellen in diesem Schlussbericht.
- Gabi Mack und Anke Möhring (Agroscope, Forschungsgruppe Sozioökonomie) für die Aufbereitung der Daten aus SWISSland und die fachlichen Inputs in den Projektteamsitzungen.
- Philippe Jeanneret (Agroscope, Forschungsgruppe Agrarlandschaft und Biodiversität) für die fachlichen Informationen zu den Biodiversitäts-Methoden und für das kritische Gegenlesen der entsprechenden Textabschnitte in diesem Schlussbericht.

Bedanken möchten wir uns bei weiteren Kolleginnen und Kollegen von Agroscope, die uns als Expertinnen und Experten im Bereich Pflanzenschutz Informationen dazu gaben, wie nicht mehr zugelassene Pestizid-Wirkstoffe durch andere Wirkstoffe zu ersetzen sind: Christian Bohren, Stève Breitenmoser, Bastien Christ, Pierre-Henri Dubuis, Aurélie Gfeller, Anouk Guyer, Martina Keller, Christian Linder, Matthias Lutz, Marcel Mathis, Vincent Michel, Tomke Musa und Stéphanie Schürch. Marcel Mathis danken wir ausserdem dafür, dass er uns Ökoinventare für den Schweizer Apfelanbau zur Verfügung stellte.

Unser besonderer Dank geht an die Mitglieder des Review-Panels für die kritische Prüfung: Dr. Ralph Rosenbaum (Institute of Agrifood Research and Technology, Barcelona), Dr. Stephan Pfister (ETH Zürich) und Prof. em. Dr. Ulrich Köpke (Universität Bonn). Ihre zahlreichen Feedbacks trugen viel zur Qualität dieser Studie bei. Sie lasen und kommentierten den Schlussbericht mehrmals, kamen im Februar 2020 zu einem Treffen nach Zürich und standen für Fragen zur Verfügung.

Wir möchten uns herzlich bei der Begleitgruppe für die engagierten Diskussionen bedanken. Die Begleitgruppe traf sich fünf Mal zwischen Februar 2019 und März 2020. Das Projektteam stellte die Grundsätze der Studie, methodische Aspekte, die Ergebnisse und die Schlussfolgerungen vor. Die Mitglieder der Begleitgruppe hatten die Möglichkeit, sich dazu zu äussern, Fragen zu stellen, Kommentare zu liefern und Anregungen zu unterbreiten. Die Begleitgruppe wurde bei der Redaktion des Berichts nicht konsultiert. Sie übernimmt keine Verantwortung für dessen Inhalt, und einzelne Begleitgruppenmitglieder können abweichende Meinungen haben. In der Begleitgruppe waren vertreten: Andreas Bosshard (Vision Land-wirtschaft), Robert Finger (ETH Zürich, Agrarökonomie und Agrarpolitik), Marcel Liner (Pro Natura), Fabian Soltermann (Bundesamt für Umwelt), Fabienne Thomas (Schweizer Bauernverband), Pascal Zaffarano (Bundesamt für Landwirtschaft), Robert Baur, Judith Blom, Maria Bystricky, Otto Daniel, Nadja El Benni, Gérard Gaillard, Jürgen Krauss, Stefan Mann, Marcel Mathis und Thomas Nemecek (Agroscope). Die Mitglieder waren an allen oder einem Teil der Sitzungen anwesend.

1 Ausgangssituation und Zielsetzung

1.1 Hintergrund

Pestizide sind wichtige Betriebsmittel in der modernen Landwirtschaft, um die Erträge landwirtschaftlicher Kulturen und die Qualität der Produkte zu sichern. Neben erwünschten Wirkungen auf die Zielorganismen haben sie jedoch oft auch unerwünschte Nebenwirkungen auf die Umwelt. In der Öffentlichkeit wird der Einsatz von Pestiziden daher zunehmend infrage gestellt. Dies hat Anlass für zwei Volksinitiativen zur Beschränkung des Einsatzes von Pestiziden gegeben; eine davon ist Gegenstand der vorliegenden Studie: Die Eidgenössische Volksinitiative «Für sauberes Trinkwasser und gesunde Nahrung – Keine Subventionen für den Pestizid- und den prophylaktischen Antibiotika-Einsatz» (Trinkwasserinitiative, TWI)⁸ verlangt, dass nur noch Betriebe Direktzahlungen erhalten sollen, welche die Biodiversität erhalten sowie «eine pestizidfreie Produktion und einen Tierbestand, der mit dem auf dem Betrieb produzierten Futter ernährt werden kann», haben. Zudem muss auf prophylaktischen und regelmässigen Einsatz von Antibiotika verzichtet werden.

In einer im Vorfeld durchgeführten Studie der Agroscope-Forschungsgruppe Sozioökonomie («Folgenabschätzung Trinkwasserinitiative»; Schmidt *et al.* 2019) wurden modellbasiert die ökonomischen und agrarstrukturellen Folgen der Trinkwasserinitiative für die Schweizer Landwirtschaft anhand von Szenarien für das Jahr 2025 abgeschätzt. Neben einem Referenzszenario (Fortsetzung der aktuellen Agrarpolitik) wurden 18 Szenarien zur Umsetzung der Trinkwasserinitiative (TWI-Szenarien) untersucht. Diese unterschieden sich in ihren Annahmen zu Naturalertragsverlusten bei einer pestizidfreien Produktion, hinsichtlich der Preisentwicklung für Produkte, die nach dem Standard der Trinkwasserinitiative produziert werden, sowie betreffend des bis 2025 verfügbaren Direktzahlungsbudgets (Näheres in Kapitel 3.1). Die Studie zeigte auf, welche Betriebstypen aus wirtschaftlichen Gründen bei einer Annahme der Trinkwasserinitiative aus dem Direktzahlungssystem aussteigen, und wie sich die Flächennutzung, die Tierbestände, die Produktionsmengen sowie der Selbstversorgungsgrad und die Einkommen der Schweizer Landwirtschaft verändern könnten.

Die Annahme der Trinkwasserinitiative würde grosse Änderungen in der Schweizer Landwirtschaft hervorrufen. Es stellt sich die Frage, welche Folgen für die Umwelt zu erwarten wären. Die vorliegende Studie schätzt im Rahmen des Projekts «Bewertung der Umweltfolgen der Trinkwasserinitiative» (TWILCA; TWI = Trinkwasserinitiative; LCA = Life Cycle Assessment / Ökobilanz) die möglichen Folgen einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative für die Umweltwirkungen ab, und zwar bezogen auf dieselben Szenarien wie bei der ökonomischen und agrarstrukturellen Analyse in der Vorgängerstudie Schmidt *et al.* (2019).

Für alle Betriebe gibt es die Option, am ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN)⁹ unter den neuen Vorgaben gemäss Trinkwasserinitiative teilzunehmen und damit weiterhin Direktzahlungen zu erhalten oder aus dem Direktzahlungssystem auszusteigen. Im letzteren Fall würde die per Januar 2018 geltende Gesetzgebung (u. a. das Gewässerschutzgesetz) die Rahmenbedingung für die landwirtschaftliche Produktion darstellen. Der Wegfall der Biodiversitätsförderflächen würde eine leichte Intensivierung mit sich bringen, aber davon abgesehen wäre keine Intensivierung bestehender Produktionsverfahren über den heutigen ÖLN hinaus zu erwarten. Der Text der Initiative macht keine Aussagen zum Konsumverhalten. Deshalb wurde davon ausgegangen, dass dieses sich im Fall einer Annahme der Initiative nicht ändert.

⁸ <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/politik/trinkwasserinitiative.html> und <https://www.initiative-sauberes-trinkwasser.ch/initiative/>. Abgerufen: 25.05.2020.

⁹ <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/instrumente/direktzahlungen/oekologischer-leistungsnachweis.html>. Abgerufen: 25.05.2020.

Die vorliegende Studie beschränkt sich ausschliesslich auf Umweltfragen. Gesundheitliche Konsequenzen für die Landwirtinnen und Landwirte, die Konsumentinnen und Konsumenten sowie die Bevölkerung infolge eines reduzierten Pestizideinsatzes, verminderter Pestizidrückstände und Nährstoffeinträge oder des tieferen Antibiotikaeinsatzes wurden nicht untersucht.

1.2 Zielsetzung

Das Projekt TWILCA verfolgt das Ziel, mittels Ökobilanz die Umweltwirkungen einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative anhand von Szenarien für den Schweizer Landwirtschaftssektor abzuschätzen. Diese Analyse erfolgt gemäss folgenden Grundsätzen:

- Die Ökobilanz berücksichtigt sowohl die landwirtschaftliche Produktion als auch deren vorgelagerte Stufen, z. B. die Herstellung von Düngern, Pestiziden oder Maschinen.
- Die Ökobilanz berücksichtigt sowohl die Änderungen von Landnutzung und Produktionspraxis innerhalb der Schweiz als auch die Wirkung von sich ändernden Import- und Exportmengen.
- Die Umweltwirkungen, die sich durch die Annahme der Trinkwasserinitiative ergeben würden, werden unter Berücksichtigung verschiedener möglicher Umsetzungen und deren Auswirkungen auf Erträge, Produktion und Intensität analysiert. Dies geschieht auf Basis der Szenarien aus der Vorgängerstudie Schmidt *et al.* (2019). Der Fokus soll dabei auf jenen Szenarien liegen, die basierend auf sachlichen Kriterien am meisten Aussagekraft besitzen.
- Bezüglich Umweltwirkungen liegt ein Fokus auf
 - der Wirkung der Pestizide und der Frage, wie sich der Ausstieg einiger Betriebe aus dem ÖLN auf die gesamte Ökotoxizitätswirkung des Sektors auswirkt,
 - den Auswirkungen auf die Biodiversität und
 - auf den Konsequenzen für die Nährstoffbelastung von Gewässern und terrestrischen Ökosystemen, die sich aus der Anpassung der Tierbestände an die auf Schweizer Betrieben produzierbare Futtermenge ergeben.

Diese Studie wurde gemäss den ISO-Normen 14040 und 14044 (ISO 2006b und 2006a) durchgeführt. Es handelt sich um eine vergleichende Ökobilanz, welche die Umweltwirkungen nach einer möglichen Umsetzung der Trinkwasserinitiative einer Referenz gegenüberstellt.

Folgende Ziele verfolgt diese Studie **nicht**:

- Bewertung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit.
- Direkter Vergleich von inländischen mit importierten Einzelprodukten hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen. Die Modellierung in dieser Studie lässt einen solchen Vergleich nicht zu (Kapitel 5.3). Wir verweisen dafür auf Bystricky *et al.* (2014).
- Wahl der Herkunftsländer der Importe nach Umwelt-Gesichtspunkten. Der Fokus der Studie liegt auf den Veränderungen der inländischen Produktion und auf deren Konsequenzen für die Importe. Die Importe kommen in den TWI-Szenarien aus denselben Herkunftsländern wie im Referenzszenario.
- Empfehlungen für die Wahl oder Zulassung einzelner Pflanzenschutzwirkstoffe.

Die Modellierung und die Datengrundlage sind nicht auf diese Aspekte ausgelegt. Dementsprechend dürfen auch keine solchen Aussagen aus dieser Studie abgeleitet werden.

1.3 Auftraggeberin, Auftragnehmerin und Zielpublikum

Der Auftrag wurde von der Agroscope-Leitung an die Forschungsgruppe Ökobilanzen von Agroscope erteilt. Die Arbeiten werden vollumfänglich aus dem Budget von Agroscope finanziert.

Der vorliegende wissenschaftliche Bericht bildet die Grundlage für die Abschätzung der Wirkungen auf die Umwelt bei einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative und ist zur Veröffentlichung bestimmt. Er richtet sich an interessierte Fachleute und bildet eine Grundlage für die Information der Öffentlichkeit. Für die letztere werden zusätzliche, einfacher verständliche Informationsmaterialien auf der Grundlage dieses Berichts erstellt und auf der Website von Agroscope veröffentlicht.

1.4 Kritische Prüfung

Da diese Studie von hohem öffentlichem Interesse ist, wurde beschlossen, eine kritische Prüfung gemäss den ISO-Normen 14040 und 14044 (ISO 2006b und 2006a) durchzuführen. Die kritische Prüfung stellt sicher, dass

- die angewendeten Methoden mit den ISO-Normen 14040 und 14044 übereinstimmen;
- die angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanzmethodik entsprechen;
- die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmässig sind;
- die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen und
- der Bericht transparent und konsistent ist.

Für das Review-Panel wurden drei ausgewiesene Experten ausgewählt, die unabhängig von der Studie, der Auftraggeberin und der Auftragnehmerin sind:

- Leiter: Dr. Ralph Rosenbaum, Leiter der Abteilung Sustainability in Agrosystems, Institute of Agrifood Research and Technology (IRTA), Barcelona, Spezialist für Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz mit besonderem Schwerpunkt auf der Ökotoxizität, erster Autor der verwendeten Methode USEtox für die Süsswasser-Ökotoxizität,
- Mitglied: Dr. Stephan Pfister, Gruppe für Ökologisches Systemdesign, ETH Zürich, Spezialist für die Abschätzung der Umweltwirkungen der Landnutzung und die Ökobilanz landwirtschaftlicher Systeme,
- Mitglied: Prof. em. Dr. Ulrich Köpke, Lehr- und Forschungsstation für Organischen Landbau Wiesengut, Universität Bonn, Spezialist für nachhaltige Pflanzenbausysteme und Ökologischen Landbau.

Die kritische Prüfung erfolgte studienbegleitend in zwei Phasen:

1. Berichtsteile Ziel- und Untersuchungsrahmen, Vorgehen für Sachbilanz und Wirkungsabschätzung
2. Gesamter Bericht mit Ergebnissen, Diskussion und Interpretation

Der Review-Bericht der Experten wird im Anhang des Schlussberichts integriert und publiziert.

2 Methodik

2.1 Definition des Begriffs Pestizid

Die Trinkwasserinitiative verlangt eine pestizidfreie Produktion. Für diese Studie ist daher die Definition des Begriffs Pestizid von zentraler Bedeutung. In dieser Studie verwenden wir den Begriff so, wie er in der Wissenschaft und in offiziellen Dokumenten von zuständigen Behörden verwendet wird¹⁰. Die *European Food Safety Authority* (EFSA) definiert Pestizide wie folgt: «Der Begriff 'Pestizide' wird häufig als Synonym für Pflanzenschutzmittel verwendet. Der Oberbegriff Pestizide umfasst jedoch auch Produkte wie Biozide, die nicht zur direkten Anwendung an Pflanzen, sondern zur Bekämpfung von Schädlingen und Krankheitsüberträgern wie Insekten, Ratten und Mäusen bestimmt sind [...]. Pflanzenschutzmittel sind Pestizide, die überwiegend eingesetzt werden, um die Gesundheit von Kulturpflanzen zu erhalten und ihrer Vernichtung durch Krankheiten und Schädlingsbefall vorzubeugen. Hierzu zählen Herbizide, Fungizide, Insektizide, Akarizide, Pflanzenwachstumsregulatoren und Repellents (Abwehr- oder Vergrämungsmittel). Pflanzenschutzmittel enthalten einen oder mehrere Wirkstoffe. Bei diesen Wirkstoffen kann es sich um chemische Substanzen oder Mikroorganismen, einschließlich Viren, handeln, die es dem Produkt ermöglichen, seine Funktion zu erfüllen.»¹¹

Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) definiert Pestizide als «*chemical compounds that are used to kill pests, including insects, rodents, fungi and unwanted plants (weeds). Pesticides are used in public health to kill vectors of disease, such as mosquitoes, and in agriculture, to kill pests that damage crops. By their nature, pesticides are potentially toxic to other organisms, including humans, and need to be used safely and disposed of properly.*»¹²

Demnach sind Pestizide Substanzen, welche bestimmte Organismen abtöten, also eine toxische Wirkung auf diese haben. Chemische Substanzen und Mikroorganismen (Viren, Bakterien) fallen ebenfalls unter diese Definition, auch solche, die im Biolandbau eingesetzt werden. Gemäss der obigen Definition der EFSA zählen dazu auch Substanzen, die zwar nicht abtöten, aber das Wachstum hemmen, wie Pflanzenwachstumsregulatoren. Makro-Organismen wie Nützlinge (z. B. Parasitoide, Raubmilben etc.) fallen nicht unter diese Definition.

2.2 Grundsätzliches Vorgehen und die Ökobilanzmethode SALCA

Diese Studie wurde gemäss den ISO-Normen 14040 und 14044 durchgeführt (ISO 2006b und 2006a). Die Ökobilanzierung ist eine Methode der Umweltbewertung für Produkte, Prozesse und Systeme. Sie wurde unter anderem für Entscheidungsträger entwickelt, um beispielsweise strategische Planungen, Priorisierungen oder das Produktdesign zu unterstützen (ISO 2006b). Eine Ökobilanz betrachtet ein Produkt oder System über den gesamten Lebensweg («von der Wiege bis zur Bahre»). Sie quantifiziert für jeden Lebenswegabschnitt alle benötigten Ressourcen und Emissionen und berechnet die Umweltwirkungen dieser Input- und Output-Flüsse (direkte Umweltwirkungen). Zusätzlich berechnet sie die indirekten Umweltwirkungen, die mit der Herstellung von Vorprodukten und Betriebsmitteln verbunden sind.

¹⁰ Ursprünglich wurde der Begriff für Substanzen verwendet, welche Schädlinge (*pests*) abtöten. Später hat sich eine breitere Definition durchgesetzt, die neben den Schädlingen auch andere Organismen wie Pilze oder Unkräuter umfasst.

¹¹ <https://www.efsa.europa.eu/de/topics/topic/pesticides>. Abgerufen: 25.05.2020.

¹² <https://www.who.int/topics/pesticides/en/>. Abgerufen: 25.05.2020.

Gemäss ISO (2006a) umfasst die Ökobilanz vier Phasen (Abbildung 1). Es handelt sich um einen iterativen Prozess, das heisst, während des gesamten Prozesses ist es möglich, vorherige Schritte zu revidieren.

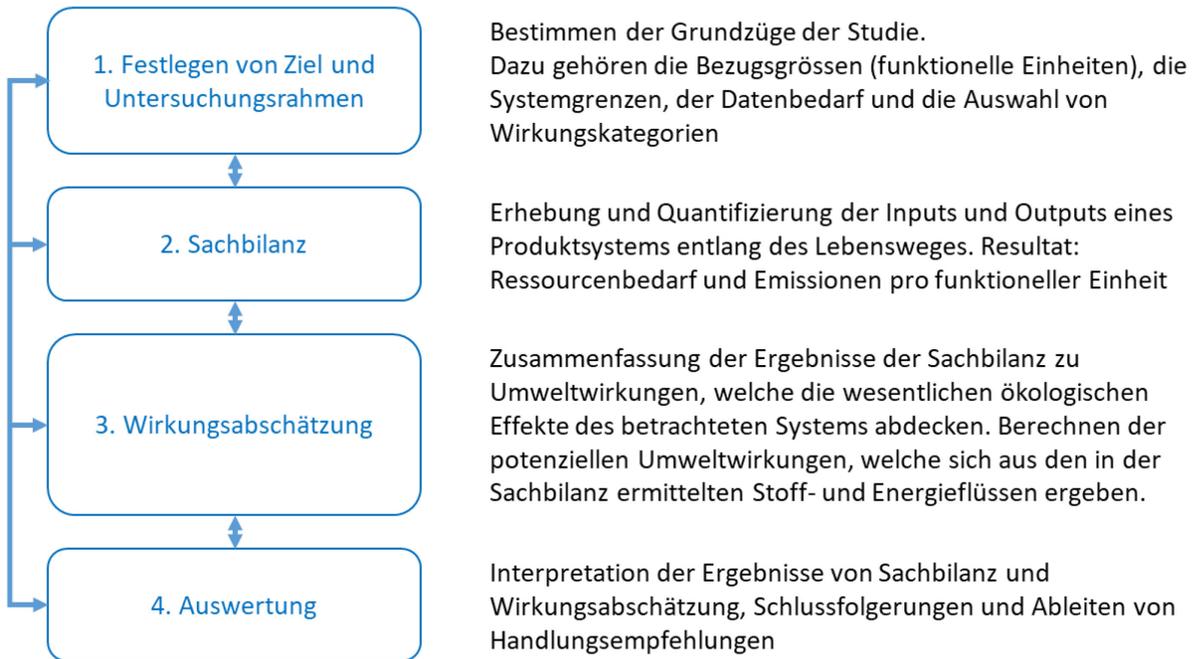


Abbildung 1: Die vier Phasen einer Ökobilanz (nach ISO 2006a).

In dieser Studie wurde die Ökobilanzmethode SALCA verwendet (*Swiss Agricultural Life Cycle Assessment*, Gaillard und Nemecek 2009). SALCA ist eine eigens für Ökobilanzierungen der Land- und Ernährungswirtschaft entwickelte Methodik. Sie umfasst folgende Komponenten (Abbildung 2):

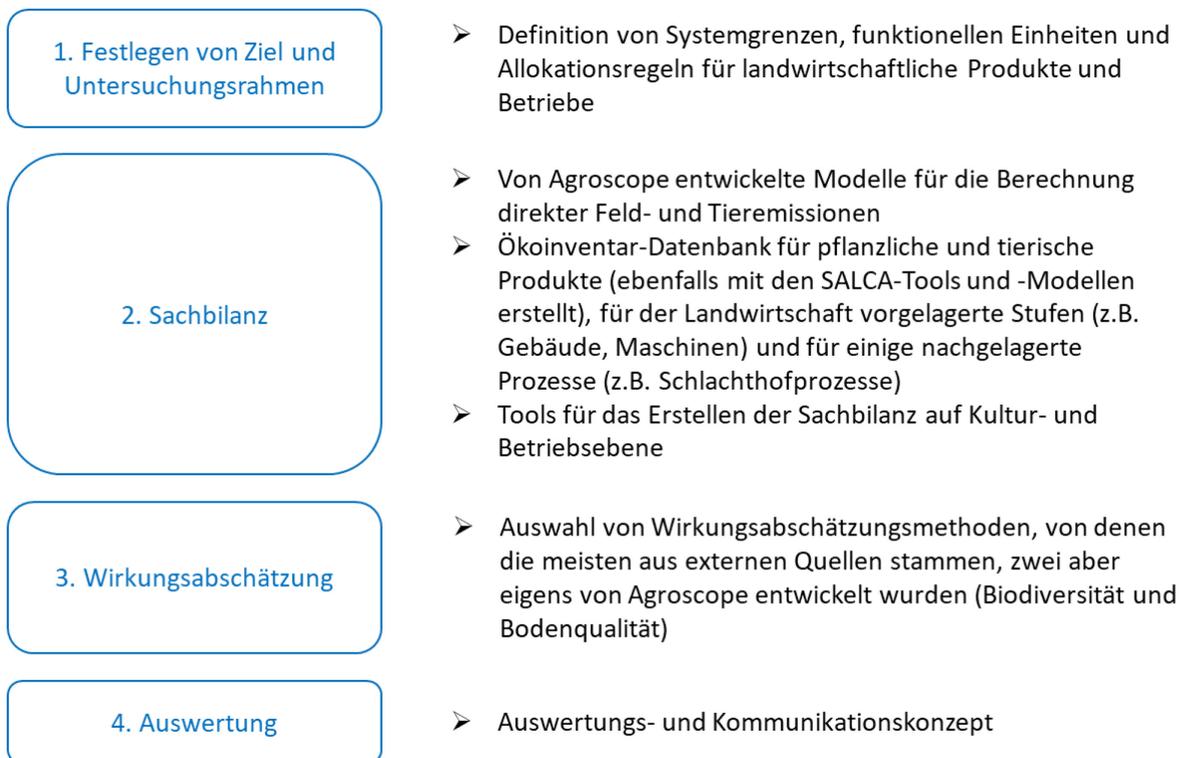


Abbildung 2: Komponenten der Ökobilanzierungsmethode SALCA (*Swiss Agricultural Life Cycle Assessment*) in Verbindung mit den Phasen einer Ökobilanz.

Diese Studie nutzte davon vor allem die Ökoinventar-Datenbank und die Wirkungsabschätzungsmethoden. Die übrigen Komponenten sind vor allem für Ökobilanzen einzelner Produkte oder Landwirtschaftsbetriebe relevant. Da die Ökobilanzierung von Szenarien des Schweizer Agrarsektors für Agroscope relativ neu ist (z. B. Bystricky *et al.* 2017 oder Zimmermann *et al.* 2017), mussten die Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen sowie das Auswertungs- und Kommunikationskonzept weiterentwickelt werden.

2.3 Untersuchungsrahmen

2.3.1 Systemgrenzen

Die Systemgrenzen für die Ökobilanzierung des Schweizer Agrarsektors wurden gleich definiert wie in Bystricky *et al.* (2017). Grundlage für die Berechnungen sind Szenarien, die in der Vorgängerstudie (Schmidt *et al.* 2019) mit dem agenten-basierten Sektormodell SWISSland berechnet wurden. SWISSland ist ein Modellsystem, welches das Angebot an landwirtschaftlichen Rohprodukten auf Ebene des Agrarsektors abbildet¹³. Die Auswahl der in der Systemgrenze eingeschlossenen Produkte orientiert sich an den Outputs von SWISSland. Demgemäss umfasste die Systemgrenze die wichtigsten Produkte des Schweizer Agrarsektors, respektive jene Produkte, zu denen es Produktionszahlen aus der Vorgängerstudie Schmidt *et al.* (2019) gab, ergänzt durch die wichtigsten in die Schweiz importierten Agrarprodukte. Bis auf Zucker und Fleisch wurden alle Produkte – sowohl die einheimischen als auch die importierten – nur bis zum Stadium des landwirtschaftlichen Rohproduktes betrachtet: pflanzliche Ernteprodukte und Milch.

SWISSland lieferte keine Informationen zu hochverarbeiteten Endprodukten. Die Daten bilden also nicht den vollständigen Nahrungsmittelsektor ab. Grundsätzlich wäre es möglich, mittels Ökobilanz die Wertschöpfungsketten jeweils vollständig zu bewerten. Für die weitere Verarbeitung zu Konsumprodukten gäbe es jedoch eine grosse Vielzahl möglicher Verarbeitungswege; das hätte einen hohen Modellierungsaufwand zur Folge, könnte zu einer grossen Spannbreite der Ergebnisse führen und damit die Unsicherheit der Aussagen erhöhen. Ausserdem liegt das Themengebiet Verarbeitung ausserhalb der Fragestellung dieser Studie, da die Trinkwasserinitiative auf Massnahmen in der landwirtschaftlichen Produktion abzielt und die Verarbeitung zu Konsumprodukten mit und ohne Umsetzung der Trinkwasserinitiative gleich bliebe. Auch die Nahrungsmittelabfälle, die beim Konsum entstehen (*food waste*), liegen ausserhalb der Systemgrenze. Gemäss ISO (2006a) können bei einer Ökobilanzierung Prozesse aus der Systemgrenze ausgeschlossen werden, welche die Schlussfolgerungen nicht beeinflussen. Das ist hier der Fall. Hinzu kommt, dass die Ergebnisse dieser Studie bei ähnlichen Systemgrenzen besser mit den Ergebnissen der Vorgängerstudie vergleichbar sind. Aus diesen Gründen wurde entschieden, dass die von SWISSland gelieferten Verarbeitungsstufen die Systemgrenze für die Ökobilanzierung bilden.

Analog zum Vorgehen in Bystricky *et al.* (2017) stellt diese Studie nicht nur die Wirkung der Schweizer Produktion dar, sondern auch die Wirkung der in der Schweiz konsumierten landwirtschaftlichen Rohprodukte, also inklusive der Wirkung des Aussenhandels. Daher wurden die Umweltwirkungen von Produkten, die aus der Schweiz exportiert wurden, aus der Bewertung ausgegrenzt. Die Umweltwirkungen der exportierten Produkte wurden von jenen der Schweizer Produktion subtrahiert, während die Umweltwirkungen von importierten Produkten einschliesslich ihres Transportes in die Schweiz dazu addiert wurden. Eine Ausnahme bildete Zucker. Hier waren in den TWI-Szenarien die Exportmengen grösser als die Produktion im Land. Die Exporte sind also zum grossen Teil Reexporte des zuvor importierten Zuckers. Daher wurden die Exportmengen hier von den Importen abgezogen, nicht von der Inlandproduktion. Nahrungsmittel wie tropische Früchte oder Meerestiere, die in der Schweiz nicht produziert werden, wurden nicht einbezogen; diese sind von der Trinkwasserinitiative nicht betroffen, und es wurde angenommen, dass ihr Konsum in allen Szenarien gleich bleiben würde. Daher ist ein Einbezug oder Ausschluss dieser Produkte für die Zielsetzung nicht relevant und hätte keinen Einfluss auf die Schlussfolgerungen. Abbildung 3 zeigt, welche Produkte in

¹³ www.swissland.org. Abgerufen: 25.05.2020.

den Systemgrenzen enthalten sind. Die Annahmen zu Exporten, Importen und Herkunftsländern werden in Kapitel 3.2 genauer beschrieben.

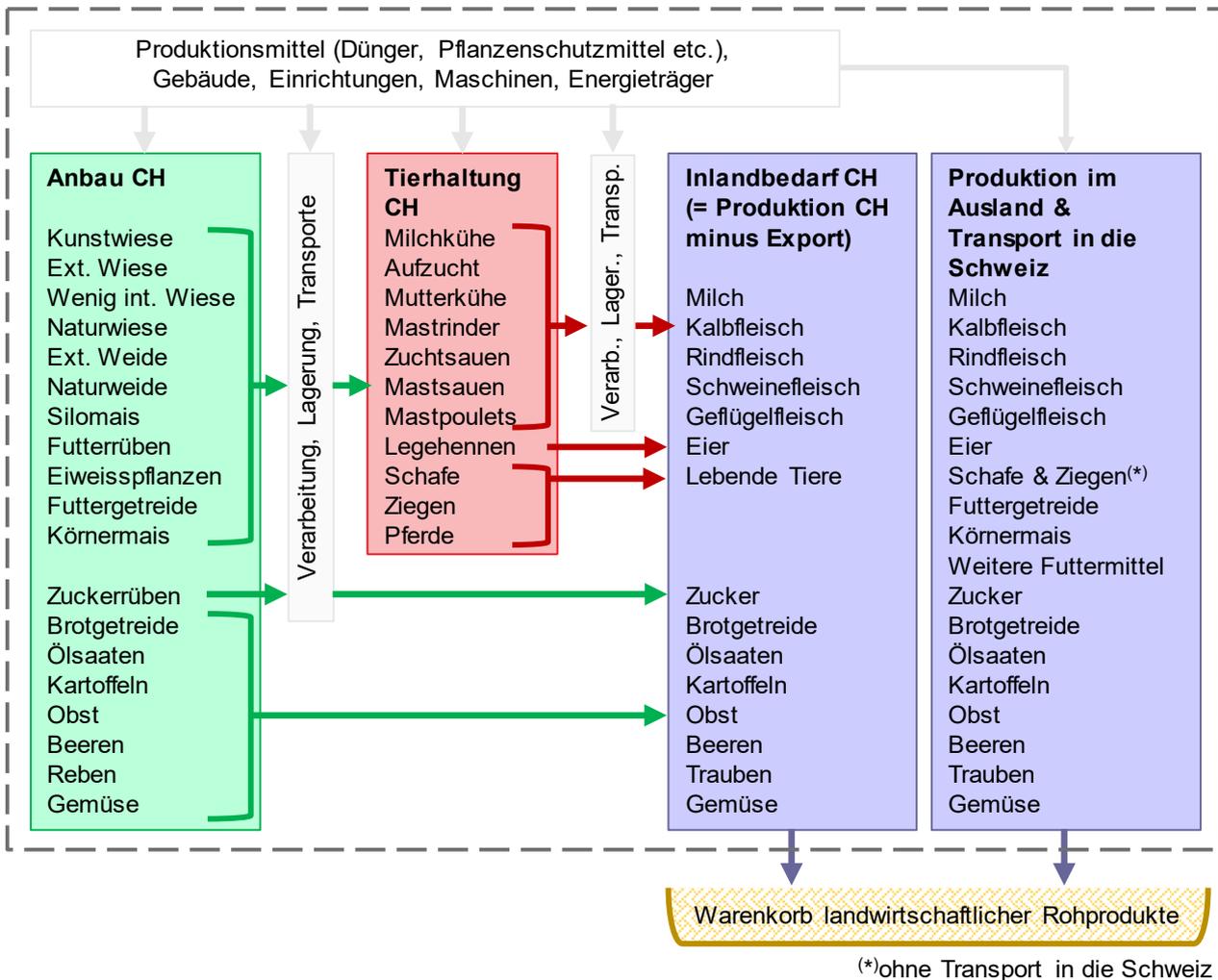


Abbildung 3: Systemgrenze für die Ökobilanz des Schweizer Agrarsektors (verändert nach Bystricky et al. 2017).

2.3.2 Funktion und funktionelle Einheit

Die Funktion des bewerteten Systems, also des Schweizer Agrarsektors, ist die Bereitstellung von landwirtschaftlichen Produkten zur Ernährung der inländischen Bevölkerung der Schweiz. Wie in Kapitel 2.3.1 beschrieben, bleiben wir auf der Stufe der landwirtschaftlichen Rohprodukte und beziehen keine Verarbeitung zu konsumfertigen Endprodukten mit ein. Die berücksichtigten Produkte bilden den Inhalt eines «Warenkorbes landwirtschaftlicher Rohprodukte», der in dieser Studie als funktionelle Einheit diente (Bystricky et al. 2017; vgl. auch Notarnicola et al. 2017; nachfolgend wird zur Abkürzung der Begriff «Warenkorb» verwendet). Der Warenkorb enthielt alle in die Systemgrenze einbezogenen Produkte, welche entweder aus der inländischen Produktion oder dem Import stammen können und insgesamt den Nahrungsmittelbedarf der Schweizer Bevölkerung decken müssen. Wegen der Importprodukte war der Warenkorb im Startjahr 2016 anders zusammengesetzt als in den Szenarien im Jahr 2025 (Kapitel 3.2). Die Importmengen wurden auf Basis einer Zeitreihe von 2000 bis 2016 mittels ökonomischer Zeitreihenanalysen (*Forecasts*) auf das Jahr 2025 prognostiziert. Das heisst, Änderungen im Bedarf an Importprodukten aus der Vergangenheit wurden in die Zukunft fortgeschrieben; die Importmengen bilden somit eventuelle Änderungen der Zusammensetzung des Konsums zwischen 2016 und 2025 ab. Die Importmengen wurden für das Referenzszenario direkt übernommen.

In den TWI-Szenarien blieb die Gesamtmenge an Produkten und damit der Konsum pro Kopf gleich wie im Referenzszenario, weil angenommen wurde, dass die Umsetzung der Trinkwasserinitiative keinen Einfluss auf den Nahrungsmittelkonsum hat. Hingegen ändert sich die Aufteilung zwischen Inlandproduktion und Importen zwischen den Szenarien, da in den TWI-Szenarien die Änderungen in der einheimischen Produktion über Importe ausgeglichen wurden.

Durch die Wahl der Systemgrenzen, die Definition der Funktion und der funktionellen Einheit ist sichergestellt, dass die Umweltwirkungen zwischen den untersuchten Szenarien im Sinne der ISO-Norm (ISO 2006a) vergleichbar sind.

2.4 Sachbilanz

2.4.1 Verwendete Ökoinventare

Der Warenkorb für jedes Szenario setzt sich aus einer Vielzahl einzelner Ökoinventare zusammen. Beispielsweise liegen 24 Ökoinventare für den Anbau von Winterweizen in der Schweiz vor: Unterschieden wurde dort zwischen den Produktionsregionen Tal, Hügel und Berg sowie zwischen den Anbausystemen Nicht-Extenso, Extenso¹⁴, biologisch und TWI-konform. Für die Importprodukte gab es jeweils ein Ökoinventar für jedes Herkunftsland. Um alle Szenarien zu modellieren, wurden insgesamt 399 Ökoinventare benötigt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Anzahl verwendeter Ökoinventare für die verschiedenen Bestandteile des Warenkorbes.

Bereich	Anzahl Ökoinventare
Produktion von pflanzlichen Nahrungs- und Futtermitteln in der Schweiz	197
Tierhaltung in der Schweiz	66
Importierte pflanzliche Nahrungs- und Futtermittel	80
Importierte tierische Nahrungsmittel	17
Sonstige (Transporte, Verarbeitungsprozesse)	39
Summe	399

Von den jeweils zugrundeliegenden landwirtschaftlichen Rohprodukten basieren 253 auf Ökoinventaren aus der Agroscope-eigenen SALCA-Datenbank, 97 auf Ökoinventaren aus der ecoinvent-Datenbank v3.5 (ecoinvent Centre 2018), 4 auf unveröffentlichten Datensätzen der *World Food LCA Database* (Nemecek *et al.* 2015) und 6 auf Ökoinventaren aus der Datenbank AGRIBALYSE v1.2 (Koch und Salou 2015). Ökoinventare zur Weiterverarbeitung (Futterkonservierung, Futtermittelverarbeitung, Zuckerverarbeitung, Schlachthofprozesse, Transporte) stammen aus der SALCA-Datenbank, ecoinvent resp. sie wurden in Anlehnung an Prozesse aus der *Agri-Footprint*-Datenbank (Durlinger *et al.* 2017) neu modelliert. Für manche Produkte, Produktionsregionen oder Herkunftsländer waren in keiner Datenbank geeignete Ökoinventare vorhanden; dort wurden teilweise neue Ökoinventare erstellt oder Ökoinventare von möglichst ähnlichen Produkten oder Herkunftsländern verwendet. Wenn kein geeignetes Proxy-Ökoinventar zur Verfügung stand, wurde ein gewichteter Durchschnitt aller länderspezifischen Inventare aus ecoinvent v3.5 verwendet. Wenn als Geographie nur ein Land oder ein globaler Datensatz zur Verfügung standen, wurden diese verwendet. Im Anhang (Tabellen 15–19) sind alle verwendeten Ökoinventare und ihre Herkunftsdatenbank einschliesslich Proxys für nicht vorhandene Kulturen oder Herkunftsländer aufgeführt. Bei allen

¹⁴ Extenso beschreibt ein in der Schweiz durch Direktzahlungen gefördertes Produktionssystem für Getreide, Sonnenblumen, Eiweisserbsen, Ackerbohnen und Raps, in dem keine Pestizide ausser Herbiziden eingesetzt werden dürfen. Siehe <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/instrumente/direktzahlungen/produktionssystembeitraege/beitraege-fuer-extensive-produktion.html>. Abgerufen: 25.05.2020.

Ökoinventaren wurden die Hintergrunddaten (Vorketten) auf ecoinvent v3.5 aktualisiert. Bei den Ökoinventaren, die als Proxy für Schweizer Obst und Gemüse verwendet wurden (Anhang, Tabelle 15) wurden die Hintergrundprozesse wo möglich durch solche mit der passenden Geographie ersetzt. Bezüglich der Proxy-Inventare wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt um zu testen, wie sich die Wahl anderer Inventare auf das Gesamtergebnis der Szenarien auswirken würde (Näheres dazu in Kapitel 2.6.1).

Alle ecoinvent-Daten verwenden das Systemmodell *allocation, cut-off by classification* (Wernet *et al.* 2016). Dieses Systemmodell geht davon aus, dass der erste Nutzer eines Rohstoffs die gesamte Umweltlast trägt und beim Recycling die Materialien ohne Umweltbelastung in den nachfolgenden Prozessen übernommen werden. Entsprechend gibt es auch keine Gutschriften für allfällige Wertstoffe, die aus Abfällen gewonnen werden können. Auch die anderen verwendeten Datenbanken wenden dieses Modellierungsprinzip an.

Zahlreiche Ökoinventare beschreiben Multioutput-Prozesse, die mehr als ein Produkt haben. Gemäss ISO 14044 soll die Allokation der Umweltwirkungen zwischen den Koppelprodukten zuerst vermieden werden (z. B. durch Unterteilung der Prozesse), was aber in den meisten Fällen nicht möglich ist. Eine Allokation aufgrund physischer Merkmale ist aufgrund der Vielfalt der Prozesse und Produkte nicht umsetzbar. Deshalb kam in den verwendeten Ökoinventar-Datenbanken grundsätzlich die ökonomische Allokation zum Einsatz. Ausnahmen sind in den Dokumentationen der jeweiligen Datenbanken beschrieben.

Die SALCA-Datenbank lehnt sich mit den Anforderungen an die Datenqualität stark an ecoinvent an. Für alle vorgelagerten Prozesse benutzt sie ausserdem Inventare von ecoinvent. Die Ökoinventare, die den Pflanzenbau und die Tierhaltung beschreiben, stammen aus unterschiedlichen Forschungsprojekten mit jeweils unterschiedlicher Datenverfügbarkeit und Zielsetzung. Die meisten der SALCA-Ökoinventare aus dem Bereich Pflanzenbau und Grasland kommen aus Nemecek *et al.* (2005), einige weitere aus Bystricky *et al.* (2014 und 2017) und anderen Studien. Einige Ökoinventare wurden im Rahmen dieser Studie neu erstellt, und insgesamt wurden die Inputdaten aller verwendeten Ökoinventare aus dem Bereich Pflanzenbau und Grasland in der Schweiz überprüft und aktualisiert. Ökoinventare für Importprodukte wurden auf den Einsatz nicht mehr zugelassener Pestizidwirkstoffe geprüft und bei Bedarf aktualisiert. Um die TWI-konforme Produktion abzubilden, wurde ausserdem von allen relevanten Pflanzenbau- und Graslandinventaren jeweils eine Version erstellt, in der auf den Pestizideinsatz verzichtet und die Bodenbearbeitung bzw. mechanische Unkrautregulation sowie der Flächenertrag angepasst wurden. Details zu allen Arbeiten an den Ökoinventaren sind in den Kapiteln 2.4.3 bis 2.4.4 beschrieben. Ökoinventare der Tierhaltung in der Schweiz und im Ausland stammen aus den Studien Wolff *et al.* (2016), Bystricky *et al.* (2014 und 2017), Alig *et al.* (2012) und Hersener *et al.* (2011), wobei letztere seither im Rahmen anderer Forschungsprojekte aktualisiert worden sind. In dieser Studie wurden bei den Ökoinventaren für verschiedene Hintergrundprozesse, z. B. für die eingesetzten Futtermittel, aktuellere SALCA-Inventare eingesetzt, und die Verarbeitung im Schlachthof wurde neu analog zu Prozessen aus der Agri-Footprint-Datenbank (Durlinger *et al.* 2017) modelliert.

Bis auf wenige SALCA-Inventare stammen die Ökoinventare zur Produktion von Obst und Gemüse in der Schweiz und im Ausland aus der ecoinvent-Datenbank. Für Importprodukte, die auf einjährigen Ackerkulturen basieren, wurden ebenfalls teilweise ecoinvent-Datensätze verwendet. Die ecoinvent-Datensätze stammen grossenteils aus der *World Food LCA Database* (WFLDB; Nemecek *et al.* 2015); ein weiterer Teil stammt aus der Studie *Life Cycle Inventory and Carbon and Water Food Prints of Fruits and Vegetables: Application to a Swiss Retailer* (Stoessel *et al.* 2012). Bei Sojaschrot und -öl, die als Futtermittel in die Schweiz importiert werden, wurde angenommen, dass sie aus zertifizierter Produktion stammen. Diese stellt u. a. sicher, dass der Anbau nicht auf Flächen stattfindet, die seit 2008 gerodet wurden, und dass keine gentechnisch veränderten Sorten verwendet werden. Der Marktanteil von zertifiziertem Soja in der Schweiz lag im Jahr 2018 zwischen 90 und 98 %¹⁵. Als Näherung wurden Soja-Inventare ohne Abholzung erstellt, indem aus den

¹⁵ Von der Website <https://www.sojanetzwerk.ch/>: «Die acht Sojabeschaffer des Netzwerks importieren zu 98 Prozent verantwortungsbewusst produzierte Soja. Der Importanteil verantwortungsbewusster Soja im Gesamtmarkt lag damit im Jahr 2018 bei mindestens 90 Prozent.» Abgerufen: 17.09.2019.

entsprechenden Ökoinventaren alle Inputs und Emissionen gelöscht wurden, die mit Abholzung zu tun haben. Die importierten tierischen Nahrungsmittel nutzen als Soja-Futtermittelinput unveränderte Ökoinventare aus ecoinvent und enthalten somit die dort hinterlegte Menge an Abholzungsflächen. Ökoinventare für den Weinbau in der Schweiz basierten mangels eigener SALCA-Daten auf französischen Inventaren aus der AGRIBALYSE-Datenbank, die aber angepasst wurden (für die Hintergrundprozesse wurden Schweizer Inventare eingesetzt). Ebenfalls von dort stammt das Inventar für aus Frankreich importierte Eier. Für Biodiversitätsförderflächen wie Brachen, Streueflächen und Hecken wurden Ökoinventare für extensive Wiesen verwendet.

Neben den Hintergrundprozessen enthalten alle Ökoinventare auch die direkten Emissionen, die auf den Anbauflächen oder durch die Tierhaltung entstehen. Diese Emissionen werden anhand von Modellen berechnet. Tabelle 2 zeigt, welche Modelle die verschiedenen Datenbanken für die direkten Feld- und Tieremissionen der landwirtschaftlichen Rohprodukte verwenden.

Tabelle 2: In den verschiedenen Datenbanken verwendete Modelle für direkte Emissionen und den direkten Ressourcenbedarf (Nemecek *et al.* 2015; Koch und Salou 2015; Stoessel *et al.* 2012; Herndl *et al.* 2015).

Emission	SALCA- und übrige ecoinvent-Datensätze	ecoinvent / WFLDB	ecoinvent / Gemüse	AGRIBALYSE
Ammoniak	Agrammon (Kupper und Menzi 2013), EMEP (EEA 2013)	EMEP (EEA 2013) Tier 2	Agrammon 2009 (HAFL 2009)	EMEP (EEA 2009) Tier 2, EMEP/CORINAIR 2006 Tier 2
Nitrat	SALCA-Nitrat (Richner <i>et al.</i> 2014)	SALCA-Nitrat (Richner <i>et al.</i> 2014), SQCB (Faist Emmenegger <i>et al.</i> 2009)	SALCA-Nitrat (Richner <i>et al.</i> 2014)	SQCB (Faist Emmenegger <i>et al.</i> 2009); Basset-Mens <i>et al.</i> (2007)
Lachgas	IPCC (2013 und 2006) Tier 1; EEA (2013)	IPCC (2006) Tier 1 (Pflanzen), Tier 2 (Tiere)	IPCC (2006)	IPCC (2006) Tier 1
Phosphor	SALCA-Phosphor (Prasuhn 2006)	SALCA-Phosphor (Prasuhn 2006)	Stoessel <i>et al.</i> (2012)	SALCA-Phosphor (Prasuhn 2006)
Methan	IPCC (2006) Tier 2; Kirchgessner <i>et al.</i> (1995)	IPCC (2006) Tier 2	–	IPCC (2006) Tier 2
Schwermetalle	SALCA-Schwermetall (Freiermuth 2006)	SALCA-Schwermetall (Freiermuth 2006)	SALCA-Schwermetall (Freiermuth 2006)	SALCA-Schwermetall (Freiermuth 2006), SOGREAH (2007)
Pestizide	Berechnung der Verteilung der Emissionen auf die Umweltkompartimente mit dem <i>PestLCI consensus model</i> (PLCM) (Kapitel 2.4.4). Diese Verteilung wird mit den Charakterisierungsfaktoren von USEtox V2.1 kombiniert und anschliessend in einen angepassten Charakterisierungsfaktor für Emissionen in den landwirtschaftlichen Boden integriert (siehe Kapitel 2.4.5 und 2.5.1).			
Stickoxide	SALCA: EMEP (EEA 2013), ecoinvent: Nemecek und Kägi (2007)	IPCC (2006) Tier 2	Nemecek und Kägi (2007)	EMEP (EEA 2009) Tier 1

2.4.2 Neuerstellen von fehlenden Ökoinventaren für die biologische Produktion

Die folgenden Inventare zur biologischen Produktion mussten neu erstellt werden, da in keiner Datenbank passende Inventare vorhanden waren: Sommerhafer, Wintertriticale, Zuckerrübe, Futterrübe, Sonnenblume, Birne, Erdbeere, Gemüse (Eisbergsalat, Kopfsalat, Tomaten, Blumenkohl, Broccoli, Kabis, Fenchel, Sellerie, Rettich, Zwiebel, Gurke, Zucchini). Als Basis für die Modellierung der biologischen Produktion dienten die entsprechenden konventionellen Ökoinventare. Diese wurden an den biologischen Landbau angepasst.

Ertrag:

Die Ertragsdaten für die oben genannten Ackerkulturen, die Birne und die Erdbeeren stammen von AGRIDEA und FiBL (2017). Die Ertragsdaten für den Gemüsebau lagen für die Schweiz nicht vor. Sie wurden mit dem Leistungs-Kostenrechner Pflanzenbau des KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Deutschland) errechnet¹⁶, indem aus deren Daten der prozentuale Ertragsunterschied zwischen dem konventionellen und biologischen Anbau ermittelt und auf die konventionellen Flächenerträge in den Schweizer Ökoinventaren angewandt wurde. Da es diese Angaben für Fenchel, Rettich, Eisbergsalat und Zucchini nicht gab, wurden deren Erträge mittels Mittelwert der übrigen errechneten Ertragsunterschiede abgeschätzt.

Pflanzenschutz:

Die im Bioanbau verbotenen Pestizide wurden samt den dazugehörigen Ausbringungsprozessen aus den Inventaren gelöscht. Um den Wegfall der in den ursprünglichen Inventaren enthaltenen Herbizide auszugleichen, wurden je nach Kultur die passenden Bodenbearbeitungsprozesse für mechanische Unkrautregulierung hinzugefügt. Für die Ackerkulturen wurden diese Informationen den Merkblättern des Forschungsinstituts für biologischen Landbau (FiBL 2018, 2017 und 2014) entnommen. Für die Erdbeere und die Gemüsekulturen wurde als Näherung ein zusätzlicher Arbeitsgang «Hacken» eingesetzt.

Düngung:

Es wurden alle Mineraldünger und deren Ausbringungsprozesse aus den Inventaren entfernt. Im Gegenzug wurde die Gabe an Hofdüngern erhöht oder, falls noch nicht im Inventar vorhanden, ein Prozess für die Hofdüngerausbringung hinzugefügt. Die Berechnungen für die Hofdüngermenge richteten sich nach dem Stickstoffbedarf der Kultur. Es wird angenommen, dass durch eine ausreichende Gabe an Hofdünger der Bedarf an Phosphor und Kalium ebenfalls gedeckt wird. Im Ackerbau wurde gemäss der Ertragsänderung die Anpassung der Stickstoffmenge in den Ernterückständen durchgeführt.

2.4.3 Anpassungen der Ökoinventare für die Inlandproduktion

Aufgrund der Struktur der Daten aus SWISSland waren Anpassungen bei vielen Ökoinventaren nötig. Zur Produktion in der Schweiz lieferte SWISSland Informationen über verschiedene Stufen innerhalb der Wertschöpfungsketten, nämlich zur Landwirtschaftsfläche, die für die verschiedenen Acker- und Graslandkulturen genutzt wurde, zu den Tierzahlen, die gehalten wurden, und zu den verschiedenen landwirtschaftlichen Produkten, die daraus entstanden. Die vorhandenen Ökoinventare bildeten jeweils eine vollständige Wertschöpfungskette ab. Beispielsweise enthalten Ökoinventare zur Milchproduktion auch die Umweltwirkungen des Anbaus von Futterpflanzen. Um die Ökoinventare an die Daten aus SWISSland anzupassen, mussten sie in die einzelnen Lebenswegabschnitte aufgeteilt werden. Das heisst, aus Ökoinventaren zu tierischen Produkten wurde die Futterproduktion entfernt, da deren Umweltwirkungen durch Ökoinventare für Acker- und Graslandflächen abgedeckt waren. Abbildung 3 zeigt die verschiedenen Ebenen, auf denen SWISSland Daten lieferte. Der Anbau von Kulturpflanzen lag auf Ebene der Anbaufläche vor. Die Ökoinventare für Pflanzenbau und Grasland wurden mit der Bezugsgrösse Fläche benutzt, um sie auf diese Daten

¹⁶ <https://www.ktbl.de/webanwendungen/leistungs-kostenrechnung-pflanzenbau/>. Abgerufen: 05.06.2019.

anwenden zu können. Um die TWI-konforme Produktion in den Szenarien abzubilden, wurden die Ökoinventare bezüglich Flächenerträgen und Pflanzenschutzmassnahmen angepasst; das Vorgehen wird weiter unten in diesem Kapitel (S. 42f.) beschrieben. Bezüglich Tierhaltung waren aus SWISSland die gehaltenen GVE (Grossvieheinheiten) bekannt. Eine GVE in einem Jahr bildete somit die Bezugsgrösse für die verwendeten Tierhaltungsinventare, aus denen wie beschrieben die Futterproduktion entfernt wurde. Die Informationen zu den importierten Produkten lagen in Form der Produktmenge vor, sodass die entsprechenden Ökoinventare mit der Bezugsgrösse Kilogramm verwendet wurden. Eine genauere Erläuterung gibt es in Bystricky *et al.* (2017).

Zusätzlich wurden im Rahmen dieser Studie spezifische Aktualisierungen bei den Schweizer Pflanzenbau- und Graslandinventaren durchgeführt. Die Ökoinventare sind in früheren Forschungsprojekten entstanden und waren hinsichtlich der eingesetzten Pestizide teilweise veraltet. Alle Acker- und Futterbauinventare wurden mit der aktuellen Version von SALCA-Crop neu berechnet. Einige der von SALCA-Crop benötigten Eingangsdaten wurden aktualisiert, nämlich die Klimaparameter, Flächenerträge, Düngermenge und der Pestizideinsatz. Ausserdem wurde der Einsatz von Hofdüngern an den Tierbestand angepasst, der sich individuell in jedem Szenario änderte. Die Differenz zum Nährstoffbedarf der Acker- und Graslandflächen wurde über Mineraldünger ausgeglichen. Die Ökoinventare für Spezialkulturen wurden nicht aktualisiert. In allen Ökoinventaren (Acker- und Futterbau, Spezialkulturen, Graslandflächen) wurden für den Pestizideinsatz Daten aus der Zentralen Auswertung von Agrarumweltindikatoren von Agroscope¹⁷ für die Jahre 2012–2016 (individuelle Datenlieferung) verwendet. Wirkstoffe aus diesen Daten, die am 30.06.2019 nicht mehr zugelassen waren, wurden ersetzt (s. nächster Absatz). Durch diese Aktualisierung ist es möglich, die TWI-konforme Produktion mit der aktuellen Situation zu vergleichen, und auch die aus dem ÖLN aussteigenden Betriebe in den Szenarien richtig abzubilden. Zusätzlich zu diesen Aktualisierungen wurden für alle Kulturen und Graslandflächen neue Ökoinventare erstellt, welche die TWI-konforme Produktion abbildeten.

Ersatz nicht mehr zugelassener Pestizide:

Da einige Inventare Pestizid-Wirkstoffe enthielten, die am 30.06.2019 in der Schweiz nicht mehr zugelassen waren bzw. ihre Bewilligung verloren haben, wurden Ersatzwirkstoffe gesucht. Um die nicht mehr zugelassenen Wirkstoffe zu identifizieren, wurde ein Abgleich mit dem Pflanzenschutzmittelverzeichnis des Bundesamtes für Landwirtschaft gemacht¹⁸. Für jeden Wirkstoff wurden Ersatzwirkstoffe gesucht, die gegen die betroffenen Schaderreger wirken. Im Zeitraum vom 11.07.–16.08.2019 wurde eine Agroscope-interne Konsultation bei den Expertinnen und Experten durchgeführt, die für die jeweiligen Kulturen und Schadorganismen im Rahmen der Pflanzenschutzmittelprüfung zuständig sind. Dazu wurden vom Projektteam Vorschläge aufgrund des Pflanzenschutzmittelverzeichnisses gemacht, die von den Fachleuten geprüft und bei Bedarf angepasst wurden. Tabelle 19 im Anhang zeigt alle eingesetzten Pestizid-Wirkstoffe in den Schweizer Pflanzenbau- und Graslandinventaren.

Für alle Ersatzwirkstoffe musste ermittelt werden, welche Menge in das jeweilige Ökoinventar einzusetzen war, da die Wirkstoffe nicht 1:1 ersetzt werden können. Die Menge der einzelnen Pestizidwirkstoffe in den Ökoinventaren entsprach meistens nur dem Bruchteil eines Spritzdurchgangs in der Praxis; da die Ökoinventare den Schweizer Durchschnitt der Produktion abbilden, enthalten sie eine Vielzahl von Wirkstoffen in sehr geringen Aufwandmengen. Daher musste zunächst ermittelt werden, welcher Bruchteil eines Spritzdurchgangs dem zu ersetzenden Wirkstoff zugrunde lag. Dafür wurde die Aufwandmenge im Inventar mit der Aufwandmenge einer Anwendung in der Praxis ins Verhältnis gesetzt. Anschliessend wurde die durchschnittliche Aufwandmenge der Ersatzwirkstoffe pro Anwendung in der Praxis mit diesem Faktor multipliziert und

¹⁷ <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/themen/umwelt-ressourcen/monitoring-analytik/za-ai.html>. Abgerufen: 23.05.2020.

¹⁸ <https://www.psm.admin.ch/de/produkte>. Abgerufen: 30.06.2019.

damit die ins Ökoinventar einzusetzende Menge ermittelt. Die Aufwandmengen der Ersatzwirkstoffe wurden dem aktuellen Pflanzenschutzmittelverzeichnis entnommen. Die Aufwandmengen der nicht mehr zugelassenen Wirkstoffe stammen aus Datenbankauszügen der Pflanzenschutzmittelverzeichnisse der Jahre 2005–2009, 2013 und 2015 des Fachbereichs Nachhaltiger Pflanzenschutz des Bundesamtes für Landwirtschaft. Da die Dosierungshinweise einen Spielraum bei den Aufwandmengen angeben, wurde mit der mittleren Menge gerechnet. Die Ökoinventare für Reben und Erdbeeren basieren auf ausländischen Inventaren, die für die Schweiz angepasst wurden. Sie enthielten Wirkstoffe, zu denen es im Schweizer Pflanzenschutzmittelverzeichnis keine Informationen gab. Die Informationen zu deren Aufwandmengen stammen von Informationsblättern der Hersteller. Für den Wirkstoff Acrinathrin konnten keinerlei Angaben gefunden werden. Hier wurde die Annahme getroffen, dass der Ersatzwirkstoff in der vom Schweizer Pflanzenschutzmittelverzeichnis für einen Arbeitsgang empfohlenen Menge appliziert wurde.

Bei den Ökoinventaren für Importprodukte wurde nach der Berechnung der Ergebnisse geprüft, welche Pestizidwirkstoffe mehr als 0,5 % zur Süßwasser-Ökotoxizität der Importe beitrugen. Bei diesen wurde überprüft, ob sie in dem entsprechenden Land noch zugelassen waren. Nicht mehr zugelassene Wirkstoffe wurden nach demselben Vorgehen und mit denselben Wirkstoffen wie in der Schweiz ersetzt. Bei insgesamt bis zu 5000 Pflanze-Wirkstoff-Kombinationen in den Importprodukten ergab das Abschneidekriterium 0,5 % eine sinnvoll handhabbare Anzahl solcher Kombinationen, die überprüft werden konnte. Gleichzeitig ist der Wert ziemlich tief; man kann davon ausgehen, dass das Ersetzen eines eventuell nicht mehr zugelassenen Wirkstoffes mit einem Beitrag von unter 0,5 % zum Gesamtergebnis nicht zu anderen Schlussfolgerungen führen würde.

Erstellen von Ökoinventaren für den TWI-konformen Acker- und Futterbau bei mittlerem Ertragsverlust:

Tabelle 20 im Anhang listet alle Ökoinventare auf, für die eine TWI-konforme Variante erstellt wurde. Vollständig neu modelliert wurden die Ökoinventare mit mittleren Ertragsverlusten (Anhang, Tabelle 21). Um die Umweltwirkungen der Varianten mit hohen resp. tiefen Ertragsverlusten zu ermitteln, wurde hingegen ein vereinfachtes Verfahren gewählt, das weiter unten beschrieben wird. Für folgende Kulturen, Produktionsformen und Produktionsregionen wurde die TWI-konforme Produktion mit mittlerem Ertragsverlust modelliert (die jeweilige Anzahl der Varianten hängt auch davon ab, welche Ökoinventare als Ausgangsbasis schon vorhanden waren):

- Brotgetreide (Winterweizen, Sommerweizen, Winterroggen), im Extenso- und Nicht-Extenso-Verfahren, Tal-, Hügel- und Bergregion
- Futtergetreide (Winterweizen, Wintergerste, Sommergerste, Sommerhafer, Wintertriticale), im Extenso- und Nicht-Extenso-Verfahren, Tal-, Hügel- und Bergregion
- Körnermais, Tal- und Hügelregion
- Silomais, Tal- und Hügelregion
- Zuckerrüben
- Futterrüben
- Kartoffeln, konventionell und biologisch, Tal- und Hügelregion
- Winterraps, im Extenso- und Nicht-Extenso-Verfahren, Talregion
- Hülsenfrüchte (Ackerbohnen, Eiweisserbsen), im Extenso- und Nicht-Extenso-Verfahren, Talregion
- Sojabohnen
- Sonnenblumen, im Extenso- und Nicht-Extenso-Verfahren

- Talregion
- Obst (Äpfel, Birnen, Aprikosen), konventionell und biologisch
- Erdbeeren, konventionell und biologisch
- Reben, konventionell und biologisch
- Gemüse (Salat, Tomaten, Blumenkohl, Broccoli, Kabis, Fenchel, Radieschen, Sellerie, Zwiebeln, Karotten, Gurken, Zucchini)
- Kunstwiese, Tal- und Hügelregion
- Dauerwiese, extensiv, mittelintensiv, intensiv, Tal-, Hügel und Bergregion

Die drei entscheidenden Anpassungen in den Inventaren waren die Änderung des Ertrags und der Düngermenge sowie der Verzicht auf Pestizide.

Ertrag:

Tabelle 21 im Anhang listet die Annahmen zu den Ertragsverlusten bei TWI-konformer Produktion auf. In den neu erstellten Ökoinventaren wurde der Ertrag gemäss dem Szenario mit dem mittleren Ertragsverlust verringert. Diese Angaben wurden unverändert aus der Studie Schmidt *et al.* (2019) übernommen, damit eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse sichergestellt ist. Unterschiede in der Produktionsmenge aufgrund der Ertragsverluste wurden über die Importmengen ausgeglichen (Kapitel 3.2).

Pflanzenschutz:

Aus den Ökoinventaren wurden alle Pestizidwirkstoffe und der Prozess ihrer Ausbringung entfernt. Es wurde die Annahme getroffen, dass stattdessen mehr Bodenbearbeitungsprozesse zur Unkrautregulierung durchgeführt werden. Demzufolge wurden den Inventaren Bodenbearbeitungsprozesse hinzugefügt, und zwar entsprechend der Bodenbearbeitung in den vorhandenen Ökoinventaren für den biologischen Anbau der jeweiligen Kultur.

Düngung:

Der Nahstoffbedarf der Pflanzen und entsprechend die Düngermenge sowie der Stickstoffgehalt der Ernterückstände wurden proportional zur Änderung des Ertrages skaliert.

Näherung der Umweltwirkungen pro Hektare bei TWI-konformem Acker- und Futterbau bei tiefen und hohen Ertragsverlusten:

Für die TWI-Szenarien mit tiefen und hohen Ertragsverlusten wurden keine eigenen Ökoinventare erstellt. Die Wirkung von hohen oder tiefen Ertragsverlusten wurde durch Extrapolation gemäss der Methode MEXALCA (Roches und Nemecek 2009; siehe auch Zimmermann *et al.* 2017) abgeschätzt, und zwar ausgehend von den Ökoinventaren mit mittlerem Ertragsverlust. Die Umweltwirkung «Flächenbedarf» war davon nicht betroffen, da diese sich bei unterschiedlichen Erträgen nicht ändert. Alle übrigen Umweltwirkungen wurden für jedes einzelne Ökoinventar gemäss Formel 1 korrigiert. Dieser Korrektur liegt die Annahme zugrunde, dass nur manche Inputs, wie z. B. die Düngermenge, proportional zum Ertrag erhöhet werden müssen, wohingegen viele Inputs auf die Fläche bezogen und daher unabhängig vom Ertrag sind; z. B. muss immer dieselbe Fläche gepflügt und geerntet werden. Bei steigendem Flächenertrag steigen die ungünstigen Umweltwirkungen pro Hektare typischerweise leicht an, pro Kilogramm Produkt sinken sie. Diese Zusammenhänge werden in der Extrapolationsgleichung abgebildet. In einer Sensitivitätsanalyse wurde die Verlässlichkeit dieser Extrapolationsmethode getestet (Näheres dazu im Kapitel 2.6.2).

$$I_2 = I_1 \times \left(0,5 + 0,5 \times \frac{E_2}{E_1} \right)$$

Formel 1

I_1 : Impact des ursprünglichen Inventars pro Hektare (mittlerer Ertragsverlust)

I_2 : Impact pro Hektare korrigiert für Ertragsunterschied

E_1 : Flächenertrag, der I_1 zugrunde liegt

E_2 : Zielertrag nach Korrektur

2.4.4 Anforderungen an die Datenqualität

Die Anforderungen an die Datenqualität der verwendeten Ökoinventare orientieren sich an der Zielsetzung dieser Studie. Tabellen 15–18 im Anhang listen die Herkunftsdatenbanken sowie anhand der Inventarnamen auch technologische und geographische Informationen für die verwendeten Ökoinventare auf. Die Datenqualitätsanforderungen in dieser Studie umfassen folgende Punkte:

- **Zeitliche Repräsentativität:** Ziel war es, möglichst aktuelle Ökoinventare zu verwenden. Bei den verwendeten ca. 400 Ökoinventaren war die zeitliche Repräsentativität aber nicht überall gleich. Die geographische und technologische Repräsentativität wurden ausserdem höher priorisiert, um der Vielfalt der Produkte, Produktionsmethoden und Herkunftsländer gerecht zu werden. Die meisten Ökoinventare für den Schweizer Ackerbau und Spezialkulturen wurden aktualisiert (vgl. Kapitel 2.4.3). Insbesondere wurden die Angaben zum Pestizideinsatz, die für die Zielsetzung von entscheidender Bedeutung sind, einer intensiven Prüfung und Aktualisierung unterzogen, sodass hier die zeitliche Repräsentativität hoch ist. Als Basis für die meisten Schweizer Obst-, Wein- und Gemüse-Inventare sowie für viele der Importprodukte wurden Inventare von ecoinvent v3.5 verwendet, ebenso für die Hintergrundprozesse aller verwendeten Inventare. Eine neuere Version (3.6) ist bereits vorhanden, war aber noch nicht in SimaPro v9.0 verfügbar, weshalb sie nicht genutzt werden konnte. Die Inventare zur Schweizer Tierhaltung sowie zu einer Reihe von Importprodukten stammen aus der SALCA-Datenbank und sind zwischen 2 und 14 Jahren alt.
- **Geographische Repräsentativität:** Die Trinkwasserinitiative wirkt sich direkt auf die landwirtschaftliche Produktion im Inland aus. Für die Ackerbau-, Grasland- und Tierhaltungsinventare sowie für Teile der Obst- und Gemüsebauinventare standen spezifische Ökoinventare aus SALCA oder ecoinvent zur Verfügung. Sofern entsprechende Ökoinventare verfügbar waren, wurde auch nach den Produktionsregionen Tal, Hügel und Berg unterschieden. Die übrigen Schweizer Produkte wurden durch Ökoinventare mit anderer Geographie angenähert, wobei für deren Hintergrundprozesse soweit vorhanden schweizerische Inventare eingesetzt wurden. Für die Importe wurden jeweils die geeignetsten verfügbaren Ökoinventare ausgewählt. Für die wichtigsten Import-Produkte und -Länder standen passende Ökoinventare zur Verfügung, in einigen Fällen musste auf Proxys zurückgegriffen werden. Übereinstimmend mit dem Ziel dieser Studie ist die geographische Repräsentativität für die Import-Produkte geringer als für die Inland-Produktion.
- **Technologische Repräsentativität:** Für die nicht TWI-konforme Produktion wurden – soweit verfügbar – im Pflanzenbau verschiedene Produktionsintensitäten (Nicht-Extenso-, Extenso- und biologischer Anbau) unterschieden. Für die Tierproduktion standen Ökoinventare zu verschiedenen Betriebstypen zur Verfügung. Für den TWI-konformen Pflanzenbau mit mittleren Ertragsverlusten (Szenarien S02, S05, S08, S11, S14, S17; Beschreibung der Szenarien siehe weiter unten, Kapitel 3.1, Tabelle 5) wurden spezifische Ökoinventare erstellt. Die Umweltwirkungen unter hohen und tiefen Ertragsverlusten wurden mittels Extrapolation (Kapitel 2.4.3, Formel 1) abgeschätzt. Deshalb ist bei den letzteren von einer verminderten technologischen Repräsentativität und entsprechend höherer Unsicherheit auszugehen. Die technologische Repräsentativität der übrigen Inventare entspricht den Standards in den jeweiligen Datenbanken.

Die übrigen Datenqualitätskriterien (z. B. *reliability* und *completeness*, vgl. *pedigree matrix* von ecoinvent, Weidema *et al.* 2013) sind in den jeweiligen Ökoinventar-Datenbanken resp. in den in Kapitel 2.4.1 genannten Datenquellen dokumentiert.

2.4.5 Emissionen der Pestizid-Wirkstoffe

Die Sachbilanz und Wirkungsabschätzung bezüglich Pestiziden wird im Folgenden eingehender erläutert; einerseits, weil es ein Kernanliegen der Trinkwasserinitiative betrifft, andererseits, weil in der vorliegenden Studie verschiedene methodische Neuerungen vorgenommen wurden.

Die Abschätzung der Wirkungen von Pestiziden ist seit vielen Jahren Gegenstand von Diskussionen in der Ökobilanzforschung. Sie ist komplex und bietet zahlreiche Herausforderungen. Einige davon sind:

- Die hohe Anzahl von Wirkstoffen, die zu berücksichtigen sind.
- Die grossen Unterschiede zwischen den Wirkstoffen. Die Wirkungen auf die Zielorganismen können sich um mehrere Grössenordnungen unterscheiden.
- Die Komplexität der Prozesse in der Umwelt.
- Die konsistente Modellierung der Prozesse im Rahmen der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung.

Um eine konsistente Modellierung der Prozesse zwischen der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung zu erreichen, wurde ein Konsensprozess initiiert (vgl. Rosenbaum *et al.* 2015). Dieser begann im Jahr 2013 mit einem Workshop in Glasgow und wurde anschliessend in zwei weiteren wissenschaftlichen Workshops fortgesetzt (2014 in Basel, 2015 in Bordeaux). Die Ergebnisse wurden 2016 in Dublin einem Stakeholder-Panel vorgestellt. Im Rahmen dieser Arbeiten konnten die Schwachstellen analysiert und Lösungsvorschläge erarbeitet werden; für eine praktische Umsetzung fehlten aber noch mehrere Elemente. Aus diesem Grund wurde im Jahr 2017 das Projekt OLCA-Pest (*Operationalising Life Cycle Assessment for Pesticides*¹⁹) initiiert, um die Modelle und Methoden so weit zu operationalisieren, dass sie in praktischen Ökobilanzstudien angewendet und die Ökobilanz-Datenbanken entsprechend angepasst werden können. Das Projekt wird von der ADEME (*Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie*, Frankreich) finanziert und von acht Institutionen aus Frankreich, Dänemark, Spanien und der Schweiz (Agroscope) durchgeführt.

In den meisten gängigen Ökoinventar-Datenbanken wie ecoinvent, WFLDB oder AGRIBALYSE werden bei Pestiziden 100 % der ausgebrachten Menge als Emission in den Boden gerechnet. Dieser Ansatz wurde kritisiert, weil er zu einer Über- oder Unterschätzung der tatsächlichen Wirkungen führen kann. Deshalb wurden Modelle entwickelt, um die Verteilung der Pestizide auf die verschiedenen Umweltkompartimente im Rahmen von Ökobilanzen abzuschätzen. Das Modell PestLCI (V1.0, Birkved und Hauschild 2006; V2.0, Dijkman *et al.* 2012) wurde zu diesem Zweck entwickelt und in einzelnen Ökobilanzstudien angewandt. Es zeigte sich jedoch, dass dieses Modell nicht vollständig mit Wirkungsabschätzungsmethoden wie USEtox kompatibel ist; zudem ist die Implementierung in Analytica wenig benutzerfreundlich und für eine breite Anwendung wenig geeignet (unzulängliche Automatisierung, daher war eine Berechnung vieler Anwendungsszenarien sehr aufwändig). Im Rahmen des Konsensprozesses wurde daher der Anpassungsbedarf ermittelt; die Implementierung erfolgte dann im Rahmen des Projektes OLCA-Pest.

Das angepasste Modell wird als *PestLCI consensus model* (PLCM) bezeichnet und ist nun als Berechnungstool im Web verfügbar²⁰. Es erlaubt einerseits die Berechnung von einzelnen Anwendungssituationen (d. h. die Anwendung eines Wirkstoffs auf einer bestimmten Kultur zu einem bestimmten Zeitpunkt), andererseits eine automatisierte Berechnung von bis zu 1000 Anwendungsszenarien.

¹⁹ <http://www.sustainability.man.dtu.dk/english/research/qa/research/research-projects/olca-pest>.

Abgerufen: 25.05.2020.

²⁰ <https://pestciweb.man.dtu.dk/>. Abgerufen: 25.05.2020.

Das PLCM berechnet die Verteilung der Wirkstoffe nach der Anwendung in der Umwelt (Abbildung 4). Dabei wird zwischen primärer und sekundärer Verteilung auf die verschiedenen Kompartimente unterschieden:

1. Primäre Verteilung, wenige Minuten bis einen Tag nach der Anwendung
2. Sekundäre Verteilung, wobei verschiedene weitere Prozesse berücksichtigt werden.

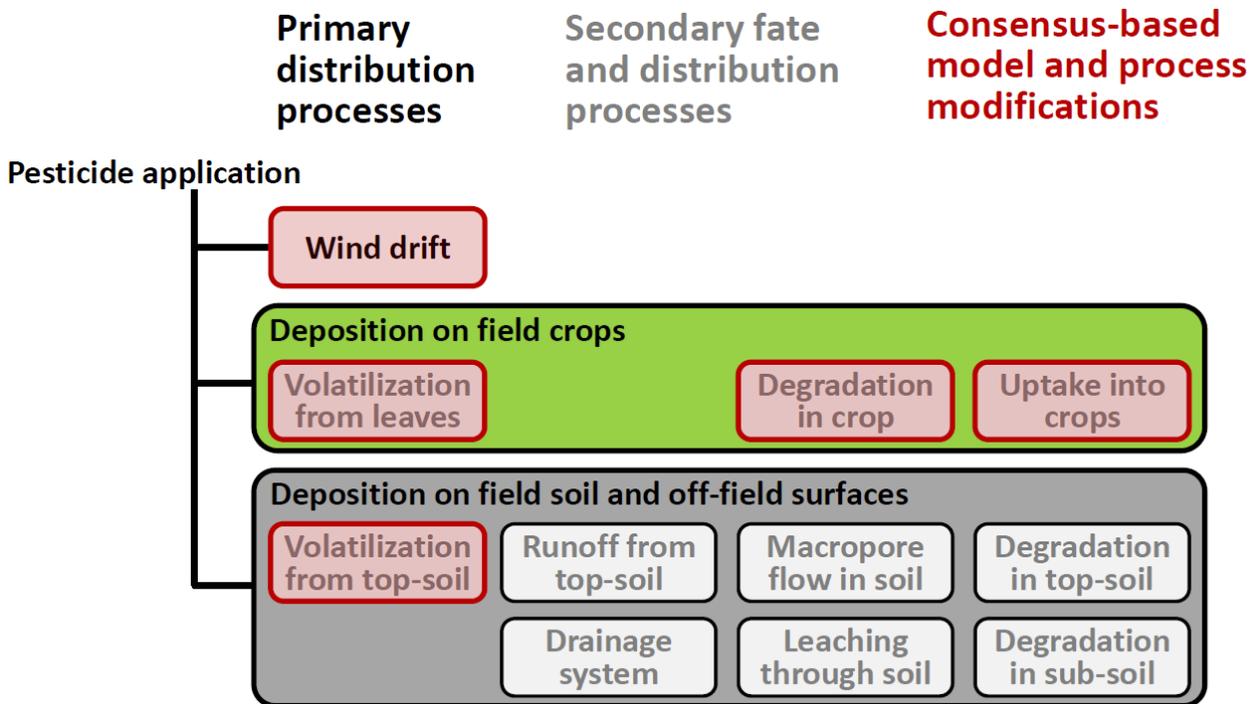


Abbildung 4: Im PestLCI Consensus Model (PLCM) berücksichtigte Prozesse (Quelle: <http://pestlciweb.man.dtu.dk/>; siehe auch Dijkman et al. 2012; Fantke 2017).

Die primäre Verteilung hängt ab von:

- der Bodenbedeckung durch die Kultur und damit indirekt von der Kultur, dem Anwendungsmonat und dem Entwicklungsstand der Kultur
- der Anwendungstechnik
- der Drift-Reduktion bei der Anwendung
- der Größe des Feldes
- Pufferzonen, deren Breite und deren Bewuchs

Die sekundäre Verteilung wird zusätzlich durch folgende Faktoren beeinflusst:

- Bodeneigenschaften (Körnung, pH-Wert, Humusgehalt)
- Klima (monatliche Mitteltemperatur, Niederschlagsmenge und -häufigkeit)
- Anwendungsmonat
- Eigenschaften des Wirkstoffs
- Bodenbearbeitung

Die sekundäre Verteilung im PLCM berücksichtigt verschiedene Prozesse, die in der Wirkungsabschätzung durch USEtox bereits enthalten sind. Dies führt zu inkonsistenten Ergebnissen, indem z. B. bestimmte Prozesse doppelt gerechnet werden. Die Analysen im Rahmen des Konsensprozesses kamen daher zum Schluss, dass lediglich die primäre Verteilung verwendet werden sollte.

Für die Modellierung der Pestizidemissionen wird das Vorgehen angewandt, wie es grundsätzlich im Rahmen des Konsensprozesses definiert (Rosenbaum *et al.* 2015) und im Rahmen des Projektes OLCA-Pest²¹ konkretisiert wurde. Die spezifischen Bedingungen für einzelne Anwendungen sind nicht so umfassend verfügbar, dass sie für eine Modellierung für Dutzende von verschiedenen Kultur-Ökoinventaren in verschiedenen Ländern angewandt werden könnte. Daher kommt für die Berechnungen im Rahmen der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung ein vereinfachtes Verfahren zur Anwendung.

Die verschiedenen Anwendungssituationen werden aufgrund von Arbeiten im Projekt OLCA-Pest (Publikation in Vorbereitung) in sogenannte Archetypen eingeteilt, wobei 18 Kulturgruppen, Wirkstoffklassen für verschiedene Zielorganismen (Herbizide, Fungizide, Insektizide etc.) unterschieden werden. Für jeden Archetyp wird eine typische Applikationsmethode angenommen, eine Effizienz der Driftreduktion etc.

Für die Modellrechnung wird weiter der Grad der Bodenbedeckung durch die Kultur benötigt (*fraction intercepted*), welche aus der Kultur und deren Stadium bei der Anwendung abgeleitet wird.

Dabei gelten folgende Annahmen:

- 0 % Bodenbedeckung (*bare soil*) für Voraufbauherbizide und die Anwendung von Granulaten
- Stadium I (*leaf development*) für Nachaufbauherbizide
- Stadium III (je nach Kultur Blüte, Fruchtbildung etc.) für alle anderen Anwendungen

Die Ergebnisse des PLCM (primäre Verteilung) werden wie folgt mit den Umweltkompartimenten verknüpft:

- Emissionen in die Luft → *air, low population density* (bzw. *continental air* in USEtox)
- Deposition auf der Kultur → Gemäss dem aktuellen Stand der Methodik haben die Wirkstoffe, die auf den Kulturpflanzen deponiert werden, eine Wirkung auf die Humantoxizität (in dieser Studie nicht berücksichtigt), jedoch keine Wirkung auf die aquatische Ökotoxizität (d. h. Charakterisierungsfaktor = 0).
- Deposition auf dem Boden im Feld → *soil, agricultural*
- Deposition ausserhalb des Feldes → aufgeteilt auf die folgenden Kompartimente gemäss Fantke (2019):
 - 40 % *soil, agricultural*
 - 2 % *water, river*
 - 58 % *soil, natural* (bzw. *soil, forest* in SimaPro v9.0)²²

Das PLCM-Webtool stand erst im Laufe des Sommers 2019 zur Verfügung, und in dieser Zeit wurden noch Fehler korrigiert. Das Vorgehen für die Berechnung der Emissionen wurde auch erst in dieser Periode definiert. Aus zeitlichen Gründen war es daher nicht mehr möglich, sämtliche verwendeten Ökoinventare

²¹ <http://www.sustainability.man.dtu.dk/english/research/qa/research/research-projects/olca-pest>.

Abgerufen: 25.05.2020.

²² In der Publikation von Fantke (2019) wird die Zahl von 50 % erwähnt. Für die fehlenden 8 % der Fläche wird angenommen, dass es sich um andere Landflächen wie Siedlungsgebiete, Industrieland oder Verkehrsflächen handelt. Diese Mengen werden dem Kompartiment *soil, natural* zugeschlagen, weil USEtox keine Charakterisierungsfaktoren für diese übrigen Flächen angibt.

gemäss dem neuen Konzept anzupassen. Das hätte bedingt, dass alle verwendeten Ökoinventare für landwirtschaftliche Produkte mit Pestizid-Einsatz hätten angepasst werden müssen. Dafür hätte man für jeden Wirkstoff anstelle von einer Pestizidemission in den landwirtschaftlichen Boden vier Emissionen in die oben genannten Umweltkompartimente implementieren müssen.

Für dieses Projekt wurde daher ein vereinfachtes Verfahren gewählt, indem die primäre Verteilung der Pestizide nach der Anwendung mit den entsprechenden Charakterisierungsfaktoren für das jeweilige Pestizid und das betroffene Umweltkompartiment verrechnet wurde. So entstand jeweils ein Charakterisierungsfaktor für jeden Wirkstoff, der alle vier Umweltkompartimente abdeckte, sodass man die Struktur der verwendeten Ökoinventare beibehalten konnte. Das Vorgehen ist in Kapitel 2.5.1 beschrieben. Dieses Verfahren ist analog zu der Bestimmung der Charakterisierungsfaktoren von Pestiziden für die Humantoxizität von Fantke und Jolliet (2016). Dadurch ist sichergestellt, dass die Pestizidemissionen in allen landwirtschaftlichen Ökoinventaren gleich behandelt werden.

Rechnerisch besteht kein grundsätzlicher Unterschied, ob die Verteilung detailliert in den Ökoinventaren abgebildet und anschliessend mit den jeweiligen Charakterisierungsfaktoren verrechnet wird, oder ob das oben beschriebene vereinfachte Verfahren angewendet wird. In einigen Fällen sind jedoch vereinfachende Annahmen notwendig. Die Auswirkungen dieser Vereinfachung werden in der Diskussion besprochen.

Für Schwermetalle wie Kupfer, das in Pestiziden enthalten ist, erfolgt die Berechnung der Sachbilanz mit dem Modell SALCA-Schwermetall (Freiermuth 2006).

2.5 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungskategorien und Wirkungsabschätzungsmethoden wurden gemäss den folgenden Grundsätzen ausgewählt:

- Ziel war es, alle relevanten Aspekte der Auswirkungen auf die Umwelt der Landwirtschaft im Allgemeinen und einer TWI-konformen Landwirtschaft im Besonderen abzudecken.
- Die Auswahl stützt sich auf internationale Standards und Empfehlungen relevanter Organisationen wie der *Life Cycle Initiative* der Vereinten Nationen (*Life Cycle Initiative hosted by UN environment*)²³ oder des ILCD (*International Reference Life Cycle Data System*)²⁴ der Europäischen Kommission).
- Soweit es die Datengrundlage (Ökoinventare) erlaubt, werden, wo sie vorhanden sind, Methoden mit einer regionalen Differenzierung bevorzugt.
- Grundsätzlich werden Indikatoren auf Stufe *Midpoint* verwendet. Daneben werden einzelne Indikatoren der Sachbilanz (Flächenbedarf, Abholzung) berücksichtigt. Für das Artenverlustpotenzial durch Landnutzung lag keine *Midpoint*-Methode vor, sodass diese Wirkung auf Stufe *Endpoint* betrachtet wurde. Vereinfachend sprechen wir in dieser Studie von Umweltwirkungen, womit alle Indikatoren gemeint sind, auch wenn einzelne Indikatoren keine eigentlichen Wirkungsindikatoren im Sinne von ISO 14044 sind.

Die Auswahl der Umweltwirkungen ist in Roesch *et al.* (2016) beschrieben und begründet. In der Auswertung in dieser Studie unterscheiden wir zwischen den Zielwirkungen, die durch die Forderungen der Trinkwasserinitiative gegeben sind, und weiteren Umweltwirkungen, die in der SALCA-Methodik definiert sind und Umweltbereiche beschreiben, in denen die Landwirtschaft eine wichtige Rolle spielt. Die Zielwirkungen Süsswasser-Ökotoxizität, Biodiversität, Eutrophierung und Versauerung sind in der Trinkwasserinitiative explizit erwähnt oder können sinngemäss daraus abgeleitet werden. Die übrigen Wirkungen auf die Umwelt

²³ www.lifecycleinitiative.org. Abgerufen: 25.05.2020.

²⁴ <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/ilcd.html>. Abgerufen: 25.05.2020.

werden im Sinne einer Analyse von Trade-Offs und Synergien quantifiziert. Diese Unterscheidung bezieht sich auf die Erreichung der deklarierten Ziele der Trinkwasserinitiative und stellt keine Gewichtung dar, d. h. die Zielwirkungen sind nicht *per se* höher zu gewichten als die übrigen Wirkungskategorien, beispielsweise das Treibhauspotenzial. Mit der Trade-Off-Analyse möchten wir sicherstellen, dass Änderungen einer Zielwirkung nicht zu Lasten einer anderen Umweltwirkung gehen. Im Folgenden sind die betrachteten Umweltwirkungen beschrieben.

2.5.1 Zielwirkung Süßwasser-Ökotoxizität

Für die Süßwasser-Ökotoxizität (*freshwater ecotoxicity*) kommt die Methode USEtox®²⁵ zur Anwendung. Sie ist eine wissenschaftliche Konsensmethode für die Abschätzung der Ökotoxizität und der Humantoxizität (Rosenbaum *et al.* 2008), die von der *Life Cycle Initiative* der Vereinten Nationen getragen wird. Diese Methode wird auch von der EU im Rahmen der *Product Environmental Footprint Category Rules Guidance* (Europäische Kommission 2018) empfohlen. Die Ergebnisse werden in der Einheit PAF*m³*Tag (*potentially affected fraction of species*) ausgedrückt.

Wie einleitend beschrieben, fokussiert diese Studie auf die Wirkungen auf die Umwelt, nicht auf die menschliche Gesundheit. Dementsprechend kommt die Wirkungsabschätzung für die Humantoxizität hier nicht zur Anwendung. In dieser Studie wurden die Charakterisierungsfaktoren von USEtox Version 2.11 verwendet. Diese wurden wie folgt angepasst:

- Im Rahmen des Projektes OLCA-Pest²⁶ wurden Charakterisierungsfaktoren für über 100 weitere Wirkstoffe ermittelt. Diese wurden ebenfalls übernommen.
- Da es in diesem Projekt nicht möglich war, sämtliche Ökoinventare anzupassen, wurde die Verteilung der Pestizide auf die verschiedenen Umweltkompartimente in den Charakterisierungsfaktor integriert (Kapitel 2.4.4). Für die verwendeten Pestizidwirkstoffe wurden parametrisierte Wirkungsfaktoren für die Emissionen in den landwirtschaftlichen Boden erstellt (*soil, agricultural*). In den verwendeten Ökoinventaren ist jeweils die ganze Menge (100 %) der ausgebrachten Pestizide als Emission in den landwirtschaftlichen Boden bilanziert. Die primäre Verteilung der Pestizide wird mit dem PLCM nach dem in Kapitel 2.4.4 beschriebenen Verfahren ermittelt und anschliessend mit dem Charakterisierungsfaktor (CF) für das jeweilige Umweltkompartiment multipliziert (Formel 2):

$$CF_{sai'} = f_{ai} * CF_{ai} + f_{wi} * CF_{wi} + f_{sai} * CF_{sni} + f_{sai} * CF_{sni} + f_{cri} * 0 \quad \text{Formel 2}$$

$CF_{sai'}$: Angepasster Charakterisierungsfaktor für *soil, agricultural*

CF_{ai} : Charakterisierungsfaktor für *continental air* aus USEtox V2.11

CF_{sai} : Charakterisierungsfaktor für *agricultural soil* aus USEtox V2.11

CF_{sni} : Charakterisierungsfaktor für *natural soil* aus USEtox V2.11

CF_{wi} : Charakterisierungsfaktor für *freshwater* aus USEtox V2.11

f_{ai} : Anteil Emission in die Luft aus PLCM

f_{sai} : Anteil Emission in *soil, agricultural* aus PLCM

f_{sni} : Anteil Emission in *soil, natural* aus PLCM

f_{wi} : Anteil Emission in *freshwater* aus PLCM

f_{cri} : Anteil Emission auf *crop* aus PLCM²⁷

²⁵ www.usetox.org. Abgerufen: 25.05.2020.

²⁶ www.sustainability.man.dtu.dk/english/research/qa/research/research-projects/olca-pest. Abgerufen: 25.05.2020.

²⁷ Wie in Kapitel 2.4.5 erklärt, geht die aktuelle Methodik davon aus, dass sich die Pestizide auf den Kulturpflanzen über Rückstände auf dem Erntegut auf die menschliche Gesundheit auswirken können, aber dieser Austragspfad keine Wirkung auf die Süßwasser-Ökotoxizität hat. Dementsprechend wird dieser Anteil nicht berücksichtigt (Charakterisierungsfaktor = 0).

- Der Anteil der Pestizide, der auf der Kulturoberfläche deponiert wird, geht mit einem Charakterisierungsfaktor von 0 in die Berechnung ein. Der so ermittelte gewichtete Charakterisierungsfaktor wird für das Umweltkompartiment landwirtschaftlicher Boden eingesetzt und berücksichtigt somit die verschiedenen Emissionspfade.
- Für jene Pestizide, für die es weder in USEtox V2.11 noch in OLCA-Pest Charakterisierungsfaktoren gab, wurde der Mittelwert von Charakterisierungsfaktoren von Wirkstoffen mit einem ähnlichen Anwendungsspektrum (d. h. mit ähnlichen Zielorganismen) eingesetzt (Anhang, Tabelle 22).

Anorganische Schadstoffe, namentlich Metalle, verhalten sich in der Umwelt anders als organische Schadstoffe (Fantke *et al.* 2018). Unterschiede bestehen in Bezug auf die Spezierung der Metalle²⁸, deren Bioverfügbarkeit und die Tatsache, dass Metalle höchstens immobilisiert werden können (z. B. in Sedimenten), jedoch im Gegensatz zu organischen Schadstoffen nicht abgebaut werden. Diese Unterschiede stellen für die Modellierung der Umweltprozesse und der Toxizität eine besondere Herausforderung dar. Fantke *et al.* (2018) empfehlen daher, die toxische Wirkung von anorganischen Stoffen (einschliesslich metallbasierter Pestizide) und die Wirkung von organischen Stoffen (u. a. die übrigen Pestizide) getrennt darzustellen. Bei anorganischen Stoffen ist das Verständnis für deren Wirkung in der Wissenschaft noch unvollständig. Deswegen ist zu beachten, dass die entsprechenden Ergebnisse eine grosse Unsicherheit aufweisen. In der Diskussion gehen wir vertieft auf diese Aspekte ein.

2.5.2 Zielwirkung Biodiversität

Hier wurden die beiden Methoden Chaudhary und Brooks (2018) und SALCA-Biodiversität (Jeanneret *et al.* 2014 und 2009) parallel verwendet. Chaudhary und Brooks (2018) berechnen das weltweite Artenverlustpotenzial durch die Landnutzung durch Landwirtschaft, Wald, Siedlung, Industrie und Verkehr. Dabei handelt es sich um eine Weiterentwicklung der Methode von Chaudhary *et al.* (2016), welche von der *Life Cycle Initiative* der Vereinten Nationen empfohlen wird. Sie kann darstellen, wie sich die landwirtschaftliche Produktion innerhalb der Schweiz sowie die Herstellung von Importprodukten in anderen Ländern in ihrer Wirkung auf die weltweite Artenvielfalt zueinander verhalten, resp. wie sich die Wirkung verändert, wenn mehr importiert wird. Die Methode von Chaudhary und Brooks (2018) enthält Charakterisierungsfaktoren für drei Intensitätslevels in jedem Land. Sie kann jedoch nicht detailliert abbilden, wie sich spezifische Änderungen in der Produktionspraxis einzelner Kulturen auswirken. Das heisst, sie erfasst nicht die Wirkung eines Verzichts auf Pestizide. Als grobe Näherung verwendeten wir in dieser Studie für die aktuelle ÖLN-Produktion resp. für die nicht TWI-konforme Produktion die Charakterisierungsfaktoren für die höchste Intensität und für die TWI-konforme Produktion in den Szenarien jene für mittlere Intensität (gleich der biologischen Produktion).

Um darzustellen, wie sich der Pestizidverzicht in der Schweiz auf die Biodiversität auswirkt, wurden für ausgewählte Kulturen jeweils zwei Varianten – eine mit der aktuellen ÖLN-Produktion und eine mit Verzicht auf Pestizide – mit SALCA-Biodiversität berechnet. SALCA-Biodiversität kann solche Änderungen der Bewirtschaftung abbilden, ist jedoch nicht in Ländern ausserhalb Europas anwendbar. Ausgewählt wurden ein- und mehrjährige Kulturen sowie Graslandnutzungen, die gemäss den Ergebnissen der Methode von Chaudhary und Brooks (2018) einen grossen Anteil am Artenverlustpotenzial haben, das in der Schweiz verursacht wird, resp. die verschiedene Kulturpflanzentypen repräsentieren.

²⁸ Mit der Spezierung wird die Ausprägungsform bezeichnet, in der ein Metall vorliegt. Ein wichtiges Merkmal ist die Oxidationsstufe. Beispielsweise gelangt dreiwertiges Chrom (CrIII) und sechswertiges Chrom (CrVI) in die Umwelt. Das letztere ist aber deutlich toxischer. Daneben spielen die isotopische Komposition, die Komplexbildung oder die Molekularstruktur eine Rolle.

Chaudhary und Brooks (2018) ermittelten das Artenverlustpotenzial (Anzahl verlorener Arten pro m^2) für die fünf Artengruppen Säugetiere, Vögel, Amphibien, Reptilien und Pflanzen durch unterschiedliche Landnutzungsarten und -intensitäten sowie durch Landnutzungsänderungen in 804 terrestrischen Ökoregionen der Erde. Das Artenverlustpotenzial bezieht sich auf den natürlichen Zustand ohne menschliches Eingreifen, wobei berücksichtigt wird, dass Arten unterschiedlich, teilweise sogar positiv auf die Veränderung ihres Habitats durch menschliches Eingreifen reagieren. Die Charakterisierungsfaktoren beschreiben das weltweite Verlustpotenzial von Arten, das heisst, sie liefern eine Abschätzung, wie hoch der Beitrag einer Landnutzung an einem bestimmten Ort zum permanenten, irreversiblen Artenverlust ist. Die Charakterisierungsfaktoren sind dabei umso höher, je endemischer die Arten in einer Region sind und je höher die Bedrohungslage gemäss Roter Liste ist. Die Charakterisierungsfaktoren liegen auch auf Länderebene zusammengefasst vor (245 Länder, darunter die Schweiz), und zwar sowohl einzeln für die fünf Artengruppen als auch über alle Artengruppen aggregiert. Die Einheit für die einzelnen Artengruppen ist Anzahl verlorener Arten*Jahr pro m^2 für Landnutzungsänderungen resp. pro m^2 *Jahr für die Landnutzung, für den aggregierten Charakterisierungsfaktor ist sie PDF*Jahr pro m^2 resp. pro m^2 *Jahr (PDF = *potentially disappeared fraction of species*, Anteil potenziell verschwundener Arten). Höhere Werte bedeuten eine niedrigere Artenvielfalt.

SALCA-Biodiversität erlaubt die Schätzung der potenziellen Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf elf Indikator-Artengruppen (Ackerflora, Graslandflora, Vögel, Kleinsäuger, Amphibien, Mollusken, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Wildbienen, Heuschrecken; Jeanneret *et al.* 2014). Das Modell berechnet einen Index für einzelne Parzellen, kann aber auch mit Durchschnittszahlen für die Bewirtschaftung einzelner Kulturen arbeiten. Es berücksichtigt Angaben zur Art der Landnutzung (inklusive Biodiversitäts-Förderflächen), Nutzungsintensität, Einsatz von Betriebsmitteln, Erntetechnik sowie Pflegemassnahmen. Das Ergebnis sind dimensionslose Noten für jede Artengruppe, die zu einer Gesamtnote aggregiert werden. Je höher die Note, desto günstiger ist die Wirkung der betrachteten Bewirtschaftung auf die Biodiversität. Dies steht im Gegensatz zu den Ergebnissen aus Chaudhary und Brooks (2018), bei denen hohe Werte ein hohes Artenverlustpotenzial und daher eine niedrige Artenvielfalt anzeigen. Für jede Kultur steht ausserdem eine in der Schweiz theoretisch minimal oder maximal erreichbare Punktzahl zur Verfügung. Die Lage der tatsächlichen Punktzahl innerhalb dieser Spannweite gibt das nicht erreichte Biodiversitätspotenzial resp. ein «Biodiversitätsdefizit» wieder. Hier gilt: Je höher der Wert, desto ungünstiger ist die Wirkung der betrachteten Bewirtschaftung.

Aus den Punktzahlen sowie aus dem Biodiversitätsdefizit der einzelnen Kulturen wurden mittlere, flächengewichtete Werte pro Hektare Landwirtschaftsfläche für die Schweiz berechnet, einmal mit den Ergebnissen für die aktuelle ÖLN-Produktion, einmal mit denjenigen für die TWI-konforme Produktion. Unter Berücksichtigung der Änderung der Flächennutzung in den verschiedenen Szenarien zeigt dies auf, welche Wirkung der Verzicht auf Pestizide auf die Biodiversität der Schweizer Landwirtschaftsfläche hat.

Ein direkter Vergleich mit den Ergebnissen der Methode Chaudhary und Brooks (2018) ist schwierig, weil beide Methoden mit unterschiedlicher Zielsetzung entwickelt wurden, weil sie sich auf unterschiedliche Artengruppen beziehen, weil ein anderer Referenzzustand verwendet wird und weil die Ergebnisse in sehr unterschiedlichen Einheiten vorliegen. Aus diesem Grund werden die Ergebnisse getrennt dargestellt.

2.5.3 Zielwirkungen Eutrophierung und Versauerung

- **Versauerungspotenzial**

Gemäss der Empfehlung des ILCD (EC-JRC-IES 2011) kommt hier die Methode *Accumulated Exceedance* zum Einsatz (Posch *et al.* 2008; Seppälä *et al.* 2006). Die Methode quantifiziert die Fläche, auf der die Tragfähigkeit der Ökosysteme überschritten wird, sowie das Ausmass der Überschreitung. Dabei wird die Empfindlichkeit der verschiedenen Ökosysteme berücksichtigt. Sie stellt Charakterisierungsfaktoren auf der Ebene verschiedener Länder zur Verfügung. Zur Bewertung der Produktion in der Schweiz verwendeten wir die Charakterisierungsfaktoren für die Schweiz, für die Bewertung der Importprodukte die Faktoren auf globaler Ebene, welche sich auf europäische Länder beziehen.

Einheit: molc H⁺-Äquivalente.

- **Terrestrisches Eutrophierungspotenzial**

Gemäss der Empfehlung des ILCD (EC-JRC-IES 2011) kommt hier ebenfalls die Methode *Accumulated Exceedance* zum Einsatz (Posch *et al.* 2008; Seppälä *et al.* 2006). Wie bei der Versauerung wird die Fläche quantifiziert, auf der die Tragfähigkeit der Ökosysteme überschritten wird, sowie das Ausmass der Überschreitung. Dabei wird die Empfindlichkeit der Ökosysteme berücksichtigt. Für die terrestrische Eutrophierung sind die Einträge von Stickstoff über die Luft entscheidend, zur Hauptsache Ammoniak (NH₃) und Stickoxide (NO_x). Zur Bewertung der Produktion in der Schweiz verwendeten wir die Charakterisierungsfaktoren für die Schweiz, für die Bewertung der Importprodukte die globalen Faktoren.

Einheit: mol N-Äquivalente.

- **Aquatisches Eutrophierungspotenzial Stickstoff und Phosphor (N und P)**

Die Wirkung von Stickstoff- und Phosphoreinträgen in aquatische Ökosysteme wurde gemäss der Methode EDIP 2003 (Hauschild und Potting 2005) berechnet. ILCD (EC-JRC-IES 2011) empfiehlt hier die ReCiPe-Methode. Für diese Studie wurde jedoch EDIP 2003 gewählt, weil diese Methode eine regional differenzierte Wirkungsabschätzung erlaubt. Sie liefert Charakterisierungsfaktoren für die Schweiz und generische Defaultwerte, die vom europäischen Durchschnitt abgeleitet sind. Die Methode ergibt Einzelergebnisse für die aquatische Eutrophierung Stickstoff (N) und die aquatische Eutrophierung Phosphor (P). Die aquatische Eutrophierung N ist hauptsächlich für marine Ökosysteme relevant, in denen häufig Stickstoff das limitierende Element ist, während die aquatische Eutrophierung P die Wirkung auf die Binnengewässer beschreibt, in denen meistens Phosphor das limitierende Element ist. Zur Bewertung der Produktion in der Schweiz verwendeten wir die Charakterisierungsfaktoren für die Schweiz, für die Bewertung der Importprodukte die globalen Faktoren.

Einheiten: kg N-Äquivalente bzw. kg P-Äquivalente.

Die Charakterisierungsfaktoren von Eutrophierung und Versauerung wurden zwischen der Produktion in der Schweiz und den Importen unterschieden, wobei für die letzteren der durchschnittliche Charakterisierungsfaktor eingesetzt wurde (Tabelle 3). Charakterisierungsfaktoren für verschiedene europäische Länder sind zwar verfügbar, aber ihre Anwendung würde eine Anpassung der Ökoinventare voraussetzen, was im Rahmen dieser Studie nicht möglich war. Die verwendete Methode gewichtet bei eutrophierenden Emissionen (N und P) die Einträge ins Wasser in den Import-Herkunftsländern 10–15 % tiefer als die Emissionen in der Schweiz. Ammoniak-Emissionen in die Luft werden sogar um ein Drittel tiefer gewichtet. Hingegen werden versauernde Emissionen bei den Importen 2,5–4-mal höher gewichtet als Emissionen in der Schweiz. Diese Unterscheidung beeinflusst die Ergebnisse massgeblich und ist bei der Interpretation zu berücksichtigen.

Tabelle 3: Geographisch differenzierte Charakterisierungsfaktoren (CF) für Eutrophierung und Versauerung.

Wirkung	Emission	Einheit	CF Schweiz	CF Import	CF Import / CF Schweiz	Methode
Aquatische Eutrophierung N	NH ₃	kg N-Äq.	0,224	0,1886	84 %	EDIP 2003
	NO ₃	kg N-Äq.	0,161	0,1357	84 %	
Aquatische Eutrophierung P	P und P-Verbindungen	kg P-Äq.	1	0,88	88 %	
Terrestrische Eutrophierung	NH ₃	mol N-Äq.	21,2	13,47	64 %	<i>Accumulated Exceedance</i>
	NO _x	mol N-Äq.	3,233	4,26	132 %	
Terrestrische Versauerung	NH ₃	molc H ⁺ -Äq.	0,747	3,02	404 %	
	NO _x	molc H ⁺ -Äq.	0,252	0,74	294 %	
	SO ₂	molc H ⁺ -Äq.	0,494	1,31	265 %	

Äq. = Äquivalent

2.5.4 Analyse von Trade-Offs und Synergien

Die hierunter fallenden Umweltwirkungen werden in SALCA-Berechnungen standardmässig eingesetzt. In den angegebenen Quellen gibt es genauere Informationen. Ein Grossteil ist ausserdem detailliert in Roesch *et al.* (2016) beschrieben. Die folgenden Umweltwirkungen wurden betrachtet:

• Treibhauspotenzial

Die Charakterisierungsfaktoren stammen aus der Methodik des *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC 2013) und beziehen sich auf den Zeithorizont 100 Jahre. Kohlenstoff, der durch Flächenumwandlung bei Landnutzungsänderungen aus der organischen Bodensubstanz freigesetzt wird, wird einberechnet, da es sich um langfristig gespeicherten Kohlenstoff handelt. Biogener Kohlenstoff in landwirtschaftlichen Produkten und kurzfristige Änderungen in der organischen Bodensubstanz bei gleich bleibender Landnutzung fliessen nicht ein, da hier der Zyklus von Freisetzung und Bindung nur wenige Jahre umfasst und daher nicht klimarelevant ist. Die verwendeten Werte berücksichtigen das *Climate-Carbon Feedback*²⁹ nicht. Ausserdem haben biogene Methanemissionen wegen der Aufnahme von Kohlenstoff während der Photosynthese einen tieferen Charakterisierungsfaktor als fossile Methanemissionen.

Einheit: kg CO₂-Äquivalente.

• Ozonabbaupotenzial

Die vom ILCD (EC-JRC-IES 2011) empfohlene Methode kam zum Einsatz, erweitert um einen Charakterisierungsfaktor für Lachgas von Lane und Lant (2012). Das Charakterisierungsmodell wurde von der *World Meteorological Organization* entwickelt und definiert das Potenzial verschiedener Gase zum Abbau von stratosphärischem Ozon mit einem Zeithorizont von 100 Jahren. Als Wirkungsindikator wird CFC-11 (Trichlorfluormethan, ein Fluorchlorkohlenwasserstoff) verwendet.

Einheit: kg CFC-11-Äquivalente.

²⁹ Darunter werden die Rückkopplungseffekte im Klimasystem verstanden. Die Emission von Treibhausgasen führt zur Klimaänderung, die wiederum zu einer höheren Freisetzung von Treibhausgasen führt. Bei der Berücksichtigung des *Climate-Carbon Feedbacks* ergeben sich höhere CO₂-Äquivalente.

- **Ozonbildungspotenzial**

Die Methode folgt der Empfehlung des ILCD (EC-JRC-IES 2011). Das Ozonbildungspotenzial beschreibt den Beitrag eines Stoffes zur photochemischen Ozonbildung in der Troposphäre. Das verwendete Modell (van Zelm *et al.* 2008) enthält ein detailliertes *Fate and Exposure Model* für die menschliche Gesundheit. Bisher wurden nur für Europa Charakterisierungsfaktoren erstellt. Als Wirkungsindikator werden *non-methane volatile organic compounds* (NMVOC, flüchtige organische Verbindungen ohne Methan) verwendet.

Einheit: kg NMVOC-Äquivalente.

- **Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen**

Mittels der Methode des kumulierten Energieaufwandes wird der Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen quantifiziert. Diese Methode wurde auch in der ecoinvent-Datenbank implementiert (Frischknecht *et al.* 2007). Die Menge an verbrauchten fossilen Primärenergieträgern (Öl, Kohle, Erdgas) wird mit ihrem oberen Heizwert multipliziert. Für Uran wird der Energiegehalt der im abgebauten Uran vorhandenen spaltbaren Isotope verwendet. Erneuerbare Energien werden nicht berücksichtigt.

Einheit: MJ-Äquivalente.

- **Bedarf abiotischer Ressourcen**

Hier kam die Methode CML (Guinée *et al.* 2001) zum Einsatz. Diese quantifiziert das Potenzial für die Erschöpfung von Metallen und mineralischen Ressourcen (*abiotic resource depletion potential*) inklusive Kalium und Phosphor und entspricht der Empfehlung des ILCD (EC-JRC-IES 2011). Der Ressourcenverbrauch wird anhand des Verhältnisses der jährlichen Abbauraten und der Verfügbarkeit in der Erdkruste bewertet und anschliessend relativ zur Referenzsubstanz (Antimon, Sb) ausgedrückt.

Einheit: kg Sb-Äquivalente.

- **Flächenbedarf**

Der Flächenbedarf wurde ebenfalls mit der CML-Methode (Guinée *et al.* 2001) berechnet. Dort wird die ungewichtete Summe des Flächenbedarfs (*land occupation*) ermittelt. Die verschiedenen Flächenkategorien wie Ackerland, Grasland, Wald und Siedlungsfläche können getrennt voneinander ausgewiesen werden. Sie werden aber nicht gewichtet, das heisst, ihre unterschiedliche Bedeutung bezüglich Flächenknappheit wird nicht berücksichtigt. Dieser Indikator bleibt auf Stufe Sachbilanz.

*Einheit: m²*Jahr.*

- **Landnutzungsänderung durch Abholzung**

Einbezogen wird die Umwandlung von Wald- und Buschflächen (insbesondere in tropischen Gebieten) in andere Landnutzungsformen resp. umgekehrt die Aufforstung. Die Methode berechnet die Differenz zwischen der «Umwandlung von» Wald- und Buschflächen und der «Umwandlung zu» Wald- und Buschflächen (*transformation from / transformation to forest, shrub land, tropical rain forest*), also die Netto-Änderung der Wald- und Buschflächen. Diese Informationen zur Landumwandlung sind in den verwendeten Ökoinventaren enthalten (Weidema *et al.* 2013). Dieser Indikator bleibt auf Stufe Sachbilanz.

Einheit: m².

- **Wasserknappheit**

Die verwendete Methode AWARE (*Available Water REMaining*; Boulay *et al.* 2018) ist ein regionalisierter Indikator. Dieser beschreibt die relative Wassermenge, die in einem Einzugsgebiet verbleibt, nachdem der

Bedarf von Menschen und aquatischen Ökosystemen gedeckt wurde, und bestimmt somit das Potenzial für Wassermangel³⁰. Der Indikator wird von der *Life Cycle Initiative* der Vereinten Nationen empfohlen. Das Modell berechnet die Differenz zwischen Wasserverfügbarkeit und -nachfrage relativ zur Fläche, bildet den Kehrwert und normalisiert diesen Wert mit dem Weltdurchschnitt. Das Ergebnis steht für den relativen Wert eines Einzugsgebietes im Vergleich zum weltweiten Durchschnitt und wird zwischen 0,1 und 100 limitiert. Ein Wert von 10 bedeutet, dass in dem Gebiet zehnmal weniger Wasser übrigbleibt als im Weltdurchschnitt. Der Indikator wurde auf Länderebene und ein Jahr aggregiert. Charakterisierungsfaktoren, die für diese aggregierten Werte stehen, gibt es für landwirtschaftliche, nichtlandwirtschaftliche sowie – als generischen Wert – für unbekannte Wassernutzung. In SimaPro v9.0 (AWARE v1.02) sind nur die generischen Werte hinterlegt (PRé Consultants 2019), die somit in dieser Studie verwendet wurden.

Einheit: m³

2.5.5 Nicht berücksichtigte weitere Wirkungen

Diese Studie berücksichtigt nicht die folgenden Wirkungen auf die Umwelt:

- Auswirkungen auf die Bodenqualität: Bei der Erstellung dieser Studie stand keine allgemein anerkannte und empfohlene Methode zur Verfügung, welche die Auswirkungen auf globaler Ebene mit den zur Verfügung stehenden Sachbilanzdaten erlauben würde.
- Terrestrische Ökotoxizität (z. B. Wirkungen auf Insekten wie Bestäuber, Nützlinge und Land-Wirbeltiere): Die verwendete Methode USEtox stellt keine offiziell freigegebene Methode für diese Kategorie zur Verfügung.
- Marine Ökotoxizität (Wirkungen auf Meeresorganismen): Die verwendete Methode USEtox stellt keine offiziell freigegebene Methode für diese Kategorie zur Verfügung.

Wirkungen auf die menschliche Gesundheit bzw. menschliches Wohlbefinden – dies betrifft auch die potenzielle Wirkung von Pestiziden auf die menschliche Gesundheit über die Aufnahme durch Trinkwasser, die Nahrung oder durch Einatmen – werden ebenfalls nicht berücksichtigt, insbesondere:

- Humantoxizität kanzerogener Stoffe
- Humantoxizität nicht-kanzerogener Stoffe
- Wirkungen von Antibiotika
- Lärm
- Geruch

Die Auswirkungen auf weitere Dimensionen der Nachhaltigkeit werden in dieser Studie nicht behandelt, beispielsweise:

- Ökonomische Auswirkungen (diesbezüglich sei auf den Bericht Schmidt *et al.* (2019) verwiesen, der sich mit den ökonomischen Auswirkungen der Umsetzung der Trinkwasserinitiative in der Landwirtschaft befasst).
- Auswirkungen auf das Tierwohl
- Auswirkungen auf soziale Aspekte.

³⁰ <http://www.wulca-waterlca.org/aware.html>. Abgerufen: 17.09.2019.

2.6 Sensitivitätsanalysen

2.6.1 Sensitivitätsanalyse 1: verwendete Ökoinventare für Importe

Wie in Kapitel 2.4.1 beschrieben, wurden für einige der benötigten Ökoinventare Proxys verwendet, da für manche Produkte oder Herkunftsländer keine passenden Ökoinventare vorhanden waren. Die Sensitivitätsanalyse 1 zeigt, wie stark die Wahl anderer Proxy-Inventare die Umweltwirkungen des Warenkorbes beeinflussen würde. Diese Analyse wurde nur für Importprodukte gemacht. Bei diesen fehlten häufig Ökoinventare für eine Reihe von Herkunftsländern, die daher durch einen Mix von Inventaren oder durch Proxys aus anderen Ländern angenähert wurden (Anhang, Tabelle 18).

Die zu analysierenden Ökoinventare wurden aus den importierten pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln ausgewählt. Aus den Bereichen Importe von Obst, Gemüse und Wein, sonstige importierte pflanzliche Nahrungsmittel und tierische Nahrungsmittel wurden jeweils diejenigen Ökoinventare ausgewählt, die mit einem Ländermix oder über ein Proxy angenähert worden waren, und die bei den Ziel-Umweltwirkungen mindestens 2 % zum Ergebnis der importierten Nahrungsmittel beitrugen. Dieser Grenzwert wurde gewählt, weil bei Ökoinventaren mit einem noch tieferen Beitrag die Wahl eines anderen Proxy-Inventares mit grosser Wahrscheinlichkeit keine deutliche Auswirkung auf das Gesamtergebnis der Szenarien hätte. So konnte die Anzahl der zu untersuchenden Ökoinventare eingegrenzt werden. Für die entsprechenden Produkte wurden alle länderspezifischen Ökoinventare zusammengestellt, die in den Datenbanken ecoinvent v3.5 und SALCA vorhanden waren. Aus diesen Ökoinventaren, inklusive des ursprünglich verwendeten Ökoinventars, wurden dann diejenigen ausgesucht, die jeweils den höchsten und den tiefsten Flächenbedarf pro Kilogramm Produkt hatten. Der Flächenbedarf diente hier als Mass für die Intensität (eine hohe Intensität bedeutet meist einen hohen Ertrag pro Fläche und daher einen tiefen Flächenbedarf pro kg). Dieses Vorgehen lieferte somit diejenigen Ökoinventare, die jeweils die höchst- resp. tiefstmögliche Intensität repräsentieren. Für das Referenzszenario und das mittlere Szenario S05 (Beschreibung der Szenarien: Kapitel 3.1, Tabelle 5) wurden alle Umweltwirkungen neu berechnet, und zwar unter Verwendung jeweils des intensivsten und extensivsten Ökoinventars für die ausgewählten Importprodukte.

2.6.2 Sensitivitätsanalyse 2: Extrapolation der Umweltwirkungen für andere Flächenerträge

Wie in Kapitel 2.4.3 beschrieben, wurden für die TWI-Szenarien Ökoinventare mit mittleren Ertragsverlusten neu erstellt und die Umweltwirkungen für die hohen oder tiefen Ertragsverluste mittels Extrapolation angenähert. In der Sensitivitätsanalyse 2 wurde geprüft, wie gut diese Extrapolationsmethode die Umweltwirkungen abzuschätzen vermag. Der Test wurde mit 30 Ökoinventaren für den nicht TWI-konformen Ackerbau in der Schweiz und mit den entsprechenden 30 TWI-konformen Ökoinventaren durchgeführt. Die Umweltwirkungen jedes nicht TWI-konformen Ökoinventars wurden anhand des Flächenertrags der jeweiligen TWI-konformen Variante mit Formel 1) extrapoliert und umgekehrt ebenso. Somit waren für alle 60 Ökoinventare jeweils die Originalergebnisse und extrapolierte Ergebnisse vorhanden und konnten miteinander verglichen werden.

Die Analyse beschränkte sich auf die Umweltwirkungen Süsswasser-Ökotoxizität anorganischer Stoffe, Eutrophierung, Versauerung, Treibhauspotenzial, Ozonabbau und Ozonbildung, Bedarf nicht erneuerbarer Energieressourcen und Bedarf abiotischer Ressourcen. Die Süsswasser-Ökotoxizität organischer Stoffe wurde nicht betrachtet, da sich der TWI-konforme und der nicht TWI-konforme Anbau beim Pestizideinsatz systematisch unterscheiden und somit die einfache Extrapolation der Wirkung nicht zum richtigen Ergebnis führen kann. Der Flächenbedarf war nicht relevant, da er bei einer Hektare Anbaufläche unabhängig vom Ertrag gleich bleibt; dasselbe gilt für das Artenverlustpotenzial durch Landnutzung. Wasserknappheit und Abholzung spielen bei einer ausschliesslichen Betrachtung von Schweizer Ackerkulturen eine sehr geringe Rolle und konnten deswegen vernachlässigt werden.

2.6.3 Sensitivitätsanalyse 3: Verwenden einer anderen Wirkungsabschätzungsmethodik

Die Wahl der Wirkungsabschätzungsmethode kann einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse einer Ökobilanz haben. Um die damit verbundenen Unsicherheiten aufzuzeigen und die Ergebnisse besser abzustützen, wurden Wirkungsindikatoren aus anderen Wirkungsabschätzungsmethoden gerechnet und die Ergebnisse verglichen. Dabei fiel die Wahl aus den folgenden Gründen auf die Methode ReCiPe 2016 (Huijbregts *et al.* 2017): Diese Methode ist recht aktuell und findet in der wissenschaftlichen Literatur breite Anwendung. Sie erlaubt es, eine gute Entsprechung für die meisten Wirkungskategorien zu finden, die in dieser Studie analysiert wurden. Lediglich für die Süßwasser-Ökotoxizität wurde eine andere Wahl getroffen. Die Wirkungskategorie *freshwater ecotoxicity* aus ReCiPe käme zwar grundsätzlich für die Sensitivitätsanalyse in Frage, bei deren Anwendung stellen sich aber folgende Herausforderungen: Für eine Reihe von Wirkstoffen fehlen Charakterisierungsfaktoren. Diese müssten zuerst ergänzt werden, damit sie in der Wirkungsabschätzung überhaupt berücksichtigt werden könnten. Zudem müssten die in den Kapiteln 2.4.4 und 2.5.1 beschriebenen Anpassungen bezüglich Austragspfaden ebenfalls durchgeführt werden, um eine Wirkungsabschätzung gemäss aktuellstem Stand der Ökobilanzmethodik zu erzielen. Dies war aufgrund der begrenzten Ressourcen für diese Studie nicht möglich. Deshalb kam für die Abschätzung der Wirkungen von Pestiziden die Methode der Umweltbelastungspunkte (UBP 2013, *ecological scarcity*) zum Einsatz (Frischknecht und Büsser Knöpfel 2013). Diese Methode ist direkt auf die vorhandenen Ökoinventare anwendbar. Anpassungen der Austragspfade waren nicht notwendig, da sich die Methode auf die ausgebrachte Wirkstoffmenge bezieht und die Austragspfade nicht berücksichtigt. Zudem standen Daten aus einem früheren Projekt zur Verfügung, in dem Charakterisierungsfaktoren für fehlende Wirkstoffe mit dem geometrischen Mittel aller Charakterisierungsfaktoren ergänzt wurden. Somit konnte die Methode ohne weitere Anpassungsarbeiten direkt eingesetzt werden. UBP 2013 nimmt allerdings keine Wirkungsmodellierung vor, sondern leitet die Charakterisierungsfaktoren von der empfohlenen Aufwandmenge ab. Daher erfüllt sie nicht alle Anforderungen in der ISO-Norm 14044. Diese Ergebnisse dienen aber lediglich als Ergänzung, während die Hauptmethode für die Süßwasser-Ökotoxizität (USEtox) die Anforderungen der ISO-Norm erfüllt. Somit werden die Aussagekraft der Studie und deren Schlussfolgerungen nicht beeinträchtigt.

Tabelle 4 zeigt die Wirkungskategorien, die in der Sensitivitätsanalyse verwendet wurden, und mit welcher der Umweltwirkungen aus den Hauptergebnissen sie sich am ehesten vergleichen lassen. Folgendes ist zu beachten:

- Pestizidwirkung: Die UBP-Methode berücksichtigt nicht die verschiedenen Austragspfade der Pestizide und betrachtet ausser Pestiziden keine anderen toxischen Substanzen.
- Flächenbedarf: Die ReCiPe-Methode verrechnet den Flächenbedarf mit einem Faktor für das Artenverlustpotenzial verschiedener Landnutzungskategorien im Vergleich zu einjährigen Ackerkulturen. Daher dient diese Wirkungskategorie zum Vergleich mit den Ergebnissen aus der Methode von Chaudhary und Brooks (2018).
- *Marine eutrophication* berücksichtigt die eutrophierende Wirkung aller Stickstoffverbindungen, während *freshwater eutrophication* die Wirkung von Phosphorverbindungen betrachtet. Entsprechend werden sie mit der aquatischen Stickstoff-Eutrophierung resp. mit der aquatischen Phosphor-Eutrophierung verglichen.
- Die Versauerung und der Wasserbedarf haben in der ReCiPe-Methode keine regionalisierten Charakterisierungsfaktoren.

Tabelle 4: In Sensitivitätsanalyse 3 verwendete Wirkungsabschätzungsmethoden.

Wirkungskategorien für die Hauptergebnisse dieser Studie	Sensitivitätsanalyse		
	Wirkungskategorie	Methode	Deutsche Bezeichnung für die Ergebnisdarstellung ³¹
Süßwasser-Ökotoxizität (organisch und anorganisch)	<i>Plant protection products</i>	UBP 2013	Pestizidwirkung
Biodiversität	<i>Land use</i>	ReCiPe 2016	Biodiversität
Aquatische Eutrophierung N	<i>Marine eutrophication</i>	ReCiPe 2016	Stickstoff-Eutrophierung
Aquatische Eutrophierung P	<i>Freshwater eutrophication</i>	ReCiPe 2016	Phosphor-Eutrophierung
Terrestrische Eutrophierung	<i>Teilweise marine eutrophication</i>	ReCiPe 2016	(Stickstoff-Eutrophierung)
Versauerung	<i>Terrestrial acidification</i>	ReCiPe 2016	Versauerung
Treibhauspotenzial	<i>Global warming, terrestrial ecosystems</i>	ReCiPe 2016	Treibhauspotenzial
Ozonabbau	<i>Stratospheric ozone depletion</i>	ReCiPe 2016	Ozonabbau
Ozonbildung	<i>Ozone formation, terrestrial ecosystems</i>	ReCiPe 2016	Ozonbildung
Bedarf nicht erneuerbarer Energieressourcen	<i>Fossil resource scarcity</i>	ReCiPe 2016	Bedarf fossiler Ressourcen
Bedarf abiotischer Ressourcen	<i>Mineral resource scarcity</i>	ReCiPe 2016	Bedarf mineralischer Ressourcen
Flächenbedarf	<i>Teilweise land use</i>	ReCiPe 2016	(Biodiversität)
Abholzung	<i>Teilweise land use</i>	ReCiPe 2016	(Biodiversität)
Wasserknappheit	<i>Water consumption, aquatic ecosystems</i>	ReCiPe 2016	Wasserbedarf

³¹ Wirkungskategorien in Klammern erlauben nur einen beschränkten Vergleich.

3 Datengrundlage

3.1 Definition der Szenarien: Landnutzung und Tierhaltung in der Schweiz

Die Ökobilanzierung der Inlandproduktion basierte auf Daten zu Flächennutzung, Tierzahlen und Produktionsmengen, die von Schmidt *et al.* (2019) für das Referenzszenario und die 18 TWI-Szenarien für das Startjahr 2016 und das Zieljahr 2025 mit SWISSland modelliert worden waren. SWISSland simuliert mit Hilfe von einzelbetrieblichen Optimierungsmodellen, wie sich die Einkommen, die Flächennutzung, die Tierbestände und die landwirtschaftliche Produktion der Schweizer Betriebe entwickeln, wenn sich die agrarpolitischen Rahmenbedingungen verändern, z. B. durch das Niveau der Direktzahlungen oder durch ein Pestizidverbot. Die Umweltwirkungen wurden wie in der Vorgängerstudie für das Startjahr 2016, das Referenzszenario und die 18 TWI-Szenarien im Jahr 2025 modelliert. In den TWI-Szenarien wurden verschiedene Umsetzungsmöglichkeiten der Trinkwasserinitiative betrachtet. Alle Annahmen, die den Szenarien zugrunde liegen, sind in Schmidt *et al.* (2019) detailliert beschrieben. Im Referenzszenario wurde angenommen, dass die ÖLN-Vorgaben und das Direktzahlungssystem gemäss Agrarpolitik 2018–2021 bis 2025 unverändert bleiben. In den 18 TWI-Szenarien wurde davon ausgegangen, dass der neue ÖLN mit TWI-Vorgaben ab 2019 in Kraft treten würde. Die 18 TWI-Szenarien ergaben sich durch Variation von drei modellexogenen Annahmen:

- Veränderung der Preise, welche die Landwirte für TWI-konforme Produkte erhalten: ohne Mehrpreis (keine Erhöhung der Preise), mit Mehrpreis (entsprechend dem halben Niveau der heutigen Preisaufschläge für Bio-Produkte), mit doppeltem Mehrpreis (entsprechend dem vollen Niveau der heutigen Preisaufschläge für Bio-Produkte)
- Flächenertragsverluste, die sich durch den Verzicht auf Pestizide ergeben: drei Ertragsniveaus
- Umlagerung frei werdender Finanzmittel für Direktzahlungen: Wenn Betriebe aus dem Direktzahlungssystem aussteigen, werden Finanzmittel frei. Es gab zwei Varianten: eine, in der die frei werdenden Mittel auf die im ÖLN verbleibenden Betriebe umgelagert werden, und eine, in der diese Mittel nicht an die Betriebe weitergegeben werden.

Tabelle 5 zeigt die Annahmen, die den TWI-Szenarien zugrunde liegen. Eine genauere Beschreibung des Vorgehens und der Annahmen befindet sich in Schmidt *et al.* (2019). Das Szenario S05 mit mittleren Annahmen zu Ertragsverlusten und Mehrpreis wird in den Ergebnisanalysen als «mittleres Szenario» herausgegriffen und für einige Analysen allein verwendet.

Tabelle 5: Definition der TWI-Szenarien S01–S18 (Quelle: Schmidt *et al.*, 2019).

	Mit Umlagerung frei werdender Finanzmittel			Ohne Umlagerung frei werdender Finanzmittel		
	hoch	mittel	tief	hoch	mittel	tief
Ertragsverluste						
Preisveränderung:						
ohne Mehrpreis	S01	S02	S03	S10	S11	S12
mit Mehrpreis	S04	S05	S06	S13	S14	S15
mit doppeltem Mehrpreis	S07	S08	S09	S16	S17	S18

Ohne Mehrpreis: keine Erhöhung der Preise; mit Mehrpreis: entsprechend dem halben Niveau der heutigen Preisaufschläge für Bio-Produkte; mit doppeltem Mehrpreis: entsprechend dem vollen Niveau der heutigen Preisaufschläge für Bio-Produkte.

Die folgenden SWISSland-Ergebnisse standen für die Berechnung der Umweltwirkungen zur Verfügung:

- Die Anbauflächen der einzelnen Kulturen, aufgeteilt nach konventionell, biologisch, TWI-konform und nicht TWI-konform sowie nach Tal-, Hügel- und Bergregion
- Der Bestand gehaltener Tiere in allen Szenarien, aufgeteilt in Tal-, Hügel- und Bergregion
- Die Produktionsmenge der wichtigsten Landwirtschaftsprodukte in allen Szenarien

Von SWISSland waren keine Informationen verfügbar, wie sich die Biodiversitätsförderflächen auf die verschiedenen Qualitätsstufen verteilen; daher wurden diese auch in dieser Studie nicht unterschieden. Aus SWISSland war auch nicht bekannt, welche Fläche in den TWI-Szenarien biologisch bewirtschaftet wird. Hier nahmen wir an, dass bei jeder Kultur derselbe Flächenanteil wie im Startjahr biologisch bewirtschaftet wird. Bei der biologischen wie bei der konventionellen Produktion gibt es für jedes verwendete Ökoinventar je eine TWI-konforme und eine nicht TWI-konforme Variante. Es wurde angenommen, dass die nicht TWI-konforme Bio-Produktion die im Biolandbau erlaubten Pestizide weiterhin verwenden kann, die TWI-konforme Bio-Produktion hingegen nicht. Die konventionelle Produktion von Getreide, Ölsaaten und Hülsenfrüchten wurde ausserdem noch in Extenso- und Nicht-Extenso-Anbau unterteilt. Es wurde davon ausgegangen, dass in den TWI-Szenarien keine Extenso-Produktion mehr stattfindet, da die neuen ÖLN-Vorgaben ohnehin noch strenger wären als die Extenso-Vorgaben bisher, und dass die aus dem ÖLN aussteigenden Betriebe so intensiv wie möglich, das heisst nach den heutigen Vorgaben für ÖLN ohne Extenso-Verfahren wirtschaften. Tabelle 6 zeigt die Flächenanteile der Extenso-Produktion bei den verschiedenen Kulturen und Produktionsregionen, die für das Startjahr und das Referenzszenario verwendet wurden.

Tabelle 6: Anteile der Extenso-Produktion bei den verschiedenen Kulturen und Produktionsregionen im Startjahr und Referenzszenario (Quelle: Bystricky *et al.* 2014).

	Flächenanteil Extenso-Produktion Talgebiet	Flächenanteil Extenso-Produktion Hügel- und Berggebiet
Brotgetreide (Weizen)	56 %	71 %
Futtergetreide (Gerste)	24 %	60 %
Raps	18 %	0 %
Sonnenblumen	41 %	100 %
Hülsenfrüchte	35 %	35 %

Abbildung 5 zeigt die Änderung der Flächennutzung mit den Szenarien. Tabellen 24–26 im Anhang zeigen die genaue Unterteilung der Fläche in alle Kulturen, Produktionsformen und Anbauregionen. Abbildung 6 zeigt die Änderung der Tierzahlen in den Szenarien und Tabelle 7 die Produktionsmenge der wichtigsten Landwirtschaftsprodukte. Erklärungen für Flächenbelegung, Tierzahlen und Produktionsmengen in jedem Szenario sind in der Vorgängerstudie (Schmidt *et al.* 2019) zu finden. Es wird sichtbar, dass nicht nur die Pflanzenproduktion, sondern auch die Tierproduktion im Inland in den TWI-Szenarien extensiver wird. Bei einigen Tierkategorien nehmen die Tierzahlen weniger ab als deren Erzeugnisse, sodass pro Tier weniger Produkte entstehen. Bezüglich der Tierzahlen und der Fütterung in den TWI-Szenarien ist folgendes zu beachten: Die Trinkwasserinitiative verlangt, dass der Tierbestand «mit dem auf dem Betrieb produzierten Futter ernährt werden kann»³². In der Vorgängerstudie wurden die Tierbestände so angepasst, dass der

³²<https://www.initiative-sauberes-trinkwasser.ch/kernthemen-der-initiative/zu-viel-quelle-und-mist/>.
Abgerufen: 29.05.2020.

Energie- und Rohproteinbedarf der Tiere ausschliesslich durch das auf der betriebseigenen Fläche verfügbare Energie- und Rohproteinangebot gedeckt werden kann. Die Bilanzen gewährleisten, dass sich der Tierbestand bzw. die Milchleistung an die betriebseigenen Ressourcen anpassen. Dabei bleibt es aber für die Betriebe grundsätzlich weiterhin möglich, Grund- und Krafftutter zuzukaufen. In der Modellierung der Umweltwirkungen ergab dies, dass auch in den TWI-Szenarien weiterhin Futtermittelimporte benötigt werden.

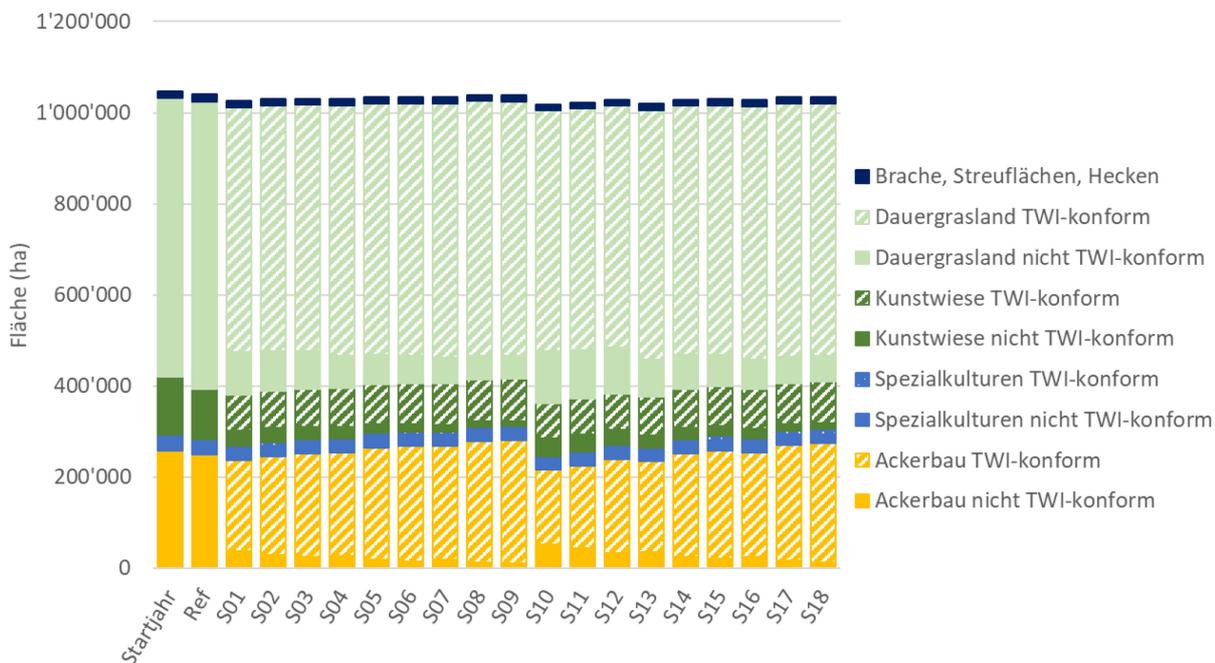


Abbildung 5: Nutzung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Schweiz im Startjahr 2016, im Referenzszenario (Ref) (2025) und in den Szenarien S01–S18 (2025) in Hektaren (Quelle: Daten aus SWISSland nach Schmidt et al. 2019, eigene Aufbereitung).

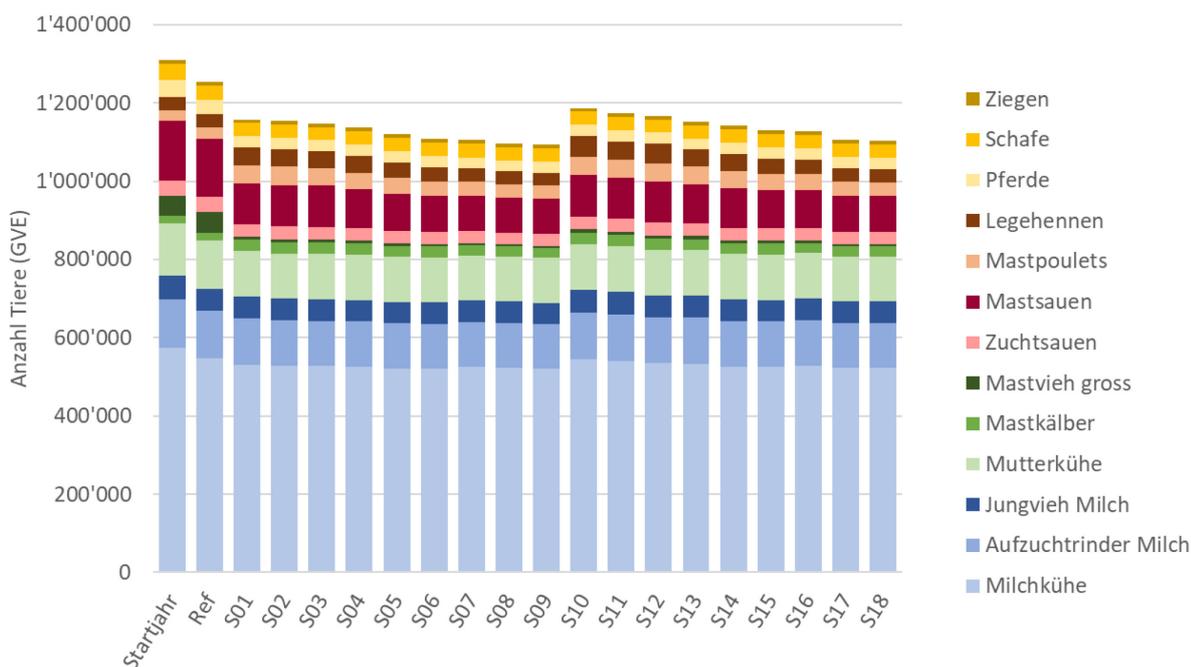


Abbildung 6: Tierhaltung in der Schweiz im Startjahr 2016, im Referenzszenario (Ref) (2025) und in den Szenarien S01–S18 (2025) in Grossvieheinheiten (GVE) (Quelle: Daten aus SWISSland nach Schmidt et al. 2019, eigene Aufbereitung).

Tabelle 7: Produktionsmengen der wichtigsten Agrarprodukte in der Schweiz im Startjahr 2016, im Referenzszenario (Ref) (2025) und in den Szenarien S01–S18 (2025) (Quelle: Daten aus SWISSland nach Schmidt *et al.* 2019, eigene Aufbereitung).

	Brotgetreide	Futtergetreide	Körnermais	Ölsaaten	Zucker	Kartoffeln	Verkehrsmilch	Rindfleisch	Kalbfleisch	Schweinefleisch	Geflügelfleisch	Eier
	1000 t											Mio Stk
Startjahr	315	192	144	89	232	303	3434	115	29	239	91	851
Ref	379	193	133	97	234	323	3437	114	27	239	100	829
S01	271	129	92	54	108	237	3187	90	37	177	155	1032
S02	381	152	92	70	99	237	3158	89	38	179	156	1039
S03	406	189	91	87	120	245	3153	88	38	179	144	1027
S04	292	140	102	54	114	207	3136	88	32	170	141	983
S05	435	170	102	66	102	203	3110	87	32	165	134	956
S06	455	215	102	82	126	214	3109	86	32	162	124	848
S07	312	152	115	50	121	175	3136	86	26	160	122	781
S08	479	184	116	60	104	173	3122	85	26	158	117	774
S09	500	233	117	75	130	174	3109	85	26	158	117	783
S10	253	117	87	51	111	249	3281	92	36	178	175	1339
S11	349	140	86	62	101	249	3261	91	37	178	175	1089
S12	385	175	86	84	117	259	3209	90	37	178	165	1275
S13	272	130	96	48	114	224	3192	89	31	172	148	1004
S14	413	159	99	64	100	226	3149	88	32	173	143	1007
S15	438	202	101	80	124	235	3144	88	33	168	138	908
S16	298	141	116	49	118	188	3161	88	26	167	140	850
S17	467	175	112	59	102	187	3132	86	26	161	123	824
S18	486	227	111	74	129	199	3167	86	26	162	118	832

3.2 Exporte, Importe und Herkunftsländer

Die Import- und Exportmengen der in Tabelle 7 aufgeführten Produkte wurden für diese Studie neu modelliert. Für diese Produkte lagen Zeitreihen der Entwicklung von Importen und Exporten für die Jahre 2000 bis 2016 vor. Diese Zeitreihen wurden bis ins Jahr 2025 prognostiziert. Für die Projektionen der Importe und Exporte wurden ökonomische Zeitreihenanalysen (*Forecasts*) durchgeführt (Chatfield und Yar 1988; Holt 2004). Die Zeitreihenanalysen wurden ohne weitere Kontrollvariablen, z. B. Bevölkerungswachstum oder Bruttoinlandsprodukt pro Kopf, vorgenommen. Hierbei wurde die Annahme getroffen, dass z. B. die Entwicklung der Bevölkerung oder des Bruttoinlandsproduktes pro Kopf in der vergangenen Entwicklung der Importe und Exporte enthalten bzw. für diese Entwicklung verantwortlich sind (Chatfield 2003). Die so ermittelten Zahlen für die Import- und Exportmengen wurden für das Referenzszenario direkt übernommen.

Tabelle 8 zeigt die Import- und Exportmengen der in SWISSland modellierten Produkte im Startjahr und für das Referenzszenario 2025.

Tabelle 8: Import- und Exportmengen der wichtigsten Agrarprodukte im Startjahr 2016 und modelliert für das Referenzszenario (Ref) im Jahr 2025 (Quelle: eigene Berechnung).

	Brotgetreide	Futtergetreide	Körnermais	Ölsaaten	Zucker	Kartoffeln	Verkehrsmilch	Rindfleisch	Kalbfleisch	Schweinefleisch	Geflügelfleisch	Eier
	1000 t											Mio Stk.
Exporte 2016	0,2	0,4	0,2	1,0	104,3	5,2	3,2	4,8	0,0	2,2	1,4	4,3
Importe 2016	420,6	84,6	165,9	46,1	96,2	104,3	24,8	22,0	0,7	10,1	45,2	601,6
Netto- Handelsfluss 2016	420,4	84,2	165,7	45,1	-8,1	99,1	21,6	17,2	0,7	7,9	43,8	597,3
Exporte Ref 2025	0,2	0,9	0,2	1,0	50,9	5,8	5,3	7,7	0,0	3,3	1,5	1,7
Importe Ref 2025	589,0	103,1	205,4	30,7	95,3	69,8	26,1	29,4	0,8	10,6	44,5	604,0
Netto- Handelsfluss Ref 2025	588,8	102,2	205,2	29,7	44,4	64,0	20,8	21,7	0,8	7,3	43,0	602,3

Daraus liess sich errechnen, welcher Gesamtbedarf im Inland für jedes dieser Produkte im Jahr 2025 im Referenzszenario vorhanden ist (Formel 3).

$$Gesamtbedarf_{Ref} = Inlandproduktion_{Ref} - Exportmenge_{2025} + Importmenge_{2025} \quad \text{Formel 3}$$

Ref: Referenzszenario

Die Exportmengen wurden von der Inlandproduktion abgezogen, weil diese nicht der Versorgung der inländischen Bevölkerung dienen. Mit dieser Berechnung wird davon ausgegangen, dass die Umweltwirkungen pro exportierter Produkteinheit dem Durchschnitt der jeweiligen Schweizer Produktion entsprechen.

Es wurde davon ausgegangen, dass der Gesamtbedarf im Inland sowie die Exportmengen in allen TWI-Szenarien gleich sind wie im Referenzszenario. Somit konnten die Importmengen der Produkte aus Tabelle 8 für jedes der TWI-Szenarien gemäss Formel 4 berechnet werden.

$$Importmenge_{Si} = Gesamtbedarf_{Ref} - Inlandproduktion_{Si} + Exportmenge_{2025} \quad \text{Formel 4}$$

Ref: Referenzszenario

Si: Szenario i

Aus SWISSland war von einer Reihe weiterer Produkte, z. B. Obst und Gemüse (Kapitel 2.3.1, Abbildung 3), nur die Anbaufläche in der Schweiz und deren Änderung in den Szenarien bekannt, aber keine Produktionsmengen.

Für diese wurde die Inlandproduktion mit den Flächenerträgen aus den entsprechenden Ökoinventaren berechnet. Hier konnten keine Zeitreihen für die Importmengen modelliert werden. Daher wurde ein anderes Verfahren gewählt, um Importmengen zu bestimmen: Es wurde lediglich davon ausgegangen, dass die Differenz der Inlandproduktion zwischen den Szenarien und dem Startjahr durch Importe oder Exporte ausgeglichen wird. Transportverluste der Importprodukte wurden nicht mit einbezogen. Das heisst, es wurde davon ausgegangen, dass 1 kg einheimisches Produkt (z. B. Obst, Gemüse) durch 1 kg im Ausland produziertes Produkt ersetzt wird.

Zusätzlich gibt es noch weitere importierte Futtermittel, die von den Schweizer Tieren benötigt werden und zu denen SWISSland keine Informationen lieferte (beispielsweise Soja). Die in jedem Szenario benötigten Mengen ergeben sich aus den Zahlen zur Tierhaltung in der Schweiz in den Szenarien. Aus den für die Schweizer Tiere verwendeten Ökoinventaren liess sich ablesen, welche importierten Futtermittel in welcher Menge benötigt werden. Tabelle 26 im Anhang zeigt die Export- und Importmengen aller in den Warenkorb einbezogenen Produkte für alle Szenarien.

Den Importprodukten wurde jeweils ein Mix an Herkunftsländern hinterlegt, welcher der schweizerischen Importstatistik der Jahre 2012–2015 entnommen wurde (Tabelle 9). Die Importprodukte wurden mittels konventioneller Produktion abgebildet, da für die meisten Importprodukte keine Ökoinventare vorhanden waren, welche die biologische Produktion repräsentieren. Die Änderung der Produktionsmenge in der Schweiz und damit der Importmengen bezieht sich aber zum sehr grossen Teil auf konventionelle Produkte. Daher wurde es als ausreichend repräsentativ betrachtet, die Importe über konventionelle Produkte abzudecken. Tabelle 18 im Anhang zeigt alle für die Importe verwendeten Ökoinventare, die jeweils benötigten Herkunftsländer gemäss Importstatistik sowie die gewählten Proxys für nicht vorhandene Herkunftsländer.

In allen Szenarien wurde derselbe Mix an Herkunftsländern und dieselben Ökoinventare hinterlegt wie im Startjahr 2016. Dies basiert auf folgenden Annahmen:

- Die Schweizer Bevölkerung stellt mit ca. 0,1 % nur einen geringen Teil der Weltbevölkerung dar. Eine Änderung der Nachfrage in der Schweiz hätte vernachlässigbare Auswirkungen auf den Weltmarkt hinsichtlich der insgesamt nachgefragten Menge.
- Die zusätzliche Nachfrage hätte eine Ausdehnung der Produktion in den Herkunftsländern zur Folge. Dies wird abgedeckt, indem dem Schweizer Warenkorb (= Inlandbedarf an Agrarprodukten) ein entsprechend grösserer Flächenbedarf zugewiesen wird (siehe auch Kapitel 5.2).
- Der Mix der Herkunftsländer wird als gleichbleibend angenommen. Weder das Modell SWISSland noch die Zeitreihenmodellierung kann Auskunft über allfällige Änderungen der Herkunftsländer liefern.

Tabelle 9: Anteile der Herkunftsländer bei den importierten Produkten. Eigene Berechnung mit Daten von Swiss-Impex³³ (Mittelwert der Jahre 2012–2015), resp. aus dem ecoinvent-Datensatz für den jeweiligen Markt (Lammfleisch, Bruchreis, Palmöl). Alle Werte in Prozent. FM: Futtermittel; RP: Rohprodukt; Länderkürzel: Anhang (Kapitel 8.1.1).

Herkunftsland	Weizen	Roggen	Hafer	Gerste	Triticale	Maiskörner	Raps	Zucker	Kartoffeln	Sonnenblumensaat	Kernobst	Steinobst	Beeren	Wein	Gemüse	Milch	Rindfleisch	Kalbfleisch	Schweinefleisch	Geflügelfleisch	Eier	Lammfleisch	Leinkuchen	Maiskleber	Maisstärke	Kartoffelprotein	Kartoffelstärke	Sojaöl	Sojaschrot	Bruchreis	Palmöl	Sonnenblumensaat	Weizenstärke			
AR										4																										
AU																	4																			
BE									4	6	5					5							27													
BG										13																										
BR																	8			40									73	69						
CA	10									22																										
CL											7																									
CN										16														85					4	31						
DE	62	90	18	53	80	30	30	32	27	12	5				10	26	59	5	53	26	21		13	4	100	100	100					65	100			
ES											43	46	21	36					8																	
FI			77																																	
FR	19	5		47	14	60	63	60	13		7	19		25	7	64	4	32	5	15	13		39	9								35				
HU	5					6														11				3												
IE																	10																			
IL									28																											
IN										12																			7	23						
IT						3	7	4		9	35	32	32	44	34	5	5	6	28	3								27								
KZ																								21												
MA															5																					
MY																																		100		
NL								4	29						9		57	6	5	60									14							
NZ											11	8																								
PL												6										7														
PT														6																						
RO	3	5			5					5																										
RS												8																								
RU																														6						
SE			5																																	
US																							100										1			
UY																	10																			
ZA											35			4																						
RoW																																	44			

³³ www.swiss-impex.admin.ch. Datenbank Swiss-Impex. Basisversion. Abgerufen: 07.04.2017.

4 Umweltwirkungen der Szenarien

Wie im Kapitel 2.5 dargelegt, bezieht die Ergebnisanalyse sowohl Indikatoren aus der Wirkungsabschätzung als auch solche aus der Sachbilanz ein. In dieser Studie wird vereinfachend von Umweltwirkungen gesprochen. Tabelle 10 zeigt für alle Umweltwirkungen die Werte des Startjahres und des Referenzszenarios sowie die Abweichung der TWI-Szenarien vom Referenzszenario. Abbildung 7 stellt die Gesamtergebnisse grafisch dar, und zwar die Wirkung des Inlandbedarfs und der Importe beim Referenzszenario und beim mittleren Szenario S05 im Verhältnis zum jeweiligen Gesamtergebnis der Referenz. Die Fehlerbalken zeigen die Streuung der Ergebnisse aller TWI-Szenarien.

Im Inland nimmt die Süßwasser-Ökotoxizität organischer Stoffe beim mittleren Szenario S05 um 67 % gegenüber der Referenz ab. Auch bei den übrigen TWI-Szenarien nimmt sie ab, und zwar zwischen 51 und 75 %. Bei den übrigen Umweltwirkungen geht die Inlandproduktion im Szenario S05 um 1–17 % zurück (0–22 % bei den übrigen TWI-Szenarien). Dagegen steigen die Wirkungen durch Importe im Szenario S05 um 44–114 % an (21–134 % in den übrigen TWI-Szenarien). In den TWI-Szenarien findet also eine Verlagerung der Umweltlast in die Herkunftsländer der Importe statt. In der Summe von Inlandproduktion und Importen schneiden die TWI-Szenarien bei der Süßwasser-Ökotoxizität organischer Stoffe tendenziell günstiger ab als das Referenzszenario (um 4–12 %). Bei der terrestrischen Eutrophierung sowie beim Bedarf abiotischer Ressourcen sind alle TWI-Szenarien ungefähr ähnlich zu bewerten wie das Referenzszenario, d. h. es gibt je nach Szenario Abweichungen von wenigen Prozentpunkten nach unten oder nach oben. Bei allen übrigen Umweltwirkungen liegen die TWI-Szenarien höher als das Referenzszenario. Die Abweichung ist allerdings unterschiedlich stark. Bei der Wasserknappheit ist sie am grössten; die TWI-Szenarien haben hier zwischen 53 und 86 % höhere Werte als das Referenzszenario. Auch die Abholzung steigt in den TWI-Szenarien wegen der importierten Futtermittel und tierischen Nahrungsmittel gegenüber der Referenz stark an. Ansonsten schwankt die Änderung der TWI-Szenarien gegenüber dem Referenzszenario zwischen +2 und +26 %.

Tabelle 10: Umweltwirkungen der Inlandproduktion, der Importe und des gesamten Warenkorbes im Startjahr und Referenzszenario, Abweichung der TWI-Szenarien vom Referenzszenario (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

		Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	
Süßwasser-Ökotoxizität (org)	Inland	1.0	1.0	-57%	-61%	-62%	-62%	-67%	-69%	-68%	-73%	-75%	-51%	-55%	-58%	-59%	-63%	-66%	-64%	-70%	-72%	
	Import	1.0	1.1	35%	36%	35%	47%	46%	44%	53%	55%	53%	31%	32%	28%	40%	41%	41%	46%	50%	48%	
10 ⁹ PAF.m3.day	Gesamt	2.1	2.1	-8%	-9%	-11%	-5%	-7%	-9%	-4%	-5%	-7%	-8%	-9%	-12%	-6%	-8%	-9%	-6%	-6%	-8%	
	Inland	1'073.3	1'043.4	-11%	-15%	-16%	-15%	-17%	-18%	-18%	-20%	-22%	-9%	-10%	-13%	-12%	-15%	-17%	-14%	-17%	-19%	
Süßwasser-Ökotoxizität (anorg)	Import	267.5	330.1	56%	59%	61%	70%	77%	81%	86%	90%	92%	45%	47%	51%	60%	63%	69%	70%	81%	83%	
	Gesamt	1'340.8	1'373.5	5%	3%	3%	6%	5%	5%	7%	7%	6%	4%	4%	2%	5%	4%	4%	6%	6%	5%	
Artenverlustpotenzial	Inland	753.2	741.3	-5%	-5%	-5%	-6%	-6%	-6%	-6%	-6%	-6%	-5%	-5%	-5%	-6%	-6%	-6%	-6%	-6%	-6%	
	Import	499.3	578.8	49%	48%	49%	57%	58%	58%	60%	62%	61%	41%	43%	43%	51%	52%	52%	55%	59%	57%	
Mikro-PDF*a	Gesamt	1'252.6	1'320.2	18%	18%	19%	22%	22%	22%	23%	24%	24%	15%	16%	16%	19%	20%	20%	21%	22%	22%	
	Aquatische	Inland	40.8	39.7	-8%	-5%	-2%	-7%	-4%	-1%	-7%	-3%	0%	-8%	-6%	-3%	-8%	-4%	-2%	-7%	-3%	0%
Eutrophierung N	Import	11.7	13.8	51%	45%	42%	57%	52%	48%	61%	53%	50%	46%	42%	39%	53%	47%	44%	57%	52%	46%	
	Gesamt	52.5	53.5	8%	8%	9%	10%	11%	12%	11%	12%	13%	6%	6%	8%	8%	9%	10%	9%	11%	12%	
10 ⁶ kg N-Äq.	Aquatische Eutrophierung P	Inland	915.4	902.4	-2%	-2%	-2%	-4%	-3%	-3%	-5%	-4%	-3%	-1%	-1%	-1%	-3%	-3%	-2%	-4%	-4%	-3%
	Import	311.8	357.4	53%	52%	52%	61%	62%	62%	66%	66%	65%	44%	44%	46%	55%	55%	55%	60%	63%	59%	
1000 kg P-Äq.	Gesamt	1'227.2	1'259.8	13%	13%	14%	15%	15%	15%	15%	16%	16%	11%	12%	12%	13%	14%	14%	14%	15%	14%	
	Inland	1'804.7	1'743.2	-5%	-5%	-5%	-6%	-7%	-8%	-9%	-9%	-9%	-2%	-3%	-4%	-5%	-6%	-6%	-7%	-8%	-8%	
Terrestrische Eutrophierung	Import	128.0	153.2	73%	70%	69%	83%	82%	81%	90%	86%	84%	62%	61%	62%	75%	74%	73%	83%	84%	77%	
	Gesamt	1'932.7	1'896.4	1%	1%	1%	1%	0%	-1%	-1%	-1%	-1%	3%	2%	2%	1%	1%	0%	0%	-1%	-1%	
10 ⁶ mol N-Äq.	Versauerung	Inland	68.5	66.1	-5%	-5%	-5%	-6%	-7%	-8%	-9%	-9%	-2%	-3%	-4%	-5%	-6%	-6%	-7%	-8%	-8%	
	Import	30.6	36.5	71%	68%	66%	81%	80%	78%	88%	84%	82%	60%	59%	60%	73%	72%	71%	81%	81%	75%	
10 ⁶ molc H+-Äq.	Gesamt	99.1	102.6	22%	21%	20%	25%	24%	23%	26%	24%	24%	20%	19%	19%	23%	22%	21%	24%	24%	21%	
	Treibhauspotenzial	Inland	8.6	8.2	-6%	-6%	-6%	-7%	-7%	-7%	-9%	-8%	-8%	-5%	-5%	-5%	-6%	-7%	-6%	-8%	-8%	-8%
10 ⁹ kg CO ₂ -Äq.	Import	2.1	2.5	63%	61%	61%	74%	74%	74%	82%	81%	79%	52%	53%	53%	65%	66%	66%	74%	77%	73%	
	Gesamt	10.7	10.7	10%	10%	10%	11%	12%	12%	12%	13%	12%	9%	9%	9%	10%	10%	10%	11%	12%	11%	
Ozonabbau	Inland	105.8	102.4	-6%	-5%	-4%	-7%	-6%	-5%	-8%	-7%	-6%	-4%	-4%	-3%	-6%	-5%	-5%	-7%	-7%	-6%	
	Import	26.7	31.1	57%	52%	49%	65%	61%	59%	70%	65%	61%	49%	47%	45%	59%	55%	53%	64%	63%	57%	
1000 kg CFC-11-Äq.	Gesamt	132.5	133.6	9%	8%	8%	10%	10%	9%	10%	10%	10%	8%	8%	8%	9%	9%	9%	10%	10%	9%	
	Ozonbildung	Inland	19.7	19.1	-5%	-4%	-3%	-6%	-5%	-4%	-7%	-6%	-5%	-4%	-3%	-2%	-6%	-4%	-4%	-6%	-6%	-5%
10 ⁶ kg NMVOC-Äq.	Import	7.3	8.4	44%	40%	38%	53%	49%	47%	58%	55%	52%	37%	36%	33%	47%	43%	42%	53%	52%	48%	
	Gesamt	26.9	27.4	10%	10%	10%	12%	12%	11%	13%	13%	13%	9%	9%	9%	10%	10%	10%	12%	12%	11%	
Bedarf nicht ern. Energieressourcen	Inland	37.8	36.5	-6%	-5%	-5%	-8%	-7%	-7%	-10%	-9%	-8%	-5%	-5%	-4%	-7%	-6%	-6%	-9%	-9%	-8%	
	Import	16.4	18.5	40%	36%	33%	48%	44%	42%	53%	49%	47%	34%	32%	29%	43%	38%	37%	48%	47%	42%	
10 ⁹ MJ-Äq.	Gesamt	54.2	55.0	9%	8%	8%	11%	10%	9%	11%	11%	10%	8%	8%	7%	9%	9%	8%	10%	10%	9%	
	Bedarf abiotischer Ressourcen	Inland	43.8	41.7	-7%	-7%	-6%	-9%	-8%	-9%	-11%	-10%	-10%	-5%	-5%	-5%	-8%	-8%	-7%	-10%	-10%	-9%
1000 kg Sb-Äq.	Import	7.4	8.7	35%	34%	34%	55%	54%	53%	62%	62%	60%	21%	25%	21%	39%	39%	44%	52%	57%	53%	
	Gesamt	51.2	50.4	0%	0%	1%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	-1%	0%	-1%	0%	0%	1%	1%	2%	2%	
Flächenbedarf	Inland	11.4	11.3	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-2%	-1%	-1%	-2%	-1%	-1%	
	Import	3.8	4.6	57%	53%	51%	63%	61%	59%	68%	64%	61%	50%	48%	47%	59%	55%	54%	63%	61%	57%	
10 ⁹ m ² a	Gesamt	15.2	15.8	15%	15%	14%	17%	17%	16%	18%	18%	17%	13%	13%	13%	16%	15%	15%	17%	17%	16%	
	Abholzung	Inland	0.3	0.3	-6%	-4%	-3%	-7%	-6%	-5%	-9%	-7%	-6%	-4%	-4%	-3%	-7%	-5%	-4%	-8%	-7%	-6%
10 ⁶ m ²	Import	10.1	11.9	46%	47%	49%	72%	79%	76%	80%	87%	85%	26%	40%	32%	50%	56%	62%	65%	80%	78%	
	Gesamt	10.3	12.2	45%	46%	48%	70%	77%	74%	78%	85%	82%	25%	38%	32%	49%	54%	60%	63%	78%	75%	
Wasserknappheit	Inland	637.1	616.8	-4%	-3%	-2%	-6%	-5%	-5%	-8%	-7%	-6%	-2%	-2%	-2%	-5%	-4%	-4%	-7%	-7%	-6%	
	Import	974.0	1'201.5	93%	92%	90%	114%	114%	115%	132%	134%	131%	85%	85%	81%	103%	103%	107%	118%	126%	123%	
10 ⁶ m ³	Gesamt	1'611.0	1'818.4	60%	60%	58%	74%	74%	74%	84%	86%	84%	55%	55%	53%	67%	67%	69%	76%	81%	79%	

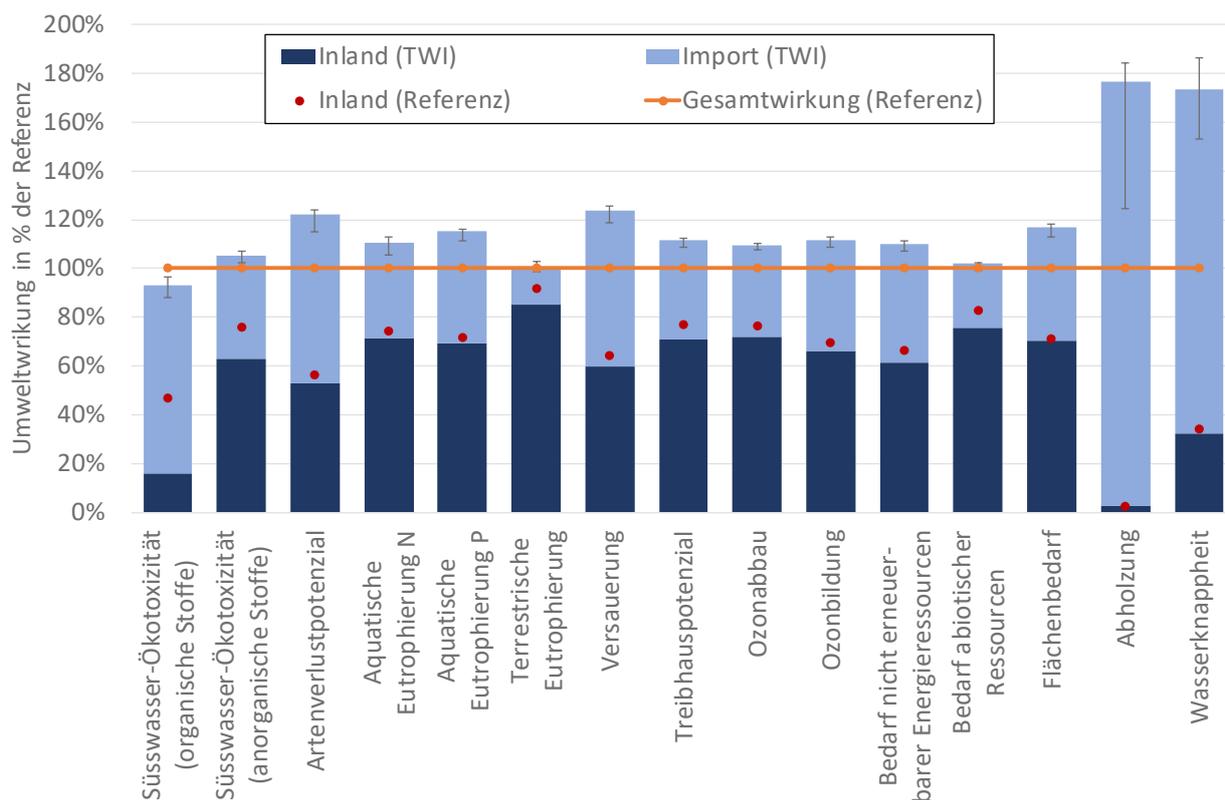


Abbildung 7: Umweltwirkungen der Inlandproduktion und der Importe im Referenzszenario (Punkte) und im mittleren Szenario S05 (Säulen). Abweichung jeder Umweltwirkung vom Gesamtergebnis des Referenzszenarios (100 %). Die Fehlerbalken zeigen die Streuung der Ergebnisse aller TWI-Szenarien an (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

Lesebeispiel: Im Inland nimmt das Artenverlustpotenzial im Szenario S05 (dunkelblaue Säule) gegenüber dem Referenzszenario (dunkelroter Punkt) um 6 % ab. Das gesamte Artenverlustpotenzial liegt im Szenario S05 (Summe dunkelblaue + hellblaue Säule) um 22 % höher als im Referenzszenario (orange Punkte/Linie). In den übrigen TWI-Szenarien (Fehlerbalken) liegt das gesamte Artenverlustpotenzial zwischen 15 und 24 % höher als im Referenzszenario.

Die folgenden Kapitel beschreiben die Ergebnisse der einzelnen Umweltwirkungen. Für alle Umweltwirkungen wird dieselbe Darstellung gewählt: Die gezeigten Werte stellen die Differenz zum Referenzszenario (= 100 %) dar. Der erste Block von Säulen enthält das Ergebnis für das Startjahr, das Referenzszenario, das mittlere Szenario S05 sowie die Szenarien mit dem jeweils günstigsten und ungünstigsten Gesamtergebnis. Je nach Umweltwirkung handelt es sich dabei um andere Szenarien. In den Blöcken danach kommen Mittelwerte der jeweiligen Szenarien für die einzelnen Grundannahmen, die den TWI-Szenarien zugrunde liegen. Damit soll gezeigt werden, welchen Einfluss diese einzelnen Grundannahmen jeweils haben.

4.1 Zielwirkung Süßwasser-Ökotoxizität

Abbildung 8 zeigt die Ergebnisse für die Süßwasser-Ökotoxizität organischer Stoffe. Der Einsatz von Pestiziden spielt hier eine grosse Rolle. Daher zeigt sich eine deutliche Wirkung durch die Umsetzung der Trinkwasserinitiative in den Szenarien. Die Wirkung des Ackerbaus in der Schweiz geht in allen TWI-Szenarien stark zurück. Die Wirkung der Spezialkulturen ist aufgrund der Annahme, dass viele Produzenten aus dem ÖLN aussteigen und weiterhin mit Pestiziden wirtschaften würden (Kapitel 3.1, Abbildung 5), in den TWI-Szenarien nur leicht geringer als im Referenzszenario resp. im Startjahr. Die Wirkstoffe mit dem höchsten Anteil an der Wirkung der Ackerkulturen in diesen beiden Szenarien sind Terbutylazin (34 %), Metolachlor (15 %) und Chlorothalonil³⁴ (10 %), die vor allem im Anbau von Silomais, Zuckerrüben und Kartoffeln zum Einsatz kommen. Pro Hektare ist die Wirkung im Obst- und Gemüsebau deutlich höher als im

³⁴ Die Zulassung von Chlorothalonil wurde per 1.1.2020 entzogen, das heisst nach dem Stichtag für diese Studie (siehe Kapitel 2.4.3).

Ackerbau. Die im Anbau von Äpfeln und Karotten eingesetzten Wirkstoffe Cypermethrin, Diuron und Pendimethalin haben mit 16, 7 resp. 5 % den höchsten Beitrag an der Wirkung der Spezialkulturen.

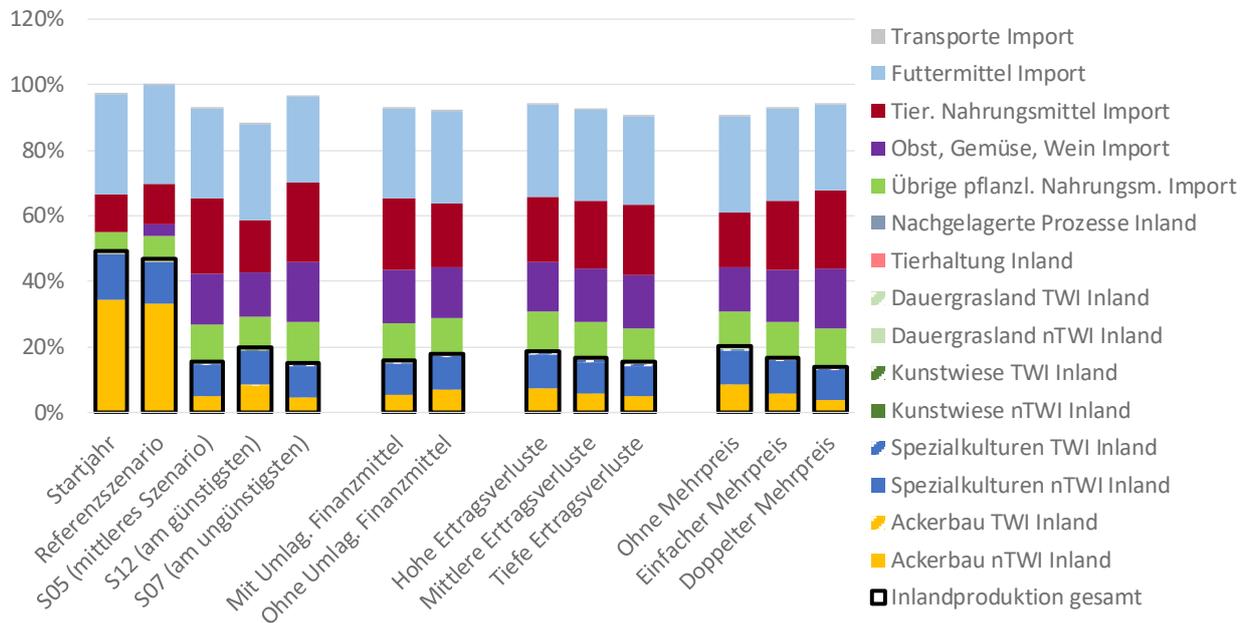


Abbildung 8: Süßwasser-Ökotoxizität organischer Stoffe. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

In allen TWI-Szenarien erhöht sich die Wirkung der Importprodukte stark. Insgesamt lässt sich dennoch eine tendenzielle Verbesserung gegenüber dem Referenzszenario feststellen. Das günstigste Szenario hat insgesamt 12 %, das ungünstigste 4 % tiefere Emissionen als das Referenzszenario. Die Szenarien mit tiefen Ertragsverlusten resp. jene ohne Mehrpreis schneiden am günstigsten ab, da hier die Importmengen am tiefsten sind. Umgekehrt haben die Szenarien mit hohen Ertragsverlusten resp. doppeltem Mehrpreis die ungünstigste Wirkung. Bei allen Importen insgesamt haben in absteigender Reihenfolge die Wirkstoffe Diflubenzuron, Terbutylazin, Pendimethalin und Chlorothalonil den grössten Anteil an der Wirkung. Diflubenzuron kommt hauptsächlich im Sojaanbau in Brasilien zum Einsatz, also bei importierten Futtermitteln, aber auch in der Futtermittelproduktion für importierte tierische Produkte. Die Wirkung von Terbutylazin ist auf Importe von Körnermais und Rindfleisch aus Deutschland sowie auf Eier aus den Niederlanden zurückzuführen, die Wirkung von Pendimethalin auf Weizen, Mais, Rindfleisch und Schweinefleisch aus Deutschland sowie auf Milch aus Deutschland und Frankreich. Chlorothalonil kommt in der Produktion von Getreide, Rind- und Schweinefleisch in Europa sowie von Importkartoffeln zum Einsatz.

Es ist noch anzumerken, dass bei dieser Umweltwirkung nicht nur Pestizidemissionen eine Rolle spielen, sondern auch Emissionen weiterer Schadstoffe, die meist in den der Landwirtschaft vorgelagerten Prozessen anfallen, z. B. durch das Verwenden von Holzschutzmitteln für Spalieranlagen im Obstbau. Diese machen im mittleren Szenario S05 24 % der Wirkung des gesamten Warenkorbes aus; in den übrigen TWI-Szenarien ist der Anteil ähnlich hoch. Im Referenzszenario beträgt ihr Beitrag zur Wirkung nur 13 %. Das heisst, die rein von den Pestiziden zum Schutz der Kulturpflanzen verursachte Wirkung von Schweizer Produktion und Importen nimmt in allen TWI-Szenarien gegenüber der Referenz stärker ab als die Gesamtwirkung.

Abbildung 9 zeigt auf, welchen Einfluss verschiedene Gruppen von Produkten (Beitragsgruppen) auf das Ergebnis der TWI-Szenarien haben. Jeder Punkt steht für das Ergebnis einer Beitragsgruppe eines TWI-Szenarios. Um welches Szenario es sich jeweils handelt, ist nicht dargestellt. Die Grafik zeigt die Haupteinflussfaktoren auf das Resultat. Beitragsgruppen oben rechts auf dieser Abbildung haben einerseits einen hohen Beitrag zum Gesamtergebnis, andererseits weichen sie in den Szenarien stark vom Referenzszenario

ab. Je grösser ausserdem die Spannweite zwischen den einzelnen Szenarienpunkten ist, desto grösser ist der Unterschied der jeweiligen Beitragsgruppe zwischen den Szenarien. Abbildung 9 zeigt, dass die importierten Spezialkultur-Produkte sowie die importierten tierischen Nahrungsmittel einen grossen Einfluss auf die Süsswasser-Ökotoxizität organischer Stoffe haben. Eine grosse Streuung zwischen den Szenarien gibt es auch beim Ackerbau in der Schweiz; sein absoluter Beitrag ist aber geringer. Die importierten Futtermittel haben einen hohen Beitrag aber keine starke Abweichung vom Referenzszenario.

Abbildung 10 zeigt den mittleren Beitrag verschiedener Substanzen zum Ergebnis der importierten Spezialkultur-Produkte und der tierischen Nahrungsmittel. Es wird deutlich, dass nur eine kleine Anzahl an Substanzen einen grossen Beitrag zum Ergebnis leisten können. Bei den importierten Spezialkultur-Produkten ist vor allem Obst entscheidend, weil in Obstplantagen mit Kohleteer-Kreosoten behandelte Holzpfähle zum Einsatz kommen, wobei Pyren und Fluoranthen freigesetzt werden. Diese Stoffe haben einen 20 900-mal resp. 1 800-mal höheren Charakterisierungsfaktor für die Süsswasser-Ökotoxizität als Dazomet, das Pestizid mit dem höchsten Anteil an der Wirkung der importierten Spezialkultur-Produkte. Bei der Produktion importierter tierischer Nahrungsmittel spielen vor allem Pflanzenschutzmittel eine grosse Rolle.

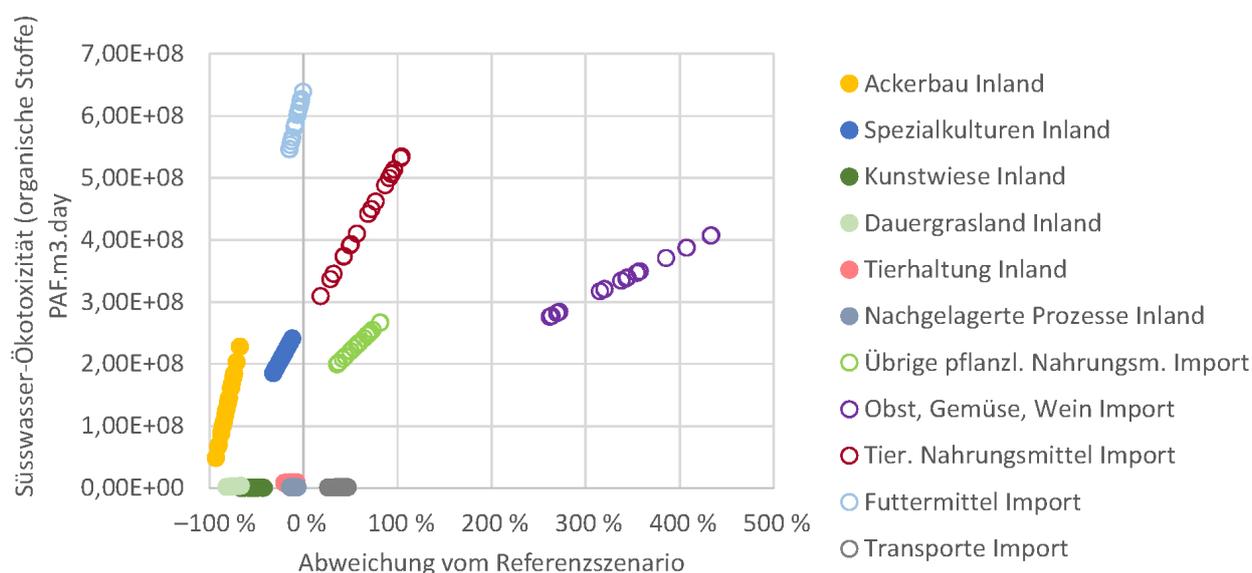
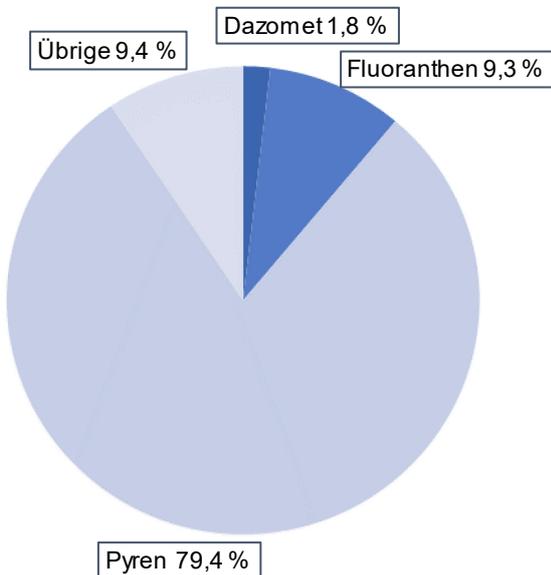


Abbildung 9: Süsswasser-Ökotoxizität organischer Stoffe: Zusammenhang zwischen absolutem Beitrag zur Umweltwirkung (Y-Achse) und Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (X-Achse). Jeder Kreis steht für eines der Szenarien S01 bis S18 (Definition der Szenarien s. Tabelle 5); die Ergebnisse der einzelnen Szenarien sind unterteilt in verschiedene Beitragsgruppen.

Lesebeispiel: Die Süsswasser-Ökotoxizität der importierten tierischen Nahrungsmittel liegt in den Szenarien S01 bis S18 zwischen $3,09 \cdot 10^8$ und $5,34 \cdot 10^8$ PAF \cdot m³ \cdot Tag. Die Abweichung vom Ergebnis der importierten tierischen Nahrungsmittel im Referenzszenario liegt zwischen 18 und 104 %.

Importiertes Obst, Gemüse, Wein



Importierte tierische Nahrungsmittel

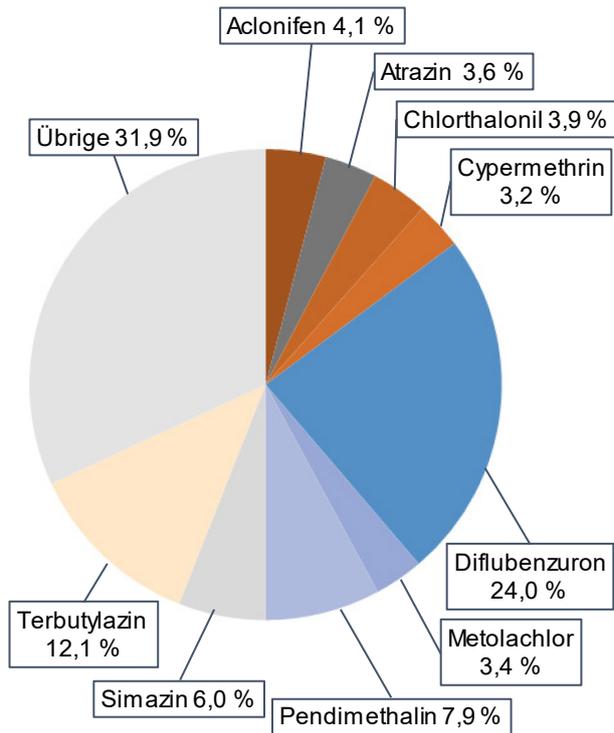


Abbildung 10: Süsswasser-Ökotoxizität organischer Stoffe: Beitrag einzelner Substanzen zum Ergebnis importierter Produkte im mittleren Szenario S05 (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

Die Süsswasser-Ökotoxizität anorganischer Stoffe zeigt ein anderes Bild (Abbildung 11): Der Beitrag des Schweizer Ackerbaus ist von vorneherein nicht sehr bedeutsam. Stattdessen hat der Spezialkulturanbau in der Schweiz eine grosse Bedeutung, gerade auch weil er in den TWI-Szenarien einen deutlich tieferen Beitrag hat als im Startjahr und im Referenzszenario. Graslandflächen sind ebenfalls wichtig, ebenso die Tierhaltung und einige der Landwirtschaft nachgelagerte Prozesse; diese ändern sich mit den Szenarien aber nicht so stark. Die Wirkung innerhalb der Schweiz ist in allen TWI-Szenarien tiefer als im Referenzszenario. Die Wirkung importierter Spezialkulturprodukte (Obst, Gemüse, Wein) und importierter tierischer Produkte ist entscheidend für das Abschneiden der TWI-Szenarien (Abbildung 12). Sie ist in den TWI-Szenarien deutlich höher als in der Referenz und überkompensiert so den Rückgang der Wirkung im Inland. Innerhalb der Schweiz wirken sich tiefe Ertragsverluste sowie höhere Produzentenpreise tendenziell günstig aus. Wenn man aber den gesamten Warenkorb betrachtet, bringt keines der Szenarien eine deutliche Änderung gegenüber dem Referenzszenario.

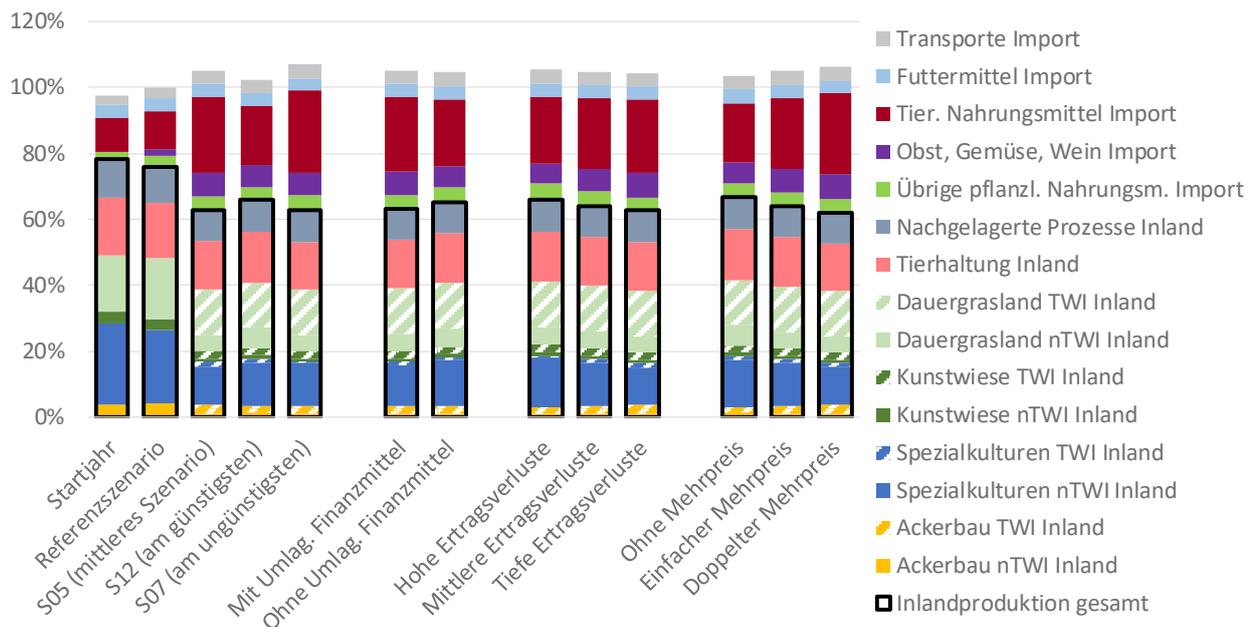


Abbildung 11: Süswasser-Ökotoxizität anorganischer Stoffe. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

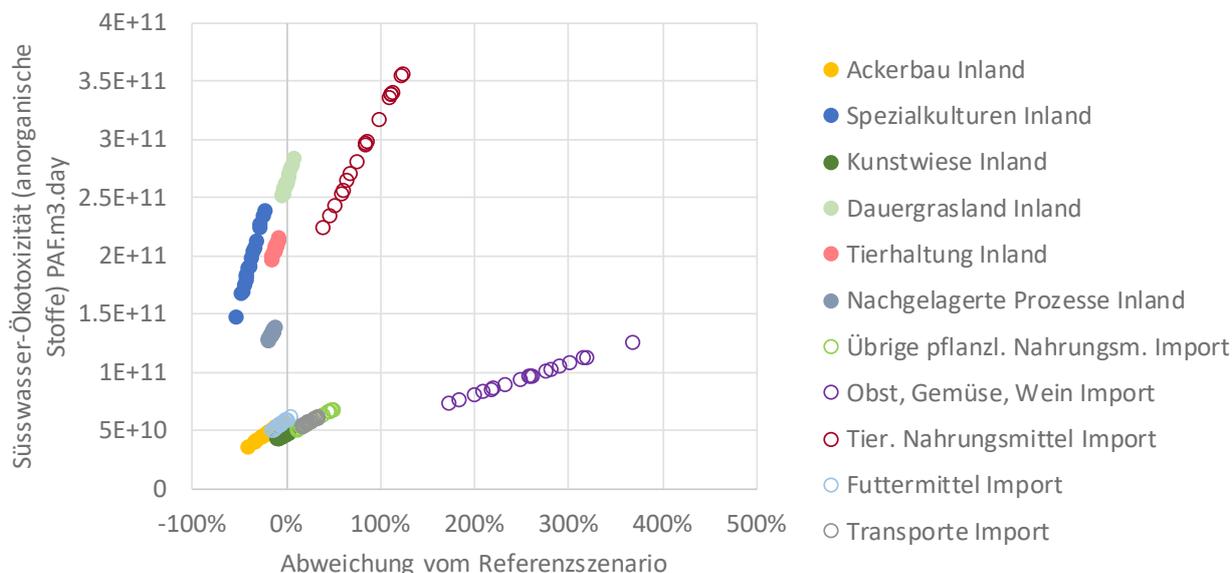


Abbildung 12: Süswasser-Ökotoxizität anorganischer Stoffe: Zusammenhang zwischen absolutem Beitrag zur Umweltwirkung (Y-Achse) und Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (X-Achse). Jede Markierung steht für eines der Szenarien S01 bis S18 (Definition der Szenarien s. Tabelle 5); die Ergebnisse der einzelnen Szenarien sind unterteilt in verschiedene Beitragsgruppen.

Im Referenzszenario haben Kupferemissionen in den landwirtschaftlichen Boden den grössten Anteil an der Wirkung. Im TWI-konformen Anbau wird gemäss den Annahmen dieser Studie kein Kupfer mehr eingesetzt. Beim Spezialkulturanbau in der Schweiz ist der konventionelle Weinanbau ausschlaggebend. Diese Flächen gehen in den TWI-Szenarien zwischen 30 und 72 % gegenüber dem Referenzszenario zurück, worauf letztlich die tiefere Wirkung der Schweizer Inlandproduktion insgesamt zurückzuführen ist. Die Wirkung von importiertem Obst, Gemüse und Wein erhöht sich in den TWI-Szenarien, weil die tiefere Inlandproduktion durch Importe ausgeglichen wird. Vor allem der Rebbau mit den damit verbundenen Kupferemissionen spielt hier eine Rolle. Importiertes Obst und Gemüse haben nur eine sehr geringe Wirkung.

Die zweitwichtigste Emission sind Aluminiumemissionen (Abbildung 13). Diese entstehen in den der Landwirtschaft vorgelagerten Prozessen, wie beispielsweise beim Herstellen von Gebäuden und Infrastruktur oder auch durch die Wärmeerzeugung, und sind vor allem für die Schweizer Tierhaltung oder für die Gemüseproduktion wichtig. Bei den importierten tierischen Produkten, deren Wirkung aufgrund der gestiegenen Menge in den Szenarien deutlich zunimmt, ist vor allem aus Deutschland importiertes Fleisch wichtig.

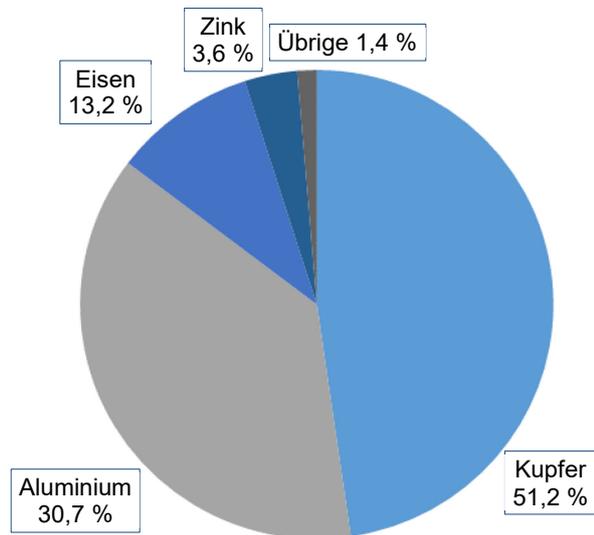


Abbildung 13: Süsswasser-Ökotoxizität anorganischer Stoffe: Beitrag einzelner Substanzen zum Gesamtergebnis des mittleren Szenarios S05 (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

4.2 Zielwirkung Biodiversität

Abbildung 14 zeigt die Ergebnisse für das Artenverlustpotenzial durch Landnutzung nach der Methode von Chaudhary und Brooks (2018). Das Artenverlustpotenzial der Inlandproduktion verringert sich wegen der Extensivierung der TWI-konform bewirtschafteten Flächen in den Szenarien um 5–6 % gegenüber dem Referenzszenario. Auf den Acker- und Spezialkulturflächen schwankt das Artenverlustpotenzial zwischen –16 % und +12 % gegenüber dem Referenzszenario. Da sich das Artenverlustpotenzial im Grasland aber nur wenig verändert, ist die Wirkung auf die gesamte Schweizer Landwirtschaftsfläche deutlich geringer. Dem gegenüber verursachen die Importprodukte in den Szenarien einen starken Anstieg im Vergleich zur Referenz um 41–62 %. Die Hauptwirkung kommt vom Rindfleisch aus Südamerika, und das obwohl weniger als 20 % des importierten Rindfleisches von dort kommen. Einerseits ist der Flächenbedarf in diesen Ländern pro kg erzeugtem Fleisch wegen der extensiveren Haltungsform deutlich grösser als der in europäischen Ländern (70 % des Flächenbedarfs der Rindfleischimporte fällt in Brasilien und Uruguay an). Andererseits ist der Charakterisierungsfaktor – also das Artenverlustpotenzial pro m² Weidefläche – in Brasilien doppelt bis fünfzehnmal so hoch wie in den anderen Herkunftsländern.

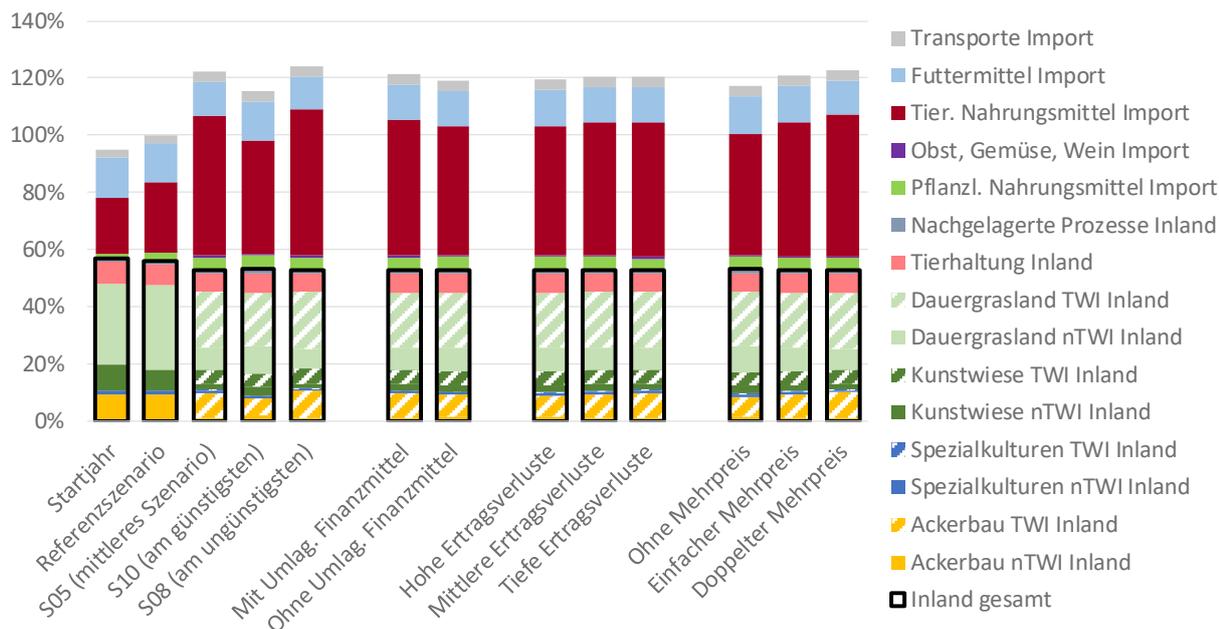


Abbildung 14: Artenverlustpotenzial. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

Da die Methode von Chaudhary und Brooks (2018) die Änderungen in der Bewirtschaftung (v. a. den Verzicht auf Pestizide) nur wenig differenziert darstellen kann, wurde für ausgewählte Einzelkulturen mit SALCA-Biodiversität berechnet, wie sich der Pestizidverzicht auf Biodiversitätspunkte resp. auf das Biodiversitätsdefizit (gegenüber dem Potenzial der Kultur) auswirkt. Tabelle 11 zeigt, wie viele Biodiversitätspunkte innerhalb der Schweiz bei verschiedenen Kulturen bei der heutigen ÖLN-Produktion und bei TWI-konformer Produktion erreicht werden können und welches Biodiversitätsdefizit sich jeweils ergibt. Bei den Ackerkulturen und Äpfeln nehmen die Biodiversitätspunkte durch den Anbau ohne Pestizide zwischen 8 und 16 % zu. Am stärksten erhöht sich die Punktzahl bei Winterweizen, Zuckerrüben und Kartoffeln. Bei intensiven Dauergraslandflächen liegt die Verbesserung zwischen 4 und 10 %. Das Biodiversitätsdefizit, also die Ziellücke zum maximal erreichbaren Zustand pro Kultur, nimmt bei den Ackerkulturen und Äpfeln um 14–38 % ab. Am stärksten verbessern sich Winterweizen, Äpfel, Raps und Kartoffeln. Bei Kunstwiese und Dauergrasland liegt die Änderung zwischen 4 und 16 %.

Tabelle 11: Biodiversitätspunkte und Biodiversitätsdefizit einzelner Kulturen bei ÖLN-Standardproduktion und TWI-konformer Produktion.

		Biodiversitätspunkte	Biodiversitätsdefizit
Winterweizen	ÖLN, Nicht-Extenso	6,0	60 %
	ÖLN, Extenso	6,6	45 %
	TWI-konform	6,8	41 %
Wintergerste	ÖLN, Nicht-Extenso	6,3	54 %
	ÖLN, Extenso	6,6	45 %
	TWI-konform	6,8	41 %
Mais	ÖLN	3,9	61 %
	TWI-konform	4,1	53 %
Zuckerrübe	ÖLN	3,7	64 %
	TWI-konform	4,3	45 %
Kartoffeln	ÖLN	4,2	55 %
	TWI-konform	4,8	34 %
Raps	ÖLN, Nicht-Extenso	5,8	59 %
	ÖLN, Extenso	6,5	42 %
	TWI-konform	6,6	39 %
Eiweisserbse	ÖLN	5,5	51 %
	TWI-konform	5,9	40 %
Tafelapfel	ÖLN	15,5	57 %
	TWI-konform	17,2	39 %
Kunstwiese, intensiv	ÖLN	4,4	58 %
	TWI-konform	4,6	53 %
Dauerwiese, intensiv	ÖLN	9,1	71 %
	TWI-konform	9,5	68 %
Dauerweide, intensiv	ÖLN	8,2	70 %
	TWI-konform	8,9	59 %

Tabelle 12 zeigt, wie sich die Punktzahl bei den einzelnen Indikator-Gruppen von SALCA-Biodiversität ändert, wenn man die TWI-konforme Produktion mit der heutigen ÖLN-Standardproduktion ohne Extenso-Verfahren vergleicht. Die Artengruppen reagieren sehr unterschiedlich auf das pestizidfreie Management. Kleinsäuger reagieren wegen der zusätzlichen Bodenbearbeitung teilweise leicht negativ, während der Pestizidverzicht für alle anderen Artengruppen positiv ist.

Tabelle 12: Änderung der Biodiversitätspunkte bei den elf Indikator-Artengruppen: Abweichung der TWI-konformen Produktion von der ÖLN-Standardproduktion (Nicht-Extenso-Verfahren). n.r.: nicht relevant.

	Winterweizen	Wintergerste	Mais	Zuckerrübe	Kartoffel	Raps	Eiweiss-erbse	Tafelapfel	Kunstwiese, intensiv	Dauerwiese, intensiv	Dauerweide, intensiv
Ackerflora	10%	9%	8%	12%	11%	12%	8%	14%	n.r.	n.r.	n.r.
Graslandflora	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	12%	6%	11%	20%
Vögel	21%	6%	9%	19%	18%	18%	12%	12%	6%	0%	11%
Kleinsäuger	-1%	0%	-3%	-1%	1%	0%	-1%	3%	0%	1%	1%
Amphibien	0%	4%	0%	7%	4%	0%	0%	30%	0%	0%	0%
Mollusken	9%	7%	5%	10%	10%	9%	4%	12%	6%	3%	8%
Spinnen	22%	16%	6%	24%	22%	23%	12%	5%	1%	1%	4%
Laufkäfer	15%	10%	6%	14%	11%	15%	5%	24%	5%	2%	6%
Tagfalter	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	8%	6%	4%	17%
Wildbienen	18%	6%	20%	26%	23%	20%	8%	6%	4%	5%	9%
Heuschrecken	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	4%	9%	4%	6%
Total	14%	9%	7%	16%	14%	15%	8%	11%	4%	4%	10%

Aus den Ergebnissen der einzelnen Kulturen, ergänzt durch Werte für extensives Grasland und Ökoflächen aus der Zentralen Auswertung von Agrarumweltindikatoren von Agroscope, wurde ein flächengewichtetes Mittel der Biodiversitätspunkte und des Biodiversitätsdefizits innerhalb der Schweiz für alle Szenarien berechnet. Dies zeigt, welchen Einfluss es hat, wenn sich die Aufteilung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Szenarien ändert (Tabelle 13). Die Biodiversitätspunkte erhöhen sich in den TWI-Szenarien um bis zu 2 % im Vergleich zum Referenzszenario. Das Biodiversitätsdefizit verändert sich stärker; es verringert sich in den TWI-Szenarien um 4–9 %.

Tabelle 13: Flächengewichtetes Mittel der Biodiversitätspunkte und des Biodiversitätsdefizits in der Schweiz in allen Szenarien (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

	Biodiversitätspunkte	Biodiversitätsdefizit
Startjahr	8,43	58,8 %
Referenzszenario	8,44	59,3 %
S01	8,56	55,7 %
S02	8,58	55,3 %
S03	8,59	55,0 %
S04	8,58	55,0 %
S05	8,59	54,5 %
S06	8,61	54,2 %
S07	8,58	54,4 %
S08	8,59	54,0 %
S09	8,60	53,8 %
S10	8,56	56,6 %
S11	8,57	56,1 %
S12	8,58	55,6 %
S13	8,58	55,6 %
S14	8,59	55,0 %
S15	8,59	54,6 %
S16	8,58	54,9 %
S17	8,60	54,3 %
S18	8,60	54,0 %

4.3 Zielwirkung Eutrophierung und Versauerung

Die Reduktion der Tierhaltung im Inland auf eine Zahl, die von der eigenen Betriebsfläche ernährt werden könnte, zielt gemäss Begründung der Trinkwasserinitiative vor allem auf die Umweltwirkungen aquatische Eutrophierung mit Stickstoff und Phosphor, terrestrische Eutrophierung und Versauerung ab.

Die Stickstoff-Eutrophierung des gesamten Warenkorbes nimmt in allen TWI-Szenarien gegenüber dem Referenzszenario zu (Abbildung 15). Im Inland ist die Wirkung in den TWI-Szenarien um 0–8 % tiefer als im Referenzszenario. Vor allem die Ackerkulturen haben einen wichtigen Einfluss auf das Ergebnis der Inlandproduktion (Abbildung 16). Die Wirkung wird hauptsächlich durch Nitratemissionen verursacht. Sie erhöht sich in den Szenarien, in denen im Inland die Ackerfläche ansteigt (also in den Szenarien mit höherem Mehrpreis) resp. in den Szenarien, in denen der Flächenertrag am höchsten und damit das Management intensiver ist (also in den Szenarien mit geringem Ertragsverlust). Die Wirkung des Ackerbaus in der Schweiz liegt in den TWI-Szenarien 24 % tiefer bis 16 % höher als im Referenzszenario. Wichtig sind hier vor allem die Getreideflächen (ohne Mais), die den grössten Anteil an der Ackerfläche haben, der in den TWI-Szenarien noch ansteigt, und die je nach Szenario zwischen 62 und 71 % zur Stickstoff-Eutrophierung des Ackerbaus beitragen. Weitere 16–23 % der Stickstoff-Eutrophierung des Schweizer Ackerbaus werden von Körner- und Silomais verursacht. Deren Flächenanteil bleibt in den TWI-Szenarien relativ ähnlich wie im Referenzszenario. Die Nitratemissionen von Ackerflächen hängen nicht nur von der Stickstoffdüngermenge ab, sondern auch vom Ausbringungszeitpunkt, von der Höhe der Winterniederschläge und von der Stickstoffmineralisierung im Boden (Methodenbeschreibung s. Richner *et al.* 2014). Die Wirkung der Tierzahlen schlägt sich in den Ammoniakemissionen im Stall und bei der Hofdüngerlagerung, aber auch in Nitrat- und Ammoniakemissionen von Wiesen und Weiden nieder. Diese Wirkung nimmt in allen Szenarien zwischen 0 und 7 % ab. Die Tierzahlen selbst gehen um 8–13 % zurück, aber die Anzahl an Milchkühen, welche die meisten Ammoniakemissionen verursachen, bleibt in den Szenarien stabiler und verringert sich nur um 1–5 % (Kapitel 3.1, Abbildung 6).

Die Wirkung von Importprodukten nimmt in allen TWI-Szenarien gegenüber dem Referenzszenario um 45–49 % zu. Die importierten pflanzlichen Nahrungsmittel gleichen dabei in etwa die Wirkung des Ackerbaus in der Schweiz aus; wenn in der Schweiz mehr produziert wird (mit entsprechend höheren Nitratemissionen), muss weniger importiert werden. Die Wirkung der tierischen Nahrungsmittel nimmt hingegen – verglichen mit der Änderung der Tierhaltung innerhalb der Schweiz – überproportional stark zu und ist ebenfalls entscheidend für das Abschneiden der TWI-Szenarien (Abbildung 16). Verschiedene tierische Produkte spielen eine Rolle bei diesem überproportionalen Anstieg, und zwar vor allem Milch, Rindfleisch und Schweinefleisch aus europäischen Ländern sowie Rindfleisch aus Südamerika (Abbildung 17). Etwas abgeschwächt wird die Wirkung der Importprodukte durch die regionalisierte Wirkungsabschätzung; durch diese werden Nitrat- und Ammoniakemissionen, die in der Schweiz entstehen, ungünstiger bewertet als dieselben Emissionen im Ausland (Tabelle 3).

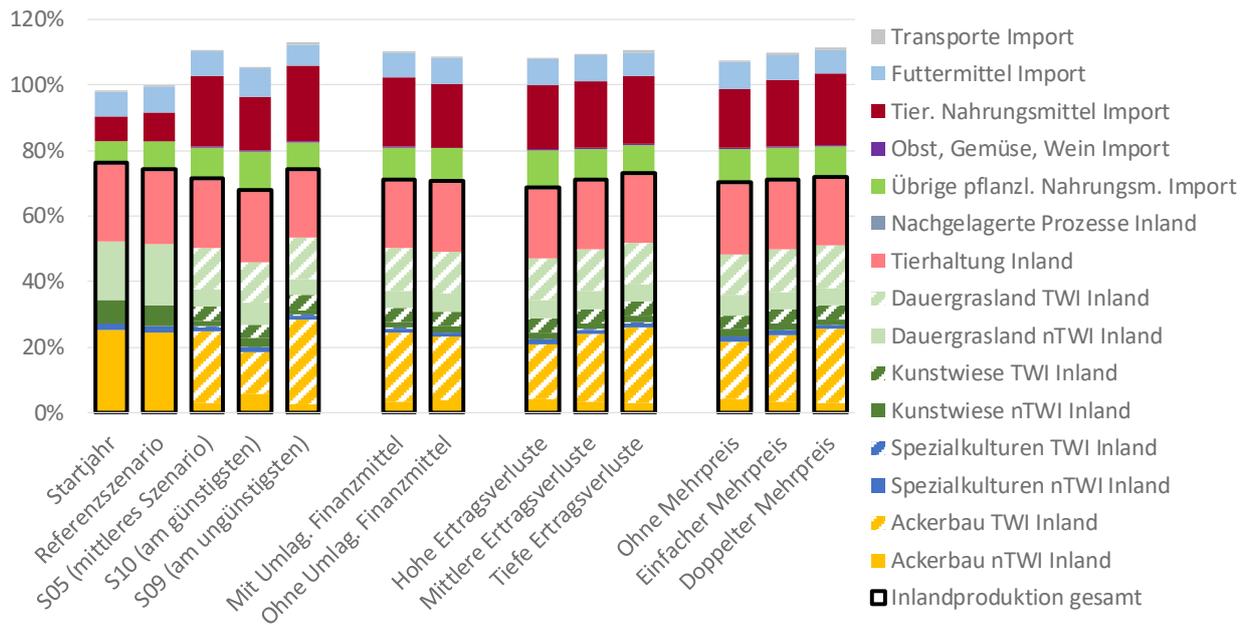


Abbildung 15: Aquatische Eutrophierung mit Stickstoff. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

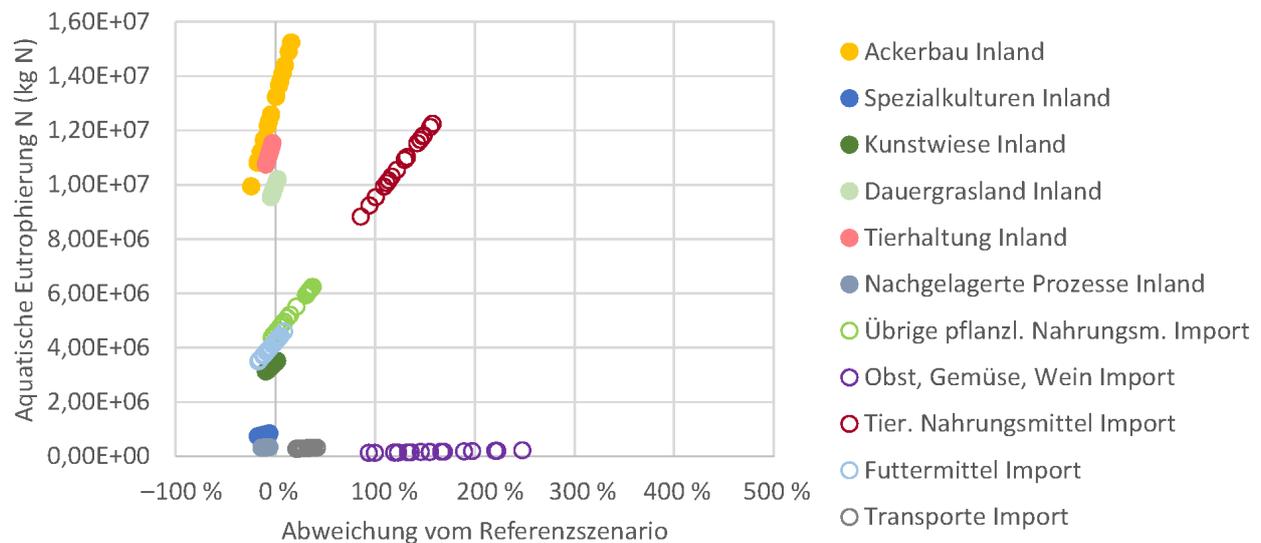


Abbildung 16: Aquatische Eutrophierung mit Stickstoff. Zusammenhang zwischen absolutem Beitrag zur Umweltwirkung und Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (Definition der Szenarien s. Tabelle 5). Jede Markierung steht für eines der Szenarien S01–S18; die Ergebnisse der einzelnen Szenarien sind unterteilt in verschiedene Beitragsgruppen.

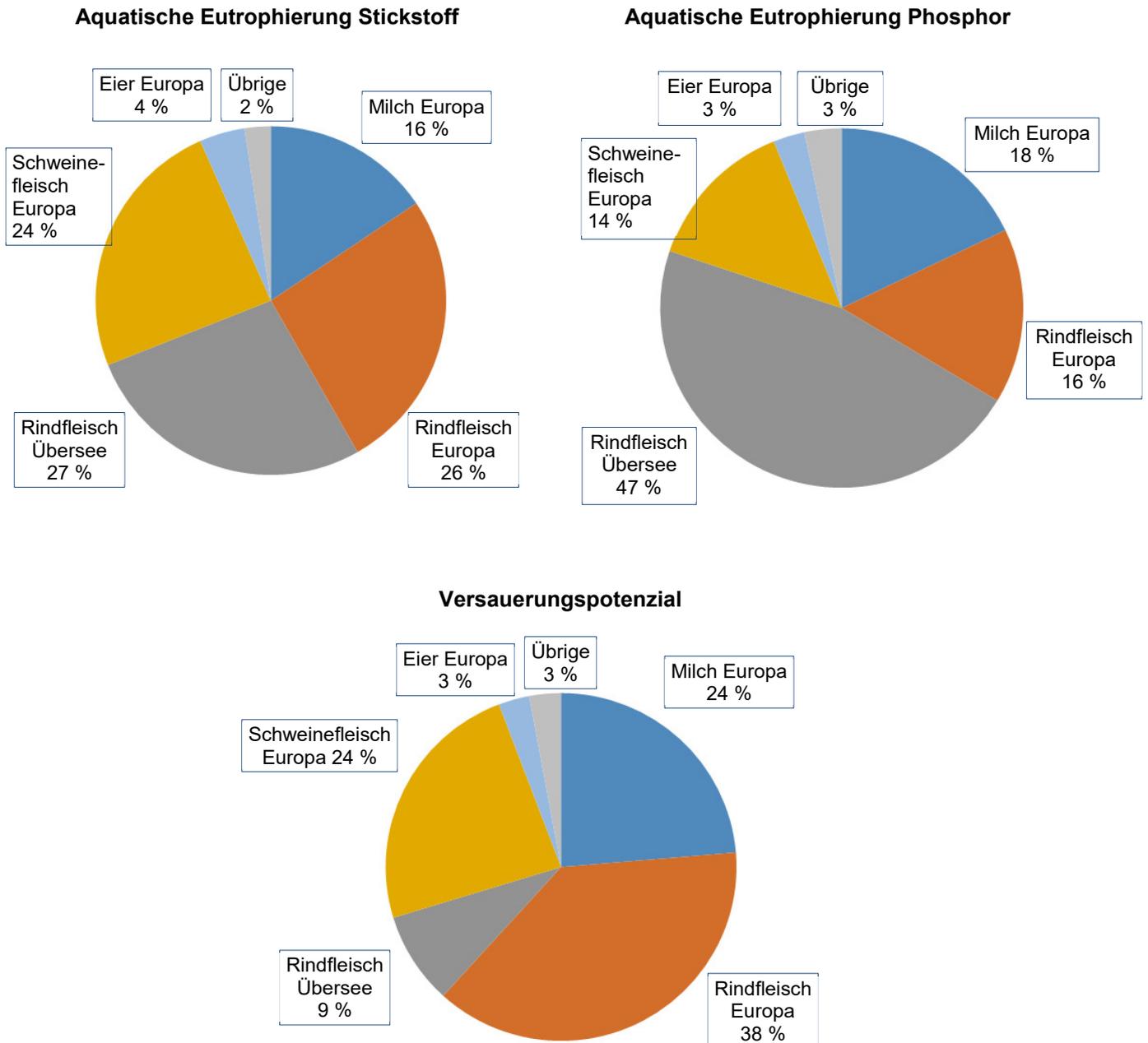


Abbildung 17: Aquatische Eutrophierung mit Stickstoff und Phosphor sowie Versauerungspotenzial: Beitrag einzelner Produkte zum Ergebnis importierter tierischer Produkte. Mittelwert aller TWI-Szenarien.

Abbildung 18 zeigt die Ergebnisse für die aquatische Eutrophierung mit Phosphor. Auch hier nehmen die Emissionen des gesamten Warenkorbes in allen TWI-Szenarien gegenüber dem Referenzszenario zu, und zwar zwischen 12 und 16 %. Abnahmen der Emissionen bei der Inlandproduktion sind relativ schwach. Phosphoremissionen entstehen zum grössten Teil durch Bodenerosion und durch Nährstoffabschwemmung auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Die Emissionen hängen nicht nur von der Düngerart und Düngermenge ab, sondern auch von der Landnutzungsart, der Topographie und von Bodeneigenschaften (Methodenbeschreibung siehe Prasuhn 2006). Daher hat die Änderung der Tierbestände einen relativ geringen Einfluss. Zwar nimmt die Hofdüngermenge gemäss den verwendeten Ökoinventaren für die Tierhaltung in den TWI-Szenarien zwischen 6 und 12 % ab, der Nährstoffbedarf der gesamten Landwirtschaftsfläche bleibt aber relativ ähnlich, sodass der weggefallene Hofdünger durch eine entsprechende Menge Mineraldünger ersetzt wird. Zusammen mit den verschiedenen anderen Einflussfaktoren ergibt sich also

keine Änderung der Phosphoremissionen innerhalb der Schweiz. Durch die importierten tierischen Nahrungsmittel steigen die Emissionen der Importe gegenüber dem Referenzszenario um 44–66 % an. Beinahe die Hälfte der Wirkung dieser Produkte ist auf Rindfleischimporte aus Südamerika zurückzuführen (Abbildung 17), wo die extensive Haltungsform mit grossen Weideflächen und langsamem Zuwachs zu einer hohen Belastung pro Kilogramm erzeugtem Fleisch führen.

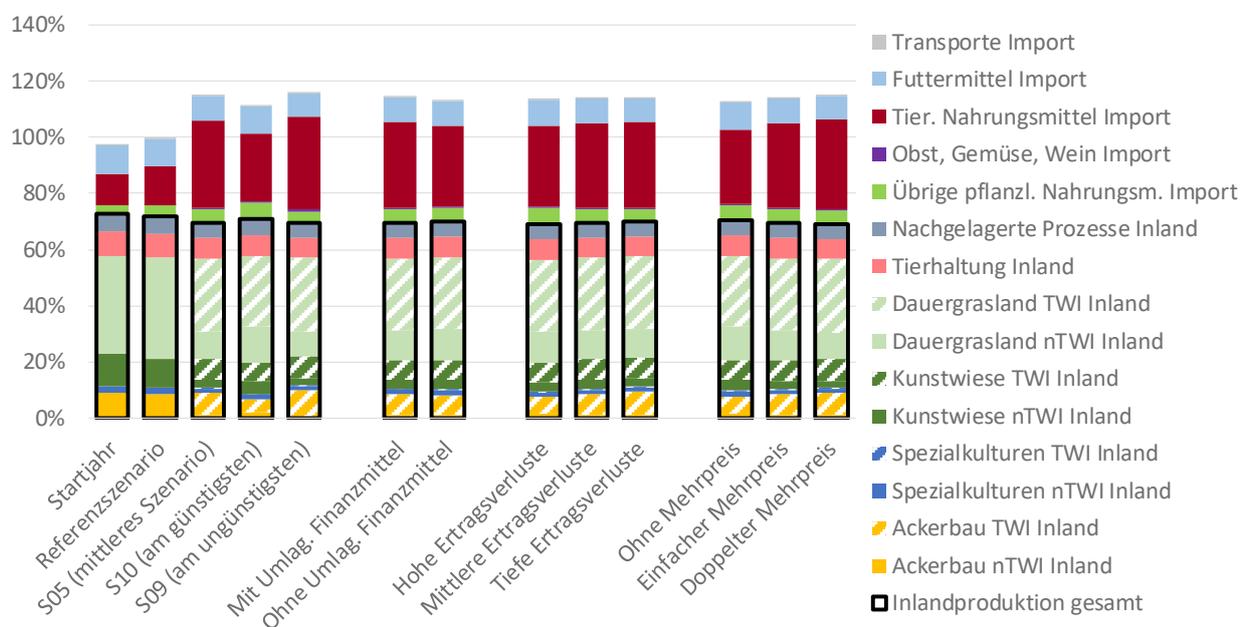


Abbildung 18: Aquatische Eutrophierung mit Phosphor. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

Die terrestrische Eutrophierung liefert ein anderes Bild als die aquatische Eutrophierung (Abbildung 19). Die Tierhaltung resp. Ammoniakemissionen durch Düngung innerhalb der Schweiz sind entscheidend. Die Wirkung der inländischen Produktion nimmt in den TWI-Szenarien ungefähr proportional zu den Tierzahlen ab. Dies wird wiederum ausgeglichen durch die importierten tierischen Nahrungsmittel, deren Emissionen sich erhöhen, aber in der Summe bleibt die Eutrophierung des gesamten Warenkorbes in den TWI-Szenarien etwa gleich wie im Referenzszenario.

Eine leichte Wirkung lässt sich noch durch den höheren Mehrpreis für TWI-konform erzeugte Produkte erkennen. Je höher der Mehrpreis, desto weniger Tiere würden in der Schweiz gehalten werden. Wichtig ist bei dieser Umweltwirkung die regionalisierte Wirkungsabschätzung. Die Methode der *Accumulated Exceedance* quantifiziert die Fläche, auf der die Tragfähigkeit der Ökosysteme überschritten wird, sowie das Ausmass dieser Überschreitung. Ammoniak, das in der Schweiz ausgestossen wird, hat eine höhere Wirkung auf die terrestrische Eutrophierung als Ammoniak, das in anderen Ländern entsteht.

Auch beim Versauerungspotenzial (Abbildung 20) haben Ammoniakemissionen den grössten Beitrag. Aufgrund der regionalisierten Wirkungsabschätzung hat die Produktion in der Schweiz jedoch eine günstigere Wirkung als jene im Ausland; in der Schweiz gibt es weniger belastete Flächen, sodass die Versauerungswirkung hier weniger stark ist. Daher haben die Importprodukte, vor allem tierische Nahrungsmittel, hier wieder den entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis (Abbildung 21), wobei Rindfleisch aus Europa dominiert (Abbildung 17). In der Summe schneiden sämtliche TWI-Szenarien um ca. 20 % ungünstiger ab als das Referenzszenario, wobei eher geringe Schwankungen zwischen den Szenarien zu beobachten sind.

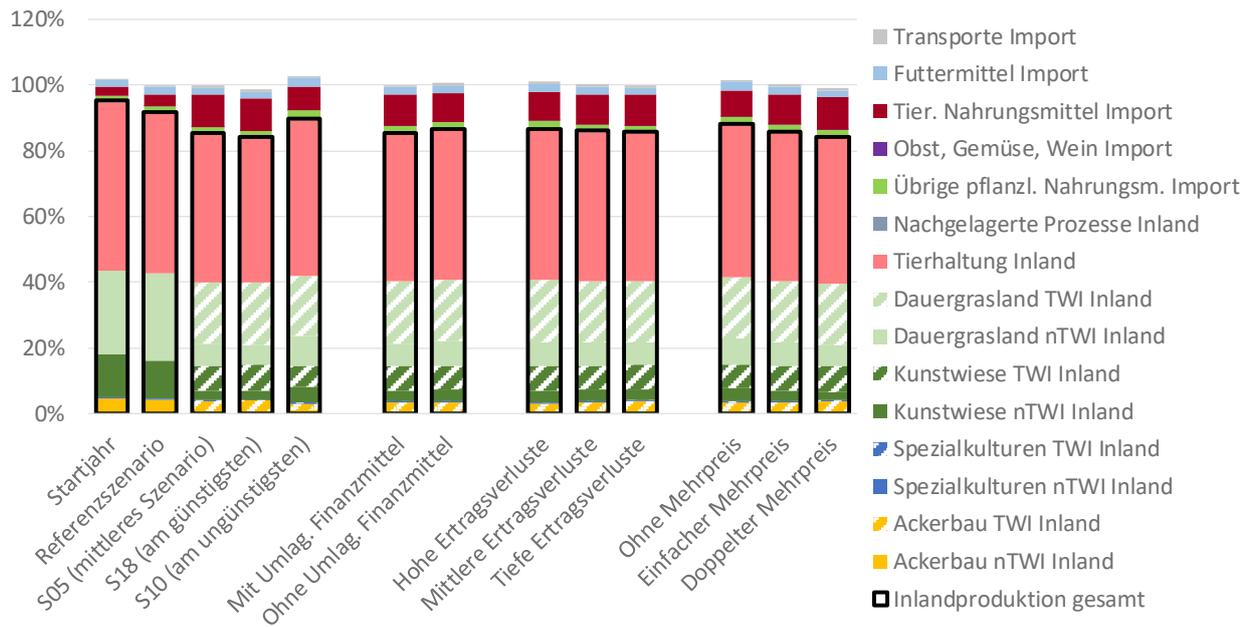


Abbildung 19: Terrestrische Eutrophierung. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

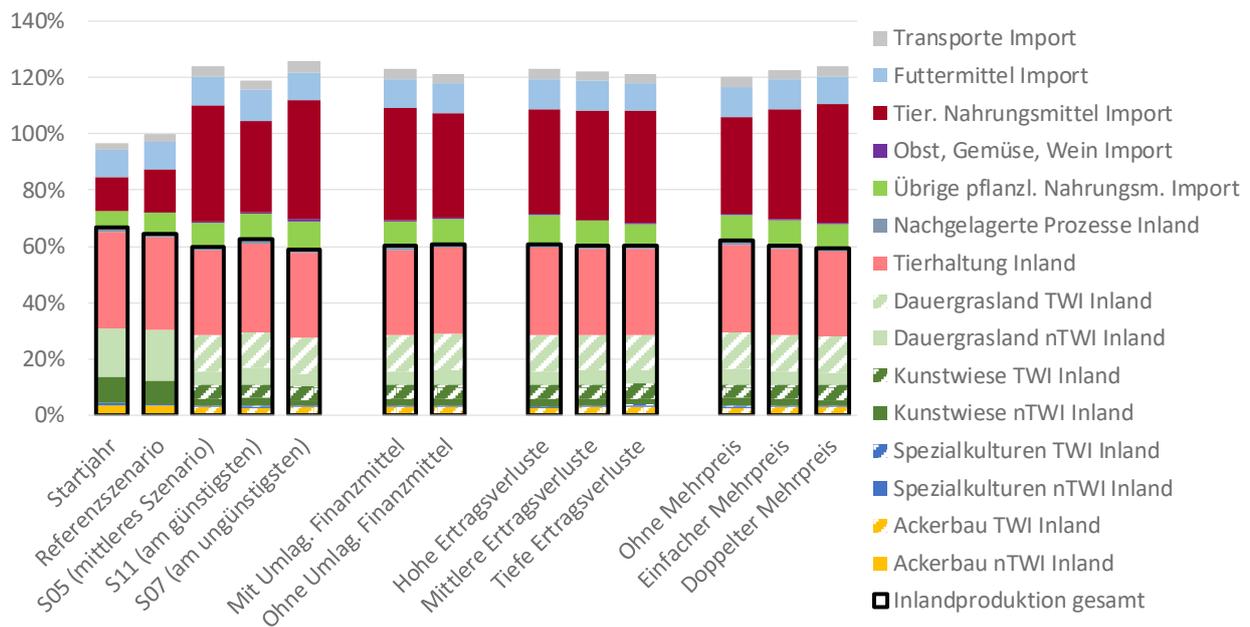


Abbildung 20: Versauerungspotenzial. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

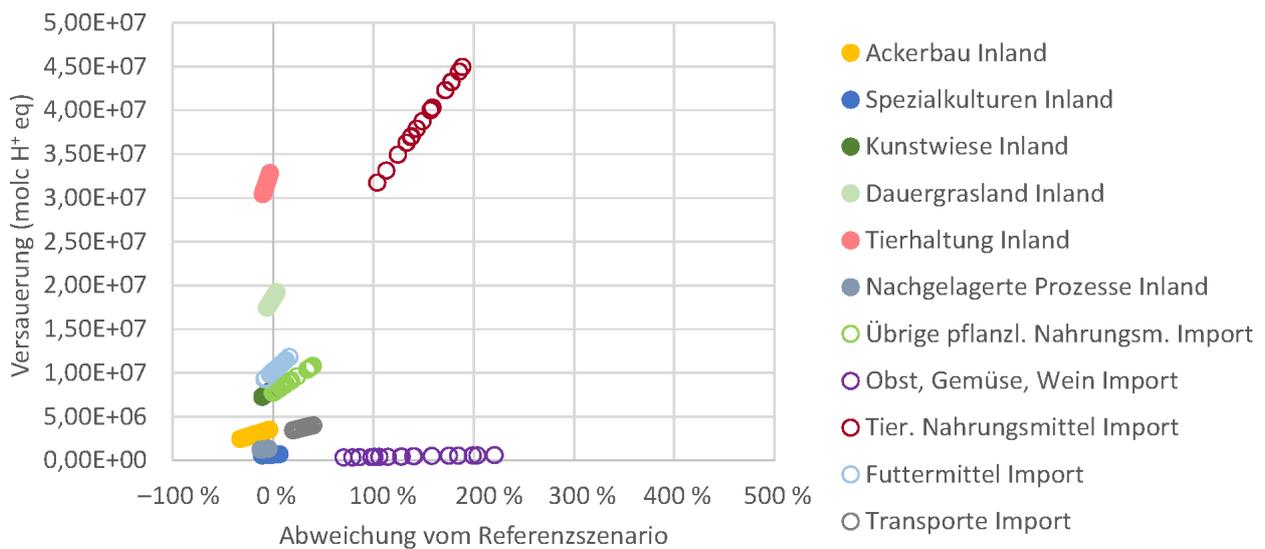


Abbildung 21: Versauerungspotenzial: Zusammenhang zwischen absolutem Beitrag zur Umweltwirkung und Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (Definition der Szenarien s. Tabelle 5). Jede Markierung steht für eines der Szenarien S01–S18; die Ergebnisse der einzelnen Szenarien sind unterteilt in verschiedene Beitragsgruppen.

4.4 Andere Umweltwirkungen

Die Tierhaltung im Inland spielt beim Treibhauspotenzial eine wichtige Rolle. Entsprechend geht die Wirkung der Produktion im Inland in allen TWI-Szenarien zwischen 5 und 9 % gegenüber dem Referenzszenario zurück (Abbildung 22). Dies liegt in einem ähnlichen Bereich wie der Rückgang des Rinderbestandes. Die Wirkung der Importe nimmt um 51–79 % zu. Vor allem Rind- und Schweinefleisch aus Europa und Übersee spielen hier eine wichtige Rolle.

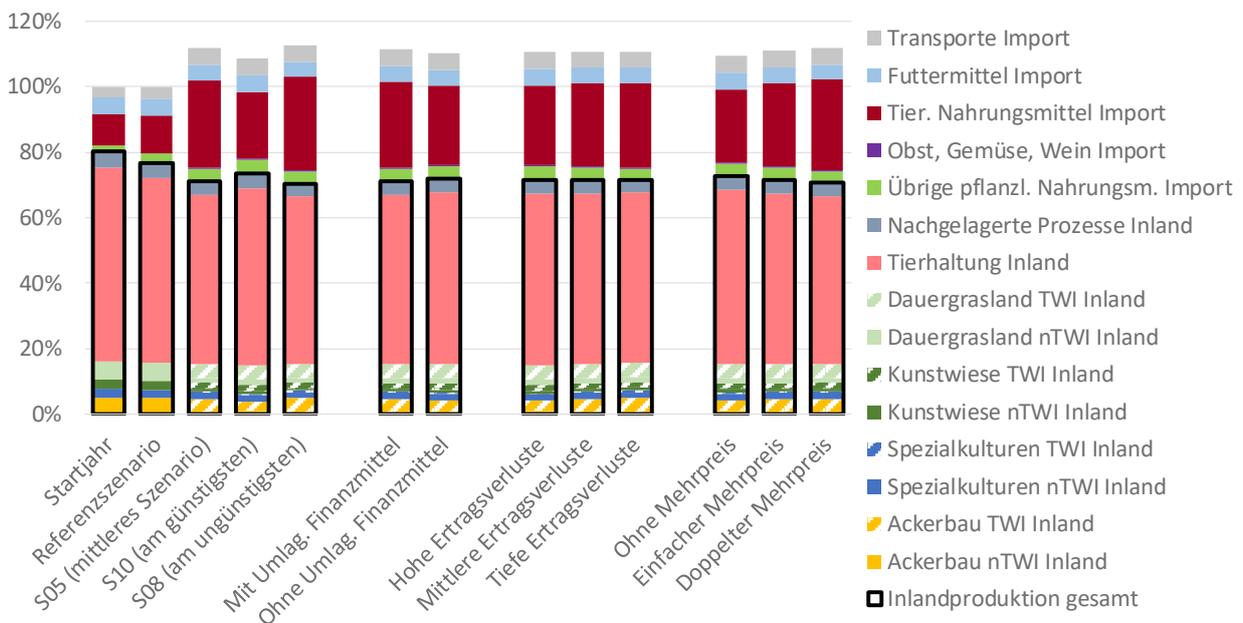


Abbildung 22: Treibhauspotenzial. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

Beim Energiebedarf haben mehr Beitragsgruppen einen deutlichen Anteil (Abbildung 23). Auch hier trägt die Produktion der importierten tierischen Nahrungsmittel wieder am stärksten zur Veränderung in den TWI-Szenarien bei. Aber auch der Beitrag von Transportprozessen aus dem Ausland und derjenige von pflanzlichen Nahrungsmitteln steigen an. Bei der Inlandproduktion spielen einige der Landwirtschaft nachgelagerte Prozesse eine wichtige Rolle, die sich allerdings mit den Szenarien nicht stark ändern. Das ist grösstenteils die Raufutterkonservierung und -lagerung, die viel Energie benötigen. Der Anbau von Spezialkulturen benötigt ausserdem fast ebenso viel nicht erneuerbare Energieträger wie der Ackerbau.

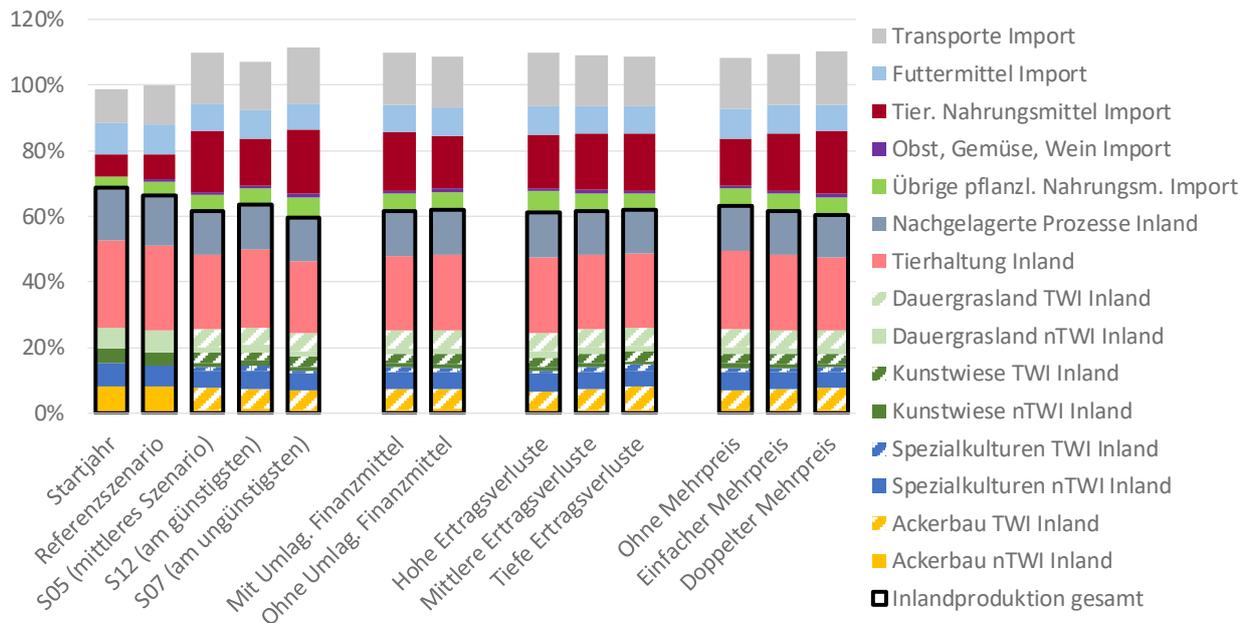


Abbildung 23: Bedarf nicht erneuerbarer Energieressourcen. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

Beim Bedarf abiotischer Ressourcen (Abbildung 24) ist die Schweizer Produktion insgesamt dominant, wobei vor allem die Rinderhaltung, die für die Einrichtung von Ställen Zink benötigt, ins Gewicht fällt. Der Rückgang der Tierbestände in den TWI-Szenarien macht sich hier also bemerkbar. Er wird durch die Wirkung von Importprodukten ausgeglichen, deren Einfluss aber nicht so gross ist. Unter anderem haben Eierimporte aus Europa einen vergleichsweise hohen Anteil an der Wirkung der importierten tierischen Nahrungsmittel; diese sind in den TWI-Szenarien sogar teilweise tiefer als in der Referenz, weil mehr Eier im Inland produziert werden. Somit schneiden hier die TWI-Szenarien insgesamt ähnlich ab wie das Referenzszenario.

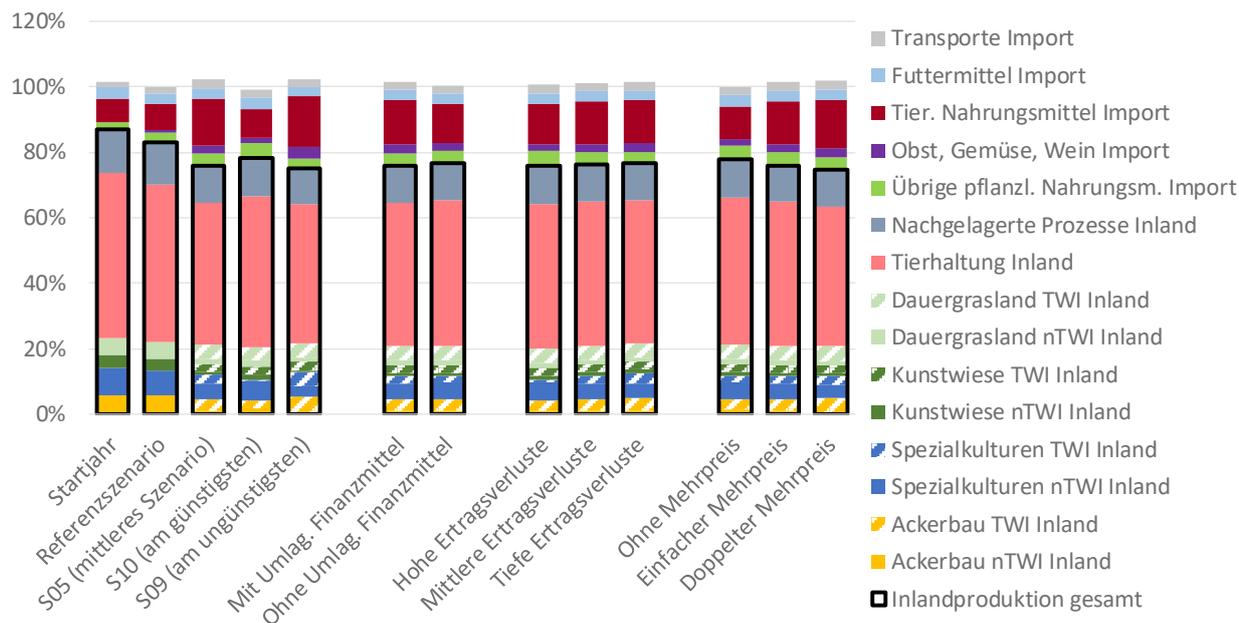


Abbildung 24: Bedarf abiotischer Ressourcen. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

Für die Erhöhung des Flächenbedarfs in den TWI-Szenarien sind nur die importierten tierischen Nahrungsmittel verantwortlich. Alles andere ändert sich nicht stark resp. hat keinen grossen Beitrag zum Ergebnis (Abbildung 25). Den grössten Anteil hat Rindfleisch aus Südamerika durch seinen hohen Bedarf an Weideflächen. Aber unabhängig vom Produkt und der Herkunft würde ein Ertragsverlust im Inland immer zu mehr Flächenbedarf oder Intensivierung führen, da die landwirtschaftliche Nutzfläche in der Schweiz gleich bleiben würde, aber mehr Fläche aus dem Ausland dazu zu addieren wäre bzw. diese intensiver bewirtschaftet würde.

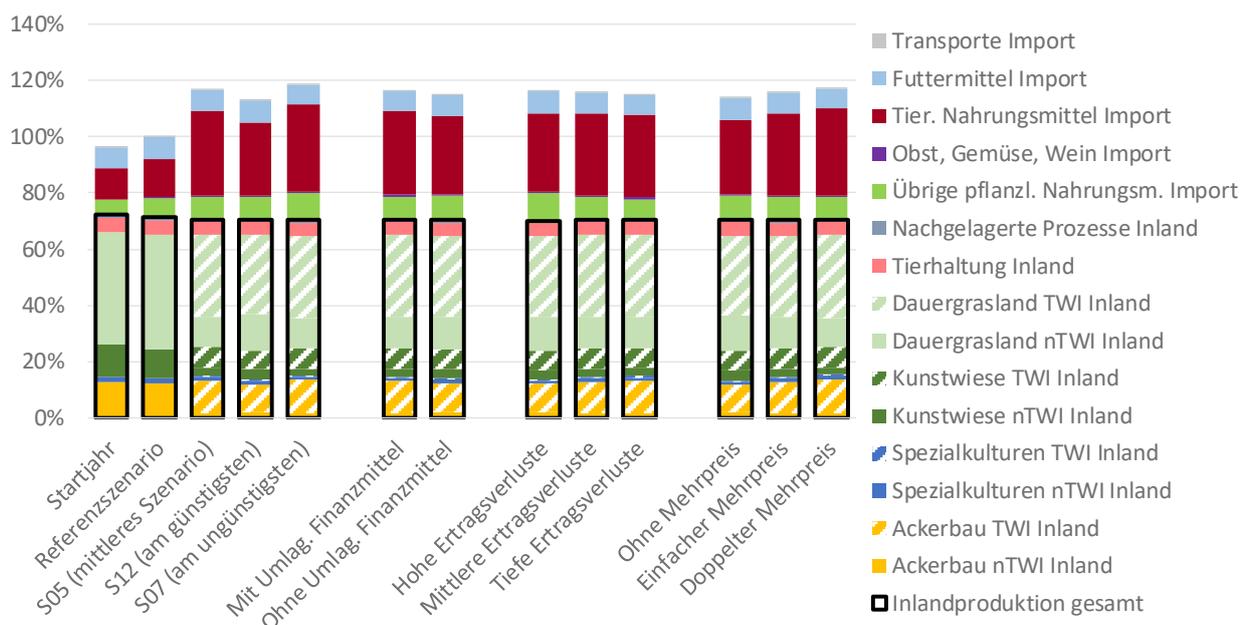


Abbildung 25: Flächenbedarf. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

Ganz deutlich zeigt sich die Wichtigkeit der Importprodukte auch bei der Abholzung (Abbildung 26). In der Schweiz selbst wird fast nur noch Futter aus zertifizierter Produktion (das heisst von Flächen, die seit 2008 nicht mehr gerodet wurden) verfüttert. Somit kommt die ganze Wirkung von den importierten tierischen Produkten. Der Sojaanbau für Futtermittel, die in europäischen Herkunftsländern genutzt werden, sowie die Nutzung von Weideflächen in Abholzungsgebieten sind für das Abschneiden der TWI-Szenarien verantwortlich.

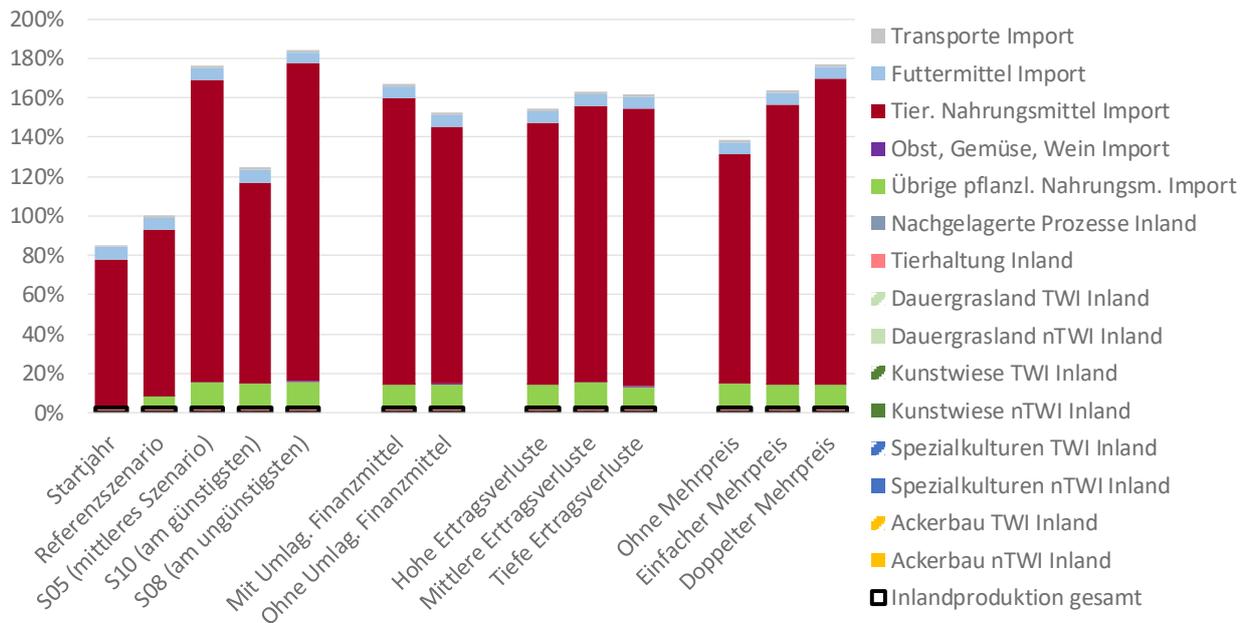


Abbildung 26: Abholzung. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

Auch bei der Wasserknappheit ist die Wirkung der Schweizer Produktion eher gering und ändert sich über alle Szenarien hinweg nur sehr wenig (Abbildung 27). Umso stärker fallen die Importprodukte ins Gewicht, hier vor allem wieder die tierischen Nahrungsmittel; diesmal aber vor allem Schweinefleisch aus südeuropäischen Ländern, wo die Tiere mit Getreide aus bewässertem Anbau gefüttert werden und ausserdem die Wasserknappheit gemäss den Charakterisierungsfaktoren der Methode AWARE bis zu 60-mal grösser ist als in der Schweiz.

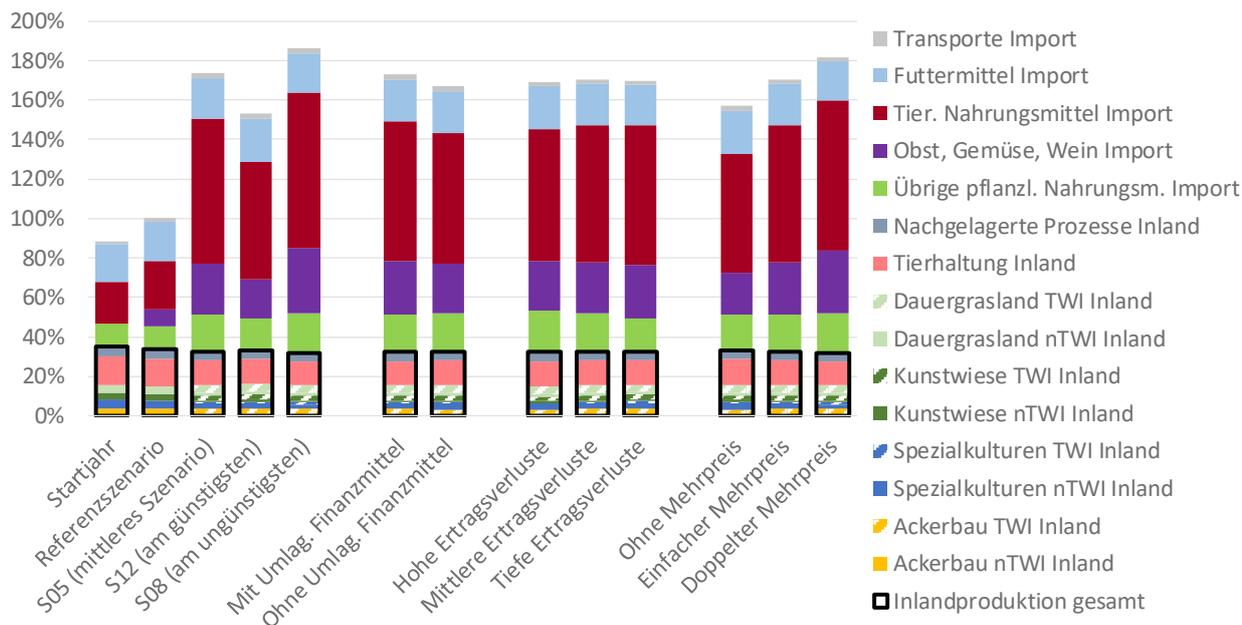


Abbildung 27: Wasserknappheit. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

4.5 Sensitivitätsanalysen

4.5.1 Sensitivitätsanalyse 1: Verwendete Ökoinventare für Importe

In dieser Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluss von Proxy-Ökoinventaren auf die Umweltwirkungen des Warenkorbes abgeschätzt. Anhand der Szenarien-Ergebnisse wurden diejenigen Proxy-Ökoinventare ausgewählt, die bei den Ziel-Umweltwirkungen mindestens 2 % zur Wirkung von importierten Nahrungsmitteln beitragen. Die terrestrische Eutrophierung wurde ausgelassen, weil dort die Importprodukte insgesamt nur einen kleinen Anteil an der Wirkung haben und das Ergebnis hauptsächlich von anderen Einflussfaktoren bestimmt wird (Kapitel 4.3, Abbildung 19). Tabelle 14 zeigt, bei welchen Umweltwirkungen welche Ökoinventare betroffen sind, welche Geographien bei möglichen alternativen Ökoinventaren noch vorhanden sind und welche als intensivstes resp. extensivstes Alternativ-Inventar für die Sensitivitätsanalyse verwendet wurden.

Tabelle 14: Auswahl von Ökoinventaren für die Sensitivitätsanalyse.

(i): intensivstes Alternativ-Inventar (geringster Flächenbedarf pro kg Produkt);

(e): extensivstes Alternativ-Inventar (höchster Flächenbedarf pro kg Produkt).

Produkt und Herkunft	Geographie des verwendeten Standard-Inventars	Verfügbare Geographien anderer Ökoinventare desselben Produktes
Süsswasser-Ökotoxizität (organische Stoffe)		
Kartoffeln, IL	Ländermix (CA, CN, IN, RU, UA, US)	IN (i), UA (e), CA, CH, CN, DE, FR, NL, RU, US
Äpfel, NZ, ZA	Ländermix (CL, CN, IT, US)	CL (i), CN (e), CH, IT, US
Birnen, ZA	Ländermix (AR, BE, CN)	BE (i), CN (e), AR
Süsswasser-Ökotoxizität (anorganische Stoffe)		
Rindfleisch, IE	FR	DE/UK (i), BR (e), AU, CH, FR, PK, RU, US
Schweinefleisch, NL	DK	CH (i), CA (e), CA, DE, DK, ES, IT
Artenverlustpotenzial		
Rindfleisch, IT	FR	DE/UK (i), BR (e), AU, CH, FR, PK, RU, US
Rindfleisch, UY	BR	DE/UK (i), BR (e), AU, CH, FR, PK, RU, US
Aquatische Eutrophierung N		
Rindfleisch, IE	FR	DE/UK (i), BR (e), AU, CH, FR, PK, RU, US
Rindfleisch, UY	BR	DE/UK (i), BR (e), AU, CH, FR, PK, RU, US
Aquatische Eutrophierung P		
Rindfleisch, IE	FR	DE/UK (i), BR (e), AU, CH, FR, PK, RU, US
Rindfleisch, UY	BR	DE/UK (i), BR (e), AU, CH, FR, PK, RU, US
Versauerung		
Rindfleisch, IT, IE	FR	DE/UK (i), BR (e), AU, CH, FR, PK, RU, US
Rindfleisch, UY	BR	DE/UK (i), BR (e), AU, CH, FR, PK, RU, US

Erklärung der Länderkürzel: Kapitel 8.1.1 (Anhang).

Abbildung 28 zeigt, wie gross die Auswirkungen auf die ausgewählten Umweltwirkungen ist, wenn man statt der in Tabelle 14 genannten Standard-Inventare das jeweils intensivste resp. das extensivste Alternativ-Inventar einsetzt. Gezeigt wird, wie stark das mittlere Szenario S05 vom Referenzszenario (= 100 %) abweicht, wenn die Standard- resp. die Alternativ-Inventare verwendet werden.

Auch bei Verwendung der Alternativ-Inventare schneidet das Szenario S05 gegenüber dem Referenzszenario ähnlich ab wie bei Verwendung der Standard-Inventare. Das heisst, bei der Süsswasser-Ökotoxizität organischer Substanzen liegt das Szenario S05 in allen Varianten tiefer als das Referenzszenario, bei den

übrigen Umweltwirkungen liegt es höher. Die extensiven Alternativ-Inventare würden bei der Süswasser-Ökotoxizität organischer Substanzen und bei der aquatischen Eutrophierung mit Phosphor zu einer leicht günstigeren Bewertung des Szenarios S05 führen. Beim Artenverlustpotenzial ist es umgekehrt, hier würden die intensiven Alternativ-Inventare eine leicht günstigere Bewertung ergeben. Insgesamt hat die Wahl von Proxy-Inventaren für Importprodukte keine deutliche Konsequenz für die Ergebnisse der Studie.

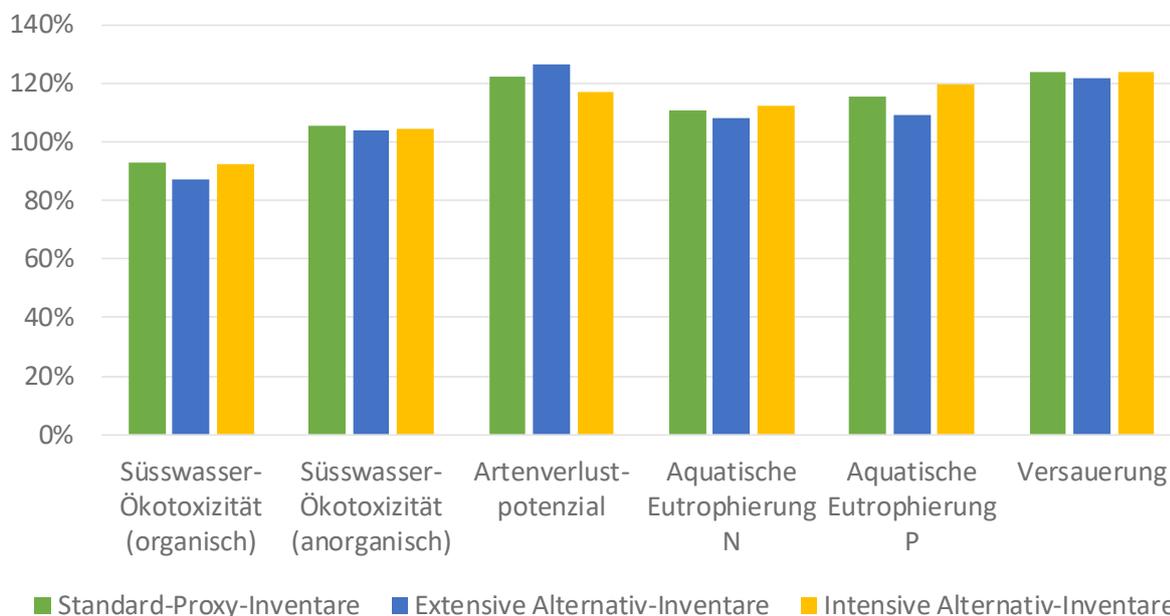


Abbildung 28: Sensitivitätsanalyse 1, Proxy-Inventare: Abweichung der Wirkung des mittleren Szenarios S05 (Definition s. Tabelle 5) vom Referenzszenario (= 100 %) bei Verwendung der Standard-Proxy-Inventare für die in Tabelle 14 genannten Importprodukte sowie der jeweiligen intensivsten resp. extensivsten Alternativ-Inventare.

4.5.2 Sensitivitätsanalyse 2: Extrapolation der Umweltwirkungen für andere Flächenerträge

Es wurde untersucht, wie gut die Extrapolationsmethode für andere Flächenerträge die Umweltwirkungen abschätzt. Dafür wurden die Umweltwirkungen für 60 Ökoinventare jeweils einzeln mit der SALCA-Methodik berechnet sowie über die Extrapolationsmethode abgeschätzt. Die Korrelation zwischen den tatsächlichen und den extrapolierten Ergebnissen ist bei den meisten Umweltwirkungen relativ hoch (R^2 zwischen 0,87 und 0,94; Abbildung 29). Es gibt Unterschiede je nach Umweltwirkung. Am grössten ist die Korrelation bei der Süswasser-Ökotoxizität anorganischer Stoffe, bei der aquatischen Eutrophierung mit Phosphor, beim Treibhauspotenzial, bei der Ozonbildung und beim Bedarf nicht erneuerbarer Energieressourcen. Bei der aquatischen Eutrophierung mit Stickstoff ist die Korrelation etwas weniger stark. Die Unsicherheit ist also bei dieser Umweltwirkung höher, da die Abweichung der extrapolierten von den tatsächlichen Ergebnissen in einer ähnlichen Grössenordnung wie der Unterschied des inländischen Ackerbaus bei den TWI-Szenarien mit hohem, mittlerem und tiefem Ertragsverlust liegen. Da bei dieser Umweltwirkung der inländische Ackerbau einen relativ hohen Anteil am Ergebnis hat, bedeutet dies, dass die Bewertungsreihenfolge der TWI-Szenarien untereinander, bedingt durch die Unsicherheiten bei der Extrapolationsmethode, nicht gesichert ist.

Beim Bedarf abiotischer Ressourcen ist kein Zusammenhang zwischen den tatsächlichen und den extrapolierten Ergebnissen zu sehen. Diese Umweltwirkung ist beim Ackerbau hauptsächlich auf den Bedarf an Mineraldüngern zurückzuführen. Da sich dieser gemäss Modellierungsmethodik proportional zum Ertrag ändert, ist Formel 1 nicht gut für die Extrapolation geeignet, denn sie passt nur die Hälfte der Umweltwirkung proportional zum Ertrag an. Da der Schweizer Ackerbau in den Szenarien aber nur einen sehr kleinen Anteil am Bedarf abiotischer Ressourcen ausmacht (Kapitel 4.4, Abbildung 24), würde sich an den Aussagen zu diesem Ergebnis nichts ändern, auch wenn man für die Ackerkulturen eine andere Extrapolationsmethode verwenden würde.

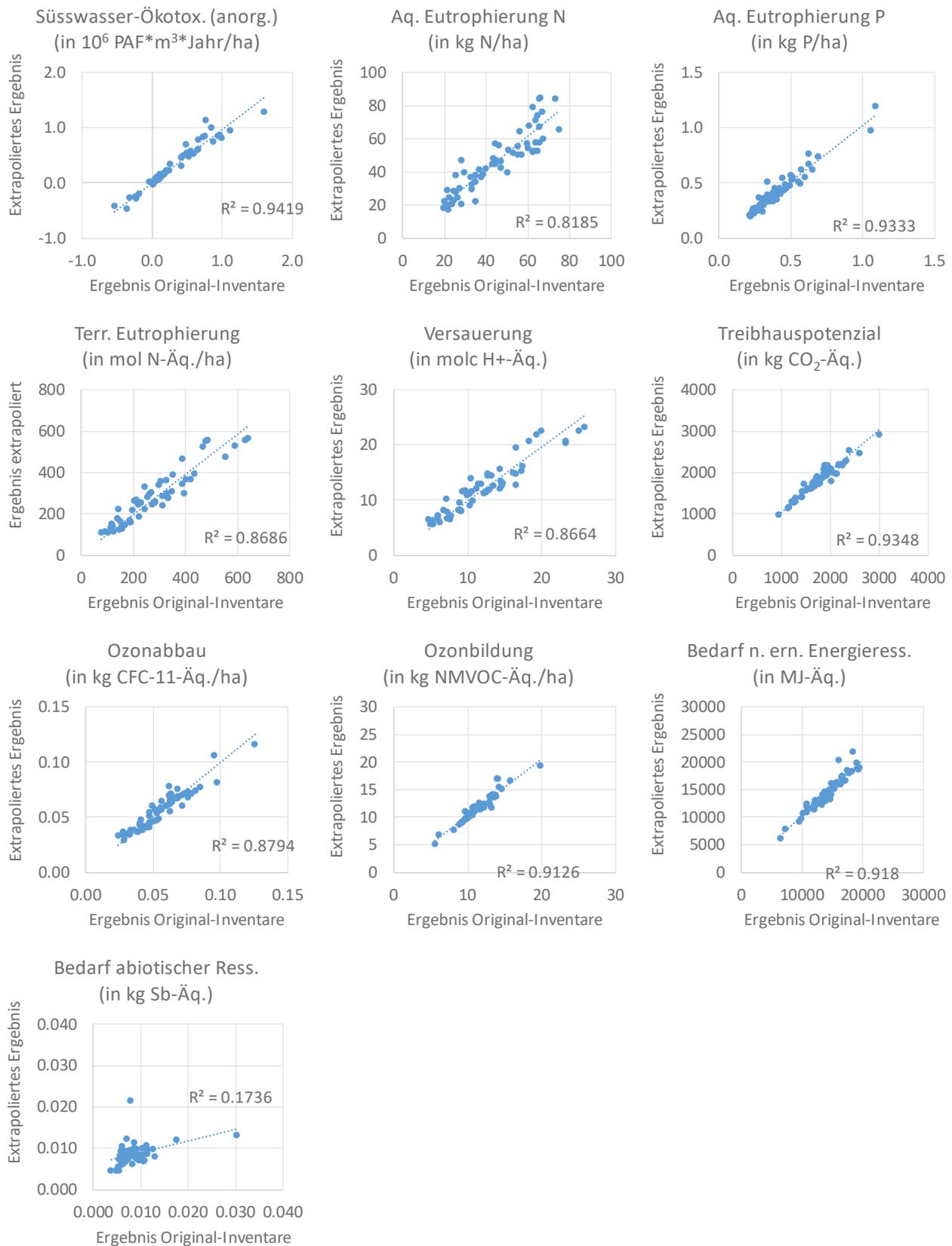


Abbildung 29: Sensitivitätsanalyse 2, Extrapolationsmethode: Korrelation zwischen den tatsächlichen und den extrapolierten Ergebnissen für 60 Ackerbau-Ökoinventare pro Umweltwirkung.

4.5.3 Sensitivitätsanalyse 3: Verwenden einer anderen Wirkungsabschätzungsmethodik

In dieser Sensitivitätsanalyse wurden die Umweltwirkungen für alle Szenarien mit einer anderen Wirkungsabschätzungsmethode berechnet. Es wurde untersucht, ob dies die mit der SALCA-Methodik berechneten Hauptergebnisse bestätigen oder zu anderen Schlussfolgerungen führen würde. Abbildung 30 resp. Tabelle 27 im Anhang zeigen die Ergebnisse der Umweltwirkungen aus dieser Sensitivitätsanalyse. Insgesamt führt diese zu sehr ähnlichen Aussagen wie die Hauptergebnisse (Kapitel 1, Tabelle 10 und Abbildung 7). Die Schlussfolgerungen dieser Studie würden sich mit der für die Sensitivitätsanalyse gewählten Wirkungsabschätzungsmethode nicht ändern. Etwaige Unterschiede zu den Hauptergebnissen lassen sich gut erklären.

Die Wirkung der Pestizide nimmt in der Sensitivitätsanalyse in allen TWI-Szenarien gegenüber dem Referenzszenario stärker ab als in den Hauptergebnissen. Die Wirkung der Importe nimmt weniger stark zu, was bei Umsetzung der Trinkwasserinitiative zu einer günstigeren Gesamtbewertung führt. Anders als bei der Süßwasser-Ökotoxizität bezieht die UBP-Methode aber ausser den Pestiziden keine weiteren Substanzen ein, die im Lebenszyklus der betrachteten Produkte an anderer Stelle noch anfallen. Ausserdem geht sie bezüglich der Bewertung der Pestizidwirkungen von der empfohlenen Aufwandmenge aus und nimmt keine eigentliche Modellierung der Umweltprozesse und -wirkungen vor. Daher kann die Wirkung einzelner Wirkstoffe sowohl unter- als auch überschätzt sein. Die Bewertungsreihenfolge der Szenarien nach UBP ist ähnlich zu den USEtox-Ergebnissen, wenn dort nur die Pestizidwirkung betrachtet wird.

Die Ergebnisse für die Biodiversität aus ReCiPe sind sehr ähnlich wie in den Hauptergebnissen (Methode Chaudhary und Brooks 2018). Die Wirkung der Inlandproduktion bleibt in den TWI-Szenarien gleich wie im Referenzszenario. In den Hauptergebnissen gibt es eine ganz leichte Abnahme, weil für die TWI-konformen Flächen eine Extensivierung angenommen wurde. Bei der ReCiPe-Methode ist eine solche Differenzierung nicht möglich.

Die Stickstoff-Eutrophierung nimmt in der Sensitivitätsanalyse in den TWI-Szenarien stärker zu als bei den Hauptergebnissen. In manchen Szenarien führt die Inlandproduktion bereits zu höheren Emissionen als im Referenzszenario; verstärkt wird dieser Effekt durch die Emissionen der Importprodukte. Die Phosphor-Eutrophierung liegt in der Sensitivitätsanalyse in einer ähnlichen Grössenordnung wie bei den Hauptergebnissen. Bei der Versauerung führt die ReCiPe-Methode zu einer anderen Bewertung als die Hauptergebnisse: Die TWI-Szenarien schneiden hier alle sehr ähnlich ab wie das Referenzszenario; in den Hauptergebnissen führen die TWI-Szenarien zu einer Verschlechterung der Wirkung um ca. 20 %. Nach ReCiPe haben die Importe einen deutlich kleineren Anteil an der Gesamtwirkung, da ReCiPe keine regionalisierten Charakterisierungsfaktoren verwendet und nicht berücksichtigt, dass die Ökosysteme in den verschiedenen Produktionsländern unterschiedlich belastbar sind. Die ReCiPe-Ergebnisse für die Versauerung sind den Hauptergebnissen für die terrestrische Eutrophierung sehr ähnlich.

Bei den weiteren Umweltwirkungen führt die ReCiPe-Methode zu denselben Aussagen wie die Hauptergebnisse. Bei Treibhauspotenzial, Ozonabbau, Ozonbildung und beim Bedarf fossiler Ressourcen ist der Vergleich der TWI-Szenarien mit dem Referenzszenario fast genau gleich wie in den Hauptergebnissen. Anders als in den Hauptergebnissen verschlechtern sich die TWI-Szenarien beim Bedarf mineralischer Ressourcen gegenüber dem Referenzszenario leicht. Beim Wasserbedarf nach ReCiPe sind die TWI-Szenarien ebenfalls deutlich ungünstiger als das Referenzszenario. Das entspricht den Hauptergebnissen für die Wasserknappheit, aber die Unterschiede zwischen den Szenarien sind nach der ReCiPe-Methode um einiges geringer, da diese Methode keine Regionalisierung der Wirkungen erlaubt.

Abbildung 33 zeigt Einzelergebnisse für die Pestizidbewertung, die Stickstoff-Eutrophierung und den Wasserbedarf. Diese zeigen den grössten Unterschied zu den entsprechenden Umweltwirkungen in den Hauptergebnissen resp. es gibt eine Verschiebung bei den relevanten Einflussfaktoren.

Bei der Pestizidwirkung haben die importierten Futtermittel einen höheren Anteil, während die importierten Spezialkulturprodukte deutlich weniger ins Gewicht fallen. Bei der Stickstoff-Eutrophierung spielt die Tierhaltung im Inland eine deutlich geringere Rolle. Dafür sind die importierten pflanzlichen Produkte wichtiger. Beim Wasserbedarf hingegen ist der Einfluss der Tierhaltung im Inland deutlich grösser und derjenige der importierten tierischen Produkte kleiner als in den Hauptergebnissen. Die importierten pflanzlichen Nahrungsmittel spielen eine wichtigere Rolle. Dieser Unterschied kommt daher, dass die ReCiPe-Methode nur den Wasserverbrauch und nicht die Wasserknappheit in den Produktionsländern einbezieht.

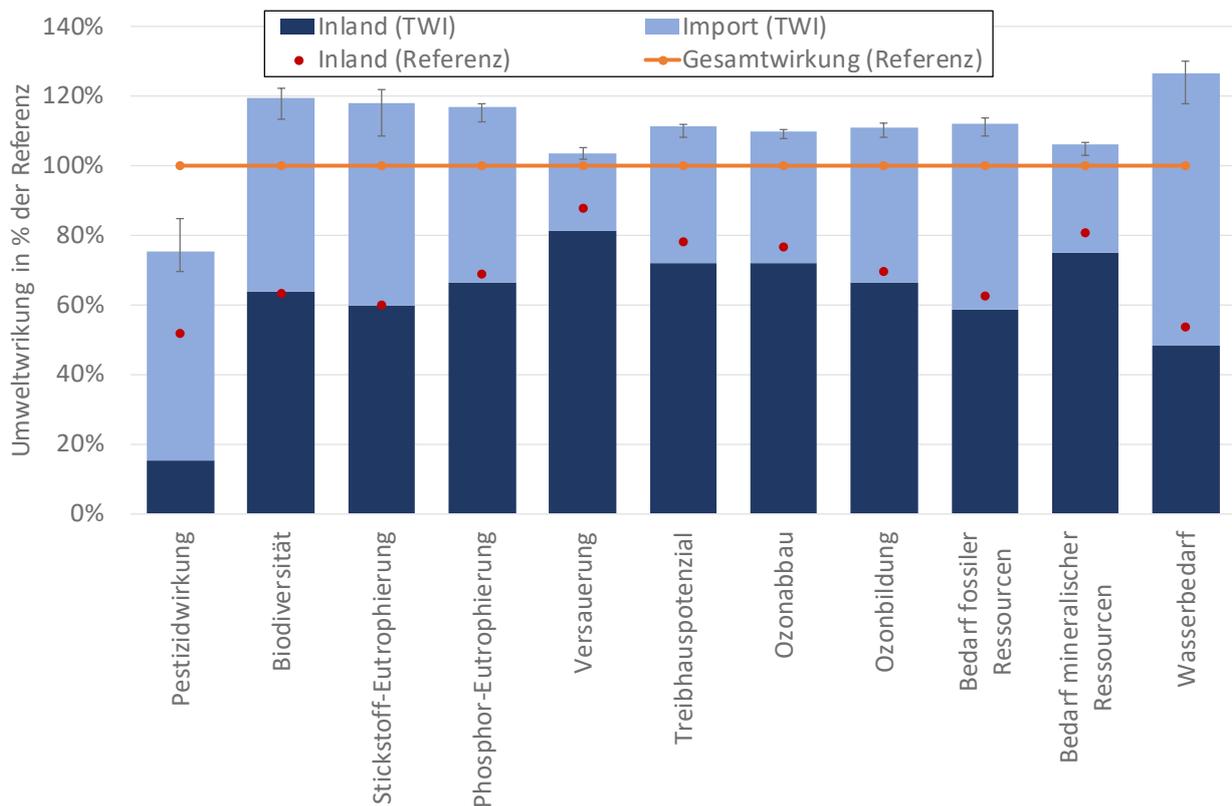


Abbildung 30: Sensitivitätsanalyse 3, andere Wirkungsabschätzungsmethode: Umweltwirkungen der Inlandproduktion und der Importe im Referenzszenario (Punkte) und im mittleren Szenario S05 (Säulen). Abweichung jeder Umweltwirkung vom Gesamtergebnis des Referenzszenarios (100 %). Die Fehlerbalken zeigen die Streuung der Ergebnisse aller TWI-Szenarios an (Definition der Szenarios s. Tabelle 5). Umweltwirkungen berechnet nach ReCiPe 2016 resp. Umweltbelastungspunkte (UBP 2013).

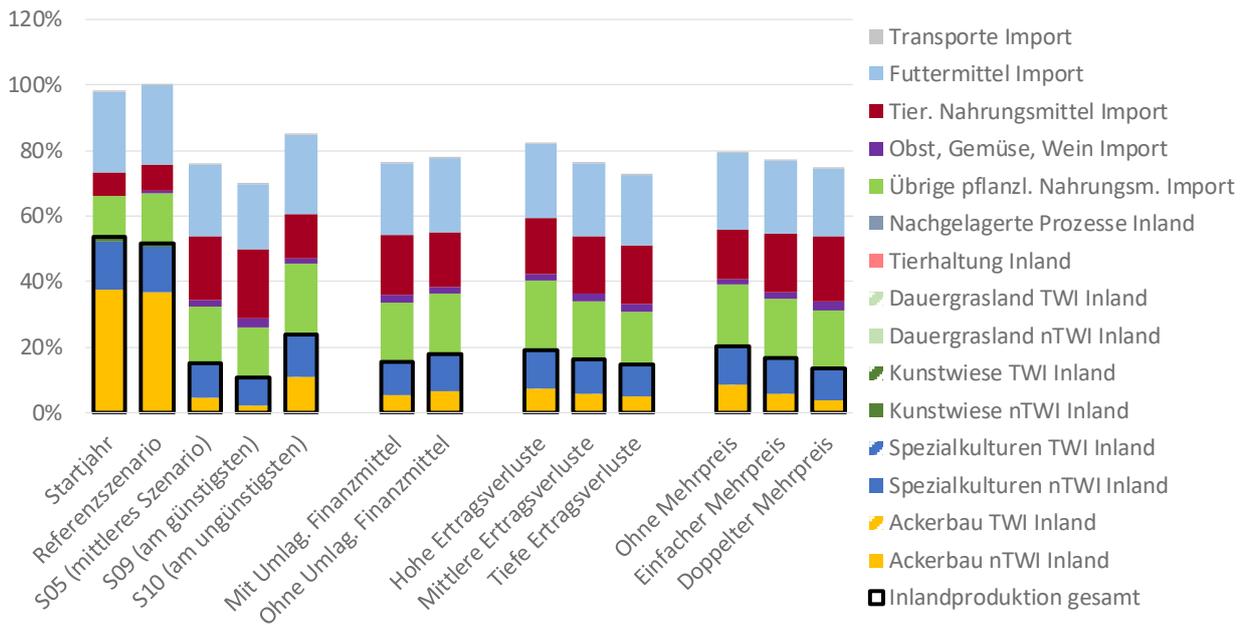


Abbildung 31: Sensitivitätsanalyse 3: Pestizidwirkung nach UBP 2013. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

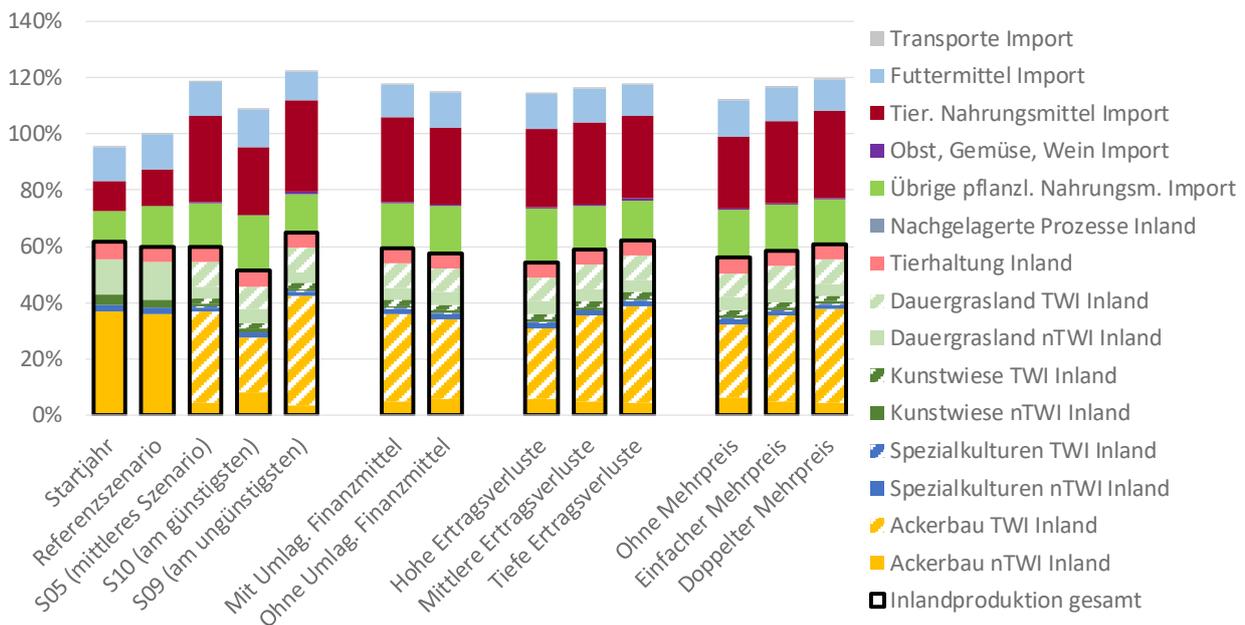


Abbildung 32: Sensitivitätsanalyse 3: Stickstoff-Eutrophierung nach ReCiPe 2016. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

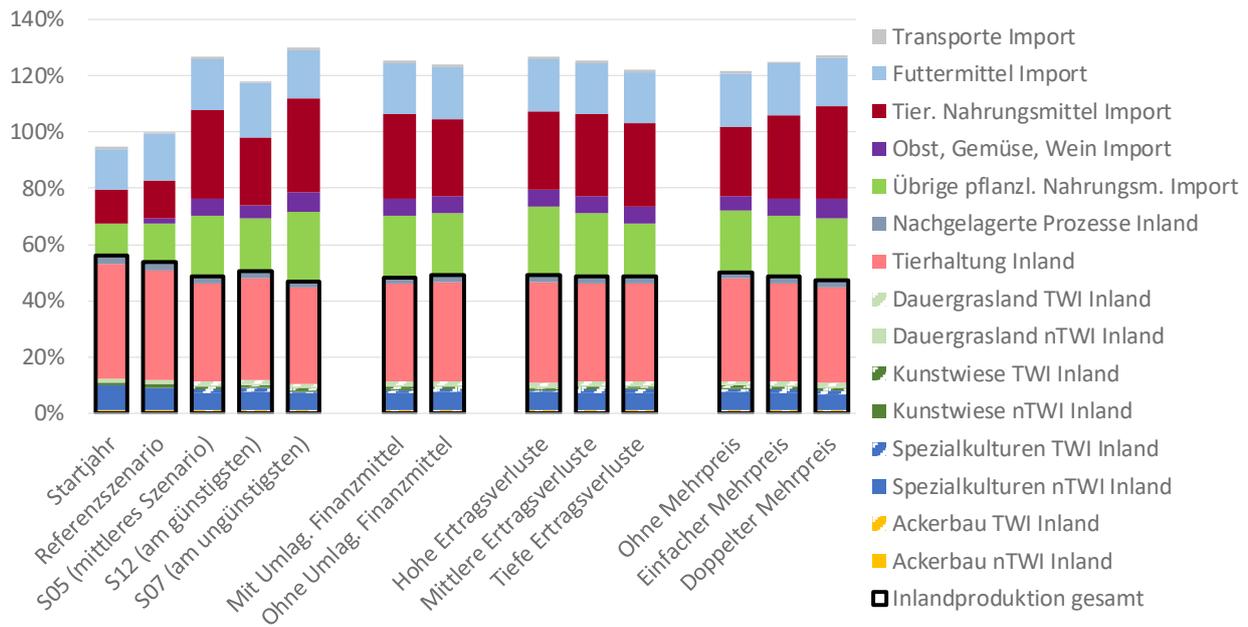


Abbildung 33: Sensitivitätsanalyse 3: Wasserbedarf nach ReCiPe 2016. Abweichung der Ergebnisse vom Referenzszenario (= 100 %). TWI: TWI-konforme Produktion; nTWI: Produktion nicht TWI-konform (Definition der Szenarien s. Tabelle 5).

5 Interpretation und Diskussion

5.1 Einflussfaktoren für die Umweltwirkungen

5.1.1 Einfluss der Trinkwasserinitiative und der dort vorgeschlagenen Massnahmen

Insgesamt ergibt die Umsetzung der Trinkwasserinitiative in den TWI-Szenarien eine Verbesserung bei allen Umweltwirkungen innerhalb der Schweiz. Je nach Umweltwirkung ist dieser Effekt schwächer oder stärker. Mit einer Abnahme um 51–75 % verringert sich die Süsswasser-Ökotoxizität organischer Stoffe am stärksten. Dort gibt es auch die grössten Unterschiede zwischen den verschiedenen TWI-Szenarien; das TWI-Szenario mit dem höchsten Wert hat eine doppelt so hohe Wirkung wie jenes mit dem tiefsten Wert. Die übrigen Zielwirkungen – die Biodiversitätswirkung, die aquatische und terrestrische Eutrophierung sowie die Versauerung – verringern sich ebenfalls. Allerdings deutlich weniger stark und nicht in allen Szenarien – je nach Szenario reduziert sich die Wirkung um maximal 10 % gegenüber der Referenz. Auch bei den anderen Umweltwirkungen bewegt sich die Abweichung der TWI-Szenarien zur Referenz in diesem Bereich.

Die günstige Wirkung im Inland wird durch die Importe wieder aufgehoben; deren Wirkung nimmt in den TWI-Szenarien zwischen 21 und 134 % gegenüber dem Referenzszenario zu. Wenn der gesamte Warenkorb mit Inlandproduktion und Importen betrachtet wird, ergibt die Umsetzung der Trinkwasserinitiative weder bei den Zielwirkungen noch bei den übrigen Umweltwirkungen eine Verbesserung. Bei der Süsswasser-Ökotoxizität schneiden einzelne Szenarien leicht günstiger ab als das Referenzszenario, dies ist aber aufgrund von Unsicherheiten nicht als gesichert anzusehen (Kapitel 5.2). Bei der terrestrischen Eutrophierung und dem Bedarf an abiotischen Ressourcen ist die Gesamtwirkung in allen TWI-Szenarien etwa ähnlich wie im Referenzszenario ohne Umsetzung der Trinkwasserinitiative. Das liegt daran, dass die Schweizer Produktion einen sehr hohen Anteil an der Wirkung des gesamten Warenkorbes hat und sich die Änderungen der Importe daher nicht so stark auswirken, resp. dass jene Importprodukte einen grossen Anteil an der Wirkung haben, bei denen die Importmenge in den TWI-Szenarien nicht sehr stark zunimmt (z. B. Eier). Die übrigen Umweltwirkungen verschlechtern sich in der Summe von Inlandproduktion und Importen, besonders stark die Abholzung und die Wasserknappheit.

Diese Studie konzentrierte sich auf die folgenden beiden Massnahmen der Trinkwasserinitiative: 1. Den Verzicht auf Pestizide und 2. die Reduktion der gehaltenen Tiere auf eine Zahl, die mit dem auf dem eigenen Betrieb produzierten Futter ernährt werden könnte. Diese beiden Massnahmen haben folgende Wirkungen:

1. Der Verzicht auf Pestizide wirkt sich nur auf einen Teil der Umweltwirkungen deutlich aus. Innerhalb der Schweiz ist er entscheidend für die Süsswasser-Ökotoxizität, die durch den Pestizidverzicht im Inland stark abnimmt. Auch die leichte Verbesserung der Biodiversität im Inland ist auf diese Massnahme zurückzuführen. Bezogen auf den gesamten Warenkorb hat die Massnahme Pestizidverzicht eine günstige Wirkung auf die Süsswasser-Ökotoxizität organischer Stoffe und eine ungünstige vor allem auf die Wasserknappheit. Diese Umweltwirkungen werden unter anderem stark von den importierten pflanzlichen Nahrungsmitteln bestimmt; bei einem Verzicht auf Pestizide erhöht sich deren Wirkung, weil die Flächenerträge in der Schweiz sinken und mehr pflanzliche Nahrungsmittel importiert werden müssen. Bei der Süsswasser-Ökotoxizität bewirkt dies, dass die beträchtliche Verbesserung, die aufgrund ebendieser Massnahme im Inland erreicht werden kann, durch importierte pflanzliche Produkte wieder aufgehoben wird. Die Wasserknappheit erhöht sich insgesamt durch diese Massnahme, weil viele importierte pflanzliche Produkte aus Ländern mit grösserem Wassermangel kommen.

2. Die Massnahme Reduktion des Tierbestandes wirkt sich hingegen auf die meisten Umweltwirkungen deutlich aus. Im Inland vermindert sie vor allem die Wirkungen von Ammoniak (Versauerung, terrestrische Eutrophierung) sowie das Treibhauspotenzial und den Bedarf abiotischer Ressourcen. Diese Massnahme bildet aber auch die Hauptursache für die starke Zunahme fast aller Umweltwirkungen bei Betrachtung des gesamten Warenkorb; diese Zunahme wird hauptsächlich durch die zusätzlich importierten tierischen Nahrungsmittel verursacht.

5.1.2 Beitragsanalyse und Einfluss der Annahmen in den TWI-Szenarien

Beitragsanalyse

Ein sehr wichtiger Einflussfaktor für die meisten Umweltwirkungen sind die importierten tierischen Nahrungsmittel. In den meisten Fällen fällt die Bewertung umso ungünstiger aus, je mehr tierische Produkte importiert werden. Importierte pflanzliche Produkte haben bei manchen Umweltwirkungen ebenfalls einen wichtigen Einfluss auf die Bewertungsreihenfolge der TWI-Szenarien, nämlich vor allem bei der Süsswasser-Ökotoxizität und der Wasserknappheit.

Die Flächennutzung und Tierhaltung innerhalb der Schweiz haben zwar meistens einen grossen Anteil an der Gesamtwirkung, ihre Wirkung ändert sich aber in den Szenarien nicht so stark; viele Umweltwirkungen hängen stark von der genutzten Fläche ab und ändern sich vergleichsweise wenig durch eine Abnahme der Bewirtschaftungsintensität oder der Flächenerträge. Der Pflanzenbau im Inland hat nur bei der Süsswasser-Ökotoxizität und der aquatischen Stickstoff-Eutrophierung einen wichtigen Einfluss auf die Bewertungsreihenfolge der TWI-Szenarien. Die Tierhaltung im Inland bestimmt die Bewertungsreihenfolge bei der terrestrischen Eutrophierung, die sich bei tieferen Tierzahlen verringert. Zusammen mit den Graslandflächen hat die Tierhaltung zudem einen grossen Anteil an anderen Umweltwirkungen und wirkt teilweise dem Einfluss der importierten Produkte entgegen, kann diesen jedoch nicht ausgleichen.

Einfluss der Annahmen in den TWI-Szenarien

Bei denjenigen Umweltwirkungen, bei welchen sich die TWI-Szenarien deutlich von der Referenz unterscheiden, schneidet jeweils eines der Szenarien mit doppeltem Mehrpreis und Umlagerung freiwerdender Finanzmittel am ungünstigsten ab (S07, S08, S09). In diesen Szenarien ist der Anteil TWI-konform wirtschaftender Betriebe gross. Somit haben diese Szenarien einen vergleichsweise hohen Anteil an TWI-konform bewirtschafteten Flächen, die meisten Ackerbauflächen und die niedrigsten Tierzahlen. Daraus resultiert eine relativ hohe Getreide-, Körnermais- und Zuckerproduktion verbunden mit wenig Kartoffeln und tierischen Produkten. Entsprechend gibt es vergleichsweise hohe Importmengen an Kartoffeln und tierischen Nahrungsmitteln, was sich ungünstig auswirkt. Im Gegenzug schneiden die Szenarien ohne Mehrpreis und ohne Umlagerung freiwerdender Finanzmittel und mit einem grösseren Anteil nicht TWI-konform wirtschaftender Betriebe (S10, S11, S12) am günstigsten ab. Im Vergleich mit den übrigen Szenarien haben diese am wenigsten TWI-konform bewirtschaftete Flächen, die meisten Graslandflächen und die höchsten Tierzahlen. Sie erbringen weniger Getreide und Körnermais als die übrigen Szenarien, dafür aber vergleichsweise viele Kartoffeln und tierische Produkte. Es gibt hohe Importmengen an Futtergetreide und Körnermais und tiefe Importmengen an Kartoffeln und tierischen Nahrungsmitteln.

Die Höhe der Ertragsverluste durch den Pestizidverzicht wirkt sich im Vergleich dazu weniger stark aus. Sie hat nur dort eine entscheidende Wirkung, wo entweder die Intensität resp. Produktivität des Pflanzenbaus in der Schweiz oder die importierten pflanzlichen Produkte eine wichtige Rolle spielen. Das ist der Fall bei der Süsswasser-Ökotoxizität, wo sich hohe Ertragsverluste durch die resultierende höhere Menge importierter pflanzlicher Produkte insgesamt ungünstig auswirken, und bei der aquatischen Stickstoff-Eutrophierung, wo tiefe Ertragsverluste aufgrund der intensiveren Bewirtschaftung für eine höhere Wirkung im Inland sorgen und somit ungünstig sind.

5.2 Robustheit der Ergebnisse

Unsicherheiten der Ergebnisse können sich aus den folgenden Punkten ergeben:

Gleichbleibendes Konsumverhalten:

In der vorliegenden Studie wurde ein gleichbleibendes Konsumverhalten angenommen. Insbesondere wurde unterstellt, dass sich dieses durch die Initiative nicht massgeblich ändern würde, da der Initiativtext keine diesbezüglichen Massnahmen vorsieht. Auch Effekte auf die Konsumentenpreise lassen sich aus dem Initiativtext nicht ableiten. Der Nahrungsmittelkonsum befindet sich in einem steten Wandel. Weltweit nimmt der Fleischkonsum zu, in der Schweiz ist er stabil oder leicht rückläufig. Verschiedene Ernährungsweisen, aber auch das Vermeiden von Verlusten entlang der Nahrungsmittel-Wertschöpfungskette, können sich massgeblich auf die Umweltbelastung auswirken (Nemecek *et al.* 2016; Poore und Nemecek 2018; van Dooren und Aiking 2016). Zimmermann *et al.* (2017) haben gezeigt, dass durch eine optimierte Ernährung der Schweizer Bevölkerung die gesamte Umweltbelastung um über die Hälfte gesenkt werden kann. Durch ein geändertes Konsumverhalten könnten sich die Umweltwirkungen also stark ändern, was allerdings keinen direkten Zusammenhang mit einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative hat.

Verwendete Ökoinventare:

Die landwirtschaftliche Flächennutzung in der Schweiz wurde mit 197 Ökoinventaren abgebildet (Kapitel 2.4.1). Pro Kultur lagen in vielen Fällen mehrere Ökoinventare für die Produktionsregionen Tal, Hügel und Berg sowie für die Varianten Extenso, Nicht-Extenso, biologisch und TWI-konform vor. In den Fällen, in denen nicht alle diese Varianten vorhanden waren, wurden andere Inventare als Näherungen (Proxy) verwendet. Dies betraf aber lediglich Kulturen oder einzelne Varianten einer Kultur mit kleinen Anbauflächen. Alle Anbauflächen, die für das Abschneiden der TWI-Szenarien entscheidend waren, resp. die Verschiebungen der Anbauflächen zwischen Kulturen in den Szenarien, konnten damit ausreichend detailliert abgebildet werden. Die Wahl anderer Proxys oder das Erstellen spezifischer Ökoinventare für die fehlenden Varianten würde zu keinen anderen Schlussfolgerungen führen. Für die TWI-Szenarien mit hohen und tiefen Flächenertragsverlusten wurden die Umweltwirkungen der TWI-konform bewirtschafteten Flächen über eine Extrapolationsmethode bestimmt. Eine Sensitivitätsanalyse bestätigte, dass diese Methode die Resultate genügend genau abbildet; bei der aquatischen Eutrophierung mit Stickstoff zeigte sich allerdings, dass die Unterschiede innerhalb der TWI-Szenarien mit signifikanten Unsicherheiten behaftet sind.

Bei den Importprodukten wurden Proxys für jene Länder verwendet, für welche keine Ökoinventare verfügbar waren. Für pflanzliche Nahrungs- und Futtermittel konnten vielfach Inventare von Nachbarländern verwendet werden, oder es gab Inventare, die für ganz Europa repräsentativ waren und dann als Proxy für ein einzelnes europäisches Land verwendet wurden. Bei aussereuropäischen Ländern lagen teilweise keine passenden länderspezifischen Inventare vor. Für die betroffenen Produkte wurde aus den vorhandenen Ökoinventaren ein Durchschnitt berechnet und als Proxy verwendet. Für importiertes Gemüse gab es nur wenige länderspezifische Ökoinventare und es mussten häufig auch für Gemüse aus Europa ecoinvent-Inventare mit der Geographie *global* verwendet werden. Die grössten Mengen importierter pflanzlicher Produkte kommen aber aus Europa, resp. es gab für diese Produkte Ökoinventare mit passender Geographie, sodass die Aussagekraft der Ergebnisse trotzdem als gesichert betrachtet werden kann, zumal die importierten pflanzlichen Produkte die Ergebnisse deutlich weniger beeinflussen als die tierischen Nahrungsmittel. Für diese lagen länderspezifische Ökoinventare vor, teilweise mussten aber auch hier Proxys für Nachbarländer verwendet werden. Die Sensitivitätsanalyse zum Verwenden anderer Proxy-Inventare zeigte die Spannweite von Ergebnissen auf, wenn andere Proxy-Inventare verwendet werden. Diese Analyse hat die Hauptergebnisse bestätigt, d. h. obwohl Unsicherheiten bezüglich der Importprodukte bestehen, würde die Verwendung anderer Ökoinventare nicht zu anderen Schlussfolgerungen führen.

Die Zusammensetzung der Herkunftsländer für Importe variiert in der Realität von Jahr zu Jahr stark. Das ist zu berücksichtigen und ist vor allem dann wichtig, wenn sich das Verhältnis der Herkunft aus Ländern mit sehr unterschiedlichen Produktionssystemen (z. B. Westeuropa und Südamerika) verschiebt. Solche Verschiebungen können sich auf viele Umweltwirkungen auswirken. Sie werden aber durch Marktmechanismen bestimmt und nicht durch die Trinkwasserinitiative.

Süsswasser-Ökotoxizität:

Die Angaben über den Einsatz der Pestizide in den Ökoinventaren sind mit Unsicherheiten behaftet. In vielen Ländern, inklusive der Schweiz, liegen keine flächendeckend repräsentativen Daten zum Einsatz bestimmter Wirkstoffe in konkreten einzelnen Kulturen vor. Die Angaben zum Pestizid-Einsatz in der Schweiz wurden für alle wichtigen Kulturen anhand der Daten aus der Zentralen Auswertung von Agrarumweltindikatoren von Agroscope für die Jahre 2012–2016 aktualisiert. Zudem wurde geprüft, ob diese Wirkstoffe per 30.06.2019 noch zugelassen waren, ansonsten wurden sie durch zugelassene Wirkstoffe aufgrund von Expertenangaben ersetzt. Für die ausländischen Inventare wurden alle Wirkstoffe überprüft, die mehr als 0,5 % zur Süsswasser-Ökotoxizität der Importe beitrugen. Falls diese im betreffenden Land nicht mehr zugelassen waren, wurden sie ersetzt.

Die eingesetzten Modelle (PestLCI-Konsensmodell und USEtox) beinhalten zahlreiche Annahmen, die mit Unsicherheiten behaftet sind. Beim ersteren Modell sind hauptsächlich die Annahmen zum Bodenbedeckungsgrad durch die Kultur sowie die Driftkurven (Austrag der Pestizide ausserhalb der Kultur nach der Anwendung) entscheidend. Die Charakterisierungsfaktoren in USEtox bilden sich als Produkt des Verteilungs-Faktors, Expositions-Faktors und Effekt-Faktors. Der Verteilungs-Faktor quantifiziert die Transferraten der betrachteten Substanz zwischen den Umweltkompartimenten, der Expositions-Faktor die Wahrscheinlichkeit des Kontakts zwischen der Substanz und dem Zielorganismus und der Effekt-Faktor die Toxizität der Substanz. Der Effekt-Faktor weist die höchste Variabilität zwischen den Substanzen auf, gefolgt von Verteilungs-Faktor und Expositions-Faktor. Die grössten Unsicherheiten bestehen daher in der Abschätzung der Ökotoxizität verschiedener Pestizide.

Die vereinfachte Modellierung der Süsswasser-Ökotoxizität betrifft nur die primäre Verteilung des Pestizids auf die Kompartimente Luft, Pflanze, Boden im Feld und Flächen ausserhalb des Feldes kurz nach der Anwendung. Aufgrund dieser Vereinfachung wurde pro Wirkstoff immer dieselbe Spritztechnik und der gleiche Bodenbedeckungsgrad angenommen. Daher resultierte die gleiche Verteilung, und mögliche Unterschiede durch verschiedene Kulturen, Anwendungszeitpunkte und Spritztechniken konnten nicht berücksichtigt werden. Beim Entwicklungsstadium der Kulturen zum Anwendungszeitpunkt wurde jedoch zwischen Vorauf-, Nachauf- und Herbiziden und übrigen Pestiziden, die in der Regel zu einem späteren Zeitpunkt angewendet werden, unterschieden. Diese Vereinfachungen tangieren die Sachbilanzebene; die Wirkungsabschätzung mit USEtox wird davon nicht berührt. Angesichts der Tatsache, dass die grössten Unterschiede zwischen den Wirkstoffen nicht von der Anwendung, sondern hauptsächlich von der Ökotoxizität abhängen, ist diese Vereinfachung für die vorliegende Studie vertretbar.

Bezüglich der Ergebnisse der vorliegenden Studie lässt sich Folgendes sagen: Wenn auf Pestizide verzichtet wird, darf die Abnahme der Wirkung im Inland insbesondere bei den organischen Schadstoffen als gut abgesichert betrachtet werden. Die Zunahme der Wirkungen bei den Importen kann ebenfalls als gut gesichert gelten, da die Importmengen ansteigen werden. Ob dadurch die Abnahme im Inland teilweise oder ganz kompensiert bzw. sogar übertroffen wird, lässt sich aufgrund der Unsicherheiten in den Daten und Methoden jedoch nicht gesichert aussagen. Die gesamte Ökotoxizität durch die Inlandproduktion und die Importe könnte also sowohl tiefer als auch höher als die Referenz ausfallen.

Süsswasser-Ökotoxizität: organische vs. anorganische Schadstoffe

Die Süsswasser-Ökotoxizität von organischen und anorganischen Stoffen (Metallen) bezieht sich auf die gleiche Wirkung und wird in der gleichen Einheit ausgedrückt. Die Modellierung unterscheidet sich jedoch zwischen diesen beiden Substanzklassen in Bezug auf die Verteilung in der Umwelt, die Exposition, die Bioverfügbarkeit und die Wirkungen in Gewässern (Fantke *et al.* 2018). Bei organischen Substanzen wird nach wenigen Monaten oder Jahren ein Gleichgewichtszustand erreicht. Bei Metallen ist dies nicht der Fall, weil diese nicht abgebaut werden. Zudem liegen Metalle in verschiedenen Oxidationsstufen vor, die sich erheblich in ihrer Toxizität unterscheiden können. Daher empfehlen Fantke *et al.* (2018) organische und anorganische Stoffe gesondert auszuweisen, was in dieser Studie gemacht wurde. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die Sachbilanz für die organischen Pestizide mit dem PestLCI-Konsensmodell berechnet wurde, während für die Schwermetalle (inkl. Kupfer resp. metallhaltige Pestizide) SALCA-Schwermetall zum Einsatz kam, was die Vergleichbarkeit erschwert.

Beim Vergleich der absoluten Toxizität organischer und anorganischer Stoffe (Tabelle 10) fällt auf, dass die Wirkung der letzteren fast drei Grössenordnungen höher liegt. Dieses Ergebnis muss jedoch vorsichtig interpretiert werden. Die Bioverfügbarkeit von Metallen in Gewässern hängt vom pH-Wert und dem Gehalt an organischer Substanz ab (Dong *et al.* 2014; Gandhi *et al.* 2010). Diese Unterschiede haben grosse Konsequenzen. Peña *et al.* (2018) haben beispielsweise die Süsswasser-Ökotoxizität von Kupfer im Weinbau untersucht: In sieben Gewässertypen unterschied sich die Wirkung von Kupfer – je nach Eigenschaften der Gewässertypen – um mehr als zwei Grössenordnungen. Die Effekte unterschiedlicher Gewässertypen konnten in der vorliegenden Studie jedoch nicht berücksichtigt werden; sie könnten aber die Ergebnisse massgeblich beeinflussen.

Verwendung alternativer Wirkungsabschätzungsmethoden

Der Vergleich mit den Ergebnissen aus einer anderen Wirkungsabschätzungsmethode bestätigte die Ergebnisse dieser Studie grösstenteils. Bezüglich der Toxizitätswirkung von Pestiziden wurde aufgezeigt, dass je nach Wahl der Methode auch herauskommen kann, dass die Wirkung der TWI-Szenarien gegenüber dem Referenzszenario noch stärker sinken kann. Dies entspricht den mit USEtox ermittelten Hauptergebnissen; diese zeigen allerdings auch, dass die günstige Wirkung der Trinkwasserinitiative dadurch aufgehoben werden kann, dass sich Emissionen anderer toxischer Substanzen in den Szenarien erhöhen. Bei den übrigen Umweltwirkungen stimmte die Sensitivitätsanalyse mit den Hauptergebnissen überein; deutlich wurde aber auch, dass eine regionalisierte Wirkungsabschätzung, wie beispielsweise bei der Wasserknappheit, manche Unterschiede verstärkt.

Konsequenzen der zusätzlichen Nachfrage im Ausland

Die Annahme bezüglich Importen ist, dass der Mix der Herkunftsländer in allen Szenarien anteilmässig gleich bleibt und lediglich die Importmengen vergrössert werden. Die Umweltwirkungen pro importierter Produkteinheit bleiben dabei konstant. Der kurze Projektionszeitraum bis 2025 lässt diese Annahme realistisch erscheinen. Zudem ist die zusätzlich benötigte Importmenge gemessen an der weltweiten Produktion marginal; die zusätzlich benötigte Fläche beträgt weniger als 1/10 000 der globalen Landwirtschaftsfläche. Somit sind durch vermehrten Import in die Schweiz keine spürbaren Änderungen der globalen Produktion zu erwarten. Die Zunahme der Fläche durch die Importe bedeutet lediglich, dass für diese Importe in die Schweiz mehr Fläche im Ausland genutzt wird und nicht zwingend, dass die Landwirtschaftsfläche weltweit erhöht werden muss. Verschiedene Reaktionen der ausländischen Märkte auf die erhöhte Nachfrage könnten – vor allem auf längere Sicht – in Betracht gezogen werden: Die Produktion der zusätzlich nachgefragten pflanzlichen oder tierischen Produkte im Ausland könnte durch eine Ausdehnung der Anbauflächen auf bisher nicht genutzten Brachflächen gedeckt werden. Diese Ausdehnung wiederum könnte auf Kosten von Graslandflächen, Brachflächen oder natürlichen Habitaten (z. B. Wald- oder Buschland) erfolgen.

In diesem Fall ist beim Treibhauspotenzial und beim Artenverlust mit erheblichen negativen Auswirkungen durch Landnutzungsänderungen zu rechnen. Es kann aber auch sein, dass andere Kulturen verdrängt werden. Schliesslich ist es auch möglich, dass andere Käufer ihre Nachfrage marginal reduzieren oder auf Substitute ausweichen. Möglich ist aber auch eine Intensivierung der Produktion auf bestehenden Anbauflächen, z. B. durch Bewässerung, erhöhten Pestizid- und Düngereinsatz. Diese Intensivierung kann – bezogen auf 1 kg Produkt – zu höheren, ähnlichen oder tieferen Umweltwirkungen führen.

Eine umfassende Modellierung der Effekte im Ausland würde ein globales Markt- und Landnutzungsmodell voraussetzen. Die vorliegende Studie verwendet Szenarien, die mit dem agenten-basierten Sektormodell SWISSland für die inländische Produktion detailliert gerechnet wurden, und macht einfache Abschätzungen bezüglich der Importe. Bei den Umweltwirkungen der Importe bestehen daher grössere Unsicherheiten als bei der inländischen Produktion.

Zu beachten ist aber, dass steigende Importmengen für die Schweiz auf den Weltmarkt nur einen marginalen Einfluss hätten. Die Schweiz stellt einen Anteil von ca. 0,1 % der Weltbevölkerung. Ebenfalls 0,1 % beträgt zum Beispiel der Anteil am Getreidekonsum; der Anteil der Getreideimporte macht 0,3 % des Getreide-Welthandels aus. Aufgrund dieses marginalen Einflusses kann man davon ausgehen, dass sich die Produktionssysteme im Ausland durch eine Annahme der Trinkwasserinitiative nicht signifikant ändern würden. Pro Kilogramm Produkt bleiben die Umweltwirkungen der importierten Güter daher im Startjahr und in den Szenarien gleich. Dieser methodische Ansatz würde sich allerdings nicht auf grosse Länder übertragen lassen. Würde beispielsweise die gesamte EU-Landwirtschaft pestizidfrei, so hätten die zusätzlich benötigten Importe drastische Auswirkungen auf den Welthandel und die globale Landwirtschaft, und man dürfte nicht mehr annehmen, dass die Produktion in den Herkunftsländern der Importe gleich bleiben würde.

Konkrete Umsetzung der Trinkwasserinitiative

Sollte die Trinkwasserinitiative in der Abstimmung angenommen werden, obliegt dem Parlament die Aufgabe, die entsprechende Gesetzgebung zu erlassen. Diese Gesetze wiederum unterliegen einem fakultativen Referendum. Die Bundesverwaltung erlässt dann entsprechende Verordnungen, um die Gesetze umzusetzen. Bei der Interpretation und Umsetzung des Initiativtextes besteht ein erheblicher Spielraum. Ein Rechtsgutachten, das von bähr'ettwein Rechtsanwälten Zürich im Auftrag des Verbands Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute und des Schweizerischen Fischerei-Verbands am 4. Mai 2019³⁵ erstellt wurde, zeigt beispielsweise, dass verschiedene Begriffe des Initiativtextes enger oder grosszügiger ausgelegt werden können. Namentlich wird beispielweise die Auslegung des Begriffs «Pestizidfreie Produktion» oder die Bedeutung von «Tierbestand, der mit dem auf dem Betrieb produzierten Futter ernährt werden kann» diskutiert. Aus wissenschaftlicher Sicht liess sich zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Studie nicht abschätzen, wie sich die Initiative bei einer allfälligen Annahme in der Gesetzgebung niederschlagen und anschliessend in der Praxis umsetzen lassen würde.

In den 18 TWI-Szenarien wurde daher eine gewisse Bandbreite von drei wichtigen Faktoren untersucht, die das Verhalten der Landwirtinnen und Landwirte beeinflussen würden, nämlich die Ertragsverluste im Pflanzenbau durch den Pestizidverzicht, der Mehrpreis für TWI-konform produzierte Nahrungsmittel und die Umlagerung frei werdender Finanzmittel für die Direktzahlungen auf TWI-konforme Betriebe. Bei vielen Umweltwirkungen beeinflusst die Wahl des Szenarios das Ausmass der Abweichung vom Referenzszenario. Mit Ausnahme der Süsswasser-Ökotoxizität (organisch und anorganisch), der terrestrischen Eutrophierung und des Bedarfs an abiotischen Ressourcen liegen bei allen anderen Umweltwirkungen aber dennoch sämtliche Szenarien über dem Referenzszenario. Sollte Kupfer bei der Umsetzung der Trinkwasserinitiative vom Pestizidverbot ausgenommen werden, so ist aufgrund teilweise fehlender Alternativen von einem stärker

³⁵ https://sfv-fsp.ch/fileadmin/user_upload/Herausforderungen/Pestizide/Gutachten/180504_Gutachten_Trinkwasserinitiative_FINAL.pdf. Abgerufen: 25.05.2020.

verbreiteten Kupfereinsatz und niedrigeren Ertragsverlusten auszugehen. Die Ertragsverluste haben jedoch keinen sehr grossen Einfluss auf die gesamten Umweltwirkungen (s. TWI-Szenarien mit tiefen Ertragsverlusten). Der höhere Kupfereinsatz würde sich in einer erhöhten Süsswasser-Ökotoxizität anorganischer Stoffe niederschlagen. Davon abgesehen ist nicht anzunehmen, dass sich – auch bei einer anderen Auslegung der Trinkwasserinitiative – die Schlussfolgerungen massgeblich ändern würden.

5.3 Methodische Limitierungen der Studie und weiterer Forschungsbedarf

Verschiedene Aspekte konnten in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt werden. Aus diesen ergibt sich weiterer Forschungsbedarf für die Zukunft.

Ertragsverluste und Nachernteverluste durch Verzicht auf Pestizide

Die Annahmen bezüglich der Ertragsverluste beziehen sich auf die Verluste bis und mit der Ernte. Die Pestizidbehandlungen haben aber auch Auswirkungen auf die Verluste während der Lagerung, Verarbeitung, bei Transporten bis hin zum Konsum. Diese Effekte sind in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt. Man kann davon ausgehen, dass diese Verluste bei einem Verzicht auf Pestizide steigen würden; das Ausmass lässt sich jedoch nicht abschätzen. Die Szenarien mit hohen Ertragsverlusten geben diesbezüglich gewisse Hinweise.

Die Annahmen zu Ertragsausfällen unterliegen grossen Unsicherheiten. Sie basieren zumeist auf Parzellen-Versuchen unter heutigen Bedingungen und Expertenschätzungen (Schmidt *et al.* 2019). Bei einer grossflächigen Umstellung auf pestizidfreie Landwirtschaft lassen sich die Auswirkungen auf die Verbreitung von Krankheiten und Schädlingen schwer abschätzen. Das Risiko von Epidemien könnte zunehmen, was höhere Ertragsverluste erwarten lässt. Andererseits sollten auch vermehrt alternative pestizidfreie Pflanzenschutzmassnahmen entwickelt und eingesetzt sowie mehr resistente Sorten angebaut werden. Geeignete Techniken und Anbausysteme könnten den Schädlings- und Krankheitsdruck massgeblich reduzieren. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die Höhe der Ertragsverluste sich zwar in den gesamten Umweltwirkungen niederschlägt; es gibt aber keinen Fall, in dem unterschiedliche Ertragsverluste zu anderen Schlussfolgerungen führen würde.

Intensivierung auf Betrieben, die aus dem ÖLN aussteigen

Die Landwirte, die auf Direktzahlungen verzichten und weiter mit Pestiziden wirtschaften würden, müssen sich zwar nicht mehr an die Auflagen des ÖLN halten, sind jedoch an die übrige Gesetzgebung gebunden, also z. B. an das Gewässerschutzgesetz. Sie sind auch nicht mehr dazu verpflichtet, 7 % ihrer Nutzfläche als Biodiversitätsförderflächen bereitzustellen, was in den TWI-Szenarien berücksichtigt wurde. Ansonsten sind wir davon ausgegangen, dass die Landwirtinnen und Landwirte gegenüber der heutigen Produktion nicht zusätzlich intensivieren würden. Es gibt Interpretationsspielraum bezüglich der Gesetzgebung, sodass auch eine weitere Intensivierung hätte angenommen werden können. Andererseits ist auch denkbar, dass Abnehmer den Druck auf die ganze Landwirtschaft erhöhen würden, nachhaltig und umweltfreundlich zu produzieren, und somit keine weitere Intensivierung zu erwarten wäre. Intensivierung könnte beispielsweise einen verstärkten Einsatz von Pestiziden oder eine höhere Düngermenge bedeuten. Dies könnte je nach Wirkstoff vernachlässigbare bis starke Auswirkungen auf die Süsswasser-Ökotoxizität haben. Durch die Düngung könnten sich die Eutrophierung und Versauerung verändern, aber wahrscheinlich eher wenig, da diese Wirkungen nicht nur von der Höhe der Düngermenge, sondern auch von zahlreichen anderen Faktoren (z. B. Standortbedingungen) abhängen. Der Betriebsmitteleinsatz hätte ausserdem einen Einfluss auf den Bedarf an Energie- und abiotischen Ressourcen. Eine Intensivierung würde andererseits zu höheren Erträgen im Inland führen, was den Bedarf an Importen und damit verbundene Umweltwirkungen vermindern würde. Relativiert würden diese Einflüsse dadurch, dass dies nur einen Teil der Landwirtschaftsfläche betrifft.

Vergleich von Inlandproduktion und Importen

Aus einer Zunahme der Umweltwirkungen in den TWI-Szenarien kann nicht gefolgert werden, dass die Produktion im Inland *per se* umweltfreundlicher wäre als im Ausland. Die Produktion im Inland veränderte sich in den Szenarien massgeblich: Einerseits verschieben sich die Produktionsmengen im Inland, andererseits wird die Tierproduktion extensiver, weswegen mehr resp. andere Produkte importiert werden müssen. Wie sich ein Kilogramm eines bestimmten einheimischen Produktes zu einem Kilogramm desselben Produktes aus dem Ausland verhält, kann nicht abgelesen werden; ein solcher Vergleich ist auch nicht Ziel dieser Studie. Für einen Vergleich einzelner Schweizer Agrarprodukte mit Importen verweisen wir auf die Studie von Bystricky *et al.* (2014).

Ein systematischer Unterschied zwischen Inlandproduktion und Importen ist in dieser Studie nur bezüglich der Wirkungsabschätzung abzulesen, und zwar bei denjenigen Umweltwirkungen, in denen die Empfindlichkeit der Ökosysteme in den verschiedenen Ländern durch regionalisierte Charakterisierungsfaktoren abgebildet wurde. Beim Artenverlustpotenzial, bei der Versauerung und bei der Wasserknappheit hat die Produktion in der Schweiz einen Vorteil gegenüber den meisten Import-Herkunftsländern. Bei der Umsetzung der Trinkwasserinitiative erhöht sich daher die Wirkung des gesamten Warenkorbes, weil die Schweiz weniger produziert und die Importe eine überproportional ungünstigere Wirkung im entsprechenden Herkunftsland verursachen. Bei der terrestrischen und – weniger ausgeprägt – bei der aquatischen Eutrophierung ist es umgekehrt, hier ist die Grundbelastung in der Schweiz höher als in anderen Ländern. Daher dominiert die Inlandproduktion das Ergebnis, und eine Erhöhung der Importmengen wirkt sich deutlich weniger stark aus als bei anderen Umweltwirkungen. Dabei sind aber auch die Unsicherheiten der verwendeten Charakterisierungsmethoden zu beachten. So berechneten beispielsweise Scherer und Pfister (2016), dass in anderen Ländern die Phosphoremissionen durch die Nahrungsmittelproduktion höher sind als in der Schweiz. Das könnte darauf hindeuten, dass auch die Grundbelastung in diesen Ländern grösser ist und daher der Charakterisierungsfaktor auch höher sein könnte. Hinzu kommt als weiterer Faktor, dass wegen den in Kapitel 2.5.3 beschriebenen Einschränkungen der Ökoinventare bei Eutrophierung und Versauerung für alle Import-Herkunftsländer dieselben Charakterisierungsfaktoren verwendet wurden. Eine differenziertere Bewertung der Importe wäre möglich, wenn länderspezifische Faktoren verwendet werden könnten.

Bezüglich Abholzung, Flächenbedarf und damit Artenverlustpotenzial durch importiertes Rindfleisch aus Südamerika weisen die Resultate eine gewisse Unschärfe auf. Das verwendete Ökoinventar steht für ein System mit sehr extensiver Weidehaltung und einer entsprechend hohen Wirkung bei diesen drei Grössen. In den letzten Jahren gab es eine Steigerung der intensiveren *Feedlot*-Produktion in Brasilien, um die Produktivität zu steigern und die Abholzung und den Flächenbedarf zu verringern (Vale *et al.* 2019). Aktuell liegt der Anteil an Rindern in *Feedlot*-Haltung bei etwa 13 % (ABIEC 2019). Für den entsprechenden Anteil an importiertem Rindfleisch könnten einige Umweltwirkungen pro Kilogramm Fleisch also deutlich geringer sein. Aktuellere Ökoinventare für Rindfleisch aus Brasilien, die intensive und extensive Produktionssysteme repräsentieren und spezifische Daten für Nitrat- und Phosphoremissionen verwenden, sind in ecoinvent v3.6 vorhanden und können genutzt werden, sobald diese Datenbank in SimaPro zur Verfügung steht. Der Flächenbedarf und die Abholzung würden sich trotzdem in den TWI-Szenarien deutlich erhöhen, wenn auch in geringerem Masse.

Zukünftige Entwicklung der Agrarpolitik

Die vorliegende Studie basiert auf der aktuellen Situation der Schweizer Landwirtschaft, das heisst, die Szenarien wurden unter den Rahmenbedingungen der Agrarpolitik 2018–2021 gerechnet. Der Bund plant verschiedene Massnahmen, um die Umweltwirkungen der Landwirtschaft zu senken und die Umweltziele Landwirtschaft zu erreichen. Namentlich zu erwähnen sind der Nationale Aktionsplan Pflanzenschutzmittel (AP-PSM) sowie Massnahmen im Rahmen der neuen Agrarpolitik (AP22+). Der AP-PSM listet verschiedene Massnahmen auf, um die Risiken von Pflanzenschutzmitteln für Mensch und Umwelt zu senken. Im Rahmen der AP22+ ist ein Massnahmenpaket zur Trinkwasserinitiative geplant, das Massnahmen wie Ausschluss

von Pflanzenschutzmitteln mit hohem Risikopotenzial aus dem ÖLN, Förderung des Verzichts auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln mittels Produktionssystembeiträgen und Massnahmen zur Reduktion des Stickstoff- und Phosphor-Überschusses beinhaltet. Die Wirkung solcher Massnahmen ist in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt, da sich die AP22+ noch im Prozess der politischen Diskussion befindet und noch nicht feststeht, welche Massnahmen tatsächlich umgesetzt und wie sie konkretisiert werden. Es lässt sich daher weder modellieren noch abschätzen, welchen Einfluss diese Massnahmen auf die Ergebnisse dieser Studie hätten. Demzufolge können keine Aussagen dazu gemacht werden.

Der Artikel 104a in der Bundesverfassung³⁶ zur Ernährungssicherheit fordert unter anderem «eine standortangepasste und ressourceneffiziente Lebensmittelproduktion», «grenzüberschreitende Handelsbeziehungen, die zur nachhaltigen Entwicklung der Land- und Ernährungswirtschaft beitragen» und «einen ressourcenschonenden Umgang mit Lebensmitteln». Daraus können verschiedenen Massnahmen abgeleitet werden, welche die Umweltwirkungen der Schweizer Land- und Ernährungswirtschaft massgeblich beeinflussen können, was zu einer anderen Ausgangslage im Referenzszenario und damit zu anderen Umweltwirkungen führen würde. Solche Massnahmen sind aber unabhängig von einer Annahme oder Ablehnung der Trinkwasserinitiative und bleiben daher in dieser Studie ausser Betracht.

Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit

Verschiedene Umweltwirkungen wurden in dieser Studie nicht untersucht (Kapitel 2.5.5). Namentlich zu nennen sind hier die Auswirkungen von Pestiziden und anderen Schadstoffen wie Schwermetallen oder Dieselruss auf die menschliche Gesundheit. Dies gilt auch für die Wirkung einer Reduktion des Antibiotika-Einsatzes in der Tierhaltung auf die Resistenzbildung und mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. Pestizide können über Rückstände auf und in Nahrungsmitteln, über das Trinkwasser oder durch das Einatmen von Menschen aufgenommen werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass insbesondere für die Anwenderinnen und Anwender von Pflanzenschutzmitteln ein höheres Risiko der Exposition besteht. Für diese Auswirkungen sind die Methoden erst in Entwicklung und für einen Einsatz in einer umfassenden Ökobilanz-Studie mit zahlreichen Nahrungsmitteln nicht bereit.

Auswirkungen auf die Biodiversität

Die beiden verwendeten Methoden für die Wirkung der Landnutzung auf die Biodiversität beantworteten unterschiedliche Aspekte der Fragestellung dieser Studie. Die Methode SALCA-Biodiversität kann mittels Punktzahlen analysieren, welchen Einfluss auf die Artenvielfalt konkrete Massnahmen wie ein Verzicht auf Pestizide in einzelnen Kulturen haben, die in der Schweiz oder angrenzenden ähnlichen Ländern produziert werden. Die Methode von Chaudhary und Brooks (2018) bestimmt das Artenverlustpotenzial aufgrund von Landnutzung und Landnutzungsänderungen in 245 Ländern weltweit, ohne einzelne Management-Massnahmen abzubilden. Die genutzte Fläche ist hier der Hauptfaktor für das Artenverlustpotenzial, wobei zwischen verschiedenen Landnutzungsarten und Intensitätsstufen unterschieden wird. Es stehen Forschungsarbeiten aus, um beide Methoden zu kombinieren, damit Massnahmen wie der Pestizidverzicht in der Schweiz besser gemäss dem Ökobilanz-Gedanken – also unter Einbezug der vorgelagerten Stufen und des gesamten Warenkorb einschliesslich Importen – bewertet werden können.

³⁶ <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19995395/index.html#a104a>. Abgerufen: 25.05.2020.

6 Schlussfolgerungen

Diese Studie hatte zum Ziel, mit einer vergleichenden Ökobilanz anhand verschiedener Szenarien die Auswirkungen einer möglichen Umsetzung der Trinkwasserinitiative auf die Umwelt aufzuzeigen. Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit wurden nicht betrachtet. Die Szenarien berücksichtigen die beiden Massnahmen «Verzicht auf Pestizide» und «Reduktion des Tierbestandes in der Schweiz». Sie beziehen Änderungen der Produktion im Inland und der Importmengen mit ein.

Die Studie hat gezeigt, dass die Massnahmen der Trinkwasserinitiative die Belastung von Gewässern in der Schweiz mit Pestiziden und Nährstoffen reduzieren und die Biodiversität im Inland leicht verbessern können. Vor allem ergibt sich eine deutliche Reduktion der Süsswasser-Ökotoxizität durch organische Stoffe. Die Belastung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme mit Nährstoffen resp. die Versauerung, welche durch einen eingeschränkten Tierbestand erreicht werden sollte, wird je nach Szenario allerdings nur um wenige Prozent verringert. Auch andere Umweltwirkungen verbessern sich innerhalb der Schweiz leicht.

Im Gegensatz dazu nimmt die Umweltbelastung im Ausland stark zu, verursacht durch steigende Nahrungsmittelimporte. Bei der Süsswasser-Ökotoxizität führt die Umsetzung der Trinkwasserinitiative insgesamt zu einer etwa gleichen Bewertung des gesamten in der Schweiz benötigten Warenkorbes an landwirtschaftlichen Rohprodukten im Vergleich zum Status Quo. Hier macht sich der starke Rückgang der Emissionen im Inland bemerkbar, der durch steigende Emissionen in den Herkunftsländern der Importe zwar kompensiert, aber nicht übertroffen wird. Bei der terrestrischen Eutrophierung und dem Bedarf abiotischer Ressourcen ergibt sich ein ähnliches Resultat: Auch dort schneiden die TWI-Szenarien insgesamt ähnlich ab wie das Referenzszenario ohne Umsetzung der Trinkwasserinitiative. Bei den übrigen Umweltwirkungen wird die Verminderung der Umweltbelastung im Inland von der Umweltbelastung im Ausland deutlich übertroffen, sodass der gesamte Warenkorb in allen Szenarien ungünstiger zu bewerten ist als im Referenzszenario. Besonders ausgeprägt ist dies bei der Wasserknappheit und der Abholzung (Steigerung der gesamten Umweltwirkung um bis zu 80 %); bei diesen beiden Umweltwirkungen hat die Schweizer Produktion einen systematischen Vorteil gegenüber anderen Ländern, sodass jegliche Erhöhung von Importmengen eine deutlich ungünstigere Bewertung ergibt. Ausserdem führt ein Ertragsverlust im Inland zu mehr Flächenbedarf im Ausland zur Herstellung der benötigten Importprodukte, mit den entsprechenden Umweltwirkungen. Insgesamt lässt sich also sagen, dass die Verbesserung der Wasserqualität in der Schweiz mit teilweise deutlichen Trade-Offs in den Herkunftsländern der Importe erkaufte werden muss. Der Vergleich der Ergebnisse von 18 Szenarien mit unterschiedlichen Annahmen bezüglich der Höhe der Ertragsverluste, der Produzentenpreise und der Umlagerung der Direktzahlungen führt zu keinen grundlegend anderen Schlüssen. Die Schlussfolgerungen dürfen daher bezüglich dieser Annahmen als robust betrachtet werden. Die verschiedenen Sensitivitätsanalysen haben die Schlussfolgerungen im Wesentlichen bestätigt. Auch die Anwendung einer anderen Wirkungsabschätzungsmethodik hat zu keinen anderen Schlüssen geführt.

Eine Umsetzung der Trinkwasserinitiative würde mit grosser Wahrscheinlichkeit die Wasserqualität in der Schweiz verbessern. Bei einer globalen Perspektive würde diese positive Wirkung aber aufgehoben durch eine höhere Gewässerbelastung in anderen Ländern, und sie würde mit weiteren Trade-Offs in anderen Umweltbereichen einhergehen. Die TWI-Massnahme «Pestizidverzicht» allein hätte weniger starke Trade-Offs; diese werden vor allem durch die Massnahme des reduzierten Tierbestandes verursacht. Diese Massnahme bewirkt einerseits keine deutliche Verbesserung der Wasserqualität im Inland, aber andererseits verursacht sie deutlich ungünstige Zusatzwirkungen im Ausland.

Um diese unerwünschten Auswirkungen der Trinkwasserinitiative zu vermindern, stehen verschiedene Hebel zur Verfügung. Diese können sich auf eine Vielzahl von Bereichen erstrecken:

- Erhöhung der Ökoeffizienz im Inland beispielsweise durch:
 - Gezielten Einsatz von Produktionsmethoden und Alternativtechnologien zum Pestizideinsatz
 - Fördern von ökoeffizienten Formen der Tierproduktion in der Schweiz
 - Effiziente und standortangepasste Nutzung der inländischen Landwirtschaftsfläche
- Reduktion der Umweltwirkung von Importen beispielsweise durch:
 - Setzen von Standards in den aktuellen Import-Herkunftsländern oder Bezug nur aus ökoeffizienten Produktionssystemen
 - Wahl spezifischer Herkunftsländer
- Ernährungs- und Konsumverhalten, beispielsweise:
 - Vermeiden von Nahrungsmittelabfällen
 - Änderung des Ernährungsverhaltens mit Verzicht auf besonders umweltbelastende Produkte

Dabei ist zu beachten, inwieweit diese Optionen global zu einer Verbesserung führen oder die Wirkung nur verlagern würden. Zu den genannten Massnahmen wären deshalb weitere Analysen notwendig, um genau zu evaluieren, wie diese sich auf die Wasserqualität auswirken, ob sie die Trade-Offs abmildern und wie sie sich im Kontext der Schweizer Land- und Ernährungswirtschaft umsetzen lassen würden.

7 Literatur

- ABIEC, 2019. Beef Report Brazilian Livestock Profile. Brazilian Beef Exporters Association, Sao Paulo, BR.
- AGRIDEA & FiBL. 2017. Deckungsbeiträge Ausgabe 2017. Agridea, Lindau.
- Alig M., Grandl F., Mieleitner J., Nemecek T. & Gaillard G., 2012. Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich, 151 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/30130> [25.5.2020].
- Basset-Mens C., van der Werf H.M.G., Robin P., Morvan T., Hassouna M., Paillat J.-M. & Vertès F., 2007. Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems. *Journal of Cleaner Production* **15** (15), 1395–1405.
- Birkved M. & Hauschild M.Z., 2006. PestLCI – a model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. *Ecological Modelling* **198** (3–4), 433–451.
- Boulay A.M., Bare J., Benini L., Berger M., Lathuillière M.J., Manzardo A., Margni M., Motoshita M., Núñez M., Pastor A.V., Ridoutt B., Oki T., Worbe S. & Pfister S., 2018. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *International Journal of Life Cycle Assessment* **23**, 368–378. Zugang: <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8> [25.5.2020].
- Bystricky M., Nemecek T. & Gaillard G., 2017. Gesamt-Umweltwirkungen als Folge von Gewässerschutzmassnahmen im Schweizer Agrarsektor. Agroscope Science Nr. 50, Agroscope, Zürich, 67 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/36681> [25.5.2020].
- Bystricky M., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G., 2014. Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. Agroscope Science Nr. 2, Agroscope, Zürich, 176 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/33476> [25.5.2020].
- Chatfield C., 2003. The Analysis of Time Series. An Introduction. Chapman & Hall/CRC Press, Boca Raton, USA.
- Chatfield C. & Yar M., 1988. Holt-Winters Forecasting: Some Practical Issues. *Journal of the Royal Statistical Society. Series D (The Statistician)* **37** (2), 129–140.
- Chaudhary A. & Brooks T.M., 2018. Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science & Technology* **52** (9), 5094–5104.
- Chaudhary A., Pfister S. & Hellweg S., 2016. Spatially Explicit Analysis of Biodiversity Loss Due to Global Agriculture, Pasture and Forest Land Use from a Producer and Consumer Perspective. *Environmental Science & Technology* **50**, 3928–3936.
- Dijkman T.J., Birkved M. & Hauschild M.Z., 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.
- Dong Y., Gandhi N. & Hauschild M.Z., 2014. Development of Comparative Toxicity Potentials of 14 cationic metals in freshwater. *Chemosphere* **112**, 26–33.
- Durlinger B., Koukouna E., Broekema R., van Paassen M. & Scholten J., 2017. Agri-footprint 4.0 Part 1: Methodology and principles. Blonk Consultants, Gouda, Niederlande, 48 S.
- EC-JRC-IES, 2011. ILCD handbook – recommendations for life cycle impact assessment in the European context. European Commission, Joint Research Centre.
- ecoinvent Centre, 2018. ecoinvent Data – The Life Cycle Inventory Data V3.5. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Zugang: <http://www.ecoinvent.org> [25.5.2020].
- EEA, 2009. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009 – Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency, Luxembourg, Zugang: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009> [25.5.2020].
- EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 – Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency, Luxembourg, Zugang: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013> [25.5.2020].
- Europäische Kommission, 2018. Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Version 6.3 – May 2018. Europäische Kommission, Brüssel.
- Faist Emmenegger M., Reinhard J. & Zah R., 2009. Sustainability Quick Check for Biofuels. Second draft, 18th February 2009 – Intermediate Background Report. EMPA, Dübendorf, 129 S.
- Fantke P., 2017. Data sources for USEtox.

- Fantke P., 2019. Modelling the environmental impacts of pesticides in agriculture. *In: Assessing the environmental impact of agriculture* (Hrsg. B. Weidema). Burleigh Dodds Science Publishing, Cambridge.
- Fantke P. & Jolliet O., 2016. Life cycle human health impacts of 875 pesticides. *International Journal of Life Cycle Assessment* **21**, 722–733.
- Fantke P., Aurisano N., Bare J., Backhaus T., Bulle C., Chapman P.M., De Zwart D., Dwyer R., Ernstoff A. & Golsteijn L., 2018. Toward harmonizing ecotoxicity characterization in life cycle impact assessment. *Environmental toxicology and chemistry* **37** (12), 2955–2971.
- FiBL, 2014. Merkblatt Biosonnenblumen. Forschungsinstitut für Biologischen Landbau FiBL, Frick.
- FiBL, 2017. Merkblatt Biozuckerrüben. Forschungsinstitut für Biologischen Landbau FiBL, Frick.
- FiBL, 2018. Merkblatt Biogetreide. Forschungsinstitut für Biologischen Landbau FiBL, Frick.
- Freiermuth R., 2006. Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz – SALCA-Schwermetall. Agroscope FAL Reckenholz, 42 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/44070> [25.5.2020].
- Frischknecht R. & Büsser Knöpfel S., 2013. Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Umwelt-Wissen Nr. 1330. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Hischier R., Doka G., Bauer C., Dones R., Nemecek T., Hellweg S. & Humbert S., 2007. Implementation of life cycle impact assessment methods. Data v2.0 (2007). Ecoinvent report No. 3. Ecoinvent Centre, EMPA, Dübendorf.
- Gaillard G. & Nemecek T., 2009. Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. Int. Conf. «Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy», Egmond aan Zee, Niederlande. Zugang: https://www.researchgate.net/publication/263239301_Swiss_Agricultural_Life_Cycle_Assessment_SALCA_An_integrated_environmental_assessment_concept_for_agriculture [25.5.2020].
- Gandhi N., Diamond M.L., Van De Meent D., Huijbregts M.A.J., Peijnenburg W.J.G.M. & Guinée J., 2010. New method for calculating comparative toxicity potential of cationic metals in freshwater: Application to Copper, Nickel, and Zinc. *Environmental Science and Technology* **44** (13), 5195–5201.
- Guinée J.B., Gorrée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M.A.J., Lindeijer E., Roorda A.A.H. & Weidema B.P., 2001. Life cycle assessment – An operational guide to the ISO standards. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag und Leiden, Niederlande.
- HAFL, 2009. Technische Parameter Modell Agrammon. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL), 200 S. Zugang: <https://www.agrammon.ch/> [25.5.2020].
- Hauschild M.Z. & Potting J., 2005. Spatial differentiation in life cycle impact assessment – The EDIP2003 methodology. The Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency, Copenhagen, 195 S. Zugang: <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-579-4/pdf/87-7614-580-8.pdf> [25.5.2020].
- Herndl M., Baumgartner D., Guggenberger T., Bystricky M., Gaillard G., Lansche J., Fasching C., Steinwider A. & Nemecek T., 2015. Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. Abschlussbericht FarmLife. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irnding, Österreich.
- Hersener J.-L., Baumgartner D.U., Dux D., Aeschbacher U., Alig M., Blaser S., Gaillard G., Glodé M., Jan P., Jenni M., Mieleitner J., Müller G., Nemecek T., Rötheli E. & Schmid D., 2011. Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB) – Schlussbericht. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich, 148 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/27684> [25.5.2020].
- Holt C.C., 2004. Forecasting seasonals and trends by exponentially weighted moving averages. *International Journal of Forecasting* **20** (1), 5–10.
- Huijbregts M.A., Steinmann Z.J., Elshout P.M., Stam G., Verones F., Vieira M., Zijp M., Hollander A. & van Zelm R., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **22** (2), 138–147.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. IGES, Kanagawa, Japan.

- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex und P. M. Midgley. Cambridge University Press, Cambridge und New York.
- ISO, 2006a. ISO 14044 – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. Zugang: <https://www.iso.org/standard/38498.html> [25.5.2020].
- ISO, 2006b. ISO 14040 – Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Zugang: <https://www.iso.org/standard/37456.html> [25.5.2020].
- Jeanneret P., Baumgartner D., Freiermuth Knuchel R. & Gaillard G., 2009. Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität für Ökobilanzen (SALCA-Biodiversität). Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich/Ettenhausen. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/44069> [25.5.2020].
- Jeanneret P., Baumgartner D.U., Freiermuth Knuchel R., Koch B. & Gaillard G., 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators* **46**, 224–231.
- Kirchgessner M., Windisch W. & Müller H.L., 1995. Nutritional factors for the quantification of methane production. In: Ruminant physiology: Digestion, metabolism, growth and reproduction. Proceedings of the Eighth International Symposium on Ruminant Physiology (Hrsg. W. von Engelhardt, S. Leonhard-Marek, G. Breeves & D. Giesecke). Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Koch P. & Salou T., 2015. AGRIBALYSE®: Methodology. Version 1.2. ADEME, Angers (F), 385 S.
- Kupper T. & Menzi H., 2013. Technische Parameter Modell Agrammon, Version 30.05.2013. Berner Fachhochschule für Agrar, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Bern, 19 S.
- Lane J. & Lant P., 2012. Including N₂O in ozone depletion models for LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* **17** (2), 252–257.
- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubois D. & Gaillard G., 2005. Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 155 S.
- Nemecek T., Jungbluth N., i Canals L.M. & Schenck R., 2016. Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next? *International Journal of Life Cycle Assessment* **21** (5), 607–620.
- Nemecek T., Bengoa X., Lansche J., Mouron P., Riedener E., Rossi V. & Humbert S., 2015. World Food LCA Database: Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 3.0. Quantis, Lausanne und Agroscope, Zürich.
- Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Castellani V. & Sala S., 2017. Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production* **140**, 753–765.
- 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.
- Poore J. & Nemecek T., 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science* **360** (6392), 987–992.
- Posch M., Seppälä J., Hettelingh J.P., Johansson M., Margni M. & Jolliet O., 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment* **13** (6), 477–486.
- Prasuhn V., 2006. Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung – SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 22 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/44071> [25.5.2020].
- PRé Consultants, 2019. SimaPro Database Manual Methods Library. PRé Consultants, Amersfoort, Niederlande, 71 S.
- Richner W., Oberholzer H.-R., Freiermuth Knuchel R., Huguenin O., Ott S., Nemecek T. & Walther U., 2014. Modell zur Beurteilung der Nitratauswaschung in Ökobilanzen – SALCA-NO₃. Unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, N-Düngung), der mikrobiellen Nitratbildung im Boden, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und verschiedener Bodeneigenschaften. Version 2.0; Juni 2014. Agroscope Science Nr. 5, Agroscope, Zürich, 60 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/33731> [25.5.2020].
- Roches A. & Nemecek T., 2009. Unilever-ART project no. CH-2008-0779 on variability of bio-based materials: final report – Methodology to derive generic inventories. Agroscope, Zürich, 108 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/en-US/publication/21657> [25.5.2020].
- 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 Nr. 33, Agroscope, Zürich, 278 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/35544> [25.5.2020].
- Rosenbaum R., Anton A., Bengoa X., Bjørn A., Brain R., Bulle C., Cosme N., Dijkman T., Fantke P., Felix M., Geoghegan T., Gottesbüren B., Hammer C., Humbert S., Jolliet O., Juraske R., Lewis F., Maxime D., Nemecek T., Payet J., Räsänen K., Roux P., Schau E., Sourisseau S., van Zelm R., von Streit B. & Wallman M., 2015. The Glasgow consensus on the delineation between pesticide emission inventory and impact assessment for LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **20** (6), 765–776.
- Rosenbaum R.K., Bachmann T.M., Gold L.S., Huijbregts M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H.F., MacLeod M., Margni M., McKone T.E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D. & Hauschild M.Z., 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.
- SBV, 2012. Statistische Erhebungen und Schätzungen 2012 über Landwirtschaft und Ernährung. Schweizerischer Bauernverband (SBV), Brugg. Zugang: https://www.sbv-usp.ch/fileadmin/sbvuspch/04_Medien/Publikationen/SES/Archiv/SES_2012-89.pdf [25.05.2020].
- SBV, 2014. Statistische Erhebungen und Schätzungen 2014 über Landwirtschaft und Ernährung. Schweizerischer Bauernverband (SBV), Brugg. Zugang: https://www.sbv-usp.ch/fileadmin/sbvuspch/04_Medien/Publikationen/SES/Archiv/SES_2014-91.pdf [25.05.2020].
- Scherer L. & Pfister S., 2016. Global Biodiversity Loss by Freshwater Consumption and Eutrophication from Swiss Food Consumption. *Environmental Science & Technology* **50**, 7019–7028. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00740>
- Schmidt A., Mack G., Möhring A., Mann S. & El Benni N., 2019. Folgenabschätzung Trinkwasserinitiative: ökonomische und agrarstrukturelle Wirkungen. Agroscope Science Nr. 83, Agroscope, Ettenhausen, 145 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/41433> [25.5.2020].
- Seppälä J., Posch M., Johansson M. & Hettelingh J.P., 2006. Country-dependent characterisation factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* **11** (6), 403–416.
- SOGREAH, 2007. Bilan des flux de contaminants entrants sur les sols agricoles de France métropolitaine. ADEME, Angers (F).
- Stoessel F., Juraske R., Pfister S. & Hellweg S., 2012. Life cycle inventory and carbon and water footprint of fruits and vegetables: application to a Swiss retailer. *Environmental Science & Technology* **46** (6), 3253–3262.
- Vale P., Gibbs H., Vale R., Christie M., Florence E., Munger J. & Sabaini D., 2019. The Expansion of Intensive Beef Farming to the Brazilian Amazon. *Global Environmental Change* **57**, 11.
- van Dooren C. & Aiking H., 2016. Defining a nutritionally healthy, environmentally friendly, and culturally acceptable low lands diet. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **21** (5), 688–700.
- van Zelm R., Huijbregts M.A.J., den Hollander H.A., van Jaarsveld H.A., Sauter F.J., Struijs J., van Wijnen H.J. & van de Meent D., 2008. European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment* **42** (3), 441–453.
- Weidema B.P., Bauer C., Hischier R., Mutel C., Nemecek T., Reinhard J., Vadenbo C.O. & Wernet G., 2013. Overview and methodology – Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. ecoinvent, 169 S. Zugang: www.ecoinvent.org [25.5.2020].
- Wernet G., Bauer C., Steubing B., Reinhard J., Moreno-Ruiz E. & Weidema B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* **21** (9), 1218–1230.
- Wolff V., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G., 2016. Ökobilanz verschiedener Fleischprodukte. Geflügel-, Schweine- und Rindfleisch. Agroscope, Zürich, 53 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/36267> [25.5.2020].
- Zimmermann A., Nemecek T. & Waldvogel T., 2017. Umwelt- und ressourcenschonende Ernährung: Detaillierte Analyse für die Schweiz. Agroscope Science Nr. 55, Agroscope, Ettenhausen, 170 S. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/37058> [25.5.2020].

8 Anhang

8.1 Abkürzungsverzeichnis

8.1.1 Länderkürzel

AR	Argentinien
AT	Österreich
AU	Australien
BE	Belgien
BG	Bulgarien
BR	Brasilien
CA	Kanada
CH	Schweiz
CL	Chile
CN	China
DE	Deutschland
DK	Dänemark
ES	Spanien
FI	Finnland
FR	Frankreich
GLO	Global
HU	Ungarn
IE	Irland
IL	Israel
IN	Indien
IT	Italien
KZ	Kasachstan
MA	Marokko
MX	Mexiko
MY	Malaysia
NL	Niederlande
NZ	Neuseeland
PK	Pakistan
PL	Polen
PT	Portugal
RER	Europa
RO	Rumänien
RoW	<i>Rest of the world</i> (übrige Welt)
RS	Serbien
RU	Russland
SE	Schweden
UK	Vereinigtes Königreich
UA	Ukraine
US	USA
UY	Uruguay
ZA	Südafrika

8.1.2 Abkürzungen

Aq.	Aquatisch
Äq.	Äquivalente
AWARE	<i>Available Water Remaining</i>
CF	Charakterisierungsfaktor
DWI compl.	<i>Drinking water initiative compliant</i>
ILCD	<i>International Reference Life Cycle Data System</i> der Europäischen Kommission
IP	Integrierte Produktion
ISO	<i>International Standardization Organization</i>
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
LCI	<i>Life Cycle Inventory</i>
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
PAF	<i>Potentially affected fraction of species</i>
PDF	<i>Potentially disappeared fraction of species</i>
PLCM	<i>PestLCI consensus model</i>
SALCA	<i>Swiss Agricultural Life Cycle Assessment</i>
Terr.	Terrestrisch
TWI	Trinkwasserinitiative
UBP	Umweltbelastungspunkte

8.1.3 Einheiten

a	Jahr(e)
d	Tag(e)
ha	Hektare
kg	Kilogramm
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
Mio Stk	Millionen Stück
MJ	Megajoule
molc	<i>moles of charge</i>
t	Tonne(n)

8.1.4 Chemische Elemente und Verbindungen

CFC-11	Trichlorfluormethan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
Cu	Kupfer
H ⁺	Wasserstoff
N	Stickstoff
NH ₃	Ammoniak
NMVOC	<i>Non-methane volatile organic compounds</i>
NO ₃	Nitrat
NO _x	Stickoxide
P	Phosphor
Sb	Antimon
SO ₂	Schwefeldioxid

8.2 Tabellen

Tabelle 15: Verwendete Ökoinventare für die Pflanzenproduktion im Startjahr und Referenzszenario resp. für die nicht TWI-konforme Produktion in den TWI-Szenarien in der Schweiz.

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Brotgetreide	Tal, ÖLN Nicht-Extenso	winter wheat cultivation, conventional, intensive, plain region	SALCA
Brotgetreide	Tal, ÖLN Extenso	winter wheat cultivation, conventional, extensive, plain region	SALCA
Brotgetreide	Tal, bio	winter wheat cultivation, organic, plain region	SALCA
Brotgetreide	Hügel, ÖLN Nicht-Extenso	winter wheat cultivation, conventional, intensive, hill region	SALCA
Brotgetreide	Hügel, ÖLN Extenso	winter wheat cultivation, conventional, extensive, hill region	SALCA
Brotgetreide	Hügel, bio	winter wheat cultivation, organic, hill region	SALCA
Brotgetreide	Berg, ÖLN Nicht-Extenso	winter wheat cultivation, conventional, intensive, mountain region	SALCA
Brotgetreide	Berg, ÖLN Extenso	winter wheat cultivation, conventional, extensive, mountain region	SALCA
Brotgetreide	Berg, bio	winter wheat cultivation, organic, hill region	Proxy
Brotgetreide	Tal, ÖLN Nicht-Extenso	spring wheat cultivation, conventional, intensive, plain region	SALCA
Brotgetreide	Tal, ÖLN Extenso	spring wheat cultivation, conventional, extensive, plain region	SALCA
Brotgetreide	Tal, bio	spring wheat cultivation, organic, plain region	SALCA
Brotgetreide	Hügel, ÖLN Nicht-Extenso	spring wheat cultivation, conventional, intensive, hill region	SALCA
Brotgetreide	Hügel, ÖLN Extenso	spring wheat cultivation, conventional, extensive, hill region	SALCA
Brotgetreide	Hügel, bio	spring wheat cultivation, organic, hill region	SALCA
Brotgetreide	Berg, ÖLN Nicht-Extenso	spring wheat cultivation, conventional, intensive, hill region	Proxy
Brotgetreide	Berg, ÖLN Extenso	spring wheat cultivation, conventional, extensive, hill region	Proxy
Brotgetreide	Berg, bio	spring wheat cultivation, organic, hill region	Proxy
Brotgetreide	Tal, ÖLN Nicht-Extenso	winter rye cultivation, conventional, intensive, plain region	SALCA
Brotgetreide	Tal, ÖLN Extenso	winter rye cultivation, conventional, extensive, plain region	SALCA
Brotgetreide	Tal, bio	winter rye cultivation, organic, plain region	SALCA
Brotgetreide	Hügel, ÖLN Nicht-Extenso	winter rye cultivation, conventional, intensive, hill region	SALCA
Brotgetreide	Hügel, ÖLN Extenso	winter rye cultivation, conventional, extensive, hill region	SALCA

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Brotgetreide	Hügel, bio	winter rye cultivation, organic, hill region	SALCA
Brotgetreide	Berg, ÖLN Nicht-Extenso	winter rye cultivation, conventional, intensive, hill region	Proxy
Brotgetreide	Berg, ÖLN Extenso	winter rye cultivation, conventional, extensive, hill region	Proxy
Brotgetreide	Berg, bio	winter rye cultivation, organic, hill region	Proxy
Futtergetreide	Tal, ÖLN Nicht-Extenso	winter barley cultivation, conventional, intensive, plain region	SALCA
Futtergetreide	Tal, ÖLN Extenso	winter barley cultivation, conventional, extensive, plain region	SALCA
Futtergetreide	Tal, bio	winter barley cultivation, organic, plain region	SALCA
Futtergetreide	Hügel, ÖLN Nicht-Extenso	winter barley cultivation, conventional, intensive, hill region	SALCA
Futtergetreide	Hügel, ÖLN Extenso	winter barley cultivation, conventional, extensive, hill region	SALCA
Futtergetreide	Hügel, bio	winter barley cultivation, organic, hill region	SALCA
Futtergetreide	Berg, ÖLN Nicht-Extenso	winter barley cultivation, conventional, intensive, hill region	Proxy
Futtergetreide	Berg, ÖLN Extenso	winter barley cultivation, conventional, extensive, hill region	Proxy
Futtergetreide	Berg, bio	winter barley cultivation, organic, hill region	Proxy
Futtergetreide	Tal, ÖLN Nicht-Extenso	spring barley cultivation, conventional, intensive, plain region	SALCA
Futtergetreide	Tal, ÖLN Extenso	spring barley cultivation, conventional, extensive, plain region	SALCA
Futtergetreide	Tal, bio	spring barley cultivation, organic, plain region	SALCA
Futtergetreide	Hügel, ÖLN Nicht-Extenso	spring barley cultivation, conventional, intensive, hill region	SALCA
Futtergetreide	Hügel, ÖLN Extenso	spring barley cultivation, conventional, extensive, hill region	SALCA
Futtergetreide	Hügel, bio	spring barley cultivation, organic, hill region	SALCA
Futtergetreide	Berg, ÖLN Nicht-Extenso	spring barley cultivation, conventional, intensive, mountain region	SALCA
Futtergetreide	Berg, ÖLN Extenso	spring barley cultivation, conventional, extensive, mountain region	SALCA
Futtergetreide	Berg, bio	spring barley cultivation, organic, mountain region	SALCA
Futtergetreide	Tal, ÖLN	spring oat cultivation, conventional	SALCA
Futtergetreide	Tal, bio	spring oat cultivation, organic	Neu
Futtergetreide	Hügel, ÖLN	spring oat cultivation, conventional	Proxy
Futtergetreide	Hügel, bio	spring oat cultivation, conventional	Proxy

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Futtergetreide	Berg, ÖLN	spring oat cultivation, conventional	Proxy
Futtergetreide	Berg, bio	spring oat cultivation, conventional	Proxy
Futtergetreide	Tal, ÖLN	winter triticale cultivation, conventional	SALCA
Futtergetreide	Tal, bio	winter triticale cultivation, organic	Neu
Futtergetreide	Hügel, ÖLN	winter triticale cultivation, conventional	Proxy
Futtergetreide	Hügel, bio	winter triticale cultivation, organic	Proxy
Futtergetreide	Berg, ÖLN	winter triticale cultivation, conventional	Proxy
Futtergetreide	Berg, bio	winter triticale cultivation, organic	Proxy
Körnermais	Tal, ÖLN	grain maize, conventional, plain region	SALCA
Körnermais	Tal, bio	grain maize, organic, plain region	SALCA
Körnermais	Hügel, ÖLN	grain maize, conventional, hill region	SALCA
Körnermais	Hügel, bio	grain maize, organic, plain region	Proxy
Körnermais	Berg, ÖLN	grain maize, conventional, hill region	Proxy
Körnermais	Berg, bio	grain maize, organic, plain region	Proxy
Silomais	Tal, ÖLN	silage maize, conventional, plain region	SALCA
Silomais	Tal, bio	silage maize, organic, plain region	SALCA
Silomais	Hügel, ÖLN	silage maize, conventional, hill region	SALCA
Silomais	Hügel, bio	silage maize, organic, hill region	SALCA
Silomais	Berg, ÖLN	silage maize, conventional, hill region	Proxy
Silomais	Berg, bio	silage maize, organic, hill region	Proxy
Zuckerrüben	Tal, ÖLN	sugar beet, conventional, plain region	SALCA
Zuckerrüben	Tal, bio	sugar beet, organic, plain region	Neu
Zuckerrüben	Hügel, ÖLN	sugar beet, conventional, plain region	Proxy
Zuckerrüben	Hügel, bio	sugar beet, organic, plain region	Proxy
Zuckerrüben	Berg, ÖLN	sugar beet, conventional, plain region	Proxy
Futterrüben	Tal, ÖLN	fodder beet, conventional, plain region	SALCA
Futterrüben	Tal, bio	fodder beet, organic, plain region	Neu
Futterrüben	Hügel, ÖLN	fodder beet, conventional, plain region	Proxy
Futterrüben	Hügel, bio	fodder beet, organic, plain region	Proxy
Futterrüben	Berg, ÖLN	fodder beet, conventional, plain region	Proxy
Futterrüben	Berg, bio	fodder beet, organic, plain region	Proxy
Kartoffeln	Tal, ÖLN	potatoes, table, conventional, plain region	SALCA
Kartoffeln	Tal, bio	potatoes, table, organic, plain region	SALCA

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Kartoffeln	Hügel, ÖLN	potatoes, table, conventional, hill region	SALCA
Kartoffeln	Hügel, bio	potatoes, table, organic, hill region	SALCA
Kartoffeln	Berg, ÖLN	potatoes, table, conventional, hill region	Proxy
Kartoffeln	Berg, bio	potatoes, table, organic, hill region	Proxy
Raps	Tal, ÖLN Nicht-Extenso	winter rapeseed, conventional, intensive, plain region	SALCA
Raps	Tal, ÖLN Extenso	winter rapeseed, conventional, extensive, plain region	SALCA
Raps	Tal, bio	winter rapeseed, organic, plain region	SALCA
Raps	Hügel, ÖLN Nicht-Extenso	winter rapeseed, conventional, intensive, plain region	Proxy
Raps	Hügel, bio	winter rapeseed, organic, plain region	Proxy
Raps	Berg, ÖLN Nicht-Extenso	winter rapeseed, conventional, intensive, plain region	Proxy
Raps	Berg, bio	winter rapeseed, organic, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Tal, ÖLN Nicht-Extenso	fava beans, conventional, plain region	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, ÖLN Extenso	fava beans, conventional, plain region	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, bio	fava beans, organic, plain region	SALCA
Hülsenfrüchte	Hügel, ÖLN Nicht-Extenso	fava beans, conventional, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Hügel, ÖLN Extenso	fava beans, conventional, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Hügel, bio	fava beans, organic, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Berg, ÖLN Nicht-Extenso	fava beans, conventional, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Berg, ÖLN Extenso	fava beans, conventional, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Berg, bio	fava beans, organic, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Tal, ÖLN Nicht-Extenso	protein pea, conventional, plain region	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, ÖLN Extenso	protein pea, conventional, plain region	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, bio	protein pea, organic, plain region	SALCA
Hülsenfrüchte	Hügel, ÖLN Nicht-Extenso	protein pea, conventional, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Hügel, ÖLN Extenso	protein pea, conventional, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Hügel, bio	protein pea, organic, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Berg, ÖLN Nicht-Extenso	protein pea, conventional, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Berg, ÖLN Extenso	protein pea, conventional, plain region	Proxy
Hülsenfrüchte	Berg, bio	protein pea, organic, plain region	Proxy
Soja	Tal, ÖLN	soy beans, conventional, plain region	SALCA
Soja	Tal, bio	soy beans, organic, plain region	SALCA

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Soja	Hügel, ÖLN	soy beans, conventional, plain region	Proxy
Soja	Hügel, bio	soy beans, organic, plain region	Proxy
Sonnenblumen	Tal, ÖLN	sunflower, conventional, plain region	SALCA
Sonnenblumen	Tal, bio	sunflower, organic, plain region	Neu
Sonnenblumen	Hügel, ÖLN	sunflower, conventional, plain region	Proxy
Sonnenblumen	Hügel, bio	sunflower, organic, plain region	Proxy
Sonnenblumen	Berg, ÖLN	sunflower, conventional, plain region	Proxy
Sonnenblumen	Berg, bio	sunflower, organic, plain region	Proxy
Andere Kulturen	Alle	–	–
Obst	Tal, ÖLN	apple, conventional	SALCA
Obst	Tal, bio	apple, organic	SALCA
Obst	Hügel, ÖLN	apple, conventional	Proxy
Obst	Hügel, bio	apple, organic	Proxy
Obst	Berg, ÖLN	apple, conventional	Proxy
Obst	Berg, bio	apple, organic	Proxy
Obst	Tal, ÖLN	pear, conventional, basierend auf Pear {BE} pear production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Obst	Tal, bio	pear, organic, basierend auf Pear {BE} pear production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Obst	Hügel, ÖLN	pear, conventional	Proxy
Obst	Hügel, bio	pear, organic	Proxy
Obst	Berg, ÖLN	pear, conventional	Proxy
Obst	Berg, bio	pear, organic	Proxy
Obst	Tal, ÖLN	apricot, conventional, basierend auf Apricot {IT} apricot production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Obst	Hügel, ÖLN	apricot, conventional	Proxy
Obst	Berg, ÖLN	apricot, conventional	Proxy
Beeren	Tal, ÖLN	strawberry, conventional, basierend auf Strawberry {CH} strawberry production, in unheated greenhouse	Neu (basierend auf ecoinvent)
Beeren	Tal, bio	strawberry, organic, basierend auf Strawberry {CH} strawberry production, in unheated greenhouse	Neu (basierend auf ecoinvent)
Beeren	Hügel, ÖLN	strawberry, conventional	Proxy
Beeren	Hügel, bio	strawberry, organic	Proxy
Beeren	Berg, ÖLN	strawberry, conventional	Proxy
Beeren	Berg, bio	strawberry, organic	Proxy
Reben	Tal, ÖLN	Grape, conventional, basierend auf Grape, integrated, variety mix, Languedoc-Roussillon	Neu (basierend auf AGRIBALYSE)

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Reben	Tal, bio	Grape, organic, basierend auf Grape, integrated, variety mix, Languedoc-Roussillon	Neu (basierend auf AGRIBALYSE)
Reben	Hügel, ÖLN	Grape, conventional	Proxy
Reben	Hügel, bio	Grape, organic	Proxy
Reben	Berg, ÖLN	Grape, conventional	Proxy
Reben	Berg, bio	Grape, organic	Proxy
Andere Dauerkulturen	Alle	-	-
Gemüse	Tal, ÖLN	Iceberg lettuce, conventional, basierend auf Iceberg lettuce {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	iceberg lettuce, organic, basierend auf Iceberg lettuce {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Iceberg lettuce, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	iceberg lettuce, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Iceberg lettuce, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	iceberg lettuce, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Lettuce, conventional, basierend auf Lettuce {GLO} 361 production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	lettuce, organic, basierend auf Lettuce {GLO} 361 production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Lettuce, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	lettuce, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Lettuce, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	lettuce, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Tomato, conventional, basierend auf Tomato {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	Tomato, organic, basierend auf Tomato {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Tomato, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Tomato, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Tomato, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	tomato, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Cauliflower, conventional, basierend auf Cauliflower {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	Cauliflower, organic, basierend auf Cauliflower {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Cauliflower, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Cauliflower, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Cauliflower, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Cauliflower, organic	Proxy

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Gemüse	Tal, ÖLN	Broccoli, conventional, basierend auf Broccoli {GLO} production Cut-off, U	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	Broccoli, organic, basierend auf Broccoli {GLO} production Cut-off, U	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Broccoli, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Broccoli, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Broccoli, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Broccoli, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Cabbage, white, conventional	SALCA
Gemüse	Tal, bio	Cabbage, white, organic, basierend auf Cabbage, white, conventional	Neu (basierend auf SALCA)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Cabbage, white, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Cabbage, white, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Cabbage, white, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Cabbage, white, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Fennel, conventional, basierend auf Fennel {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	Fennel, organic, basierend auf Fennel {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Fennel, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Fennel, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Fennel, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Fennel, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Radish, conventional, basierend auf Radish {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	Radish, organic, basierend auf Radish {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Radish, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Radish, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Radish, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Radish, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Celery, conventional, basierend auf Celery {GLO} 675 production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	Celery, organic, basierend auf Celery {GLO} 675 production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Celery, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Celery, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Celery, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Celery, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Onion, conventional, basierend auf Onion {NL} onion production	Neu (basierend auf ecoinvent)

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Gemüse	Tal, bio	Onion, organic, basierend auf Onion {NL} onion production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Onion, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Onion, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Onion, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Onion, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Carrot, conventional	SALCA
Gemüse	Tal, bio	Carrot, organic, basierend auf Carrot, conventional	Neu (basierend auf SALCA)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Carrot, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Carrot, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Carrot, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Carrot, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Cucumber, conventional, basierend auf Cucumber {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	Cucumber, organic, basierend auf Cucumber {GLO} production	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Cucumber, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Cucumber, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Cucumber, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Cucumber, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	Zucchini, conventional, basierend auf Zucchini {GLO} production Cut-off, U	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Tal, bio	Zucchini, organic, basierend auf Zucchini {GLO} production Cut-off, U	Neu (basierend auf ecoinvent)
Gemüse	Hügel, ÖLN	Zucchini, conventional	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	Zucchini, organic	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	Zucchini, conventional	Proxy
Gemüse	Berg, bio	Zucchini, organic	Proxy
Gemüse	Tal, ÖLN	protein pea, conventional, plain region	SALCA
Gemüse	Tal, bio	protein pea, organic, plain region	SALCA
Gemüse	Hügel, ÖLN	protein pea, conventional, plain region	Proxy
Gemüse	Hügel, bio	protein pea, organic, plain region	Proxy
Gemüse	Berg, ÖLN	protein pea, conventional, plain region	Proxy
Gemüse	Berg, bio	protein pea, organic, plain region	Proxy
Kunstwiese	Tal, ÖLN	grass, 2-y. temp. ley, conventional, int, plain reg	SALCA
Kunstwiese	Tal, bio	grass, 3-y. temp. ley, organic, int, plain reg	SALCA

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Kunstwiese	Hügel, ÖLN	grass, 3-y. temp. ley, conventional, int, hill reg	SALCA
Kunstwiese	Hügel, bio	grass, 3-y. temp. ley, organic, int, plain reg	Proxy
Kunstwiese	Berg, ÖLN	grass, 3-y. temp. ley, conventional, int, hill reg	Proxy
Kunstwiese	Berg, bio	grass, 3-y. temp. ley, organic, int, plain reg	Proxy
Extensive Wiese	Tal, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	SALCA
Extensive Wiese	Tal, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Extensive Wiese	Hügel, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Extensive Wiese	Hügel, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Extensive Wiese	Berg, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Extensive Wiese	Berg, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Wenig intensive Wiese	Tal, ÖLN	grass, perm. meadow, low int, plain/hill reg	SALCA
Wenig intensive Wiese	Tal, bio	grass, perm. meadow, organic, med int, plain reg	SALCA
Wenig intensive Wiese	Hügel, ÖLN	grass, perm. meadow, low int, plain/hill reg	SALCA
Wenig intensive Wiese	Hügel, bio	grass, perm. meadow, organic, med int, hill reg	SALCA
Wenig intensive Wiese	Berg, ÖLN	grass, perm. meadow, low int, mountain reg	SALCA
Wenig intensive Wiese	Berg, bio	grass, perm. meadow, organic, med int, mountain reg	SALCA
Naturwiese	Tal, ÖLN	grass, perm. meadow, conventional, int, plain reg	SALCA
Naturwiese	Tal, bio	grass, perm. meadow, organic, int, plain reg	SALCA
Naturwiese	Hügel, ÖLN	grass, perm. meadow, conventional, int, hill reg	SALCA
Naturwiese	Hügel, bio	grass, perm. meadow, organic, int, hill reg	SALCA
Naturwiese	Berg, ÖLN	grass, perm. meadow, conventional, int, mountain reg	SALCA
Naturwiese	Berg, bio	grass, perm. meadow, organic, int, mountain reg	SALCA
Extensive Weide	Tal, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Extensive Weide	Hügel, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Extensive Weide	Berg, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Naturweide	Tal, ÖLN	pasture, conventional, int, plain region	SALCA
Naturweide	Tal, bio	pasture, organic, int, mountain region	Proxy
Naturweide	Hügel, ÖLN	pasture, conventional, int, hill region	SALCA
Naturweide	Hügel, bio	pasture, organic, int, mountain region	Proxy
Naturweide	Berg, ÖLN	pasture, conventional, int, mountain region	SALCA

Flächennutzung in SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Naturweide	Berg, bio	pasture, organic, int, mountain region	SALCA
Ackerbrache	Tal, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Ackerbrache	Tal, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Ackerbrache	Hügel, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Ackerbrache	Hügel, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Ackerbrache	Berg, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Ackerbrache	Berg, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Streue, Torf	Tal, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Streue, Torf	Tal, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Streue, Torf	Hügel, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Streue, Torf	Hügel, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Streue, Torf	Berg, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Streue, Torf	Berg, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Hecken	Tal, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Hecken	Tal, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Hecken	Hügel, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Hecken	Hügel, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Hecken	Berg, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Hecken	Berg, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Heuwiesen Sömmerung	Tal, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Heuwiesen Sömmerung	Tal, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Heuwiesen Sömmerung	Hügel, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Heuwiesen Sömmerung	Hügel, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Heuwiesen Sömmerung	Berg, ÖLN	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy
Heuwiesen Sömmerung	Berg, bio	grass, perm. meadow, ext., plain reg	Proxy

Tabelle 16: Verwendete Ökoinventare für die Tierhaltung in der Schweiz.

Tierkategorien in SWISSland	Produktionsregion	Name Ökoinventar	Datenbank
Milchkühe	Tal	Dairy cow, milk yield 6800 kg/LU, production mix Switzerland	SALCA
Milchkühe	Tal	Dairy cow, milk yield 7500 kg/LU, production mix Switzerland	SALCA
Milchkühe	Hügel	Dairy cow, milk yield 6800 kg/LU, production mix Switzerland	SALCA
Milchkühe	Hügel	Dairy cow, milk yield 7500 kg/LU, production mix Switzerland	SALCA
Milchkühe	Berg	Dairy cow, milk yield 6800 kg/LU, production mix Switzerland	SALCA
Milchkühe	Berg	Dairy cow, milk yield 7500 kg/LU, production mix Switzerland	SALCA
Aufzucht Milchkühe	Tal	Rearing cattle, production mix, plain region	SALCA
Aufzucht Milchkühe	Hügel	Rearing cattle, production mix, hill region	SALCA
Aufzucht Milchkühe	Berg	Rearing cattle, production mix, mountain region	SALCA
Jungvieh Milchkühe	Tal	Rearing cattle, production mix, plain region	SALCA
Jungvieh Milchkühe	Hügel	Rearing cattle, production mix, hill region	SALCA
Jungvieh Milchkühe	Berg	Rearing cattle, production mix, mountain region	SALCA
Mutterkühe	Tal	Suckler cow, production mix, plain region	SALCA
Mutterkühe	Hügel	Suckler cow, production mix, hill region	SALCA
Mutterkühe	Berg	Suckler cow, production mix, mountain region	SALCA
Mastkälber	Tal	Fattening calf, production mix Switzerland	SALCA
Mastkälber	Hügel	Fattening calf, production mix Switzerland	SALCA
Mastkälber	Berg	Fattening calf, production mix Switzerland	SALCA
Mastvieh gross	Tal	Fattening cattle, production mix, plain region	SALCA
Mastvieh gross	Hügel	Fattening cattle, production mix, hill region	SALCA
Mastvieh gross	Berg	Fattening cattle, production mix, mountain region	SALCA
Zuchtsauen	Tal	Breeding pig, production mix Switzerland	SALCA
Zuchtsauen	Hügel	Breeding pig, production mix Switzerland	SALCA
Zuchtsauen	Berg	Breeding pig, production mix Switzerland	SALCA
Mastsauen	Tal	Fattening pig, production mix Switzerland	SALCA
Mastsauen	Hügel	Fattening pig, production mix Switzerland	SALCA
Mastsauen	Berg	Fattening pig, production mix Switzerland	SALCA
Mastpoulets	Tal	Broiler chicken, production mix Switzerland	SALCA
Mastpoulets	Hügel	Broiler chicken, production mix Switzerland	SALCA
Mastpoulets	Berg	Broiler chicken, production mix Switzerland	SALCA
Legehennen	Tal	Laying hen, production mix Switzerland	SALCA

Tierkategorien in SWISSland	Produktions-region	Name Ökoinventar	Datenbank
Legehennen	Hügel	Laying hen, production mix Switzerland	SALCA
Legehennen	Berg	Laying hen, production mix Switzerland	SALCA
Pferde	Tal	Horse, production mix Switzerland	SALCA
Pferde	Hügel	Horse, production mix Switzerland	SALCA
Pferde	Berg	Horse, production mix Switzerland	SALCA
Schafe	Tal	Sheep, production mix Switzerland	SALCA
Schafe	Hügel	Sheep, production mix Switzerland	SALCA
Schafe	Berg	Sheep, production mix Switzerland	SALCA
Ziegen	Tal	Goat, production mix Switzerland	SALCA
Ziegen	Hügel	Goat, production mix Switzerland	SALCA
Ziegen	Berg	Goat, production mix Switzerland	SALCA

Tabelle 17: Verwendete Ökoinventare für Verarbeitungsschritte in der Schweiz.

Prozess	Name Ökoinventar	Datenbank
Zuckerherstellung	sugar, from sugar beet	ecoinvent
Raufutterverarbeitung	fodder conservation, fresh grass	SALCA
Raufutterverarbeitung	fodder conservation, field-cured hay	SALCA
Raufutterverarbeitung	fodder conservation, ventilated hay	SALCA
Raufutterverarbeitung	fodder conservation, grass silage, horiz. silo	SALCA
Raufutterverarbeitung	fodder conservation, grass silage, sil. bales	SALCA
Raufutterverarbeitung	fodder conservation, grass silage, tow. silo	SALCA
Raufutterverarbeitung	maize silage, conservation	SALCA
Kraffutterverarbeitung	feedstuff, processing with expanding	SALCA
Kraffutterverarbeitung	feedstuff, processing without expanding	SALCA
Schlachthofprozesse	Beef	Neu (basierend auf Agri-Footprint)
Schlachthofprozesse	Pork	Neu (basierend auf Agri-Footprint)
Schlachthofprozesse	Chicken meat	Neu (basierend auf Agri-Footprint)

Tabelle 18: Verwendete Ökoinventare für Importprodukte.

Produkte in SWISSland / Sonstige Produkte ¹	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Ökoinventar ²	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik ³	Datenbank
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	Wheat grain {Canada without Quebec} wheat production	CA	CA	ecoinvent
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter wheat grains, conventional	DE	DE, RO, HU	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter wheat grains, conventional	FR	FR	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	Rye grain {RER} rye production	RER	FR, RO	ecoinvent
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter rye grains, conventional	DE	DE	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter barley grains, conventional	DE	DE	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter barley grains, conventional	FR	FR	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	Oat grain {FI} oat production	FI	FI, SE	ecoinvent
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	spring oat grains, conventional	CH	DE	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter triticale grains, conventional	FR	FR, DE, RO	SALCA
Körnermais	Anbau	maize grains, conventional	DE	DE	SALCA
Körnermais	Anbau	maize grains, conventional	AT	HU	SALCA
Körnermais	Anbau	grain maize, precrop cereals and green manure, region Beauce, conventional	FR	FR, IT	SALCA
Raps	Anbau	rape seed, conventional, basierend auf Rape seed {FR} production	FR	FR, IT	Neu (basierend auf ecoinvent)
Raps	Anbau	Rape seed {DE} production	DE	DE	ecoinvent
Zucker	Anbau + Verarbeitung	Sugar, from sugar beet {CH} beet sugar production	CH	DE, FR, NL, IT	ecoinvent
Zucker	Anbau + Verarbeitung	Sugar, from sugarcane {BR} cane sugar production with ethanol by-product	BR	DE, FR, NL, IT	ecoinvent

Produkte in SWISSland / Sonstige Produkte ¹	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Ökoinventar ²	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik ³	Datenbank
Kartoffeln	Anbau	Mix: Potato {CA-QC} production Potato {CN} potato production Potato {IN} potato production Potato {RU} potato production Potato {US} production Potato {UA} potato production	CA, CN, IN, RU, US, UA	IL	ecoinvent
Kartoffeln	Anbau	potatoes, table, conventional, with green manure	NL	NL, BE	SALCA
Kartoffeln	Anbau	potatoes, table, conventional, with green manure	DE	DE	SALCA
Kartoffeln	Anbau	potatoes, table, conventional, with green manure	FR	FR	SALCA
Sonstige	Anbau	Sunflower seed {FR} sunflower production	FR	DE, BE, IT	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Sunflower seed {UA} sunflower production	UA	BG, RO	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Mix: Sunflower seed {ES} sunflower production Sunflower seed {FR} sunflower production Sunflower seed {HU} sunflower production Sunflower seed {RU} sunflower production Sunflower seed {UA} sunflower production	ES, FR, HU, RU, UA	AR, CN, IN, CA	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Apple {CL} apple production	CL	CL	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Apple {IT} apple production	IT	IT, FR, BE	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Mix: Apple {CL} apple production Apple {CN} apple production Apple {IT} apple production Apple {US} apple production	CL, CN, IT, US	NZ, ZA	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Pear {AR} pear production	AR	CL	ecoinvent

Produkte in SWISSland / Sonstige Produkte ¹	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Ökoinventar ²	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik ³	Datenbank
Sonstige	Anbau	Pear {BE} pear production	BE	IT, FR, BE	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Mix: Pear {AR} pear production Pear {BE} pear production Pear {CN} pear production	AR, BE, CN	NZ, ZA	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Apricot {FR} apricot production	FR	FR, DE	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Apricot {IT} apricot production	IT	IT	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Apricot {ES} apricot production	ES	ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Mix: Strawberry {CH} strawberry production, in heated greenhouse Strawberry {CH} strawberry production, in unheated greenhouse Strawberry {ES} strawberry production, open field, macro tunnel Strawberry {US} strawberry production, open field, macro tunnel	CH, ES, US	NZ	ecoinvent
Sonstige	Anbau	strawberry, conventional, basierend auf Strawberry {ES} strawberry production, open field, macro tunnel	ES	ES, IT, PL, RS	Neu (basierend auf ecoinvent)
Sonstige	Anbau	Grape, integrated, variety mix, Languedoc-Roussillon	FR	FR, IT, PT, ES	AGRIBALYSE
Sonstige	Anbau	Grape {GLO} production	GLO	ZA	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Iceberg lettuce {GLO} production	GLO	MA, DE, FR, IT, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Lettuce {GLO} 361 production	GLO	MA, DE, FR, IT, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Tomato, fresh grade {NL} tomato production, fresh grade, in heated greenhouse	NL	NL, DE	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Tomato, fresh grade {ES} tomato production, fresh grade, in unheated greenhouse	ES	ES, FR, IT	ecoinvent

Produkte in SWISSland / Sonstige Produkte ¹	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Ökoinventar ²	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik ³	Datenbank
Sonstige	Anbau	Mix: Tomato, fresh grade {ES} tomato production, fresh grade, in unheated greenhouse Tomato, fresh grade {MX} tomato production, fresh grade, open field Tomato, fresh grade {NL} tomato production, fresh grade, in heated greenhouse	ES, MX, NL	MA	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Cauliflower {GLO} production	GLO	MA, DE, FR, IT, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Broccoli {GLO} production	GLO	MA, DE, FR, IT, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	cabbage, IP, plain region	CH	DE, FR, IT, NL, ES	SALCA
Sonstige	Anbau	Cabbage white {GLO} production	GLO	MA	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Fennel {GLO} production	GLO	MA, DE, FR, IT, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Radish {GLO} production	GLO	MA, DE, FR, IT, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Celery {GLO} 675 production	GLO	MA, DE, FR, IT, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Onion {NL} onion production	NL	NL, DE, FR, IT, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Mix: Onion {CN} onion production Onion {IN} onion production Onion {NL} onion production Onion {NZ} onion production	CN, IN, NL, NZ	MA	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Carrot {NL} carrot production	NL	NL, DE, FR, IT, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Mix: Carrot {CN} carrot production Carrot {IL} carrot production Carrot {NL} carrot production	CN, IL, NL	MA	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Cucumber {GLO} production	GLO	MA, DE, FR, IT, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Zucchini {GLO} production	GLO	MA, DE, FR, IT, NL, ES	ecoinvent

Produkte in SWISSland / Sonstige Produkte ¹	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Ökoinventar ²	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik ³	Datenbank
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	linseed expeller, from crushing (pressing)	BE	BE	SALCA
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	linseed expeller, from crushing (pressing)	DE	DE	SALCA
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	linseed expeller, from crushing (pressing)	FR	FR	SALCA
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	linseed expeller, from crushing (pressing); Rohprodukt: Linseed {RU} linseed production	KZ (Rohprodukt: RU)	KZ	SALCA (Rohprodukt: ecoinvent)
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	maize gluten feed, from wet milling (glutenfeed production, with drying)	CN	CN	SALCA
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	maize gluten feed, from wet milling (glutenfeed production, with drying)	DE	DE	SALCA
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	maize gluten feed, from wet milling (glutenfeed production, with drying)	FR	FR	SALCA
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	maize gluten feed, from wet milling (glutenfeed production, with drying)	HU	HU	SALCA
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	maize starch, organic; Rohprodukt: Maize grain, organic {CH} production	DE (Rohprodukt: CH)	DE	SALCA (Rohprodukt: ecoinvent)
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	potato protein, from wet milling	DE	DE	SALCA
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	potato starch dried, from wet milling	DE	DE	SALCA
Sonstige	Anbau	potatoes, table, conventional, with green manure	NL	NL	SALCA
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	refined soybean oil, certified, from crushing (solvent); Rohprodukt: basierend auf Soybean {BR} production	BR	BR	SALCA (Rohprodukt neu basierend auf ecoinvent)
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	refined soybean oil, certified, from crushing (solvent, for protein concentrate); auf Soybean {BR} production	DE (Rohprodukt: BR)	DE	SALCA (Rohprodukt: neu basierend auf ecoinvent)
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	refined soybean oil, from crushing (solvent, for protein concentrate)	IT	IT	SALCA

Produkte in SWISSland / Sonstige Produkte ¹	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Ökoinventar ²	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik ³	Datenbank
Sonstige	Anbau	rice, broken, conventional Rohprodukt: Rice {GLO} market for	BR	BR	SALCA (Rohprodukt basierend auf ecoinvent)
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	soybean expeller (soybeans from BR), from crushing (pressing) Rohprodukt: basierend auf Soybean {BR} production	NL (Rohprodukt: BR)	NL	SALCA (Rohprodukt: neu basierend auf ecoinvent)
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	soybean expeller, certified, from crushing (pressing) Rohprodukt: basierend auf Soybean {BR} production	BR	BR	SALCA (Rohprodukt: neu basierend auf ecoinvent)
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	soybean meal (soybeans from BR), from crushing (solvent) Rohprodukt: basierend auf Soybean {BR} production	NL (Rohprodukt: BR)	NL	SALCA (Rohprodukt: neu basierend auf ecoinvent)
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	Soybean meal, Mix: Soybean meal {BR} soybean meal and crude oil production Soybean meal {CA-QC} soybean meal and crude oil production, mechanical extraction Soybean meal {RER} soybean meal and crude oil production Soybean meal {US} soybean meal and crude oil production	BR, CA, RER, US	CN, IN, RU	ecoinvent
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	Soybean meal, mechanical extraction, Mix: Soybean meal {BR} soybean meal and crude oil production Soybean meal {CA-QC} soybean meal and crude oil production, mechanical extraction Soybean meal {RER} soybean meal and crude oil production Soybean meal {US} soybean meal and crude oil production	BR, CA, RER, US	CN, IN, RU	ecoinvent

Produkte in SWISSland / Sonstige Produkte ¹	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Öko-inventar ²	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik ³	Datenbank
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	soybean meal, certified, from crushing (solvent) Rohprodukt: basierend auf Soybean {BR} production	BR	BR	SALCA (Rohprodukt: neu basierend auf ecoinvent)
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	Palm oil, crude {MY} palm oil mill operation	MY	MY	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Sunflower seed {FR} sunflower production	FR	FR	ecoinvent
Sonstige	Anbau + Verarbeitung	wheat starch, from wet milling	DE	DE	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, wheat, import	CH	–	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, barley, feed, import	CH	–	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, oat, feed import	CH	–	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, rye, import	CH	–	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, triticale seeds for sowing, import	CH	–	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, maize, feed, import	CH	–	SALCA
Raps	Transport in die Schweiz	Transport, rapeseed, import	CH	–	SALCA
Zucker	Transport in die Schweiz	Transport, sugar, import	CH	–	SALCA
Kartoffeln	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, potatoes, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, sunflower seeds, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, pomaceous fruit, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, berries, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, wine, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, vegetables, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, grain maize, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, potatoes, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, soybeans, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, rice, import	CH	–	SALCA
Futtergetreide, Körnermais, Sonstige	Verarbeitung	Feedstuff, imported, processing with expanding	CH	CH	SALCA

Produkte in SWISSland / Sonstige Produkte ¹	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Ökoinventar ²	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik ³	Datenbank
Sonstige	Verarbeitung	Feedstuff, imported, processing without expanding	CH	CH	SALCA
Milch	Tierhaltung	Milk, conventional	DE	DE	SALCA
Milch	Tierhaltung	Milk, conventional	FR	FR, BE	SALCA
Milch	Tierhaltung	Milk, conventional	IT	IT	SALCA
Milch	Transport in die Schweiz	Transport, milk and cream, refrigerated, import	CH	-	SALCA
Rindfleisch, Kalbfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Beef, fresh, from beef cattle, conventional	DE	DE, NL	SALCA
Rindfleisch, Kalbfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Beef, fresh, from beef cattle, conventional	FR	FR, IT, IE	SALCA
Rindfleisch, Kalbfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Beef, fresh, from beef cattle, conventional	BR	BR, UY	SALCA
Rindfleisch, Kalbfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Beef, fresh, from beef cattle, conventional Lebendes Tier: Beef cattle, from fattening non-grazing, live weight	AU	AU	SALCA (lebendes Tier: WFLDB)
Rindfleisch, Kalbfleisch	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, beef meat, import	CH	-	SALCA
Schweinefleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Pork, fresh, conventional	DE	DE, FR	SALCA
Schweinefleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Pork, fresh, conventional	DK	NL	SALCA
Schweinefleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Pork, fresh, conventional Lebendes Tier: Neu basierend auf Swine, live weight	IT	IT	SALCA (lebendes Tier: Neu basierend auf WFLDB)
Schweinefleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Pork, fresh, conventional Lebendes Tier: Swine, live weight	ES	ES	SALCA (lebendes Tier: WFLDB)
Schweinefleisch	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, pork meat, import	CH	-	SALCA
Geflügelfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Chicken meat, fresh, conventional	FR	FR, DE, IT, NL, HU	SALCA
Geflügelfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Chicken meat, fresh, conventional	BR	BR	SALCA
Geflügelfleisch	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, poultry meat, import	CH	-	SALCA
Eier	Tierhaltung	Chicken egg, in barn single tiered Lebendes Tier: Laying hen, in barn single tiered	NL	NL, DE	SALCA (lebendes Tier: WFLDB)
Eier	Tierhaltung	Chicken egg, in barn single tiered	PL	PL	WFLDB
Eier	Tierhaltung	Egg, national average	FR	FR	AGRIBALYSE

Produkte in SWISSland / Sonstige Produkte ¹	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Öko-inventar ²	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik ³	Datenbank
Eier	Transport in die Schweiz	Transport, eggs, import	CH	–	SALCA
Sonstige	Tierhaltung	Sheep for slaughtering, live weight {US} sheep production, for meat	US	AU, DE, FR, HU, IE, NZ	ecoinvent

¹ Genaue Bezeichnung nur bei Produkten aufgeführt, zu denen SWISSland Informationen lieferte. Für die übrigen Produkte (= sonstige Produkte) wurden Ökoinventare benötigt, um in den TWI-Szenarien die Unterschiede in der Inlandproduktion zum Referenzszenario auszugleichen (wie in Kapitel 3.2 beschrieben).

² Entspricht nur teilweise den Herkunftsländern aus der Schweizer Importstatistik; für nicht vorhandene Herkunftsländer wurden bestehende Ökoinventare als Proxys verwendet.

³ Herkunftsländer aus der Schweizer Importstatistik Swiss-Impex (2016) für die Jahre 2012–2015.

–: Die Transportinventare wurden so erstellt, dass sie alle genannten Herkunftsländer der jeweiligen Produkte berücksichtigen. Für einige importierte Futtermittel und für Lammfleisch wurden die Herkunftsländer aus den ecoinvent-Datensätzen für den jeweiligen Markt übernommen.

Tabelle 19: Eingesetzte Pestizidwirkstoffe in den Ökoinventaren für die landwirtschaftliche Flächennutzung in der Schweiz.

Getreide (inkl. Mais)	Hackfrüchte	Ölfrüchte	Hülsenfrüchte	Obst, Beeren, Reben	Gemüse	Kunstwiese und Dauergrasland
Fungizide						
Azoxystrobin	Benalaxyl-M	Azoxystrobin	Azoxystrobin	Azoxystrobin	Cymoxanil	Azoxystrobin
Boscalid	Benthiavalicarbisopropyl	Boscalid	Chlorothalonil	Boscalid	Cyprodinil	Benthiavalicarb
Chlorothalonil	Boscalid	Chlorothalonil	Cyproconazol	Captan	Difenoconazole	Captan
Cymoxanil	Captan	Cyproconazol	Prothioconazole	Difenoconazole	Dimethomorph	Difenoconazol
Cyproconazol	Chlorothalonil	Difenoconazol	Tebuconazole	Dimethomorph	Fludioxonil	Dithianon
Cyprodinil	Cyazofamid	Epoxiconazole		Dithianone	Folpet	Epoxiconazole
Difenoconazol	Cymoxanil	Fenpropimorph		Fosetyl	Iprodione	Kupfer (Cu, g)
Epoxiconazole	Cyproconazol	Metconazol		Kresoxim-methyl	Kalium-Bicarbonat	Mancozeb
Famoxadone	Difenoconazol	Prothioconazole		Kupfer	Mancozeb	Pyraclostrobin
Fenpropidin	Dimethomorph	Schwefel		Mepanipyrim	Pyrimethanil	Spiroxamine
Fenpropimorph	Epoxiconazole	Spiroxamine		Metiram		Schwefel
Fluazinam	Famoxadone	Tebuconazole		Myclobutanil		Trifloxystrobin
Fludioxonil	Fenamidon	Thiram (TMTD)		Pyraclostrobin		
Folpet	Fenpropidin	Triadimenol		Sulfur		
Kresoxim-methyl	Fenpropimorph	Trifloxystrobin		Trifloxystrobin		
Metalaxyl-M	Fluazinam			Tebuconazole		
Metconazol	Fludioxonil					
Prochloraz	Folpet					
Propiconazol	Kresoxim-methyl					
Prothioconazole	Kupfer					
Pyraclostrobin	Mancozeb					
Schwefel	Mepanipyrim					
Spiroxamine	Metalaxyl-M					

Getreide (inkl. Mais)	Hackfrüchte	Ölfrüchte	Hülsenfrüchte	Obst, Beeren, Reben	Gemüse	Kunstpflanze und Dauergrasland
Tebuconazole	Pencycuron					
Trifloxystrobin	Prochloraz					
	Propamocarb					
	Propamocarb-Hydrochlorid					
	Propiconazol					
	Prothioconazole					
	Pyraclostrobin					
	Pyrimethanil					
	Quinoxifen					
	Schwefel					
	Tebuconazole					
	Triadimenol					
	Trifloxystrobin					
	Zoxamid					
Herbizide						
2,4-D	Aclonifen	Aclonifen	Aclonifen	2,4-D	Bromoxynil	Amidosulfuron
Aclonifen	Bentazon	Asulam	Bentazon	Cycloxydim	Metazachlor	Asulam
Amidosulfuron	Carfentrazone-ethyl	Bentazon	Clomazone	Diquat	Pendimethalin	Bentazon
Asulam	Chloridazon	Clethodim	Cloquintocet-mexyl	Diuron		Clopyralid
Bentazon	Chlorotoluron	Clomazone	Dimethachlor	Essigsäure		Dicamba
Bromoxynil	Clethodim	Clopyralid	Florasulam	Fluazifop-P-butyl		Glyphosat
Carfentrazone-ethyl	Clomazone	Dimethenamid-P	Fluazifop-P-butyl	Glufosinate		MCPA
Chloridazon	Clopyralid	Dicamba	Glyphosat	Glyphosat		MCPB
Chlorotoluron	Dimethenamid-P	Dimethachlor	Haloxifop-(R)-Methylester	Mecoprop-P		Mecoprop-P
Clodinafop-propargyl	Desmedipham	Fluazifop-P-butyl	Imazamox	Quizalofop-p-ethyl		Metsulfuron-methyl
Clomazone	Dicamba	Flufenacet	MCPB	Terbuthylazin		Thifensulfuron-methyl
Clopyralid	Diflufenican	Flurochloridon	Napropamide			Triclopyr
Cloquintocet-mexyl	Dimethachlor	Glyphosat	Pendimethalin			
Dimethenamid-P	Diquat	Haloxifop-(R)-Methylester	Pethoxamid			
Desmedipham	Ethofumesate	Imazamox	Pinoxaden			
Dicamba	Flazasulfuron	Metazachlor	Terbuthylazine			
Diflufenican	Florasulam					
Ethofumesate	Fluazifop-P-butyl	Metribuzin				
Fenoxaprop-P-ethyl	Flufenacet	Metsulfuron-methyl				
Florasulam	Flurochloridon	Napropamide				
Fluazifop-P-butyl	Fluroxypyr	Pendimethalin				
Flufenacet	Fluroxypyr-meptyl	Pethoxamid				
Fluroxypyr	Foramsulfuron	Propaquizafop				

Getreide (inkl. Mais)	Hackfrüchte	Ölfrüchte	Hülsen- früchte	Obst, Beeren, Reben	Gemüse	Kunstwiese und Dauer- grasland
Fluroxypyr-meptyl	Glufosinate	Propyzamide				
	Glyphosat	Prosulfocarb				
	Haloxyfop-(R)- Methylester	Quizalofop-P- ethyl				
Glyphosat	Imazamox	S-Metolachlor				
Iodosulfuron- methyl-Natrium	Iodosulfuron- methyl-Natrium	Thifensulfuron- methyl				
Isoxadifen-ethyl	Lenacil	Tribenuron- methyl				
Isoxaflutole	MCPA					
MCPA	MCPB					
MCPB	Mecoprop-P					
Mecoprop-P	Mefenpyr- Diethyl					
Mefenpyr-Diethyl	Mesosulfuron					
Mesosulfuron	Mesotrione					
Mesotrione	Metamitron					
Metamitron	Metribuzin					
Metazachlor	Metsulfuron- methyl					
Metribuzin	Nicosulfuron					
Metsulfuron-methyl	Oryzalin					
Napropamide	Pendimethalin					
Nicosulfuron	Phenmedipham					
Pendimethalin	Propaquizafop					
Pethoxamid	Prosulfocarb					
Phenmedipham	Pyraflufen-ethyl					
Pinoxaden	Quizalofop-P- ethyl					
	Rimsulfuron					
Prosulfocarb	S-Metolachlor					
Pyridate	Thifensulfuron- methyl					
Quizalofop-P-ethyl	Triflusulfuron- methyl					
Rimsulfuron						
S-Metolachlor						
Sulfosulfuron						
Terbutylazine						
Thifensulfuron- methyl						
Tribenuron-methyl						
Triflusulfuron- methyl						
Insektizide						
Cypermethrin	Bifenthrin	alpha- Cypermethrin	Bifenthrin	Acetamiprid	Alpha- cypermethrin	Acetamiprid
Deltamethrin	Cypermethrin	Bifenthrin	Metaldehyd	Bifenthrin	Cypermethrin	Dimethoate
Diflubenzuron	Deltamethrin	Cypermethrin	Pirimicarb	Indoxacarb	Lambda- cyhalothrin	Metaldehyd

Getreide (inkl. Mais)	Hackfrüchte	Ölfrüchte	Hülsenfrüchte	Obst, Beeren, Reben	Gemüse	Kunstpflanzung und Dauergrasland
Lambda-cyhalothrin	Dimethoate	Deltamethrin		Lambda-cyhalothrin	Pirimicarb	Thiophanate-methyl
Metaldehyd	Fenoxycarb	Indoxacarb		Metaldehyd	Spinosad	
Methiocarb (Mercaptodimethur)	Lambda-cyhalothrin	Lambda-cyhalothrin		Pirimicarb		
Methoxyfenozide	Metaldehyd	Metaldehyd		Spinosad		
Pirimicarb	Methomyl	Methiocarb		Tebufenpyrad		
Spinosad	Pirimicarb	Pirimicarb		Thiaclopid		
Thiaclopid	Pymetrozine	Pymetrozine		Thiophanate-methyl		
Piperonyl butoxid	Spinosad	Spinosad				
	Thiaclopid	Thiaclopid				
		zeta-Cypermethrin				
Paraffinöl	Paraffinöl	Paraffinöl	Paraffinöl	Paraffinöl		Paraffinöl
Andere Pestizide						
				Acibenzolar-s-methyl		
				Milbemectin		

Tabelle 20: Neu erstellte Ökoinventare für die TWI-konforme Produktion in der Schweiz.

Flächennutzung in SWISSland	Name Ökoinventar
Brotgetreide	winter wheat cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 21%, plain region
Brotgetreide	winter wheat cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 0%, plain region
Brotgetreide	winter wheat cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 21%, hill region
Brotgetreide	winter wheat cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 0%, hill region
Brotgetreide	winter wheat cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 21%, mountain region
Brotgetreide	winter wheat cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 0%, mountain region
Brotgetreide	spring wheat cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 21%, plain region
Brotgetreide	spring wheat cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 0%, plain region
Brotgetreide	spring wheat cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 21%, hill region
Brotgetreide	spring wheat cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 0%, hill region
Brotgetreide	winter rye cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 21%, plain region
Brotgetreide	winter rye cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 0%, plain region
Brotgetreide	winter rye cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 21%, hill region
Brotgetreide	winter rye cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 0%, hill region
Futtergetreide	winter barley cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 41%, plain region
Futtergetreide	winter barley cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 20%, plain region
Futtergetreide	winter barley cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 41%, hill region
Futtergetreide	winter barley cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 20%, hill region
Futtergetreide	spring barley cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 41%, plain region

Futtergetreide	spring barley cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 20%, plain region
Futtergetreide	spring barley cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 41%, hill region
Futtergetreide	spring barley cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 20%, hill region
Futtergetreide	spring barley cultivation, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 41%, mountain region
Futtergetreide	spring barley cultivation, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 20%, mountain region
Futtergetreide	spring oat cultivation, conventional, DWI compl., yield loss 31%
Futtergetreide	winter triticale cultivation, conventional, DWI compl., yield loss 31%
Körnermais	grain maize, conventional, DWI compl., yield loss 29%, plain region
Körnermais	grain maize, conventional, DWI compl., yield loss 29%, hill region
Silomais	silage maize, conventional, DWI compl., yield loss 25%, plain region
Silomais	silage maize, conventional, DWI compl., yield loss 25%, hill region
Zuckerrüben	sugar beet, conventional, DWI compl., yield loss 39%, plain region
Futterrüben	fodder beet, conventional, DWI compl., yield loss 25%, plain region
Kartoffeln	potatoes, table, conventional, DWI compl., yield loss 58%, plain region
Kartoffeln	potatoes, table, organic, DWI compl., yield loss 29%, plain region
Kartoffeln	potatoes, table, conventional, DWI compl., yield loss 58%, hill region
Kartoffeln	potatoes, table, organic, DWI compl., yield loss 29%, hill region
Raps	winter rapeseed, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 23%, plain region
Raps	winter rapeseed, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 12%, plain region
Hülsenfrüchte	fava beans, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 24%, plain region
Hülsenfrüchte	fava beans, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 8%, plain region
Hülsenfrüchte	protein pea, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 24%, plain region
Hülsenfrüchte	protein pea, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 8%, plain region
Soja	soy beans, conventional, DWI compl., yield loss 31%, plain region
Sonnenblumen	sunflower, conventional, intensive, DWI compl., yield loss 25%, plain region
Sonnenblumen	sunflower, conventional, extensive, DWI compl., yield loss 10%, plain region
Obst	apple, conventional, DWI compl., yield loss 52%
Obst	apple, organic, DWI compl., yield loss 35%
Obst	pear, conventional, DWI compl., yield loss 52%
Obst	pear, organic, DWI compl., yield loss 35%
Obst	apricot, conventional, DWI compl., yield loss 52%
Beeren	strawberry, conventional, DWI compl., yield loss 49%
Beeren	strawberry, organic, DWI compl., yield loss 44%
Reben	grape, integrated, DWI compl., yield loss 60%
Reben	grape, organic, DWI compl., yield loss 53%
Gemüse	iceberg lettuce, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	lettuce, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	tomato, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	cauliflower, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	broccoli, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	cabbage, white, conventional, DWI compl., yield loss 23%

Gemüse	fennel, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	radish, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	celery, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	onion, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	carrot, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	cucumber, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Gemüse	zucchini, conventional, DWI compl., yield loss 23%
Kunstwiese	grass, 2-y. temp. ley, conventional, int, DWI compl., yield loss 0%, plain reg
Kunstwiese	grass, 3-y. temp. ley, conventional, int, DWI compl., yield loss 0%, hill reg
Extensive Wiese	grass, perm. meadow, ext., DWI compl., yield loss 0%, plain reg
Wenig intensive Wiese	grass, perm. meadow, low int, DWI compl., yield loss 0%, plain/hill reg
Wenig intensive Wiese	grass, perm. meadow, low int, DWI compl., yield loss 0%, mountain reg
Naturwiese	grass, perm. meadow, conventional, int, DWI compl., yield loss 0%, plain reg
Naturwiese	grass, perm. meadow, conventional, int, DWI compl., yield loss 0%, hill reg
Naturwiese	grass, perm. meadow, conventional, int, DWI compl., yield loss 0%, mountain reg

Tabelle 21: Ertragsverluste durch die Trinkwasserinitiative relativ zu den Erträgen im Referenzszenario; Erträge im Referenzszenario = 100 % (Quelle: Schmidt *et al.* 2019). n.b.: nicht berücksichtigt.

Flächennutzung in SWISSland	Ertragsverluste in den TWI-Szenarien (Änderung gegenüber Referenzszenario in %)								
	Hoher Ertragsverlust			Mittlerer Ertragsverlust			Tiefer Ertragsverlust		
	Nicht- Extenso	Extenso	Bio	Nicht- Extenso	Extenso	Bio	Nicht- Extenso	Extenso	Bio
Brotgetreide	-42	-27	-8	-21	0	0	-5	0	0
Futtergetreide	-49	-30	-12	-41	-20	0	-26	0	0
Hülsenfrüchte	-41	-29	-23	-24	-8	0	-17	0	0
Sonnenblumen	-33	-20	0	-25	-10	0	-17	0	0
Raps	-40	-32	0	-23	-12	0	-7	0	0
Soja	-35	n.b.	-20	-31	n.b.	0	-19	n.b.	0
Körnermais	-34	n.b.	-12	-29	n.b.	0	-25	n.b.	0
Zuckerrüben	-40	n.b.	0	-39	n.b.	0	-27	n.b.	0
Futtermüben	-26	n.b.	-2	-25	n.b.	0	-14	n.b.	0
Kartoffeln	-68	n.b.	-46	-58	n.b.	-29	-50	n.b.	-15
Obst	-60	n.b.	-46	-52	n.b.	-35	-44	n.b.	-24
Reben/Wein	-80	n.b.	-76	-60	n.b.	-53	-40	n.b.	-29
Beeren	-80	n.b.	-78	-49	n.b.	-44	-40	n.b.	-34
Silomais	-34	n.b.	-12	-25	n.b.	0	-17	n.b.	0
Gemüse	-51	n.b.	-29	-23	n.b.	0	-9	n.b.	0
Wiesen/Weiden	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kunstwiese	0	n.b.	0	0	n.b.	0	0	n.b.	0

Tabelle 22: Charakterisierungsfaktoren (CF) für die Süßwasser-Ökotoxizität von Wirkstoffen, die in USEtox V2.11 und OLCA-Pest nicht vorhanden sind.
Midpoint-CF, Einheit $\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{Tag} / \text{kg}_{\text{emittiert}}$.

Wirkstoff	Wirkung	Em. hom. airI	Em. ind. airI	Em. airU	Em. airC	Em. fr. waterC	Em. sea waterC	Em. nat. soilC	Em. agr. soilC	Mittelwert von Wirkstoffen
Milbemectin	Erdbeermilbe	1,10E+03	1,37E+03	1,55E+03	6,53E+02	7,67E+05	2,36E-01	3,81E+02	3,81E+02	Fenpyroximate, Spirodiclofen, Abamectin, Tebufenpyrad
Isoxadifen-Ethyl	Herbizid Mais	2,00E+03	2,33E+03	2,56E+03	1,45E+03	1,02E+05	9,83E-01	1,59E+03	1,60E+03	2,4-dimethylphenol, Nicosulfuron, Pendimethalin, Isoxaflutole, Mesotrione, Rimsulfuron, dicamba, Terbutylazine, Bentazone, S-Metolachlor, Pyridate
Flupyrsulfuron-Methyl	Herbizid Winterweizen	3,01E+03	3,42E+03	3,69E+03	2,33E+03	1,19E+05	5,91E-01	1,06E+03	1,06E+03	Iodosulfuron-methyl-sodium, Mesosulfuron-methyl, Isoproturon, Fluroxypyr, Clopyralid, Florasulam, Pinoxaden, Cloquintocet-mexyl, Diflufenican, Prosulfocarb, Metribuzin, Fenoxaprop-Ethyl, Penoxsulam, Clodinafop-Propargyl, Pendimethalin
Fluquinconazole	Fungizid Getreide	1,83E+03	1,92E+03	1,98E+03	1,68E+03	2,78E+04	7,66E-03	2,09E+03	2,09E+03	Prothioconazole, Picoxystrobin, Cyproconazole, Epoxiconazol, Trifloxystrobin, Azoxystrobin, Fenpropidin, Boscalid, Metrafenone
Cinidon-Ethyl	Herbizid Getreide	3,01E+03	3,42E+03	3,69E+03	2,33E+03	1,19E+05	5,91E-01	1,06E+03	1,06E+03	Iodosulfuron-methyl-sodium, Mesosulfuron-methyl, Isoproturon, Fluroxypyr, Clopyralid, Florasulam, Pinoxaden, Cloquintocet-mexyl, Diflufenican, Prosulfocarb, Metribuzin, Fenoxaprop-Ethyl, Penoxsulam, Clodinafop-Propargyl, Pendimethalin
Dichlorprop-P	Herbizid Getreide	2,66E+03	3,02E+03	3,26E+03	2,05E+03	1,05E+05	5,22E-01	9,35E+02	9,35E+02	2,4-dimethylphenol, Nicosulfuron, Iodosulfuron-methyl-sodium, Mesosulfuron-methyl, Isoproturon, Fluroxypyr, Clopyralid, Florasulam, Pinoxaden, Cloquintocet-mexyl, Diflufenican, Prosulfocarb, Metribuzin, Fenoxaprop-Ethyl, Penoxsulam, Clodinafop-Propargyl, Pendimethalin

Wirkstoff	Wirkung	Em. hom. airI	Em. ind. airI	Em. airU	Em. airC	Em. fr. waterC	Em. sea waterC	Em. nat. soilC	Em. agr. soilC	Mittelwert von Wirkstoffen
Flurtamone	Herbizid Sonnenblume	1,85E+03	2,19E+03	2,43E+03	1,27E+03	1,02E+05	8,26E-01	8,06E+02	8,05E+02	Pendimethalin, Trifloxystrobin, Cyproconazole, Fluazifop-P-butyl, Aclonifen, Imazamox, Clethodim, Tribenuron-methyl, Cycloxydim, Dimethenamid-P, Haloxyfop-(R)-Methylester, Flurochloridone
Sulcotrione	Herbizid Mais	2,00E+03	2,33E+03	2,56E+03	1,45E+03	1,02E+05	9,83E-01	1,59E+03	1,60E+03	2,4-dimethylphenol, Nicosulfuron, Pendimethalin, Isoxaflutole, Mesotrione, Rimsulfuron, dicamba, Terbutylazine, Bentazone, S-Metolachlor, Pyridate
Furathiocarb	Insektizid Kohl	2,76E+05	3,56E+05	4,09E+05	1,44E+05	2,84E+07	6,97E+02	3,55E+03	3,55E+03	Thiacloprid, Pyrethrin I, Lambda-Cyhalothrin, Deltamethrin, Pirimicarb, Cypermethrin, Alpha-Cypermethrin, Zeta-Cypermethrin
Chlorimuron-Ethyl	Herbizid Soja	9,39E+02	1,10E+03	1,21E+03	6,72E+02	4,21E+04	2,55E-02	5,42E+02	5,41E+02	Propaquizafop, Metribuzin, Fluazifop-P-butyl, Bentazone, Imazamox, Clomazone, Clethodim, S-Metolachlor, Haloxyfop-(R)-Methylester, Quizalofop-Ethyl
Cloransulam-Methyl	Herbizid Soja	9,39E+02	1,10E+03	1,21E+03	6,72E+02	4,21E+04	2,55E-02	5,42E+02	5,41E+02	Propaquizafop, Metribuzin, Fluazifop-P-butyl, Bentazone, Imazamox, Clomazone, Clethodim, S-Metolachlor, Haloxyfop-(R)-Methylester, Quizalofop-Ethyl
Sulfosate	Herbizid Soja	9,39E+02	1,10E+03	1,21E+03	6,72E+02	4,21E+04	2,55E-02	5,42E+02	5,41E+02	Propaquizafop, Metribuzin, Fluazifop-P-butyl, Bentazone, Imazamox, Clomazone, Clethodim, S-Metolachlor, Haloxyfop-(R)-Methylester, Quizalofop-Ethyl
Dimefuron	Herbizid Raps	8,23E+02	9,26E+02	9,94E+02	6,53E+02	2,70E+04	2,45E-02	2,96E+02	2,95E+02	Propaquizafop, Fluazifop-P-butyl, Metazachlor, Clomazone, Imazamox, Cycloxydim, Pyridate

Tabelle 23: Anbauflächen in der Schweiz nach Kulturen, Anbauformen und Produktionsregion im Startjahr, im Referenzszenario (Ref) und in den Szenarien S01–S08. Einheit: 1000 ha, nTWI: nicht TWI-konform; TWI: TWI-konform; Bio: biologisch.

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Brotgetreide	nTWI	Tal	62 137	61 656	8 428	5 275	4 536	5 684	3 434	2 608	3 657	2 261
Brotgetreide	nTWI	Hügel	14 461	13 783	1 952	1 254	1 064	1 259	846	643	879	556
Brotgetreide	nTWI	Berg	849	833	136	90	70	90	55	38	56	34
Brotgetreide	Bio	Tal	4 823	5 032								
Brotgetreide	Bio	Hügel	1 357	1 467								
Brotgetreide	Bio	Berg	172	172								
Brotgetreide	TWI	Tal			57 482	66 903	67 573	67 266	78 937	78 029	74 755	88 611
Brotgetreide	TWI	Hügel			13 310	15 905	15 849	14 900	19 452	19 251	17 964	21 778
Brotgetreide	TWI	Berg			929	1 143	1 047	1 062	1 256	1 131	1 144	1 325
Futtergetreide	nTWI	Tal	35 463	34 196	3 011	2 103	1 908	1 827	1 398	1 228	1 465	1 319
Futtergetreide	nTWI	Hügel	8 253	8 164	723	504	460	417	327	288	328	309
Futtergetreide	nTWI	Berg	485	504	61	44	39	35	27	26	30	28
Futtergetreide	Bio	Tal	1 314	1 223								
Futtergetreide	Bio	Hügel	498	414								
Futtergetreide	Bio	Berg	132	133								
Futtergetreide	TWI	Tal			32 291	32 305	35 610	37 783	37 396	41 821	42 190	40 044

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Futtergetreide	TWI	Hügel			7 748	7 747	8 579	8 633	8 755	9 818	9 459	9 382
Futtergetreide	TWI	Berg			657	679	733	716	719	901	855	865
Körnermais	nTWI	Tal	13 512	12 360	2 417	2 154	1 710	1 941	1 147	647	1 133	568
Körnermais	nTWI	Hügel	603	634	94	86	72	86	55	33	51	29
Körnermais	nTWI	Berg	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Körnermais	Bio	Tal	741	676								
Körnermais	Bio	Hügel	39	0								
Körnermais	Bio	Berg	1	0								
Körnermais	TWI	Tal			10 241	9 758	9 735	12 399	12 414	12 343	15 366	15 145
Körnermais	TWI	Hügel			396	391	408	550	593	636	696	767
Körnermais	TWI	Berg			0	0	0	0	0	0	0	0
Silomais	nTWI	Tal	34 068	31 881	4 908	4 222	3 946	3 369	2 463	2 025	2 205	1 561
Silomais	nTWI	Hügel	9 859	9 501	1 633	1 411	1 308	1 117	829	669	732	508
Silomais	nTWI	Berg	668	707	105	93	87	74	55	47	50	35
Silomais	Bio	Tal	1 219	1 140								
Silomais	Bio	Hügel	392	384								
Silomais	Bio	Berg	56	58								
Silomais	TWI	Tal			28 283	28 115	27 963	29 496	29 427	29 095	30 517	30 425

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Silomais	TWI	Hügel			9 409	9 397	9 270	9 778	9 906	9 612	10 131	9 897
Silomais	TWI	Berg			606	618	616	652	662	682	689	691
Zuckerrüben	nTWI	Tal	18 738	17 529	2 391	1 823	1 379	2 006	1 047	823	1 527	610
Zuckerrüben	nTWI	Hügel	330	265	34	38	27	32	19	13	25	11
Zuckerrüben	nTWI	Berg	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zuckerrüben	Bio	Tal	21	4								
Zuckerrüben	Bio	Hügel	2	0								
Zuckerrüben	Bio	Berg	0	0								
Zuckerrüben	TWI	Tal			9 548	9 105	10 401	10 884	10 715	11 836	12 531	11 703
Zuckerrüben	TWI	Hügel			137	187	206	171	197	180	208	204
Zuckerrüben	TWI	Berg			0	0	0	0	0	0	0	0
Futterrüben	nTWI	Tal	326	187	13	14	11	9	29	28	21	24
Futterrüben	nTWI	Hügel	165	77	12	17	18	10	27	27	25	27
Futterrüben	nTWI	Berg	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Futterrüben	Bio	Tal	4	0								
Futterrüben	Bio	Hügel	1	0								
Futterrüben	Bio	Berg	0	0								
Futterrüben	TWI	Tal			61	41	36	67	69	65	58	62

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Futterrüben	TWI	Hügel			57	50	59	80	65	62	69	69
Futterrüben	TWI	Berg			0	0	0	0	0	0	0	0
Kartoffeln	nTWI	Tal	9 491	9 842	7 333	6 663	6 256	5 875	4 741	4 134	4 334	2 964
Kartoffeln	nTWI	Hügel	771	735	544	537	496	448	365	337	348	236
Kartoffeln	nTWI	Berg	37	28	22	24	23	20	18	17	17	12
Kartoffeln	Bio	Tal	596	766								
Kartoffeln	Bio	Hügel	84	90								
Kartoffeln	Bio	Berg	17	14								
Kartoffeln	TWI	Tal			2 182	2 846	3 792	3 588	4 801	5 893	4 691	6 536
Kartoffeln	TWI	Hügel			162	229	300	274	369	480	377	521
Kartoffeln	TWI	Berg			7	10	14	12	19	24	18	28
Raps	nTWI	Tal	17 986	19 009	1 391	777	446	923	277	183	367	176
Raps	nTWI	Hügel	2 549	2 504	184	104	60	120	40	26	53	26
Raps	nTWI	Berg	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raps	Bio	Tal	265	285								
Raps	Bio	Hügel	41	37								
Raps	Bio	Berg	5	0								
Raps	TWI	Tal			14 562	16 477	18 026	15 508	16 350	17 590	15 294	15 492

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Raps	TWI	Hügel			1 925	2 200	2 413	2 022	2 381	2 510	2 198	2 318
Raps	TWI	Berg			0	0	0	0	0	0	0	0
Soja	nTWI	Tal	1 344	1 230	0	0	0	0	0	0	0	0
Soja	nTWI	Hügel	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soja	Bio	Tal	361	355								
Soja	Bio	Hügel	22	0								
Soja	TWI	Tal			1 088	1 484	1 443	1 324	1 107	999	998	793
Soja	TWI	Hügel			0	0	0	0	0	0	0	0
Sonnenblumen	nTWI	Tal	4 432	4 034	436	324	221	365	277	215	278	208
Sonnenblumen	nTWI	Hügel	252	238	31	22	14	25	20	15	21	17
Sonnenblumen	nTWI	Berg	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonnenblumen	Bio	Tal	133	123								
Sonnenblumen	Bio	Hügel	19	16								
Sonnenblumen	Bio	Berg	3	0								
Sonnenblumen	TWI	Tal			3 865	4 121	4 291	3 763	3 378	3 439	3 205	2 654
Sonnenblumen	TWI	Hügel			274	276	280	257	249	246	237	218
Sonnenblumen	TWI	Berg			0	0	0	0	0	0	0	0
Hülsenfrüchte	nTWI	Tal	4 045	4 121	355	199	115	243	77	54	73	68

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Hülsenfrüchte	nTWI	Hügel	671	565	55	27	15	33	11	8	11	12
Hülsenfrüchte	nTWI	Berg	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hülsenfrüchte	Bio	Tal	871	884								
Hülsenfrüchte	Bio	Hügel	208	225								
Hülsenfrüchte	Bio	Berg	23	0								
Hülsenfrüchte	TWI	Tal			3 862	4 859	4 838	4 545	4 602	4 458	4 267	4 244
Hülsenfrüchte	TWI	Hügel			598	668	635	611	674	687	619	743
Hülsenfrüchte	TWI	Berg			0	0	0	0	0	0	0	0
Andere Kulturen	nTWI	Tal	1 721	1 694	793	392	381	684	316	275	599	258
Andere Kulturen	nTWI	Hügel	479	223	161	76	74	141	61	55	123	52
Andere Kulturen	nTWI	Berg	269	269	174	86	83	150	69	61	131	57
Andere Kulturen	Bio	Tal	391	386								
Andere Kulturen	Bio	Hügel	212	191								
Andere Kulturen	Bio	Berg	179	179								
Andere Kulturen	TWI	Tal			1 253	1 653	1 669	1 362	1 744	1 763	1 458	1 775
Andere Kulturen	TWI	Hügel			255	321	323	281	336	351	299	354
Andere Kulturen	TWI	Berg			275	363	366	299	380	388	318	392
Tabak	nTWI	Tal	465	450	388	388	388	388	256	256	256	170

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Tabak	nTWI	Hügel	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabak	Bio	Tal	0	0								
Tabak	Bio	Hügel	0	0								
Tabak	TWI	Tal			43	43	43	43	194	194	194	281
Tabak	TWI	Hügel			0	0	0	0	0	0	0	0
Obst	nTWI	Tal	5 726	5 432	4 441	4 045	3 900	3 999	3 827	3 746	3 713	3 437
Obst	nTWI	Hügel	532	419	357	343	329	331	335	323	322	294
Obst	nTWI	Berg	353	419	242	236	235	230	225	229	112	114
Obst	Bio	Tal	485	470								
Obst	Bio	Hügel	43	42								
Obst	Bio	Berg	70	0								
Obst	TWI	Tal			723	1 026	1 265	959	1 287	1 421	1 213	1 561
Obst	TWI	Hügel			58	87	107	79	113	123	105	133
Obst	TWI	Berg			39	60	76	55	76	87	37	52
Beeren	nTWI	Tal	773	741	767	664	633	644	594	517	632	524
Beeren	nTWI	Hügel	58	42	34	46	46	34	45	46	34	43
Beeren	nTWI	Berg	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Beeren	Bio	Tal	124	125								

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Beeren	Bio	Hügel	26	26								
Beeren	Bio	Berg	13	0								
Beeren	TWI	Tal			39	157	196	86	206	230	86	209
Beeren	TWI	Hügel			2	11	14	5	16	20	5	17
Beeren	TWI	Berg			0	0	0	0	0	0	0	0
Reben	nTWI	Tal	10 089	8 943	6 048	4 308	3 705	5 421	3 997	3 472	4 772	3 532
Reben	nTWI	Hügel	1 338	1 221	1 012	641	543	800	578	503	693	511
Reben	nTWI	Berg	1 172	1 233	960	608	516	759	548	477	657	485
Reben	Bio	Tal	647	640								
Reben	Bio	Hügel	80	80								
Reben	Bio	Berg	62	0								
Reben	TWI	Tal			1 723	4 438	5 164	3 387	4 991	5 508	4 181	5 452
Reben	TWI	Hügel			288	660	757	500	722	797	607	789
Reben	TWI	Berg			274	626	718	474	685	756	576	748
Andere Dauerkulturen	nTWI	Tal	2 135	1 925	1 979	1 978	1 980	1 990	1 983	1 901	1 978	1 922
Andere Dauerkulturen	nTWI	Hügel	233	196	225	225	225	226	228	228	233	233
Andere Dauerkulturen	nTWI	Berg	139	0	282	282	282	279	278	278	278	276

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Andere Dauerkulturen	Bio	Tal	196	194								
Andere Dauerkulturen	Bio	Hügel	51	50								
Andere Dauerkulturen	Bio	Berg	165	303								
Andere Dauerkulturen	TWI	Tal			154	152	154	175	179	173	182	187
Andere Dauerkulturen	TWI	Hügel			17	17	17	20	21	21	21	23
Andere Dauerkulturen	TWI	Berg			22	22	22	24	25	25	26	27
Ackerbrache	nTWI	Tal	2 448	2 208	0	0	0	0	0	0	0	0
Ackerbrache	nTWI	Hügel	329	322	0	0	0	0	0	0	0	0
Ackerbrache	nTWI	Berg	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ackerbrache	Bio	Tal	105	102								
Ackerbrache	Bio	Hügel	28	34								
Ackerbrache	Bio	Berg	1	0								
Ackerbrache	TWI	Tal			1 878	1 943	2 063	2 001	2 111	2 217	2 112	2 290
Ackerbrache	TWI	Hügel			175	186	183	320	262	270	186	292
Ackerbrache	TWI	Berg			0	0	0	0	0	0	0	0
Kunstwiese	nTWI	Tal	67 626	56 532	20 036	18 279	16 459	14 192	11 700	9 255	9 315	7 574

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Kunstwiese	nTWI	Hügel	40 031	36 546	10 649	9 784	8 957	7 878	6 409	5 231	5 215	4 282
Kunstwiese	nTWI	Berg	6 484	5 742	1 965	1 810	1 670	1 477	1 232	962	951	781
Kunstwiese	Bio	Tal	7 070	6 510								
Kunstwiese	Bio	Hügel	3 668	3 360								
Kunstwiese	Bio	Berg	1 125	1 101								
Kunstwiese	TWI	Tal			49 470	50 015	50 547	51 844	53 431	53 285	54 416	55 206
Kunstwiese	TWI	Hügel			26 293	26 772	27 509	28 778	29 268	30 118	30 461	31 206
Kunstwiese	TWI	Berg			4 851	4 954	5 128	5 394	5 627	5 540	5 553	5 691
Extensive Wiese	nTWI	Tal	35 680	34 184	775	734	661	723	598	556	576	534
Extensive Wiese	nTWI	Hügel	15 756	14 868	420	388	340	364	297	275	283	256
Extensive Wiese	nTWI	Berg	14 401	13 499	644	584	510	543	432	397	415	368
Extensive Wiese	Bio	Tal	3 746	3 500								
Extensive Wiese	Bio	Hügel	2 815	2 807								
Extensive Wiese	Bio	Berg	11 334	10 718								
Extensive Wiese	TWI	Tal			27 422	28 537	29 454	30 145	31 448	31 870	31 763	33 127
Extensive Wiese	TWI	Hügel			14 858	15 101	15 151	15 202	15 604	15 751	15 622	15 886
Extensive Wiese	TWI	Berg			22 780	22 692	22 711	22 636	22 718	22 745	22 893	22 814
Streue, Torf	nTWI	Tal	2 052	2 058	310	301	302	244	245	172	225	153

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Streue, Torf	nTWI	Hügel	1 553	1 412	235	228	228	184	184	145	169	129
Streue, Torf	nTWI	Berg	3 185	2 835	508	498	496	401	400	315	368	281
Streue, Torf	Bio	Tal	309	198								
Streue, Torf	Bio	Hügel	270	272								
Streue, Torf	Bio	Berg	858	779								
Streue, Torf	TWI	Tal			1 902	1 909	1 911	1 974	1 983	1 809	1 998	1 830
Streue, Torf	TWI	Hügel			1 438	1 445	1 445	1 488	1 488	1 527	1 502	1 542
Streue, Torf	TWI	Berg			3 113	3 153	3 144	3 239	3 237	3 322	3 269	3 355
Hecken	nTWI	Tal	2 094	1 983	428	370	350	363	265	236	283	214
Hecken	nTWI	Hügel	1 317	1 214	259	223	208	214	159	140	170	130
Hecken	nTWI	Berg	541	513	140	121	113	115	85	75	90	68
Hecken	Bio	Tal	348	315								
Hecken	Bio	Hügel	250	243								
Hecken	Bio	Berg	218	212								
Hecken	TWI	Tal			1 793	1 849	1 905	1 927	2 013	2 053	2 011	2 072
Hecken	TWI	Hügel			1 084	1 116	1 130	1 138	1 204	1 217	1 206	1 254
Hecken	TWI	Berg			586	607	616	614	644	653	639	660

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Wenig intensive Wiese	nTWI	Tal	1 976	2 136	47	50	51	45	47	50	32	32
Wenig intensive Wiese	nTWI	Hügel	3 184	2 999	85	78	78	77	70	73	56	50
Wenig intensive Wiese	nTWI	Berg	7 146	6 768	278	252	252	250	226	235	179	162
Wenig intensive Wiese	Bio	Tal	150	149								
Wenig intensive Wiese	Bio	Hügel	455	498								
Wenig intensive Wiese	Bio	Berg	4 664	4 767								
Wenig intensive Wiese	TWI	Tal			1 768	2 073	2 130	1 924	2 215	2 250	1 953	2 108
Wenig intensive Wiese	TWI	Hügel			3 228	3 228	3 242	3 276	3 275	3 278	3 354	3 280
Wenig intensive Wiese	TWI	Berg			10 514	10 421	10 545	10 619	10 542	10 522	10 734	10 675
Naturwiese	nTWI	Tal	82 323	86 555	16 469	15 834	14 906	12 191	11 220	10 385	9 561	8 839
Naturwiese	nTWI	Hügel	103 615	105 679	20 213	19 570	18 360	15 064	14 004	13 320	12 216	11 239
Naturwiese	nTWI	Berg	120 347	123 771	28 526	27 580	25 949	21 318	19 858	18 755	16 949	15 679
Naturwiese	Bio	Tal	7 724	7 237								
Naturwiese	Bio	Hügel	14 529	16 742								
Naturwiese	Bio	Berg	39 898	43 416								

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Naturwiese	TWI	Tal			82 792	81 981	82 308	83 574	82 762	81 450	83 225	83 155
Naturwiese	TWI	Hügel			101 616	101 321	101 382	103 266	103 302	104 469	106 334	105 726
Naturwiese	TWI	Berg			143 406	142 794	143 289	146 142	146 478	147 096	147 532	147 495
Extensive Weide	nTWI	Tal	7 558	7 528	59	54	58	58	55	55	41	31
Extensive Weide	nTWI	Hügel	8 735	7 895	66	60	59	59	55	51	39	29
Extensive Weide	nTWI	Berg	13 575	12 977	122	111	111	111	99	93	71	52
Extensive Weide	Bio	Tal	0	0								
Extensive Weide	Bio	Hügel	0	0								
Extensive Weide	Bio	Berg	0	0								
Extensive Weide	TWI	Tal			6 064	6 092	6 659	6 681	7 063	7 501	7 387	7 536
Extensive Weide	TWI	Hügel			6 766	6 771	6 772	6 801	6 950	6 993	6 982	7 014
Extensive Weide	TWI	Berg			12 585	12 611	12 741	12 652	12 657	12 664	12 702	12 693
Naturweide	nTWI	Tal	22 035	27 061	5 782	5 380	4 786	4 801	3 968	3 939	3 900	3 564
Naturweide	nTWI	Hügel	25 469	26 974	7 227	6 871	6 415	6 227	5 239	4 982	5 053	4 743
Naturweide	nTWI	Berg	39 581	42 495	10 900	10 209	9 501	9 381	7 947	7 599	7 559	7 084
Naturweide	Bio	Tal	3 164	3 148								
Naturweide	Bio	Hügel	4 863	4 883								
Naturweide	Bio	Berg	15 984	17 242								

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Naturweide	TWI	Tal			25 110	25 007	24 056	24 821	24 542	25 454	25 140	24 451
Naturweide	TWI	Hügel			31 386	31 935	32 239	32 189	32 400	32 192	32 575	32 545
Naturweide	TWI	Berg			47 338	47 451	47 752	48 497	49 151	49 104	48 733	48 602
Gemüse	nTWI	Tal	8 982	8 431	8 955	8 789	8 803	8 829	8 594	8 479	8 550	7 599
Gemüse	nTWI	Hügel	287	220	170	199	207	168	198	203	164	179
Gemüse	nTWI	Berg	19	18	23	24	26	24	26	28	25	25
Gemüse	Bio	Tal	2 039	1 885								
Gemüse	Bio	Hügel	93	86								
Gemüse	Bio	Berg	16	15								
Gemüse	TWI	Tal			1 509	2 339	2 695	1 515	2 411	2 640	1 441	2 829
Gemüse	TWI	Hügel			29	53	64	29	55	63	28	66
Gemüse	TWI	Berg			4	6	8	4	7	9	4	9
Heuwiese Sömm.	nTWI	Tal	59	68	4	4	4	4	4	4	1	1
Heuwiese Sömm.	nTWI	Hügel	202	174	9	9	9	9	9	9	3	3
Heuwiese Sömm.	nTWI	Berg	568	568	34	34	34	34	34	34	11	11
Heuwiese Sömm.	Bio	Tal	9	0								
Heuwiese Sömm.	Bio	Hügel	5	0								
Heuwiese Sömm.	Bio	Berg	60	60								

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08
Heuwiese Sömm.	TWI	Tal			65	65	65	65	65	65	67	67
Heuwiese Sömm.	TWI	Hügel			165	165	165	165	165	165	171	171
Heuwiese Sömm.	TWI	Berg			617	617	617	617	616	617	626	626

Quelle: Daten aus SWISSland nach Schmidt et al. (2019), eigene Aufbereitung.

Tabelle 24: Anbauflächen in der Schweiz nach Kulturen, Anbauformen und Produktionsregion in den Szenarien S09–S18.

Einheit: 1000 ha; nTWI: nicht TWI-konform; TWI: TWI-konform; Bio: biologisch. Quelle: Daten aus SWISSland nach Schmidt *et al.* (2019), eigene Aufbereitung.

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Brotgetreide	nTWI	Tal	1 878	13 029	10 154	6 756	8 078	4 540	3 662	5 583	3 003	2 376
Brotgetreide	nTWI	Hügel	440	3 096	2 465	1 546	1 921	1 041	849	1 301	722	569
Brotgetreide	nTWI	Berg	26	220	183	101	131	74	54	88	46	33
Brotgetreide	Bio	Tal										
Brotgetreide	Bio	Hügel										
Brotgetreide	Bio	Berg										
Brotgetreide	TWI	Tal	87 043	45 226	55 059	61 925	58 031	74 005	74 194	68 636	85 678	83 685
Brotgetreide	TWI	Hügel	20 376	10 746	13 366	14 174	13 803	16 973	17 202	15 992	20 592	20 043
Brotgetreide	TWI	Berg	1 182	765	993	925	939	1 204	1 097	1 081	1 321	1 172
Futtergetreide	nTWI	Tal	1 245	4 496	3 844	2 699	2 690	1 704	1 478	1 933	1 356	1 230
Futtergetreide	nTWI	Hügel	286	1 147	934	649	644	391	343	443	307	280
Futtergetreide	nTWI	Berg	26	91	78	53	53	34	33	42	29	25
Futtergetreide	Bio	Tal										
Futtergetreide	Bio	Hügel										
Futtergetreide	Bio	Berg										
Futtergetreide	TWI	Tal	45 161	25 533	27 080	31 783	32 970	34 195	38 651	37 614	38 100	44 288

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Futtergetreide	TWI	Hügel	10 385	6 514	6 583	7 640	7 890	7 853	8 979	8 623	8 642	10 093
Futtergetreide	TWI	Berg	938	518	553	620	645	675	852	810	828	893
Körnermais	nTWI	Tal	624	3 653	2 815	1 999	2 041	1 705	1 150	2 132	1 185	411
Körnermais	nTWI	Hügel	32	149	119	85	80	79	55	89	57	21
Körnermais	nTWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Körnermais	Bio	Tal										
Körnermais	Bio	Hügel										
Körnermais	Bio	Berg										
Körnermais	TWI	Tal	14 325	7 472	8 039	8 679	11 355	11 339	11 550	14 004	13 726	13 792
Körnermais	TWI	Hügel	737	304	340	370	443	525	549	587	663	695
Körnermais	TWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silomais	nTWI	Tal	1 409	6 308	5 776	4 885	4 010	3 277	2 967	2 734	2 056	1 802
Silomais	nTWI	Hügel	453	2 081	1 927	1 621	1 332	1 091	972	907	686	579
Silomais	nTWI	Berg	33	135	127	109	89	74	68	63	48	42
Silomais	Bio	Tal										
Silomais	Bio	Hügel										
Silomais	Bio	Berg										

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Silomais	TWI	Tal	29 757	26 086	25 941	26 241	27 772	27 897	27 960	29 306	28 925	28 889
Silomais	TWI	Hügel	9 558	8 605	8 656	8 710	9 228	9 287	9 164	9 725	9 653	9 278
Silomais	TWI	Berg	690	556	571	586	618	627	643	671	679	681
Zuckerrüben	nTWI	Tal	409	3 369	2 605	2 099	2 380	1 714	1 064	1 982	957	575
Zuckerrüben	nTWI	Hügel	6	48	39	37	42	28	18	37	15	8
Zuckerrüben	nTWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zuckerrüben	Bio	Tal										
Zuckerrüben	Bio	Hügel										
Zuckerrüben	Bio	Berg										
Zuckerrüben	TWI	Tal	12 898	8 282	8 043	9 161	10 182	9 482	11 317	11 364	10 938	12 507
Zuckerrüben	TWI	Hügel	184	119	121	162	178	157	192	213	169	177
Zuckerrüben	TWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Futterrüben	nTWI	Tal	23	13	13	13	10	8	8	11	8	18
Futterrüben	nTWI	Hügel	21	23	19	18	8	15	10	9	8	11
Futterrüben	nTWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Futterrüben	Bio	Tal										
Futterrüben	Bio	Hügel										

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Futterrüben	Bio	Berg										
Futterrüben	TWI	Tal	75	22	30	32	83	31	54	108	81	127
Futterrüben	TWI	Hügel	70	39	44	45	67	60	63	82	83	78
Futterrüben	TWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kartoffeln	nTWI	Tal	1 948	7 893	7 447	7 294	6 714	5 894	5 314	4 960	3 593	3 116
Kartoffeln	nTWI	Hügel	160	564	563	563	524	424	397	370	310	251
Kartoffeln	nTWI	Berg	9	21	24	26	20	20	19	17	14	13
Kartoffeln	Bio	Tal										
Kartoffeln	Bio	Hügel										
Kartoffeln	Bio	Berg										
Kartoffeln	TWI	Tal	7 480	1 888	2 318	2 801	2 832	4 118	5 184	4 311	5 989	6 904
Kartoffeln	TWI	Hügel	614	135	175	216	221	296	387	321	516	557
Kartoffeln	TWI	Berg	34	5	7	10	9	14	19	14	23	29
Raps	nTWI	Tal	174	2 772	1 829	1 164	1 403	744	372	1 135	264	183
Raps	nTWI	Hügel	25	368	246	155	195	99	50	153	40	27
Raps	nTWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raps	Bio	Tal										

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Raps	Bio	Hügel										
Raps	Bio	Berg										
Raps	TWI	Tal	16 694	11 703	13 510	16 753	13 058	15 596	17 077	13 858	15 097	16 456
Raps	TWI	Hügel	2 422	1 553	1 817	2 236	1 813	2 084	2 310	1 871	2 270	2 399
Raps	TWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soja	nTWI	Tal	0	332	171	0	115	0	0	0	0	0
Soja	nTWI	Hügel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soja	Bio	Tal										
Soja	Bio	Hügel										
Soja	TWI	Tal	676	386	631	1 407	698	1 074	973	931	739	616
Soja	TWI	Hügel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonnenblumen	nTWI	Tal	15	620	531	373	484	324	221	365	282	203
Sonnenblumen	nTWI	Hügel	1	54	45	27	39	25	16	28	24	16
Sonnenblumen	nTWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonnenblumen	Bio	Tal										
Sonnenblumen	Bio	Hügel										
Sonnenblumen	Bio	Berg										

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Sonnenblumen	TWI	Tal	2 668	2 854	3 003	3 775	2 984	3 207	3 347	2 982	2 486	2 461
Sonnenblumen	TWI	Hügel	207	248	252	268	243	245	245	230	210	191
Sonnenblumen	TWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hülsenfrüchte	nTWI	Tal	18	870	614	278	385	200	115	307	55	54
Hülsenfrüchte	nTWI	Hügel	3	121	88	30	59	27	15	42	8	9
Hülsenfrüchte	nTWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hülsenfrüchte	Bio	Tal										
Hülsenfrüchte	Bio	Hügel										
Hülsenfrüchte	Bio	Berg										
Hülsenfrüchte	TWI	Tal	4 019	2 658	3 175	4 631	3 426	4 413	4 301	3 854	4 128	3 834
Hülsenfrüchte	TWI	Hügel	738	368	452	501	521	603	568	522	580	644
Hülsenfrüchte	TWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Andere Kulturen	nTWI	Tal	231	835	680	428	771	377	349	735	292	247
Andere Kulturen	nTWI	Hügel	46	188	150	83	175	73	68	151	56	49
Andere Kulturen	nTWI	Berg	51	203	165	94	189	83	76	161	63	54
Andere Kulturen	Bio	Tal										
Andere Kulturen	Bio	Hügel										

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Andere Kulturen	Bio	Berg										
Andere Kulturen	TWI	Tal	1 806	1 014	1 166	1 615	1 065	1 670	1 701	1 314	1 779	1 803
Andere Kulturen	TWI	Hügel	360	229	258	314	241	324	329	271	341	357
Andere Kulturen	TWI	Berg	398	246	284	355	260	366	372	288	385	395
Tabak	nTWI	Tal	107	388	388	388	388	388	388	388	211	211
Tabak	nTWI	Hügel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabak	Bio	Tal										
Tabak	Bio	Hügel										
Tabak	TWI	Tal	344	48	43	43	43	43	43	43	239	239
Tabak	TWI	Hügel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Obst	nTWI	Tal	3 315	4 690	4 551	4 447	4 345	4 026	3 903	4 146	3 766	3 544
Obst	nTWI	Hügel	282	371	363	362	353	328	322	335	326	299
Obst	nTWI	Berg	117	119	128	137	113	118	123	112	113	116
Obst	Bio	Tal										
Obst	Bio	Hügel										
Obst	Bio	Berg										
Obst	TWI	Tal	1 820	464	640	821	689	996	1 252	821	1 302	1 580

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Obst	TWI	Hügel	155	37	51	67	56	81	103	66	113	133
Obst	TWI	Berg	64	12	18	25	18	29	40	22	39	52
Beeren	nTWI	Tal	517	794	737	705	756	642	527	641	532	522
Beeren	nTWI	Hügel	45	34	43	44	34	43	45	31	41	44
Beeren	nTWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Beeren	Bio	Tal										
Beeren	Bio	Hügel										
Beeren	Bio	Berg										
Beeren	TWI	Tal	238	38	114	144	45	169	215	77	194	225
Beeren	TWI	Hügel	21	2	7	9	2	11	18	4	15	19
Beeren	TWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Reben	nTWI	Tal	2 485	6 515	6 161	4 444	5 999	4 934	3 716	5 724	4 622	3 439
Reben	nTWI	Hügel	359	1 107	1 036	661	1 007	729	539	879	669	497
Reben	nTWI	Berg	341	1 050	982	627	956	691	511	834	635	472
Reben	Bio	Tal										
Reben	Bio	Hügel										
Reben	Bio	Berg										

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Reben	TWI	Tal	6 507	1 147	1 577	4 304	1 747	3 872	5 248	2 749	4 355	5 549
Reben	TWI	Hügel	941	195	265	640	293	572	761	422	630	803
Reben	TWI	Berg	892	185	251	607	278	542	722	400	598	761
Andere Dauerkulturen	nTWI	Tal	1 925	1 866	1 864	1 986	1 897	1 979	1 990	1 988	1 980	1 903
Andere Dauerkulturen	nTWI	Hügel	233	234	231	225	229	225	226	228	229	228
Andere Dauerkulturen	nTWI	Berg	276	293	289	283	286	282	279	279	278	278
Andere Dauerkulturen	Bio	Tal										
Andere Dauerkulturen	Bio	Hügel										
Andere Dauerkulturen	Bio	Berg										
Andere Dauerkulturen	TWI	Tal	189	65	93	148	118	154	175	178	178	174
Andere Dauerkulturen	TWI	Hügel	23	8	12	17	14	17	20	20	21	21
Andere Dauerkulturen	TWI	Berg	27	10	14	21	18	22	24	25	25	25
Ackerbrache	nTWI	Tal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ackerbrache	nTWI	Hügel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ackerbrache	nTWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Ackerbrache	Bio	Tal										
Ackerbrache	Bio	Hügel										
Ackerbrache	Bio	Berg										
Ackerbrache	TWI	Tal	2 276	1 347	1 510	1 828	1 628	1 946	2 063	1 945	2 145	2 236
Ackerbrache	TWI	Hügel	286	307	302	237	169	244	248	241	254	267
Ackerbrache	TWI	Berg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kunstwiese	nTWI	Tal	6 687	24 488	22 744	20 412	15 928	14 200	12 571	12 143	9 142	7 767
Kunstwiese	nTWI	Hügel	3 800	12 839	12 068	10 939	8 814	7 800	6 989	6 688	5 152	4 416
Kunstwiese	nTWI	Berg	703	2 247	2 133	1 960	1 625	1 456	1 252	1 201	940	813
Kunstwiese	Bio	Tal										
Kunstwiese	Bio	Hügel										
Kunstwiese	Bio	Berg										
Kunstwiese	TWI	Tal	54 952	47 853	48 289	48 630	51 117	52 294	52 905	53 919	54 197	54 417
Kunstwiese	TWI	Hügel	31 227	25 089	25 623	26 060	28 288	28 727	29 412	29 695	30 543	30 936
Kunstwiese	TWI	Berg	5 776	4 392	4 529	4 669	5 216	5 361	5 268	5 334	5 572	5 694
Extensive Wiese	nTWI	Tal	459	884	857	854	711	630	643	576	524	500
Extensive Wiese	nTWI	Hügel	215	515	482	463	389	327	322	296	257	243

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Extensive Wiese	nTWI	Berg	312	795	738	674	589	486	477	436	373	349
Extensive Wiese	Bio	Tal										
Extensive Wiese	Bio	Hügel										
Extensive Wiese	Bio	Berg										
Extensive Wiese	TWI	Tal	33 667	24 664	26 015	27 529	27 459	29 521	30 562	30 037	32 030	32 784
Extensive Wiese	TWI	Hügel	15 788	14 372	14 638	14 927	15 027	15 312	15 321	15 453	15 735	15 894
Extensive Wiese	TWI	Berg	22 886	22 179	22 401	21 737	22 748	22 794	22 670	22 702	22 830	22 862
Streue, Torf	nTWI	Tal	153	331	317	316	251	248	246	231	223	153
Streue, Torf	nTWI	Hügel	129	252	243	242	190	187	186	173	167	129
Streue, Torf	nTWI	Berg	280	549	530	531	414	406	405	378	363	281
Streue, Torf	Bio	Tal										
Streue, Torf	Bio	Hügel										
Streue, Torf	Bio	Berg										
Streue, Torf	TWI	Tal	1 829	1 868	1 866	1 870	1 959	1 971	1 965	1 993	2 007	1 828
Streue, Torf	TWI	Hügel	1 543	1 418	1 426	1 429	1 479	1 486	1 486	1 491	1 504	1 543
Streue, Torf	TWI	Berg	3 357	3 093	3 120	3 136	3 226	3 233	3 234	3 260	3 273	3 357
Hecken	nTWI	Tal	188	574	505	447	387	331	291	314	238	203

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Hecken	nTWI	Hügel	110	355	306	276	234	193	170	187	142	122
Hecken	nTWI	Berg	59	188	166	147	127	105	93	100	76	65
Hecken	Bio	Tal										
Hecken	Bio	Hügel										
Hecken	Bio	Berg										
Hecken	TWI	Tal	2 118	1 647	1 705	1 769	1 839	1 958	1 999	1 971	2 047	2 089
Hecken	TWI	Hügel	1 240	1 019	1 033	1 092	1 111	1 145	1 165	1 175	1 224	1 251
Hecken	TWI	Berg	669	540	562	581	602	624	636	629	653	664
Wenig intensive Wiese	nTWI	Tal	25	56	49	55	52	49	57	38	33	39
Wenig intensive Wiese	nTWI	Hügel	38	100	91	84	92	84	84	66	56	59
Wenig intensive Wiese	nTWI	Berg	125	331	301	281	293	271	274	215	178	193
Wenig intensive Wiese	Bio	Tal										
Wenig intensive Wiese	Bio	Hügel										
Wenig intensive Wiese	Bio	Berg										
Wenig intensive Wiese	TWI	Tal	2 171	1 756	1 720	2 012	1 853	1 897	2 177	1 901	1 959	2 118

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Wenig intensive Wiese	TWI	Hügel	3 293	3 138	3 187	3 100	3 316	3 245	3 244	3 289	3 313	3 230
Wenig intensive Wiese	TWI	Berg	10 737	10 403	10 487	10 332	10 533	10 433	10 549	10 735	10 596	10 602
Naturwiese	nTWI	Tal	8 356	20 288	19 348	18 370	14 267	13 118	12 107	11 357	9 876	9 569
Naturwiese	nTWI	Hügel	10 654	25 325	23 854	22 626	17 679	16 237	15 249	14 075	12 500	12 054
Naturwiese	nTWI	Berg	15 062	34 808	33 149	31 582	24 636	22 992	21 382	19 551	17 503	16 905
Naturwiese	Bio	Tal										
Naturwiese	Bio	Hügel										
Naturwiese	Bio	Berg										
Naturwiese	TWI	Tal	82 492	81 379	81 915	81 053	84 767	83 540	82 438	84 870	83 180	82 966
Naturwiese	TWI	Hügel	105 177	101 585	100 995	99 828	105 036	103 402	103 838	105 178	105 280	104 513
Naturwiese	TWI	Berg	148 703	139 622	140 348	139 346	146 376	146 420	145 595	146 099	147 408	146 572
Extensive Weide	nTWI	Tal	34	58	58	57	52	51	53	51	36	33
Extensive Weide	nTWI	Hügel	32	73	73	68	60	56	55	55	36	33
Extensive Weide	nTWI	Berg	57	135	134	125	111	103	102	102	66	59
Extensive Weide	Bio	Tal										
Extensive Weide	Bio	Hügel										
Extensive Weide	Bio	Berg										

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Extensive Weide	TWI	Tal	7 670	5 395	5 416	5 653	5 880	6 199	6 535	6 550	6 983	7 080
Extensive Weide	TWI	Hügel	7 037	6 715	6 771	6 746	6 803	6 812	6 802	6 977	6 953	6 998
Extensive Weide	TWI	Berg	12 712	12 459	12 438	12 421	12 702	12 567	12 603	12 922	12 654	12 659
Naturweide	nTWI	Tal	3 512	7 475	6 753	6 407	5 312	4 661	4 252	4 236	3 619	3 676
Naturweide	nTWI	Hügel	4 659	9 759	8 326	8 435	6 789	5 968	5 530	5 536	4 844	4 806
Naturweide	nTWI	Berg	7 025	12 898	11 993	11 938	10 030	8 896	8 485	8 086	7 267	7 205
Naturweide	Bio	Tal										
Naturweide	Bio	Hügel										
Naturweide	Bio	Berg										
Naturweide	TWI	Tal	24 503	25 590	25 825	24 822	25 126	24 948	24 472	25 427	24 318	24 796
Naturweide	TWI	Hügel	32 512	33 407	31 843	32 677	32 113	31 944	31 831	33 229	32 549	32 424
Naturweide	TWI	Berg	49 018	44 153	45 865	46 248	47 442	47 616	48 836	48 532	48 829	48 607
Gemüse	nTWI	Tal	7 302	9 502	8 998	8 912	8 896	8 779	8 583	8 734	7 853	7 631
Gemüse	nTWI	Hügel	181	182	205	206	163	198	203	161	182	188
Gemüse	nTWI	Berg	27	20	22	23	22	23	24	24	23	25
Gemüse	Bio	Tal										
Gemüse	Bio	Hügel										

Flächennutzung in SWISSland	Anbauform	Region	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Gemüse	Bio	Berg										
Gemüse	TWI	Tal	3 138	1 049	2 017	2 280	1 305	2 192	2 477	1 294	2 553	2 764
Gemüse	TWI	Hügel	78	20	46	53	24	49	59	24	59	68
Gemüse	TWI	Berg	11	2	5	6	3	6	7	4	7	9
Heuwiese Sömm.	nTWI	Tal	1	6	6	6	4	4	4	3	4	4
Heuwiese Sömm.	nTWI	Hügel	3	15	15	15	9	9	9	10	9	9
Heuwiese Sömm.	nTWI	Berg	11	58	58	58	34	34	34	33	34	34
Heuwiese Sömm.	Bio	Tal										
Heuwiese Sömm.	Bio	Hügel										
Heuwiese Sömm.	Bio	Berg										
Heuwiese Sömm.	TWI	Tal	67	62	62	62	65	65	65	65	65	65
Heuwiese Sömm.	TWI	Hügel	171	159	159	159	165	165	165	197	165	165
Heuwiese Sömm.	TWI	Berg	627	607	607	607	617	617	617	618	616	617

Tabelle 25: Unterteilung der von SWISSland gelieferten Flächennutzungen resp. der Importprodukte in einzelne Ackerkulturen. Quelle: eigene Berechnung nach swiss granum (Getreide und Hülsenfrüchte; Mittelwert der Jahre 2012–2016)³⁷ und SBV (2012 und 2014; Obst und Gemüse; Mittelwerte aus den Jahren 2010–2014).

Flächennutzung / Produkt in SWISSland	Name Produkt	Aufteilung inländische Produktion (Anbaufläche)	Aufteilung Importprodukte (nach Menge Produkt)
Brotgetreide	Brotweizen	97,6 %	98,0 %
	davon Herbstsaaten	94,7 %	
	davon Frühlingssaaten	2,9 %	
	Roggen	2,4 %	2,0 %
Futtergetreide	Futterweizen		29,9 %
	Gerste	73,1 %	53,8 %
	davon Herbstsaaten	69,5 %	
	davon Frühlingssaaten	3,6 %	
	Hafer	4,2 %	2,1 %
	Triticale	22,7 %	14,2 %
Hülsenfrüchte	Eiweisserbsen	89,1 %	90,5 %
	Ackerbohnen	10,9 %	9,5 %
Obst (ausser Beeren)	Äpfel	63,1 %	69,5 %
	Birnen	12,2 %	18,5 %
	Steinobst + andere	24,5 %	12,1 %
Gemüse	Chicorée, Eisbergsalat, Endivien	15,0 %	9,7 %
	Übrige Salate	20,5 %	12,8 %
	Tomaten	1,9 %	11,2 %
	Blumenkohl	4,6 %	2,6 %
	Broccoli	4,4 %	1,8 %
	Übrige Kohlgemüse	7,7 %	14,6 %
	Radieschen	1,3 %	1,2 %
	Sellerie	3,1 %	3,0 %
	Fenchel und übrige Wurzel- und Knollengemüse	7,9 %	3,0 %
	Zwiebeln und Lauch	12,7 %	17,5 %
	Karotten	14,6 %	16,8 %
	Gurken	0,8 %	3,6 %
	Zucchetti	2,4 %	2,1 %
	Hülsenfrüchte	3,3 %	

³⁷ https://www.swissgranum.ch/documents/741931/939818/2019-03-04_Anbauflaechen.pdf/81d82ee2-e45b-276c-41fc-f3835b94c5df und https://www.swissgranum.ch/documents/741931/939818/2019-03-04_Verwendbare_Produktion.pdf/245bd52b-27b8-42c9-8a82-f33a41919b66. Abgerufen: 25.05.2020.

Tabelle 26: Importmengen aller berücksichtigten Importprodukte, gruppiert nach Vorgehen zum Berechnen der Mengen. Einheit: 1000 t (Eier: 1 Mio Stk).

Name Importprodukt	Start-jahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18
Produktionsmenge aus SWISSland bekannt, Import- und Exportmengen modelliert																				
Brotgetreide	420,6	589,0	698,0	587,4	562,4	676,6	533,8	513,1	656,4	489,5	468,2	715,1	619,1	583,7	696,1	555,9	530,1	670,9	501,8	482,7
Futtergetreide	84,6	103,1	168,0	145,1	108,2	157,6	127,1	81,9	145,4	113,4	64,7	180,1	157,1	122,7	167,3	138,3	95,2	156,5	121,7	70,2
Körnermais	165,9	205,4	245,5	246,4	246,6	235,6	235,6	236,0	222,7	221,5	220,9	250,7	251,5	251,9	241,7	238,6	237,4	222,3	225,7	227,0
Ölfrüchte	46,1	30,7	76,0	59,6	42,9	75,7	62,0	47,9	79,8	69,3	54,5	78,8	67,4	45,7	81,3	65,3	49,8	80,9	70,4	55,4
Zucker*	-8,0	44,4	98,0	107,0	86,7	92,4	104,4	80,2	85,0	102,5	76,0	94,8	105,4	89,2	92,5	105,8	82,2	88,3	103,9	77,5
Kartoffeln	104,3	69,8	157,4	158,2	149,5	187,7	192,2	180,8	219,4	221,6	221,2	145,5	145,5	136,2	170,4	168,6	159,4	207,0	207,8	196,4
Milch	24,8	26,1	275,9	304,4	309,7	326,6	352,7	353,6	326,7	340,8	353,1	181,7	201,8	253,4	270,7	313,2	318,8	301,8	330,6	295,1
Rind- und Kalbfleisch	22,6	30,2	53,9	54,4	55,4	55,3	56,6	57,9	59,2	60,1	60,5	51,6	52,3	53,9	54,4	55,5	55,9	57,6	59,1	59,7
Schweinefleisch	10,1	10,6	71,9	69,7	70,0	78,4	83,4	87,0	88,5	90,1	90,5	70,4	70,0	70,8	76,6	75,9	80,1	81,6	87,9	87,0
Geflügelfleisch	45,2	44,5	0,0	0,0	7,1	10,7	17,2	27,4	29,6	34,4	34,1	0,0	0,0	0,0	3,3	8,6	13,4	11,7	28,3	33,3
Eier	601,6	604,0	395,2	388,2	400,6	749,9	722,3	575,6	642,7	653,0	644,5	87,9	338,5	152,3	419,3	419,7	519,5	576,9	603,4	594,9
Tierzahlen aus SWISSland bekannt, Importmengen berechnet als Differenz zwischen Szenarien und Startjahr																				
Schafe**	0,0	2,4	3,9	3,9	4,0	3,3	3,4	3,4	3,0	3,0	3,0	4,2	4,1	4,1	3,4	3,4	3,4	3,3	3,3	3,2
Obst	-	12,7	50,3	58,0	58,9	61,3	60,9	61,3	70,4	73,9	73,5	50,5	51,9	51,8	58,5	63,9	63,3	63,1	67,0	70,0
Beeren	-	5,7	6,0	8,0	8,7	12,0	10,8	14,6	12,8	15,0	14,4	4,4	5,1	6,0	6,5	9,2	14,5	12,6	15,1	14,6
Trauben (für Wein)	-	12,7	43,9	54,7	59,0	46,0	56,4	60,4	50,5	59,9	67,9	40,5	43,1	53,7	44,4	49,7	58,6	44,6	51,6	60,6
Gemüse	-	30,4	23,5	2,1	-10,5	28,5	7,7	4,7	42,4	35,8	37,7	15,5	3,8	-1,3	32,9	7,4	5,8	39,8	34,3	36,1
Futtermittel; Produkte aus Tier-Ökoinventaren übernommen; Importmenge über den Bedarf der gehaltenen Tiere abgeschätzt																				
Leinkuchen	6,4	6,6	5,3	5,4	5,4	5,1	5,2	5,1	5,2	5,1	5,1	5,3	5,4	5,4	5,3	5,3	5,2	5,3	5,2	5,2
Maiskleberfutter	72,6	65,4	69,5	69,0	68,2	67,8	66,6	65,3	64,1	64,7	64,5	70,4	69,2	68,9	69,3	68,0	67,2	66,0	64,2	62,5
Maisstärke	4,0	6,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	2,4	1,7	1,7	2,7	2,6	2,7	1,8	1,8	1,8	2,5	2,5	3,3
Kartoffelprotein	25,7	25,2	20,4	20,6	20,4	19,4	18,7	18,0	17,7	17,4	17,4	20,9	20,6	20,6	19,7	19,8	19,1	18,9	17,9	17,8
Kartoffelstärke	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
Trockenkartoffeln	10,2	10,3	14,9	14,8	14,2	13,8	13,1	11,9	11,4	11,0	11,1	15,8	14,9	15,5	14,4	14,0	13,2	13,1	11,8	11,4
Sojaöl	13,9	13,6	14,9	14,9	14,5	14,2	13,7	13,0	12,7	12,5	12,5	15,5	15,0	15,3	14,7	14,3	13,8	13,8	12,9	12,7
Bruchreis	7,9	7,9	11,4	11,4	10,9	10,6	10,1	9,1	8,8	8,5	8,5	12,1	11,5	11,9	11,1	10,8	10,2	10,1	9,1	8,8
Sojaschrot	366,2	343,4	312,4	312,1	308,6	302,1	294,0	286,4	281,1	280,8	280,3	318,4	313,0	312,1	307,7	304,3	298,0	293,3	282,1	277,4
Palmöl	6,5	6,5	9,4	9,4	9,0	8,7	8,3	7,5	7,2	7,0	7,0	10,0	9,4	9,8	9,1	8,9	8,4	8,3	7,4	7,2
Sonnenblumensaat	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3
Weizenstärke	59,6	58,2	47,3	47,7	47,1	44,9	42,9	41,1	40,0	39,4	39,5	48,7	47,7	47,9	45,4	45,6	43,8	43,1	40,5	40,3

* Nettoimporte

** Ohne Schlachtung, Werte bedeuten Lebendgewicht

Tabelle 27: Sensitivitätsanalyse: Umweltwirkungen der Inlandproduktion, der Importe und des gesamten Warenkorbes im Startjahr und Referenzszenario, Abweichung der TWI-Szenarien vom Referenzszenario. Umweltwirkungen berechnet nach ReCiPe 2016 resp. Umweltbelastungspunkte (UBP 2012).

	Startjahr	Ref	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07	S08	S09	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	
Pestizidwirkung 10 ⁹ UBP	Inland	790.3	761.2	-60%	-65%	-67%	-66%	-71%	-73%	-71%	-76%	-79%	-54%	-58%	-62%	-62%	-67%	-70%	-67%	-73%	-76%
	Import	648.1	708.9	28%	22%	18%	32%	25%	21%	34%	26%	22%	26%	22%	17%	30%	22%	20%	31%	25%	20%
	Gesamt	1'438.4	1'470.1	-17%	-23%	-26%	-18%	-24%	-28%	-21%	-27%	-30%	-15%	-19%	-24%	-17%	-24%	-27%	-19%	-26%	-30%
Biodiversität 10 ⁹ m ² a Acker- kulturen-Äq.	Inland	7.0	6.9	-2%	-1%	-1%	-1%	0%	0%	0%	1%	2%	-3%	-2%	-1%	-2%	-1%	0%	-1%	1%	1%
	Import	3.4	4.0	50%	45%	43%	57%	53%	50%	61%	56%	52%	44%	42%	39%	52%	48%	46%	56%	54%	49%
	Gesamt	10.5	10.9	17%	16%	15%	20%	20%	19%	22%	21%	20%	14%	14%	13%	18%	17%	17%	20%	20%	18%
Stickstoff- Eutrophierung 10 ⁶ kg N-Äq.	Inland	8.6	8.4	-11%	-5%	0%	-7%	0%	5%	-5%	3%	8%	-14%	-9%	-2%	-11%	-3%	2%	-7%	1%	7%
	Import	4.7	5.6	47%	40%	37%	52%	46%	42%	55%	47%	43%	43%	38%	35%	49%	42%	39%	52%	45%	40%
	Gesamt	13.3	14.0	13%	13%	15%	16%	18%	20%	19%	21%	22%	9%	10%	12%	13%	15%	17%	16%	19%	20%
Phosphor- Eutrophierung 1000 kg P-Äq.	Inland	888.4	875.8	-3%	-2%	-2%	-4%	-3%	-3%	-5%	-4%	-3%	-1%	-1%	-1%	-3%	-3%	-3%	-4%	-4%	-3%
	Import	346.2	396.7	54%	52%	53%	62%	62%	62%	67%	66%	65%	44%	44%	46%	55%	56%	56%	60%	63%	60%
	Gesamt	1'234.6	1'272.5	15%	15%	15%	16%	17%	17%	17%	18%	18%	13%	13%	14%	15%	15%	16%	16%	17%	16%
Versauerung 10 ⁶ kg SO ₂ -Äq.	Inland	173.4	167.5	-5%	-5%	-5%	-6%	-7%	-8%	-9%	-9%	-9%	-2%	-3%	-4%	-5%	-6%	-6%	-7%	-8%	-8%
	Import	19.6	23.3	72%	69%	67%	81%	80%	79%	88%	85%	82%	60%	59%	60%	74%	72%	71%	81%	82%	75%
	Gesamt	193.0	190.8	4%	4%	4%	4%	3%	3%	3%	3%	2%	5%	4%	4%	4%	4%	3%	4%	3%	2%
Treibhauspotenzial 10 ⁹ kg CO ₂ -Äq.	Inland	9.9	9.4	-6%	-6%	-6%	-7%	-7%	-7%	-9%	-8%	-8%	-4%	-5%	-5%	-6%	-7%	-6%	-8%	-8%	-8%
	Import	2.3	2.7	65%	64%	63%	76%	77%	77%	84%	84%	82%	54%	55%	56%	68%	68%	69%	76%	80%	76%
	Gesamt	12.1	12.1	10%	9%	9%	11%	11%	11%	12%	12%	12%	8%	9%	8%	10%	10%	10%	11%	11%	11%
Ozonabbau 1000 kg CFC-11-Äq.	Inland	64.8	62.7	-6%	-5%	-4%	-7%	-6%	-5%	-8%	-7%	-6%	-4%	-4%	-3%	-6%	-5%	-5%	-7%	-7%	-6%
	Import	16.4	19.1	57%	52%	49%	65%	61%	58%	70%	65%	61%	49%	47%	44%	59%	55%	53%	64%	63%	57%
	Gesamt	81.2	81.9	9%	8%	8%	10%	10%	9%	10%	10%	10%	8%	8%	8%	9%	9%	9%	10%	10%	9%
Ozonbildung 10 ⁶ kg NO _x -Äq.	Inland	15.9	15.4	-5%	-3%	-2%	-6%	-4%	-4%	-7%	-5%	-4%	-4%	-3%	-2%	-5%	-4%	-3%	-6%	-5%	-4%
	Import	5.9	6.8	42%	38%	35%	50%	46%	43%	55%	51%	48%	36%	34%	31%	45%	40%	39%	50%	48%	44%
	Gesamt	21.8	22.2	10%	9%	9%	11%	11%	11%	12%	12%	12%	9%	8%	8%	10%	10%	10%	11%	11%	11%
Bedarf fossiler Ressourcen 10 ⁶ kg Öl-Äq.	Inland	649.7	628.8	-6%	-5%	-4%	-7%	-6%	-6%	-9%	-8%	-7%	-5%	-4%	-3%	-7%	-6%	-5%	-8%	-8%	-7%
	Import	334.1	376.6	39%	35%	32%	47%	43%	40%	52%	48%	45%	34%	31%	28%	42%	37%	36%	47%	45%	41%
	Gesamt	983.8	1'005.4	11%	10%	10%	13%	12%	11%	14%	13%	13%	10%	9%	9%	11%	10%	10%	12%	12%	11%
Bedarf mineral. Ressourcen 10 ⁶ kg Cu-Äq.	Inland	28.6	27.4	-7%	-6%	-5%	-8%	-7%	-7%	-10%	-9%	-7%	-5%	-5%	-4%	-8%	-6%	-6%	-9%	-8%	-7%
	Import	5.6	6.5	50%	47%	46%	64%	63%	61%	71%	70%	67%	38%	40%	37%	53%	51%	53%	63%	65%	61%
	Gesamt	34.2	33.9	4%	5%	5%	6%	6%	6%	6%	6%	7%	3%	4%	4%	4%	5%	6%	5%	6%	6%
Wasserbedarf 10 ⁶ m ³	Inland	89.5	85.9	-7%	-7%	-7%	-9%	-10%	-10%	-12%	-12%	-12%	-5%	-6%	-6%	-8%	-8%	-9%	-11%	-12%	-12%
	Import	62.1	74.3	61%	56%	50%	72%	68%	62%	79%	77%	68%	56%	55%	45%	66%	62%	57%	72%	74%	65%
	Gesamt	151.5	160.2	25%	22%	19%	28%	27%	23%	30%	29%	25%	23%	22%	18%	26%	24%	22%	28%	28%	24%

8.3 Bericht der Expertenkommission zur kritischen Prüfung der Studie

Nachfolgend werden die Unterlagen aus der kritischen Prüfung aufgeführt:

- Der Schlussbericht der Expertenkommission
- Die Liste mit den einzelnen Kommentaren der Prüfer zu den beiden geprüften Versionen der Studie und die Antworten von Agroscope
- Das Protokoll des Treffens vom 5. Februar 2020

Ökobilanz nach ISO 14040/44
Potenzielle Umweltfolgen einer möglichen Umsetzung der
Trinkwasserinitiative

Schlussbericht
zur kritischen Prüfung

von

Dr. Ralph K. Rosenbaum, Barcelona

Dr. Stephan Pfister, Zürich

Prof. Dr. Ulrich Köpke, Bonn

an das

Eidgenössisches Departement für Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF - Agroscope
Strategischer Forschungsbereich Agrarökologie und Umwelt

Reckenholzstrasse 191
CH-8046 Zürich

Juni 2020

1 Einleitung

Die zu prüfende Ökobilanz (LCA) wurde im Eidgenössischen Departement für Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF – Agroscope, Strategischer Forschungsbereich Agrarökologie und Umwelt („Ersteller“) im Rahmen des Projekts

Ökobilanz nach ISO 14040/44

Potenzielle Umweltfolgen einer möglichen Umsetzung der Trinkwasserinitiative

für Agroscope („Auftraggeber“) durchgeführt.

Die Ökobilanz wurde mit der Zielsetzung ausgeführt, in Übereinstimmung mit den internationalen Normen ISO 14040 und 14044 (2006) [1,2] erstellt worden zu sein, was die vorliegende, unabhängige, kritische Prüfung nach denselben Normen überprüfen und gegebenenfalls bestätigen soll.

Der hier vorliegende Schlussbericht zur kritischen Prüfung ist Bestandteil des Schlussberichts des Erstellers an den Auftraggeber. Beide haben nach der Norm ISO 14040/44 das Recht, schriftliche Kommentare zur kritischen Prüfung abzugeben, die dann ebenfalls Bestandteil des Berichts sind.

2 Veranlassung und Ablauf des kritischen Gutachtens

Ökobilanzen nach den internationalen Normen [1,2] welche vergleichende Aussagen enthalten, die der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden sollen, müssen einem kritischen Gutachten nach ISO 14040 Abschn. 7.3.3 bzw. 14044 Abschn. 6.3 (Panelmethode) unterzogen werden. Vergleichende Aussagen im Sinne der Norm sind von der Art: "Scenario A ist unter Umweltgesichtspunkten vorteilhafter als oder gleich gut wie Scenario B". Vergleichend ist in dieser Studie die Gegenüberstellung der Szenarien mit und ohne Pestizideinsatz.

Die vorliegende kritische Prüfung ist als eine studienbegleitende (interaktive) einzustufen. Da die internationalen Normen [1,2] offenlassen, ob das kritische Gutachten begleitend oder *a posteriori* durchgeführt wird, sind beide Ausführungsformen in Übereinstimmung mit der Norm. Die Variante „begleitend/interaktiv“ hat jedoch eindeutige Vorteile in Hinblick auf die beratende Einflussnahme durch den Gutachterkreis schon während der Durchführung der Ökobilanz. Es ist positiv hervorzuheben, dass der Auftraggeber durch die Kombination Panelmethode („kritische Prüfung durch interessierte Kreise“) mit interaktiver Durchführung die beste, aber auch aufwendigste kritische Prüfung in Auftrag gegeben hat.

Die kritische Prüfung begann mit einer Prüfung von Zielsetzung und Untersuchungsrahmen der Studie welche vom Ersteller am 17. September 2019 an den Gutachterkreis übermittelt wurde. Diese wichtige Komponente der Ökobilanz legt fest, welche speziellen Regeln – im Rahmen der Normen [1,2] – in einer bestimmten Studie zu gelten haben. Es folgte eine Telefonkonferenz am 2. Oktober 2019, die zur Klärung offener Fragen und möglicher Lösungen diente. Die Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge für Zielsetzung und Untersuchungsrahmen der Studie wurden vom Gutachterkreis am 23. Oktober 2020 an den Ersteller gesendet.

Am 23. Dezember 2019 wurden die Antworten bzw. Stellungnahmen zu den Review-Kommentaren vom 23. Oktober und eine überarbeitete Version des Berichtes mit revidierten Kapiteln 1-3 und neuen Kapiteln mit den vorläufigen Ergebnissen vom Ersteller an den Gutachterkreis übermittelt. Am 17. Januar 2020 folgte dann eine vollständige Version mit allen Ergebnissen und ihren Interpretationen. Die Mitglieder des Gutachterkreises sendeten ihre Kommentare und Überarbeitungsvorschläge bezüglich dieser Berichtsversion am 2. Februar an den Ersteller. Diese waren die Grundlage eines Arbeitstreffens am 5. Februar 2020 im Agroscope Reckenholz, das dazu diente, die nötigen Überarbeitungen der Studie und des Berichtes sowie das weitere Vorgehen auf Basis einer sehr detaillierten und fachlichen Diskussion zu koordinieren. Das Treffen führte in intensiver Diskussion zu zahlreichen weiteren Verbesserungsvorschlägen, die in den revidierten Entwurf mit den während des Meetings und danach eingefügten Änderungen einfließen.

Der finale Entwurf des Abschlussberichts lag am 25. Mai 2020 vor und enthält alle Änderungen und Überarbeitungen die während der kritischen Prüfung zwischen Gutachterkreis und Ersteller vereinbart wurden.

Alle Kommentare der drei Prüfer und die entsprechenden Antworten des Erstellers, sowie das Protokoll des Arbeitstreffens sind als Anhang fester Bestandteil dieses Prüfberichtes und dienen als Dokumentation der Kommentare und Diskussionen und der daraus resultierenden Anpassungen der Studie und des dazugehörigen Berichtes.

Das Ergebnis der kritischen Prüfung und der vorliegende kritische Prüfbericht beruhen auf Konsens unter den drei Gutachtern.

3 Normen und Prüfkriterien

Der Prüfung wurden die internationalen Normen ISO EN 14040 (2006) [1] und 14044 (2006) [2] zu Grunde gelegt. Geprüft wurde nach den in der LCA-Rahmennorm 14040 [1] vorgegebenen Kriterien, ob

- *"die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit dieser Internationalen Norm übereinstimmen;*
- *die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanz-Technik entsprechen;*
- *die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind;*
- *die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Ökobilanz berücksichtigen;*
- *der Bericht transparent und in sich stimmig ist".*

4 Ergebnisse der kritischen Prüfung

4.1 Allgemeiner Eindruck und Diskussion des untersuchten Systems

Die untersuchte Ökobilanz-Studie hat die Gutachter insgesamt sehr positiv beeindruckt. Besonders hervorzuheben ist die Komplexität der Methodologie die nötig ist, um die der Studie zugrundeliegende Fragestellung wissenschaftlich korrekt und nachvollziehbar zu beantworten. Die gewählte Methodik und die

zugrundeliegenden, sehr umfangreichen Datenquellen ermöglichen eine systemische Analyse, die auch unvorhersehbare Nebeneffekte eines jeden Szenarios erfassen lässt. Dieser Sachverhalt ist unerlässlich für eine vollständige Beantwortung der Fragestellung der Studie und findet die volle Zustimmung der Gutachter.

4.2 Stellungnahme zu den Kriterien in Kap. 3

4.2.1 Übereinstimmung mit der Norm

Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie sind vollständig und entsprechend der Anforderungen nach ISO 14040/14044 dokumentiert und wurden für alle Ökobilanzierungsphasen umgesetzt. Die Methoden und Annahmen bezüglich der Modellierung der verglichenen Systeme, der Wirkungsanalyse und der Interpretation der Ergebnisse stehen im Einklang mit den ISO-Normen.

4.2.2 Wissenschaftliche Begründung der Methodik und Stand der Technik

Für die Modellierung des Systems wurde mit SimaPro 9.0 eine etablierte Software und dem Stand der Technik entsprechende Anwendung genutzt.

Seitens der Wirkungsanalyse wurde mit der SALCA Methode eine dem Stand der Technik entsprechende *Midpoint*-basierte, wissenschaftlich begründete und etablierte Charakterisierungsmethode benutzt, die speziell die Schweizer Bedingungen und Auswirkungen abbildet. Die Wirkungsanalyse wurde dabei mit weiteren Methoden ergänzt, die von der Lebenszyklusinitiative der Vereinten Nationen bzw. von der Europäischen Kommission für die Wirkungsanalyse in der Ökobilanzierung empfohlen werden. Dabei muss insbesondere die Modellierung der Emissionen und Wirkungen der Pestizidanwendungen hervorgehoben werden, welche dem allerneuesten Stand der Technik in der Ökobilanzierung entsprechen und auf den Ergebnissen des europäischen Forschungsprojektes „OLCA-Pest“ beruhen, welches seinerseits wiederum auf einem globalen, wissenschaftlichen Konsensus zur Pestizidmodellierung aufbaut.

Eine Sensitivitätsanalyse bezüglich des Einflusses der Wahl der Methode der Wirkungsanalyse wurde mithilfe der alternativen ReCiPe 2016 Methode durchgeführt und ergab keinen wesentlichen Einfluss auf die Resultate. Von der Möglichkeit der Normierung der Ergebnisse wurde Gebrauch gemacht und es kam eine interne Normierung relativ zu einem Referenzszenario zur Anwendung.

Damit sind die Anforderungen aller relevanten ISO-Normen für diese Phase der Ökobilanz erfüllt.

4.2.3 Daten

Besonders hervorzuheben ist an dieser Stelle die umfangreiche Datengrundlage inklusive der Anpassung vorhandener und weitreichender Erstellung neuer Ökoinventare des Vordergrundsystems. Die Benutzung der entsprechenden Datenbanken für die Quantifizierung des Hintergrundsystems ist sinnvoll und angemessen.

Die verwendeten Daten sind im Bericht gut dokumentiert und in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig.

4.2.4 Berücksichtigung der Einschränkungen in der Auswertung

Die Auswertung steht nicht im Widerspruch zu den gemachten Einschränkungen und erfüllt die Ziele der Ökobilanz.

4.2.5 Transparenz

Die Struktur des Berichtes folgt im Wesentlichen der Struktur und den Anforderungen der Normen ISO 14040/14044. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt in verständlicher Form und bereitete bei der Begutachtung keine Schwierigkeiten. Die graphische Darstellung der Resultate ist von guter Qualität. Die in der Sachbilanz verwendeten Datensätze wurden beschrieben und ihre Herkunft angegeben, aber vereinbarungsgemäss aufgrund ihres Umfangs nicht im Bericht abgedruckt.

5 Fazit

Insgesamt wird festgestellt, dass diese Studie nach den internationalen Normen ISO 14040 und 14044 (2006) durchgeführt wurde.

Die angewandten Methoden sind wissenschaftlich begründet und entsprechen dem gültigen Stand der Technik.

Die verwendeten Daten sind in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmässig.

Die Auswertungen berücksichtigen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Ökobilanz und entsprechen damit der Norm.

Der Bericht ist transparent und in sich stimmig.

Das Gutachterpanel hebt positiv hervor, dass die Verfasser sehr sorgfältig und umfassend auf alle Vorschläge und Kritikpunkte eingegangen sind.

Literatur:

[1] ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsche und Englische Fassung ISO EN 14040, Genf Oktober 2006

[2] ISO 14044: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Deutsche und Englische Fassung ISO EN 14044, Genf Oktober 2006

Barcelona, am 23.06.2020



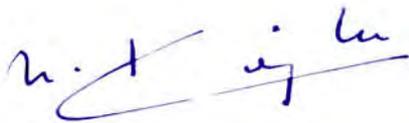
.....
Dr. Ralph K. Rosenbaum

Gachnang, am 24.06.2020



.....
Dr. Stephan Pfister

Königswinter, am 23.06.2020



.....
Prof. Dr. Ulrich Köpke

Adressen der Gutachter:

Dr. Ralph K. Rosenbaum
Institute of Agrifood Research and Technology (IRTA)
Torre Marimon
08140 Caldes de Montbui, Barcelona
Spanien

Tel.: +34 667 077 034

Email: ralph.rosenbaum@irta.es

Dr. Stephan Pfister
Gruppe für Ökologisches Systemdesign
ETH Zürich
John-von-Neumann-Weg 9
8093 Zürich
Schweiz

Tel.: +41 44 633 75 71

Email: stephan.pfister@ifu.baug.ethz.ch

und

Prof. Dr. Ulrich Köpke
Lehr- und Forschungsstation für Organischen Landbau Wiesengut
Universität Bonn
Siegau 16
53773 Hennef
Deutschland

Tel.: +49 2242 913 427

Email: ukiol@uni-bonn.de

Anhang I zum Schlussbericht zur kritischen Prüfung: Dokumentation der Kommentare und Empfehlungen der Gutachter sowie Antworten des Erstellers

¹Art des Kommentars

Allgemein:	Allgemeiner Kommentar
MTW:	Methodisches, technisches oder wissenschaftliches Problem
Transparenz:	Problem der Transparenz des Berichtes/der Studie
Editorial:	Editoriales Problem
Andere:	Sonstiges Problem

²Prüfer

	Initialen
Ralph Rosenbaum (IRTA)	RR
Stephan Pfister (ETHZ)	SP
Ulrich Köpke (Uni Bonn)	UK

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von AgroScope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
1	2.4.1	11, 231-238	1	MTW	Als Datenquellen für Vordergrunddaten von 101 Rohprodukten wird ecoinvent 3.3 und für alle Hintergrunddaten der Vorketten ecoinvent 3.5 angegeben. Die letzte Aktualisierung der ecoinvent Datenbank auf Version 3.6 hat erst kürzlich stattgefunden, könnte aber interessante Daten für diese Studie enthalten, wie beispielsweise Soja- und Zuckerrohrproduktion in Brasilien.	RR	1	Empfehlung den Mehrwert der neuen Daten für diese Studie abzuschätzen und gegebenenfalls eine Aktualisierung der vorzunehmen.	Im Bericht stand fälschlicherweise noch ecoinvent v3.3 als Quelle. Inzwischen wurden auch die Vordergrundprozesse auf v3.5 aktualisiert. Text im Bericht korrigiert. Eine Aktualisierung auf ecoinvent v3.6 ist momentan leider noch nicht möglich, da die Version in SimaPro noch nicht verfügbar ist. Eine händische Aktualisierung der Datenbasis wäre sehr aufwendig und fehleranfällig. Sicher wäre das gerade wegen der Sojaproduktion in Brasilien interessant.	Akzeptiert
2	2.4.1	11	1	MTW	Welches ecoinvent Systemmodell wurde verwendet?	RR	1	Bitte klarstellen.	Allocation, cut-off by classification wurde verwendet. Im Bericht ergänzt.	Akzeptiert
3	2.4.1	12, Tabelle 2	1	MTW	Wie in Tabelle 2 dargestellt, die Modelle für die Quantifizierung der direkten Pestizidemissionen variieren zwischen den einzelnen Produkten des Warenkorbes da die Datensätze aus unterschiedlichen Datenbanken stammen die jeweils eines der drei genannten Emissionsmodelle benutzen, die sich deutlich in ihrer Präzision unterscheiden. Aufgrund der Bedeutung der Pestizide im Rahmen dieser Studie, könnte dies zu bedeutenden Inkonsistenzen innerhalb des Warenkorbes und dementsprechenden Über- oder Unterschätzungen der Pestizidauswirkungen bzw. deren Vermeidung führen.	RR	1	Eine Angleichung der Emissionsmodelle für Pestizide wäre die ideale Lösung, dürfte aber sehr aufwändig sein. Die Frage ist auch ob es wichtiger ist Konsistenz innerhalb des Warenkorbes zu wahren und damit einen möglichen Fehler eher systematischer Art in Kauf zu nehmen, oder ob alle oder möglichst viele Produkte mit der neuesten Emissionsmodellierung wie in SALCA betrachtet werden sollten, um sowohl Konsistenz als auch Präzision der Emissionsdaten zu maximieren. Es sollte entweder eine eingehendere Diskussion der Folgen dieser Inkonsistenz in den Bericht aufgenommen werden (z.B. in der Interpretation der Ergebnisse), oder, idealerweise, die neueste Emissionsmodellierung bei möglichst vielen Produkten angewendet werden.	Die Angaben waren missverständlich und wir haben sie korrigiert. Tatsächlich haben wir auf Stufe Sachbilanz, d.h. in den Ökoinventaren, 100% Emission in den Boden belassen. Wir haben den Text in Tabelle 2 wie folgt geändert: "Berechnung der Verteilung der Emissionen auf die Umweltkompartimente mit dem PestLCI consensus model (PLCM) (siehe 2.4.4). Diese Verteilung wird mit den Charakterisierungsfaktoren von USEtox V2.1 kombiniert und anschliessend in einem angepassten Charakterisierungsfaktor für Emissionen in den landwirtschaftlichen Boden integriert (siehe und 2.5.1)." Weil überall die gleichen Charakterisierungsfaktoren verwendet werden, gibt es bezüglich der Pestizidemissionen und der Wirkungsabschätzung auf die aquatische Ökotoxizität keine Inkonsistenzen.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
4	2.4.2	13, 317 ff	1	Transparenz	Die Beschreibung der Berechnung der Aufwandsmengen der Ersatzwirkstoffe ist unklar. Warum mussten diese mit den Aufwandsmengen der nicht mehr zugelassenen Wirkstoffe ins Verhältnis gesetzt werden? Sobald ein Wirkstoff gegen einen neuen ausgetauscht wird ändert sich auch die Aufwandsmenge und es sollte dann die des Ersatzwirkstoffes angewendet werden, ohne Einfluss der Aufwandsmenge des ersetzten Wirkstoffes.	RR	1	Die Notwendigkeit dieses Schrittes sowie die genaue Durchführung sollte klarer beschrieben und gegebenenfalls mit einer Formel illustriert werden.	Wir haben die Stelle präzisiert. Die verwendeten Ökoinventare bilden den Schweizer Durchschnitt der Produktion ab und enthalten deswegen viele PSM-Wirkstoffe in sehr kleinen Aufwandsmengen, die nicht der Aufwandmenge z.B. eines Spritzdurchgangs entsprechen. Daher muss man erst einmal berechnen, welchem Bruchteil einer Anwendung die Menge des nicht mehr zugelassenen Wirkstoffes entspricht und für den neuen Wirkstoff denselben Bruchteil einer Anwendung verwenden.	Akzeptiert
5	2.4.2	15, 381 und 16, 408	1	MTW	Welche Wiederholungsfrequenzen für die mechanische Unkrautbekämpfung wurden angenommen und wurden diese je nach Produkt und Produktionsort angepasst oder ein generischer Wert für alle verwendet? Inwieweit unterscheiden sich diese von der Pestizidanwendung?	RR	1	Bitte klarstellen.	Formulierung im Bericht wurde korrigiert; Vorlage war die jeweilige biologische Produktion, die Bodenbearbeitung wurde von dort übernommen	Akzeptiert
6	2.4.4	17, 456	1	Editorial	Es wird ein Konsensprozess erwähnt, was sich auf die Zeilen 435ff bezieht. Dies ist jedoch an dieser Stelle für den Leser nur schwer nachvollziehbar, da der dort beschriebene Entwicklungsprozess nicht als Konsensprozess benannt wird.	RR	1	Der Text in den Zeilen 435ff sollte den dort beschriebenen Prozess als besagten Konsensusprozess benennen, sodass spätere Bezüge darauf eindeutig zuzuordnen sind.	Ok, der vorige Abschnitt beginnt jetzt mit folgendem Satz: "Um eine konsistente Modellierung der Prozesse zwischen der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung zu erreichen, wurde ein Konsensprozess initiiert"	Akzeptiert
7	2.4.4	17, 473	1	Editorial	Der Begriff Entwicklungsstand bezieht sich auf die jeweilige Kultur, was expliziter ausgedrückt werden sollte.	RR	1	Bitte ergänzen "Entwicklungsstand der Kultur", oder anderweitig klarstellen.	Ergänzt "Entwicklungsstand der Kultur"	Akzeptiert
8	2.4.4	19	1	Transparenz	Kapitel 2.4.4 erweckt den Eindruck, dass das beschriebene, vereinfachte Verfahren für alle Produkte im Warenkorb angewendet wurde. Tabelle 2 auf Seite 12 vermittelt jedoch den Eindruck dass nur bestimmte Datensätze mit diesem Verfahren erweitert wurden.	RR	1	Bitte klarstellen.	Wir haben Tabelle 2 präzisiert (siehe Kommentar Nr. 3). Im besagten Absatz in Kap 2.4.4 haben wir einen entsprechenden Satz eingefügt: "Dadurch ist sichergestellt, dass die Pestizidemissionen in allen landwirtschaftlichen Ökoinventaren gleich behandelt werden."	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
9	2.5.1	20	1	MTW	Laut Zeile 525 wird die Deposition auf der Kultur in dieser Studie nicht berücksichtigt. Solange jedoch die volle Anwendungsmenge als Emission mit dem gewichteten Charakterisierungsfaktor multipliziert wird ist die Menge die eigentlich auf der Kultur deponiert wird mit enthalten und wird so behandelt als würde sie nicht auf der Kultur deponiert werden, sondern ebenfalls proportional zwischen den vier Emissionskompartimenten verteilt werden. Dies stellt eine Überschätzung der emittierten Pestizidmenge dar und dürfte zu einem Fehler führen der zwischen den Produkten des Warenkorbes variiert da die Menge die auf der Kultur deponiert wird unter anderem auch von der Kultur, aber auch von der Applikationstechnologie und weiteren Faktoren abhängt.	RR	1	In der Berechnung liesse sich dies lösen, wenn man den Anteil der Anwendungsmenge der auf der Kultur deponiert wird von der Anwendungsmenge (dem Wert im Ökoinventar) noch vor dem Charakterisierungsschritt abzieht. Sollte dies nicht möglich sein, wäre es sinnvoll zumindest die Variabilität (z.B. min und max) dieses Anteils zwischen den Produkten im Warenkorb darzustellen, damit sich die Grössenordnung der Überschätzung zumindest abschätzen lässt.	Die Menge Wirkstoff, die auf der Kultur deponiert wird, geht in die Berechnung mit einem Charakterisierungsfaktor von 0 ein. Es gibt daher keine Überschätzung. Wir haben im Kap. 2.4.4 und 2.5.1 entsprechende Präzisierungen angebracht.	Akzeptiert
10	2.5.1	20, 595ff	1	Transparenz	Auch wenn dies durchaus gängige Praxis ist, ist an dieser Stelle mehr Transparenz nötig. Es ist durchaus möglich dass die Toxizität von verschiedenen (gleichzeitig zugelassenen) Pestiziden mit gleichem Anwendungsspektrum eine spürbare Variabilität aufweist.	RR	1	Es sollte tabellarisch dargestellt werden für welche Pestizide dies zutrifft und mit welchen Pestiziden (und deren Charakterisierungsfaktoren) sie substituiert wurden. Es wäre auch sinnvoll, an dieser Stelle die Variabilität der Charakterisierungsfaktoren aller möglichen Substitute zu berücksichtigen und eventuell einen Mittelwert zu benutzen, um die Fehlerwirkung der Auswahl des Substitutes zu verringern.	Bericht wurde präzisiert, für die Wirkstoffe ohne eigenen Charakterisierungsfaktor haben wir den Mittelwert von Wirkstoffen mit einem ähnlichen Anwendungsspektrum eingesetzt. Wir erstellen ausserdem eine Tabelle für die betroffenen Wirkstoffe und ihre Charakterisierungsfaktoren.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
11	2.5.2	22, 663	1	Editorial	Der kumulierte Energieaufwand ist ein Indikator auf der Stufe der Sachbilanz. Da dies für andere Indikatoren explizit erwähnt wird (z.B. Flächenbedarf und Landnutzungsänderung), sollte das auch bei diesem Indikator verdeutlicht werden.	RR	1	Bitte ergänzen, dass dieser Indikator auf der Sachbilanzstufe bleibt. An dieser Stelle wäre es auch sinnvoll, explizit zu erwähnen, dass alle diese Indikatoren somit nicht Teil der Wirkungsanalyse sind und nicht darstellen ob und wie problematisch die gefundenen Werte sind.	Bezüglich dem kumulierten Energieaufwand existieren unterschiedliche Meinungen. Agroscope stellt sich auf den Standpunkt, dass die Mengen der fossilen Energieträger Sachbilanzgrößen sind, die Multiplikation mit dem oberen Heizwert bzw. dem Energiewert für Uran eine Wirkungsabschätzung darstellt. Dies wurde auch von Rolf Frischknecht bestätigt, der auf dem Gebiet tätig war. Für die Ergebnispräsentation und Interpretation werden aber sowohl Indikatoren aus der Wirkungsabschätzung als auch solche auf Stufe Sachbilanz verwendet. Um dies zu verdeutlichen, schreiben wir: "Daneben werden einzelne Indikatoren der Sachbilanz (Flächenbedarf, Abholzung) berücksichtigt."	Akzeptiert
12	2.5.2	23, 690	1	Editorial	Der Name der Life Cycle Initiative hat sich inzwischen etwas geändert und lautet nun "Life Cycle Initiative hosted by UN Environment" (SETAC ist inzwischen kein Partner mehr).	RR	2	Bitte im gesamten Bericht korrigieren.	Überall korrigiert; beim ersten Mal ausgeschrieben, später "Life Cycle Initiative der UN" als Abkürzung.	Akzeptiert
13	2.5.4	23	1	Transparenz	Im Kontext dieser Studie fehlen einige wichtige Wirkungen in dieser Liste die ebenfalls nicht berücksichtigt wurden und daher hier erwähnt werden müssen.	RR	1	Bitte ergänzen: toxische Wirkung auf terrestrische Ökosysteme (inklusive von ihr abhängiger Arten wie Vögel zum Beispiel); toxische Wirkung auf Insekten inklusive Bestäuber; toxische Wirkung auf marine Ökosysteme (u.U. wichtig bei Vorketten und Importprodukten), marine Eutrophisierung.	Ergänzt wurden: terrestrische und marine Ökotoxizität. Die marine Eutrophierung ist unseres Erachtens über die aquatische Eutrophierung N abgedeckt. In der Beschreibung des Indikators ist dies erwähnt: "Die aquatische Eutrophierung N ist hauptsächlich für marine Ökosysteme relevant ..."	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
14	2.5.4	23	1	Transparenz	Ein wichtiges Problem des aktuellen Standes der Wissenschaft im Kontext dieser Studie ist das aktuell sehr unvollständige Verständnis der Wirkung von anorganischen und metallbasierten Pestiziden, insbesondere Kupfer und entsprechende Verbindungen, wie sie im Ökolandbau verwendet werden. Dies hat zur Folge dass diese Wirkungen ebenfalls nicht oder nur schlecht in Ökobilanzen abgebildet werden können und potenzielle Auswirkungen ihrer Anwendung im Biolandbau und anderen Anbauformen die auf klassische Pestizide verzichten, demzufolge nicht berücksichtigt werden.	RR	1	Trotz der Brisanz dieses Themas wäre es im Zusammenhang mit dieser Studie wünschenswert, diese Problematik in geeigneter Weise zu kommunizieren, da sie unter Umständen zu einer verzerrten (da potenziell unvollständigen) Darstellung der Konsequenzen eines Pestizidverzichtes führen kann.	Die Wirkungen von Schwermetallen wird mit dem Modell SALCA-Schwermetall auf Stufe Sachbilanz und den Charakterisierungsfaktoren von USEtox verrechnet (siehe Tabelle 2). Kupfer als Pflanzenschutzmittel geht dabei in die Gesamtbilanz von Kupfer ein. Wir haben in 2.4.4 einen Satz ergänzt.	Akzeptiert
15	2.5.4	23	1	Transparenz	Bestimmte Pestizide, wie zum Beispiel Fungizide, können unter Umständen auch dazu beitragen, dass Nachernteverluste (post-harvest loss or field-to-market loss) geringer ausfallen sowie die Gesamthaltbarkeit eines Rohproduktes verlängern. Dies kann geringere Verluste auf dem Weg zum Endverbraucher ergeben und somit zur Effizienz des Agrarsystems beitragen. Ein Verzicht auf Pestizide der nicht mit verbesserten Massnahmen zur Verlustvermeidung einhergeht (z.B. Transportverpackung etc.), kann daher (indirekt) zusätzliche Agrarproduktion und damit zusätzliche Umweltwirkungen zur Konsequenz haben, um die höheren Verluste zu kompensieren. Dies müsste eigentlich zu den Ertragsverlusten hinzugerechnet werden.	RR	1	Dies ist ebenfalls ein brisantes Thema, das jedoch in dieser Studie nicht unerwähnt bleiben darf. Nachernteverluste sind derzeit kaum oder gar nicht quantifiziert und die entsprechenden Mechanismen wenig untersucht. Daher lassen sich diese Effekte kaum quantifizieren und können hier nur schwer oder gar nicht in den Berechnungen berücksichtigt werden. Eine qualitative Betrachtung dieser Problematik scheint mir jedoch notwendig, da diese indirekten Effekte zumindest ein Risiko darstellen und entsprechender Handlungsbedarf besteht falls auf Pestizide verzichtet wird.	Das ist ein wichtiger Punkt. Wir haben keine Datengrundlage für die Abschätzung der Nachernteverluste und diese Effekte wurden in den zugrundeliegenden Szenarien auch nicht berücksichtigt. Wir haben das Thema in der Diskussion behandelt.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
16	2.5		1	MTW	Die Auswahl der Wirkungsindikatoren besteht aus einer Mischung von Midpoint und Endpoint-Indikatoren bei der sich die Frage der kohärenten Interpretation quantitativer Ergebnisse stellen wird, insbesondere bezüglich der Präzision der Indikatoren für die Schweiz und weltweit.	RR	1	Um sicher zu gehen, dass die Auswahl der Indikatoren keine direkte und ungewollte (im Sinne der Zielsetzung der Studie) Auswirkung auf die Interpretation der Resultate hat, empfehle ich eine zweite LCIA Methode zur Wirkungsabschätzung heranzuziehen, um eine Sensibilitätsanalyse zu dieser Problematik durchzuführen.	1. Grundsätzlich möchten wir midpoint-Indikatoren verwenden, und auf Endpoint-Indikatoren ausweichen, falls kein geeigneter Midpoint verfügbar (wir haben im 1. Absatz von Kapitel 2.5 eine entsprechende Formulierung eingefügt). Da aber keine Aggregation und Gewichtung stattfindet, sind wir in der Wahl der Indikatoren etwas freier. 2. Besten Dank für den Hinweis darauf, die Ergebnisse mit einer zweiten Methode zu rechnen. Als Sensitivitätsanalyse haben wir die Ergebnisse mit ReCiPe resp. UBP berechnet (Kapitel 2.6 neu im Methodikteil eingefügt).	Akzeptiert
17	2.1	141/150-153	1	Allgemein	Wachstumsregulatoren werden von der EFSA genannt, aber hier nicht in der Definition verwendet. Gibt es einen Grund dafür?	SP	2	Klar schreiben, dass Wachstumsregulatoren nicht berücksichtigt werden.	Wir möchten die Definition der EFSA anwenden, welche Wachstumsregulatoren einschliesst. Diese haben teilweise auch toxische Wirkungen. Wir haben den Satz eingefügt: "Gemäss der obigen Definition der EFSA zählen dazu auch Substanzen, welche zwar nicht abtöten, aber das Wachstum hemmen, wie Pflanzenwachstumsregulatoren." (S. auch Kommentar Nr. 125)	Jetzt ist es klar und eindeutig
18	2.2	192-193	1	Transparenz	Blieb die Nachfrage aber konstant (wie oben beschrieben)? Heisst das pro Kopf geht der Konsum zurück? Ist das von der Studie von Schmidt et al.	SP	1	Definieren und Referenzieren	Der Konsum pro Kopf blieb innerhalb der Szenarien gleich, die Nachfrage war im Jahr 2025 aber teilweise höher als 2016, weil die Importmengen in die Zukunft extrapoliert wurden. Die dafür verwendete Zeitreihe spiegelt eventuelle Änderungen des Konsums in der Vergangenheit wieder. Satz ergänzt in Kapitel 2.3.2 (passt dort besser hin).	Angemessen angepasst
19	2.3.2	215-218	1	Transparenz	Wurde die Gesamtmenge in kg konstant gehalten? Oder wurde qualitative Aspekte (Nährwert) mitberücksichtigt (pro Kopf wäre in Zukunft weniger Menge vorhanden)	SP	2		Der Satz wurde geändert (s. Kommentar Nr. 18). Qualitative Aspekte wie eine Änderung des Nährwertes wurden nicht berücksichtigt.	Jetzt ist es klar
20	2.4.1	225	1	Allgemein	Extenso sollte kurz beschreiben werden	SP	2		Beschreibung im Bericht hinzugefügt.	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
21	2.4.1	237-238	1	Transparenz	War eine Zuordnung immer direkt möglich? Z.B. geografische Auflösung könnte sich geändert haben for RoW etc. Wurde bei ecoinvent die cut-off version benutzt? Allocations model angeben	SP	1	überprüfen und definieren	Bei den Vordergrunddaten waren nicht immer die benötigten Herkunftsländer verfügbar. Dort wurden Inventare aus anderen Ländern als Proxy gewählt (wir haben im Bericht einen Hinweis darauf angebracht; die Zuteilung der Proxy-Inventare wird in einer Tabelle im Anhang dargestellt). Die Hintergrunddaten konnten ohne grössere Probleme auf v3.5 aktualisiert werden. Die benötigten Replacements für ältere Inventare waren zum grössten Teil vorhanden, resp. fehlende Replacements konnten wir relativ einfach definieren. Unsere Szenarien benötigen irgendwo in den vorgelagerten Stufen noch 13 obsolete Prozesse (in SimaPro), die aber keine wichtige Rolle spielen. Allocation model: Siehe Kommentar Nr. 2	Angemessen angepasst
22	2.4.1	241	1	Transparenz	Allocations model von ecoinvent angeben (e.g. Cutt-off)	SP	2	Definieren	Siehe Kommentar Nr. 2	Angemessen angepasst
23	2.4.2	290-291	1	Allgemein	Wurden die Flächen dabei skaliert?	SP		Die Prinzipien kurz zusammenzufassen wäre hilfreich	Ein zusätzlicher Absatz wurde eingefügt, um das Vorgehen genauer zu erläutern.	Angemessen angepasst
24	2.4.2	318-319	1	Editorial	Das ist für mich nicht klar. Wurde nicht einfach mit dem Faktor der Aufwandmengen pro ha multipliziert?	SP	2	Besser erklären oder streichen	Siehe Kommentar Nr. 4	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
25	2.4.2	386-387	1	Allgemein	Das heisst es wird effizienter gedüngt, da die anderen impacts nur halb proppportional zum Ertrag sind (gemäss Formel 1?)	SP	2	Diskutieren	Wir haben den Text im Bericht ergänzt und umgestellt. Es war etwas missverständlich dargestellt. Für die mittleren Ertragsverluste wurden vollständig neue Ökoinventare erstellt, in denen die Düngemenge anhand des Ertrags angepasst, die Pflanzenschutzmittel entfernt und die Bodenbearbeitung angepasst wurden. Formel 1 wurde hingegen angewendet, um die Umweltwirkungen der Produktion mit tiefen resp. hohen Ertragsverlusten ausgehend von den mittleren Verlusten anzunähern. Im Kap. 4.5.2 wird dazu eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt.	Angemessen angepasst
26	2.4.4	524	1	MTW	Ist das Schweizer Mittelland nach USETOX definition nicht oft auch high-population density? Ist aber irrelevant, da human tox nicht berücksichtigt wurde	SP	3		In allen verwendeten Inventar-Datenbanken gehen landwirtschaftliche Emissionen in air/low pop. density. Unterscheidungen wurden bisher nicht gemacht. Wir haben aber die Frage auch in OLCA-Pest diskutiert und sind zum Schluss gekommen (Empfehlung von Peter Fantke), dass die Emissionen zu 100% in "rural air" gehen können; die anschliessende Verteilung auf die übrigen Kompartimente erfolgt in USEtox.	Gemäss state-of-the art ist das ausreichend
27	2.5.2	575	1	Transparenz	Gibt es eine Referenz für OLCA Pest	SP	2		Zurzeit noch nicht. Wir haben den Link zur Projekt-Website eingefügt.	Angemessen angepasst
28	2.5.2	579-580	1	Editorial	Ich würde ergänzen, dass das nicht der Realität entspricht (100% in den Boden) und deshalb die Anpassung nötig ist (so wies es jetzt beschrieben ist, war es nicht ganz klar für mich).	SP	3		Wir haben den Hinweis eingefügt: "Da es in diesem Projekt nicht möglich war, sämtliche Ökoinventare anzupassen, wurde die Verteilung der Pestizide auf die verschiedenen Umweltkompartimente in den Charakterisierungsfaktor integriert (siehe Kapitel 2.4.4)."	Angemessen angepasst
29	2.5.2	584-592	1	Editorial	Das sind keine Gleichungen sondern Definitionen (:)	SP	2		Im ganzen Bericht bei Definitionen "=" durch ":" ersetzt.	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
30	2.5.2	596-597	1	Transparenz	Wird es dazu eine liste im Anhang geben?	SP	2	Verweis auf Liste	Der Text im Bericht wurde präzisiert; es wurde eine Tabelle für die betroffenen Wirkstoffe und ihre Charakterisierungsfaktoren erstellt. Siehe Kommentar Nr. 10.	Angemessen angepasst
31	2.5.2	616	1	MTW	Weshalb wurde nicht die UNEP-SETAC Konsensus Methode benutzt, die auch noch Pflanzen beinhaltet? Abhishek Chaudhary, A., Verones, F., Baan, L., Pfister, S. and Hellweg, S. (2016) Land stress: Potential species loss from land use (global; PSSRg), Chapter 11 of the LC-IMPACT methodology. Available at: https://lc-impact.eu/doc/LC-Impact_report_SEPT2016_20160927.pdf	SP	2	Sollte erwähnt und kurz diksutiert werden	Änderung seit der 1. Review-Runde: Neu verwenden wir die Charakterisierungsfaktoren von Chaudhary & Brooks (2018). Diese wurden uns vom Autor als die aktuellsten empfohlen. Sie beinhalten auch die Flora als zusätzliche Artengruppe. Zudem werden drei Intensitätsstufen unterschieden. Wir haben die entsprechenden Absätze in Kapitel 2.5.2 umformuliert.	Angemessen angepasst
32	2.5.2	623-624	1	MTW	Die Bedrohungslage fällt nicht so stark ins Gewicht.	SP	3		Der Satz wurde umformuliert: "Die Charakterisierungsfaktoren sind dabei umso höher, je endemischer die Arten in einer Region sind und je höher die Bedrohungslage gemäss Roter Liste ist."	Angemessen angepasst
33	2.5.3	660-663	1	MTW	KEA kann auch für erneuerbare benutzt werden (wurde hier aber nur für nicht erneuerbare). Uran KEA wird nicht mit oberem Heizwert berechnet (hat keinen)	SP	2	Anpassen	Der Text wurde präzisiert.	Angemessen angepasst
34	2.5.3	692	1	MTW	Zuerst wird der Kehrwert gebildet und dann normalisiert (siehe auch nächster Kommentar)	SP	1	Das Modell berechnet die Differenz zwischen Wasserverfügbarkeit und -nachfrage relativ zur Fläche, bildet den Kehrwert und normalisiert diesen Wert mit dem Weltdurchschnitt.	Änderungsvorschlag übernommen.	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
35	2.5.3	693-694	1	MTW	<p>Leider ist das nicht so. Der global average repräsentiert die Durchschnittliche Situation in AMD, nicht den Durchschnittlich konsumierten m3 in AWARE m3-Äquivalenten.</p> <p>Die Normalisierung ist zwar so definiert: «The value of AMD_worldavg is the consumption weighted average of AMDi over the whole world»</p> <p>Aber da die Normierung im Kehrwert stattfindet ist der konsumgewichtete AWARE Wert nicht 1, sondern ca 30.</p>	SP	1	Das Ergebnis steht für den relativen Wert eines Einzugsgebietes im Vergleich zum weltweiten Durchschnitt und wird zwischen 0.1 und 100 limitiert	Änderungsvorschlag übernommen.	Angemessen angepasst
36	2.5.3	719-720	1	Editorial	Ich würde etwas ausführen, was mit "climate-carbon feedback" gemeint ist	SP	3		Eine Fussnote wurde eingefügt.	Angemessen angepasst
37	2.5.3	739	1	MTW	Weshalb ist die Einheit Personen*Jahr? Sind das normalisierte Werte? Das ist nicht klar und müsste beschrieben werden.	SP	1	überprüfen und definieren	Im Bericht korrigiert (die richtige Einheit ist mol N-Äquivalente).	Angemessen angepasst
38	2.5.3	741	1	Editorial	Im Titel des Punktes geht es nur um aquatische Eutrophierung. Für terrestrische wurde eine andere Methode verwendet (Bullet point zuvor)	SP	1	Anpassen	Im Bericht korrigiert ("terrestrisch" wurde gelöscht)	Angemessen angepasst
39	2.5.4	765-766	1	Allgemein	Es sollte am Schluss noch diskutiert werden, was Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit sind. Ich hätte es zumindest mitberechnet (auch wenn nicht in den Hauptresultaten)	SP	2	Zumindest in der Interpretation der Resultate klar diskutieren	Wird in der Diskussion im Kap. 5.3 aufgegriffen.	Angemessen diskutiert
40	3.1	784	1	Allgemein	Weshalb wurde angenommen, dass die neue ÖLN bereits in Kraft ist?	SP	3		Diese Annahmen stammen aus der Vorgängerstudie Schmidt et al. (2019) und gelten deswegen auch für unsere Studie, da wir die Szenarien unverändert übernommen haben. Wir haben die Stelle im Bericht präzisiert und werden ggf. in der Diskussion auf das Thema eingehen.	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
41	3.1	814	1	MTW	wieso gibt es keine extenso Variante bei TWI? Was ist Extenso genau?	SP	3		Erläuterung eingefügt: Die Vorgaben für den neuen ÖLN wären ohnehin strenger als die bisherigen Extenso-Vorgaben, sodass die Extenso-Produktion wegfallen würde. Beschreibung, was extenso ist: Siehe Kommentar Nr. 20	Durch Antwort zu Kommentar 20 erledigt
42	3.1	838	1	Allgemein	Tabelle 5: Weshalb wird mehr Geflügel und Eier produziert (insbesondere in S1-3 und S10-14) und weniger Schwein?	SP	3		Erklärungen für die Flächenbelegung, Tierzahlen und Produktionsmengen in jedem Szenario sind in der Vorgängerstudie Schmidt et al. (2019) zu finden. Hinweis im Bericht eingefügt.	Angemessen angepasst
43	3.2	847	1	Allgemein	Es wäre hilfreich noch die Netto-Handelsflüsse in Tabelle 6 zu zeigen	SP	3		Wurden hinzugefügt.	Angemessen angepasst
44	3.2	851-868	1	MTW	Es scheint, dass Formel 3 verwendet wurde. Formel 2 würde ja sagen, dass der Bedarf abhängig von Produktion und Handel ist, aber nach Beschrieb ist der Bedarf gegeben. Auch im Text nach der Formel 3 wird ein anderes Vorgehen beschrieben.	SP	2		Formel 2 und 3 sind jetzt neu Formel 3 und 4. Formel 3 berechnet den Gesamtbedarf für jedes Produkt im Jahr 2025 im Referenzszenario. Es wird davon ausgegangen, dass der Gesamtbedarf und die Exportmengen in allen TWI-Szenarien gleich sind wie im Referenzszenario. Für die TWI-Szenarien ist ansonsten nur die Inlandproduktion der Produkte aus Tabelle 8 bekannt. Mit Formel 4 wird also die Importmenge jedes dieser Produkte für die einzelnen TWI-Szenarien berechnet. Wir haben den Text präzisiert. Für Importprodukte, die nicht in Tabelle 8 aufgelistet sind, musste aufgrund der Datenverfügbarkeit noch ein anderes Verfahren gewählt werden. Das ist im Text nach Formel 4 beschrieben.	Angemessen angepasst und konkretisiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
45	3.2	877	1	MTW	Tabelle 7: Wurde kein Soya Handel modelliert?	SP	2		Ja, aber importierte Futtermittel wurden teilweise anders modelliert als die übrigen Importprodukte. Zwei Absätze weiter oben wurde im Text ein Satz eingefügt. Die Import- und Exportmengen aller in den Warenkorb einbezogenen Produkte wurde noch in einer Anhangtabelle dargestellt, die Herkunftsländer der Futtermittel wurden in Tabelle 9 (vorher Tabelle 7) ergänzt.	Angemessen angepasst
46	3.2	877	1	Allgemein	Tabelle 7: Länder codes benennen wäre hilfreich	SP	3		Die Länderkürzel wurden ausgeschrieben.	Angemessen angepasst
47	Anhang	1063	1	Transparenz	Allocations model von ecoinvent angeben (e.g. Cutt-off)	SP	2	Definieren	Siehe Kommentar Nr. 2	Angemessen angepasst
48	1.1	40	1	Editorial	besser: 'Betriebsmittel' als 'Hilfsstoffe'	UK	1	Betriebsmittel	Im ganzen Bericht ersetzt.	Angemessen angepasst
49	2.1	149	1	Editorial	Hier Fussnotenverweis auf Historie der Begriffsverwendung	UK	1		Eine Fussnote wurde eingefügt.	Angemessen angepasst
50	1.1	40	1	Editorial	besser: 'Betriebsmittel' als 'Hilfsstoffe'	UK	1	Betriebsmittel	Siehe Kommentar Nr. 48	Angemessen angepasst
51	2.4.2	374	1	Editorial	Umweltwirkungen können ja positiv und negativ sein. viell. doch vorn gleich klarstellen, dass immer negative U. gemeint?	UK	3		Satz geändert: "Bei steigendem Flächenertrag steigen die ungünstigen Umweltwirkungen pro Hektare typischerweise leicht an, ..."	Angemessen angepasst
52	2.4.3	431	1	Transparenz	was bedeutet "mehrere Grössenordnungen"?	UK	2		Die Unterschiede können grösser als 1 Million sein. Beispielsweise unterscheiden sich die im Rahmen von OLCA-Pest ermittelten Wirkungsfaktoren für aquatische Ökotoxizität um einen Faktor 10 ^{^7} . Durch den Austausch eines Wirkstoffs durch einen anderen kann sich das Ergebnis vollständig ändern.	Akzeptiert
53	2.4.4	512	1	Transparenz	Zielorganismen und Klammerinhalt nicht kompatibel	UK	2	.. Zielorganismen und die ihnen entsprechenden Pestizide (Herbizide, ..."	Präzisiert als "Wirkstoffklassen für verschiedene Zielorganismen (Herbizide, Fungizide, Insektizide, etc.)"	Angemessen angepasst
54	2.5.1	564	1	Editorial	englischsprachige Formulierungen generell kursiv absetzen?	UK	3		Vorschlag übernommen.	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
55	2.5.3	667&674 &683	1	Editorial	wie vor und standardisieren. Besser: ' als " , und immer kursiv	UK	3		Anführungsstriche gelöscht.	Angemessen angepasst
56	1.1	40	1	Editorial	besser ' Betriebsmittel' statt 'Hilfsstoffe'	UK	1	Betriebsmittel	Siehe Kommentar Nr. 48	Angemessen angepasst
57	2.1	149	1	Editorial	hier Fussnotenverweis auf Historie der Begriffsverwendung	UK	2		Eine Fussnote wurde eingefügt. Siehe 49	Akzeptiert
58	1.4	7, 99	2	Editorial		RR	1	Bitte "studienbegleitend" nach "erfolgt" ergänzen.	"studienbegleitend" eingefügt	Akzeptiert
59	2.3	10, 175f	2	Transparenz	Eine ganze Reihe wichtiger Verarbeitungsprozesse wurden nicht berücksichtigt, was allerdings angesichts der Fokussierung auf Umweltwirkungen (ohne menschliche Gesundheit), insbesondere von Pestiziden, durch Anwendung der TWI im Prinzip vertretbar ist. Nichtsdestotrotz empfehle ich dennoch die Ergänzung einiger Klarstellungen.	RR	2	Folgende Ergänzungen wären hilfreich: 1. Eine kurze Anmerkung dass die errechneten Umweltwirkungen nicht dem vollständigen Bild des konsumfertigen Produktes entsprechen, insbesondere bei verarbeiteten Produkten wie Käse, Wurst, Joghurt usw. 2. Eine kurze Diskussion bezüglich der Frage ob in einigen der nicht berücksichtigten Prozesse Stoffe zum Einsatz kommen die von der Umsetzung der TWI betroffen sein könnten, wie zum Beispiel Fungizide oder ähnliche Zutaten die als (natürliche) Konservierungsstoffe eingesetzt werden und über Verluste in der Kette bis zum Konsumenten auch in die Umwelt gelangen könnten.	Zu 1.: Wir haben einen neuen Abschnitt eingefügt mit der Begründung, warum die Verarbeitung zu Konsumprodukten aus der Systemgrenze ausgeschlossen wird. Ebenso haben wir im folgenden Absatz ergänzt, dass Nahrungsmittel wie tropische Früchte, die nicht in der Schweiz produziert werden, ebenfalls nicht in die Systemgrenze einbezogen sind. Zu 2.: In den nicht berücksichtigten Prozessen können sowohl mit als auch ohne Umsetzung der TWI die selben Stoffe zum Einsatz kommen. Die TWI bezieht sich nur auf den Pestizideinsatz in der landwirtschaftlichen Produktion. Sie macht keine Aussage über die Konservierung der Ernteprodukte. Das heisst, die Unterschiede beziehen sich nur auf die Produktion bis zum Feldrand.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
60	2.3.2	11, 192ff	2	MTW	Die Funktion des betrachteten Systems wird als "Bereitstellung von Nahrungsmitteln" beschrieben, welche "den Inhalt eines Warenkorb" bilden. Dies ist insofern ungenau und unter Umständen irreführend, als das in diesem Fall alle Verarbeitungs- und Transportprozesse zumindest bis zum Einzelhandel in der Studie berücksichtigt werden müssten. Tatsächlich betrachtet die Studie allerdings im Wesentlichen die Primärproduktionskette mit Vorketten und deren Umweltwirkungen. Letzteres ist im Einklang mit der Zielsetzung aber somit sollte in dieser Studie nicht von einem Warenkorb oder der Bereitstellung von Nahrungsmitteln gesprochen werden.	RR	1	Bitte die Funktion des Systems und entsprechende Formulierungen generell im Bericht präziser formulieren und Begriffe wie "Warenkorb" vermeiden, wenn die Verarbeitung von Produkten nicht berücksichtigt wurde.	In Kapitel 2.3.2 genauer erläutert, dass es sich um einen "Warenkorb landwirtschaftlicher Rohprodukte" handelt, und dass der Begriff "Warenkorb" im Bericht als Abkürzung verwendet wird. Aus unserer Sicht ist "Warenkorb" mit dieser Präzisierung der zutreffendste Begriff. Die Gefahr der Verwechslung mit dem Warenkorb für die Berechnung von Preisindizes sollte dadurch vermieden werden.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
61	2.3.2	11	2	MTW	Es ist gut nachvollziehbar, dass die Schweizer Produktionsmengen von Rohnahrungsmitteln gut erfasst und in der Studie berücksichtigt sind. Es ist jedoch unklar wie bei den Importprodukten und den Exporten aus der Schweiz zwischen verarbeiteten und nicht-verarbeiteten Nahrungsmitteln unterschieden wurde. Dies ist insofern unter Umständen wichtig, als das bei verarbeiteten Produkten eine entsprechend deutlich höhere Menge an Rohnahrungsmitteln im Ausland produziert wurden und auch die Verluste während der Produktion und des Transportes eine grössere Rolle spielen könnten. Zum Beispiel ist die Menge der verarbeiteten Milch bei importiertem und exportiertem Käse berechnet und berücksichtigt worden und wenn ja wie?	RR	1	Bitte um Klarstellung.	Generelle Präzisierung: Wir haben unter 2.3.1 ergänzt, warum Nahrungsmittel, die in der Schweiz nicht produziert werden (z.B. tropische Früchte) nicht einbezogen wurden. Im 1. Absatz unter 2.3.1 haben wir ausserdem eine Präzisierung eingefügt, dass alle Produkte - sowohl die einheimischen als auch die importierten - auf Stufe landwirtschaftliches Rohprodukt betrachtet werden. Das heisst, es werden keine verarbeiteten Nahrungsmittel betrachtet. Nur bei Zucker und Fleisch sind einige Verarbeitungsschritte dabei. Bei den Ökoinventaren, die diesen Produkten zugrunde liegen, sind alle vorgelagerten Stufen eingeschlossen, das heisst Produktionsverluste bis zu diesem Verarbeitungsschritt sind berücksichtigt. Wir haben generell keine Annahmen zu Transport- und Lagerverlusten getroffen (da die Systemgrenze das lw. Rohprodukt ist). Das könnte möglicherweise vor allem bei importiertem Obst und Gemüse zu Verzerrungen führen (1 kg Schweizer Äpfel müsste u.U. durch mehr als 1 kg importierte Äpfel ersetzt werden). Wir haben in Kapitel 3.2. einen Satz hinzugefügt, um das zu dokumentieren.	Akzeptiert
62	2.4.1	13, 254	2	Editorial	Während in Zeile 254 von 98% Importanteil an zertifiziertem Soja gesprochen wird, werden in der Fussnote 8 "mindestens 90%" für die gesamte Schweiz erwähnt und 98% für die "acht Sojabeschaffer des Netzwerks".	RR	2	Bitte um Klarstellung.	Zwei Sätze im Text korrigiert: Der Marktanteil von zertifiziertem Soja in der Schweiz lag im Jahr 2018 zwischen 90 und 98 %. Als Näherung wurden Soja-Inventare ohne Abholzung erstellt, indem aus den entsprechenden Ökoinventaren alle Inputs und Emissionen gelöscht, die mit Abholzung zu tun haben gelöscht wurden.	Akzeptiert
63	2.4.2	14, 286	2	Editorial	Die Abkürzung "GVE" wird benutzt, aber erst in der Beschreibung von Abbildung 6 auf Seite 33 erklärt.	RR	1	Bitte Abkürzungen bei erster Erwähnung ausschreiben.	Abkürzung im Text eingeführt.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
64	2.4.2	15, 334	2	MTW	Die erwähnten 0,5% entsprechen einem Abschneide-Kriterium und müssen somit laut ISO 14044 Abschnitt 4.2.3.3.3 begründet werden.	RR	1	Bitte um Ergänzung einer kurzen Begründung.	Folgende Ergänzung im Text eingefügt: "Bei insgesamt bis zu 5'000 Pflanze-Wirkstoff-Kombinationen in den Importprodukten ergab das Abschneidekriterium 0.5 % eine sinnvoll handhabbare Anzahl solcher Kombinationen, die überprüft werden konnte. Gleichzeitig ist der Wert ziemlich tief; man kann davon ausgehen, dass das Ersetzen eines eventuell nicht mehr zugelassenen Wirkstoffes mit einem Beitrag von unter 0.5 % zum Gesamtergebnis nicht zu anderen Schlussfolgerungen führen würde." Die so erfassten Wirkstoffe machen je nach Szenario 70-80% der Süßwasser-Ökotoxizität organischer Stoffe der Importe aus.	Akzeptiert
65	2.4.2	15, 315-321	2	Editorial	Dieser Abschnitt ist unklar und schwierig nachzuvollziehen.	RR	1	Bitte im Sinne einer verbesserten Klarheit überarbeiten.	Umformuliert. Jetzt ist es hoffentlich besser verständlich.	Akzeptiert
66	2.4.2	16, 374ff	2	Transparenz	Wie wurden die Ertragsverluste in den diversen Szenarien kompensiert? Ich nehme an dies geht aus der Studie von Schmidt et al. hervor, sollte aber in diesem Bericht auch explizit erwähnt werden.	RR	1	Bitte ergänzen.	Einen Satz eingefügt: Unterschiede in der Produktionsmenge aufgrund der Ertragsverluste wurden über die Importmengen ausgeglichen (s. Kapitel 3.2).	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
67	2.4.2	17, 387	2	Transparenz	Ist die direkte, lineare Kopplung der Anpassung der Ausbringung von Hofdünger an die Ertragsmengen realistisch?	RR	1	Diese Frage liesse sich am besten bei dem geplanten Arbeitstreffen erörtern.	Grundsätzlich bemisst sich der Nährstoffbedarf am Nährstoffexport durch die Erntegüter und dieser ist linear vom Ertrag abhängig. Wir haben den Satz aber umformuliert: "Der Nährstoffbedarf der Pflanzen und entsprechend die Düngemenge sowie der Stickstoffgehalt der Ernterückstände wurden proportional zur Änderung des Ertrages skaliert." Die anfallende Hofdüngermenge und deren Wirkung ist losgelöst von den Pflanzenbauinventaren; sie wird für jedes Szenario aufgrund der Tierzahl für die ganze Schweiz berechnet. Sie wird dann mit dem Gesamt-Nährstoffbedarf der Acker- und Graslandflächen verrechnet; die Differenz des Bedarfs wird über Mineraldünger gedeckt. Das war missverständlich formuliert.	Akzeptiert
68	2.4.3	17, 424ff	2	MTW	Wenn Pestizide systematisch durch mechanische Prozesse ersetzt wurden, wie wurden dann die im Biolandbau zulässigen Pestizide (Kupferverbindungen etc.) betrachtet?	RR	1	Bitte um Klarstellung oder differenzierte Diskussion.	Die zusätzlichen Bodenbearbeitungsschritte dienen als relativ einfacher resp. offensichtlicher Ersatz für Herbizide (das steht so auch im Text). Weitere Management-Massnahmen als Kompensation für das Fehlen von Pestiziden haben wir nicht einbezogen. Somit haben wir auch im Biolandbau für den Ersatz von Kupfer (das ja ein Fungizid ist) keine Ersatzmassnahmen eingebaut. Der Verzicht auf Pestizide schlägt sich auf die Flächenerträge nieder, nicht auf andere Management-Prozesse. (In den Schlussfolgerungen haben wir kurz das Thema aufgegriffen, dass der Verzicht auf Pestizide durch Managementmassnahmen und technischen Fortschritt vielleicht kompensiert werden könnte, aber diesen Effekt zu untersuchen wäre eine Aufgabe für künftige Forschungsarbeiten und ist nicht Gegenstand dieser Studie).	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
69	2.4.3	17,394ff	2	MTW	Wurde die Sensitivität der Ergebnisse bezüglich dieser Vereinfachung überprüft? Ein Test mit einigen wenigen ausgewählten, wichtigen Produkten deren Inventar angepasst würde, könnte helfen die Solidität der Ergebnisse bezüglich dieser Vereinfachung zu überprüfen.	RR	1	Ich würde die Machbarkeit dieser Sensitivitätsstudie gerne bei unserem Arbeitstreffen besprechen.	Wir haben eine solche Sensitivitätsanalyse durchgeführt (s. Kommentar Nr. 21). Im Kapitel 2.4.3 haben wir einen Hinweis auf die Sensitivitätsanalyse eingefügt.	Akzeptiert
70	2.4.4	21, 544f	2	Editorial	Die Formulierung "nicht berücksichtigt" lässt offen, ob dieser Elementarfluss für aquatische Ökotoxizität von Bedeutung ist oder nicht. Ich halte es für sinnvoll zu erwähnen, dass diese Emission vor allem für die Berücksichtigung von Pestizidrückständen und damit für die menschliche Gesundheit relevant ist und diese hier nicht betrachtet werden, da die menschliche Gesundheit nicht Gegenstand der vorliegenden Studie ist.	RR	3		Text wie folgt präzisiert: "Gemäss dem aktuellen Stand der Methodik haben die Wirkstoffe, die auf den Kulturpflanzen deponiert werden, eine Wirkung auf die Humantoxizität (in dieser Studie nicht berücksichtigt), jedoch keine Wirkung auf die aquatische Ökotoxizität (d.h. Charakterisierungsfaktor = 0)." Zudem wurde bei der Formel 2 eine entsprechende Fussnote eingefügt.	Akzeptiert
71	2.5	22	2	MTW	Die ISO 14044 verlangt in Abschnitt 4.4.2.2.1, dass die Auswahl der Wirkungskategorien, Kategorieindikatoren, und Wirkungsmodelle begründet werden und kohärent mit der Definition des Ziels und des Umfangs der Studie sein müssen. Der Verweis auf eine publizierte Methodensammlung (hier SALCA) oder eine andere Quelle die die Zusammensetzung der Indikatorensammlung generisch begründet ist daher als Begründung nicht ausreichend.	RR	1	Bitte um Ergänzung der entsprechenden Begründung.	Die Kriterien für die Methodenauswahl und die Begründung wurde eingefügt. Zudem wurden in 2.5.5 noch Begründungen für die nicht berücksichtigten Wirkungskategorien eingefügt.	Akzeptiert
72	2.5.1	23	2	Editorial	Die Definition der Speziierung in Fussnote 18 ist unvollständig, da sie wichtige Elemente der Speziierung unerwähnt lässt und lediglich die Oxidationsstufen zur Definition heranzführt. In dieser Definition fehlende Elemente sind zum Beispiel die isotopische Komposition, Komplexbildung oder Molekularstruktur.	RR	1	Bitte die Definition vervollständigen, zum Beispiel basierend auf der Definition der IPUAC. Siehe auch S. 65, Zeile 1639.	Fussnote wurde entsprechend präzisiert und ergänzt.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
73	2.5.3	25	2	MTW	Die Auswahl des Wirkungsmodells für aquatische Eutrophierung entspricht nicht dem aktuellen Stand der Entwicklung und weicht von der ILCD Methode ab welche für terrestrische Eutrophierung ausgewählt wurde womit die Wirkungsabschätzung zwischen terrestrischer und aquatischer Eutrophierung inkonsistent ist.	RR	1	Diese Inkonsistenz sollte entweder sehr spezifisch begründet werden oder durch die Auswahl einer konsistenten Methode behoben werden. Für die Sensitivitätsanalyse dieser Kategorie würde sich ImpactWorld+ eher eignen als ReCiPe 2016, dies ist jedoch im Vergleich zu obigem Punkt eher zweitrangig und sollte beim Arbeitstreffen erörtert werden.	Die Begründung wurde verbessert. Wir folgen hier der ILCD-Empfehlung nicht, sondern verwenden die Methode EDIP2003, die eine gewisse Regionalisierung erlaubt.	Akzeptiert
74	2.5.4	27, 775	2	Editorial	Diese Methode wird ebenfalls von ILCD empfohlen.	RR	2	Im Sinne einer (zwischen verschiedenen Wirkungskategorien) konsistenten Begründung der Methodenauswahl könnte die ILCD Empfehlung ebenfalls erwähnt werden. Ähnliches gilt für andere Wirkungsmodelle (z.B. Biodiversität), wo es ebenfalls sinnvoll erscheint relevant Empfehlungen zu erwähnen.	Wir haben ergänzt, dass die Methode von ILCD empfohlen wird, auch bei den übrigen Wirkungsabschätzungsmethoden, wo das der Fall ist.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscopie	Antwort des Prüfers (Runde 2)
75	2.6	29, 848ff	2	MTW	Die Wahl der Alternativmethode zur Wirkungsabschätzung der Pestizid-Wirkungen ist problematisch und meiner Ansicht nach nicht begründbar. Die gewählte Methode (UBP 2013) basiert, wie im Bericht korrekt beschrieben, nicht auf einer mechanistischen Wirkungsmodellierung (was im Übrigen laut Abschnitt 4.4.5 der ISO 14044 für eine vergleichende, zur Veröffentlichung bestimmte Studie nicht zulässig ist), sondern vereinfacht ausgedrückt, auf politischen Reduktionszielen. Die Bewertungsmethodik und ihre Interpretation sind in keiner Weise mit USEtox vergleichbar und stellen aufgrund sehr unterschiedlicher Zielsetzungen beider Methoden, keine sinnvolle Alternative (im Sinne einer Sensitivitätsanalyse) zu USEtox dar. Obwohl ReCiPe mit hoher Wahrscheinlichkeit deutlich weniger Elementarflüsse dieser Studie analysieren kann als USEtox, ist sie aus methodischer Sicht doch die bessere Wahl für eine Sensitivitätsanalyse.	RR	1	Ich würde dies gerne bei unserem Arbeitstreffen vertiefen und besprechen.	Der Text wurde entsprechend ergänzt. Die Hauptmethode USEtox ist ISO-konform und UBP 2013 wird lediglich in der Sensitivitätsanalyse verwendet. Zudem lag aus einem früheren Projekt bereits eine Methode vor, wo fehlende Charakterisierungsfaktoren bereits ergänzt wurden.	Akzeptiert
76	3.2	36, 988ff	2	MTW	Die Datenplattform TRASE des Swedish Environmental Institute (SEI) könnte möglicherweise helfen die erwähnten Datenlücken bezüglich u.a. von Sojaimporten zu schliessen.	RR	2	Aufgrund der Bedeutung der Sojaimporte empfehle ich diese Möglichkeit zu evaluieren.	Vielen Dank für den Hinweis auf diese Datenquelle. Der Text bezüglich der Daten aus SWISSland war missverständlich formuliert; das haben wir angepasst. In diesem Projekt bleiben wir bei unserem Vorgehen, dass wir aus unseren Tier-Ökoinventaren die Information holen, welche (importierten) Futtermittel die Tiere fressen. Für die Zukunft ist TRASE sicher eine interessante Datenquelle.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
77	generell		2	Transparenz	Der Projektionszeitraum von nur 5 Jahren bis 2025 stellt eine wichtige Begrenzung bzw. Vereinfachung für diese Studie dar. Dies erlaubt unter anderem, die Annahme, dass sich die Produktionspraxis nicht verändert. Es erscheint indes wünschenswert, die möglichen Auswirkungen dieser Vereinfachung zu diskutieren. Könnten sich Schlussfolgerungen ändern, falls ein längerer Zeitraum gewählt würde?	RR	2	Obgleich diese Diskussion streng genommen nicht zu einer besseren ISO-Konformität beiträgt, könnte sie dennoch die Transparenz der Studie erhöhen.	Wir haben das Thema in der Diskussion Kapitel 5.2 unter "Konsequenzen der zusätzlichen Nachfrage im Ausland" aufgegriffen. Der kurze Projektionszeitraum liefert eine Begründung dafür, warum wir für die Importländer keine Änderung der Produktionspraxis angenommen haben. Bezüglich der Inlandproduktion ist das Thema heikel, weil viel diskutiert wird, wie sehr und wie schnell sich nach Annahme der TWI die Produktionspraxis im Inland anpassen würde. Dort macht eine vertiefte Analyse mit Veränderungen der Produktionspraxis erst Sinn, wenn die Annahmen zur Umsetzung der TWI von den Entscheidungsträgern eingeengt wurden. In den Schlussfolgerungen haben wir das Thema Entwicklung von Produktionsmethoden und Technologie unter künftigem Forschungsbedarf aufgeführt.	Akzeptiert
78	4.5	58	2	MTW	Die einzige explizite Sensitivitätsanalyse dieser Studie untersucht den Einfluss der Auswahl der Wirkungsanalysemethode, was in der Tat auch wichtig ist. Abschnitt 4.5.1.1 der ISO 14044 verlangt jedoch dass die Interpretation der Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsanalyse eine Sensitivitätsanalyse signifikanter Inputs, Outputs und methodischer Entscheidungen beinhaltet, um die resultierenden Unsicherheiten der Ergebnisse zu verstehen.	RR	1	Diese Analyse sollte nachgebessert bzw. ergänzt werden.	Zusätzliche Sensitivitätsanalysen wurden durchgeführt (neu erstellte Kapitel: 2.6.1, 2.6.2, 4.5.1, 4.5.2 sowie Ergänzung an den entsprechenden Stellen in der Diskussion). Themen: (1) Einfluss von Proxy-inventaren für nicht mit Ökoinventaren abgedeckte Herkunftsländer; (2) Test der Extrapolationsmethode für die unterschiedlichen Ertragsverluste. In Kapitel 2.4.1 und 2.4.2 haben wir Hinweise auf die jeweilige Sensitivitätsanalyse eingefügt.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
79	generell		2	Transparenz	In Abschnitt 5.2 der ISO 14044 werden Anforderungen an einen Bericht für Dritte definiert, die nach meiner Ansicht auch auf die geplante Veröffentlichung der Ergebnisse dieser Studie (laut Kapitel 1.3) Anwendung finden müssen.	RR	1	Dies sollte Gegenstand einer Diskussion während des Arbeitstreffens sein.	Die Anforderungen der ISO 14044, 5.2 wurden geprüft und folgender Punkt wurde im Bericht ergänzt: * Das Statement, dass die Studie gemäss ISO-Normen 14040 und 14044 durchgeführt wurde (Kap. 1.2): "Diese Studie wurde gemäss den ISO-Normen 14040 und 14044 (ISO 2006a und 2006b) durchgeführt. Es handelt sich um eine vergleichende Ökobilanz, welche die Umweltwirkungen nach einer möglichen Umsetzung der Trinkwasserinitiative einer Referenz gegenüberstellt."	Akzeptiert
80	generell		2	Transparenz	Ähnliches gilt für Abschnitt 5.3 der ISO 14044, der Anforderungen an Studien mit vergleichenden Aussagen formuliert.	RR	1	Dito. Die meisten Aspekte sind bereits in der Studie enthalten, könnten aber noch expliziter dargestellt werden.	Die Anforderungen der ISO 14044, 5.3 wurden geprüft und folgender Punkt wurde im Bericht ergänzt: * Ein Satz zur Vergleichbarkeit der Systeme in Kap. 2.3.2: "Durch die Wahl der Systemgrenzen, die Definition der Funktion und der funktionellen Einheit ist sichergestellt, dass die Umweltwirkungen zwischen den untersuchten Szenarien im Sinne der ISO-Norm (ISO 2006b) vergleichbar sind."	Akzeptiert
81	1.2	6	2	Editorial	Eine genauere Angabe der Zielsetzung (siehe Abschnitt 4.2.2 der ISO 14044) sollte einen expliziten Hinweis darauf enthalten, dass die Studie vergleichend ist (diverse Szenarien mit und ohne Umsetzung der TWI) und als Basis für eine Veröffentlichung der Ergebnisse dienen soll.	RR	1	Diese Information sollte formell und explizit in der Zielsetzung angegeben werden, da sie wichtige Auswirkungen auf die Anforderungen an die Kritische Begutachtung der Studie hat.	Wir haben in Kap. 1.2 (siehe Kommentar Nr. 80) und 1.3 entsprechende Ergänzungen angebracht: "Der vorliegende wissenschaftliche Bericht bildet die Grundlage für die Abschätzung der Wirkungen auf die Umwelt bei einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative und ist zur Veröffentlichung bestimmt."	Akzeptiert
82	2.3	10f	2	Transparenz	Die Anwendung von Allokations-Regeln spielt eine wichtige Rolle und deren eindeutige Benennung und Diskussion ist gemäss Abschnitt 4.2.3.1 der ISO 14044 obligatorisch.	RR	1	Dies sollte im Bericht ergänzt werden.	Unter 2.4.1 wurde ein Absatz zur Allokationsmethodik eingefügt. Das Thema ist im Zusammenhang mit den verwendeten Ökoinventar-Datenbanken und den dort angewendeten Regeln von Belang.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
83	2.3	10f	2	Transparenz	Ähnliches gilt für die verwendeten Abschneidekriterien (für die Berücksichtigung oder den Ausschluss von Inputs und Outputs). Diesbezüglich verlangt Abschnitt 4.2.3.3.3 der ISO 14044 dass diese mit den Annahmen auf denen sie beruhen klar beschrieben werden müssen. Für vergleichende und zu veröffentlichende Studien gilt zudem dass die Sensitivitätsanalyse die Abschneidekriterien Masse, Energie und Umweltrelevanz berücksichtigen muss.	RR	1	Dies sollte im Bericht expliziter dargestellt werden.	Die Beschreibung der Systemgrenzen und der berücksichtigten bzw. vernachlässigten Produkte und Prozesse unter 2.3.1 wurde ausgebaut. Zudem wurden die Abschneidekriterien bei der ecoinvent-Datenbank (Cut-Off System Model) beschrieben, welchen auch bei den anderen Datenbanken zur Anwendung kommt.	Akzeptiert
84	2.3	10f	2	Transparenz	Ebenfalls als Teil des Untersuchungsrahmens verlangt Abschnitt 4.2.3.6 (ISO 14044) die klare Definition und Angabe von Datenqualitätsanforderungen die für die Erfüllung der Zielsetzung notwendig sind. Abschnitt 4.2.3.6.2 liefert eine Liste aller Anforderungen die dabei berücksichtigt werden müssen. Diese sind für eine vergleichende und zu veröffentlichende Studie obligatorisch.	RR	1	Dies sollte im Bericht ergänzt werden.	Es wurde ein neues Unterkapitel 2.4.4 "Anforderungen an die Datenqualität" eingefügt, in dem dieser Aspekt behandelt wird.	Akzeptiert
85	2.3.2	11, Abbildung 3	2	Transparenz	Bei der Produktion im Ausland würde ich auch noch Import minus Export in die Klammer nehmen (wie bei der CH Produktion), da gewisse Produkte ja auch reexportiert werden.	SP	1	Sollte angepasst und das Vorgehen zu den Exporten präzisiert werden (i.e., dass nur Rohprodukte angeschaut werden)	Kapitel 2.3.1 wurde generell noch präzisiert. Den Re-Export von Importprodukten haben wir nicht berücksichtigt. Dazu hatten wir keine Daten. Wir sind davon ausgegangen, dass die exportierten Produkte bis auf Zucker (s. Erläuterung im Text) alle in der Schweiz produziert wurden. Somit gibt Abbildung 3 unsere Modellierung wieder.	Angemessen angepasst
86	2.4.2	14, 284ff	2	MTW	Es ist nicht klar, wie mit Ertragsänderungen in diesem Fall umgegangen wurde	SP	2	Hier würde ich noch auf die nächste Seite verweisen, wie mit Ertragseffekten umgegangen wird (hier hatte ich es eher so verstanden, dass es nicht berücksichtigt wird). Ich würde hier einfach einen Satz ergänzen, z.B: «Flächenertragsänderungen wurden wie unten beschrieben berücksichtigt».	Wir haben einen Satz eingefügt: "Um die TWI-konforme Produktion in den Szenarien abzubilden, wurden die Ökoinventare bezüglich Flächenerträgen und Pflanzenschutzmassnahmen angepasst; das Vorgehen wird weiter unten in diesem Kapitel (S. 29f.) beschrieben."	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
87	2.4.2	14, 296	2	Transparenz	Referenz zu "ZA-AUI-Netzwerk" fehlt	SP	1	Referenz angeben	Es gibt keine Publikationen; die Daten stammen aus einer eigenen Datenanfrage an das ZA-AUI-Team. Wir haben den Link zur Website der ZA-AUI angegeben.	Angemessen angepasst
88	2.4.2	16, 383	2	Allgemein	Ist die Gleichsetzung von TWI konformen Betreiben und Bio-Anbau akzeptabel?	SP	3	Da könnte man in der Diskussion noch eingehen, ob das eher überschätzt ist (oder unterschätzt)	S. Kommentar Nr. 68 Als grobe Näherung für den Ersatz von Herbiziden haben wir mechanische Unkrautbekämpfungsmassnahmen wie in den Bio-Anbau-Inventaren angenommen. Diese tragen nur sehr wenig zu den Umweltwirkungen der Szenarien bei. Eine extra Diskussion ist unseres Erachtens deshalb nicht notwendig, weil sich auch bei einer Änderung dieser Annahme keine deutlichen Auswirkungen ergeben würden.	Angemessen erläutert (nicht relevant)
89	2.4.2	17, 391ff	2	Editorial	Bei diesem Abschnitt könnte der Leser evtl. Verstehen, dass sich das pro Produkt bezieht, aber hier geht es um Flächenbezogene Auswirkungen	SP	1	Titel ändern und pro Hektar reinnehmen (oder pro Fläche): Näherung der Umweltwirkungen pro Hektar bei TWI-konformem Acker- und Futterbau bei tiefen und hohen Ertragsverlusten:	Titel wurde korrigiert	Angemessen angepasst
90	2.5.2	23, 637	2	Transparenz	Es ist nicht klar, weshalb die Chaudhary und Brooks Methode gewählt wurde	SP	2	Ich würde hier erwähnen, dass die Methode ähnlich ist wie die UNEP Methode (eine Weiterentwicklung), aber mit demselben Prinzip.	Die entsprechende Ergänzung wurde angebracht.	Angemessen angepasst
91	2.5.2	24,669	2	MTW	Die Einheiten des Charakterisierungsfaktors sind nicht korrekt für Land use	SP	1	Das ist die Einheit der Faktoren für Land use Change (pro Fläche). Die Einheit für Land use sollte «Arten-Jahr pro m2-Jahr» sein	Korrigiert und weiter vorne ergänzt, dass auch Landnutzungsänderung berücksichtigt wird.	Angemessen angepasst
92	2.5.2	24, 681	2	MTW	Die hier verwendete Methode ist nicht Chaudhary et al 2016	SP	2	Das war das Paper, das als Grundlage für die "UNEP Methode" benutzt wurde, aber oben wird auf das neuere verwiesen. Das sollte klar gestellt werden (siehe auch Kommentar vorher)	Korrigiert	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
93	2.5.3	25, 728ff	2	Allgemein	Gibt es eine Begründung (ausserhalb der Methode), weshalb die Faktoren in der Schweiz höher sind	SP	3	Das ist interessant. Für P zeigen globale Modellierungen mit anderen Methoden, dass die Impacts globaler Produktion oft ziemlich höher als CH Impacts sind (v.A: wegen der hohen Erosion in einigen Ländern). Das wurde in Scherer and Pfister 2016 publiziert. Ich erwähne es, weil hier durch andere Methoden eine andere Schlussfolgerung resultiert, was man diskutieren könnte (als Vorschlag) – da sind ja hohe Unsicherheiten drin.	Wir haben die Diskussion (Kapitel 5.3, Vergleich von Inlandproduktion und Importen) bezüglich Regionalisierung noch ergänzt.	Angemessen angepasst und diskutiert
94	4	38, 1035	2	Transparenz	Die Abholzungsthematik sollte etwas in den Kontext der verwendeten Daten gesetzt werden	SP	2	Es sollte diskutiert werden, dass die Abholzung in der LCA oft sehr grob abgeschätzt wurde. Zudem denke ich, Abholzung sollte am Schluss diskutiert werden, da z.T: in Exportländern auch noch yield gaps geschlossen werden können und nicht unbedingt linear skaliert werden kann.	Wir haben das Thema in der Diskussion (Kapitel 5.3) aufgegriffen für Rinderhaltung in Brasilien (s. auch Bemerkung Nr. 166). Ausserdem haben wir es in Kapitel 5.2, unter "Konsequenzen der zusätzlichen Nachfrage im Ausland" behandelt.	Angemessen angepasst und diskutiert
95	4	38,1038	2	Allgemein	Die Aufteilung Inland und Ausland fehlt.	SP	2	Hier würde ich bereits bei der Resultatübersicht noch erwähnen, dass das Resultat ein Outsourcing der Umweltschäden bewirkt (höherer Anteil ausländischer Impacts).	Weiter oben im selben Absatz wurde ein Satz hinzugefügt: "In den TWI-Szenarien findet also eine Verlagerung der Umweltlast in die Importländer statt".	Angemessen angepasst
96	4.1	40, 1045ff	2	Editorial	Dieser Abschnitt ist allgemein für alle Kategorien	SP	3	Dieser Teil sollte auch unter Kapitel 4 kommen.	Der Abschnitt wurde unter 4. verschoben.	Angemessen angepasst
97	4.1	42, Abb9	2	Editorial	Legende fehlt	SP	1	Gilt hier auch die Legende aus Abb. 8? Dann würde ich es ergänzen	Diese Abbildung braucht keine Legende. Die Farben zeigen nur die verschiedenen Abschnitte des Kreisdiagramms. Diese sind direkt beschriftet. Die Farben wurden geändert, sodass sie nicht mehr ähnlich aussehen wie in den anderen Abbildungen.	Einverstanden
98	4.1	43,1129	2	Editorial	Das ist in Abb. 10 nicht separat angegeben, oder sind das Obst, Gemüse...?	SP	1	In Abb. 10 nicht angegeben, oder Kategorie im Text anpassen	"Spezialkulturprodukte" wurde als Sammelbegriff für Obst, Gemüse und Wein verwendet. Das wurde im Text ergänzt.	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
99	4.1	44, 1145ff	2	Editorial	Hier würde ich noch explizit erwähnen, dass nach TWI kein Kupfer mehr verwendet werden darf (anders als jetzt bei Bio)	SP	3	Erwähnen	Wir haben einen entsprechenden Satz hinzugefügt: "Im TWI-konformen Anbau wird gemäss den Annahmen dieser Studie kein Kupfer mehr eingesetzt."	Angemessen angepasst
100	4.2	44, 1165 / 45,1182	2	Transparenz	Welche Methode ist gemeint?	SP	1	Hier sollte die Referenz angegeben werde. Es ist Chaudhary and Brooks (die UNEP Methode wäre Chaudhary et al und könnte auch als Chaudhary Methode verstanden werden - ist aber nicht identisch).	Die korrekte Bezeichnung der Methode wurde überall im Bericht eingefügt.	Angemessen angepasst
101	4.2	45,1185ff	2	Editorial	Das gilt nur für Inlandproduktion	SP	1	Hier sollte explizit gesagt werden, dass das nur CH Produktion ist (und im Trade-off zum Ausland steht)	Der Satz wurde präzisiert.	Angemessen angepasst
102	4.2	46, 1210ff	2	Editorial	Das gilt nur für Inlandproduktion	SP	2	Hier sollte explizit gesagt werden, dass das nur CH Produktion ist	Wir haben etwas ergänzt: "...wurde ein flächengewichtetes Mittel der Biodiversitätspunkte und des Biodiversitätsdefizits innerhalb der Schweiz für alle Szenarien berechnet."	Angemessen angepasst
103	4.3	47, 1235	2	Editorial	Mais ist ja aber auch ein Getreide (in Sätzen vorher gelistet). Wird hier nur Futtermais angeschaut?	SP	2	Klarstellen, ob hier nur Futtermais angeschaut wird	Weiter oben ergänzt: "Getreideflächen (ohne Mais)". Bei den Körnermaisflächen wissen wir nicht genau, wie der Mais genutzt wird, wir gehen aber davon aus, dass das meiste Futtermais ist, weil die Mais-Produktion für Nahrungsmittel in der Schweiz marginal ist.	Angemessen angepasst
104	4.3	48, 1255	2	MTW	Ist das ein Methodenartefakt?	SP	2	Das sollte kurz diskutiert werden: Ist das ein Methodenmangel oder effektiv so zu bewerten?	Hier haben wir uns auf die gewählten Wirkungsabschätzungsmethoden abgestützt. Wir haben an dieser Stelle einen Verweis auf die Methodik eingefügt und haben das Thema Regionalisierung im Diskussionsteil aufgegriffen.	Angemessen diskutiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
105	4.3	51, 1304	2	mtw	Macht das Sinn oder ist das ein Modellartefakt?	SP	3	Das könnte man auch kurz diskutieren	Dass Ammoniakemissionen den grössten Beitrag zum Versauerungspotenzial bei der landwirtschaftlichen Produktion bringen, wurde in vielerlei Studien bestätigt. Gemäss der verwendeten Wirkungsabschätzungsmethode war der Charakterisierungsfaktor für die Schweiz tiefer als der Durchschnittswert, der für die Importe galt.	Gut überprüft
106	4.4	53, 1329	2	mtw	Macht es Sinn, dass im EU Ausland die Emissionen deutlich höher sind als in der Schweiz? I.d.R ist Weide Bewirtschaftung ja GHG-intensiver als Feedlot Produktion (also z.B: holländische Milchprodukte).	SP	2	Das sollte kurz diskutiert werden: Ist das ein Inventarmangel oder effektiv so zu bewerten?	Das liegt nicht an den Inventaren selbst, sondern an der Tatsache, dass in den TWI-Szenarien die Tierproduktion in der Schweiz extensiver wurde. Das heisst, die Tierzahl nahm weniger stark ab als die Produktionsmenge. Zudem ergaben sich Verschiebungen innerhalb der Tierproduktion (z.B. Abnahme bei Milchkühen, Grossviehmast und Schweinemast) hin zu extensiven Produktionssystemen wie Mutterkuhhaltung. Die Tiere im Inland erzeugten also immer noch ihre Umweltwirkung, während die grössere Lücke der Produktion durch Importe ausgeglichen werden musste. Deswegen nahm die Wirkung der Importe stärker zu als die Wirkung der Tierhaltung im Inland abnahm. Im Kapitel 3.1 (Datengrundlage, Definition der Szenarien) haben wir einen Satz eingefügt.	Danke für die Erklärung

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
107	4.4	56,1375ff	2	MTW	Ist die Abholzung durch Soja allenfalls überschätzt?	SP	2	Wie oben erwähnt, denke ich Abholzung braucht eine kurze Diskussion der Inventar-Annahmen	Die Abholzung durch Sojaanbau bei den importierten tierischen Nahrungsmitteln stammt aus den ecoinvent-Daten und bildet somit einen Weltmarkt-Durchschnitt ab. In Kapitel 2.4.1 wurde noch ein Satz eingefügt, der das erläutert ("Die importierten tierischen Nahrungsmittel nutzen als Soja-Futtermittelinput unveränderte Ökoinventare aus ecoinvent und enthalten somit die dort hinterlegte Menge an Abholzungsflächen."). Die Szenarienergebnisse für die Abholzung kommen aber zum grossen Teil nicht aus dem Sojaanbau, sondern aus der Weidehaltung. Das Thema Inventar-Annahmen zur Abholzung haben wir in der Diskussion behandelt.	Angemessen angepasst
108	4.5	58, 1437	2	Editorial	Diese Abbildung ist nur sehr schwer lesbar. Kann man die auch als XLS Datei verfügbar machen?	SP	2	Als XLS bereitstellen und Darstellung im Dokument verbessern (gilt für mehrere Tabellen)	Wir haben die Abbildung in drei einzelne Abbildungen aufgeteilt, somit sind sie genauso wie die übrigen Abbildungen im Ergebnisteil.	Angemessen angepasst
109	4.5	61, Abb27	2	Allgemein	Wasserverbrauch ist in der Schweiz tendenziell überschätzt, da die Modellierung Bewässerungsbedarf und rapportierte Bewässerungsdaten mischt (weil diese global nicht verlässlich sind)	SP	3	Hier könnte man noch diskutieren/erwähnen, dass Wasserverbrauch durch die Inventarmodellierung in ecoinvent in der Schweiz generell überschätzt wird.	Für die Produktion in der Schweiz haben wir grösstenteils Ökoinventare aus der SALCA-Datenbank verwendet (ausser für Gemüseanbau). Die SALCA-Inventare enthalten grösstenteils keine Bewässerung und unterschätzen daher den Wasserverbrauch eher als dass sie ihn überschätzen. Die Annahmen zur Modellierung sind in den zitierten Berichten (Kapitel 2.4.1) geschildert.	Danke für die Erklärung
110	5.1.2	63, 1525	2	MTW	terrestrische Eutrophierung auf landwirtschaftlichen Flächen kann ein Nutzen sein und man könnte argumentieren, dass es keinen Umweltschaden beschreibt, da der Effekt direkt auf der Weidefläche stattfindet.	SP	2	Diskussion der Problematik hinzufügen	Die Methode Accumulated Exceedance berücksichtigt die Empfindlichkeit der verschiedenen Ökosysteme. Das haben wir im Methodenteil (Kap. 2.5.3) ergänzt.	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
111	5.1.2	63, 1530ff	2	Allgemein	Hier könnte man auch noch sagen, dass je strenger die TWI umgesetzt würde, desto grösser der Impacts wäre (ich denke das sagen die Resultate relativ deutlich)	SP	2	Szenarien im Kontext der Umsetzung diskutieren (Evtl. Auch erst auf Seite 67 nennen; siehe Kommentar dort)	Wir haben in 5.1.2 einen Satz ergänzt: "In diesen Szenarien ist der Anteil TWI-konform wirtschaftender Betriebe gross." Die Umsetzung der TWI und weitere Einflussfaktoren auf die Umweltwirkungen werden in 5.2 diskutiert.	Angemessen angepasst
112	5.2	64, 1563ff	2	Allgemein	Falls sich die Preise ändern, würde man einen Effekt auf den Konsum erwarten.	SP	3	Hier noch erwähnen, dass sich auch kein Effekt auf die Preise direkt aus der Initiative ableiten lässt (auch eine Umsetzungsfrage)	Weiter oben einen Satz eingefügt: "Auch Effekte auf die Konsumentenpreise lassen sich aus dem Initiativtext nicht ableiten."	Angemessen angepasst
113	5.2	64, 1589	2	Transparenz	Sind hier in den Inventaren konsistente Annahmen (insbesondere zwischen CH und anderer Länder?)	SP	2	Genauer Beschrieben, was der Effekt der Proxys auf die Resultate ist (z.B: Brasilien als Proxy für Uruguay und dessen Effekt auf Abholzung und andere Umweltwirkungen)	Wir haben zwei Sätze über die Sensitivitätsanalyse zu den Proxys eingefügt.	Angemessen angepasst
114	5.2	65,1651ff	2	Allgemein	Aber in der Summe (CF * Inventar) sind die anorganischen geringer, oder?	SP	3	gegebenenfalls präzisieren	Die Ökotoxizität anorganischer Stoffe (CF*Impact) ist grösser. Möglicherweise war Tabelle 10 missverständlich, weil die Ergebnisse für Ökotoxizität organischer und anorganischer Stoffe in einer unterschiedlichen Einheit gezeigt wurden (10 ⁶ resp. 10 ⁹ PAF.m3.day). Das wurde korrigiert, beide haben dort jetzt dieselbe Einheit.	Angemessen angepasst
115	5.2	66, 1686ff	2	MTW	Man könnte hier noch die Sensitivität rechnen, wenn man jeweils das nach Umweltschaden beste und schlechteste Land für jedes Produkt auswählt (oder diskutiert, wie gross die Unterschiede sind, wenn man sich um einen Standardabweichung hoch oder runterbewegt, aufgrund der Impacts unterschiedlicher Länder)	SP	1	Hier sollte in der einen oder anderen Form eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, da sich zusätzliche Importe nicht unbedingt proportional zu jetzigen entwickeln	Wie vorgeschlagen haben wir eine zusätzliche Sensitivitätsanalyse zur Verwendung von Ökoinventaren aus verschiedenen Ländern durchgeführt (Kapitel 2.6.1 und 4.5.1). Dabei wurde von den verfügbaren Ökoinventaren jeweils jenes für die intensivste und die extensivste Produktion eingesetzt.	Das ist sehr informativ und gut adressiert
116	5.2	67, 1717ff	2	Allgemein	Generell kann man sagen, dass je strenger die TWI umgesetzt würde (oder je umfangreicher/erfolgreicher), desto grösser die Impacts wären	SP	1	Hier oder am Schluss des Abschnittes erwähnen	S. Kommentar Nr. 111	Angemessen durch Kommentar 111 adressiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
117	5.3	68,1773ff	2	Allgemein	Könnte man grob zusammenfassen, dass generell der impact im Inland kleiner ist (aus der 2014 Studie)? Die Resultate scheinen das zu zeigen	SP	2	gegebenenfalls präzisieren	Die Studie sagt nicht, dass der Impact einzelner Produkte pro Kilogramm im Inland kleiner ist. Um dieses Missverständnis zu vermeiden, haben wir einen Satz eingefügt, um die Ergebnisse besser zu erklären: "Einerseits verschieben sich die Produktionsmengen im Inland, andererseits wird die Tierproduktion extensiver, weswegen mehr resp. andere Produkte importiert werden müssen." Zudem wird diese Thematik ausführlich in der Diskussion (Kapitel 5.3, Abschnitt "Vergleich von Inlandproduktion und Importen") behandelt.	Angemessen konkretisiert und diskutiert
118	5.3	69, 1804	2	Allgemein	Aber die Szenarien können helfen es abzuschätzen (wie oben kommentiert)	SP	2	gegebenenfalls präzisieren	Die Szenarien lassen keine Rückschlüsse zu, wie sich eventuelle Massnahmen der AP22+ auf das Referenzszenario auswirken würden. Deswegen und aus strategischen Gründen wollen wir Aussagen dazu vermeiden.	Angemessen angepasst
119	5.3	69, 1804	2	Allgemein	Hier könnte man noch erwähnen, dass die Landwirtschaft in der Schweiz einen grossen Anteil an Russausstoss hat – dort hätte man Methoden	SP	3	gegebenenfalls ergänzen	Vielen Dank für den Hinweis. Wir greifen das Thema hier nicht auf, um keine Nebendiskussionen zu eröffnen, die mit der Studie nichts zu tun haben. Es würde sich ja nur um eine Präzisierung bei einer Wirkungskategorie handeln, die wir in der Studie gar nicht betrachten.	Angemessen angepasst
120	6	70, 1831	2	MTW	Das betrifft auch nur die inländische Biodiversität, gesamthaft ja nicht	SP	1	Präzisieren: "...und die inländische Biodiversität ..."	Wir haben den Satz so gelassen. Dass es um die inländische Produktion geht (nicht um das Gesamtergebnis), besagt ja der Ausdruck "innerhalb der Schweiz". Die Biodiversität wird explizit schon am Anfang des Absatzes erwähnt und muss hier nicht nochmals genannt werden.	Angemessen angepasst
121	6	70, 1852ff	2	Allgemein	Auch hier würde ich nochmals den Bezug der Szenarien zur Umsetzungsintensität machen (wie oben kommentiert)	SP	1	Text anpassen um Bezug Szenarien - Umsetzung klarzustellen.	s. Kommentar Nr. 111	Angemessen durch Kommentar 111 adressiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
122	1.2	53-57	2	Editorial	... Hier geht es nicht nur um einen Fokus, sondern um zwei Aspekte/Schwerpunkte. Vielleicht daraus doch einen neuen Absatz machen. Es werden ja hier zwei getrennte Aspekte angesprochen	UK	2Schwerpunkte liegen 1. auf der Wirkung der Pestizide...liegt zudem 2. auf der Änderung der Fütterung....	Wir haben den Absatz in zwei Unterpunkte aufgeteilt.	Angemessen angepasst
123	1.2	72	2	Editorial	„Glaubwürdigkeit“ hier ein irritierender, ein unpassender Begriff	UK	1	Besser: ‚Aussagekraft der Ergebnisse‘ oder ‚Belastbarkeit‘	Aufgrund weiterer Rückmeldungen von der Projektoberleitung haben wir den ganzen Absatz gekürzt, sodass der Begriff weggefallen ist.	Angemessen angepasst
124	1.4	97	2	Editorial	Fällt mir eben erst auf: Da das IOL nicht mehr existiert und offiziell in das AOL eingegangen ist	UK	2	Lehr- und Forschungsstation für Organischen Landbau Wiesengut, Universität Bonn.	Wurde gemäss Änderungsvorschlag übernommen	Akzeptiert
125	2.1	131-132	1	Transparenz	Darf man Wachstumsregulatoren - also beispielsweise Mittel mit hormoneller Wirkung die die Internodien bei Getreide verkürzen - wirklich dazu zählen? Und wenn das in irgendeiner Bezugsquelle wirklich so gemacht wird, sollte hier direkt auf diese Quelle verwiesen werden. Gilt möglicherweise eine der Fußnotenquellen?	UK	2		Gemäss der Definition der EFSA (weiter oben) werden Pflanzenwachstumsregulatoren auch dazu gezählt, da diese toxische Wirkungen auf Nichtzielorganismen haben können. Wir haben uns auf diese Definition gestützt, auch wenn der Zielorganismus nicht abgetötet wird. Wir haben den Satz abgeändert in: "Gemäss der obigen Definition der EFSA zählen dazu auch Substanzen, welche zwar nicht abtöten, aber das Wachstum hemmen, wie Pflanzenwachstumsregulatoren".	Akzeptiert
126	2.2	Abb.1	2	Editorial	Erklärung Sachbilanz: Ändern: pro funktioneller Einheit in: je funktioneller Einheit Erklärung Wirkungsabschätzung: ändern „Probleme“ in „Effekte“ In der Abbildung 1 im erklärenden Text bei Wirkungsabschätzung statt „Probleme“ besser „Effekte“ „Impacts“ sind nicht nur negativ	UK	2	je funktioneller Einheit/ 'Effekte'	"Effekte" wurde übernommen. Wir bleiben bei dem in der Schweiz üblichen Sprachgebrauch, also "pro" funktioneller Einheit.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
127	2.3.1.	178-183	2	Transparenz	Warum diese Vorgehensweise? Das verstehe ich nicht. Wenn alle in der Schweiz erzeugten Produkte exportiert würden blieben die Umweltwirkungen dieser Produkte in der Schweiz de facto manifest und würden ja nicht durch die Exporte nicht mehr existent sein. Wenn die Exporte vollständig durch Importe ersetzt werden müssten selbstverständlich auch die Importe mit den Umweltwirkungen belastet werden.	UK	2		Zu Beginn des Absatzes haben wir einen Satz eingefügt, sodass es hoffentlich verständlicher ist. Der Textabschnitt lautet jetzt folgendermassen: Analog zum Vorgehen in Bystricky et al. (2017) stellt diese Studie nicht nur die Wirkung der Schweizer Produktion dar, sondern die Wirkung der in der Schweiz konsumierten landwirtschaftlichen Rohprodukte, also inklusive der Wirkung des Aussenhandels. Daher wurden die Umweltwirkungen von Produkten, die aus der Schweiz exportiert wurden, aus der Bewertung ausgegrenzt. Die Umweltwirkungen der exportierten Produkte wurden von jenen der Schweizer Produktion subtrahiert, während die Umweltwirkungen von importierten Produkten einschliesslich ihres Transportes in die Schweiz dazu addiert wurden. Das entspricht einem üblichen Vorgehen für diese Art von Ökobilanzstudien.	Angemessen angepasst
128	2.3.1	Abb.3	2	Transparenz	Warum drei grüne Pfeile und nicht eine geschweifte Klammer mit einem Pfeil?	UK	2		Bei den Zuckerrüben gibt es noch eine Verarbeitung zu Zucker, deswegen hier ein extra Pfeil. Die anderen beiden Pfeile wurden zusammengefasst.	Akzeptiert
129	2.3.2	193	2	Editorial	Klammer vor 2017	UK		-2017	Übernommen	Akzeptiert
130	2.3.2	200	2	editorial	'hat' statt. 'hätte'	UK	2	hat	Übernommen	Akzeptiert
131	2.4.1	12	2	Editorial	Satzumstellung in der Fußnote:	UK		... Raps, in dem keine Pestizide außer Herbizide eingesetzt werden dürfen...	Übernommen	Akzeptiert
132	2.4.1	239	2	editorial	Begriffsänderung. Statt 'Unkrautbekämpfung'	UK		Unkrautregulation' Diesen Begriff generell verwenden. Suchfunktion.	Übernommen	Akzeptiert
133	2.4.1	233	2	editorial	Textumstellung:verwendet.... Die ecoinvent Datensätze... 2012). Bei Soja, das....haben. Ökoinventare für...	UK			Das Kapitel 2.4.1 wurde überarbeitet und präzisiert.	Angemessen angepasst
134	2.4.1	233	2	transparenz	Soja? Sojaschrot? Ganze Bohnen?	UK		Sojaschrot	Korrigiert: Sojaschrot und -öl	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
135	2.4.1	13	2	editorial	verantwortungsbewusste Soja ' gibt es nicht	UK		. Deren Importanteil im Gesamtmarkt....	Es handelt sich hier um ein wörtliches Zitat von der Website, deswegen übernehmen wir die wörtliche Formulierung.	Akzeptiert
136	2.4.2	278	2	editorial		UK		verschiedenen Acker- und	Korrigiert.	Akzeptiert
137	2.4.2	292	2	editorial		UK		Bezugsgrösse 'kg'	Wir haben am Beginn des nächsten Abschnittes eine genauere Erklärung eingefügt, wie wir vorgegangen sind, dort wird auch die Bezugsgrösse sichtbar.	Akzeptiert
138	2.4.2	295	2	Editorial		UK		... mit der neuesten Version von SALCA-Crop berechnet.	Ausdruck geändert in "mit der aktuellen Version von SALCA-Crop neu berechnet."	Angemessen angepasst
139		334	2	Editorial	Wort ändern	UK		ausgebracht/angewandt/appliziert	"Appliziert" wurde übernommen	Akzeptiert
140		347	2	Editorial	Komma	UK		gewählt, das	Übernommen	Akzeptiert
141		384	2	Editorial	Leertaste und Wortänderung	UK		U..regulierung	Übernommen	Akzeptiert
142		391	2	Editorial		UK		Ertrages	Der Abschnitt wurde sowieso umformuliert, der Begriff taucht dort jetzt nicht mehr auf.	Angemessen angepasst
143		406	2	Editorial	Wörter ändern	UK		je Hektar ..je Kilogramm	Wir bleiben bei dem in der Schweiz üblichen Sprachgebrauch ("pro", nicht "je").	Akzeptiert
144		415	2	editorial	Grossschrift	UK		Biologischen Landbau	Wir verwenden "biologisch" als Adjektiv in vielen Kombinationen (biologische Produktion, biologischer Landbau, biologischer Anbau...). Es ist aus unserer Sicht konsistenter und in der Schweiz so üblich, wenn wir überall dieselbe Rechtschreibung dieses Wortes verwenden.	Akzeptiert
145		432	2	Editorial	Grossschrift	UK		Hacken	Übernommen	Angemessen angepasst
146		491	2	editorial	Abb 4 verschieben	UK		hier in Zeile 464 einfügen	Übernommen	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
147		S 21 Fussnote	2	editorial	welche 58% ? unklar	UK			Die Fussnote wurde wie folgt präzisiert: "In der Publikation von Fantke (2019) wird die Zahl von 50% erwähnt. Für die fehlenden 8% der Fläche wird angenommen, dass es sich um andere Landflächen wie Siedlungsgebiete, Industrieland oder Verkehrsflächen handelt. Diese Mengen werden dem Kompartiment "soil, natural" zugeschlagen, weil USEtox keine Charakterisierungsfaktoren für diese übrigen Flächen angibt."	Angemessen angepasst
148		621	2	Editorial	der statt die	UK		, der auf der Kulturoberfläche	Übernommen	Angemessen angepasst
149		630	2	Editorial	in statt die	UK		z.B. in	Übernommen	Angemessen angepasst
150		671	2	Transparenz	Methode Chaudary: auch die CH umfassend?	UK			Ergänzt: 245 Länder, darunter die Schweiz	Angemessen angepasst
151		696-699	2	transparenz	bringt diese Formulierung nicht generelle Vorbehalte gegenüber der LCA-Methode	UK			Beiden Methoden sind LCA-konform. Um die beiden Methoden zu kombinieren braucht es weitere Entwicklungen im Rahmen eines wissenschaftlichen Projektes, was in diesem Projekt nicht möglich war.	Akzeptiert
152		731	2	transparenz	CP: Kürzel schon früher einführen. S.o.	UK			Die Abkürzung CF (Charakterisierungsfaktor) ist im Text erklärt.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
153		807	2	Transparenz	diese Aussage ist nicht richtig, denn die OBS umfasst ja auch stabile Fraktionen (Humus)	UK			Wir gehen davon aus, dass sich bei derselben Landnutzungsart (z.B. Ackerland) die Menge an organischer Bodensubstanz langfristig nicht verändert, bei Landnutzungsänderung (z.B. Grasland zu Ackerland) hingegen schon. Wir haben den Abschnitt umformuliert: "Kohlenstoff, der durch Flächenumwandlung bei Landnutzungsänderungen aus der organischen Bodensubstanz freigesetzt wird, wird einberechnet, da es sich um langfristig gespeicherten Kohlenstoff handelt. Biogener Kohlenstoff in landwirtschaftlichen Produkten und kurzfristige Änderungen in der organischen Bodensubstanz bei gleich bleibender Landnutzung fließen nicht ein, da hier der Zyklus von Bindung und Freisetzung nur wenige Jahre umfasst und daher nicht klimarelevant ist."	Angemessen angepasst
154		856	2	editorial	Streichen : 'wie bezüglich'	UK			Übernommen	Angemessen angepasst
155		869	2	editorial	buchstabenfolge	UK		eutrophierende	Übernommen	Angemessen angepasst
156		876	2	Editorial	Überschrift kürzen	UK		Tabelle 4: In der Sensitivitätsanalyse verwendeten...	Übernommen	Angemessen angepasst
157		847	2	Transparenz	unter der Tab. erklären, weshalb rechts in der Spalte dreimal keine Angabe	UK			Wir haben die Angaben eingefügt, aber in Klammern (in den drei Fällen deckt die Wirkungskategorie der Sensitivitätsanalyse nur teilweise die jeweilige Wirkungskategorie aus den Hauptergebnissen ab).	Angemessen angepasst
158		883-885	2	Editorial	Satzumbau	UK		..., welche von Schmidt et al. (2019) für das Startjahr 2016 und alle Szenarien mit SWISSland errechnet wurden.	Übernommen	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von AgroScope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
159		888	2	Editorial	Satzumbau	UK		...wurden für das Ausgangsjahr 2016...	Wir lassen unsere Formulierung so, wie sie ist. Die Szenarien wurden nicht "für" das Ausgangsjahr modelliert, sondern es wurde das Ausgangsjahr sowie die Szenarien modelliert.	Akzeptiert
160		893	2	editorial		UK		...Agrarpolitik festgelegt.	Übernommen	Angemessen angepasst
161		894	2	editorial	Wort ändern	UK		Variation	Übernommen	Angemessen angepasst
162		8908	2	editorial	Tab. 5 muss später immer wieder aufgesucht werden.	UK		Vorschlag: auf eine Ausklappseite (Verweis)	Wir werden den Bericht nur online als pdf veröffentlichen. Die Leserinnen und Leser haben die Möglichkeit, die Seite mit der Tabelle zu drucken oder das Dokument in einem zweiten Fenster zu öffnen. Zudem ist die Tabelle sowohl in der Zusammenfassung als auch im Text zu finden.	Akzeptiert
163		908	2	editorial	Überschrift rechts in Tabelle ändern gem. Text Zeile 874	UK		Anderweitige Verwendung frei werdender Finanzmittel	Zwecks Nachvollziehbarkeit übernehmen wir hier die Terminologie aus dem Bericht Schmidt et al. (2019), auf den es sich bezieht.	Akzeptiert
164		884	2	Editorial	nach' stt: in die	UK		nach Tal-, Hügel- und Bergregion	Übernommen	Angemessen angepasst
165		926	2	editorial	in der früheren Fassung wurde in der Fußnote Extenso Produktion definiert. In dieser Fassung nicht mehr.	UK			Die Fussnote wurde ergänzt.	Angemessen angepasst
166		1040	2	transparenz	ich finde nirgendwo 'Abholzung' als Quelldateienverweis. Das wirkt sehr fragil, nicht definiert, anmutend...	UK			Wir haben im Methodikteil (Kapitel 2.5.4, Abschnitt "Landnutzungsänderung durch Abholzung") noch einen Satz hinzugefügt: "Diese Informationen zur Landumwandlung sind in den verwendeten Ökoinventaren enthalten (siehe Weidema et al. 2013)." Somit ist das Vorgehen hoffentlich ausreichend beschrieben.	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
167		1045	2		Tab. 10 muss für sich alleine lesbar sein. Deshalb klarer Bezug/Definition der Szenarien beispielsweise durch Verweis auf Tab. 5	UK			Wir haben in der Tabellenüberschrift einen Verweis auf Tabelle 5 eingefügt, ebenso bei allen Abbildungen im Kapitel 4.	Angemessen angepasst
168		1179ff	2		diesen Zusammenhang verstehe ich nicht! Was hat der Flächenbedarf mit der Biodiversität zu tun und: weshalb spielt der Flächenbedarf überhaupt eine Rolle, wenn festgestellt werden muss, dass in diesen Ländern diese so für die Viehhaltung genutzten Flächen für die ackerbauliche Nutzung nicht infrage kommen. Umgekehrt: wie sähe denn die „Flächennutzung“ freiwerdenden Grünlandes in der Schweiz aus, wenn die tierische Erzeugung reduziert wird stattdessen importiert wird. Ist dann notwendigerweise höhere Biodiversität die Folge? Uruguay : alternative Flächennutzung ist garnicht möglich	UK			Die Methode Chaudhary & Brooks (2018) beschreibt das Artenverlustpotenzial durch Landnutzung. Sie geht davon aus, dass jegliche Art der Landnutzung und Landnutzungsänderung ein gewisses Artenverlustpotenzial birgt (im Vergleich zum natürlichen Zustand, unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Artengruppen unterschiedlich empfindlich auf Landnutzung durch den Menschen reagieren). Das ist also auch in Uruguay der Fall. Gemäss der Methode ist die belegte Fläche der Ausgangswert für die Berechnung des Artenverlustes. Dabei wird zwischen Ackerland und Grasland sowie der Intensität der Nutzung unterschieden. Die Bezeichnungen wurden überall präzisiert: "Artenverlustpotenzial durch Landnutzung". Das Artenverlustpotenzial wird differenziert nach Ländern berechnet, also auch für UY individuell (mit einem länderspezifischen Charakterisierungsfaktor).	Akzeptiert
169		1257ff	2	transparenz	fragile Passage. Eine extensive Rinderhaltung in Südamerika ergibt Flächen bezogen erheblich geringere Emissionen (Temperatureffekte einmal unbeachtet gelassen) , denen dort auch die Zielorganismen für Schädigungen fehlen....	UK			Wir sind auf das Thema in einer der Sensitivitätsanalysen eingegangen (Einfluss auf die Ergebnisse, wenn man Rindfleischinventare für UY durch Inventare aus anderen Ländern ersetzt --> es kam kein deutlicher Unterschied heraus). Ausserdem haben wir in der Diskussion (Kapitel 5.3) darauf hingewiesen, dass es mit ecoinvent v3.6 aktuellere und spezifischere Rinder-Inventare für Südamerika geben wird. Diese Version steht uns leider aktuell noch nicht zur Verfügung.	Akzeptiert

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Priorität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
170		Abb 16	2	Transparenz	Für mich wiederum fragile Aussagen betr. Südamerika, deren Rückverfolgungsmöglichkeit mir unbekannt	UK			Die Rückverfolgbarkeit ist über die verwendeten Ökoinventare gegeben, das heisst über die Dokumentation der Ökoinventar-Datenbanken oder über frühere Projektberichte von uns (s. Kapitel 2.4.1).	Akzeptiert
171		1293-1294	2	transparenz	wiederum unklar: Der P Einsatz ist doch bei extensiver Haltung extrem niedrig. Weshalb sollen 1 GVE je 10 ha problematischer sein als 10 GVE je Hektar?	UK			Siehe auch Antwort zu Kommentar 169. Die aquatische Eutrophierung P ist nur teilweise von der Düngung abhängig. Sie bildet die Austräge aus dem Boden in Gewässer ab; diese finden auch auf ungedüngten Flächen in geringem Masse statt. Bei sehr grossen Flächen können sich solche Emissionen dennoch auf relevante Beträge summieren.	Akzeptiert
172		1342ff	2	transparenz	wodurch bedingt? Wenn nachfolgend die Transportprozesse doch genannt werden aber abgesetzt.	UK			Die Transporte werden hier - wie bei allen Umweltwirkungen - in der Abbildung extra dargestellt. Sie spielen hier aber nur eine sehr kleine Rolle, fast unsichtbar. Die Transportprozesse umfassen den Transport aller Importgüter (also auch der importierten tierischen Produkte) in die Schweiz. Wir haben im Text präzisiert, dass es sich bei der ersten Erwähnung um die "Produktion der importierten tierischen Nahrungsmittel" handelt.	Angemessen angepasst
173		1369-1371	2	transparenz	Eine Kernaussage, die auch für andere Wirkungskategorien gilt und in den Schlussfolgerungen markant aufscheinen sollte	UK			In der Schlussfolgerung wurde folgender Satz eingefügt: "Ausserdem führt ein Ertragsverlust im Inland zu mehr Flächenbedarf im Ausland zur Herstellung der benötigten Importprodukte, mit den entsprechenden Umweltwirkungen."	Angemessen angepasst

Nr.	Kap.	Seite(n), Linie(n)	Vers.	Art des Kommentars ¹	Kommentar(Begründung für Änderungen)	Prüfer ²	Prior ität	Änderungsvorschlag	Antwort von Agroscope	Antwort des Prüfers (Runde 2)
174		1511	2	transparenz	generell im Text so formulieren statt:'tierische Erzeugnisse'	UK		vom Tier stammende Nahrungsmittel	Wir danken für den Vorschlag, der durchaus präziser ist. Wir finden aber, dass die von uns gewählte Formulierung auch korrekt und nicht missverständlich ist. Da wir diesen Ausdruck vor allem häufig in Abbildungen verwenden, wo dann der Legenden-Text zu lang werden würde, behalten wir unseren Ausdruck bei. Im Lauftext ebenso, damit es keine Verwirrung gibt mit unterschiedlichen Ausdrücken in den Abbildungen und im Lauftext. Bei der ersten Verwendung des Begriffs haben wir eine entsprechende Fussnote eingefügt.	Akzeptiert
175		1869	2	Transparenz	Global ist damit nichts gewonnen. Die Probleme werden verschoben? Dieses (bekannte) Problem markant in der Schlussfolgerung herausstellen.	UK			Wir haben den Absatz umgestellt und noch mehr Punkte aufgeführt, wie die Trade-Offs der Trinkwasserinitiative vermindert werden könnten. Ausserdem haben wir nach Auflistung der Punkte noch eingefügt: "Dabei ist zu beachten, inwieweit diese Optionen global zu einer Verbesserung führen oder die Wirkung nur verschieben würden. Zu den genannten Massnahmen wären deshalb weitere Analysen notwendig, um genau zu evaluieren, wie sie sich auf die Wasserqualität auswirken, ob sie die Trade-Offs abmildern und wie sie sich praktisch umsetzen liessen."	Angemessen angepasst

TWILCA (Bewertung der Umweltfolgen der Trinkwasserinitiative), Treffen Critical Review Protokoll

Datum:	5. Februar 2020
Ort:	Agroscope Reckenholz C137a
Zeit:	08:30-16:00
Vorsitz:	Ralph Rosenbaum
Protokollführung:	Maria Bystricky, Thomas Nemecek
Teilnehmer:	Ralph Rosenbaum, Ulrich Köpke, Stephan Pfister, Maria Bystricky, Thomas Nemecek, Gérard Gaillard
Entschuldigt:	
Zur Kenntnis:	

1. Besprechen der Reviewer-Kommentare

Die Kommentare wurden einzeln durchgegangen und diskutiert. Die detaillierten Rückmeldungen der Reviewer und die Antworten Agroscope sind in der entsprechenden Excel-Tabelle zu finden.

Die wichtigsten Punkte werden nachfolgend kurz zusammengefasst:

- Systemdefinition/Begriff Warenkorb: Die Definition war noch nicht ganz klar und ist schwer kommunizierbar → die Autoren prüfen eine Anpassung des Berichts und verbessern die Beschreibung. Der Begriff "Warenkorb" wird in der Konsumforschung anders verwendet. Die Autoren prüfen alternative Begriffe und präzisieren die Beschreibung.
- Handhabung der Exporte und Importe bezüglich Systemgrenzen: Die Autoren liefern eine klarere Beschreibung des Vorgehens.
- Import von zertifiziertem Soja → Beschreibung verbessern.
- Die UBP-Methode (verwendet in der Sensitivitätsanalyse) ist nicht ISO-konform. Entscheidend ist jedoch, dass die Hauptmethode (USEtox) ISO-konform ist. → Im Bericht wird dieser Sachverhalt noch präzisiert.
- Die Abschneidekriterien müssen beschrieben werden.
- Extrapolation bezüglich Ertrag: die Sensitivität dieser Extrapolation sollte geprüft werden.
- Anforderung von ISO14044, Kapitel 5.2 und 5.3: die Autoren prüfen, welche Punkte im Bericht noch ergänzt werden müssen. Bereits identifiziert wurden folgende Ergänzungen: Allokationsregeln (Kommentar RR#25), Abschneide- und Ausschlusskriterien (Kommentar RR#26) und Datenqualität (Kommentar RR#27).
- Abholzung: Methodik besser beschreiben und Unsicherheiten diskutieren, Datenquellen aus den Ökoinventaren aufzeigen.

- Umweltwirkungen der extensiven Rindviehhaltung in Südamerika in der Diskussion behandeln.
- Auswahl der Länder für die Importe/Verwendung von Proxys für nicht vorhandene Länder: hier wäre eine Sensitivitätsanalyse angezeigt, weil es möglicherweise eine grosse Auswirkung auf die Ergebnisse hat.
- Schlussfolgerungen: letzter Abschnitt (Empfehlungen für zusätzliche Analysen, Stellschrauben für Verbesserung) soll überarbeitet und ausgebaut werden.
- Ausschluss der Betrachtung der Wirkungen auf die menschliche Gesundheit: sollte prominent in der Zielsetzung (als Nicht-Ziel) und in der Schlussfolgerung geschrieben werden.
- Für die Sensitivitätsanalysen wurden folgende Prioritäten gesetzt:
 - Hoch: Sensitivitätsanalyse zur Auswahl der Importländer/Verwendung von Proxys
 - Hoch: Sensitivitätsanalyse zur Extrapolation Ertrag
 - Tief: Sensitivitätsanalyse Ökotoxizität mit ReCiPe 2016 (Die Hauptmethode ist ISO-konform, deswegen Priorität tief)
 - Tief: Sensitivitätsanalyse zum Sojaimport

2. Kommissionsbeschluss (Entwurf) bezüglich ISO-Konformität der Studie

Die Kommission hat beschlossen: Wenn die unter 1. besprochenen Änderungen umgesetzt werden, ist die ISO-Konformität gegeben.

3. Koordination der abschliessenden Schritte

- Die Experten geben alle Anmerkungen in die Excel-Tabelle ein und schicken diese an Agroscope.
- Während die Studie von Agroscope noch fertiggestellt wird, bereiten die Experten schon ihren Abschlussbericht vor.
- Es kann sein, dass die Stakeholder-Begleitgruppe oder die Führung von Agroscope noch Ergänzungen einbringt. Der bestehende Text wird aber nicht geändert, höchstens ergänzt → An der ISO-Konformität sollte sich nichts ändern.
- Zeitplan:
 - 05.03.2020: Zusammenfassung an die Experten.
 - 20.03.2020: Endgültiger Bericht an die Experten.
 - 01.04.2020: Experten geben den Autoren die Information, ob der Bericht nach wie vor ISO-konform ist. Falls nicht, prüfen die Autoren bis zum 03.04, ob sie den Bericht nachbessern oder eine Antwort auf das Review verfassen wollen.
 - 15.04.2020: Experten schicken den endgültigen Abschlussbericht als PDF mit elektronischen Unterschriften an Agroscope. Eine Papier-Version mit Unterschriften wird anschliessend nachgereicht.

4. Varia

- Die Kontakte der Experten (E-Mail) können auch im Presserohstoff angegeben werden für eventuelle Rückfragen der Öffentlichkeit.
- Im Bericht wird die Qualifikation und Expertise der Experten beschrieben (warum wurden sie ausgewählt?) → Gérard / Thomas erstellen einen Vorschlag.
- Bereits vor dem Fertigstellen des Abschlussberichtes können die Experten den Autoren Verständnisfragen stellen, damit der Bericht ohne weitere Korrektur-Runde abgeschlossen werden kann.