

Umwelt  
Agroscope Science | Nr. 50 / 2017



# Gesamt-Umweltwirkungen als Folge von Gewässerschutzmassnahmen im Schweizer Agrarsektor

## Autoren

Maria Bystricky, Thomas Nemecek und Gérard Gaillard

## Auftraggeber

Bundesamt für Landwirtschaft, Bern



### Impressum

Herausgeber:	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich Schweiz <a href="http://www.agroscope.ch">www.agroscope.ch</a>
Auskünfte:	<a href="mailto:maria.bystricky@agroscope.admin.ch">maria.bystricky@agroscope.admin.ch</a>
Gestaltung:	Maria Bystricky
Titelbild:	Gabriela Brändle
Download:	<a href="http://www.agroscope.ch/science">www.agroscope.ch/science</a>
Copyright:	© Agroscope 2017
ISSN:	2296-729X
ISBN:	978-3-906804-38-5

# Inhalt

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>4</b>
<b>Summary</b> .....	<b>9</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>14</b>
<b>Abkürzungen</b> .....	<b>19</b>
<b>Danksagung</b> .....	<b>20</b>
<b>1 Ausgangssituation und Zielsetzung</b> .....	<b>21</b>
<b>2 Vorgehen zur ökologischen Bewertung der Szenarien</b> .....	<b>22</b>
2.1 Landnutzungsszenarien aus SWISSland und Zusammenfassung der Resultate der SWISSland- und MODIFFUS-Bewertungen.....	22
2.2 Untersuchungsrahmen für die Ökobilanzierung des Agrarsektors.....	26
2.2.1 Systemgrenzen.....	26
2.2.2 Funktionelle Einheit .....	27
2.3 Ökoinventare zum Zusammenstellen der Szenarien .....	28
2.3.1 Auswahl vorhandener Ökoinventare.....	28
2.3.2 Anpassung der Ökoinventare für die Inlandproduktion .....	29
2.3.3 Erstellen von neuen Ökoinventaren.....	29
2.4 Wirkungsabschätzung .....	31
<b>3 Vorgehen bei der Analyse des Einflusses von Standorteigenschaften und reduzierter Bodenbearbeitung</b> .....	<b>32</b>
3.1 Variierung von Standorteigenschaften.....	33
3.2 Konservierende Bodenbearbeitung .....	35
<b>4 Umweltwirkungen der Szenarien</b> .....	<b>35</b>
4.1 Gesamtübersicht der Umweltwirkungen im Basisjahr und in den Szenarien .....	35
4.2 Analyse ausgewählter Umweltwirkungen .....	38
<b>5 Einfluss von Standorteigenschaften und Bodenbearbeitung auf die Umweltwirkungen</b> .....	<b>44</b>
5.1 Einfluss von Standorteigenschaften .....	44
5.2 Einfluss der Bodenbearbeitung.....	47
<b>6 Diskussion</b> .....	<b>48</b>
6.1 Einflussfaktoren für die Bewertungsreihenfolge der Szenarien .....	48
6.2 Einflussfaktoren Standort und Bodenbearbeitung .....	50
6.3 Zusätzliche, nicht untersuchte Einflussfaktoren.....	50
<b>7 Schlussfolgerungen</b> .....	<b>51</b>
<b>8 Literatur</b> .....	<b>52</b>
<b>9 Anhang</b> .....	<b>54</b>

# Zusammenfassung

## Einleitung

Bezüglich Gewässerschutz und Eintrag von Stickstoff und Phosphor in Oberflächengewässer wurden die Umweltziele Landwirtschaft sowie andere, internationale Ziele bisher nicht erreicht. In diesem Zusammenhang hat das Bundesamt für Umwelt (BAFU) bei der Forschungsgruppe Gewässerschutz und Stoffflüsse von Agroscope eine Studie in Auftrag gegeben, in der mit dem Modell MODIFFUS berechnet wurde, wie sich die diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft bei verschiedenen Minderungsmaßnahmen ändern würden (Prasuhn *et al.*, 2016). Ergänzend dazu gab das Bundesamt für Landwirtschaft zwei weitere Studien bei Agroscope in Auftrag mit dem Ziel, diese Gewässerschutzmassnahmen nach ökonomischen und weiteren ökologischen Kriterien zu bewerten. So sollte ein Gesamtbild der potenziellen Konsequenzen der vorgeschlagenen Massnahmen entstehen. Die ökonomische Bewertung führte die Forschungsgruppe Sozioökonomie von Agroscope mit dem Modell SWISSland für vier verschiedene Szenarien durch (Möhring *et al.*, 2016). Diese Szenarien unterschieden sich in der landwirtschaftlichen Produktion innerhalb der Schweiz sowie bei Importen und Exporten von Nahrungs- und Futtermitteln. Die Forschungsgruppe Ökobilanzen von Agroscope berechnete die Umweltwirkungen dieser Szenarien; diese Arbeiten sind Gegenstand des vorliegenden Berichtes.

Bei der Erstellung der Szenarien kam eine Reihe von politischen Instrumenten als „Hebel“ zum Einsatz, um damit die landwirtschaftliche Produktion in die gewünschte Richtung zu bringen. Diese stellen keine Politikempfehlung dar, sondern es handelte sich um Stellschrauben, um die vom BAFU vorgeschlagenen Massnahmen zu modellieren. Als Vergleichsbasis diente die landwirtschaftliche Produktion im Zeitraum 2008 bis 2010. Die Szenarien wurden bis zum Jahr 2025 modelliert, unter der Annahme eines Bevölkerungswachstums von ca. 10 % in diesem Zeitraum. Die folgenden vier Szenarien wurden definiert (siehe Möhring *et al.*, 2016):

- Referenzszenario (REF): Fortschreibung der Agrarpolitik 2014-2017.
- Szenario „Extensivierung“ (EXT): Extensivierung von Acker- und Futterbau durch eine jährliche Erhöhung der Direktzahlungsbeiträge für extensive Flächennutzungen.
- Szenario „Zoll“ (ZOLL): Verminderter Anbau besonders auswaschungs- und erosionsanfälliger Kulturen durch Senkung des Kontingentszollansatzes, des Importpreises für Kartoffeln, des Produzentenpreises für Gemüse und des obligatorischen Zolls für das Zucker-Pflichtlager sowie Erhöhung des Schwellenpreises bei Futtermitteln.
- Szenario „Grasland“ (GRAS): Überführung von Ackerfläche in Grasland oder nichtlandwirtschaftliche Nutzungen bei Aufstockungsverbot für Tiere.

Die vorliegende Studie verfolgte zwei Ziele:

1. Abschätzung der Umweltwirkungen, die durch die Änderung der Landnutzung und der Produktionspraxis in den Szenarien direkt in der Schweiz entstehen, sowie der Umweltwirkungen, die sich indirekt durch geänderte Importe und Exporte ergeben.
2. Untersuchen der Variabilität der Umweltwirkungen von drei Ackerkulturen unter verschiedenartigen Standortvoraussetzungen respektive mit reduzierter Bodenbearbeitung.

## Vorgehensweise

Die Bewertung mittels Ökobilanzierung umfasste die wichtigsten landwirtschaftlichen Rohprodukte des Schweizer Agrarsektors sowie Importprodukte; dabei wurden die Systemgrenzen so gewählt, dass sie die in SWISSland berücksichtigten Produkte und Prozesse enthielten. Diese Produkte und Prozesse waren Inhalt eines „Warenkorbes“, der die funktionelle Einheit, also die Bezugsgrösse für den Vergleich der Umweltwirkungen bildete. Abbildung 1 gibt einen Überblick über die Systemgrenzen für die sektorale Ökobilanz in dieser Studie.

Sowohl für die Phase der landwirtschaftlichen Produktion als auch für die Verarbeitung und den Transport von jedem im Warenkorb enthaltenen Produkt wurden Ökoinventare benötigt. Diese wurden so weit wie möglich folgenden Datenbanken entnommen: die Agroscope-eigene SALCA-Datenbank (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment), ecoinvent v3.3, World Food LCA Database und AGRIBALYSE v1.2. Falls für ein Produkt in keiner der Datenbanken

mindestens ein zufriedenstellendes Proxy vorhanden war, wurde mit der Agroscope-eigenen Ökobilanz-Methode SALCA spezifisch für das Projekt ein neues Ökoinventar erstellt.

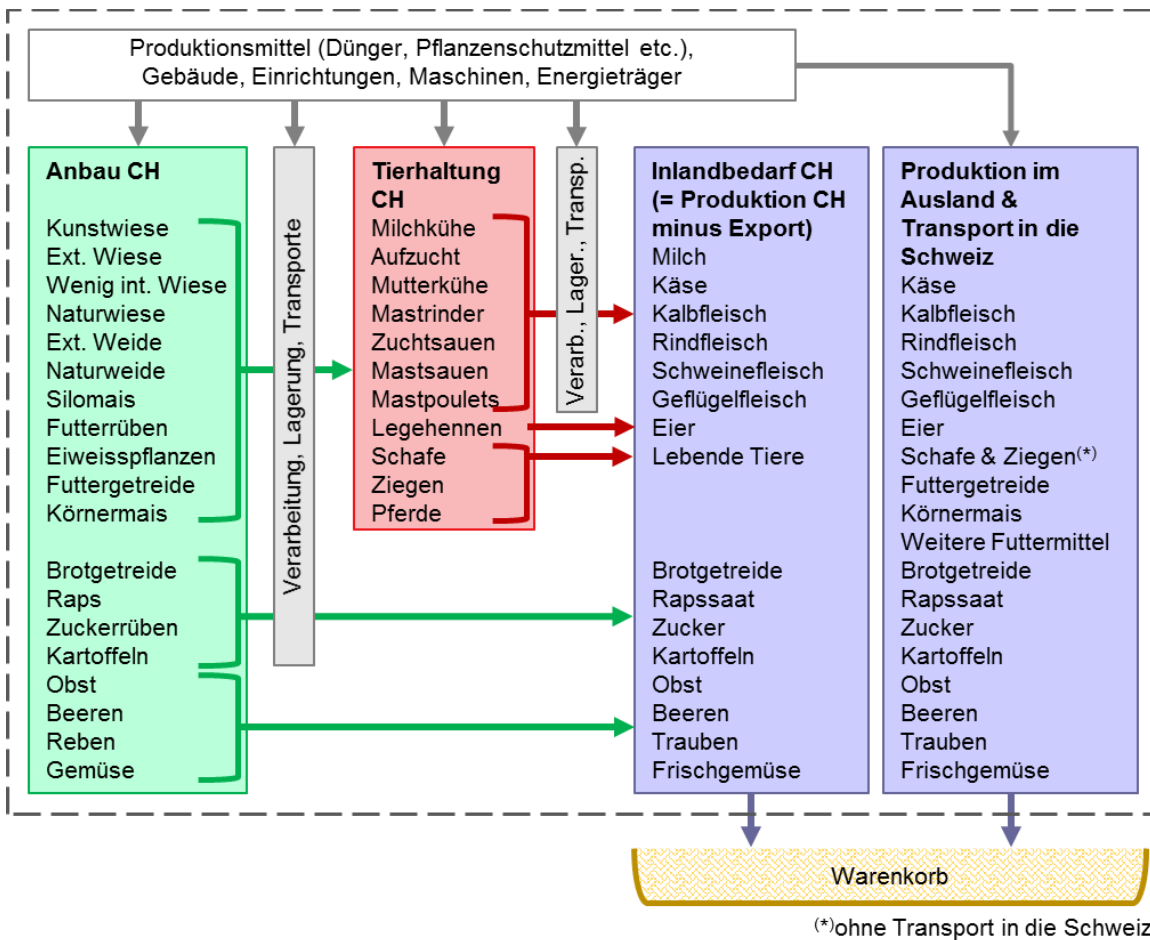


Abbildung 1: Systemgrenze für die Ökobilanz des Agrarsektors in dieser Studie. Ext.: extensiv.

Ausgehend von der SALCA-Methode wurden folgende Umweltwirkungen untersucht: Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen, Ressourcenbedarf Phosphor und Kalium, Flächenbedarf, Abholzung, Wasserbedarf, Treibhauspotenzial, Ozonbildungspotenzial Vegetation und human, terrestrisches Eutrophierungspotenzial, Versauerungspotenzial, aquatisches Eutrophierungspotenzial Stickstoff, aquatisches Eutrophierungspotenzial Phosphor, terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, Humantoxizitätspotenzial.

Zudem wurde der Einfluss von Standortbedingungen und Bodenbearbeitung auf die Ökobilanzergebnisse untersucht. Dies erlaubt Rückschlüsse auf das Potenzial zur Verbesserung von Umweltwirkungen, das sich aus dem Anbau auf günstigeren oder ungünstigeren Flächen beziehungsweise mit konservierender Bodenbearbeitung ergibt. Winterweizen, Silomais und Kartoffeln wurden als exemplarische Kulturen ausgewählt.

## Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 zeigt einen Überblick über die Umweltwirkungen im Basisjahr und in den Szenarien, aufgeteilt auf Inlandproduktion und Importe. Im Jahr 2025 waren die Umweltwirkungen fast immer höher als im Basisjahr 2010. Dieser Anstieg war grossenteils der wachsenden Bevölkerung zuzuschreiben, die bei einer gleich bleibenden Ernährungsweise entsprechend mehr Nahrungsmittel benötigte. Auf einen Einwohner bezogen waren somit manche Umweltwirkungen im Referenzszenario tiefer als im Basisjahr 2010, einige waren gleich; nichtsdestotrotz gab es aber auch Umweltwirkungen, die sich selbst pro Einwohner gegenüber dem Basisjahr erhöhten.

Tabelle 1: Umweltwirkungen der Inlandsproduktion und der Importe im Basisjahr und die prozentualen Änderungen mit den Szenarien, bezogen auf die funktionelle Einheit „Warenkorb“.

Umweltwirkung		Basisjahr 2010	REF_2025	EXT_2025	ZOLL_2025	GRAS_2025
<b>Energiebedarf</b>	Inland	43.3	-2%	-1%	-5%	-14%
10 <sup>9</sup> MJ-Äq	Import	14.1	42%	43%	68%	100%
	<b>Gesamt</b>	<b>57.4</b>	<b>9%</b>	<b>10%</b>	<b>13%</b>	<b>14%</b>
<b>Ressourcenbedarf P</b>	Inland	26.9	-3%	-4%	-3%	-13%
10 <sup>6</sup> kg P	Import	5.0	41%	44%	51%	104%
	<b>Gesamt</b>	<b>31.9</b>	<b>4%</b>	<b>3%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Ressourcenbedarf K</b>	Inland	168.5	0%	-1%	-1%	-4%
10 <sup>6</sup> kg K	Import	10.8	42%	46%	57%	105%
	<b>Gesamt</b>	<b>179.3</b>	<b>2%</b>	<b>2%</b>	<b>3%</b>	<b>3%</b>
<b>Flächenbedarf</b>	Inland	12.7	-2%	-2%	-2%	-11%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup> *a	Import	3.0	89%	89%	101%	164%
	<b>Gesamt</b>	<b>15.6</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>	<b>18%</b>	<b>22%</b>
<b>Abholzung</b>	Inland	0.4	-2%	-2%	-5%	-16%
10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	Import	14.7	24%	17%	32%	62%
	<b>Gesamt</b>	<b>15.1</b>	<b>23%</b>	<b>17%</b>	<b>31%</b>	<b>60%</b>
<b>Wasserbedarf (WSI)</b>	Inland	11.7	-2%	0%	-9%	-14%
10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Import	15.6	35%	41%	65%	106%
	<b>Gesamt</b>	<b>27.3</b>	<b>19%</b>	<b>23%</b>	<b>33%</b>	<b>55%</b>
<b>Treibhauspotenzial</b>	Inland	7.9	-3%	-2%	-3%	-13%
10 <sup>9</sup> kg CO <sub>2</sub> -Äq	Import	2.2	55%	52%	74%	113%
	<b>Gesamt</b>	<b>10.0</b>	<b>9%</b>	<b>10%</b>	<b>13%</b>	<b>14%</b>
<b>Ozonbildung (Vegetation)</b>	Inland	57.6	-3%	-2%	-4%	-13%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup> *ppm*h	Import	13.5	69%	67%	98%	136%
	<b>Gesamt</b>	<b>71.2</b>	<b>10%</b>	<b>11%</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>
<b>Ozonbildung (Human)</b>	Inland	5.7	-4%	-1%	-3%	-12%
10 <sup>6</sup> person*ppm*h	Import	1.1	89%	84%	113%	157%
	<b>Gesamt</b>	<b>6.8</b>	<b>11%</b>	<b>13%</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>
<b>Versauerung</b>	Inland	1806.2	-5%	-4%	-5%	-13%
10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	Import	272.2	66%	65%	81%	125%
	<b>Gesamt</b>	<b>2078.4</b>	<b>4%</b>	<b>5%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Terr. Eutrophierung</b>	Inland	16.1	-5%	-4%	-5%	-12%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup>	Import	2.3	70%	69%	81%	128%
	<b>Gesamt</b>	<b>18.4</b>	<b>4%</b>	<b>5%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Aq. Eutrophierung N</b>	Inland	29.8	-3%	-4%	-3%	-27%
10 <sup>6</sup> kg N	Import	9.5	57%	62%	70%	127%
	<b>Gesamt</b>	<b>39.3</b>	<b>11%</b>	<b>12%</b>	<b>14%</b>	<b>10%</b>
<b>Aq. Eutrophierung P</b>	Inland	1185.8	-2%	-3%	-4%	-10%
10 <sup>3</sup> kg P	Import	331.8	73%	70%	86%	133%
	<b>Gesamt</b>	<b>1517.6</b>	<b>14%</b>	<b>13%</b>	<b>16%</b>	<b>21%</b>
<b>Humantoxizität</b>	Inland	2585.4	-3%	-3%	-5%	-15%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB-Äq	Import	1101.1	10%	6%	24%	49%
	<b>Gesamt</b>	<b>3686.5</b>	<b>1%</b>	<b>0%</b>	<b>4%</b>	<b>4%</b>
<b>Terr. Ökotoxizität</b>	Inland	7.5	-2%	-3%	-3%	-34%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB-Äq	Import	3.0	44%	45%	73%	123%
	<b>Gesamt</b>	<b>10.6</b>	<b>11%</b>	<b>10%</b>	<b>19%</b>	<b>11%</b>
<b>Aq. Ökotoxizität</b>	Inland	218.8	-5%	-8%	1%	-32%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB-Äq	Import	67.5	46%	43%	55%	109%
	<b>Gesamt</b>	<b>286.3</b>	<b>7%</b>	<b>4%</b>	<b>13%</b>	<b>1%</b>

Mit Blick auf die Inlandproduktion blieben im Referenzszenario die Umweltwirkungen des Warenkorbes gegenüber dem Basisjahr gleich oder nahmen ganz leicht ab. In den Szenarien EXT und ZOLL waren die Umweltwirkungen der Inlandproduktion sehr ähnlich wie im Referenzszenario. Das Szenario GRAS hatte die stärksten Auswirkungen hinsichtlich der Inlandproduktion. Die Umweltwirkungen waren hier durchwegs tiefer als im Referenzszenario. Die grösste Reduktion gab es bei der aquatischen Eutrophierung Stickstoff und bei der terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität. Die folgenden Faktoren hatten einen deutlichen Einfluss auf die Änderung der Umweltwirkungen der Inlandproduktion in den Szenarien:

- Die Tierhaltung, insbesondere die Rinderhaltung, wirkte sich auf die Resultate des Energiebedarfs und des Treibhauspotenzials aus.
- Der Anbau von Gemüse, Weizen und Silomais hatte einen deutlichen Einfluss auf den Energiebedarf.
- Der Anbau von Getreide und Körnermais sowie die Kunstwiesen und Weideflächen trugen stark zur Änderungen bei der aquatischen Eutrophierung Stickstoff bei.
- Der Anbau von Getreide, Körnermais, Silomais und Kartoffeln hatte einen wichtigen Beitrag zur terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität.
- Die Graslandflächen waren wegen der Hofdüngerausbringung entscheidend für die aquatische Eutrophierung Phosphor.

Anders als bei der Inlandproduktion stiegen die Umweltwirkungen der Importe mit den Szenarien meist stark an. Das Referenzszenario sorgte hier bereits für einen deutlichen Anstieg gegenüber dem Basisjahr. Im Szenario EXT war kein grosser Unterschied zum Referenzszenario zu verzeichnen. Das Szenario ZOLL brachte wegen der import erleichternden Anreize für Intensivackerkulturen eine weitere Steigerung der Umweltwirkungen der Importprodukte gegenüber dem Referenzszenario mit sich. Noch mehr war dies beim Szenario GRAS der Fall. In allen Szenarien änderten sich die Umweltwirkungen der importierten Nahrungs- und Futtermittel deutlich stärker als jene der Inlandproduktion. Die importierten tierischen Produkte wirkten sich hauptsächlich folgendermassen aus:

- Rindfleischimporte beeinflussten die meisten Umweltwirkungen stark.
- Importiertes Geflügelfleisch hatte einen Anteil an den Änderungen des Energiebedarfs, der Abholzung, der aquatischen Eutrophierung Phosphor und der terrestrischen Ökotoxizität.
- Schweinefleisch hatte beim Wasserbedarf einen deutlichen Einfluss auf das Abschneiden der Szenarien.
- Käse hatte einen deutlichen Anteil an der Abholzung und dem Wasserbedarf, der Einfluss änderte sich mit den Szenarien aber nicht sehr stark.
- Die gekühlten Transporte von Fleisch trugen zur Zunahme des Energiebedarfs in den Szenarien bei.
- Bei importiertem Fleisch waren nicht nur die Importmengen für das Abschneiden der Szenarien gegenüber dem Basisjahr und untereinander wichtig, sondern je nach Umweltwirkung auch die Herkunft des Fleisches.

Importierte pflanzliche Nahrungs- und Futtermittel waren bei einzelnen Umweltwirkungen von Bedeutung:

- Zucker, Brot- und Futtergetreide sowie Gemüse trugen zum Unterschied beim Energiebedarf bei.
- Brot- und Futtergetreide hatten ausserdem einen Beitrag zum Wasserbedarf und der aquatischen Eutrophierung Stickstoff.
- Am Wasserbedarf hatten importiertes Obst, Gemüse, Körnermais und Kartoffeln jeweils einen grossen Anteil.

In der Summe von Inlandproduktion und Importen brachte das Szenario EXT insgesamt die geringste Änderung gegenüber dem Referenzszenario, während sich beim Szenario ZOLL fast alle Umweltwirkungen moderat erhöhten. Beim Szenario GRAS waren die Unterschiede am grössten. Bei manchen Umweltwirkungen schnitt es ähnlich ab wie das Referenzszenario, bei der Abholzung, dem Flächenbedarf und dem Wasserbedarf hatte es jeweils den höchsten und bei der aquatischen Ökotoxizität den tiefsten Wert von allen Szenarien.

Die Gewässerschutzmassnahmen, die den Szenarien zugrunde liegen, hatten also eine unterschiedlich starke Wirkung auf die Ökobilanzergebnisse der landwirtschaftlichen Produktion in der Schweiz. Die Unterscheidung zwischen Extensiv- und Nicht-Extensiv-Kulturen und ein grösserer Anteil von extensiven Wiesenflächen spielten für die Gesamtbewertung keine entscheidende Rolle. Der verminderte Anbau von Kartoffeln und Gemüse im Szenario ZOLL wirkte sich hauptsächlich auf den Energiebedarf und die Toxizität der Inlandproduktion aus. Bei den meisten Umweltwirkungen war der Anteil dieser Kulturen vergleichsweise gering, und auch die Änderung im Szenario machte sich nicht sehr stark bemerkbar. Die aquatische Eutrophierung Stickstoff und Phosphor, auf die die Gewässerschutzmassnahmen hauptsächlich abzielten, wurden am stärksten von Getreide-, Kunstwiesen- und Graslandflächen beeinflusst, da diese einen grossen Anteil der schweizerischen landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachten. Dieser Einflussfaktor kam im Szenario GRAS zum Tragen, wo die Acker- und Kunstwiesenflächen deutlich reduziert wurden.

Bei der Untersuchung des Einflusses von Standorteigenschaften auf die Umweltwirkungen zeigte sich, dass die Bodenart einen deutlichen Einfluss auf die aquatische Eutrophierung Stickstoff hatte. Sandböden förderten die Nitratauswaschung, Tonböden hingegen verminderten sie stark. Ein hoher Humusgehalt förderte die Stickstoffmineralisierung und damit die Nitratauswaschung stark. Auch die Niederschlagshöhe wirkte sich deutlich auf die Auswaschung aus. Die aquatische Eutrophierung Stickstoff konnte sich unter ungünstigen Standortbedingungen um über 70 % erhöhen resp. unter

günstigen Bedingungen um 25 % verbessern. Bei der aquatischen Eutrophierung Phosphor spielte unter den Bodeneigenschaften die Phosphorversorgung die grösste Rolle, aber auch die Bodenart und die Bodendichte hatten eine Auswirkung. Dabei wirkten sich sowohl sandreiche als auch tonreiche Böden günstig auf den Phosphorausstrag aus. Auch unterschiedliche Risikoklassen für die Phosphor-Abschwemmung und -Auswaschung, welche durch den Wasserhaushalt des Bodens gegeben sind, wirkten sich auf die Eutrophierung aus. Zusätzlich waren topographische Faktoren wichtig, genauso das Vorhandensein von Erosionsrinnen. Unter ungünstigen Bedingungen konnte sich die aquatische Eutrophierung Phosphor mehr als verdreifachen, resp. unter günstigen Bedingungen um bis zu 40 % verbessern.

Die reduzierte Bodenbearbeitung beeinflusste verschiedene Umweltwirkungen. Bis auf den Ressourcenbedarf Phosphor waren alle Umweltwirkungen entweder gleich oder bis zu 15 % tiefer als bei konventioneller Bodenbearbeitung. Bei den meisten Umweltwirkungen wirkte sich der geringere Maschineneinsatz aus. Ausserdem verminderte eine reduzierte Bodenbearbeitung die Stickstoffmineralisierung und somit die aquatische Eutrophierung Stickstoff. Durch die pfluglose Bodenbearbeitung nahmen die Bodenerosion und dadurch der Phosphorausstrag ab.

Die Ergebnisse dieser Studie werden in einer separaten Synthese-Veröffentlichung (Prasuhn *et al.*, 2017) mit den Ergebnissen aus MODIFFUS und SWISSland (Prasuhn *et al.*, 2016 und Möhring *et al.*, 2016) verglichen. Dort werden gemeinsame Schlussfolgerungen gezogen.

## Schlussfolgerungen

Die in den Szenarien erreichte Verminderung der Umweltlast innerhalb der Schweiz wurde um den Preis einer Verlagerung von Umweltwirkungen ins Ausland erreicht. Bei Fortführung der Agrarpolitik 2014-2017 waren die gesamten Umweltwirkungen im Jahr 2025 deutlich höher als im Basisjahr. Ein grundsätzlicher Einflussfaktor war hier die Bevölkerungszahl, die durch ihren Anstieg schweizweit einen höheren Gesamtbedarf an Nahrungsmitteln und damit verbunden wegen mehr Importen höhere Umweltwirkungen auslöste. Im Szenario EXT waren die Gesamtumweltwirkungen etwa ähnlich wie im Referenzszenario; die Szenarien ZOLL und GRAS schnitten bei verschiedenen Umweltwirkungen noch ungünstiger ab.

Standortgegebenheiten beeinflussten die Auswirkung der landwirtschaftlichen Produktion auf die aquatische Eutrophierung stark, und zwar je nach Standortparameter in die günstige oder in die ungünstige Richtung. Eine reduzierte Bodenbearbeitung hatte auf die meisten Umweltwirkungen eine günstige Auswirkung. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass das Potenzial zur Reduktion der Umweltwirkungen höher sein könnte, wenn Standortfaktoren oder Änderungen in der Bodenbearbeitung berücksichtigt werden als wenn Massnahmen undifferenziert angewendet werden. Somit sind sowohl eine globale als auch eine regional kleinräumige Betrachtungsweise entscheidend, um die Umweltwirkungen des Schweizer Agrarsektors zu verringern.

Es gibt daher Forschungsbedarf in Bezug auf Standortunterschiede und Bodenbearbeitung, die systematisch beim Erstellen von Szenarien berücksichtigt und adäquat in Ökobilanzergebnissen abgebildet werden sollten. Genauso besteht Forschungsbedarf darin, weitere Einflussfaktoren wie technische Entwicklungen und Änderungen von Ernährungsgewohnheiten in die Modellierung einzubeziehen, da diese einen nennenswerten Einfluss auf die Umweltwirkung des Land- und Ernährungswirtschaftssektors besitzen.



## Summary

# Overall Environmental Impacts Caused by Water-Pollution Control Measures in the Swiss Agricultural Sector

## Introduction

To date, neither the Swiss environmental objectives for agriculture nor other international targets for water-pollution control and nitrogen and phosphorus emissions to surface waters have been achieved. In this context, the Federal Office for the Environment (FOEN) commissioned a study from the Agroscope 'Water Protection and Substance Flows' Research Group that used the MODIFFUS model to calculate how diffuse nutrient emissions from agriculture would be altered by various reduction measures (Prasuhn *et al.*, 2016). In addition to this, the Federal Office for Agriculture commissioned two further studies from Agroscope with the aim of evaluating these water-pollution control measures according to economic and further environmental criteria. Thus it was hoped to obtain an overall picture of the potential consequences of the proposed measures. The economic assessment was conducted by Agroscope's 'Socioeconomics' Research Group for four different scenarios, using the SWISSland model (Möhring *et al.*, 2016). The four scenarios differed in terms of agricultural production within Switzerland, as well as in terms of imports and exports of food and feed. Agroscope's 'Life Cycle Assessment' Research Group calculated the environmental impacts of these scenarios; this task forms the subject-matter of the present report.

Creating the scenarios, a series of policy instruments were used as leverage in order to steer agricultural production in the desired direction. These instruments do not constitute a policy recommendation; they are merely used as linchpins for modelling the measures proposed by the FOEN. Agricultural production in the period 2008 to 2010 served as the basis of comparison. The scenarios were modelled up to 2025, assuming a 10 % growth in population over this period. The following four scenarios were defined (cf. Möhring *et al.*, 2016):

- Reference scenario (REF): A forward projection of the 2014–2017 Agricultural Policy.
- 'Extensification' scenario (EXT): Extensification of field- and forage-crop production through an annual increase in direct payments for extensified land use.
- 'Tariffs' scenario (ZOLL): Reduced cultivation of crops especially prone to leaching and erosion through a lowering of in-quota tariffs for potatoes, resulting in lower import prices, a lowering of the producer price for vegetables and of the duty levied for compulsory stocks of sugar, as well as an increase in the entry price for feed.
- 'Grassland scenario' (GRAS): Conversion of arable land to grassland or to non-agricultural uses while prohibiting an increase in livestock numbers.

The present study pursued two aims:

3. To estimate the environmental impacts generated within Switzerland as a direct result of changes in land use and production practice, as well as impacts arising indirectly owing to changes in imports and exports.
4. To investigate the variability of the environmental impacts of three field crops under different site conditions and with reduced tillage.

## Methodology

The evaluation via Life Cycle Assessment (LCA) encompassed the most important agricultural raw materials of the Swiss agricultural sector as well as imported products, with the system boundaries being chosen so as to contain the products and processes taken into account in SWISSland. These products and processes constituted a 'basket of products', which formed the functional unit – i.e. the reference unit – for comparing the environmental impacts. Abbildung 1 provides an overview of the system boundaries for the sectoral LCA in this study.

Life cycle inventories were required both for the agricultural production phase and for the processing and transport of each product contained in the basket of products. Wherever possible, these inventories were taken from the following databases: Agroscope's SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) database; ecoinvent v3.3; the World Food

LCA Database; and AGRIBALYSE v1.2. Where there was no satisfactory proxy for a product in any of the databases, a new life-cycle inventory was specifically created for the project with Agroscope's in-house LCA method SALCA.

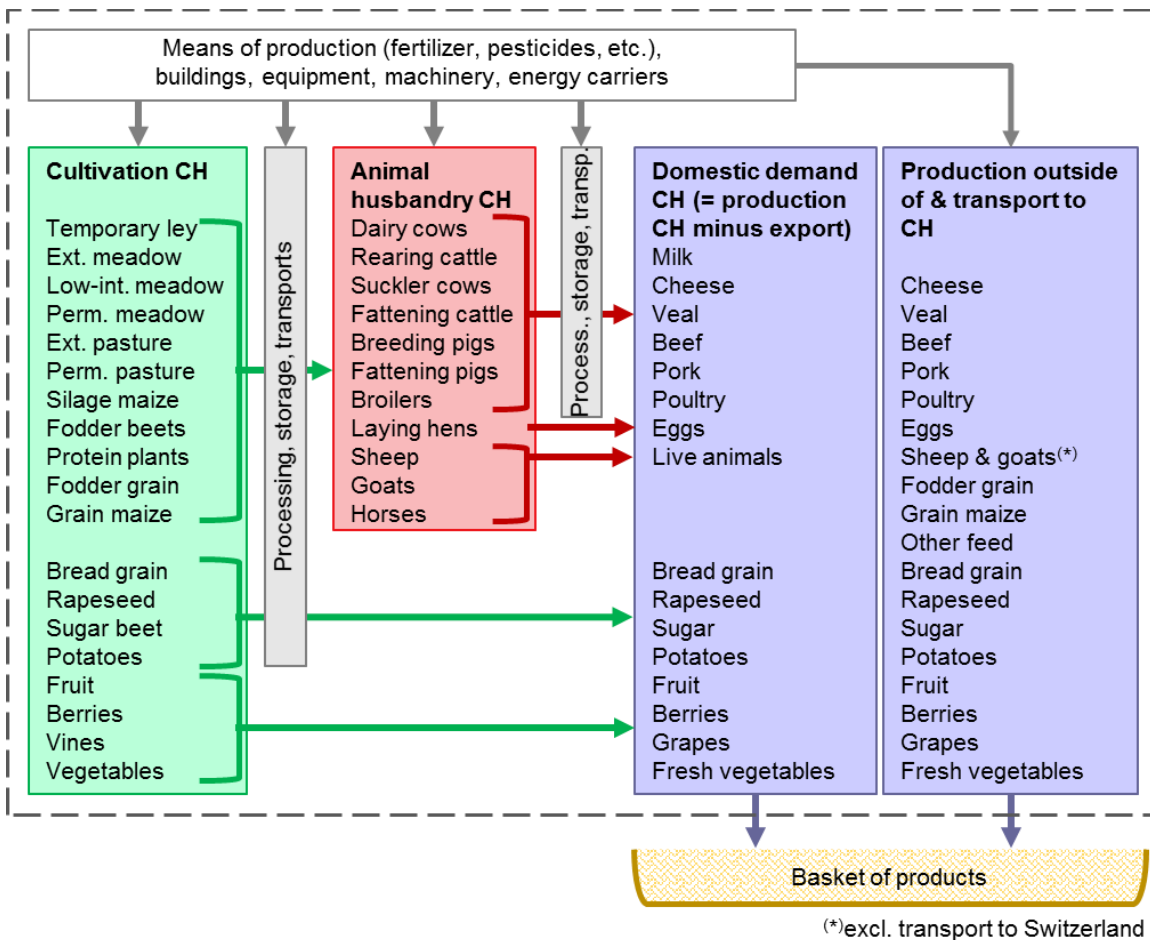


Figure 2: System boundary for the agricultural-sector LCA in this study. Ext.: Extensive.

Based on the SALCA method, the following environmental impacts were investigated: Demand for non-renewable energy resources; demand for phosphorus and potassium resources; land competition; deforestation; water use; global warming potential; ozone-formation potential (vegetation and human); terrestrial eutrophication potential; acidification potential; aquatic eutrophication potential, nitrogen; aquatic eutrophication potential, phosphorus; terrestrial ecotoxicity potential; aquatic ecotoxicity potential; human toxicity potential.

In addition, the influence of site conditions and tillage on the life-cycle analysis results was investigated. This allowed conclusions to be drawn as to the potential for improvement of environmental impacts arising from cultivation on favourable or unfavourable plots, or with the use of conservation tillage. Winter wheat, silage maize and potatoes were chosen as examples of crops.

## Results and Discussion

Tabelle 1 gives an overview of the environmental impacts in the base year and in the scenarios, broken down into domestic production and imports. The environmental impacts for 2025 were almost always higher than in the 2010 base year. This rise was for the most part due to the growing population, which, as the diet remained the same, required correspondingly more food. Therefore, per capita, a number of environmental impacts in the reference scenario were lower than in the 2010 base year, whilst some were the same; nevertheless, there were also environmental impacts which increased vis-à-vis the base year even in per capita terms.

Table 2: Environmental impacts of domestic production and imports in the base year and the percentage changes with the scenarios, with reference to the functional unit 'basket of products'.

Environmental impact		Base year 2010	REF_2025	EXT_2025	ZOLL_2025	GRAS_2025
<b>Energy demand</b>	Domestic	43.3	-2%	-1%	-5%	-14%
10 <sup>9</sup> MJ eq	Imports	14.1	42%	43%	68%	100%
	<b>Total</b>	<b>57.4</b>	<b>9%</b>	<b>10%</b>	<b>13%</b>	<b>14%</b>
<b>Demand for P resources</b>	Domestic	26.9	-3%	-4%	-3%	-13%
10 <sup>6</sup> kg P	Imports	5.0	41%	44%	51%	104%
	<b>Total</b>	<b>31.9</b>	<b>4%</b>	<b>3%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Demand for K resources</b>	Domestic	168.5	0%	-1%	-1%	-4%
10 <sup>6</sup> kg K	Imports	10.8	42%	46%	57%	105%
	<b>Total</b>	<b>179.3</b>	<b>2%</b>	<b>2%</b>	<b>3%</b>	<b>3%</b>
<b>Land competition</b>	Domestic	12.7	-2%	-2%	-2%	-11%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup> a	Imports	3.0	89%	89%	101%	164%
	<b>Total</b>	<b>15.6</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>	<b>18%</b>	<b>22%</b>
<b>Deforestation</b>	Domestic	0.4	-2%	-2%	-5%	-16%
10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	Imports	14.7	24%	17%	32%	62%
	<b>Total</b>	<b>15.1</b>	<b>23%</b>	<b>17%</b>	<b>31%</b>	<b>60%</b>
<b>Water use (WSI)</b>	Domestic	11.7	-2%	0%	-9%	-14%
10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Imports	15.6	35%	41%	65%	106%
	<b>Total</b>	<b>27.3</b>	<b>19%</b>	<b>23%</b>	<b>33%</b>	<b>55%</b>
<b>Global warming potential</b>	Domestic	7.9	-3%	-2%	-3%	-13%
10 <sup>9</sup> kg CO <sub>2</sub> eq	Imports	2.2	55%	52%	74%	113%
	<b>Total</b>	<b>10.0</b>	<b>9%</b>	<b>10%</b>	<b>13%</b>	<b>14%</b>
<b>Ozone formation (vegetation)</b>	Domestic	57.6	-3%	-2%	-4%	-13%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup> *ppm*h	Imports	13.5	69%	67%	98%	136%
	<b>Total</b>	<b>71.2</b>	<b>10%</b>	<b>11%</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>
<b>Ozone formation (human)</b>	Domestic	5.7	-4%	-1%	-3%	-12%
10 <sup>6</sup> person*ppm*h	Imports	1.1	89%	84%	113%	157%
	<b>Total</b>	<b>6.8</b>	<b>11%</b>	<b>13%</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>
<b>Acidification</b>	Domestic	1806.2	-5%	-4%	-5%	-13%
10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	Imports	272.2	66%	65%	81%	125%
	<b>Total</b>	<b>2078.4</b>	<b>4%</b>	<b>5%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Terr. eutrophication</b>	Domestic	16.1	-5%	-4%	-5%	-12%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup>	Imports	2.3	70%	69%	81%	128%
	<b>Total</b>	<b>18.4</b>	<b>4%</b>	<b>5%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Aq. eutrophication N</b>	Domestic	29.8	-3%	-4%	-3%	-27%
10 <sup>6</sup> kg N	Imports	9.5	57%	62%	70%	127%
	<b>Total</b>	<b>39.3</b>	<b>11%</b>	<b>12%</b>	<b>14%</b>	<b>10%</b>
<b>Aq. eutrophication P</b>	Domestic	1185.8	-2%	-3%	-4%	-10%
10 <sup>3</sup> kg P	Imports	331.8	73%	70%	86%	133%
	<b>Total</b>	<b>1517.6</b>	<b>14%</b>	<b>13%</b>	<b>16%</b>	<b>21%</b>
<b>Human toxicity</b>	Domestic	2585.4	-3%	-3%	-5%	-15%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB eq	Imports	1101.1	10%	6%	24%	49%
	<b>Total</b>	<b>3686.5</b>	<b>1%</b>	<b>0%</b>	<b>4%</b>	<b>4%</b>
<b>Terr. ecotoxicity</b>	Domestic	7.5	-2%	-3%	-3%	-34%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB eq	Imports	3.0	44%	45%	73%	123%
	<b>Total</b>	<b>10.6</b>	<b>11%</b>	<b>10%</b>	<b>19%</b>	<b>11%</b>
<b>Aq. ecotoxicity</b>	Domestic	218.8	-5%	-8%	1%	-32%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB eq	Imports	67.5	46%	43%	55%	109%
	<b>Total</b>	<b>286.3</b>	<b>7%</b>	<b>4%</b>	<b>13%</b>	<b>1%</b>

Looking at domestic production, the environmental impacts of the basket of products in the reference scenario remained the same or decreased very slightly compared to the base year. In the EXT and ZOLL scenarios, the environmental impacts of domestic production were very similar to those of the reference scenario. The GRAS scenario had the strongest effects on domestic production; here, the environmental impacts were consistently lower than in the reference scenario. The greatest reductions were for aquatic eutrophication due to nitrogen, and for terrestrial and aquatic ecotoxicity. The following factors had a significant influence on the change in the environmental impacts of domestic production in the scenarios:

- Animal husbandry – especially cattle husbandry – affected the results for energy demand and global warming potential.
- The cultivation of vegetables, wheat and silage maize had a significant influence on energy demand.
- The cultivation of cereals and grain maize as well as the temporary leys and pasture land contributed heavily to changes in aquatic eutrophication due to nitrogen.
- The cultivation of cereals, grain maize, silage maize and potatoes contributed heavily to terrestrial and aquatic ecotoxicity.
- The spreading of farmyard manure on grassland made a decisive contribution to aquatic eutrophication due to phosphorus.

Unlike with domestic production, the environmental impacts of the imports for the most part increased strongly with the scenarios. The reference scenario already resulted in a significant rise vis-à-vis the base year. The differences recorded between the EXT and reference scenarios were relatively minor. Owing to its incentives to facilitate the import of intensive field crops, the ZOLL scenario brought about a further increase in the environmental impacts of imported products compared to the reference scenario. This was even more the case in the GRAS scenario. In all scenarios, the environmental impacts of imported food and feed changed far more strongly than those from domestic production. Imported products of animal origin mainly had the following impacts:

- Beef imports had a strong influence on the majority of environmental impacts.
- Poultry imports were partly responsible for changes in energy demand, deforestation, aquatic eutrophication due to phosphorus, and terrestrial ecotoxicity.
- In terms of water use, pork had a significant influence on the performance of the scenarios.
- Although cheese accounted for a significant share of deforestation and water use, its influence did not change greatly from one scenario to another.
- The refrigerated transport of meat contributed to increased energy demand in the scenarios.
- With imported meat, not only were import quantities important for the performance of the scenarios compared to the base year and to each other, but so too was the origin of the meat, depending on the environmental impact.

Imported food and feed of plant origin was important just for some environmental impacts:

- Sugar, bread- and fodder grain as well as vegetables contributed to the difference in energy demand.
- Bread- and fodder grain also had an impact on water use and aquatic eutrophication due to nitrogen.
- Imported fruit, vegetables, grain maize and potatoes all had a significant impact on water use.

Looking at the sum of domestic production and imports, the EXT scenario caused the least change overall vis-à-vis the reference scenario, whilst nearly all environmental impacts increased moderately in the ZOLL scenario. The differences were greatest in the GRAS scenario. For some environmental impacts, its performance was similar to the reference scenario, while deforestation, land competition and water use had the highest values and aquatic ecotoxicity the lowest value of all scenarios.

Accordingly, the water-pollution control measures on which the scenarios were based had different degrees of impact on the LCA results for agricultural production in Switzerland. Neither the distinction between 'extenso' and 'non-extenso' crops nor a larger percentage of low-intensity grassland played a decisive role in the overall assessment. Reduced cultivation of potatoes and vegetables in the ZOLL scenario primarily affected energy demand and toxicity in domestic production. These crops accounted for a comparatively low share of most of the environmental impacts, and neither was there a significant change in the scenario. Aquatic eutrophication due to nitrogen and phosphorus – the primary targets of the water-pollution control measures – were most strongly influenced by cereals, temporary leys and grasslands, since these all occupied a large share of the Swiss agricultural land. This influencing factor became particularly apparent in the GRAS scenario, in which arable land and temporary leys were significantly reduced.

The investigation of the influence of site characteristics on environmental impacts revealed the soil type to have a significant effect on aquatic eutrophication due to nitrogen. Sandy soils promoted nitrate leaching, whilst clay soils greatly reduced it. A high humus content strongly enhanced nitrate mineralisation, and hence nitrate leaching. The amount of precipitation also had a significant effect on leaching. In unfavourable conditions, aquatic eutrophication due to nitrogen could rise by over 70 %, while under favourable conditions it improved (i.e. fell) by up to 25 %. With aquatic eutrophication due to phosphorus, phosphorus supply played the biggest role among the soil properties, but soil type and density also had an effect, with both sand-rich and clay-rich soils having a favourable impact on phosphorus losses. Different risk classes of phosphorus runoff and leaching, which are determined by the soil water regime, also affected eutrophication.

In addition, topographic factors were important, as was the presence of erosion gullies. Aquatic eutrophication owing to phosphorus more than tripled in unfavourable conditions, and improved by up to 40 % under favourable conditions.

Reduced tillage influenced various environmental impacts. Except for the demand for phosphorus resources, all environmental impacts were either the same as or up to 15 % lower than with conventional tillage. Most of the environmental impacts were affected by the lower machinery use. Moreover, reduced tillage decreased nitrogen mineralisation, and hence aquatic eutrophication due to nitrogen. Ploughless tillage brought about a decrease in soil erosion, and hence in phosphorus losses.

The results of this study are compared with the MODIFFUS and SWISSland results (Prasuhn *et al.*, 2016 and Möhring *et al.*, 2016) in a separate synthesis publication (Prasuhn *et al.*, 2017) in which common conclusions are drawn.

## Conclusions

The reduction of the environmental burden within Switzerland achieved in the scenarios came at the expense of a shifting of environmental impacts abroad. With a continuation of the 2014–2017 Agricultural Policy, the overall environmental impacts in 2025 were significantly higher than in the base year. A fundamental influencing factor here was population increase, which brought about a higher overall demand for foodstuffs in Switzerland, and, consequently, higher environmental impacts owing to more imports. In the EXT scenario, the overall environmental impacts were more or less similar to those of the reference scenario; the ZOLL and GRAS scenarios performed even less favourably for various environmental impacts.

Site conditions strongly influenced the effect of agricultural production on aquatic eutrophication – either favourably or unfavourably, depending on site parameters. Reduced tillage had a positive effect on most environmental impacts. The results indicate that the potential for reducing environmental impacts could be higher when site factors or changes in tillage are taken into account than when undifferentiated measures are applied. Both a global and a small-scale regional approach are therefore crucial in order to reduce the environmental impacts of the Swiss agricultural sector.

Consequently, there is a need for research regarding site differences and tillage, which should be systematically taken into account when creating scenarios and adequately depicted in LCA results. Equally, there is a need to include further influencing factors such as technical developments and changes in eating habits in the modelling, since these factors have an appreciable influence on the environmental impact of the agriculture and food sector.

## Résumé

# Impacts globaux sur l'environnement consécutifs aux mesures de protection des eaux dans le secteur agricole suisse

## Introduction

En termes de protection des eaux ainsi que d'apport d'azote et de phosphore dans les eaux de surface, les objectifs environnementaux pour l'agriculture n'ont pas été atteints, pas plus que ne l'ont été jusqu'ici d'autres objectifs internationaux. Dans ce contexte, l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) a chargé le groupe de recherche Protection des eaux et flux des substances d'Agroscope d'une étude sur le sujet. Basée sur le modèle MODIFFUS, celle-ci avait pour objectif de calculer comment les apports diffus en éléments nutritifs d'origine agricole ont évolué, suite à diverses mesures de réduction (Prasuhn *et al.*, 2016). En complément, l'Office fédéral de l'agriculture a confié à Agroscope deux autres études dont l'objectif était d'évaluer ces mesures de protection des eaux, selon des critères économiques et selon d'autres critères environnementaux. Elles devaient fournir une vision d'ensemble de la portée potentielle des mesures proposées. Le groupe de recherche Socio-économie d'Agroscope s'est penché sur l'évaluation économique au moyen du modèle SWISSland, intégrant quatre scénarios différents (Möhring *et al.*, 2016). Ces scénarios se distinguaient au niveau de la production agricole indigène ainsi que des importations et exportations de produits alimentaires et de fourrages. Le groupe de recherche Analyse de cycle de vie d'Agroscope a calculé les impacts environnementaux de ces divers scénarios; ces travaux font l'objet du présent rapport.

Une série d'instruments politiques ont été pris en compte lors de l'élaboration des scénarios, car ils sont autant de «leviers» capables d'amener la production agricole dans la direction voulue. Ceux-ci ne représentent pas une recommandation politique, mais plutôt des instruments de réglage permettant de modéliser les mesures proposées par l'OFEV. La production agricole durant la période 2008 à 2010 a servi de base de comparaison. Les scénarios ont été modélisés jusqu'en 2025, dans l'hypothèse d'une augmentation d'env. 10 % de la population durant cette période. Les quatre scénarios suivants ont été retenus (voir Möhring *et al.*, 2016):

- Scénario de référence (REF): poursuite de la politique agricole 2014-2017.
- Scénario «Extensification» (EXT): extensification de grandes cultures et cultures fourragères grâce à une augmentation annuelle des paiements directs pour l'exploitation extensive de surfaces.
- Scénario «Douane» (ZOLL): réduction des cultures particulièrement sujettes au lessivage et à l'érosion, par l'abaissement du taux de contingent, du prix d'importation pour les pommes de terre, du prix à la production pour les légumes et des droits de douane obligatoires pour les réserves de sucre ainsi que par la hausse du prix-seuil des aliments pour animaux.
- Scénario «Herbage» (GRAS): transformation de surfaces assolées en herbages ou en utilisations non agricoles, tout en interdisant l'augmentation du cheptel.

La présente étude poursuit les objectifs suivants:

5. Estimation des impacts environnementaux résultant de changements dans l'utilisation du sol et la pratique de production qui se produisent dans les scénarios directement en Suisse, de même que des impacts environnementaux découlant indirectement des changements au niveau des importations et exportations.
6. Analyse de la variabilité des impacts environnementaux de trois types de grandes cultures dans des conditions locales différentes, resp. avec un travail du sol réduit.

## Procédure

L'évaluation au moyen d'analyses de cycle de vie concernait les principaux produits non transformés du secteur agricole suisse ainsi que des produits d'importation; le système a été délimité de façon à ce qu'il prenne en compte les produits et processus retenus dans le modèle SWISSland. Ces produits et processus représentaient le contenu d'un «panier d'achat», unité fonctionnelle ou autrement dit valeur de référence, pour la comparaison des impacts environnementaux. La figure 1 donne un aperçu de la délimitation du système pour l'analyse sectorielle de cycle de vie de cette étude.

Des éco-inventaires ont été nécessaires aussi bien pour la phase de production agricole que pour la transformation et le transport de chacun des produits figurant dans le panier d'achat. Dans la mesure du possible, ceux-ci ont été repris des bases de données suivantes: base de donnée SALCA d'Agroscope (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment), ecoinvent v3.3, World Food LCA Database et AGRIBALYSE v1.2. Lorsque l'on ne disposait d'aucun proxy satisfaisant pour un produit dans l'une des bases de données, un nouvel inventaire environnemental a été développé spécialement pour le projet au moyen de la méthode d'analyse de cycle de vie SALCA d'Agroscope.

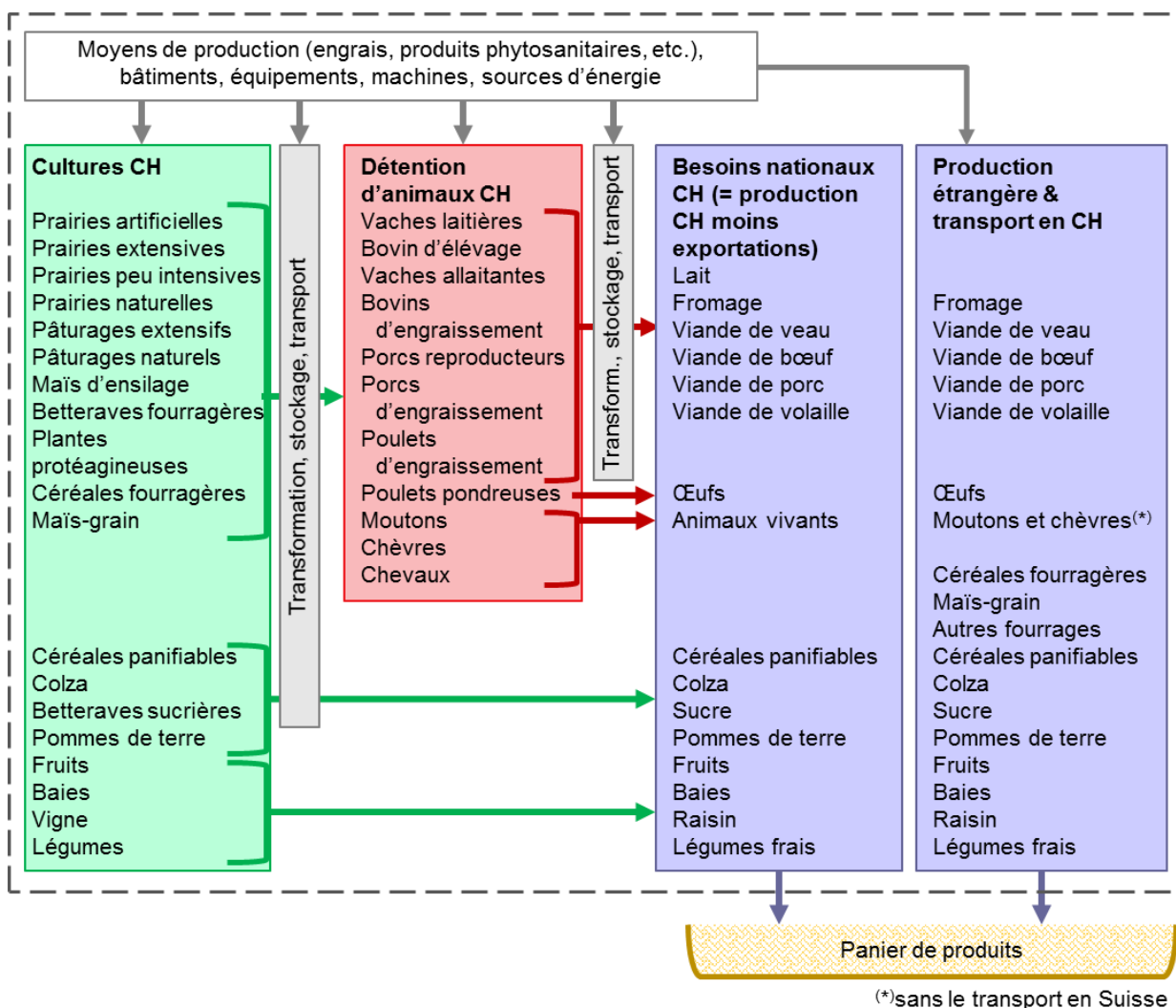


Figure 3: Limites du système d'analyse de cycle de vie du secteur agricole dans la présente étude. Ext.: extensif

Nous avons analysé les impacts environnementaux suivants en nous basant sur la méthode SALCA: besoin en ressources énergétiques non renouvelables, besoin en phosphore et en potassium, besoin en surfaces, déboisement, besoin en eau, potentiel d'effet de serre, potentiel de formation d'ozone pour les végétaux et humaine, potentiel d'eutrophisation terrestre, potentiel d'acidification, potentiel d'eutrophisation aquatique due à l'azote et au phosphore, potentiel d'écotoxicité terrestre et aquatique, potentiel de toxicité humaine.

Nous avons en outre examiné l'influence des conditions locales et du travail du sol sur les résultats d'analyse de cycle de vie. Nous avons ainsi obtenu des indications sur le potentiel d'amélioration des impacts environnementaux, résultant du choix de surfaces favorables ou non à la production, resp. de procédés d'exploitation préservant le sol. Le blé d'automne, le maïs d'ensilage et la pomme de terre ont été retenus comme exemples de cultures.

## Résultats et discussion

Le Tableau 1 donne un aperçu des impacts environnementaux, répartis entre production indigène et importations, pour l'année de référence 2010 et pour 2025, dans les divers scénarios retenus. En 2025, les impacts environnementaux sont presque toujours plus élevés que pour l'année de référence. Cette hausse est en grande partie imputable à l'accroissement de la population qui, si les habitudes de consommation restent les mêmes, se traduira par des besoins

proportionnellement plus élevés en denrées alimentaires. Lorsqu'ils sont calculés par habitant, de nombreux impacts environnementaux sont par conséquent plus faibles dans le scénario de référence que pour l'année de référence 2010, d'autres sont identiques; néanmoins on constate également des impacts plus élevés que pour l'année de référence, même lorsqu'ils sont calculés par habitant.

Tableau 3: impacts environnementaux de la production indigène et des importations pour l'année de référence et changements en % selon les divers scénarios, sur la base de l'unité fonctionnelle «panier d'achat».

Impact environnemental		année de référence 2010	REF_2025	EXT_2025	ZOLL_2025	GRAS_2025
<b>Besoin en énergie</b>	Indigène	43.3	-2%	-1%	-5%	-14%
10 <sup>9</sup> MJ éq	Importations	14.1	42%	43%	68%	100%
	<b>Total</b>	<b>57.4</b>	<b>9%</b>	<b>10%</b>	<b>13%</b>	<b>14%</b>
<b>Besoin en P</b>	Indigène	26.9	-3%	-4%	-3%	-13%
10 <sup>6</sup> kg P	Importations	5.0	41%	44%	51%	104%
	<b>Total</b>	<b>31.9</b>	<b>4%</b>	<b>3%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Besoin en K</b>	Indigène	168.5	0%	-1%	-1%	-4%
10 <sup>6</sup> kg K	Importations	10.8	42%	46%	57%	105%
	<b>Total</b>	<b>179.3</b>	<b>2%</b>	<b>2%</b>	<b>3%</b>	<b>3%</b>
<b>Besoin en surfaces</b>	Indigène	12.7	-2%	-2%	-2%	-11%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup> a	Importations	3.0	89%	89%	101%	164%
	<b>Total</b>	<b>15.6</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>	<b>18%</b>	<b>22%</b>
<b>Déboisement</b>	Indigène	0.4	-2%	-2%	-5%	-16%
10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	Importations	14.7	24%	17%	32%	62%
	<b>Total</b>	<b>15.1</b>	<b>23%</b>	<b>17%</b>	<b>31%</b>	<b>60%</b>
<b>Besoin en eau (ISH)</b>	Indigène	11.7	-2%	0%	-9%	-14%
10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Importations	15.6	35%	41%	65%	106%
	<b>Total</b>	<b>27.3</b>	<b>19%</b>	<b>23%</b>	<b>33%</b>	<b>55%</b>
<b>Potentiel d'effet de serre</b>	Indigène	7.9	-3%	-2%	-3%	-13%
10 <sup>9</sup> kg CO <sub>2</sub> éq	Importations	2.2	55%	52%	74%	113%
	<b>Total</b>	<b>10.0</b>	<b>9%</b>	<b>10%</b>	<b>13%</b>	<b>14%</b>
<b>Formation d'ozone (végétation)</b>	Indigène	57.6	-3%	-2%	-4%	-13%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup> ppm*h	Importations	13.5	69%	67%	98%	136%
	<b>Total</b>	<b>71.2</b>	<b>10%</b>	<b>11%</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>
<b>Formation d'ozone (humaine)</b>	Indigène	5.7	-4%	-1%	-3%	-12%
10 <sup>6</sup> person*ppm*h	Importations	1.1	89%	84%	113%	157%
	<b>Total</b>	<b>6.8</b>	<b>11%</b>	<b>13%</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>
<b>Acidification</b>	Indigène	1806.2	-5%	-4%	-5%	-13%
10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	Importations	272.2	66%	65%	81%	125%
	<b>Total</b>	<b>2078.4</b>	<b>4%</b>	<b>5%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Eutrophisation terr.</b>	Indigène	16.1	-5%	-4%	-5%	-12%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup>	Importations	2.3	70%	69%	81%	128%
	<b>Total</b>	<b>18.4</b>	<b>4%</b>	<b>5%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Eutrophisation aq. N</b>	Indigène	29.8	-3%	-4%	-3%	-27%
10 <sup>6</sup> kg N	Importations	9.5	57%	62%	70%	127%
	<b>Total</b>	<b>39.3</b>	<b>11%</b>	<b>12%</b>	<b>14%</b>	<b>10%</b>
<b>Eutrophisation aq. P</b>	Indigène	1185.8	-2%	-3%	-4%	-10%
10 <sup>3</sup> kg P	Importations	331.8	73%	70%	86%	133%
	<b>Total</b>	<b>1517.6</b>	<b>14%</b>	<b>13%</b>	<b>16%</b>	<b>21%</b>
<b>Toxicité humaine</b>	Indigène	2585.4	-3%	-3%	-5%	-15%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB éq	Importations	1101.1	10%	6%	24%	49%
	<b>Total</b>	<b>3686.5</b>	<b>1%</b>	<b>0%</b>	<b>4%</b>	<b>4%</b>
<b>Écotoxicité terr.</b>	Indigène	7.5	-2%	-3%	-3%	-34%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB éq	Importations	3.0	44%	45%	73%	123%
	<b>Total</b>	<b>10.6</b>	<b>11%</b>	<b>10%</b>	<b>19%</b>	<b>11%</b>
<b>Écotoxicité aq.</b>	Indigène	218.8	-5%	-8%	1%	-32%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB éq	Importations	67.5	46%	43%	55%	109%
	<b>Total</b>	<b>286.3</b>	<b>7%</b>	<b>4%</b>	<b>13%</b>	<b>1%</b>

En ce qui concerne la production indigène, dans le scénario de référence, les impacts environnementaux du panier d'achat restent identiques à ceux de l'année de référence ou sont en légère baisse. Dans les scénarios EXT et ZOLL, les impacts de la production indigène sont très semblables à ceux du scénario de référence. C'est le scénario GRAS qui



a l'impact le plus important au niveau de la production indigène. Les impacts sont ici clairement inférieurs à ceux du scénario de référence. Ce sont l'eutrophisation aquatique due à l'azote ainsi que l'écotoxicité terrestre et aquatique qui enregistrent les plus fortes baisses. Concernant la production indigène, dans les scénarios retenus, les facteurs suivants ont une incidence notable sur les changements au niveau des impacts environnementaux:

- La détention d'animaux, en particulier de bovins, se répercute sur le besoin en énergie et le potentiel d'effet de serre.
- La production de légumes, de blé et de maïs d'ensilage a une influence notable sur le besoin en énergie.
- La production de céréales et de maïs-grain, les prairies artificielles et les surfaces pâturées influencent fortement les changements liés à l'eutrophisation aquatique due à l'azote.
- La production de céréales, de maïs-grain, de maïs d'ensilage et de pommes de terre contribue de manière importante à l'écotoxicité terrestre et aquatique.
- Les surfaces herbagères ont une influence décisive sur l'eutrophisation aquatique due au phosphore, en raison de l'épandage des engrais de ferme.

Contrairement aux impacts environnementaux au niveau de la production indigène, les impacts liés aux importations sont généralement en forte augmentation. Le scénario de référence témoigne déjà d'une hausse sensible par rapport à l'année de référence. On ne constate pas de grandes différences entre le scénario EXT et le scénario de référence. Le scénario ZOLL entraîne par contre une augmentation des impacts par rapport au scénario de référence, en raison des incitations à l'importation pour les produits de grandes cultures intensives. Cela se vérifie encore plus nettement dans le cas du scénario GRAS. Dans tous les scénarios, les impacts environnementaux induits par les importations de denrées alimentaires et de fourrages connaissent des changements plus prononcés que ceux liés à la production indigène. L'importation de produits d'origine animale se répercute principalement de la manière suivante:

- Les importations de viande bovine influencent fortement la plupart des impacts environnementaux.
- L'importation de viande de volaille participe aux changements en termes de besoin en énergie, de déboisement, d'eutrophisation aquatique due au phosphore et d'écotoxicité terrestre.
- La viande de porc influence clairement le résultat des divers scénarios au niveau du besoin en eau.
- Les importations de fromage ont une incidence notable sur le déboisement et le besoin en eau. Cette incidence varie, mais pas très fortement, en fonction des scénarios.
- Les transports frigorifiques de viande contribuent à l'augmentation du besoin en énergie dans les divers scénarios.
- En ce qui concerne les viandes importées, ce sont non seulement les quantités importées qui font la différence entre les divers scénarios et par rapport à l'année de référence, mais également, selon l'impact environnemental, la provenance de la viande.

Les importations de produits alimentaires et de fourrages d'origine végétale ont une part importante dans certains impacts environnementaux:

- Le sucre, les céréales panifiables et fourragères ainsi que les légumes contribuent aux changements en termes de besoin en énergie.
- Les céréales panifiables et fourragères ont de plus une incidence sur le besoin en eau et l'eutrophisation aquatique due à l'azote.
- Les fruits, légumes, maïs-grain et pommes de terre importés contribuent de manière importante au besoin en eau.

Si l'on fait la somme entre production indigène et importations, c'est le scénario EXT qui engendre le plus faible changement par rapport au scénario de référence, alors que dans le scénario ZOLL presque tous les impacts environnementaux augmentent de manière modérée. C'est le scénario GRAS qui génère les plus grandes différences. Pour certains impacts, les résultats sont assez semblables à ceux du scénario de référence; en ce qui concerne le déboisement, le besoin en surfaces et en eau, les valeurs sont les plus élevées de tous les scénarios; elles sont les plus faibles en termes d'écotoxicité aquatique.

Par conséquent, les mesures de protection des eaux sur lesquelles se fondent les divers scénarios ont un effet plus ou moins marqué sur les résultats d'analyse de cycle de vie de la production agricole suisse. La distinction entre cultures extenso et non extenso et l'accroissement de la part dévolue aux prairies extensives ne jouent pas un rôle décisif dans l'évaluation globale. La réduction des cultures de pommes de terre et de légumes dans le scénario ZOLL se répercute principalement sur le besoin en énergie et la toxicité au niveau de la production indigène. Pour la plupart des impacts environnementaux, le rôle joué par ces cultures est comparativement faible et le changement est peu perceptible quel que soit le scénario. L'eutrophisation aquatique due à l'azote et au phosphore, principale cible des mesures de protection

des eaux, est le plus fortement influencée par les céréales, les prairies artificielles et les surfaces herbagères, parce que celles-ci occupent une grande part de la surface agricole utile de la Suisse. Ce facteur d'influence intervient dans le scénario GRAS, dans lequel les surfaces assolées et les prairies artificielles sont sensiblement réduites.

Lorsque l'on examine le rôle des conditions locales sur les impacts environnementaux, on constate que le type de sol a une incidence importante sur l'eutrophisation aquatique due à l'azote. Les sols sablonneux favorisent le lessivage des nitrates, alors que les sols argileux le réduisent fortement. Une teneur en humus élevée favorise la minéralisation de l'azote et par conséquent un important lessivage des nitrates. Le niveau de précipitations se répercute également sur le lessivage. L'eutrophisation aquatique due à l'azote peut s'élever de plus de 70 % lorsque les conditions locales sont défavorables et, à l'inverse, s'améliorer de près de 25 % en conditions favorables. L'apport de phosphore joue un rôle prépondérant dans l'eutrophisation aquatique due au phosphore, mais le type de sol et la densité ont également une influence. Les sols riches en sable, aussi bien que ceux riches en argile, favorisent le transfert du phosphore. Des classes de risques différenciés de ruissellement et de lessivage du phosphore, dépendant de la teneur en eau du sol, se répercutent également sur l'eutrophisation. Des facteurs topographiques jouent aussi un rôle important, tout comme l'existence de ravines d'érosion. En conditions défavorables, l'eutrophisation aquatique due au phosphore peut tripler. Elle peut à l'inverse s'améliorer jusqu'à 40 % en conditions favorables.

Un travail réduit du sol a une incidence sur différents impacts environnementaux. Tous les impacts, sauf le besoin en phosphore, sont soit analogues soit inférieurs de 15 % à ceux générés par un travail conventionnel du sol. Un recours réduit aux machines se répercute sur la plupart des impacts. En outre, une réduction du travail du sol diminue la minéralisation de l'azote et par conséquent l'eutrophisation aquatique due à l'azote. Le travail du sol sans labour permet de diminuer l'érosion du sol et de ce fait le transfert du phosphore.

Les résultats de la présente étude sont comparés à ceux des modèles MODIFFUS et SWISSland (Prasuhn *et al.*, 2016 et Möhring *et al.*, 2016) dans une publication de synthèse séparée (Prasuhn *et al.*, 2017) où sont présentées des conclusions générales.

## Conclusions

La réduction de la charge environnementale, obtenue à l'intérieur des limites nationales dans les divers scénarios, n'est atteinte qu'au prix d'un transfert des impacts environnementaux à l'étranger. En cas de poursuite de la politique agricole 2014-2017, les impacts globaux sont nettement plus élevés en 2025 que lors de l'année de référence. Un des facteurs d'influence fondamental est le nombre d'habitants, dont l'augmentation à l'échelle suisse génère des besoins accrus en denrées alimentaires et par conséquent des impacts environnementaux plus élevés, en raison des importations nécessaires. Dans le scénario EXT, les impacts globaux sont assez similaires à ceux du scénario de référence; les scénarios ZOLL et GRAS obtiennent des résultats plus défavorables encore pour différents impacts.

Les conditions locales influençaient de manière tangible l'impact de la production agricole sur l'eutrophisation aquatique, que cela soit dans une direction favorable ou défavorable, en fonction des paramètres du site. Un travail du sol réduit a une incidence positive sur la plupart des impacts environnementaux. Les résultats montrent que le potentiel de réduction des impacts pourrait être plus élevé, si des facteurs locaux ou des changements dans le travail du sol étaient pris en compte plutôt que si les mesures étaient appliquées de façon indifférenciée. Par conséquent, tant une approche globale qu'une approche régionale s'avèrent décisives pour diminuer les impacts environnementaux du secteur agricole suisse.

Des recherches sont encore nécessaires dans le domaine des conditions locales et du travail des sols. Ces aspects devraient être systématiquement pris en compte dans l'élaboration de scénarios et intégrés de manière adéquate dans les résultats d'analyse de cycle de vie. De même, d'autres facteurs d'influence, comme les évolutions techniques et les changements d'habitudes alimentaires, mériteraient d'être étudiés et intégrés dans la modélisation, car ils exercent une influence non négligeable sur les impacts environnementaux du secteur agroalimentaire.

## Abkürzungen

Äq	Äquivalente
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
GVE	Grossvieheinheit
h	Stunde
ha	Hektare
kg	Kilogramm
Mio.	Million
MJ	Megajoule
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
ppm	Parts per million
SALCA	Swiss Agricultural Life Cycle Assessment
SG	Schlachtgewicht
t	Tonne
WFLDB	World Food LCA Database (LCA = Life Cycle Assessment, Ökobilanz)

### Chemische Kürzel:

1,4-DB	1,4-Dichlorbenzen
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
K	Kalium
N	Stickstoff
P	Phosphor

### Länderkürzel:

AR	Argentinien
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
IN	Indien
IT	Italien
MA	Marokko
NL	Niederlande
NZ	Neuseeland
PL	Polen
PT	Portugal
RER	Europa
RO	Rumänien
UA	Ukraine
US	USA
UY	Uruguay
ZA	Südafrika

## Danksagung

Wir möchten uns herzlich bei allen bedanken, die mit ihrem Fachwissen und mit Daten zum Gelingen des Projektes beigetragen haben. Im Besonderen sind dies:

Die Mitglieder der Begleitgruppe: Ruth Badertscher und Ivo Strahm vom Bundesamt für Landwirtschaft, Ruth Freiermuth Knuchel, Georges Chassot und Hans Gujer vom Bundesamt für Umwelt sowie die Projektleitenden der beiden Teilprojekte mit MODIFFUS und SWISSland, Volker Prasuhn und Anke Möhring von Agroscope. Diesen beiden danken wir besonders für ihre fachliche Unterstützung und das Aufbereiten von Daten.

Besonders hervorheben möchten wir die Kolleginnen und Kollegen, die im Projekt Green DSS-ESSA beteiligt waren: Albert Zimmermann, Tuija Waldvogel, Lucas Baumann und Veronika Wolff. Von ihnen stammen viele Ökoinventare für die sektorale Ökobilanz, die wir verwenden konnten, und sie stellten auch darüber hinaus Informationen und Fachwissen zur Verfügung:

Robert Baur, dem Leiter des Strategischen Forschungsbereiches Agrarökologie und Umwelt, sowie Michael Winzeler, dem früheren Leiter des Forschungsbereiches Biodiversität und Umweltmanagement, danken wir sehr herzlich für die Unterstützung und das Mittragen des Projektes.

Ferner danken wir Urs Zihlmann für die Unterstützung bei den Annahmen zur Variierung von Bodeneigenschaften und Rapaël Wittwer für Informationen zu reduzierter Bodenbearbeitung.

Unser Dank geht auch an Regula Wolz für die Übersetzung der Zusammenfassung, an Gabriele Brändle für das Titelfoto sowie an Erika Meili und Alma Modes für das Layout und die Veröffentlichung des Berichtes.

Dankend erwähnen möchten wir noch Olivier Freiburghaus von der GVFI International AG, von dem wir Zahlen zu Flug- und Schiffstransporten von importiertem Fleisch erhalten haben.

Schliesslich möchten wir zwei Kollegen in der Forschungsgruppe Ökobilanzen hervorheben: Hisko Baas, der uns intensiv in allen Fragen zur Software und bei der Umstellung auf ecoinvent v3 unterstützte, und Jens Lansche, der immer für Fragen zu Ökoinventaren zur Verfügung stand.

# 1 Ausgangssituation und Zielsetzung

Im Projekt „Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer der Schweiz“ (Hürdler *et al.*, 2015) wurden die Nährstoffeinträge in Gewässer erstmals für die gesamte Schweiz berechnet. Das dort verwendete Modellierungstool MODIFFUS schätzte die diffusen Nährstoffeinträge für das Jahr 2010 ab. Die Ergebnisse zeigten, dass das Schweizer Umweltziel Landwirtschaft zu den Nitratreinträgen, aber auch andere, internationale Ziele nach wie vor nicht erreicht werden (Prasuhn *et al.*, 2016). Zu diesem Schluss kam Ende 2016 auch der Bundesrat in seinem Bericht zum Postulat Bertschy (Bundesrat, 2016). Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) hat eine weitere Studie bei Agroscope in Auftrag gegeben („Szenario-Berechnungen für das Projekt zur Verminderung diffuser Nährstoffeinträge in die Gewässer der Schweiz mit MODIFFUS“; Schlussbericht Prasuhn *et al.*, 2016), in der mit MODIFFUS berechnet wurde, wie sich die diffusen Nährstoffeinträge bei verschiedenen Emissionsminderungsmaßnahmen ändern würden. Zusätzlich zu diesen Arbeiten gab das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) zwei Studien bei Agroscope in Auftrag mit dem Ziel, diese Massnahmen nach ökonomischen und weiteren ökologischen Kriterien zu bewerten. Somit sollte ein Gesamtbild der potenziellen Konsequenzen entstehen, um Synergien und Tradeoffs der Massnahmen aufzuzeigen. Die ökonomische Bewertung führte die Forschungsgruppe Sozioökonomie von Agroscope mit dem Modell SWISSland durch, die Ergebnisse finden sich im Schlussbericht Möhring *et al.* (2016). Die ökologische Bewertung führte die Forschungsgruppe Ökobilanzen von Agroscope durch; diese Arbeiten sind Gegenstand dieses Berichtes.

Die vom BAFU vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen (beschrieben in Möhring *et al.*, 2016) umfassten eine reduzierte Bodenbearbeitung, einen verstärkten Anbau auswaschungs- und erosionsarmer Kulturen, die Extensivierung des Acker- und Futterbaus, die Begrenzung der Stickstoffdeposition durch Beschränkung des Tierbestandes, eine Reduktion der Weidenutzung sowie die Umnutzung von etablierten Landnutzungen in weniger intensive Nutzungen. Diese waren in unterschiedlichen Ausprägungen und Kombinationen abzubilden (Möhring *et al.*, 2016). Um die ökonomischen und ökologischen Auswirkungen ermitteln zu können, mussten die vorgeschlagenen Massnahmen zunächst in Szenarien übersetzt werden. Dafür wurde eine Reihe von Instrumenten aus den Bereichen Direktzahlung und handelspolitische Massnahmen als Hebel genutzt, um die landwirtschaftliche Produktion in die gewünschte Richtung zu bringen. Dabei ging es keineswegs darum, tatsächliche Entwicklungen der Agrarpolitik abzubilden oder etwa Empfehlungen für die Politikentwicklung abzugeben, sondern es handelte sich um Stellschrauben der Modellierung, um die vom BAFU vorgeschlagenen Massnahmen zu konkretisieren. Die folgenden vier Szenarien wurden so definiert:

- Referenzszenario (REF): Fortschreibung der Agrarpolitik 2014-2017.
- Szenario „Extensivierung“ (EXT): Extensivierung von Acker- und Futterbau durch eine jährliche Erhöhung der Direktzahlungsbeiträge für extensive Flächennutzungen.
- Szenario „Zoll“ (ZOLL): Verminderter Anbau besonders auswaschungs- und erosionsanfälliger Kulturen durch Senkung des Kontingentszollansatzes, des Importpreises für Kartoffeln, des Produzentenpreises für Gemüse und des obligatorischen Zolls für das Zucker-Pflichtlager sowie Erhöhung des Schwellenpreises bei Futtermitteln.
- Szenario „Grasland“ (GRAS): Überführung von Ackerfläche in Grasland oder nichtlandwirtschaftliche Nutzungen bei Aufstockungsverbot für Tiere.

Für jedes dieser Szenarien quantifizierte SWISSland die Änderungen der Flächennutzung und der Tierhaltung, der Produktion von landwirtschaftlichen Rohprodukten sowie die Änderungen von Exporten und Importen dieser Rohprodukte für die gesamte Schweiz. Anschliessend konnten die Umweltwirkungen dieser Szenarien berechnet werden, wobei insbesondere die Umweltwirkungen von geänderten Importmengen in den Szenarien mit einbezogen wurden.

Beim Ermitteln der Umweltwirkungen der Szenarien ging man dabei jeweils von mittleren Bedingungen für die Standorteigenschaften und die Bewirtschaftung der Fläche aus. In der Praxis sind diese Faktoren aber sehr variabel. Dies ist relevant, weil Gewässerschutzmassnahmen gezielt auf Standorte mit hohem Nährstoff-Verlustpotenzial konzentriert werden könnten, wovon man sich eine deutlich höhere Wirkung erwartet (siehe Prasuhn *et al.*, 2016). Ebenso lässt eine reduzierte Bodenbearbeitung eine günstige Wirkung erwarten; dies war eine der vom BAFU vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen. Daher wurde neben den Umweltwirkungen der Szenarien auch noch der Einfluss von Standortbedingungen und Bodenbearbeitung auf Ökobilanzergebnisse untersucht.

Die Berechnung der Umweltwirkungen mittels Ökobilanz verfolgte also die folgenden beiden Ziele:

1. Abschätzung der Umweltwirkungen, die durch die Änderung von Landnutzung und Produktionspraxis in den Szenarien direkt in der Schweiz entstehen, sowie der Umweltwirkungen, die sich indirekt durch geänderte Importe und Exporte ergeben.
2. Untersuchen der Variabilität der Umweltwirkungen von drei Ackerkulturen unter verschiedenartigen Standortvoraussetzungen respektive mit reduzierter Bodenbearbeitung.

## 2 Vorgehen zur ökologischen Bewertung der Szenarien

### 2.1 Landnutzungsszenarien aus SWISSland und Zusammenfassung der Resultate der SWISSland- und MODIFFUS-Bewertungen

Die Ökobilanzierung basierte auf Daten zu Flächennutzung, Tierzahlen, Produktions-, Export- und Importmengen, welche für das Basisjahr und die vier Szenarien mit SWISSland errechnet worden waren (Möhring *et al.*, 2016). Mit SWISSland wurden die Massnahmenvorschläge des BAFU konkretisiert, indem verschiedene politische Instrumente als Stellschrauben simuliert wurden, um die Schweizer Agrarproduktion im Modell in die gewünschte Richtung zu lenken. Ausserdem fanden verschiedene generelle Annahmen Eingang in die Modellierung, wie z.B. eine Steigerung der Flächenerträge oder ein Bevölkerungswachstum von 7.87 Mio. Einwohnern im Jahr 2010 auf 8.68 Mio. Einwohner im Jahr 2025. Änderungen der Flächennutzung, der Tierbestände und der Agrarstruktur wurden so quantifiziert. Das Vorgehen ist in Möhring *et al.* (2016) genau beschrieben. Das „Basisjahr“, also der Startpunkt für die Modellierung, stellt einen Durchschnitt der Jahre 2008 bis 2010 dar (Kürzel in allen folgenden Abschnitten „Basisjahr 2010“). Alle vier Szenarien umfassten den Zeitraum zwischen 2010 und 2025. Der Einfluss der verschiedenen politischen Instrumente wurde in allen Szenarien ab 2018 modelliert, da bis dahin noch die aktuelle Agrarpolitik 2014-2017 gilt. Tabelle 4 zeigt eine Übersicht über die Szenarien. Die dort genannten Kürzel werden in allen folgenden Abschnitten verwendet.

Tabelle 4: Übersicht über die Szenarien (verändert nach Möhring *et al.*, 2016).

	REF	EXT	ZOLL	GRAS
<b>Massnahme</b>	Referenz-szenario: Fortschreibung der Agrarpolitik 2014-2017 bis 2025	Erhöhung der Direktzahlungsbeiträge für extensive Flächennutzung	Anheben des Schwellenpreises bei Futtermitteln, Senkung des Kontingentszollansatzes für Kartoffeln, Senkung des obligatorischen Zolls für das Zucker-Pflichtlager, Senkung des Importpreises bei Gemüse	Umwandlung von Acker- in Grasland oder nicht-landwirtschaftliche Nutzung; Aufstockungsverbot für Tierbestände
<b>Umfang der Massnahme</b>	--	ab 2018 bis 2025 jährlich 10 % Erhöhung	jeweils ab 2018 bis 2025 jährlich 10 %	ab 2018 bis 2025 jährlich 5 % der Ackerfläche
<b>Wirk-mechanismus</b>	Kein besonderer Wirk-mechanismus	Vermehrter Anbau von Extensio-Kulturen und Förderung von extensiven und wenig intensiven Wiesen und Weiden, Streueflächen, Gehölzen und Brache	Verminderter Anbau besonders auswaschungs- und erosionsgefährdender Kulturen (Kartoffeln, Gemüse und Zuckerrüben)	Verminderung der Nährstoffbelastung der Gewässer durch Umwandlung von Ackerland (hohe Nitratauswaschung) in Grünland (geringe Nitratauswaschung) sowie Vermeidung einer Erhöhung der N-Deposition aufgrund eines grösseren Tierbestandes

Abbildung 4 und Abbildung 5 zeigen die Änderung der Anbauflächen und Tierzahlen in der Schweiz für die Szenarien. Die genauen Zahlen pro Kultur respektive Tierkategorie, aufgeteilt auf Produktionsregionen und Landbauform, sind im Anhang (Tabelle 12) zu finden. Abbildung 6 und Abbildung 7 (resp. Tabelle 5 in Kapitel 2.2.2) zeigen, wie sich die Inlandproduktion, die Importe und die Exporte bei den pflanzlichen und tierischen Agrarprodukten ändern, zu denen SWISSland Informationen lieferte.

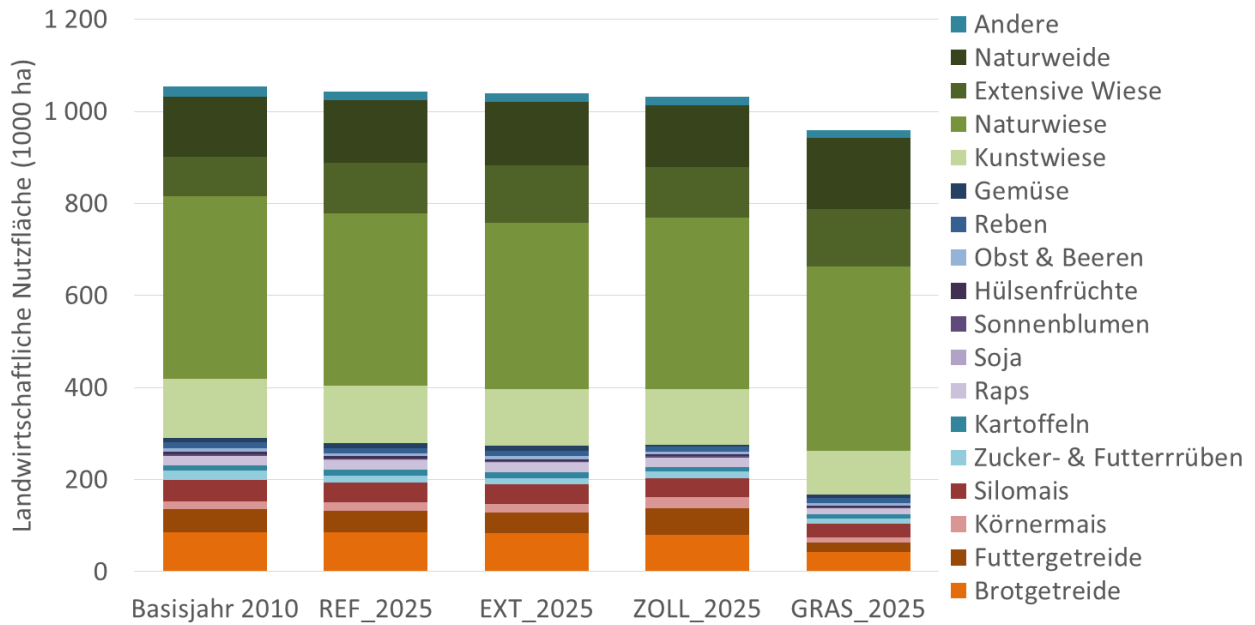


Abbildung 4: Landwirtschaftliche Nutzfläche im Basisjahr 2010 und in den vier Szenarien im Jahr 2025. Daten aus Möhring et al. (2016).

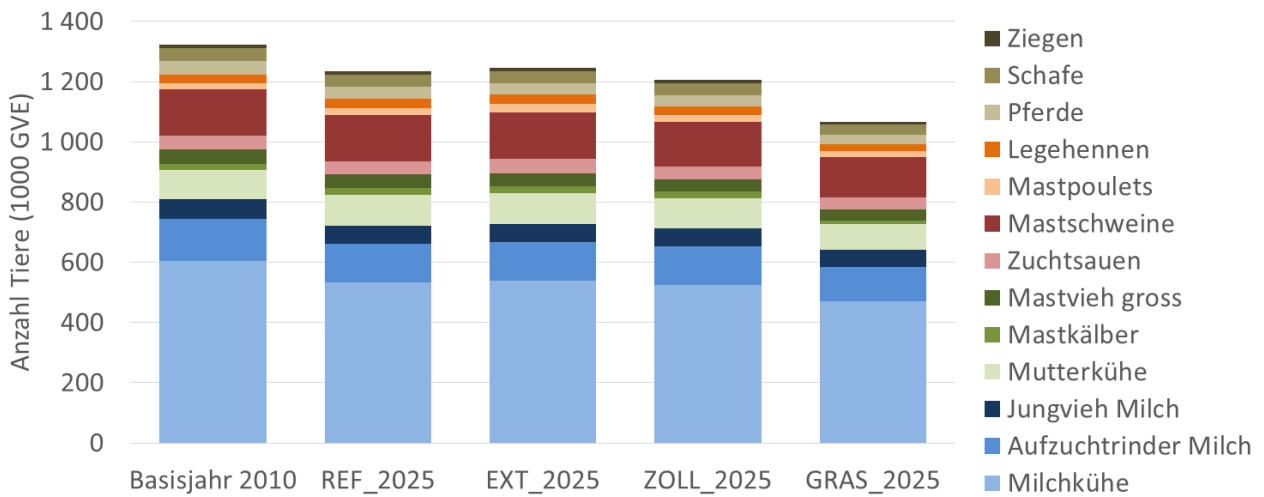


Abbildung 5: Tierbestände im Basisjahr 2010 und in den vier Szenarien im Jahr 2025. Daten aus Möhring et al. (2016).

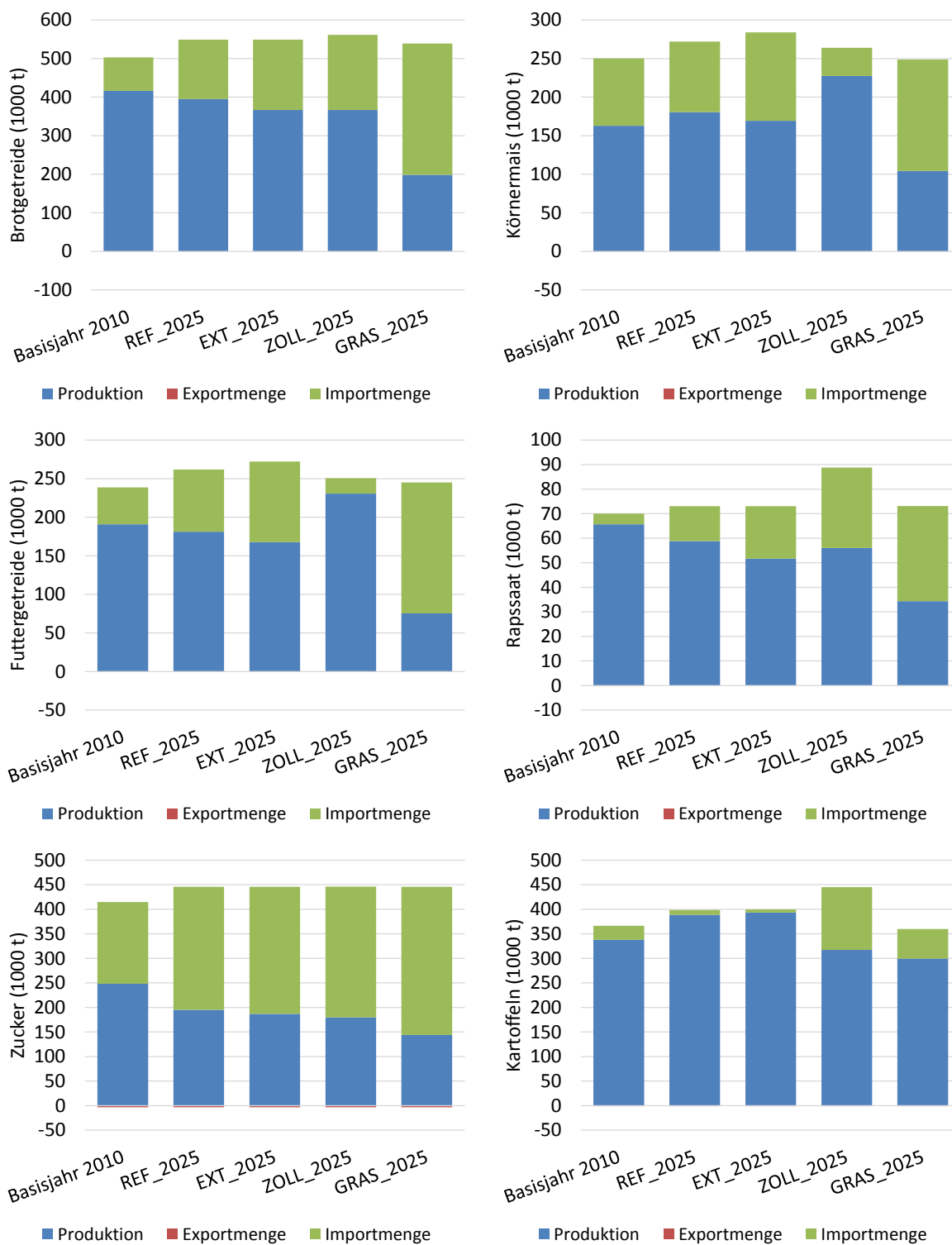


Abbildung 6: Inlandproduktion, Import- und Exportmengen von pflanzlichen Agrarprodukten im Basisjahr 2010 und in den vier Szenarien im Jahr 2025. SWISSland-Modellergebnisse aus Berechnungen für die Studie Möhring et al. (2016).



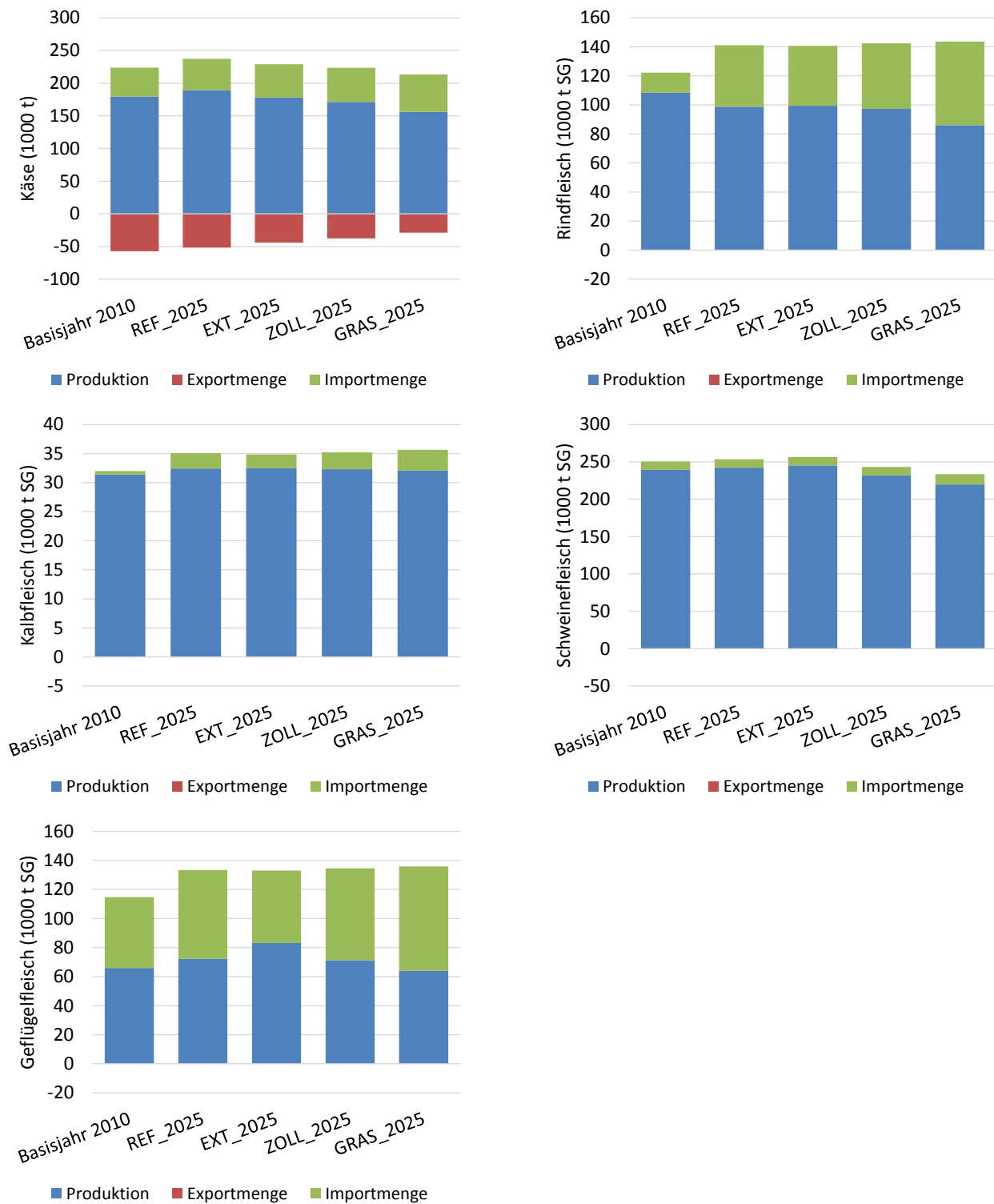


Abbildung 7: Inlandproduktion, Import- und Exportmengen von tierischen Agrarprodukten im Basisjahr 2010 und in den vier Szenarien im Jahr 2025. SG = Schlachtgewicht. SWISSland-Modellergebnisse aus Berechnungen für die Studie Möhring et al. (2016).

Die ökonomische Bewertung von Möhring et al. (2016) erstreckte sich auf strukturelle Auswirkungen auf den Agrarsektor, auf das Direktzahlungsbudget und auf das sektorale Einkommen. Gemäss den Berechnungen mit SWISSland stiegen die extensiv bewirtschafteten Flächen im Referenzszenario an, während die Bestände an Raufutterverzehrer abnahmen. Die Zahl der Betriebe nahm gegenüber dem Basisjahr 2010 ab, während das Direktzahlungsbudget konstant blieb und das Sektoreinkommen anstieg. Von allen Szenarien stieg im Szenario EXT das Sektoreinkommen am stärksten an gegenüber dem Basisjahr, die Direktzahlungen stiegen ebenfalls an, während die Anzahl Betriebe am wenigsten stark sank. Das Szenario ZOLL zeigte den geringsten Einkommensanstieg und damit verbunden den stärksten Strukturwandel, wobei die Direktzahlungen auf einem ähnlichen Niveau waren wie im Basisjahr. Im Szenario GRAS war der Anteil der aus der Nutzung fallenden landwirtschaftlichen Fläche am grössten, und vor allem die Graslandflächen wurden

extensiviert. Dieses Szenario wirkte strukturbremsend; das Sektoreinkommen war durch verminderte Aufwendungen für Schuldzinsen und Abschreibungen sowie geringere Lohnkosten für Fremdarbeitskräfte höher als im Basisjahr, der Anstieg war aber weniger stark als in den Szenarien REF und EXT.

Gemäss Prasuhn *et al.* (2016) belief sich die Reduktion der Stickstoff- und Phosphorausträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen im Referenzszenario auf 5 % resp. 7 % gegenüber dem Basisjahr, wobei eine konservierende Bodenbearbeitung zu einer weiteren, wenn auch geringen, Reduktion der Stickstoffeinträge führte; ähnlich war es auch mit dem Ansatz, die Massnahmen nicht gleichmässig über die ganze Schweiz zu verteilen, sondern gezielt in Hotspot-Regionen mit einer hohen Gefährdung für Nährstoffausträge umzusetzen. Auf die Phosphorausträge wirkten sich diese beiden Massnahmen stärker aus als auf die Stickstoffausträge. Im Szenario ZOLL konnte MODIFFUS eine etwas stärkere Minderung der Stickstoff- und Phosphorausträge gegenüber dem Basisjahr feststellen (jeweils 9 %) als in den Szenarien REF und EXT. Im Szenario GRAS waren die Nitrat- und Phosphorausträge am tiefsten (25 % resp. 20 % tiefer als im Basisjahr; Prasuhn *et al.*, 2016), was durch die Anwendung der Massnahmen in Hotspot-Regionen noch verstärkt wurde. Eine ausreichende Reduktion der Stickstoffbelastung im Sickerwasser wäre nur mit diesem Szenario möglich.

## 2.2 Untersuchungsrahmen für die Ökobilanzierung des Agrarsektors

Um den Agrarsektor mittels Ökobilanzierung zu bewerten, muss zunächst definiert werden, welche Einzelprodukte und -prozesse, das heisst welche einzelnen Wertschöpfungsketten, Teil dieses Wirtschaftssektors sind. Eine sektorale Ökobilanz benötigt dann von jedem dieser Produkte und Prozesse ein Ökoinventar. Diese Ökoinventare liegen beispielsweise in Datenbanken wie ecoinvent (ecoinvent Center, 2016) vor, oder sie müssen für den Zweck der Studie eigens erstellt werden. Grundsätzlich addiert man diese Ökoinventare, um die Umweltwirkungen des Sektors zu erhalten. Da vorhandene Ökoinventare aber meist für Produktökobilanzen erstellt wurden und nicht für die Bewertung eines ganzen Wirtschaftssektors, waren Anpassungen notwendig, die in Kapitel 2.3.2 beschrieben werden.

### 2.2.1 Systemgrenzen

Abbildung 8 gibt einen Überblick über die Systemgrenzen für die sektorale Ökobilanz in dieser Studie. Die Systemgrenzen umfassten die landwirtschaftliche Produktion in der Schweiz, mit den Produkten und Prozessen, zu denen SWISSland Informationen lieferte (siehe Kapitel 2.1). Das heisst, die Produktion auf allen Acker- und Graslandflächen und die Tierkategorien, die in Abbildung 4 und Abbildung 5 aufgeführt sind, waren einbezogen. Bezüglich der Verarbeitung lieferte SWISSland nur Informationen zu den in Abbildung 6 und Abbildung 7 dargestellten Produkten. Diese bezeichnen grösstenteils keine im Detailhandel verkauften Endprodukte, sondern stellen Vorstufen von konsumierten Lebensmitteln dar. Sie bilden also nicht den vollständigen Nahrungsmittelsektor ab. Es wäre grundsätzlich möglich, mit einer Ökobilanz die Wertschöpfungsketten jeweils vollständig zu bewerten. In dieser Studie wurde dennoch entschieden, dass die von SWISSland ausgegebenen Verarbeitungsstufen die Systemgrenze für die Ökobilanzierung bilden sollten. Zum einen gäbe es für die weitere Verarbeitung zu Konsumprodukten eine zu grosse Vielzahl möglicher Verarbeitungswege, zum anderen ist so die Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen von SWISSland und MODIFFUS aufgrund der ähnlichen Systemgrenzen gegeben. Somit wurden in der Ökobilanz die Systemgrenzen je nach Produkt unterschiedlich gesetzt: Bei Brotgetreide, Futtergetreide, Körnermais, Rapssaat, Kartoffeln war die Systemgrenze das landwirtschaftliche Rohprodukt, bei Zucker war noch die Verarbeitung von Zuckerrüben einbezogen. Bei Rind-, Kalb-, Schweine- und Geflügelfleisch wurde verkaufsfertiges Fleisch betrachtet, ebenso war die Verarbeitung von Milch zu Käse einbezogen. Zu weiteren angebauten Kulturen (Obst, Beeren, Trauben und Gemüse) und Tieren (Legehennen, Schafen, Ziegen und Pferden) gab SWISSland keine Informationen bezüglich der weiteren Verarbeitung nach der landwirtschaftlichen Phase. Hier lag demgemäss die Systemgrenze beim jeweiligen landwirtschaftlichen Rohprodukt (Erntegut, lebendes Tier). Anders als bei den Untersuchungen mit SWISSland umfassten die Systemgrenzen bei der Ökobilanz noch die Herstellung von importierten Produkten, gemäss der Zielsetzung dieser Studie. Für alle Importprodukte wurden die Systemgrenzen am selben Punkt in der Wertschöpfungskette gesetzt wie für die Inlandproduktion, um die Vergleichbarkeit sicherzustellen.

Die Umweltwirkungen von aus der Schweiz exportierten Produkten waren dem Schweizer Agrarsektor gutzuschreiben. Diese wurden also aus der Bewertung ausgegrenzt, indem die Umweltwirkungen der exportierten Produkte von jenen der gesamten Schweizer Produktion subtrahiert wurden, gemäss den von SWISSland gelieferten Angaben zur Menge von Exporten. Die Umweltwirkungen von importierten Produkten hingegen wurden dem Schweizer Konsum angelastet. Vor allem wurden jene importierten Produkte einbezogen, über die SWISSland Informationen lieferte. Bei allen Produkten, für die es aus SWISSland keine Angaben zur Import- oder Exportmenge gab, war die Grundannahme, dass der Inlandbedarf der Schweiz an diesen Produkten in allen Szenarien genau gleich bleiben würde wie im Jahr 2010. Das heisst, wenn die Produktionsmenge in den Szenarien tiefer war als im Basisjahr, wurde dies über eine entsprechende Menge an Importen ausgeglichen; wenn die Produktionsmenge in den Szenarien höher war als im Basisjahr, gab es eine entsprechende Gutschrift. Lebensmittel, welche in der Schweiz nicht produziert werden (z.B. Kakao oder Meerestiere), werden in SWISSland nicht berücksichtigt und lagen dementsprechend auch in der vorliegenden Ökobilanz-Studie

ausserhalb der Systemgrenze. Da innerhalb der Szenarien von konstanten Importen dieser Produkte ausgegangen wird, ist der Vergleich der verschiedenen Szenarien davon nicht tangiert.

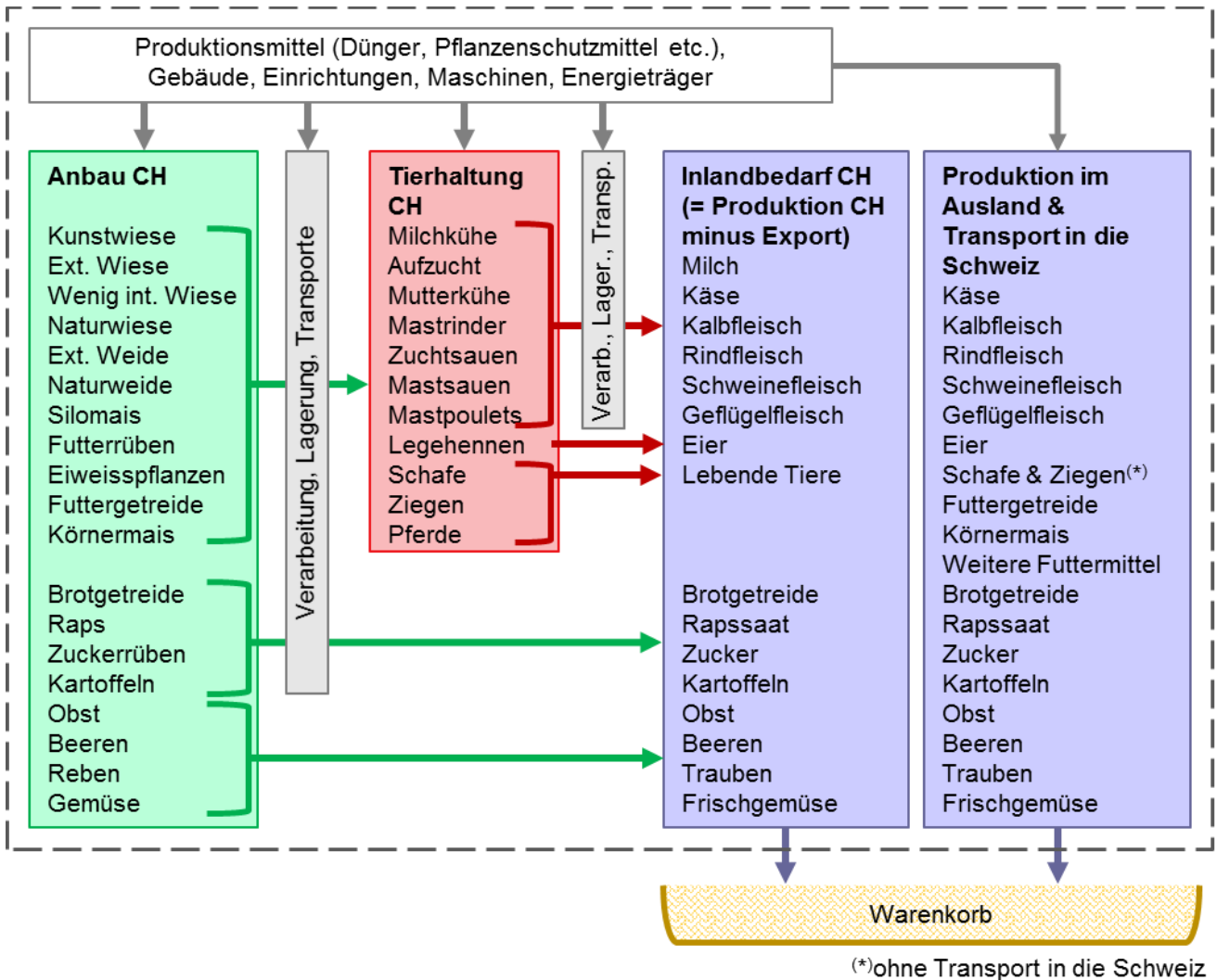


Abbildung 8: Systemgrenze für die Ökobilanz des Agrarsektors in dieser Studie. Ext.: extensiv.

### 2.2.2 Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit für jedes Szenario kann man als einen „Warenkorb“ bezeichnen. Ein Beispiel für diese Sichtweise liefern Notarnicola *et al.* (2017). Dort wurde die Ernährung der Bevölkerung der Europäischen Union anhand repräsentativer Nahrungsmittel in einem sogenannten „basket of products“ bewertet, welcher die funktionelle Einheit darstellte. Der „Warenkorb“ in unserer Studie enthielt alle wichtigen Produkte des Schweizer Landwirtschaftssektors, das heisst alle, welche in die Systemgrenze einbezogen waren (siehe Abbildung 8). In den Szenarien für 2025 setzte sich der Warenkorb entsprechend etwas anders zusammen als im Basisjahr 2010, da er den Nahrungsmittelbedarf der Schweizer Bevölkerung berücksichtigte, welcher sich mit den Jahren ändert. Tabelle 5 zeigt die Zusammensetzung der „Warenkörbe“ für das Basisjahr und die Szenarien. Als Zusatzinformation werden die Umweltwirkungen der Szenarien auch bezogen auf die funktionelle Einheit „Einwohner der Schweiz“ dargestellt. Dies zeigt, inwiefern die Änderung der Umweltwirkungen zwischen 2010 und 2025 dem Bevölkerungswachstum zuzuschreiben ist. Für das Basisjahr 2010 gingen Möhring *et al.* (2016) von 7.87 Mio. Einwohnern in der Schweiz aus; bis zum Jahr 2025 sollte die Bevölkerung auf 8.68 Mio. Einwohner ansteigen. Das entspricht einem Bevölkerungswachstum von ca. 0.5 % pro Jahr.

Tabelle 5: Zusammensetzung der Warenkörbe im Basisjahr 2010 und in den Szenarien im Jahr 2025.  
 GVE: Grossvieheinheiten.

	Basisjahr 2010		REF 2025		EXT 2025		ZOLL 2025		GRAS 2025	
	Inland- bedarf	Import	Inland- bedarf	Import	Inland- bedarf	Import	Inland- bedarf	Import	Inland- bedarf	Import
	Pferde, Schafe, Ziegen in 1000 GVE, alle anderen Werte in 1000 t									
<b>Brotgetreide</b>	506.7	82.6	489.7	132.4	464.9	166.9	224.3	292.7	510.1	167.6
<b>Rapssaat</b>	60.5	4.3	62.1	14.3	59.5	21.4	36.9	38.8	55.8	32.8
<b>Zucker</b>	238.1	166.5	175.5	250.6	167.4	258.9	129.3	301.9	162.3	266.4
<b>Kartoffeln</b>	421.0	8.2	479.0	2.8	475.8	1.7	376.9	17.5	396.0	37.0
<b>Obst</b>	259.9	0.0	202.8	57.2	224.1	34.9	217.1	41.7	204.4	54.0
<b>Beeren</b>	21.6	0.0	23.0	-1.5	25.0	-3.5	24.9	-3.3	22.1	-0.5
<b>Trauben</b>	124.5	0.0	107.3	17.2	107.8	16.7	101.5	23.0	102.1	22.4
<b>Frischgemüse</b>	373.5	0.0	440.9	-67.4	457.9	-80.7	331.7	39.9	170.1	194.2
<b>Futtergetreide</b>	--	5.7	--	9.6	--	12.5	--	20.3	--	2.4
<b>Körnermais</b>	--	87.4	--	91.6	--	114.6	--	144.5	--	36.4
<b>Weitere Futtermittel</b>	--	269.5	--	266.8	--	274.7	--	242.5	--	263.6
<b>Milch</b>	2'643.6	--	2'729.9	--	2'590.4	--	2'459.2	--	2'629.7	--
<b>Käse</b>	122.5	41.3	137.6	47.9	133.9	50.9	127.3	57.0	133.8	52.2
<b>Kalbfleisch</b>	21.3	0.6	22.0	2.6	22.1	2.4	21.8	3.5	21.9	2.9
<b>Rindfleisch</b>	73.6	13.8	67.0	42.4	67.4	41.3	58.4	57.5	66.0	45.2
<b>Schweine- fleisch</b>	126.4	11.2	127.9	11.2	129.4	11.2	115.9	13.9	122.4	11.2
<b>Geflügel- fleisch</b>	48.3	48.9	52.4	61.2	60.5	49.8	46.6	72.0	51.6	63.4
<b>Eier</b>	6.0	0.0	6.4	-0.4	6.5	-0.5	5.1	0.9	6.0	0.0
<b>Pferde, Schafe, Ziegen</b>	100.6	0.0	83.6	11.3	88.7	5.5	72.1	15.1	82.9	11.2

## 2.3 Ökoinventare zum Zusammenstellen der Szenarien

### 2.3.1 Auswahl vorhandener Ökoinventare

Ökoinventare wurden für die Phase der landwirtschaftlichen Produktion sowie für die Verarbeitung und den Transport aller im Warenkorb enthaltenen Produkte benötigt. Die Ökoinventare wurden so weit wie möglich folgenden Datenbanken entnommen: die Agroscope-eigene SALCA-Datenbank (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment), ecoinvent v3.3 (ecoinvent Centre, 2016), World Food LCA Database (WFLDB; Nemecek *et al.*, 2015) und AGRIBALYSE v1.2 (Colomb *et al.*, 2015). Diese wurden ausgewählt, weil sie weitgehend als konsistent in der Methodik und den dahinter stehenden Emissionsmodellen angesehen werden können. Bei allen Inventaren wurden die Hintergrunddaten auf ecoinvent v3.3 aktualisiert. Priorisiert wurden die Datenbanken folgendermassen: Prioritär wurden SALCA-Inventare verwendet, da diese die Produktion in der Schweiz am differenziertesten abbilden; beispielsweise liegen viele Inventare für die Tal-, Hügel- und Bergregion sowie für verschiedene Landbauformen vor. Die SALCA-Datenbank setzt sich zusammen aus Ökoinventaren, die im Rahmen von Forschungsprojekten bei Agroscope entstanden sind. Waren die gewünschten Inventare dort nicht vorhanden, wurden Inventare aus der ecoinvent-Datenbank verwendet. Da SALCA an die Methodik von ecoinvent angelehnt ist, sind sich beide Datenbanken am ähnlichsten, und ecoinvent enthält ebenfalls viele für die Schweiz spezifische Inventare. Anschliessend wurden Inventare aus der World Food LCA Database verwendet, welche global ausgerichtet, aber ebenfalls mit ecoinvent kompatibel ist (ein Teil der Inventare wurde auch in die ecoinvent-Datenbank v3.3 integriert, diese Version stand aber beim Abschluss der Studie in einer für die Berechnung kompatiblen Form noch nicht zur Verfügung). Für Inventare, die dort nicht vorhanden waren, wurde die französische Datenbank AGRIBALYSE verwendet. Die Datenbank verwendet weitgehend dieselben Emissionsmodelle wie SALCA (siehe Kapitel 2.3.3), ausser für die Nitratemissionen wo sie ein anderes Modell verwendet. Produkte, für die in keiner der genannten Datenbanken mindestens ein zufriedenstellendes Proxy vorhanden war, wurden für das Projekt mit SALCA neu modelliert. Tabelle 6 zeigt die Anzahl Inventare, die aus jeder Datenbank verwendet wurden. Im Anhang (Tabelle 13 bis Tabelle 16) sind alle Inventare und die Produkte, für die sie jeweils verwendet wurden, mit Angabe der Herkunftsdatenbank aufgelistet.

Tabelle 6: Anzahl verwendeter Ökoinventare aus den einzelnen Datenquellen.

Quelle für Ökoinventare	Anzahl Inventare
SALCA	134
ecoinvent	38
WFLDB	30
AGRIBALYSE	3
Für dieses Projekt neu erstellt	46

### 2.3.2 Anpassung der Ökoinventare für die Inlandproduktion

Aufgrund der sektoralen Ökobilanzierung und wegen der Struktur der Daten aus SWISSland waren für die vorliegende Studie Anpassungen bei vielen der verwendeten Ökoinventare notwendig. Zur Produktion in der Schweiz lieferte SWISSland Informationen über verschiedene Punkte innerhalb der Wertschöpfungsketten, nämlich einerseits zu der Landwirtschaftsfläche, welche für die verschiedenen Acker- und Graslandkulturen genutzt wurde, für die Tierzahlen, die gehalten wurden, und für die verschiedenen landwirtschaftlichen Produkte, die daraus entstanden. Die vorhandenen Ökoinventare wurden in den meisten Fällen im Rahmen von Produktökobilanzen erstellt und bilden jeweils eine durchgängige Wertschöpfungskette ab. Um sie an die Daten aus SWISSland anzupassen und um Doppelzählungen zu vermeiden, mussten sie in einzelne Lebenswegabschnitte aufgeteilt werden. Beispielsweise wurde der gesamte Futterbau mit Ökoinventaren für pflanzliche Produkte abgedeckt. Ökoinventare für die Milchviehhaltung enthalten normalerweise auch die Umweltwirkungen der Futtermittelerzeugung. Damit der Futteranbau also nicht zweimal verrechnet wurde, musste die Futtermittelerzeugung aus den Inventaren für die Milchviehhaltung ausgegrenzt werden. Entsprechend wurde ein Ökoinventar für Käse aufgeteilt in einzelne Ökoinventare für die Futtermittelherstellung, für die Milchviehhaltung ohne Futtermittelproduktion sowie für die Milchverarbeitung ohne die landwirtschaftliche Phase. Anschliessend konnte man die Umweltwirkungen aller dieser angepassten Inventare anhand der Informationen aus SWISSland (z.B. ha Anbaufläche für Gerste, Anzahl Kühe und Menge an produziertem Käse pro Szenario) neu aufaddieren.

Für Importe waren nur Informationen zur Menge der importierten Produkte vorhanden, also für das Ende der Wertschöpfungskette (z.B. Menge an importiertem Käse) und nicht für weitere Punkte weiter vorne in der Wertschöpfungskette. Ausserdem war hier keine Gefahr von Doppelzählungen gegeben. Somit konnten die vorhandenen Ökoinventare für die Importe unverändert genutzt werden.

### 2.3.3 Erstellen von neuen Ökoinventaren

#### Weideflächen

In keiner Datenbank waren Inventare für die Bewirtschaftung von Weideflächen vorhanden, weil die Weidehaltung meist direkt in Ökoinventare für tierische Produkte integriert ist. Für dieses Projekt mussten daher separate Ökoinventare für Weideflächen erstellt werden. SWISSland lieferte Informationen zur Fläche von extensiver und intensiver Weide im Tal-, Hügel- und Berggebiet. Für extensive Weideflächen wurde dasselbe Ökoinventar verwendet wie für andere extensive Graslandflächen (siehe Anhang, Tabelle 13). Die Emissionen durch Ausscheidungen von weidenden Tieren waren bereits in den Ökoinventaren der Tierproduktion enthalten, und es wurde angenommen, dass übrige Aktivitäten auf einer extensiven Weidefläche, resp. deren Umweltwirkungen, sich zwischen extensiven Wiesen und extensiven Weiden nicht deutlich unterscheiden (nur sehr wenige Aktivitäten finden überhaupt statt). Intensive Weiden wurden mit dem Tool SALCA-Crop V3.51 neu modelliert. Als Basis dienten Informationen zur Bewirtschaftung von Weideflächen, wie sie den Modellbetrieben aus dem Projekt ZA-ÖB (Hersener *et al.*, 2011) zugrunde liegen. Diese Modellbetriebe wurden von der Forschungsgruppe Sozioökonomie von Agroscope erstellt. Sie basieren auf Daten des Deckungsbeitragskatalogs (Agridea, 2013), auf Resultaten des SWISSland-Modells und somit auf Informationen der ZA-Buchhaltungsbetriebe aus dem Jahr 2010 und auf weiteren Quellen wie der Suisse-Bilanz (Agridea & BLW, 2015) oder Nemecek *et al.* (2005). Für jeden Betriebstyp gibt es pro Landbauform und in den meisten Fällen pro Produktionsregion einen Modellbetrieb, welcher die jeweilige Produktion repräsentiert. Die Modellbetriebe enthalten für jede relevante Kultur- oder Graslandart Annahmen zur Bewirtschaftung. Aus den Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau (Flich *et al.*, 2009) wurden weitere Informationen hinzugezogen. Die vier neu erstellten Ökoinventare repräsentieren einen Grossteil der von SWISSland gelieferten intensiven Weideflächen der Schweiz:

- Weide, biologisch, intensiv, Bergzone
- Weide, ÖLN, intensiv, Talzone
- Weide, ÖLN, intensiv, Hügelzone
- Weide, ÖLN, intensiv, Bergzone

SALCA-Crop benötigt Informationen zu verschiedenen Gruppen von Eingangsdaten. Für einen Teil dieser Eingangsdaten wurden Informationen aus den Modellbetrieben resp. Defaultwerte von SALCA eingesetzt, nämlich:

- Standortinformationen: Produktionszone; Monatswerte für Niederschläge, Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit; Korngrössenverteilung Boden; Humusgehalt; Hangneigung; Hangform; pH-Wert; Dichte des Bodens; P-Versorgungsklasse,
- Menge eingesetzter Kalkdünger,
- Menge eingesetzter Pflanzenschutzmittel und Arbeitsgänge zum Ausbringen der Pflanzenschutzmittel,
- Aufteilung zwischen Schleppschlauch und Vakuuffass beim Ausbringen von Düngemitteln.

Für die Düngung wurden Daten eingesetzt, die auf Flisch *et al.* (2009) basieren. Die Menge an eingesetztem Hofdünger wurde so gewählt, dass der gesamte Phosphorbedarf der Flächen durch Gülle gedeckt wurde. Gemäss Flisch *et al.* (2009) war damit auch der Kaliumbedarf gedeckt, wohingegen noch ein Stickstoffbedarf übrig blieb, der mit Mineraldüngern gedeckt wurde (ausser auf der biologisch bewirtschafteten Fläche). Gemäss Modellbetrieben wurde auf Weideflächen nur Gülle eingesetzt, kein Mist. Die Nährstoffgehalte von Gülle blieben gleich wie in den Modellbetrieben, ebenso die Monate, in denen Düngemittel ausgebracht werden. So wurde die Gülle im Berggebiet zu 50 % im April und zu 50 % im August ausgebracht, im Tal- und Hügelgebiet ebenfalls zu 50 % im April und zu 50 % im September. Die Ausbringung von Mineraldünger wurde dann gleichmässig zwischen Mai und Juli verteilt.

### Tierhaltung

Für die Produktion der von SWISSland her benötigten Tierarten gab es in den verwendeten Datenbanken nur eine kleine Auswahl an Inventaren, die ausserdem nicht detailliert genug für einzelne Tierkategorien und nicht für die sektorale Ökobilanz geeignet waren. Für diese darf die Produktion von Futtermitteln nicht in die Tierhaltung integriert sein, sondern die Inventare dürfen nur diejenigen Inputs und Emissionen umfassen, die direkt mit der Haltung und Fütterung der Tiere auf dem Betrieb zusammenhängen.

Pro Tierkategorie und Produktionsregion wurden jeweils zwei bis drei Modellbetriebe ausgewählt; das war ausreichend, um jeweils mindestens 70 % der Schweizer Produktion abzudecken. Aus jedem Modellbetrieb wurde ein Produktionsinventar für die entsprechende Tierkategorie extrahiert, und daraus wurden mit SALCA-Farm V3.5 je ein Ökoinventar erstellt. Eine nach Tierzahl gewichtete Kombination der Ökoinventare aus jedem Modellbetrieb ergab dann die folgenden neuen Misch-Inventare:

- Milchkuh, Produktionsmix jeweils für Tal-, Hügel- und Berggebiet
- Aufzuchtrind, Produktionsmix jeweils für Tal-, Hügel- und Berggebiet
- Mutterkuh, Produktionsmix jeweils für Tal-, Hügel- und Berggebiet
- Mastrind, Produktionsmix jeweils für Tal-, Hügel- und Berggebiet
- Mastkalb, Produktionsmix Schweiz
- Zuchtschwein, Produktionsmix Schweiz
- Mastschwein, Produktionsmix Schweiz
- Mastpoulet, Produktionsmix Schweiz
- Legehennen, Produktionsmix Schweiz
- Pferd, Produktionsmix Schweiz
- Schaf, Produktionsmix Schweiz
- Ziege, Produktionsmix Schweiz

### Berechnen der neuen Ökoinventare

Die beiden Tools SALCA-Crop und SALCA-Farm, mit denen die neuen Ökoinventare erstellt wurden und auf denen auch die schon vorhandenen Ökoinventare basieren, stellen alle Informationen zu Inputs und Emissionen der einzelnen Produkte und Prozesse und der vorgelagerten Stufen zusammen. Dazu berechnen die Modelle die Emissionen, die direkt auf dem Landwirtschaftsbetrieb mit den bewirtschafteten Flächen oder im Stall anfallen. Dies sind Emissionen von Phosphor, Schwermetallen, Nitrat, Lachgas, Stickoxiden, Ammoniak und Methan. Eine kurze Beschreibung der Modelle befindet sich in Nemecek *et al.* (2010), ausführlichere Beschreibungen gibt es in den jeweils angegebenen Quellen.

**Phosphor:** Das Modell SALCA-Phosphor (Prasuhn, 2006) berücksichtigt vier Austragswege: Phosphorausträge in Oberflächengewässer durch Bodenerosion, Abschwemmung und Drainage sowie Phosphorausträge ins Grundwasser durch Auswaschung. Einbezogen werden Art und Menge der ausgebrachten Phosphordünger, Bodeneigenschaften und die Topographie sowie die Bodenerosion. Diese wird ebenfalls in SALCA berechnet (nach der Methode Oberholzer *et al.*, 2006).

**Schwermetalle:** Nach dem Vorgehen in Freiermuth (2006) berechnet SALCA eine Input-Output-Bilanz, nach Bedarf auf Parzellenebene (SALCA-Crop) oder auf Betriebsebene (SALCA-Farm). Diese berücksichtigt Cadmium, Kupfer, Zink, Blei, Nickel, Chrom und Quecksilber. Als Inputs finden Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel, zugekaufte Futtermittel sowie weitere zugekaufte Hilfsstoffe der Tierproduktion Eingang ins Modell. Als Outputs werden die Schwermetallgehalte der pflanzlichen und tierischen Produkte berücksichtigt, dazu noch die Schwermetallauswaschung ins Grundwasser und der Austrag mit erodiertem Bodenmaterial. Die Differenz aus diesen Parametern wird als Schwermetalleintrag in den Boden gewertet. Über einen Allokationsfaktor wird davon noch der Anteil abgezogen, welcher dem Schwermetalleintrag durch Deposition zuzurechnen ist und somit nicht den landwirtschaftlichen Aktivitäten angelastet werden soll.

**Nitrat:** Der Nitrataustrag von Acker- und Grasland wurde mit dem Modell von Richner *et al.* (2014) ermittelt. Für jede Kultur wird eine monatliche Stickstoffbilanz berechnet, welche den Eintrag durch Düngemittel und Stickstoffmineralisierung des Bodens (unterschiedlich je nach Produktionsregion und Intensität der Bodenbearbeitung) sowie den Entzug durch das Erntegut berücksichtigt. Anschliessend wird der Stickstoffüberschuss noch über Korrekturfaktoren für den Ton- und Humusgehalt des Bodens, den Viehbesatz, die Vorkultur, die Gründigkeit und die Menge an Winterniederschlägen bereinigt. Der überschüssige Stickstoff wird als potenziell auswaschungsgefährdet betrachtet.

**Lachgas:** Die Lachgasemissionen aus dem Pflanzenbau setzen sich aus direkten und induzierten Lachgasemissionen zusammen. Gemäss IPCC (2006), Tier 1, werden 1 % des gedüngten Stickstoffs und des Stickstoffs in Ernterückständen als Lachgas emittiert. Zusätzlich werden 1 % des emittierten Ammoniak- und Stickoxid-Stickstoffs sowie 0.75 % des ausgewaschenen Nitrat-Stickstoffs in Lachgas umgewandelt. Für die Lachgasemissionen aus Hofdüngerlagerung und Weide gibt es Emissionsfaktoren von EEA (2013), welche auf dem Ammoniumgehalt des ausgeschiedenen Stickstoffs basieren. Das Vorgehen für alle Emissionen aus der Tierhaltung ist in Herndl *et al.* (2015) näher beschrieben.

**Stickoxide:** Die Emissionsfaktoren für Stickoxide stammen aus EEA (2013): 1.2 % des Stickstoffs aus mineralischen und organischen Düngern werden emittiert. Hinzu kommen Emissionen aus der Hofdüngerlagerung, nämlich 0.005 % des Stickstoffgehaltes von flüssigen und 0.47 % des Stickstoffgehaltes von festen Hofdüngern. Das Vorgehen für alle Emissionen aus der Tierhaltung ist in Herndl *et al.* (2015) näher beschrieben.

**Ammoniak:** Ammoniakemissionen aus den tierischen Ausscheidungen im Stall und auf der Weide sowie aus Hofdüngerlagerung und -ausbringung wurden mit dem Modell Agrammon berechnet (HAFL, 2013a und 2013b). Die Ammoniakemissionen aus der Mineraldüngerausbringung stammen aus EEA (2013). Das Vorgehen für alle Emissionen aus der Tierhaltung ist in Herndl *et al.* (2015) näher beschrieben.

**Methan:** Das Emissionsmodell basiert auf IPCC (2006), Tier 2. Für alle Tierkategorien ausser Milchvieh werden die Methanemissionen unter Berücksichtigung der Bruttoenergie-Aufnahme, eines Methan-Konversionsfaktors (aus IPCC, 2006, und BAFU, 2013) und des Energiegehaltes von Methan berechnet. Bei Milchkühen besteht in SALCA eine Auswahlmöglichkeit zwischen den Modellen IPCC (2006) und Kirchgessner *et al.* (1995). In dieser Studie wurde das letztere Modell gewählt. Dieses ist detaillierter und berücksichtigt die Aufnahme von Rohprotein, Rohfaser, stickstofffreien Extraktstoffen und Rohfett. Methanemissionen aus dem Hofdüngermanagement werden nach IPCC (2006) berechnet. Das Vorgehen für alle Emissionen aus der Tierhaltung ist in Herndl *et al.* (2015) näher beschrieben.

## 2.4 Wirkungsabschätzung

SALCA bewertet eine Reihe von Umweltwirkungen durch Midpoint-Wirkungsabschätzungsmethoden, während einige zusätzliche Umweltaspekte auf Stufe Sachbilanz ins Ergebnis einfließen. Für die Szenarien dieses Projektes wurden die folgenden Umweltwirkungen berechnet:

- Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen in MJ-Äquivalenten (Hischier *et al.*, 2010)
- Ressourcenbedarf P und K in kg P und kg K (aus der Sachbilanz)
- Flächenbedarf gesamt in m<sup>2</sup>·Jahr (CML01, Guinée *et al.*, 2001), aufgeschlüsselt nach Ackerland, intensivem Grasland, extensivem Grasland und übrigen Flächen

- Abholzung in m<sup>2</sup> (Differenz aus Umwandlung von und zu Waldflächen und Buschland gemäss ecoinvent-Kategorien; Hirschier *et al.*, 2010)
- Wasserbedarf in m<sup>3</sup> (blue water; gemäss ecoinvent-Kategorien; Hirschier *et al.*, 2010, und Gewichtung mit dem Wasserstress-Index nach Pfister *et al.*, 2009)
- Treibhauspotenzial in kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten (IPCC, 2013)
- Ozonbildungspotenzial Vegetation und Human in m<sup>2</sup>\*ppm\*Stunde und Personen\*ppm\*Stunde (EDIP03, Hauschild & Potting, 2005)
- Terrestrisches Eutrophierungspotenzial in m<sup>2</sup> (EDIP03, Hauschild & Potting, 2005)
- Versauerungspotenzial in m<sup>2</sup> (EDIP03, Hauschild & Potting, 2005)
- Aquatisches Eutrophierungspotenzial Stickstoff in kg N (EDIP03, Hauschild & Potting, 2005)
- Aquatisches Eutrophierungspotenzial Phosphor in kg P (EDIP03, Hauschild & Potting, 2005)
- Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial in kg 1,4-DB-Äquivalenten (CML01, Guinée *et al.*, 2001) mit Ergänzungen für Pestizide nach Hayer *et al.* (2010)
- Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial in kg 1,4-DB-Äquivalenten (CML01, Guinée *et al.*, 2001) mit Ergänzungen für Pestizide nach Hayer *et al.* (2010)
- Humantoxizitätspotenzial in kg 1,4-DB-Äquivalenten (CML01, Guinée *et al.*, 2001) mit Ergänzungen für Pestizide nach Hayer *et al.* (2010)

Die beiden Methoden SALCA-Bodenqualität und SALCA-Biodiversität sind nicht für eine Abschätzung auf Ebene des Agrarsektors geeignet, da sie sich auf konkrete Flächen beziehen und nicht auf einen Warenkorb, wie er in dieser Studie zur Anwendung kommt, extrapolieren lassen. Sie wurden daher nicht berücksichtigt. In den oben angegebenen Quellen gibt es genaue Informationen über die einzelnen Umweltwirkungen. Kurze Beschreibungen der Umweltwirkungen befinden sich ausserdem in Bystricky *et al.* (2014), ein Grossteil davon ist detailliert in Roesch *et al.* (2016) beschrieben.

### 3 Vorgehen bei der Analyse des Einflusses von Standorteigenschaften und reduzierter Bodenbearbeitung

Diese Untersuchung konnte nicht auf den ganzen Sektor bezogen werden, da in SWISSland keine flächengenaue Zuordnung der Massnahmen stattfand. Stattdessen wurde im Sinne einer Sensitivitätsanalyse untersucht, wie die Umweltwirkungen einzelner pflanzlicher Produkte variieren, wenn andere Standortbedingungen oder Anbauverfahren angenommen werden. Drei Ackerkulturen wurden exemplarisch für diese Analyse ausgewählt, wobei diese einen hohen Flächenanteil in der Schweiz haben und einen hohen Anteil zu verschiedenen Umweltwirkungen der Szenarien beitragen sollten, insbesondere zu der aquatischen Eutrophierung mit Stickstoff und Phosphor. Die Auswahl wurde somit folgendermassen konkretisiert:

- a) Flächenanteil: Unter den Ackerkulturen hatten folgende den grössten Flächenanteil, in absteigender Reihenfolge: Silomais im Talgebiet, Winterweizen ÖLN (nicht extenso) im Talgebiet, Winterweizen extenso im Talgebiet, Zuckerrüben im Talgebiet, Körnermais im Talgebiet, Raps ÖLN (nicht extenso) im Talgebiet, Winterweizen extenso im Hügelgebiet, Silomais im Hügelgebiet.
- b) Beitrag zu den Umweltwirkungen: Es wurden Ackerkulturen ausgewählt, die bei mindestens zwei Umweltwirkungen in mindestens einem Szenario jeweils über 3 % der gesamten Umweltwirkung ausmachten. So erhielt man eine überschaubare Anzahl möglicher Kulturen. Diese waren: Winterweizen ÖLN (nicht extenso), Winterweizen extenso, Wintergerste ÖLN (nicht extenso), Körnermais, Silomais und Kartoffeln. Alle diese Kulturen hatten auch einen vergleichsweise hohen Anteil an der aquatischen Eutrophierung Stickstoff und Phosphor der offenen Ackerflächen.

Unter den so ermittelten Kulturen wurden Winterweizen, Silomais und Kartoffeln ausgewählt. Somit enthält die Analyse Getreide und Hackfrüchte, resp. Kulturen, welche ein unterschiedlich starkes Risiko für verschiedene Umweltwirkungen (Erosionsrisiko, Nährstoffauswaschungsrisiko) erwarten lassen. Als Einschränkung wurden Kartoffeln bei Varianten mit schwerem Boden ausgelassen (siehe nachfolgende Abschnitte), da Kartoffeln nicht für solche Standorte geeignet sind.



Ebenso wurde Silomais bei Varianten mit Klimadaten aus dem Berggebiet weggelassen, da Silomais als wärmeliebende Kultur nicht für das Berggebiet geeignet ist.

### 3.1 Variierung von Standorteigenschaften

Für alle Standortparameter, die SALCA-Crop zum Berechnen von direkten Feldemissionen benötigt, wurden zunächst einzelne Extremwerte eingesetzt. Dies zeigte den maximal möglichen Einfluss jedes einzelnen Standortparameters auf die Umweltwirkungen. In einem nächsten Schritt wurden die Extremwerte kombiniert, um zwei sehr extreme Standorte zu modellieren. Ebenso wurden drei Beispielstandorte kreiert, die häufiger in der Schweiz vorkommen können und grössere Teile der Anbauflächen realistisch repräsentieren. Die Parameterwerte wichen bei diesen deutlich weniger von den Standardvarianten ab als bei den Varianten mit Extremwerten. Für diese Beispielstandorte stand nur ein Teil der Standortparameter aus SALCA zur Verfügung, und zwar diejenigen, die sich auf die Nitratauswaschung auswirken. Für die Beispielstandorte wurde also nur die aquatische Eutrophierung Stickstoff betrachtet.

Tabelle 7 zeigt die Standortparameter, die SALCA benötigt, und dazu jeweils die Information, auf welche direkte Emission sich der Parameter auswirkt, sowie die Werte der jeweiligen Standardvariante und die Werte der untersuchten Extreme. Einige Parameter wirken sich nur auf die Bodenerosion aus, welche in dieser Studie nicht extra dargestellt wird. Die Erosion verursacht aber einen Austrag von Schwermetallen und Phosphor und trägt somit zur Ökotoxizität sowie zur aquatischen Eutrophierung mit Phosphor bei. Die entsprechenden Parameter haben also auf diese einen indirekten Einfluss und wurden daher in der Analyse mit berücksichtigt. Die Parameterwerte für die drei „realistischen“ Beispielstandorte sind in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 7: Standortparameter für SALCA-Emissionsmodelle, Werte für Standard- und Extremvarianten von Winterweizen, Silomais mit winterharter Gründüngung und Kartoffeln mit winterharter Gründüngung. ind. = induzierte Emissionen.

Parameter (Einheit resp. Auswahlmöglichkeit)	Beeinflusste SALCA-Emissionsmodelle	Wert für Standardvariante	Extremwerte	Verwendung für Einzel-Varianten (Abbildung 18 und Abbildung 19)	Verwendung für Extrem-Standorte (Abbildung 20)
<b>Tongehalt (%)</b>	Nitrat (ind. Lachgas)	20	a) 7 b) 50*	a) Sandboden; b) Tonboden	a) Sand b) Ton
<b>Humusgehalt (%)</b>	Nitrat (ind. Lachgas)	2	30	Humusgehalt 30%	Ton
<b>Bodenart/-durchlässigkeit (Sand, Lehm, Schluff, Ton)</b>	Erosion	Lehm	a) Sand b) Ton*	a) Sandboden b) Tonboden	a) Sand b) Ton
<b>Dichte des Bodens (kg/m<sup>3</sup>)</b>	Erosion	1300	a) 1000 b) 1500	a) Bodendichte 1000 b) Bodendichte 1500	a) Sand b) Ton
<b>P-Versorgungsklasse (A, B, C, D, E)</b>	Phosphor	C	a) A b) E	a) P-Versorgung A b) P-Versorgung E	a) Sand b) Ton
<b>Risikoklasse Auswaschungsgefährdung (1-5)</b>	Phosphor	2	a) 1 b) 5	a) Risiko Auswasch 1 b) Risiko Auswasch 5	a) Ton b) Sand
<b>Risikoklasse Abschwemmungsgefährdung (1-5)</b>	Phosphor	3	a) 1 b) 5	a) Risiko Abschw 1 b) Risiko Abschw 5	a) Sand b) Ton
<b>Angaben zu Erosionsrinnen vorhanden?</b>	Erosion	nein	ja	Erosionsrinnen	--
<b>Erosionsrinnen: Häufigkeit (nie; jährlich, zweijährlich; alle 3 Jahre; alle 4-5 Jahre; seltener als alle 5 Jahre)</b>	Erosion	nie	jährlich	Erosionsrinnen	--

Parameter (Einheit resp. Auswahlmöglichkeit)	Beeinflusste SALCA-Emissionsmodelle	Wert für Standardvariante	Extremwerte	Verwendung für Einzel-Varianten (Abbildung 18 und Abbildung 19)	Verwendung für Extrem-Standorte (Abbildung 20)
<b>Erosionsrinnen: Tiefe (cm)</b>	Erosion	0	20	Erosionsrinnen	--
<b>Erosionsrinnen (mehrheitlich gleich breit wie tief; breiter als tief)</b>	Erosion	mehrheitlich gleich breit wie tief	breiter als tief	Erosionsrinnen	--
<b>Erosionsrinnen: Anzahl Rinnen = mehrere?</b>	Erosion	nein	ja	Erosionsrinnen	--
<b>Fliesstrecke (m)</b>	Erosion, Phosphor	25-50	a) <25 b) >100	a) Fliesstrecke 22m b) Fliesstrecke 102m	a) Sand b) Ton
<b>Hangneigung (%)</b>	Erosion, Phosphor	5	a) 0 b) 20	a) Hangneigung 0% b) Hangneigung 20%	a) Ton b) Sand
<b>Hangform (verteilend, gleichmässig, konzentrierend, Mulde)</b>	Phosphor	gleichmässig	a) verteilend b) gleichmässig c) konzentrierend d) Mulde	a) Hang verteilend b) Hang gleichm c) Hang konzent d) Hang Mulde	a) Ton b) -- c) -- d) Sand
<b>Fremdwasserzufluss</b>	Phosphor	nein	ja	Fremdwasser	Sand; Ton
<b>Hangwasseraustritt</b>	Phosphor	nein	ja	Hangwasser	Sand; Ton
<b>Distanz zum Einleiter (m)</b>	Schwermetall, Phosphor	3-30	a) <3 b) >100	a) Einleiter 2m b) Einleiter 102m	a) Sand b) Ton
<b>pH</b>	Ammoniak (ind. Lachgas)	6.7	a) 5.3 b) 7.5	a) pH 5.3 b) pH 7.5	a) Sand b) Ton
<b>Anteil Böden pH&lt;=7 (%)</b>	Ammoniak (ind. Lachgas)	80	a) 100 b) 0	a) pH 5.3 b) pH 7.5	a) Sand b) Ton
<b>Pflanzennutzbare Gründigkeit (cm)</b>	Nitrat (ind. Lachgas)	80	a) 45 b) >100	a) Gründigkeit 45 b) Gründigkeit 101	a) Sand b) Ton
<b>Anteil Drainage (%)</b>	Schwermetall, Phosphor	0	100	Drainage	--
<b>Niederschlag monatlich, langjähriges Mittel</b>	Nitrat (ind. Lachgas)	Klimastation Zürich-Reckenholz (CH, Tal)	a) Aadorf-Tänikon b) Bern-Zollikofen c) Langnau i.E. d) Rünenberg e) Elm** f) Adelboden**	a) Klima Tal 1 b) Klima Tal 2	--
<b>Temperatur monatlich, langjähriges Mittel</b>	Ammoniak		--		
<b>Relative Luftfeuchtigkeit monatlich, langjähriges Mittel</b>	Ammoniak		--		

\*Nur bei Winterweizen und Silomais angewendet.

\*\*Nur bei Weizen und Kartoffeln angewendet.

Tabelle 8: Standortparameter für SALCA-Emissionsmodelle, Werte für repräsentative Schweizer Standorte von Winterweizen, Silomais mit winterharter Gründüngung und Kartoffeln mit winterharter Gründüngung (Quelle: Urs Zihlmann, Agroscope, pers. Mitteilung April 2017). Alle nicht genannten Parameter sind gleich wie die Standardvariante in Tabelle 7.

Parameter (Einheit resp. Auswahlmöglichkeit)	Parabraunerde (leicht)	Braunerde (mittelschwer)	Kalkbraunerde (schwer)*
<b>Tongehalt (%)</b>	17	24	40
<b>Humusgehalt (%)</b>	2	3	4.5
<b>Gründigkeit (cm)</b>	70	100	100
<b>Bodenart/-durchlässigkeit (Sand, Lehm, Schluff, Ton)</b>	Sand	Lehm	Ton
<b>Dichte des Bodens (kg/m<sup>3</sup>)</b>	1'386	1'410	1'445
<b>Risikoklasse Auswaschungsgefährdung (1-5)</b>	2	1	1
<b>Risikoklasse Abschwemmungsgefährdung (1-5)</b>	2	2	3
<b>pH</b>	6.5	6.75	7.4
<b>Anteil Böden pH&lt;=7 (%)</b>	1	1	0

\*Nur bei Winterweizen und Silomais angewendet.

## 3.2 Konservierende Bodenbearbeitung

Um die Umweltwirkungen von konservierender Bodenbearbeitung zu berechnen, wurden jeweils zwei Varianten von Winterweizen und Silomais gerechnet.

- Winterweizen: Die Standardvariante mit Pflugeinsatz und mit Direktsaat
- Silomais: Die Standardvariante mit Pflugeinsatz und mit Direktsaat, jeweils mit vorgeschalteter winterharter Gründüngung.

Kartoffeln wurden hier nicht berücksichtigt, da sie sich wenig für konservierende Bodenbearbeitung eignen. Bezüglich der Auswirkungen von konservierender Bodenbearbeitung auf Flächenenerträge gibt es unterschiedliche Aussagen in der Literatur. Vielfach wird davon ausgegangen, dass die Erträge bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung sehr ähnlich sind (Soane *et al.*, 2012). Martinez *et al.* (2016) fanden in einer Langzeituntersuchung in der Schweiz eine Ertragssteigerung von 6 % für Winterweizen bei konservierender Bodenbearbeitung. Daher gab es eine zusätzliche Variante mit Ertragssteigerung bei Winterweizen, bei der die Menge an eingesetzten Düngemitteln ebenfalls um 6 % erhöht wurde. Bei allen pfluglosen Varianten wurden aus den Produktionsinventaren die Arbeitsprozesse Pflügen, Grubbern und Eggen entfernt, und beim Pflanzenschutz gab es eine zusätzliche Glyphosatgabe von 1'500 g/ha.

# 4 Umweltwirkungen der Szenarien

## 4.1 Gesamtübersicht der Umweltwirkungen im Basisjahr und in den Szenarien

Tabelle 9 zeigt die Umweltwirkungen im Basisjahr 2010 und die prozentuale Änderung in den Szenarien, aufgeteilt nach den Umweltwirkungen der Inlandproduktion und der Importe. In den Szenarien waren die Umweltwirkungen fast immer höher als im Basisjahr 2010. Der Energiebedarf, der Ressourcenbedarf P und K, das Treibhauspotenzial, die Ozonbildung, die Versauerung, die terrestrische Eutrophierung, die terrestrische und die Humantoxizität stiegen im Referenzszenario um 2 bis 10 % an gegenüber dem Basisjahr an, die aquatische Eutrophierung Stickstoff und Phosphor stiegen um 11 resp. 14 % an, und der Flächenbedarf, die Abholzung und der Wasserbedarf waren zwischen 16 und 23 % höher als im Basisjahr. Dieser Anstieg der Umweltwirkungen war – zumindest teilweise – der um 10 % höheren Bevölkerungszahl zuzuschreiben, die bei einer gleich bleibenden Ernährung entsprechend mehr Nahrungsmittel benötigte. Pro Einwohner waren manche Umweltwirkungen im Referenzszenario sogar tiefer als im Basisjahr 2010, einige waren gleich, manche erhöhten sich aber auch hier gegenüber dem Basisjahr (Tabelle 10).

Tabelle 9: Umweltwirkungen der Inlandproduktion und der Importe (Systemgrenzen siehe Abbildung 8) im Basisjahr und die prozentualen Änderungen mit den Szenarien, bezogen auf die funktionelle Einheit „Warenkorb“.

Umweltwirkung		Basisjahr 2010	REF_2025	EXT_2025	ZOLL_2025	GRAS_2025
<b>Energiebedarf</b>	Inland	43.3	-2%	-1%	-5%	-14%
10 <sup>9</sup> MJ-Äq	Import	14.1	42%	43%	68%	100%
	<b>Gesamt</b>	<b>57.4</b>	<b>9%</b>	<b>10%</b>	<b>13%</b>	<b>14%</b>
<b>Ressourcenbedarf P</b>	Inland	26.9	-3%	-4%	-3%	-13%
10 <sup>6</sup> kg P	Import	5.0	41%	44%	51%	104%
	<b>Gesamt</b>	<b>31.9</b>	<b>4%</b>	<b>3%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Ressourcenbedarf K</b>	Inland	168.5	0%	-1%	-1%	-4%
10 <sup>6</sup> kg K	Import	10.8	42%	46%	57%	105%
	<b>Gesamt</b>	<b>179.3</b>	<b>2%</b>	<b>2%</b>	<b>3%</b>	<b>3%</b>
<b>Flächenbedarf</b>	Inland	12.7	-2%	-2%	-2%	-11%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup> *a	Import	3.0	89%	89%	101%	164%
	<b>Gesamt</b>	<b>15.6</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>	<b>18%</b>	<b>22%</b>
<b>Abholzung</b>	Inland	0.4	-2%	-2%	-5%	-16%
10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	Import	14.7	24%	17%	32%	62%
	<b>Gesamt</b>	<b>15.1</b>	<b>23%</b>	<b>17%</b>	<b>31%</b>	<b>60%</b>
<b>Wasserbedarf</b>	Inland	11.7	-2%	0%	-9%	-14%
10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Import	15.6	35%	41%	65%	106%
	<b>Gesamt</b>	<b>27.3</b>	<b>19%</b>	<b>23%</b>	<b>33%</b>	<b>55%</b>
<b>Treibhauspotenzial</b>	Inland	7.9	-3%	-2%	-3%	-13%
10 <sup>9</sup> kg CO <sub>2</sub> -Äq	Import	2.2	55%	52%	74%	113%
	<b>Gesamt</b>	<b>10.0</b>	<b>9%</b>	<b>10%</b>	<b>13%</b>	<b>14%</b>
<b>Ozonbildung (Vegetation)</b>	Inland	57.6	-3%	-2%	-4%	-13%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup> *ppm*h	Import	13.5	69%	67%	98%	136%
	<b>Gesamt</b>	<b>71.2</b>	<b>10%</b>	<b>11%</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>
<b>Ozonbildung (Human)</b>	Inland	5.7	-4%	-1%	-3%	-12%
10 <sup>6</sup> person*ppm*h	Import	1.1	89%	84%	113%	157%
	<b>Gesamt</b>	<b>6.8</b>	<b>11%</b>	<b>13%</b>	<b>16%</b>	<b>15%</b>
<b>Versauerung</b>	Inland	1806.2	-5%	-4%	-5%	-13%
10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	Import	272.2	66%	65%	81%	125%
	<b>Gesamt</b>	<b>2078.4</b>	<b>4%</b>	<b>5%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Terr. Eutrophierung</b>	Inland	16.1	-5%	-4%	-5%	-12%
10 <sup>9</sup> m <sup>2</sup>	Import	2.3	70%	69%	81%	128%
	<b>Gesamt</b>	<b>18.4</b>	<b>4%</b>	<b>5%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>Aq. Eutrophierung N</b>	Inland	29.8	-3%	-4%	-3%	-27%
10 <sup>6</sup> kg N	Import	9.5	57%	62%	70%	127%
	<b>Gesamt</b>	<b>39.3</b>	<b>11%</b>	<b>12%</b>	<b>14%</b>	<b>10%</b>
<b>Aq. Eutrophierung P</b>	Inland	1185.8	-2%	-3%	-4%	-10%
10 <sup>3</sup> kg P	Import	331.8	73%	70%	86%	133%
	<b>Gesamt</b>	<b>1517.6</b>	<b>14%</b>	<b>13%</b>	<b>16%</b>	<b>21%</b>
<b>Humantoxizität</b>	Inland	2585.4	-3%	-3%	-5%	-15%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB-Äq	Import	1101.1	10%	6%	24%	49%
	<b>Gesamt</b>	<b>3686.5</b>	<b>1%</b>	<b>0%</b>	<b>4%</b>	<b>4%</b>
<b>Terr. Ökotoxizität</b>	Inland	7.5	-2%	-3%	-3%	-34%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB-Äq	Import	3.0	44%	45%	73%	123%
	<b>Gesamt</b>	<b>10.6</b>	<b>11%</b>	<b>10%</b>	<b>19%</b>	<b>11%</b>
<b>Aq. Ökotoxizität</b>	Inland	218.8	-5%	-8%	1%	-32%
10 <sup>6</sup> kg 1,4-DB-Äq	Import	67.5	46%	43%	55%	109%
	<b>Gesamt</b>	<b>286.3</b>	<b>7%</b>	<b>4%</b>	<b>13%</b>	<b>1%</b>

Tabelle 10: Umweltwirkungen der Inlandproduktion und der Importe (Systemgrenze siehe Abbildung 8) im Basisjahr und die prozentualen Änderungen mit den Szenarien, bezogen auf die funktionelle Einheit „Einwohner“.

Umweltwirkung		Basisjahr 2010	REF_2025	EXT_2025	ZOLL_2025	GRAS_2025
<b>Energiebedarf</b>	Inland	5500.6	-11%	-11%	-14%	-22%
MJ-Äq	Import	1789.1	29%	30%	52%	82%
	<b>Gesamt</b>	<b>7289.7</b>	<b>-1%</b>	<b>-1%</b>	<b>2%</b>	<b>3%</b>
<b>Ressourcenbedarf P</b>	Inland	3.4	-12%	-13%	-12%	-21%
kg P	Import	0.6	28%	31%	37%	85%
	<b>Gesamt</b>	<b>4.1</b>	<b>-6%</b>	<b>-6%</b>	<b>-4%</b>	<b>-5%</b>
<b>Ressourcenbedarf K</b>	Inland	21.4	-10%	-10%	-10%	-13%
kg K	Import	1.4	29%	33%	43%	86%
	<b>Gesamt</b>	<b>22.8</b>	<b>-7%</b>	<b>-7%</b>	<b>-7%</b>	<b>-7%</b>
<b>Flächenbedarf</b>	Inland	1611.1	-11%	-11%	-11%	-19%
m <sup>2</sup> a	Import	376.6	71%	71%	82%	139%
	<b>Gesamt</b>	<b>1987.7</b>	<b>5%</b>	<b>5%</b>	<b>7%</b>	<b>11%</b>
<b>Abholzung</b>	Inland	0.1	-11%	-11%	-14%	-24%
m <sup>2</sup>	Import	1.9	13%	6%	20%	47%
	<b>Gesamt</b>	<b>1.9</b>	<b>12%</b>	<b>6%</b>	<b>19%</b>	<b>45%</b>
<b>Wasserbedarf</b>	Inland	1.5	-11%	-9%	-18%	-22%
m <sup>3</sup>	Import	2.0	22%	27%	50%	87%
	<b>Gesamt</b>	<b>3.5</b>	<b>8%</b>	<b>12%</b>	<b>21%</b>	<b>40%</b>
<b>Treibhauspotenzial</b>	Inland	1002.0	-12%	-11%	-12%	-21%
kg CO <sub>2</sub> -Äq	Import	274.1	41%	38%	58%	93%
	<b>Gesamt</b>	<b>1276.1</b>	<b>-1%</b>	<b>0%</b>	<b>3%</b>	<b>3%</b>
<b>Ozonbildung (Vegetation)</b>	Inland	7324.8	-12%	-11%	-13%	-21%
m <sup>2</sup> *ppm*h	Import	1720.9	53%	51%	79%	114%
	<b>Gesamt</b>	<b>9045.7</b>	<b>0%</b>	<b>1%</b>	<b>5%</b>	<b>4%</b>
<b>Ozonbildung (Human)</b>	Inland	0.7	-13%	-10%	-12%	-20%
person*ppm*h	Import	0.1	71%	67%	93%	133%
	<b>Gesamt</b>	<b>0.9</b>	<b>1%</b>	<b>2%</b>	<b>5%</b>	<b>5%</b>
<b>Versauerung</b>	Inland	229.5	-14%	-13%	-14%	-21%
m <sup>2</sup>	Import	34.6	51%	50%	64%	104%
	<b>Gesamt</b>	<b>264.1</b>	<b>-5%</b>	<b>-5%</b>	<b>-3%</b>	<b>-4%</b>
<b>Terr. Eutrophierung</b>	Inland	2046.9	-14%	-13%	-14%	-21%
m <sup>2</sup>	Import	286.8	54%	53%	64%	106%
	<b>Gesamt</b>	<b>2333.7</b>	<b>-6%</b>	<b>-5%</b>	<b>-4%</b>	<b>-5%</b>
<b>Aq. Eutrophierung N</b>	Inland	3.8	-12%	-13%	-12%	-33%
kg N	Import	1.2	43%	47%	54%	106%
	<b>Gesamt</b>	<b>5.0</b>	<b>1%</b>	<b>2%</b>	<b>4%</b>	<b>0%</b>
<b>Aq. Eutrophierung P</b>	Inland	0.2	-11%	-12%	-13%	-18%
kg P	Import	0.0	56%	54%	68%	111%
	<b>Gesamt</b>	<b>0.2</b>	<b>3%</b>	<b>2%</b>	<b>5%</b>	<b>10%</b>
<b>Humantoxizität</b>	Inland	328.5	-12%	-12%	-14%	-23%
kg 1,4-DB-Äq	Import	139.9	0%	-4%	12%	35%
	<b>Gesamt</b>	<b>468.4</b>	<b>-8%</b>	<b>-9%</b>	<b>-6%</b>	<b>-6%</b>
<b>Terr. Ökotoxizität</b>	Inland	1.0	-11%	-12%	-12%	-40%
kg 1,4-DB-Äq	Import	0.4	30%	31%	57%	103%
	<b>Gesamt</b>	<b>1.3</b>	<b>1%</b>	<b>0%</b>	<b>8%</b>	<b>1%</b>
<b>Aq. Ökotoxizität</b>	Inland	27.8	-14%	-16%	-9%	-39%
kg 1,4-DB-Äq	Import	8.6	32%	30%	41%	89%
	<b>Gesamt</b>	<b>36.4</b>	<b>-3%</b>	<b>-5%</b>	<b>3%</b>	<b>-8%</b>

Bei der funktionellen Einheit „Warenkorb“ blieben im Referenzszenario die Umweltwirkungen der Inlandproduktion gegenüber dem Basisjahr gleich oder nahmen – trotz Bevölkerungswachstum – ganz leicht ab, nämlich zwischen 2 und 4 %. In den Szenarien EXT und ZOLL waren die Umweltwirkungen der Inlandproduktion sehr ähnlich wie im Referenzszenario. Im Szenario ZOLL verringerte sich der Wasserbedarf der Inlandproduktion nochmals um 7 % gegenüber dem Referenzszenario, die aquatische Ökotoxizität lag hingegen 6 % höher. Das Szenario GRAS hatte die stärksten Auswirkungen hinsichtlich der Inlandproduktion. Die Umweltwirkungen waren hier durchwegs tiefer als im Referenzszenario, meist zwischen 4 und 14 %. Die grösste Reduktion gab es bei der aquatischen Eutrophierung

Stickstoff und bei der terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität, wo das Szenario GRAS um 24 bis 33 % tiefer lag als das Referenzszenario.

Im Gegensatz dazu stiegen die Umweltwirkungen der Importe mit den Szenarien meist stark an. Das Referenzszenario sorgte hier bereits für einen Anstieg zwischen 10 % bei der Humantoxizität und 89 % beim Flächenbedarf gegenüber dem Basisjahr. Bei einer Fortführung der Agrarpolitik 2014-2017 musste der Nahrungsmittelbedarf der steigenden Bevölkerung durch höhere Importmengen gedeckt werden. Beim Energiebedarf, dem Ressourcenbedarf P und K, der Abholzung, dem Wasserbedarf und der Humantoxizität der Importe war der Anstieg weniger stark als bei den übrigen Umweltwirkungen; dahingegen stiegen der Flächenbedarf und die Ozonbildung am stärksten an. Im Szenario EXT war kein grosser Unterschied zum Referenzszenario zu verzeichnen. Meist lag die Abweichung vom Referenzszenario zwischen 0 und 4 %, bei der Abholzung war sie mit 6 % etwas höher. Das Szenario ZOLL brachte eine weitere Steigerung der Umweltwirkungen der Importprodukte mit sich. Diese waren zwischen 7 und 23 % höher als beim Referenzszenario. Noch mehr war dies beim Szenario GRAS der Fall, in dem die Produktivität der Landwirtschaftsfläche in der Schweiz stark eingeschränkt wurde. Hier waren die Umweltwirkungen der Importe sogar zwischen 30 und 55 % höher als beim Referenzszenario.

Insgesamt brachte das Szenario EXT damit die geringste Änderung gegenüber dem Referenzszenario, während sich beim Szenario ZOLL fast alle Umweltwirkungen moderat erhöhten. Beim Szenario GRAS waren die Unterschiede zwischen verschiedenen Umweltwirkungen am grössten. Teilweise schnitt es ähnlich ab wie das Referenzszenario, bei der Abholzung, dem Flächenbedarf und dem Wasserbedarf hatte es jeweils den höchsten und bei der aquatischen Ökotoxizität den tiefsten Wert von allen Szenarien. Im nachfolgenden Kapitel werden die Ursachen für die Bewertungsreihenfolge anhand ausgewählter Umweltwirkungen näher erläutert.

## 4.2 Analyse ausgewählter Umweltwirkungen

Für eine genauere Analyse wurden diejenigen Umweltwirkungen ausgewählt, bei denen die Unterschiede zwischen dem Referenzszenario und dem Basisjahr oder zwischen den einzelnen Szenarien vergleichsweise gross waren, oder die jeweils eigene Ursachen für die Bewertung hatten. Dies traf auf die folgenden Umweltwirkungen zu: Energiebedarf, Flächenbedarf, Abholzung, Wasserbedarf, Treibhauspotenzial, aquatische Eutrophierung Phosphor und Stickstoff, terrestrische und aquatische Ökotoxizität. Die übrigen hatten entweder eine klare Hauptursache (Mineraldüngereinsatz bei Ressourcenbedarf P und K), oder es gab nur geringe Änderungen bei allen Szenarien (Versauerung, terrestrische Eutrophierung, Humantoxizität), oder die Ursachen waren ähnlich wie bei anderen Umweltwirkungen (Ozonbildung und Humantoxizität waren ähnlich wie der Energiebedarf).

Den grössten Anteil am Energiebedarf (Abbildung 9) machten die Tierhaltung in der Schweiz und importierte tierische Nahrungsmittel aus. Bei der Tierproduktion im Inland nahm der Energiebedarf in den Szenarien um bis zu 10 % gegenüber dem Referenzszenario ab. Den grössten Anteil am Energiebedarf der Tiere hatten Milchkühe und Mastschweine. Bei allen Tierkategorien gab es unterschiedlich starke Abnahmen in den Szenarien, nur die Werte der Milchkühe und Aufzuchtinder blieben etwa gleich. Gleichzeitig gab es bei den importierten tierischen Produkten einen starken Anstieg im Referenzszenario gegenüber dem Basisjahr wie auch nochmals im Szenario GRAS. Hier schlugen vor allem Rindfleisch- und Geflügelfleischimporte zu Buche (sowohl die Produktion als auch die gekühlten Transporte in die Schweiz). Weiterhin war der Energiebedarf der importierten pflanzlichen Nahrungsmittel wichtig. Er stieg in den Szenarien ZOLL und GRAS deutlich an und war mehr als doppelt so hoch wie im Basisjahr. Zucker und Weizen hatten unter den importierten pflanzlichen Nahrungsmitteln den grössten Anteil am Energiebedarf. Der Energiebedarf des inländischen Ackerbaus und der Spezialkulturen war vor allem im Szenario GRAS deutlich geringer als im Referenzszenario. Der Gemüseanbau änderte sich in diesem Szenario stark, ähnlich auch die Weizen- und Silomaisflächen. Einen hohen Anteil am Energiebedarf hatten ausserdem auch die Graslandflächen einschliesslich Futterkonservierung und die Verarbeitungsschritte in der Schweiz. Deren Beitrag variierte in den Szenarien aber nicht sehr stark.

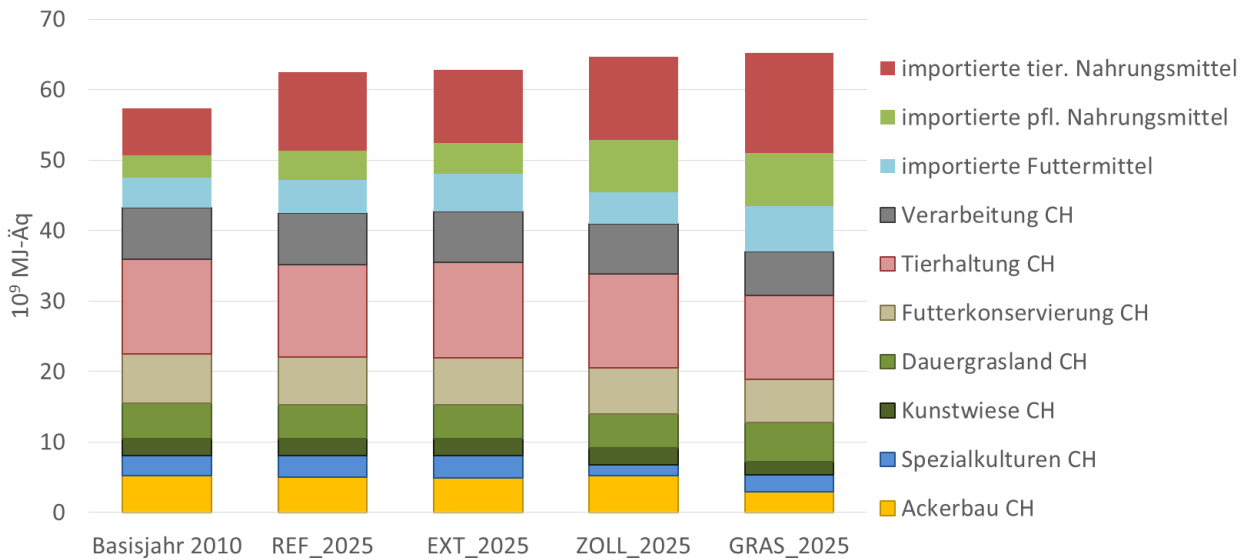


Abbildung 9: Energiebedarf des Warenkorbes im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr 2025.

Beim Flächenbedarf (Abbildung 10) erhöhte sich der Anteil der importierten tierischen Produkte im Referenzszenario ebenfalls stark gegenüber dem Basisjahr. Hieran hatte der Rindfleischimport mit Abstand den grössten Anteil; dabei war vor allem Rindfleisch aus Südamerika wichtig, aber in geringerer Masse auch Rindfleisch aus Deutschland. Der Flächenbedarf der importierten pflanzlichen Nahrungsmittel hatte zwar einen eher geringen Gesamtanteil, ihr Beitrag vergrösserte sich allerdings bereits im Referenzszenario stark und verdoppelte sich nochmals im Szenario GRAS. Ähnlich war es mit den importierten Futtermitteln. Gleichzeitig verringerte sich der Flächenbedarf des Ackerbaus und der Kunstwiese in der Schweiz deutlich, und die Graslandfläche nahm zu, das heisst die Extensivierung der Schweizer Tierhaltung bewirkte also bei gleich bleibender Produktion einen höheren Flächenbedarf an Grasland.

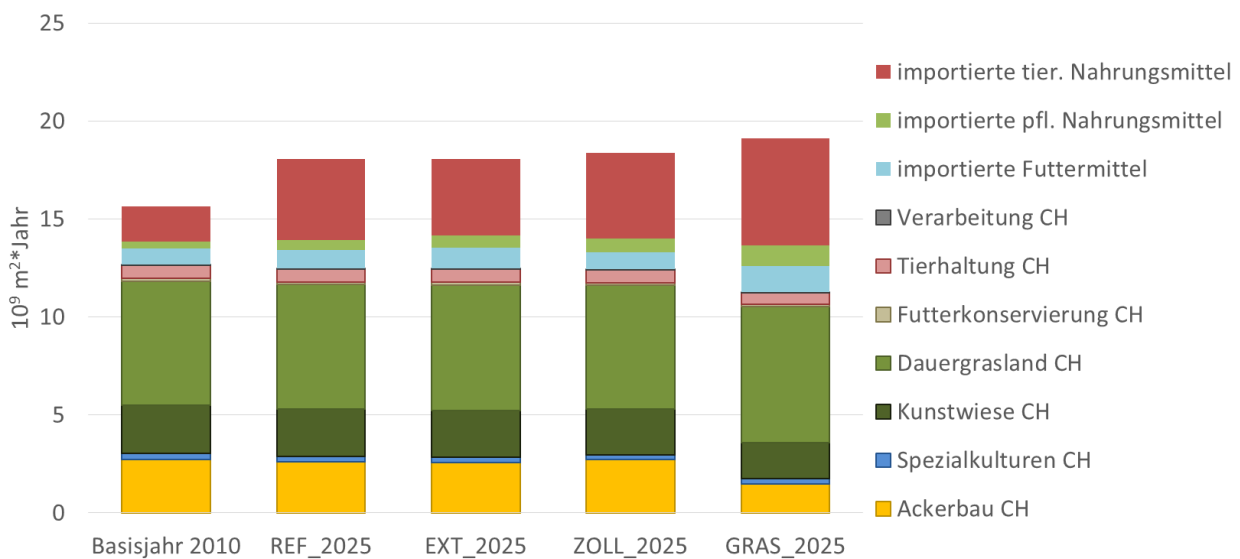


Abbildung 10: Flächenbedarf des Warenkorbes im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr 2025.

Bei der Abholzung (Abbildung 11) spielten hauptsächlich importierte tierische Produkte und importierte Soja als Futtermittel eine Rolle. Gemäss der Annahme, dass zukünftig nur noch zertifizierte Soja aus abholzungsfreiem Anbau in die Schweiz importiert wird, hatte die als Futtermittel importierte Soja nur im Basisjahr einen Anteil an der Abholzung. Während Soja also in den Szenarien keine Abholzung mehr verursachte, nahm die Abholzung durch importierte tierische Nahrungsmittel bereits im Referenzszenario gegenüber dem Basisjahr deutlich zu und stieg im Szenario GRAS nochmals an. Hauptverantwortlich für diese Zunahme war importiertes Rindfleisch aus Südamerika. Die Abholzung, die dort durch die Weidehaltung verursacht wurde, verdreifachte sich im Referenzszenario gegenüber dem Basisjahr; im Szenario GRAS erhöhte sie sich nochmals um 36 % gegenüber dem Referenzszenario. Importiertes Geflügelfleisch aus Südamerika spielte ebenfalls eine Rolle. Die Abholzung wurde hier vom Futtermittelanbau verursacht und war im Referenzszenario um 25 % höher als im Basisjahr. Im Szenario EXT war die Wirkung um 19 % tiefer als im Referenzszenario, im Szenario GRAS war sie um 18 % höher. Die Abholzung, die auf importierten Käse aus

verschiedenen europäischen Ländern zurückzuführen war, war im Referenzszenario um 9 % höher als im Basisjahr und stieg im Szenario GRAS noch um weitere 8 %. Hierfür waren die in der Milchviehhaltung verwendeten Futtermittel verantwortlich.

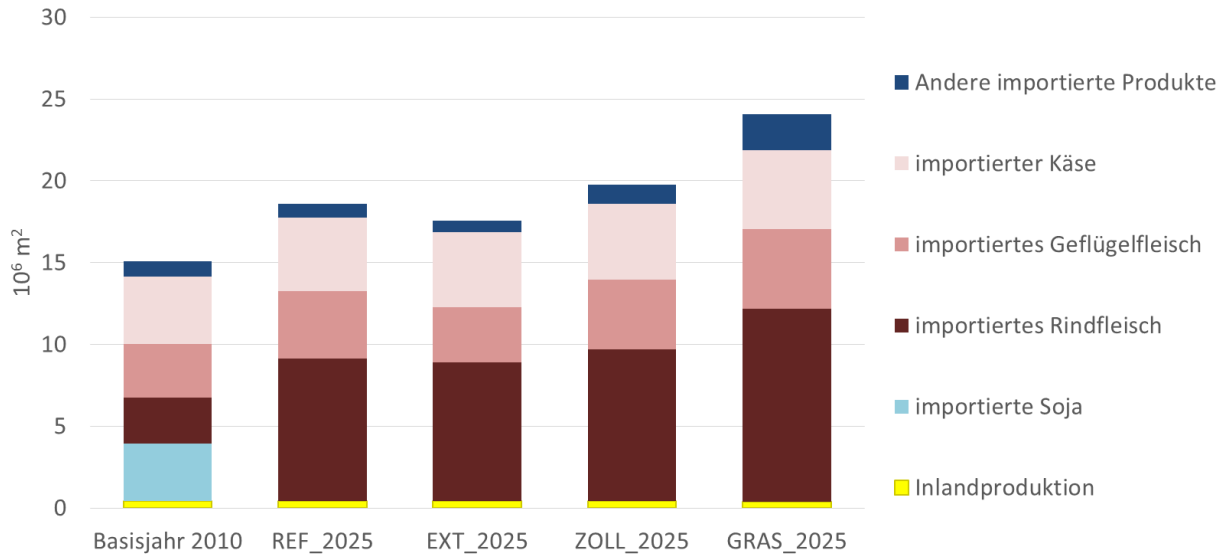


Abbildung 11: Wirkung des Warenkorbes auf die Abholzung im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr 2025.

Durch den höheren Wasserstress-Index hatten importierte Produkte eine höhere Wirkung als in der Schweiz produzierte Produkte. Daher wurde der Wasserbedarf hauptsächlich von Importprodukten bestimmt (Abbildung 12). Die importierten Rindfleischmengen hatten einen Einfluss in allen Szenarien. Bei Obst und Gemüse spielte die Annahme eine Rolle, dass ein Rückgang der Schweizer Produktion durch Importe gedeckt wird, was sich vor allem im Szenario ZOLL zeigte. In den Szenarien REF und EXT gab es hingegen eine Gutschrift für Gemüse, weil in beiden Szenarien in der Schweiz mehr produziert wurde als im Basisjahr (siehe Annahmen zur Zusammensetzung der Warenkörbe). In den Szenarien EXT und GRAS sorgten vor allem importiertes Getreide und Körnermais für einen höheren Wasserbedarf. Beim Szenario GRAS kam noch hinzu, dass hier am meisten tierische Nahrungsmittel importiert wurden; hier trugen Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch sowie Käse relativ gleichmässig zur Steigerung gegenüber den anderen Szenarien bei. Im Szenario ZOLL waren die Beiträge von importierten Futtermitteln und pflanzlichen Nahrungsmitteln anders als in den übrigen Szenarien. Importiertes Gemüse und Kartoffeln lagen hier deutlich höher, dafür wurde viel weniger Körnermais importiert, der somit auch deutlich weniger Wasserbedarf verursachte.

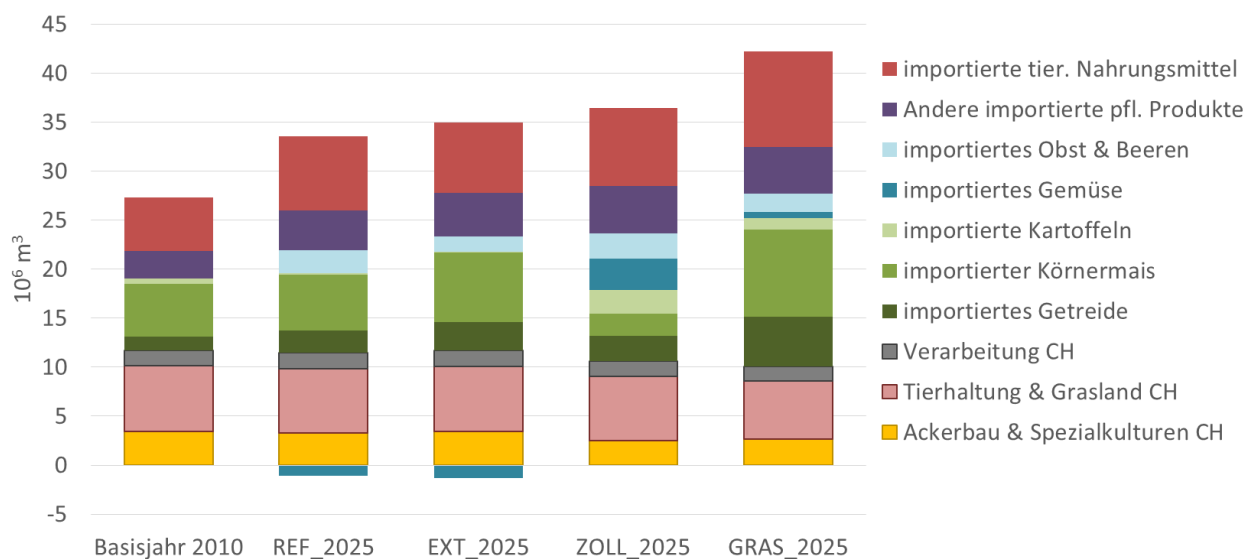


Abbildung 12: Wasserbedarf des Warenkorbes im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr 2025, gewichtet mit Wasserstress-Index.



Beim Treibhauspotenzial hatte die Tierhaltung in der Schweiz den grössten Anteil (Abbildung 13). Hier hatten vor allem die Milchkühe hohe Emissionen, gefolgt von den übrigen Rindern. Entsprechend gab es eine Abnahme der Tieremissionen im Szenario GRAS. Die Treibhausgasemissionen des Ackerbaus in der Schweiz hatten zwar insgesamt einen geringen Anteil, waren im Szenario GRAS aber weniger als halb so hoch wie in den übrigen Szenarien und im Basisjahr und trugen so ebenfalls zu geringeren Emissionen der Schweizer Produktion in diesem Szenario bei. Gleichzeitig stieg der Beitrag des Dauergraslandes an. Insgesamt erhöhten sich in den Szenarien ausserdem die Emissionen der importierten tierischen Nahrungsmittel stark. Im Referenzszenario verdoppelte sich ihr Treibhauspotenzial gegenüber dem Basisjahr, und im Szenario GRAS stieg es um weitere 30 % an. Hauptverursacher war hier das importierte Rindfleisch. Mengenmässig wurde mehr Fleisch aus Europa importiert, aber pro kg Fleisch waren die Emissionen bei südamerikanischem Fleisch aufgrund der extensiven Tierhaltung am höchsten, sodass alle Herkunftsländer hier eine Rolle spielten. Zusätzlich stieg auch die Wirkung des importierten europäischen Geflügelfleisches an. Die importierten pflanzlichen Nahrungsmittel hatten zwar einen kleinen Anteil an den Gesamtemissionen, ihr Beitrag war aber im Szenarien ZOLL wegen Importen von Gemüse, Kartoffeln, Raps und Zucker und im Szenario GRAS wegen Körnermais- und Weizenimporten fast doppelt so hoch wie in den übrigen Szenarien resp. im Basisjahr.

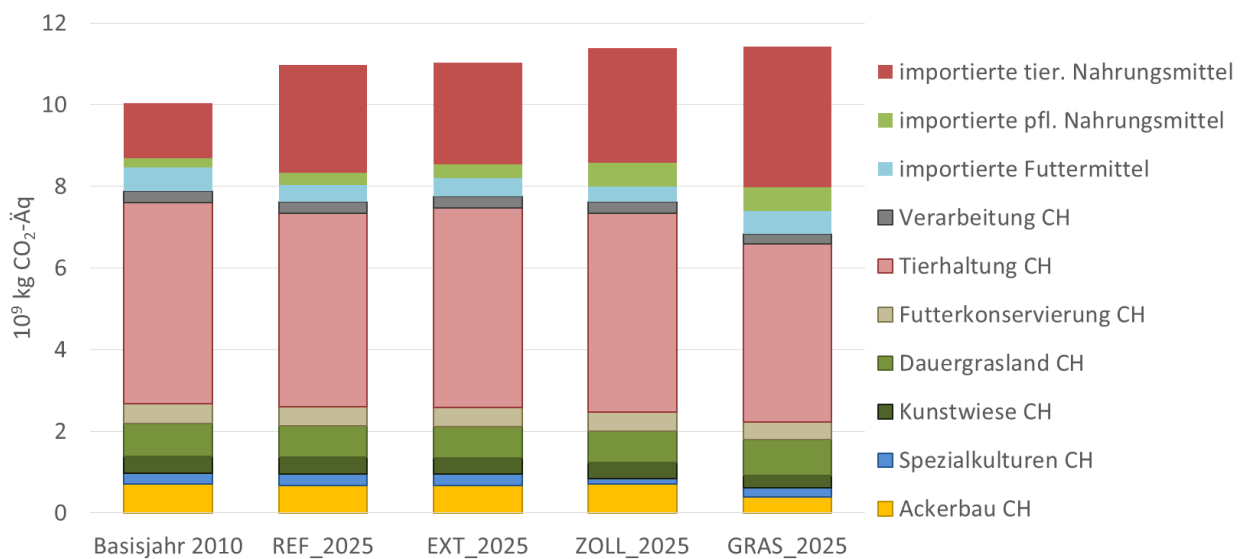


Abbildung 13: Treibhauspotenzial des Warenkorbes im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr.

Bei der aquatischen Eutrophierung Stickstoff (Abbildung 14) waren die Beiträge der verschiedenen Produkte und Prozesse recht gleichmässig verteilt, und es gab keine starken Verschiebungen bei den Haupteinflussfaktoren zwischen den Szenarien REF, EXT und ZOLL. Der Ackerbau in der Schweiz und die importierten tierischen Produkte hatten im Schnitt den grössten Anteil an den Emissionen. Bei letzteren hatte südamerikanisches Rindfleisch einen grossen Einfluss, der zwischen dem Basisjahr und dem Referenzszenario stark zunahm und im Szenario GRAS am grössten war. Nitratemissionen von Weide- und Futterflächen machten hier das meiste aus. Aufgrund der extensiven Haltung und des daraus folgenden hohen Flächenbedarfs pro kg erzeugtem Fleisch waren diese Emissionen bei südamerikanischem Rindfleisch besonders hoch. Importierter Käse, Geflügelfleisch und Rindfleisch aus Europa hatten ebenfalls einen gewissen Anteil an den Emissionen, welche vor allem beim Anbau von Futtermitteln entstanden. Die Emissionen des Ackerbaus und der Kunstwiesenflächen in der Schweiz nahmen im Szenario GRAS aufgrund der geringeren Ackerfläche stark ab, während die Emissionen von Dauergrasland etwas zunahmen. Gleichzeitig stiegen die Emissionen der importierten pflanzlichen Nahrungsmittel aufgrund des höheren Bedarfs stark an. Hierfür war vor allem importiertes Getreide verantwortlich. Das Szenario GRAS konnte durch die Reduktion der Ackerfläche bewirken, dass die Gesamtemissionen des Warenkorbes in einen ähnlichen Bereich kamen wie im Referenzszenario. In den übrigen Szenarien waren sie etwas höher.

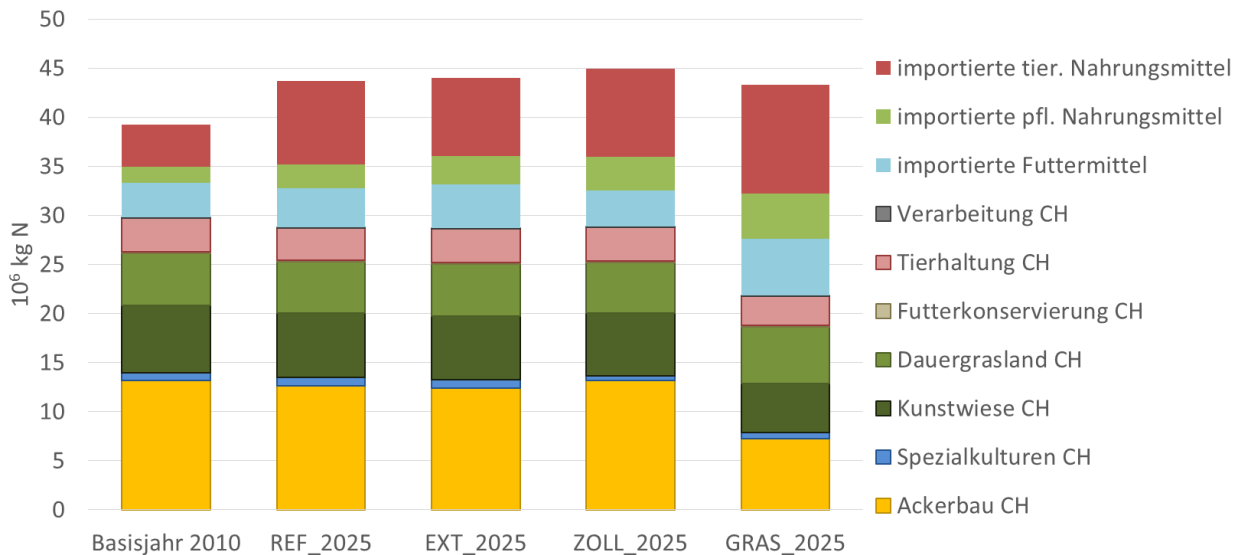


Abbildung 14: Aquatisches Eutrophierungspotenzial Stickstoff des Warenkorbes im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr 2025.

Die aquatische Eutrophierung Phosphor war in allen Szenarien höher als im Basisjahr (Abbildung 15). Der Beitrag der Ackerflächen zu dieser Umweltwirkung war gering, und damit hatte deren Reduktion im Szenario GRAS auch keine starke Bedeutung für die Emissionen des gesamten Warenkorbes. Am grössten waren die Emissionen auf den Graslandflächen in der Schweiz, welche sich mit den Szenarien nicht so stark änderten. Zum einen macht Grasland den grössten Anteil an der Landwirtschaftsfläche der Schweiz aus und hat somit einen hohen Anteil an den Phosphorausträgen über Bodenerosion. Zum anderen wurde gemäss den verwendeten Ökoinventaren für Pflanzenbau und Graslandbewirtschaftung der meiste Hofdünger auf Graslandflächen ausgebracht. Dies sorgte für eine hohe Phosphorabschwemmung auf diesen Flächen. Entscheidend für die Bewertungsreihenfolge der Szenarien war jedoch die Menge der importierten tierischen Nahrungsmittel. Auch hier schlug importiertes Rindfleisch aus Südamerika wieder zu Buche, welches aufgrund des grossen Flächenbedarfs hohe Phosphoremissionen pro kg Fleisch aufwies. Daneben erhöhten sich auch die Phosphoremissionen von importiertem Rindfleisch aus Mitteleuropa und von Geflügelfleisch aus Südamerika und Europa.

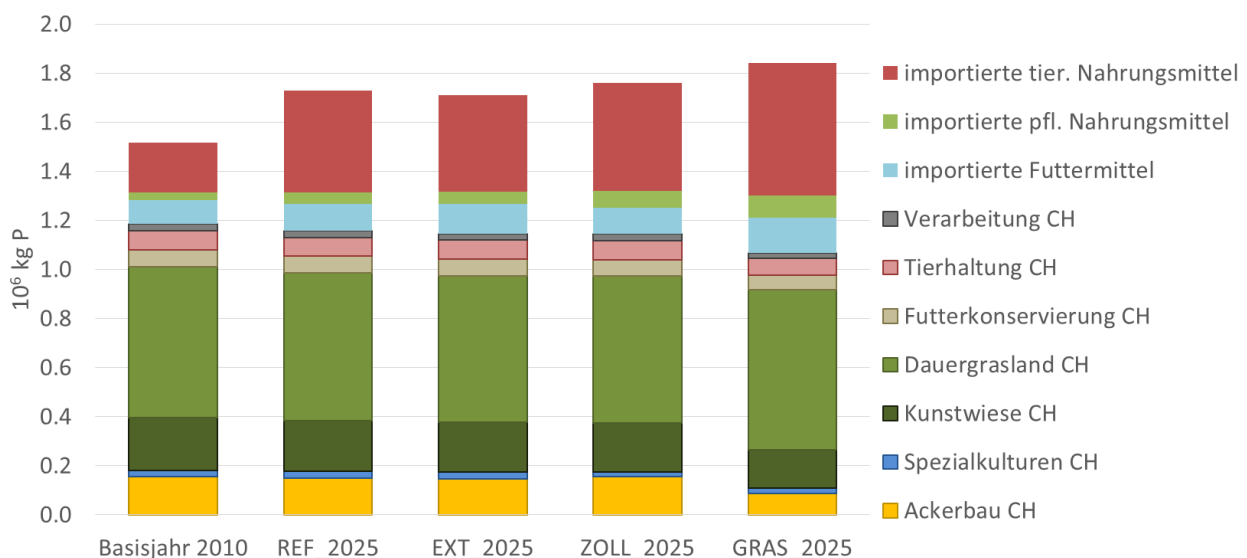


Abbildung 15: Aquatisches Eutrophierungspotenzial Phosphor des Warenkorbes im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr 2025.

Beim terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial (Abbildung 16) stieg das Referenzsystem gegenüber dem Basisjahr um 11 % an. Das Referenzszenario und die Szenarien EXT und GRAS lagen auf derselben Höhe, während das Szenario ZOLL um weitere 8 % höher war. Die Umweltwirkungen der Schweizer Produktion lagen im Basisjahr und in fast allen Szenarien in einem ähnlichen Bereich, waren aber im Szenario GRAS um mehr als 30 % tiefer. Der Pestizideinsatz machte etwa 80 % der terrestrischen Ökotoxizität aus. Die Graslandflächen hatten negative Werte; dies lag an der Schwermetallbilanz

der Grasland-Inventare, wo mehr Schwermetalle mit den Ernteprodukten exportiert wurden als über Inputs an Düngemitteln usw. hineinkamen. Der Schweizer Ackerbau hatte einen grossen Anteil an der Gesamtwirkung. Wichtig waren hier der Anbau von Getreide, Körnermais, Silomais und Kartoffeln. Die Reduktion der Ackerfläche wirkte sich bei dieser Umweltwirkung deutlicher aus als bei anderen Umweltwirkungen. Diesem Effekt wirkte aber auch hier die hohe Wirkung der Importprodukte entgegen. Importiertes Rind- und Geflügelfleisch, aber auch importierte Futter- und Brotgetreide sowie Kartoffeln spielten eine Rolle bei der Wirkung der Importprodukte. Durch die hohen Emissionen aus dem Schweizer Ackerbau bei gleichzeitig höheren Importmengen war das Szenario ZOLL etwas ungünstiger zu bewerten als die übrigen Szenarien.

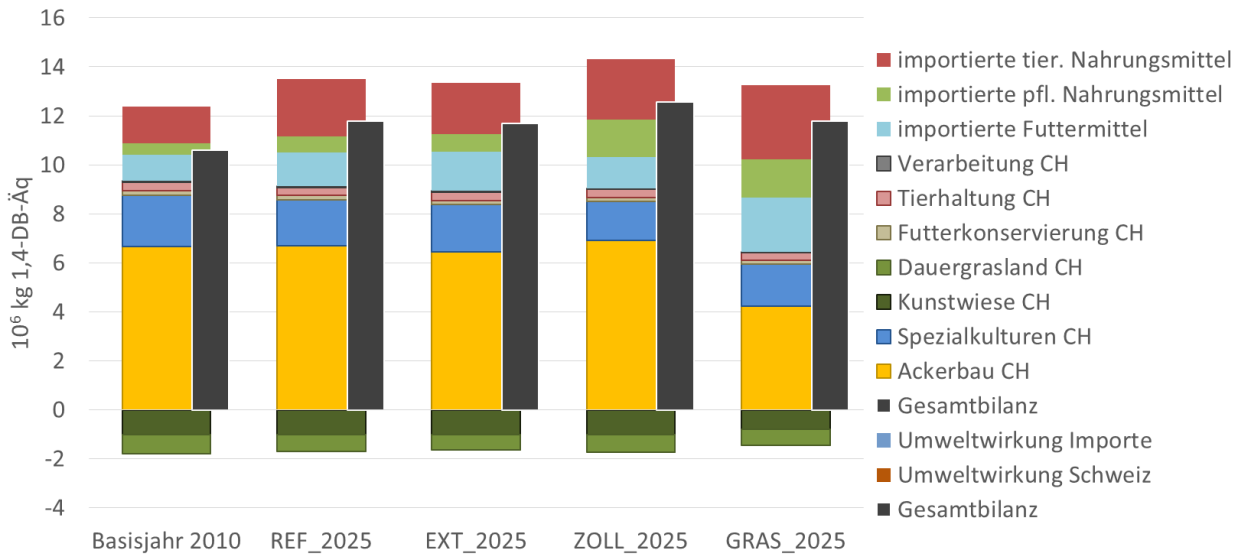


Abbildung 16: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial des Warenkorbes im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr 2025.

Bei der aquatischen Ökotoxizität (Abbildung 17) spielten ähnliche Faktoren hinein wie bei der terrestrischen Ökotoxizität. Der Schweizer Ackerbau machte hier jedoch einen noch grösseren Anteil aus, sodass das Szenario GRAS günstiger abschnitt als die übrigen Szenarien und auf derselben Höhe lag wie das Basisjahr, und das obwohl die Emissionen der Importprodukte höher waren. Das Szenario ZOLL hatte auch hier die höchsten Werte. Der Anbau von Körner- und Silomais und Getreide in der Schweiz sorgte für hohe Emissionen und verband sich mit der ungünstigen Wirkung von importiertem Rind- und Geflügelfleisch.

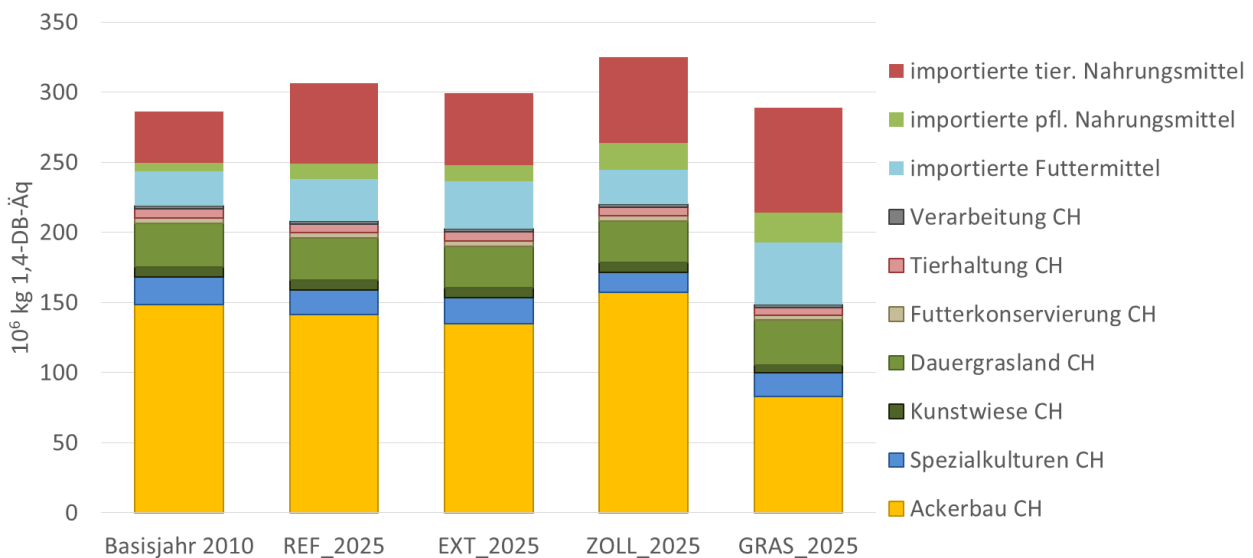


Abbildung 17: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial des Warenkorbes im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr 2025.

## 5 Einfluss von Standorteigenschaften und Bodenbearbeitung auf die Umweltwirkungen

### 5.1 Einfluss von Standorteigenschaften

Unter allen Umweltwirkungen wurden die aquatische Eutrophierung Stickstoff und Phosphor am stärksten von der Variierung der einzelnen Standortparameter beeinflusst. Einige weitere Umweltwirkungen änderten sich ebenfalls, wenn auch weniger stark, nämlich das Treibhauspotenzial, das Versauerungspotenzial und die terrestrische Eutrophierung. Die Emissionen von Lachgas und Stickoxiden wirkten sich hier aus. Das Vorhandensein von Erosionsrinnen resp. eine starke Hangneigung beeinflussten die terrestrische und aquatische Ökotoxizität, da mit der Bodenerosion Schwermetalle aus den Anbauflächen ausgetragen werden.

Bei der aquatischen Eutrophierung Stickstoff (Abbildung 18) hatte die Bodenart einen deutlichen Einfluss, der bei allen drei Kulturen sichtbar war. Die Bodenart beeinflusst die Stickstofffreisetzung durch Mineralisierung, da diese vom Porenvolumen und damit vom Sauerstoffangebot für die Mikroorganismen sowie von der Erwärmung des Bodens im Frühjahr abhängt (Richner *et al.*, 2014). So förderte Sandboden die Nitratauswaschung, ein Tonboden verminderte sie hingegen stark. Ein hoher Humusgehalt förderte ebenfalls die Stickstoffmineralisierung und damit die Nitratauswaschung stark. Die Bodenart und der Humusgehalt wurden getrennt voneinander variiert; da in der Realität aber häufig ein Zusammenhang zwischen diesen beiden Parametern besteht, können sich beide Wirkungen auf die Mineralisierung auch gegenseitig ausgleichen. Die anderen auf den Boden bezogenen Parameter hatten keine grosse Auswirkung auf die aquatische Eutrophierung Stickstoff. Deutlicher wirkte sich hingegen das Klima aus, wobei es auch hier Abweichungen in die günstige und die ungünstige Richtung gab, und zwar unabhängig von der Lage in der Tal-, Hügel- oder Bergzone. Bei den Klimadaten aus dem Talgebiet hing die Abweichung direkt mit den Unterschieden der Winterniederschläge (Oktober bis März) zusammen. Der Grund dafür war die erhöhte resp. tiefere Nitratauswaschung bei höheren resp. tieferen Winterniederschlägen. Im Hügel- und Berggebiet spielten zusätzlich die insgesamt tiefere Stickstoffmineralisierung und die Tatsache, dass die Kulturen dort später ihre Phasen intensiven Wachstums haben, mit hinein. Ausschlaggebend für den Unterschied der jeweiligen Klimabeispiele waren aber auch hier die Winterniederschläge.

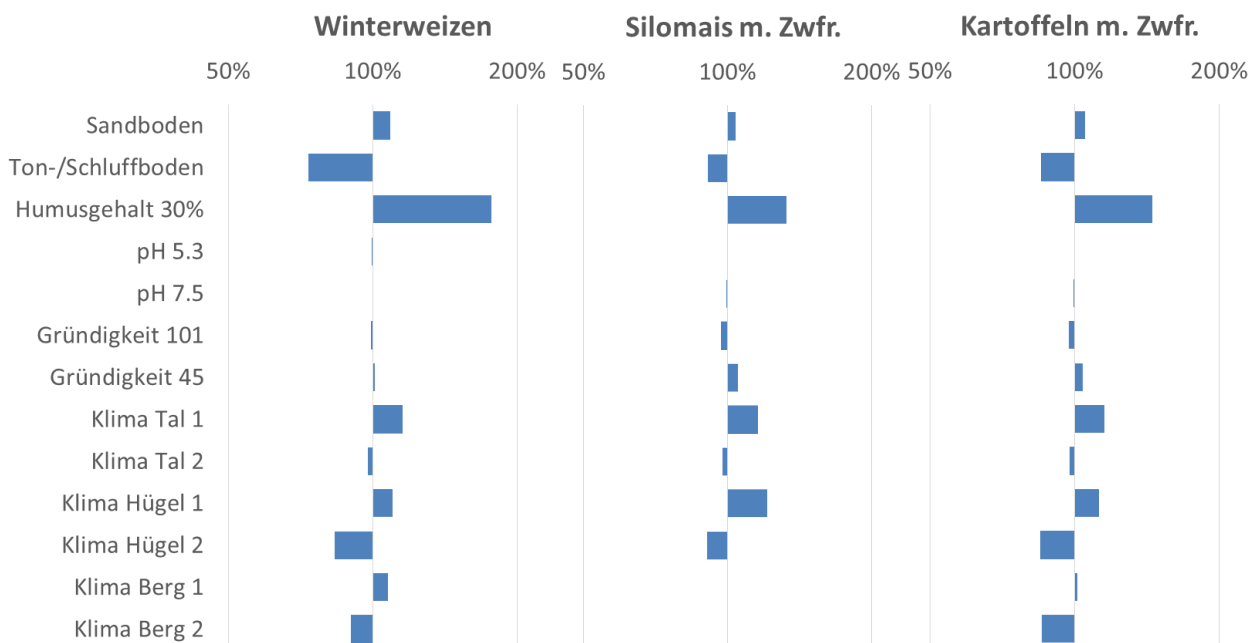


Abbildung 18: Abweichung der aquatischen Eutrophierung Stickstoff von der jeweiligen Standardvariante (100 %) von Winterweizen, Silomais mit vorheriger Winterzwischenfrucht und Kartoffeln mit vorheriger Winterzwischenfrucht bei Variierung von Standortparametern. Die Skalierung ist logarithmisch und damit so gewählt, dass die gleiche Balkenlänge über oder unter 100 % dieselbe relative Abweichung bedeutet (ein Wert, der halb so hoch ist wie die Standardvariante, hat dieselbe Balkenlänge wie ein doppelt so hoher Wert).

Abbildung 19 zeigt den Einfluss verschiedener Standortparameter auf die aquatische Eutrophierung Phosphor. Die drei betrachteten Kulturen zeigten auch hier sehr ähnliche Ergebnisse. Es gab Änderungen gegenüber der Standardvariante sowohl in die günstige als auch in die ungünstige Richtung. Unter den Bodeneigenschaften spielte die

Phosphorversorgung die grösste Rolle; diese wirkte sich auf die Höhe der Phosphorauswaschung oder -Oberflächenabschwemmung aus. Auch die Bodenart und die Bodendichte waren von Bedeutung. Tonreiche Böden verringern das Erosionsrisiko, gleichzeitig fördern sie aber das Abschwemmungsrisiko. Sandigen Böden haben ein höheres Erosionsrisiko und ein höheres Phosphorauswaschungsrisiko, dafür aber weniger Phosphor-Abschwemmung. Die Kombination von Erosions-, Auswaschungs- und Abschwemmungsrisiko führte sowohl bei Sand- als auch bei Tonböden zu günstigen Auswirkungen auf den Phosphoraustrag. Auch das Einsetzen der tiefstmöglichen Risikoklasse für die Phosphor-Abschwemmung, welche durch den Wasserhaushalt des Bodens gegeben ist, zeigte eine günstige Wirkung im Vergleich mit den Standardvarianten. Das Gegenteil war der Fall, wenn die höchste mögliche Risikoklasse für die Phosphor-Auswaschung eingesetzt wurde.

Neben Bodeneigenschaften hatten topographische Faktoren einen teils sehr starken Einfluss, insbesondere die Hangneigung, aber auch die Distanz zum Einleiter (also die Distanz zum nächsten Gewässer oder Weg mit Einlaufschächten). Daneben wirkte sich auch eine grössere Fliesstrecke von Wasser aus; je grösser die Strecke ist, die abfliessendes Wasser zurücklegt bevor es auf die betrachtete Parzelle gelangt, desto grösser wird die Phosphorabschwemmung, da die Fließgeschwindigkeit zunimmt und so weniger Wasser versickert (Prasuhn, 2006). Einen weniger starken Einfluss hatten der Zufluss von Fremdwasser auf eine Parzelle, der Austritt von Hangwasser und die verschiedenen Hangformen. Eine grosse Anzahl und Tiefe von Erosionsrinnen hatte die grösste Auswirkung auf die aquatische Eutrophierung Phosphor. Ausserdem erhöhte sich bei Flächen mit Drainage die Phosphorauswaschung ins Grundwasser stark, sodass auch dieser Parameter einen deutlichen Einfluss hatte.

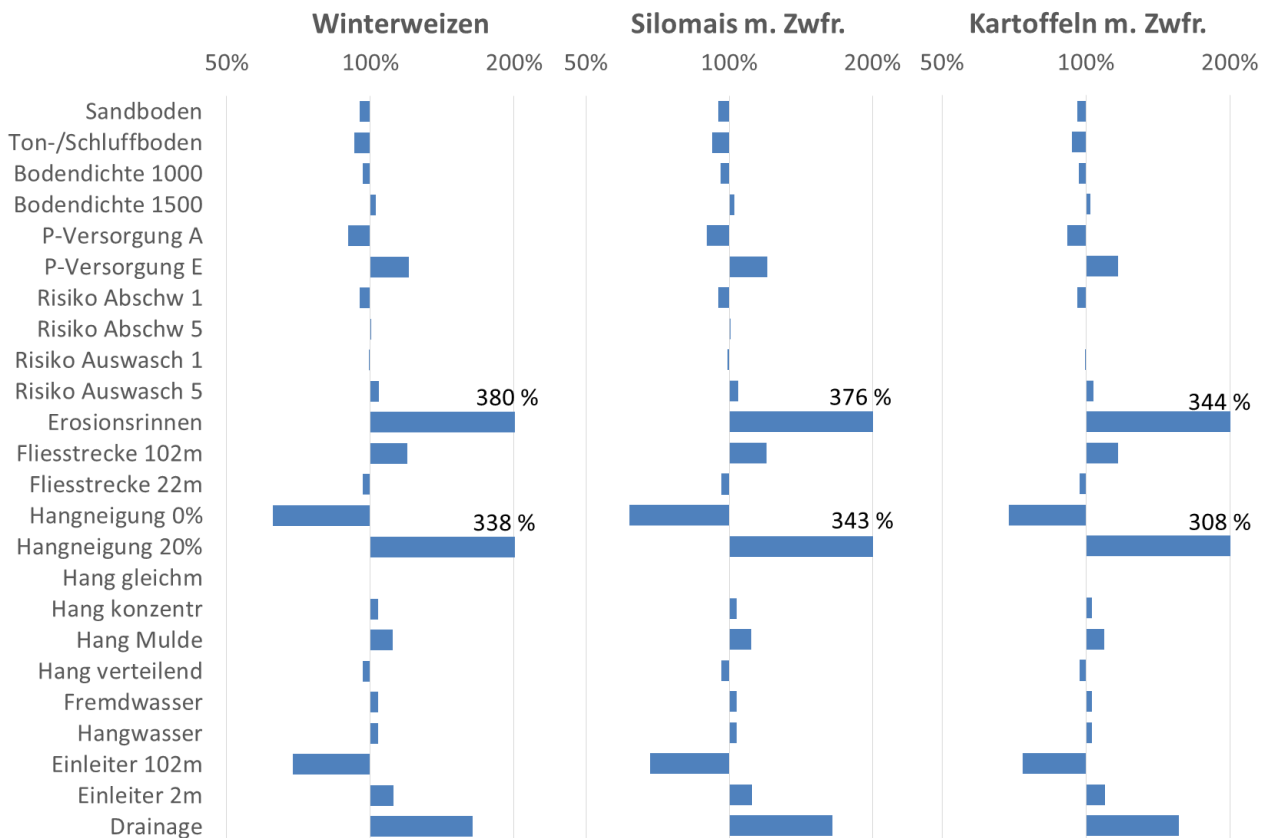


Abbildung 19: Abweichung der aquatischen Eutrophierung Phosphor von der jeweiligen Standardvariante (100 %) von Winterweizen, Silomais mit vorheriger Winterzwischenfrucht und Kartoffeln mit vorheriger Winterzwischenfrucht bei Variierung von einzelnen Standortparametern. Die Skalierung ist logarithmisch und damit so gewählt, dass die gleiche Balkenlänge über oder unter 100 % dieselbe relative Abweichung bedeutet (ein Wert, der halb so hoch ist wie die Standardvariante, hat dieselbe Balkenlänge wie ein doppelt so hoher Wert).

Die beiden Extrem-Standorte ergaben bei der aquatischen Eutrophierung Stickstoff und Phosphor entweder keine oder aber ungünstige Abweichungen von der Standardvariante (Abbildung 20). Auf die aquatische Eutrophierung Stickstoff von Kartoffeln und Winterweizen hatte die Variante „Sand“ eher geringe Auswirkungen; nur bei Silomais schnitt diese Variante ungünstiger ab als die Standardvariante. Bei der Variante „Ton“ war die aquatische Eutrophierung Stickstoff von Winterweizen und Silomais um 40 % resp. 15 % höher als die Standardvarianten. Dies war etwas weniger als die Summe der Effekte der Einzelparameter aus der vorigen Analyse, das heisst manche der Parameter glichen sich gegenseitig aus.

Auf die aquatische Eutrophierung Phosphor hatten die „Sand“-Varianten bei allen drei Kulturen einen ungünstigen Einfluss. Die Eutrophierung betrug hier zwischen 314 % und 355 % des Wertes der Standardvarianten. Die „Ton“-Varianten wirkten sich hingegen fast gar nicht aus. Hier glichen sich verschiedene Parameterwerte in ihren Effekten gegenseitig aus.

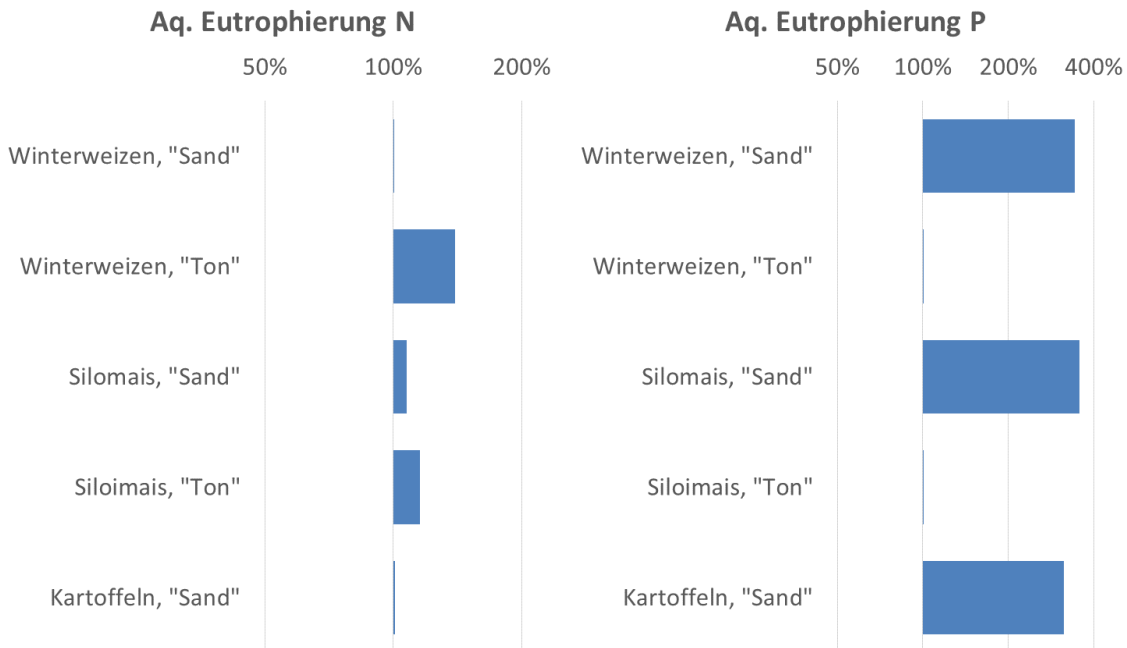


Abbildung 20: Abweichung der aquatischen Eutrophierung Stickstoff und Phosphor von der jeweiligen Standardvariante (100 %) von Winterweizen, Silomais mit vorheriger Winterzwischenfrucht und Kartoffeln mit vorheriger Winterzwischenfrucht bei Kombination von Standortparametern zu zwei Extrem-Standorten. Die Skalierung ist logarithmisch und damit so gewählt, dass die gleiche Balkenlänge über oder unter 100 % dieselbe relative Abweichung bedeutet (ein Wert, der halb so hoch ist wie die Standardvariante, hat dieselbe Balkenlänge wie ein doppelt so hoher Wert).

Abbildung 21 zeigt die Abweichung der aquatischen Eutrophierung Stickstoff von der Standardvariante bei drei repräsentativen Beispielstandorten. Die Abweichungen von der Standardvariante waren geringer als bei den beiden Extremstandorten. Der Beispielstandort mit schwerem Boden wirkte am ehesten ungünstig aus, sowohl bei Winterweizen als auch bei Silomais. Der Beispielstandort mit dem leichten Boden wirkte leicht günstig, während der mittlere Beispielboden zwischen den beiden anderen Böden lag.

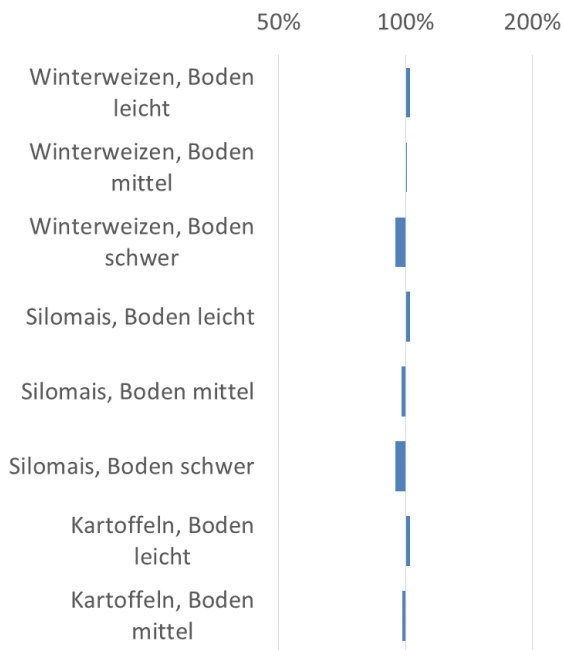


Abbildung 21: Abweichung der aquatischen Eutrophierung Stickstoff von der jeweiligen Standardvariante (100 %) von Winterweizen, Silomais mit vorheriger Winterzwischenfrucht und Kartoffeln mit vorheriger Winterzwischenfrucht bei verschiedenen Beispielstandorten. Die Skalierung ist logarithmisch und damit so gewählt, dass die gleiche Balkenlänge über oder unter 100 % dieselbe relative Abweichung bedeutet (ein Wert, der halb so hoch ist wie die Standardvariante, hat dieselbe Balkenlänge wie ein doppelt so hoher Wert).

## 5.2 Einfluss der Bodenbearbeitung

Die reduzierte Bodenbearbeitung beeinflusste verschiedene Umweltwirkungen unterschiedlich stark. Der Ressourcenbedarf Phosphor war bei den Varianten mit pflugloser Bodenbearbeitung etwa 5 % höher als in der Standardvariante. Dies war hauptsächlich auf die Herstellung von Glyphosat für die zusätzliche Unkrautbekämpfung zurückzuführen. Alle anderen Umweltwirkungen waren entweder gleich oder tiefer als bei der jeweiligen Standardvariante. Bei den meisten Umweltwirkungen wurde der geringere Maschineneinsatz sichtbar. Dies war auch beim Wasserbedarf der Fall, wo sich die Stromerzeugung für die Herstellung von Maschinen aufgrund des verminderten Maschineneinsatzes verringerte. Bei der aquatischen Eutrophierung Stickstoff und Phosphor verringerten sich darüber hinaus die direkten Feldemissionen. Intensive Bodenbearbeitung fördert die Stickstoffmineralisierung, sodass bei reduzierter Bodenbearbeitung weniger Stickstoff freigesetzt wird. Dadurch verringerte sich die Nitratauswaschung. Die aquatische Eutrophierung Phosphor war bei Winterweizen zu 67 % auf direkte Phosphor-Feldemissionen zurückzuführen, 23 % kamen aus der Herstellung von Düngemitteln. Bei Silomais waren 46 % Feldemissionen und 39 % der Emissionen kamen aus der Düngemittelherstellung. Durch die pfluglose Bodenbearbeitung nahmen die Bodenerosion und dadurch die direkten Feldemissionen ab, während Phosphoremissionen aus der Produktion von Pflanzenschutzmitteln (Glyphosat) etwas zunahm. Beim Winterweizen wurde sichtbar, dass die pfluglose Bodenbearbeitung die Umweltwirkungen in den meisten Fällen stärker beeinflusste als eine leichte Änderung des Flächenertrages.

Tabelle 11: Umweltwirkungen von 1 kg Winterweizen- und Silomaisanbau und Abweichung der Umweltwirkungen bei pflugloser Bodenbearbeitung

Umweltwirkung	Einheit	Winterweizen Standard	Winterweizen pfluglos	Winterweizen pfluglos, Ertrag höher	Silomais Standard	Silomais pfluglos
Energiebedarf	MJ-Äq	2.92	-12%	-13%	$4.07 \cdot 10^{-1}$	-11%
Ressourcenbedarf K	kg	$8.47 \cdot 10^{-3}$	0%	0%	$1.91 \cdot 10^{-3}$	0%
Ressourcenbedarf P	kg	$4.62 \cdot 10^{-3}$	+5%	+4%	$6.03 \cdot 10^{-4}$	+4%
Flächenbedarf	m <sup>2</sup> *a	1.56	0%	-6%	$2.00 \cdot 10^{-1}$	0%
Wasserbedarf	m <sup>3</sup>	$4.06 \cdot 10^{-1}$	-4%	-6%	$6.07 \cdot 10^{-2}$	-6%
Treibhauspotenzial	kg CO <sub>2</sub> -Äq	$4.20 \cdot 10^{-1}$	-7%	-8%	$5.51 \cdot 10^{-2}$	-6%
Ozonbildung (Vegetation)	m <sup>2</sup> *ppm*h	4.83	-12%	-14%	$7.57 \cdot 10^{-1}$	-10%
Ozonbildung (Human)	Personen*ppm*h	$2.33 \cdot 10^{-4}$	-12%	-14%	$3.70 \cdot 10^{-5}$	-10%
Versauerung	m <sup>2</sup>	$8.27 \cdot 10^{-2}$	-2%	-4%	$2.60 \cdot 10^{-2}$	-1%
terr. Eutrophierung	m <sup>2</sup>	$6.71 \cdot 10^{-1}$	-1%	-3%	$2.32 \cdot 10^{-1}$	0%
Aq. Eutrophierung Stickstoff	kg N	$7.59 \cdot 10^{-3}$	-9%	-14%	$1.06 \cdot 10^{-3}$	-5%
Aq. Eutrophierung Phosphor	kg P	$8.61 \cdot 10^{-5}$	-14%	-17%	$1.11 \cdot 10^{-5}$	-15%
Humantoxizität	kg 1,4-DB-Äq	$1.69 \cdot 10^{-1}$	-13%	-15%	$3.43 \cdot 10^{-2}$	-9%
Terr. Ökotoxizität	kg 1,4-DB-Äq	$2.66 \cdot 10^{-3}$	1%	-3%	$6.06 \cdot 10^{-4}$	1%
Aq. Ökotoxizität	kg 1,4-DB-Äq	$5.25 \cdot 10^{-2}$	-3%	-8%	$2.06 \cdot 10^{-2}$	-1%

## 6 Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie werden in einer separaten Synthese-Veröffentlichung (Prasuhn *et al.*, 2017) mit den Ergebnissen aus MODIFFUS und SWISSland (Prasuhn *et al.*, 2016 und Möhring *et al.*, 2016) verglichen. Dort werden auch gemeinsame Schlussfolgerungen gezogen. Hier erfolgt ausschliesslich eine Diskussion der Ökobilanzergebnisse.

### 6.1 Einflussfaktoren für die Bewertungsreihenfolge der Szenarien

Die Ergebnisse der Szenarien liessen einige Einflussfaktoren erkennen, welche für viele Umweltwirkungen wichtig waren, während einzelne Umweltwirkungen auch noch zusätzliche, spezifische Einflussfaktoren hatten.

**Bevölkerungszahl:** Ein grundsätzlicher Einflussfaktor für den Unterschied zwischen dem Basisjahr und den Szenarien war die Bevölkerungszahl, die durch ihren Anstieg schweizweit, also auf den gesamten „Warenkorb“ bezogen, einen höheren Gesamtbedarf an Nahrungsmitteln und damit verbunden höhere Umweltwirkungen auslöste. Diese lassen sich jedoch nicht nur durch die höhere Bevölkerungszahl erklären, denn auch pro Einwohner waren die Umweltwirkungen des Schweizer Agrarsektors, wie er in diesem Projekt definiert war, in den Szenarien teilweise höher als im Basisjahr. Die Szenarien waren so gestaltet, dass die Produktivität des Schweizer Agrarsektors nicht anstieg, teilweise sogar zurückging. Daher mussten pro Einwohner die Importe zunehmen, um den Bedarf zu decken. Beispielsweise schlugen importierte tierische Nahrungsmittel in den Szenarien dann deutlicher zu Buche als im Basisjahr und führten bei manchen Umweltwirkungen zu einer ungünstigeren Bewertung.

**Inlandproduktion:** Die folgenden Faktoren hatten einen deutlichen Einfluss auf die Änderung der Umweltwirkungen der Inlandproduktion in den Szenarien:

- Die Tierhaltung, insbesondere die Rindviehhaltung, wirkte sich auf die Resultate des Energiebedarfs und des Treibhauspotenzials aus.
- Der Anbau von Gemüse, Weizen und Silomais hatte einen deutlichen Einfluss auf den Energiebedarf.



- Der Anbau von Getreide und Körnermais sowie die Kunstwiesen und Weideflächen trugen stark zur Änderungen bei der aquatischen Eutrophierung Stickstoff bei.
- Der Anbau von Getreide, Körnermais, Silomais und Kartoffeln hatte einen wichtigen Beitrag zur terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität.
- Die Graslandflächen waren wegen der Hofdüngerausbringung entscheidend für die aquatische Eutrophierung Phosphor.

**Importe:** Die Umweltwirkungen der importierten Nahrungs- und Futtermittel änderten sich deutlich stärker mit den Szenarien als jene der Inlandproduktion. Die importierten tierischen Produkte wirkten sich hauptsächlich folgendermassen aus:

- Rindfleischimporte beeinflussten die meisten Umweltwirkungen stark. Mengenmässig wurde weniger Rindfleisch aus Südamerika importiert als aus Europa, ersteres hatte aber wegen der extensiven Produktion häufig eine grössere Wirkung. Dies betraf den Flächenbedarf, die Abholzung, das Treibhauspotenzial und die aquatische Eutrophierung Stickstoff und Phosphor. Rindfleisch aus Europa wirkte sich aber ebenfalls auf den Flächenbedarf und die aquatische Eutrophierung aus und hatte einen höheren Einfluss auf den Energiebedarf, den Wasserbedarf und die terrestrische Ökotoxizität.
- Importiertes Geflügelfleisch hatte einen Anteil an den Änderungen des Energiebedarfs, der Abholzung, der aquatischen Eutrophierung Phosphor und der terrestrischen Ökotoxizität mit den Szenarien. Das europäische Geflügelfleisch wirkte sich zusätzlich merklich auf den Wasserbedarf, das Treibhauspotenzial und die aquatische Eutrophierung Stickstoff aus.
- Schweinefleisch kam nur aus Europa. Es hatte beim Wasserbedarf einen deutlichen Einfluss auf das Abschneiden der Szenarien.
- Käse wurde ebenfalls aus Europa importiert. Er hatte einen deutlichen Anteil an der Abholzung und dem Wasserbedarf, der Einfluss änderte sich mit den Szenarien aber nicht sehr stark.
- Die gekühlten Transporte von Fleisch trugen zur Zunahme des Energiebedarfs in den Szenarien bei.

Bei importiertem Fleisch liess sich also sagen, dass nicht nur die Importmengen für das Abschneiden der Szenarien gegenüber dem Basisjahr und untereinander wichtig waren, sondern je nach Umweltwirkung auch die Herkunft des Fleisches. Importierte pflanzliche Nahrungs- und Futtermittel waren bei einzelnen Umweltwirkungen von Bedeutung:

- Zucker, Brot- und Futtergetreide sowie Gemüse trugen zum Unterschied beim Energiebedarf bei.
- Brot- und Futtergetreide hatten ausserdem einen Beitrag zum Wasserbedarf und der aquatischen Eutrophierung Stickstoff.
- Am Wasserbedarf hatten importiertes Obst, Gemüse, Körnermais und Kartoffeln jeweils einen grossen Anteil.

**Gesamtbewertung der Szenarien:** Bezüglich der Unterschiede innerhalb der verschiedenen Szenarien gab es einige Trends: Die Umweltwirkungen der Inlandproduktion blieben in den Szenarien EXT und ZOLL relativ ähnlich wie im Referenzszenario, während sie im Szenario GRAS tiefer lagen. Die Umweltwirkungen der Importe blieben im Szenario EXT ebenfalls vergleichsweise ähnlich wie im Referenzszenario, in den Szenarien ZOLL und GRAS waren sie höher. Bei der Gesamtbilanz, also der Summe von Inlandproduktion und Importen, unterschieden sich die Szenarien ZOLL und GRAS stärker vom Referenzszenario als das Szenario EXT. Das Szenario GRAS war beim Flächenbedarf, bei der Abholzung, beim Wasserbedarf und bei der aquatischen Eutrophierung Phosphor am ungünstigsten. Bei der aquatischen Ökotoxizität schnitt es hingegen von allen am günstigsten ab und war etwa gleichauf mit dem Basisjahr. Das Szenario ZOLL war bei der Versauerung, der aquatischen Eutrophierung Stickstoff und bei der terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität am ungünstigsten. Die Beitragsanalyse des Wasserbedarfs unterschied sich bei diesem Szenario ausserdem deutlich von den anderen Szenarien.

**Gewässerschutzmassnahmen:** Die Massnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge in Gewässer, die den Szenarien zugrunde liegen, hatten eine unterschiedlich starke Wirkung auf die Ökobilanzergebnisse der Inlandproduktion. Bei einer Fortführung der Agrarpolitik 2014-2017 im Referenzszenario, also ohne spezielle zusätzliche Massnahmen, gingen die Umweltwirkungen der Schweizer landwirtschaftlichen Produktion bereits leicht zurück. Der vermehrte Anbau von Extenso-Kulturen war eher nebensächlich. Die Unterschiede zwischen den Umweltwirkungen von Extenso- und Nicht-Extenso-Kulturen (näher beschrieben z.B. in Bystricky *et al.*, 2014) waren nicht so gross wenn man die gesamte landwirtschaftliche Produktion berücksichtigte, sodass diese Unterscheidung für die Gesamtbewertung keine entscheidende Rolle spielte. Unterschiede von einigen Prozent zwischen EXT und dem Referenzszenario, beispielsweise

beim Energiebedarf des Getreideanbaus, fielen bei der Gesamtbewertung nicht mehr stark ins Gewicht. Ähnlich war es mit der grösseren extensiven Wiesenfläche im Szenario EXT.

Der verminderte Anbau von Kartoffeln und Gemüse im Szenario ZOLL wirkte sich hauptsächlich auf den Energiebedarf und die Toxizität der Inlandproduktion aus. Der Anteil dieser Kulturen an der landwirtschaftlichen Fläche war jedoch relativ gering; er betrug im Referenzszenario knapp 4 % und im Szenario ZOLL noch knapp 3 %. Wenn man die gesamte landwirtschaftliche Produktion betrachtete, machte sich die Änderung im Szenario nicht sehr stark bemerkbar. Die beiden Umweltwirkungen, auf die die Massnahmen hauptsächlich abzielten, waren die aquatische Eutrophierung Stickstoff und Phosphor. Diese wurden von anderen Bereichen der landwirtschaftlichen Produktion stärker beeinflusst, nämlich von Getreide, Kunstwiese und Graslandflächen, die einen grossen Anteil der schweizerischen landwirtschaftlichen Nutzfläche einnahmen. Diese Einflussfaktoren kamen erst im Szenario GRAS zum Tragen, wo die Acker- und Kunstwiesenflächen deutlich reduziert wurden.

## 6.2 Einflussfaktoren Standort und Bodenbearbeitung

Standortgegebenheiten können aquatische Eutrophierung stark beeinflussen. Die Standorteigenschaften waren dabei wichtiger als die angebaute Kultur. Für die aquatische Eutrophierung Stickstoff und Phosphor waren jeweils unterschiedliche Standortparametern entscheidend. Bei beiden spielte die Bodenart eine Rolle. Ansonsten war der Humusgehalt wichtig für die aquatische Eutrophierung Stickstoff, ebenso die Niederschlagshöhe. Für die aquatische Eutrophierung Phosphor spielten weitere Bodeneigenschaften, wie die Phosphorversorgung, mit hinein, dazu kam der Einfluss von topographischen Faktoren und der Bodenerosion. Die Kombination von Standortparametern war auch entscheidend für das Abweichen der Umweltwirkungen von der Standardvariante. Je nach Kombination verstärkten sich die Wirkungen einzelner Parameter oder sie hoben sich gegenseitig auf. Ob ein Parameter oder eine Parameterkombination sich günstig oder ungünstig auswirkte, war auch abhängig davon, ob extreme oder eher moderate Parameterwerte verwendet wurden.

Unterschiedliche Standorte haben nicht nur ein unterschiedliches Potenzial für Nährstoffverluste, sondern der Standort beeinflusst die Düngemenge, die Flächenerträge und den Treibstoffverbrauch bei der Bodenbearbeitung (vergleiche Boone *et al.*, 2016). Die Kombination all dieser Parameter kann auf alle Umweltwirkungen einen Einfluss haben. Da in dieser Studie nur die Standortparameter selbst variiert wurden, war der Einfluss auf andere Umweltwirkungen als die aquatische Eutrophierung eher gering. Dies könnte sich aber ändern, wenn zusätzlich die Flächenerträge und die Düngemengen angepasst würden.

Eine reduzierte Bodenbearbeitung hatte eine direkte oder indirekte, zumeist günstige Auswirkung auf die meisten Umweltwirkungen. Am stärksten wurden die aquatische Eutrophierung Phosphor sowie diejenigen Umweltwirkungen beeinflusst, die mit dem Einsatz von Maschinen und Energieträgern zusammenhingen. Solche günstigen Wirkungen könnten aber ausgeglichen oder umgekehrt werden, wenn sich die Flächenerträge ändern würden. Bei höheren Flächenerträgen, wie hier angenommen, können sich günstige Auswirkungen verstärken. Es gibt aber auch Untersuchungen, die bei reduzierter Bodenbearbeitung tiefere Flächenerträge ergeben haben (Soane *et al.*, 2012). Dies kann der günstigen Wirkung des reduzierten Bedarfs an Energieträgern wieder entgegenwirken (Boone *et al.*, 2016).

Die Analyse von drei einzelnen Kulturen lässt sich nicht direkt auf den gesamten Schweizer Agrarsektor hochrechnen. Dennoch dienen die Ergebnisse als Hinweis, dass der Einfluss der Standortparameter möglicherweise grösser sein könnte als die Änderungen der Umweltwirkungen mit den verschiedenen Szenarien, und dass auch eine reduzierte Bodenbearbeitung ein Potenzial für günstigere Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion bietet.

## 6.3 Zusätzliche, nicht untersuchte Einflussfaktoren

**Technische Entwicklungen:** Der Einsatz von Maschinen und Energieträgern hat zumindest auf einige Umweltwirkungen einen deutlichen Einfluss. Das hat die Analyse zur reduzierten Bodenbearbeitung gezeigt, wurde aber auch in früheren Studien bereits gefunden (z.B. Bystricky *et al.*, 2014). Der technische Fortschritt in der landwirtschaftlichen Produktion, der über einen wie hier untersuchten Zeitraum von 15 Jahren stattfindet, könnte also die Ergebnisse der Szenarien beeinflussen.

**Ernährungsgewohnheiten:** Mit dem Zusammenhang zwischen Umweltwirkungen und Ernährungsgewohnheiten haben sich in letzter Zeit viele Studien beschäftigt. Häufig wurde festgestellt, dass sich mit verschiedenen Diäten die Umweltwirkungen stark reduzieren lassen (z.B. van Doreen & Aiking, 2016). Da tierische Produkte einen hohen Anteil an den Umweltwirkungen des Ernährungssektors haben, könnte sich eine Ernährung mit weniger Fleisch günstig auswirken (Eberle & Fels, 2016). Neben günstigen Umwelteffekten könnte eine solche Umstellung Auswirkungen auf die Gesundheit haben; die Wirkung auf ökonomische Aspekte des Agrarsektors ist aber auch zu beachten (Westhoek *et al.*,

2014). Tyszler *et al.* (2016) sprechen ebenfalls von einem starken Reduktionspotenzial, wenn an verschiedenen Stellschrauben in einer Diät gedreht wird. Dabei waren auch mit Diäten, die der aktuellen stark ähnelten, tiefere Umweltwirkungen möglich, sodass es gemäss den Autoren für günstigere Resultate nicht notwendig wäre, vollständig auf vegetarische oder vegane Ernährung umzustellen. In jedem Fall könnten aber Annahmen zu Ernährungsgewohnheiten die Ergebnisse der in dieser Studie untersuchten Szenarien in hohem Masse beeinflussen.

**Vollständigkeit der Wertschöpfungskette / Systemgrenzen:** Wertschöpfungsketten von Lebensmitteln bis zu ihrem Ende zu modellieren und dabei auch alle auftretenden Verluste zu berücksichtigen kann sich auf die Umweltwirkungen stark auswirken. Gerade das Vermeiden von Verlusten birgt hier ein grosses Potenzial. Beispielsweise fanden Eberle & Fels (2016), dass Verluste entlang von Lebensmittel-Wertschöpfungsketten 14-20 % der Umweltwirkungen des Ernährungssektors in Deutschland verursachten. In der Schweiz gehen gemäss Beretta *et al.* (2013) etwa ein Drittel der verwertbaren Kalorien im Lebensmittelsektor verloren, wobei für die Umweltwirkungen wichtig ist, bei welcher Art Lebensmittel und an welcher Stelle in der Wertschöpfungskette der Verlust entsteht. Auch das Verhalten der Verbraucher beim Zubereiten und Konsumieren von Lebensmitteln im Haushalt stellt ein wichtiges Reduktionspotenzial für Umweltwirkungen dar (Gruber *et al.*, 2016). Wenn in diesem Themengebiet in einem Zeitraum von 15 Jahren Fortschritte erzielt werden könnten, würde auch das die Ergebnisse der untersuchten Szenarien deutlich überlagern; jedenfalls aber gäbe es hier weitere Stellschrauben, um die Umweltwirkungen des Schweizer Ernährungssektors zu reduzieren.

## 7 Schlussfolgerungen

Die Ökobilanzergebnisse haben gezeigt, dass alle Szenarien innerhalb der Schweiz eine Verminderung der Umweltlast gegenüber dem Basisjahr bringen. Bereits die Fortführung der Agrarpolitik 2014-2017 im Referenzszenario wirkte günstig. Die Szenarien EXT und ZOLL brachten dem gegenüber nur wenig Änderung; je nach Umweltwirkung lagen sie etwas tiefer oder etwas höher als das Referenzszenario. Das Szenario GRAS brachte die grösste Reduktion der Umweltwirkungen innerhalb der Schweiz. Das heisst, von den vorgeschlagenen und in Szenarien übersetzten Massnahmen war die Überführung von Ackerfläche in Grasland oder nichtlandwirtschaftliche Nutzungen mit Aufstockungsverbot für Tiere bezüglich der Ökobilanzergebnisse vielversprechender als mehr Flächen für Extensivkulturen und Extensivgrasland oder der verminderte Anbau von Hackfrüchten und Gemüse.

Die Verminderung der Umweltlast innerhalb der Schweiz wurde aber in allen Szenarien um dem Preis einer Verlagerung von Umweltwirkungen ins Ausland erreicht. Die gesamten Umweltwirkungen waren bei Fortführung der Agrarpolitik 2014-2017 im Jahr 2025 deutlich höher als im Basisjahr. Bei einer verminderten Produktivität der einheimischen Landwirtschaft in den Szenarien war gleichzeitig der Bedarf einer wachsenden Bevölkerung zu decken, weswegen die Importmengen von Nahrungs- und Futtermitteln deutlich erhöht werden mussten. Im Szenario EXT waren die Gesamtumweltwirkungen etwa ähnlich wie im Referenzszenario; die Szenarien ZOLL und GRAS schnitten bei verschiedenen Umweltwirkungen noch ungünstiger ab, wobei im Detail die Bewertungsreihenfolge der Szenarien bei verschiedenen Umweltwirkungen unterschiedlich war. Neben der Bevölkerungszahl stellte sich die Herkunft und Menge importierter tierischer Produkte als wichtiger Einflussfaktor heraus.

Es gab klare Anzeichen, dass Standortbedingungen für die Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion eine grössere Bedeutung haben können als die modellierten Massnahmen zur Emissionsminderung. Es ist zu erwarten, dass selbst bei gleich bleibender Agrarpolitik das Potenzial zur Reduktion von Umweltwirkungen höher ist, wenn Standortfaktoren berücksichtigt werden, als wenn Massnahmen undifferenziert angewendet werden.

Es hat sich gezeigt, dass sowohl eine globale als auch eine regional kleinräumig differenzierte Betrachtungsweise entscheidend sind, um die Umweltwirkungen des Schweizer Agrarsektors zu verringern. Grundsätzlich besteht Forschungsbedarf, um Standortunterschiede bei dem Erstellen von Szenarien zu berücksichtigen und um sie in Ökobilanzergebnissen adäquat abbilden zu können. Ebenso sollte der Einfluss von sich ändernden Ernährungsgewohnheiten resp. von technischem Fortschritt im Agrarsektor in die Bewertung mit einbezogen werden.

## 8 Literatur

- Agridea, 2013. Deckungsbeiträge, Ausgabe 2013. Agridea, Lindau/Lausanne, Forschungsinstitut für Biologischen Landbau (FiBL), Frick.
- Agridea, BLW, 2015. Wegleitung Suisse-Bilanz. Auflage 1.13. Agridea, Lindau, Bundesamt für Landwirtschaft (BLB), Bern, 25 S.
- BAFU, 2013. Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990-2011. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, 486 S.
- Beretta C., Stoessel F., Baier U., Hellweg S., 2013. Quantifying food losses and the potential for reduction in Switzerland. *Waste Management* 33: S. 764-773.
- Boone L., Van Linden V., De Meester S., Vandecasteele B., Muylle H., Roldán-Ruiz I., Nemecek T., Dewulf J., 2016. Environmental life cycle assessment of grain maize production: An analysis of factors causing variability. *Science of the Total Environment* 553: 551-564.
- Bundesrat, 2016. Natürliche Lebensgrundlagen und ressourceneffiziente Produktion. Aktualisierung der Ziele. Bericht in Erfüllung des Postulats 13.4284 Bertschy vom 13. Dezember 2013. Bundesrat, Bern, 42 S.
- 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.
- Colomb V., Ait-Amar S., Basset-Mens C., Dollé J.B., Gac A., Gaillard G., Koch P., Lellahi A., Mousset J., Salou T., Tailleux A., van der Werf H.M.G., 2015. AGRIBALYSE®: Assessment and lessons for the future. Version 1.2. ADEME, Angers, Frankreich. 50 S.
- Eberle U., Fels J., 2016. Environmental impacts of German food consumption and food losses. *International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (2016): 759-772.
- ecoinvent Centre, 2016. ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data V3.3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf. Internet: <http://www.ecoinvent.org>; Zuletzt abgerufen: 19.03.2017.
- EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 - Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency, Luxembourg, EEA Technical report No 12/2013. Internet: <http://www.eea.europa.eu>. Zuletzt abgerufen: 20.03.2014.
- Flisch, R., Charles, R., Richner, W., 2009. GRUDAF 2009. Grundlage für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 16(2).
- Freiermuth, R., 2006. Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich.
- Gruber L.M., Brandstetter C.P., Bos U., Lindner J.P., Albrecht S., 2016. LCA study of unconsumed food and the influence of consumer behavior. *International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (2016): 773-784.
- 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 and Leiden, Niederlande.
- HAFL, 2013a: Technische Parameter Modell Agrammon. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen, 19 S. Internet: [www.agrammon.ch](http://www.agrammon.ch). Zuletzt abgerufen: 20.03.2014.
- HAFL, 2013b: Dokumentation Technische Parameter Modell Agrammon - Version 20.3.2013. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen, 25 S. Internet: [www.agrammon.ch](http://www.agrammon.ch). Zuletzt abgerufen: 20.03.2014.
- 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, *Environmental News*, 195 p., Available at <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-579-4/pdf/87-7614-580-8.pdf>.
- Hayer F., Bockstaller C., Gaillard G., Mamy L., Nemecek T. & Strassemer J., 2010. Multi-criteria comparison of ecotoxicity models focused on pesticides. In: Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P. (Hrsg.): *Proceedings of the 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*. Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Bari, Italien. 305-310.
- Herndl M., Baumgartner D.U., Guggenberger T., Bystricky M., Gaillard G., Marton S., Lansche J., Fasching C., Steinwider A., Nemecek T., 2015. Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. Abschlussbericht FarmLife. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, Österreich, 99 S.
- 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). Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich/Ettenhausen.
- Hischier R., Weidema B., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Frischknecht R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M., Nemecek T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Hürdler J., Prasuhn V., Spiess E., 2015. Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Gewässer der Schweiz. MODIFFUS 3.0. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Agroscope, Zürich, 117 S.
- IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. und Tanabe, K. (Hrsg.): Vol. 4: Agriculture, forestry and other land use. IGES, Kanagawa, Japan.

- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge und New York, 1535 S.
- Kirchgessner, M., 1997. Tierernährung. Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis. 10. Neubearbeitete Auflage, Verlagsunion Agrar, Frankfurt am Main, Deutschland.
- Martínez I., Chervet A., Weisskopf P., Sturny W.G., Etana A., Stettler M., Forkman J., Keller T., 2016. Two decades of no-till in the Oberacker long-term field experiment: Part I. Crop yield, soil organic carbon and nutrient distribution in the soil profile. *Soil & Tillage Research* 163: 141-151.
- Möhring A., Ferjani A., Mack G., Mann S., 2016. Nährstoffreduktion in Gewässern – Modellerggebnisse SWISSland. *Agroscope Science* Nr. 31, Agroscope, Zürich, 47 S.
- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubois D., Gaillard G., 2005. Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. *Agroscope FAL Reckenholz, Zürich; Schriftenreihe der FAL* 58, 155 S.
- Nemecek, T., Freiermuth Knuchel, R., Alig, M., Gaillard, G., 2010. The advantages of generic LCA tools for agriculture: examples SALCAcrop and SALCAfarm. In: Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P. (Hrsg): *Proceedings of the 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*. Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Bari, Italien. S. 433-438.
- Nemecek T., Bengoa X., Lansche J., Mouron P., Rossi V., Humbert S., 2015. Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 3.0, July 2015. *World Food LCA Database (WFLDB)*. Quantis und Agroscope, Lausanne und Zurich, 84 S.
- Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Castellani V., Sala S., 2017. Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production* 140(2): 753-765.
- Oberholzer, H.-R., Weisskopf, P., Gaillard, G., Weiss, F., Freiermuth, R., 2006. Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen - SALCA-SQ. *Agroscope FAL Reckenholz, Zürich*.
- Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science and Technology* 43: 4098-4104.
- Prasuhn, V., 2006. Erfassung der PO<sub>4</sub>-Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. *Agroscope FAL Reckenholz, Zürich*.
- Prasuhn V., Kupferschmid P., Spiess E., Hürdler J., 2016. Szenario-Berechnungen für das Projekt zur Verminderung diffuser Nährstoffeinträge in die Gewässer der Schweiz mit MODIFFUS. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, *Agroscope, Zürich*, 76 S.
- Prasuhn V., Möhring A., Bystricky M., Nemecek T., Gaillard G., 2017. Ökonomisch-ökologische Beurteilung von Szenarien zur Nährstoffreduktion in Gewässern. *Agarforschung Schweiz*, in Vorbereitung.
- 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-NO<sub>3</sub>. 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*, 28 S.
- Roesch A., Gaillard G., Isenring J., Jurt C., Keil N., Nemecek T., Rufener C., Schüpbach B., Umstätter C., Waldvogel T., Walter T., Werner J., Zorn A., 2016. Umfassende Beurteilung der Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben. *Agroscope Science* Nr. 33, *Agroscope, Zürich*, 279 S.
- Soane B.D., Ball B.C., Arvidsson J., Basch G., Moreno F., Roger-Estrade J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research* 118: 66-87.
- Swiss-Impex, 2016. Datenbank Swiss-Impex, Basisversion. Eidgenössische Zollverwaltung. Internet: <https://www.swiss-impex.admin.ch/>. Zuletzt abgerufen: 07.04.2017.
- Tyszler M., Kramer G., Blonk H., 2016. Just eating healthier is not enough: studying the environmental impact of different diet scenarios for Dutch women (31–50 years old) by linear programming. *International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (2016):701-709.
- van Doreen C., Aiking H., 2016. Defining a nutritionally healthy, environmentally friendly, and culturally acceptable Low Lands Diet. *International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (2016): 688-700.
- Westhoek H., Lesschen J.P., Rood T., Wagner S., De Marco A., Murphy-Bokern D., Leip A., van Grinsven H., Sutton M., Oenema O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change* 26 (2014): 196-205.

## 9 Anhang

Tabelle 12: Anbaufläche und Tierzahlen in der Schweiz im Basisjahr und in den Szenarien im Jahr 2025. Daten aus Möhring *et al.* (2016).

	Basisjahr 2010	REF 2025	EXT 2025	ZOLL 2025	GRAS 2025
<b>Anbaufläche (1000 ha)</b>					
Brotgetreide	85.8	85.1	83.0	79.7	43.2
Futtergetreide	50.6	47.8	46.2	58.7	20.0
Körnermais	17.1	18.1	17.3	23.4	10.5
Silomais	45.9	42.6	42.9	41.7	31.0
Zucker- & Futterrüben	20.5	14.9	14.2	13.9	10.9
Kartoffeln	11.0	12.6	12.5	10.4	9.8
Raps	20.1	21.0	20.5	18.9	12.5
Soja	1.1	1.0	0.9	0.8	0.6
Sonnenblumen	3.8	2.9	2.8	2.9	1.7
Hülsenfrüchte	4.1	4.6	4.5	4.2	2.5
Obst & Beeren	8.1	6.9	7.3	6.9	7.1
Reben	12.4	10.6	10.6	10.1	9.7
Gemüse	9.5	11.2	11.7	4.4	8.5
Kunstwiese	129.6	124.2	122.7	121.4	94.8
Naturwiese	395.5	375.6	361.0	371.0	400.2
Extensive Wiese	86.6	108.4	124.6	110.2	124.1
Naturweide	130.7	137.3	137.2	134.9	155.5
Andere	21.0	17.2	19.4	17.8	16.3
<b>Anzahl Tiere (1000 GVE)</b>					
Milchkühe	605.6	533.5	537.9	525.6	471.2
Aufzuchtrinder Milch	137.3	127.7	128.5	125.9	113.8
Jungvieh Milch	66.4	61.4	61.4	60.4	55.1
Mutterkühe	96.0	102.7	102.5	100.7	86.3
Mastkälber	20.8	22.6	22.7	22.7	12.5
Mastvieh gross	48.2	43.6	42.5	40.6	36.9
Zuchtsauen	45.6	42.5	47.9	42.8	38.7
Mastsauen	153.5	154.9	154.7	146.9	134.1
Mastpoulets	21.8	24.3	27.2	24.2	20.0
Legehennen	27.1	30.9	31.5	27.0	23.3
Pferde	45.5	39.5	39.1	38.2	32.6
Schafe	43.8	39.2	37.9	39.6	33.0
Ziegen	11.3	12.4	12.8	12.4	10.0

Tabelle 13: Verwendete Ökoinventare für die Pflanzenproduktion in der Schweiz.

Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Brotgetreide, Futtergetreide	Tal, ÖLN	winter wheat grains, IP, intensive, at farm	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Tal, extenso	winter wheat grains, IP, extensive, at farm	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Tal, bio	winter wheat grains, organic, plain region, at farm	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Hügel, ÖLN	winter wheat grains, IP, intensive, at farm	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Hügel, extenso	winter wheat grains, IP, extensive, at farm	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Hügel, bio	winter wheat grains, organic, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Berg, ÖLN	winter wheat grains, IP, intensive, at farm	SALCA

Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Brotgetreide, Futtergetreide	Berg, extenso	winter wheat grains, IP, extensive, at farm	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Berg, bio	winter wheat grains, organic, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Tal, ÖLN	spring wheat grains, IP, intensive, plain region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Tal, extenso	spring wheat grains, IP, extensive, plain region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Tal, bio	spring wheat grains, organic, plain region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Hügel, ÖLN	spring wheat grains, IP, intensive, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Hügel, extenso	spring wheat grains, IP, extensive, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Hügel, bio	spring wheat grains, organic, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Berg, ÖLN	spring wheat grains, IP, intensive, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Berg, extenso	spring wheat grains, IP, extensive, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Berg, bio	spring wheat grains, organic, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Tal, ÖLN	winter rye grains, IP, intensive, plain region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Tal, extenso	winter rye grains, IP, extensive, plain region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Tal, bio	winter rye grains, organic, plain region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Hügel, ÖLN	winter rye grains, IP, intensive, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Hügel, extenso	winter rye grains, IP, extensive, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Hügel, bio	winter rye grains, organic, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Berg, ÖLN	winter rye grains, IP, intensive, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Berg, extenso	winter rye grains, IP, extensive, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Berg, bio	winter rye grains, organic, hill region, at farm	SALCA
Brotgetreide	Alle	winter wheat grains, IP, intensive, at farm	SALCA
Futtergetreide	Tal, ÖLN	winter barley grains, IP, intensive, at farm	SALCA
Futtergetreide	Tal, extenso	winter barley grains, IP, extensive, at farm	SALCA
Futtergetreide	Tal, bio	winter barley grains, organic, plain region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Hügel, ÖLN	winter barley grains, IP, intensive, at farm	SALCA
Futtergetreide	Hügel, extenso	winter barley grains, IP, extensive, at farm	SALCA
Futtergetreide	Hügel, bio	winter barley grains, organic, hill region, at farm/kg/CH U	SALCA
Futtergetreide	Berg, ÖLN	winter barley grains, IP, intensive, at farm	SALCA
Futtergetreide	Berg, extenso	winter barley grains, IP, extensive, at farm	SALCA

Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Futtergetreide	Berg, bio	winter barley grains, organic, hill region, at farm/kg/CH U	SALCA
Futtergetreide	Tal, ÖLN	spring barley grains, IP, intensive, plain region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Tal, extenso	spring barley grains, IP, extensive, plain region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Tal, bio	spring barley grains, organic, plain region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Hügel, ÖLN	spring barley grains, IP, intensive, hill region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Hügel, extenso	spring barley grains, IP, extensive, hill region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Hügel, bio	spring barley grains, organic, hill region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Berg, ÖLN	spring barley grains, IP, intensive, mountain region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Berg, extenso	spring barley grains, IP, extensive, hill region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Berg, bio	spring barley grains, organic, mountain region, at farm	SALCA
Futtergetreide	Tal, ÖLN	oat, at farm (WFLDB 3.1)	WFLDB
Futtergetreide	Tal, extenso	oat, at farm (WFLDB 3.1)	WFLDB
Futtergetreide	Tal, bio	oat, at farm (WFLDB 3.1)	WFLDB
Futtergetreide	Hügel, ÖLN	oat, at farm (WFLDB 3.1)	WFLDB
Futtergetreide	Hügel, extenso	oat, at farm (WFLDB 3.1)	WFLDB
Futtergetreide	Hügel, bio	oat, at farm (WFLDB 3.1)	WFLDB
Futtergetreide	Berg, ÖLN	oat, at farm (WFLDB 3.1)	WFLDB
Futtergetreide	Berg, extenso	oat, at farm (WFLDB 3.1)	WFLDB
Futtergetreide	Berg, bio	oat, at farm (WFLDB 3.1)	WFLDB
Triticale, andere Futtergetreide	Alle	winter barley grains, IP, intensive, at farm	SALCA
Körnermais	Tal, ÖLN	grain maize, IP, plain region, at farm	SALCA
Körnermais	Tal, bio	grain maize, organic, plain region, at farm	SALCA
Körnermais	Hügel, ÖLN	grain maize, IP, hill region, at farm	SALCA
Körnermais	Hügel, bio	grain maize, IP, hill region, at farm	SALCA
Körnermais	Berg, ÖLN	grain maize, IP, hill region, at farm	SALCA
Körnermais	Berg, bio	grain maize, IP, hill region, at farm	SALCA
Silomais	Tal, ÖLN	silage maize, IP, plain region, at farm	SALCA
Silomais	Tal, bio	silage maize, organic, plain region, at farm	SALCA
Silomais	Hügel, ÖLN	silage maize, IP, hill region, at farm	SALCA
Silomais	Hügel, bio	silage maize, organic, hill region, at farm	SALCA
Silomais	Berg, ÖLN	silage maize, IP, hill region, at farm	SALCA
Silomais	Berg, bio	silage maize, organic, hill region, at farm	SALCA
Zuckerrüben	Tal, ÖLN	sugar beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Zuckerrüben	Tal, bio	sugar beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Zuckerrüben	Hügel, ÖLN	sugar beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Zuckerrüben	Hügel, bio	sugar beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Zuckerrüben	Berg, ÖLN	sugar beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Zuckerrüben	Berg, bio	sugar beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Futterrüben	Tal, ÖLN	fodder beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Futterrüben	Tal, bio	fodder beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Futterrüben	Hügel, ÖLN	fodder beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Futterrüben	Hügel, bio	fodder beet, IP, plain region, at farm	SALCA



Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Futterrüben	Berg, ÖLN	fodder beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Futterrüben	Berg, bio	fodder beet, IP, plain region, at farm	SALCA
Kartoffeln	Tal, ÖLN	potatoes, table, IP, with green manure, at farm	SALCA
Kartoffeln	Tal, bio	potatoes, table, organic, plain region, at farm	SALCA
Kartoffeln	Hügel, ÖLN	potatoes, table, IP, with green manure, at farm	SALCA
Kartoffeln	Hügel, bio	potatoes, table, organic, hill region, at farm	SALCA
Kartoffeln	Berg, ÖLN	potatoes, table, IP, with green manure, at farm	SALCA
Kartoffeln	Berg, bio	potatoes, table, organic, hill region, at farm	SALCA
Raps	Tal, ÖLN	winter rapeseed, IP, intensive, plain region, at farm	SALCA
Raps	Tal, extenso	winter rapeseed, IP, extensive, plain region, at farm	SALCA
Raps	Tal, bio	winter rapeseed, organic, plain region, at farm	SALCA
Raps	Hügel, ÖLN	winter rapeseed, IP, intensive, plain region, at farm	SALCA
Raps	Hügel, extenso	winter rapeseed, IP, extensive, plain region, at farm	SALCA
Raps	Hügel, bio	winter rapeseed, organic, plain region, at farm	SALCA
Raps	Berg, ÖLN	winter rapeseed, IP, intensive, plain region, at farm	SALCA
Raps	Berg, extenso	winter rapeseed, IP, extensive, plain region, at farm	SALCA
Raps	Berg, bio	winter rapeseed, organic, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, ÖLN	fava beans, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, extenso	fava beans, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, bio	fava beans, organic, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Hügel, ÖLN	fava beans, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Hügel, extenso	fava beans, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Hügel, bio	fava beans, organic, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Berg, ÖLN	fava beans, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Berg, extenso	fava beans, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, ÖLN	protein pea, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, extenso	protein pea, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Tal, bio	protein pea, organic, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Hügel, ÖLN	protein pea, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Hügel, extenso	protein pea, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Hügel, bio	protein pea, organic, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Berg, ÖLN	protein pea, IP, plain region, at farm	SALCA
Hülsenfrüchte	Berg, extenso	protein pea, IP, plain region, at farm	SALCA
Soja	Alle, ÖLN	Soy beans, IP, plain region, at farm	SALCA
Soja	Alle, bio	Soy beans, organic, plain region, at farm	SALCA
Sonnenblumen	Alle	Sunflower, IP, plain region, at farm	WFLDB
AndKulturen	Alle	--	--

Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Obst	Alle	Apple, at farm	WFLDB
Obst	Alle	Pear, at farm	WFLDB
Obst	Alle	Apricot, at farm	WFLDB
Beeren	Alle	Strawberry, production, at farm	ecoinvent
Reben	Alle	Grape, integrated, variety mix, Languedoc-Roussillon, at vineyard	AGRIBALYSE
AndDauerkulturen	Alle	--	--
Gemüse	Alle	Iceberg lettuce, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Lettuce, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Tomato, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Cauliflower, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Broccoli, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Cabbage white, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Fennel, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Radish, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Celery, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Onion, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Carrot, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Cucumber, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	Zucchini, at farm	ecoinvent
Gemüse	Alle	protein pea, IP, plain region, at farm	SALCA
Kunstwiese	Tal, ÖLN	grass, standing, 2-y. temp. ley, IP, int, plain reg, at field	SALCA
Kunstwiese	Tal, bio	grass, standing, 3-y. temp. ley, organic, int, plain reg, at field	SALCA
Kunstwiese	Hügel, ÖLN	grass, standing, 3-y. temp. ley, IP, int, hill reg, at field	SALCA
Kunstwiese	Hügel, bio	grass, standing, 3-y. temp. ley, organic, med int, plain reg, at field	SALCA
Kunstwiese	Berg, ÖLN	grass, standing, 3-y. temp. ley, IP, int, hill reg, at field	SALCA
Kunstwiese	Berg, bio	grass, standing, 3-y. temp. ley, organic, med int, plain reg, at field	SALCA
ExtWiese	Tal, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWiese	Tal, bio	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWiese	Hügel, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWiese	Hügel, bio	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWiese	Berg, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWiese	Berg, bio	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
WenigIntWiese	Tal, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, low int, plain/hill reg, at field	SALCA
WenigIntWiese	Tal, bio	grass, standing, perm. meadow, organic, med int, plain reg, at field	SALCA
WenigIntWiese	Hügel, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, low int, plain/hill reg, at field	SALCA
WenigIntWiese	Hügel, bio	grass, standing, perm. meadow, organic, med int, hill reg, at field	SALCA
WenigIntWiese	Berg, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, low int, mountain reg, at field	SALCA

Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
WenigIntWiese	Berg, bio	grass, standing, perm. meadow, organic, med int, mountain reg, at field	SALCA
NaturWiese	Tal, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, IP, int, plain reg, at field	SALCA
NaturWiese	Tal, bio	grass, standing, perm. meadow, organic, int, plain reg, at field	SALCA
NaturWiese	Hügel, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, IP, int, hill reg, at field	SALCA
NaturWiese	Hügel, bio	grass, standing, perm. meadow, organic, int, hill reg, at field	SALCA
NaturWiese	Berg, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, IP, int, mountain reg, at field	SALCA
NaturWiese	Berg, bio	grass, standing, perm. meadow, organic, int, mountain reg, at field	SALCA
ExtWeide	Tal, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWeide	Tal, bio	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWeide	Hügel, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWeide	Hügel, bio	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWeide	Berg, ÖLN	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
ExtWiese	Berg, bio	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
NaturWeide	Tal, ÖLN	Pasture, IP, int, plain region, at field	Neu
NaturWeide	Tal, bio	Pasture, organic, int, mountain region, at field_0000_Total	Neu
NaturWeide	Hügel, ÖLN	Pasture, IP, int, hill region, at field	Neu
NaturWeide	Hügel, bio	Pasture, organic, int, mountain region, at field	Neu
NaturWeide	Berg, ÖLN	Pasture, IP, int, mountain region, at field	Neu
NaturWeide	Berg, bio	Pasture, organic, int, mountain region, at field_0000_Total	Neu
Ackerbrache	Alle	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
StreueTorf	Alle	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
Hecken	Alle	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA
HeuwieseSoemmerung	Alle	grass, standing, perm. meadow, ext., plain reg, at field	SALCA

Tabelle 14: Verwendete Ökoinventare für die Tierproduktion in der Schweiz.

Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Milchkühe	Tal, ÖLN	Dairy cow, production mix, plain region, at farm	Neu
Milchkühe	Tal, bio	Dairy cow, production mix, plain region, at farm	Neu
Milchkühe	Hügel, ÖLN	Dairy cow, production mix, hill region, at farm	Neu

Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Milchkühe	Hügel, bio	Dairy cow, production mix, hill region, at farm	Neu
Milchkühe	Berg, ÖLN	Dairy cow, production mix, mountain region, at farm	Neu
Milchkühe	Berg, bio	Dairy cow, production mix, mountain region, at farm	Neu
Aufzucht Milchkühe	Tal, ÖLN	Rearing cattle, production mix, plain region, at farm	Neu
Aufzucht Milchkühe	Tal, bio	Rearing cattle, production mix, plain region, at farm	Neu
Aufzucht Milchkühe	Hügel, ÖLN	Rearing cattle, production mix, hill region, at farm	Neu
Aufzucht Milchkühe	Hügel, bio	Rearing cattle, production mix, hill region, at farm	Neu
Aufzucht Milchkühe	Berg, ÖLN	Rearing cattle, production mix, mountain region, at farm	Neu
Aufzucht Milchkühe	Berg, bio	Rearing cattle, production mix, mountain region, at farm	Neu
Jungvieh Milchkühe	Tal, ÖLN	Rearing cattle, production mix, plain region, at farm	Neu
Jungvieh Milchkühe	Tal, bio	Rearing cattle, production mix, plain region, at farm	Neu
Jungvieh Milchkühe	Hügel, ÖLN	Rearing cattle, production mix, hill region, at farm	Neu
Jungvieh Milchkühe	Hügel, bio	Rearing cattle, production mix, hill region, at farm	Neu
Jungvieh Milchkühe	Berg, ÖLN	Rearing cattle, production mix, mountain region, at farm	Neu
Jungvieh Milchkühe	Berg, bio	Rearing cattle, production mix, mountain region, at farm	Neu
Mutterkühe	Tal, ÖLN	Suckler cow, production mix, plain region, at farm	Neu
Mutterkühe	Tal, bio	Suckler cow, production mix, plain region, at farm	Neu
Mutterkühe	Hügel, ÖLN	Suckler cow, production mix, hill region, at farm	Neu
Mutterkühe	Hügel, bio	Suckler cow, production mix, hill region, at farm	Neu
Mutterkühe	Berg, ÖLN	Suckler cow, production mix, mountain region, at farm	Neu
Mutterkühe	Berg, bio	Suckler cow, production mix, mountain region, at farm	Neu
Mastkälber	Tal, ÖLN	Fattening calf, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastkälber	Tal, bio	Fattening calf, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastkälber	Hügel, ÖLN	Fattening calf, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastkälber	Hügel, bio	Fattening calf, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastkälber	Berg, ÖLN	Fattening calf, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastkälber	Berg, bio	Fattening calf, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastvieh gross	Tal, ÖLN	Fattening cattle, production mix, plain region, at farm	Neu
Mastvieh gross	Tal, bio	Fattening cattle, production mix, plain region, at farm	Neu

Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Mastvieh gross	Hügel, ÖLN	Fattening cattle, production mix, hill region, at farm	Neu
Mastvieh gross	Hügel, bio	Fattening cattle, production mix, hill region, at farm	Neu
Mastvieh gross	Berg, ÖLN	Fattening cattle, production mix, mountain region, at farm	Neu
Mastvieh gross	Berg, bio	Fattening cattle, production mix, mountain region, at farm	Neu
Zuchtsauen	Tal, ÖLN	Breeding pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Zuchtsauen	Tal, bio	Breeding pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Zuchtsauen	Hügel, ÖLN	Breeding pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Zuchtsauen	Hügel, bio	Breeding pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Zuchtsauen	Berg, ÖLN	Breeding pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Zuchtsauen	Berg, bio	Breeding pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastsauen	Tal, ÖLN	Fattening pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastsauen	Tal, bio	Fattening pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastsauen	Hügel, ÖLN	Fattening pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastsauen	Hügel, bio	Fattening pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastsauen	Berg, ÖLN	Fattening pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastsauen	Berg, bio	Fattening pig, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastpoulets	Tal, ÖLN	Broiler chicken, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastpoulets	Tal, bio	Broiler chicken, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastpoulets	Hügel, ÖLN	Broiler chicken, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastpoulets	Hügel, bio	Broiler chicken, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastpoulets	Berg, ÖLN	Broiler chicken, production mix Switzerland, at farm	Neu
Mastpoulets	Berg, bio	Broiler chicken, production mix Switzerland, at farm	Neu
Legehennen	Tal, ÖLN	Laying hen, production mix Switzerland, at farm	Neu
Legehennen	Tal, bio	Laying hen, production mix Switzerland, at farm	Neu
Legehennen	Hügel, ÖLN	Laying hen, production mix Switzerland, at farm	Neu
Legehennen	Hügel, bio	Laying hen, production mix Switzerland, at farm	Neu
Legehennen	Berg, ÖLN	Laying hen, production mix Switzerland, at farm	Neu
Legehennen	Berg, bio	Laying hen, production mix Switzerland, at farm	Neu
Pferde	Tal, ÖLN	Horse, production mix Switzerland, at farm	Neu

Name SWISSland	Produktionsregion und Produktionsform	Name Ökoinventar	Datenbank
Pferde	Tal, bio	Horse, production mix Switzerland, at farm	Neu
Pferde	Hügel, ÖLN	Horse, production mix Switzerland, at farm	Neu
Pferde	Hügel, bio	Horse, production mix Switzerland, at farm	Neu
Pferde	Berg, ÖLN	Horse, production mix Switzerland, at farm	Neu
Pferde	Berg, bio	Horse, production mix Switzerland, at farm	Neu
Schafe	Tal, ÖLN	Sheep, production mix Switzerland, at farm	Neu
Schafe	Tal, bio	Sheep, production mix Switzerland, at farm	Neu
Schafe	Hügel, ÖLN	Sheep, production mix Switzerland, at farm	Neu
Schafe	Hügel, bio	Sheep, production mix Switzerland, at farm	Neu
Schafe	Berg, ÖLN	Sheep, production mix Switzerland, at farm	Neu
Schafe	Berg, bio	Sheep, production mix Switzerland, at farm	Neu
Ziegen	Tal, ÖLN	Goat, production mix Switzerland, at farm	Neu
Ziegen	Tal, bio	Goat, production mix Switzerland, at farm	Neu
Ziegen	Hügel, ÖLN	Goat, production mix Switzerland, at farm	Neu
Ziegen	Hügel, bio	Goat, production mix Switzerland, at farm	Neu
Ziegen	Berg, ÖLN	Goat, production mix Switzerland, at farm	Neu
Ziegen	Berg, bio	Goat, production mix Switzerland, at farm	Neu

Tabelle 15: Verwendete Ökoinventare für die Verarbeitung in der Schweiz.

Prozess	Name Ökoinventar	Datenbank
Zuckerherstellung	sugar, from sugar beet, at sugar refinery	ecoinvent
Raufutterverarbeitung	fresh grass, harvesting, at farm	SALCA
Raufutterverarbeitung	field-cured hay, conservation, at farm	SALCA
Raufutterverarbeitung	ventilated hay, conservation, at farm	SALCA
Raufutterverarbeitung	grass silage, horiz. silo, conservation, at farm	SALCA
Raufutterverarbeitung	grass silage, sil. bales, conservation, at farm	SALCA
Raufutterverarbeitung	grass silage, tow. silo, conservation, at farm	SALCA
Krafftutterverarbeitung	Cereal feedstuff, processing, at consumer	SALCA
Krafftutterverarbeitung	Protein feedstuff processing, at consumer	SALCA
Krafftutterverarbeitung	Maize feedstuff, processing, at consumer	SALCA
Raufutterverarbeitung	maize silage, conservation, sect. LCA, at farm	SALCA
Käseherstellung	Cheese, processing, at dairy, kg	SALCA
Schlachtung	Beef, processed, at slaughterhouse	SALCA
Schlachtung	Pork, processed, at slaughterhouse	SALCA
Schlachtung	Poultry, processed, at slaughterhouse	SALCA

Tabelle 16: Verwendete Ökoinventare für Importprodukte.

Name SWISSland / Sonstige <sup>1)</sup>	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Öko-inventar <sup>2)</sup>	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik <sup>3)</sup>	Datenbank
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	Wheat grains, at farm	US	CA	ecoinvent
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter wheat grains, conventional, Germany, at farm	DE	DE, RO, HU	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter wheat grains, conventional, France, at farm	FR	FR	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	Rye grains conventional, at farm	RER	DE, FR, RO	ecoinvent

Name SWISSland / Sonstige <sup>1)</sup>	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Öko- inventar <sup>2)</sup>	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik <sup>3)</sup>	Datenbank
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter barley grains, conventional, Germany, at farm	DE	DE	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	winter barley grains, conventional, France, at farm	FR	FR	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Anbau	Oat, at farm (WFLDB 3.1)	FI	DE, FR	WFLDB
Körnermais	Anbau	grain maize, precrop cereals and green manure, region Beauce, conventional	FR	DE, FR, IT, HU	SALCA
Raps	Anbau	Rape seed conventional, Barrois, at farm	FR	FR, IT	ecoinvent
Raps	Anbau	Rape seed conventional, at farm	DE	DE	Ecoinvent
Zucker	Anbau	Sugar beet, at farm (WFLDB 3.1)	DE	DE, NL	WFLDB
Zucker	Anbau	Sugar beet, at farm (WFLDB 3.1)	FR	FR, IT	WFLDB
Kartoffeln	Anbau	Potato, at farm (WFLDB 3.1)	GLO	IS	WFLDB
Kartoffeln	Anbau	potatoes, table, conventional, with green manure, Netherlands, at farm	NL	BE	SALCA
Kartoffeln	Anbau	potatoes, table, conventional, with green manure, Germany, at farm	DE	DE	SALCA
Kartoffeln	Anbau	potatoes, table, conventional, with green manure, France, at farm	FR	FR	SALCA
Sonstige	Anbau	Sunflower, at farm (WFLDB 3.1)	FR	DE, BE, IT	WFLDB
Sonstige	Anbau	Sunflower, at farm (WFLDB 3.1)	UA	BG, RO	WFLDB
Sonstige	Anbau	Sunflower, at farm (WFLDB 3.1)	GLO	AR, CN, IN, CA	WFLDB
Sonstige	Anbau	Apple, at farm (WFLDB 3.1)	CL	CL	WFLDB
Sonstige	Anbau	Apple, at farm (WFLDB 3.1)	IT	FR, IT, BE	WFLDB
Sonstige	Anbau	Apple, at farm (WFLDB 3.1)	GLO	NZ, ZA	WFLDB
Sonstige	Anbau	Pear, at farm (WFLDB 3.1)	AR	CL	WFLDB
Sonstige	Anbau	Pear, at farm (WFLDB 3.1)	BE	FR, IT, BE	WFLDB
Sonstige	Anbau	Pear, at farm (WFLDB 3.1)	GLO	NZ, ZA	WFLDB

Name SWISSland / Sonstige <sup>1)</sup>	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Öko-inventar <sup>2)</sup>	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik <sup>3)</sup>	Datenbank
Sonstige	Anbau	Apricot, at farm (WFLDB 3.1)	FR	FR, BE	WFLDB
Sonstige	Anbau	Apricot, at farm (WFLDB 3.1)	IT	IT	WFLDB
Sonstige	Anbau	Apricot, at farm (WFLDB 3.1)	GLO	CL, NZ, ZA	WFLDB
Sonstige	Anbau	Strawberry, open field, at farm (WFLDB 3.1)	GLO	NZ, PL, RS	WFLDB
Sonstige	Anbau	Strawberry, open field, macro tunnels, at farm (WFLDB 3.1)	ES	ES, IT	WFLDB
Sonstige	Anbau	Grape, at farm	GLO	FR, IT, PT, ES, ZA	AGRIBALYSE
Sonstige	Anbau	Iceberg lettuce, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Lettuce, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Tomato, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Cauliflower, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Broccoli, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Cabbage white, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Fennel, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Radish, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Celery, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Onion, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Carrot, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Cucumber, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	Zucchini, for import, at farm	GLO	DE, FR, IT, MA, NL, ES	ecoinvent
Sonstige	Anbau	maize starch organic, at plant	DE	Nicht relevant	SALCA
Sonstige	Anbau	maize starch, at plant	DE	Nicht relevant	SALCA
Sonstige	Anbau	potato starch, at plant	DE	Nicht relevant	ecoinvent
Sonstige	Anbau	protein peas conventional, Barrois, at farm	FR	Nicht relevant	ecoinvent
Sonstige	Anbau	rice, at farm	US	Nicht relevant	ecoinvent
Sonstige	Anbau	soybeans, at farm	BR	Nicht relevant	ecoinvent
Sonstige	Anbau	soybeans, certified, at farm	BR	Nicht relevant	SALCA
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, wheat, import	CH	--	Neu



Name SWISSland / Sonstige <sup>1)</sup>	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Öko- inventar <sup>2)</sup>	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik <sup>3)</sup>	Datenbank
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, barley, feed, import	CH	--	Neu
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, oat, feed import	CH	--	Neu
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, rye, import	CH	--	Neu
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, maize, feed, import	CH	--	Neu
Brotgetreide, Futtergetreide	Transport in die Schweiz	Transport, rapeseed, import	CH	--	Neu
Zucker	Verarbeitung	sugar, from sugar beet, at sugar refinery	FR	DE, NL, FR, IT	ecoinvent
Zucker	Transport in die Schweiz	Transport, sugar, import	CH	--	Neu
Kartoffeln	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, potatoes, import	CH	--	Neu
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, sunflower seeds, import	CH	--	Neu
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, pomaceous fruit, import	CH	--	Neu
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, berries, import	CH	--	Neu
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, wine, import	CH	--	Neu
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, vegetables, import	CH	--	Neu
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, protein peas, import	CH	--	Neu
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, rice, import	CH	--	Neu
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, soybeans, import	CH	--	Neu
Futtergetreide, Sonstige	Verarbeitung	Cereal feedstuff, imported, processing, at consumer	CH	CH	SALCA
Sonstige	Verarbeitung	Protein feedstuff, imported, processing, at consumer	CH	CH	SALCA
Körnermais, Sonstige	Verarbeitung	Maize feedstuff, imported, processing, at consumer	CH	CH	SALCA
Käse	Tierhaltung + Milchverarbeitung	Cheese, at dairy (with distribution center CH)	DE	DE, NL	SALCA

Name SWISSland / Sonstige <sup>1)</sup>	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Öko- inventar <sup>2)</sup>	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik <sup>3)</sup>	Datenbank
Käse	Tierhaltung + Milchverarbeitung	Cheese, at dairy (with distribution center CH)	FR	FR	SALCA
Käse	Tierhaltung + Milchverarbeitung	Cheese, at dairy (with distribution center CH)	IT	IT	SALCA
Käse	Tierhaltung + Milchverarbeitung	Cream cheese, at dairy (with distribution center CH)	RER	DE, NL, FR, IT	WFLDB
Käse	Tierhaltung + Milchverarbeitung	Soft cheese, at dairy (with distribution center CH)	RER	DE, NL, FR, IT	WFLDB
Käse	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, cheese, import	CH	--	Neu
Rindfleisch, Kalbfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Beef, at slaughterhouse (with distribution center)	DE	DE, NL	SALCA
Rindfleisch, Kalbfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Beef, at slaughterhouse (with distribution center)	FR	FR, IT, IE	SALCA
Rindfleisch, Kalbfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Beef, at slaughterhouse (with distribution center)	BR	BR, UY	SALCA
Rindfleisch, Kalbfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Beef, at slaughterhouse (with distribution center)	AU	AU	WFLDB
Schweinefleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Pork, at slaughterhouse (with distribution center)	DE	DE, FR	SALCA
Schweinefleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Pork, at slaughterhouse (with distribution center)	DK	NL	SALCA
Schweinefleisch	Tierhaltung + Schlachtung	Pork, at slaughterhouse (with distribution center)	ES	ES, IT	WFLDB
Geflügelfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	poultry, at slaughterhouse (with distribution center)	FR	FR, DE, IT, NL, HU	SALCA
Geflügelfleisch	Tierhaltung + Schlachtung	poultry, at slaughterhouse (with distribution center)	BR	BR	SALCA
Sonstige	Tierhaltung	Chicken egg, in barn single tiered,	NL	NL, DE	WFLDB

Name SWISSland / Sonstige <sup>1)</sup>	Prozess	Name Ökoinventar	Bezugsland Öko- inventar <sup>2)</sup>	Benötigtes Herkunftsland gemäss Importstatistik <sup>3)</sup>	Datenbank
		at farm (WFLDB 3.1)			
Sonstige	Tierhaltung	Chicken egg, in barn single tiered, at farm (WFLDB 3.1)	PL	PL	WFLDB
Sonstige	Tierhaltung	Egg, national average, at farm gate	FR	FR	AGRIBALYSE
Sonstige	Tierhaltung	Sheep for slaughtering, live weight	GLO	DE, FR, IE, HU, NZ, AU	ecoinvent
Rindfleisch, Kalbfleisch	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, beef meat, import	CH	--	Neu
Schweinefleisch	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, pork meat, import	CH	--	Neu
Geflügelfleisch	Transport in die Schweiz	Transport refrigerated, poultry meat, import	CH	--	Neu
Sonstige	Transport in die Schweiz	Transport, eggs, import	CH	--	Neu

<sup>1)</sup> Name nur bei Produkten aufgeführt, zu denen SWISSland Informationen lieferte. Für die übrigen Produkte (=Sonstige) wurden Ökoinventare benötigt, um die Unterschiede in der Inlandproduktion auszugleichen (wie in Kapitel 2.2 beschrieben).

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

<sup>3)</sup> Herkunftsländer aus der Schweizer Importstatistik Swiss-Impex (2016) für die Jahre 2012-2015. Nicht relevant: bezieht sich auf Futtermittel, die nicht von SWISSland ausgegeben wurden, aber in SALCA-Inventaren für Mischfuttermittel enthalten sind; die Herkunftsländer wurden aus diesen SALCA-Inventaren übernommen. --: Die Transportinventare wurden so erstellt, dass sie alle genannten Herkunftsländer der jeweiligen Produkte berücksichtigen.