



Einfluss von Import- Herkunftsländern und Nahrungsmittelverlusten auf die Umweltwirkungen des Schweizer Agrarsektors

Autorinnen und Autoren
Cédric Furrer, Martin Stüssi, Maria Bystricky



Impressum

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich www.agroscope.ch
Auskünfte	Maria Bystricky, maria.bystricky@agroscope.admin.ch
Redaktion	Andrea Leuenberger
Gestaltung	Petra Asare
Titelbild	www.123rf.com / Bildmontage: Agroscope
Copyright	© Agroscope 2021
ISSN	2296-729X
DOI	https://doi.org/10.34776/as114g

Inhalt

Zusammenfassung	4
Résumé	5
Riassunto	6
Summary	7
1 Einleitung	8
2 Methodik	9
2.1 Literaturanalysen	9
2.2 Szenarien für den Schweizer Warenkorb als Berechnungsgrundlage	10
2.3 Auswahl von Importprodukten mit hohem Beitrag zu Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorbes	10
2.4 Vergleich von Herkunftsländern: Analyse der Umweltwirkungen vorhandener Ökoinventare	11
2.5 Optimierung des Schweizer Warenkorbes landwirtschaftlicher Produkte anhand von Import-Herkunftsländern respektive Nahrungsmittelverlusten	11
3 Resultate	11
3.1 Einfluss der Wahl von Import-Herkunftsländern auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorbes landwirtschaftlicher Produkte	11
3.1.1 Literaturanalyse: Einfluss von Importen und deren Herkunft auf die Umweltwirkung der Ernährung	11
3.1.2 Umweltwirkung von Importprodukten aus verschiedenen Ländern	14
3.1.3 Umweltwirkungen eines anhand von Import-Herkunftsländern optimierten Schweizer Warenkorbes landwirtschaftlicher Produkte	17
3.2 Einfluss der Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorbes landwirtschaftlicher Produkte	19
3.2.1 Literaturanalyse: Einfluss von Nahrungsmittelverlusten auf die Umweltwirkungen der Ernährung	19
3.2.2 Umweltwirkungen eines bezüglich Nahrungsmittelverlusten optimierten Schweizer Warenkorbes landwirtschaftlicher Produkte	21
4 Diskussion	22
5 Schlussfolgerungen	23
6 Literaturverzeichnis	24
7 Anhang	27

Zusammenfassung

In verschiedenen Studien hat Agroscope gezeigt, dass Importprodukte einen grossen Einfluss auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb an landwirtschaftlichen Produkten haben. Dieser hängt vom Selbstversorgungsgrad ab und wird vor allem dann sichtbar, wenn die Schweizer Landwirtschaft weniger produziert, der Konsum aber gleichbleibt und deswegen mehr Nahrungsmittel importiert werden müssen. Geringere negative Umweltwirkungen innerhalb der Schweiz führen oft zu starken Trade-Offs in den Herkunftsländern der Importe. Es gibt eine Reihe von Ansatzpunkten mit Hebelwirkung, die solche unerwünschten Trade-Offs vermindern und die ungünstigen Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb senken. In dieser Studie werden zwei solcher Hebel genauer untersucht:

1. Der Einfluss der **Wahl von Import-Herkunftsländern** auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte
2. Der Einfluss der **Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten** auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte

In einer Literaturanalyse wurde untersucht, welchen Einfluss Importe und deren Herkunftsländer auf die Umweltwirkung der Ernährung haben, und wie gross das Potenzial zur Verringerung von Umweltwirkungen ist, wenn Nahrungsmittelverluste reduziert werden. Anhand von zwei Szenarien aus (Schmidt et al., 2019) und Bystricky et al., (2020) wurde ausserdem berechnet, wie stark sich die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte ändern, wenn die ungünstigsten 25 % der Importprodukte durch Alternativen aus anderen Herkunftsländern ersetzt oder wenn Nahrungsmittelverluste minimiert werden. Ein Szenario schreibt den heutigen ÖLN (Ökologischen Leistungsnachweis) und das Direktzahlungssystem bis 2025 fort, ein zweites Szenario modelliert eine extensivere Schweizer Landwirtschaft mit tieferen Produktionsmengen, in der weitgehend auf Pestizide verzichtet wird und die Tierzahlen zurückgehen (entspricht dem Referenzszenario und Szenario S05 aus Schmidt et al., 2019).

Die Resultate bestätigen die Hebelwirkung der Handlungsfelder Wahl der Import-Herkunftsländer und Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten. Es zeigt sich aber auch, dass die Wirksamkeit der beiden Hebel unterschiedlich ist:

- Die Wahl der Import-Herkunftsländer wirkt vor allem auf ausgewählte, standortabhängige Umweltwirkungen. Insbesondere sind die geographischen Gegebenheiten, wie z.B. die Wasserverfügbarkeit und die Gefährdung der Artenvielfalt, aber auch die Gesetzgebung der jeweiligen Herkunftsländer wichtig; letztere entscheidet unter anderem über die Wahl der eingesetzten Pflanzenschutzmittel. Bei anderen Umweltwirkungen bzw. bei Produkten, deren Wirkung stark vom Produktionssystem abhängt, ist die Wirksamkeit dieses Hebels weniger hoch und variiert stark. Dies trifft besonders auf Nahrungsmittel tierischen Ursprungs zu, bei denen das Produktionssystem bzw. die Produktionsintensität eine wichtige Rolle spielt. Welche Art der Produktion in einem Land dominiert, ist nicht nur durch geographische Gegebenheiten bestimmt und kann sich ausserdem mit der Zeit ändern.
- Das Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten ist eine prioritäre und pauschal wirkende Massnahme. Sie reduziert alle Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte ohne unerwünschte Nebenwirkungen. Das Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten tierischen Ursprungs reduziert die Umweltwirkungen stärker als bei pflanzlichen Nahrungsmitteln. Ausserdem hat sich gezeigt, dass das Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten am Ende der Wertschöpfungskette ein höheres Einsparpotenzial aufweisen als zu Beginn, weil sich die Umweltwirkungen entlang der Kette akkumulieren.

Ein Anstieg von Nahrungsmittelimporten, zum Beispiel aufgrund einer Reduktion der inländischen Produktion, würde aber auch mit diesen Hebeln zu einer Verschlechterung bei den meisten der untersuchten Umweltwirkungen führen.

Résumé

Influence des pays d'origine des importations et des pertes de denrées alimentaires sur les impacts environnementaux du secteur agricole suisse

Dans le cadre de diverses études, Agroscope a montré que les produits importés avaient une influence majeure sur les impacts environnementaux du panier suisse de produits agricoles. Cette influence dépend du degré d'autosuffisance et se fait particulièrement sentir lorsque l'agriculture suisse produit moins, que la consommation reste constante et qu'il faut donc importer davantage de denrées alimentaires. Des impacts environnementaux négatifs moins importants en Suisse mènent souvent à des compromis importants dans les pays d'origine des importations. Il existe un certain nombre d'approches avec effet de levier qui peuvent réduire ces compromis indésirables et limiter les impacts environnementaux défavorables du panier suisse. La présente étude aborde avec plus en détails deux de ces leviers:

1. L'influence du **choix des pays d'origine des importations** sur les impacts environnementaux du panier suisse de produits agricoles
2. L'influence de la **prévention des pertes de denrées alimentaires** sur les impacts environnementaux du panier-type suisse de produits agricoles

A travers une analyse de la littérature, les chercheurs-euses ont étudié quelle influence les importations et leurs pays d'origine avaient sur les impacts environnementaux de l'alimentation, et quel serait le potentiel de réduction de ces impacts si les pertes de denrées alimentaires étaient réduites. A partir de deux scénarios (Schmidt et al., 2019) et Bystricky et al. (2020), ils ont également calculé à quel point les impacts environnementaux du panier suisse de produits agricoles changeraient si les 25 % de produits importés les moins favorables étaient remplacés par des alternatives provenant d'autres pays d'origine ou si les pertes de denrées alimentaires étaient minimisées. Un premier scénario maintient le système actuel des PER (prestations écologiques requises) et le système de paiements directs jusqu'en 2025, tandis qu'un second scénario simule une agriculture suisse plus extensive avec des volumes de production plus faibles, qui renonce en grande partie aux pesticides et dans laquelle les effectifs animaux sont réduits (correspond au scénario de référence et au scénario S05 de Schmidt et al., 2019).

Les résultats confirment l'effet de levier des champs d'action pays d'origine des importations et prévention des pertes de denrées alimentaires. Cependant, il apparaît également que l'efficacité des deux leviers n'est pas la même:

- Le choix des pays d'origine des importations affecte principalement des impacts environnementaux qui sont liés au site. Il s'agit principalement des contingences géographiques, telles que la disponibilité de l'eau et la mise en danger de la biodiversité, mais aussi de la législation des différents pays d'origine; cette dernière détermine, entre autres, le choix des produits phytosanitaires utilisés. En ce qui concerne les autres impacts environnementaux, respectivement les produits dont l'impact dépend beaucoup du système de production, l'efficacité de ce levier est moins élevée et varie beaucoup. Ce point concerne particulièrement les denrées alimentaires d'origine animale, pour lesquelles le système de production et son intensité jouent un rôle majeur. Le type de production qui domine dans un pays ne dépend pas seulement des conditions géographiques et peut évoluer avec le temps.
- La prévention des pertes de denrées alimentaires est une mesure prioritaire à action globale. Elle réduit tous les impacts environnementaux du panier suisse de produits agricoles sans effets secondaires indésirables. Éviter les pertes de denrées alimentaires d'origine animale réduit davantage les impacts environnementaux que dans le cas des denrées alimentaires d'origine végétale. Il a également été démontré que la prévention de pertes de denrées alimentaires qui se produisent à la fin de la chaîne de valeur ajoutée a un potentiel d'économie plus élevé que de celles qui se produisent au début, car les impacts environnementaux s'accumulent tout au long de la chaîne.

Toutefois, même avec ces leviers, une augmentation des importations de denrées alimentaires, par exemple en raison d'une réduction de la production indigène, conduirait à une détérioration de la plupart des impacts environnementaux examinés.

Riassunto

Influsso dei Paesi di provenienza delle importazioni e delle perdite di alimenti sull'impatto ambientale del settore agricolo svizzero

Vari studi di Agroscope indicano che i prodotti importati esercitano un notevole influsso sull'impatto ambientale del paniere tipo svizzero di prodotti agricoli. Ciò dipende dal grado di autosufficienza e diventa evidente in particolare se l'agricoltura svizzera produce di meno, ma i consumi restano invariati e pertanto si devono importare più alimenti. Un ridotto impatto ambientale negativo in Svizzera porta spesso a forti compromessi nei Paesi di provenienza delle importazioni. Alcune strategie producono effetti di leva che consentono di ridurre questi compromessi sfavorevoli e di contenere l'impatto ambientale negativo del paniere tipo svizzero. Il presente studio esamina nel dettaglio l'influsso sull'impatto ambientale del paniere tipo svizzero di prodotti agricoli di due di queste strategie, ovvero:

1. scegliere i Paesi di provenienza delle importazioni;
2. evitare le perdite di alimenti.

Nell'ambito di un'analisi della letteratura si è studiato l'influsso delle importazioni e dei rispettivi Paesi di provenienza sull'impatto ambientale degli alimenti, oltre al potenziale di riduzione dell'impatto ambientale in caso di riduzione delle perdite di alimenti. Sulla base di due scenari (Schmidt et al., 2019 e Bystricky et al. 2020), si è inoltre calcolato in che modo cambierebbe l'impatto ambientale del paniere tipo svizzero di prodotti agricoli se il 25 per cento meno favorevole dei prodotti importati fosse sostituito con alternative provenienti da altri Paesi o se le perdite di alimenti fossero ridotte al minimo. Il primo scenario considera l'attuale PER (prova che le esigenze ecologiche sono rispettate) e il sistema dei pagamenti diretti fino al 2025, mentre il secondo prende come modello un'agricoltura svizzera più estensiva con volumi di produzione inferiori, in cui si rinuncia sostanzialmente ai pesticidi e si riduce il numero di animali (corrisponde allo scenario di riferimento e allo scenario S05 di Schmidt et al., 2019).

I risultati confermano l'effetto leva delle due strategie, scegliere i Paesi di provenienza delle importazioni ed evitare le perdite di alimenti. Emerge tuttavia anche la diversa efficacia delle due leve.

- La scelta dei Paesi di provenienza delle importazioni influisce principalmente sull'impatto ambientale scelto e legato alle condizioni locali. Risultano particolarmente importanti non solo le condizioni geografiche, come per esempio la disponibilità di acqua e il pericolo di perdita della biodiversità, ma anche la legislazione nei rispettivi Paesi di provenienza, che determina la scelta dei prodotti fitosanitari utilizzati e altri aspetti. Per un impatto ambientale di altro tipo o per prodotti il cui impatto dipende molto dal sistema di produzione, l'efficacia di questa leva è meno marcata e varia sensibilmente. Ciò vale in particolare per gli alimenti di origine animale per i quali il sistema e l'intensità di produzione risultano importanti. Il tipo di produzione dominante in un Paese non dipende solo dalle condizioni geografiche e può modificarsi nel tempo.
- Evitare gli sprechi alimentari è una misura prioritaria e di valenza generale. Riduce l'impatto ambientale di qualsiasi tipo del paniere tipo svizzero di prodotti agricoli senza effetti collaterali indesiderati. Evitare le perdite di alimenti di origine animale riduce l'impatto ambientale in misura più marcata che per gli alimenti di origine vegetale. È stato inoltre dimostrato che gli sprechi alimentari offrono un potenziale di risparmio maggiore al termine della catena del valore che all'inizio, poiché gli impatti ambientali si accumulano lungo la catena.

Tuttavia, anche con queste leve, un aumento delle importazioni di derrate alimentari, per esempio a causa di una minore produzione interna, porterebbe a un deterioramento della maggior parte delle tipologie di impatto ambientale esaminate.

Summary

Influence of Countries of Origin of Imports and Food Waste on the Environmental Impacts of the Swiss Agricultural Sector

Agroscope has shown in various studies that imported products have a major effect on the environmental impacts of the Swiss basket of agricultural products. This effect depends on the degree of Swiss self-sufficiency, and becomes especially apparent when the Swiss agricultural sector produces less whilst consumption remains the same, requiring the importation of more foods. Lower negative environmental impacts within Switzerland often lead to significant trade-offs in the countries of origin of imports. There are a series of starting points with a leverage effect which reduce such undesirable trade-offs as well as the negative environmental impacts of the Swiss basket of products. This study examines two such levers in greater detail:

1. The influence of the **choice of countries of origin of imports** on the environmental impacts of the Swiss basket of agricultural products;
2. The influence of **avoiding food waste** on the environmental impacts of the Swiss basket of agricultural products.

In a literature review, we investigated the influence of imports and their countries of origin on the environmental impact of food, and how great the potential is for minimising environmental impacts by reducing food waste. Based on two scenarios from Schmidt et al. (2019) and Bystricky et al. (2020), we also calculated the extent to which the environmental impacts of the Swiss basket of agricultural products change when the least-favourable 25% of import products are replaced by alternatives from other countries of origin, or when food waste is minimised. One scenario extrapolates the current PEP (Proof of Ecological Performance) and the Direct Payments system up to 2025, whilst a second scenario models a more extensive Swiss agricultural system with lower production levels, in which pesticides are largely forgone and livestock numbers are reduced (corresponding to the reference scenario and scenario S05 of Schmidt et al., 2019).

The results confirm the leverage effect of the strategies ‘choice of countries of origin of imports’ and ‘avoidance of food waste’, although it is also apparent that the effectiveness of the two levers differs:

- The choice of countries of origin of imports affects selected location-dependent environmental impacts in particular. Geographic factors such as water availability and the threat to biodiversity as well as the legislation of the respective countries of origin are particularly important: among others, the latter determines the choice of plant-protection products used. With other environmental impacts and with products whose impact depends heavily on the production system, this lever is less effective and varies significantly. This is particularly true for foods of animal origin, for which the production system and production intensity play an important role. The dominant type of production in a country is not solely determined by geographic factors, and may change over time.
- The avoidance of food waste is a universally effective priority measure. It reduces all the environmental impacts of the Swiss basket of agricultural products without any undesirable side-effects. The avoidance of waste in animal-based foods reduces environmental impacts more dramatically than does the avoidance of waste in plant-based foods. It has also been shown that avoiding food waste at the end of the value chain has a higher savings potential than at the beginning, since the environmental impacts accumulate along the chain.

Despite these levers, however, an increase in food imports, e.g. owing to a decline in domestic production, would lead to a worsening of most of the environmental impacts investigated.

1 Einleitung

In verschiedenen Studien hat Agroscope die Umweltwirkungen des Schweizer Agrar- und Ernährungssektors ermittelt (Bystricky et al., 2017; Zimmermann et al., 2017; Bystricky et al., 2020). Es hat sich gezeigt, dass Importprodukte einen grossen Einfluss auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb an landwirtschaftlichen Produkten haben. Dieser wird vor allem sichtbar, wenn die Schweizer Landwirtschaft aufgrund von Extensivierungsmassnahmen weniger produktiv wird, der Konsum aber gleich bleibt und deswegen mehr importiert werden muss. Günstigere Umweltwirkungen innerhalb der Schweiz führen oft zu starken Trade-Offs in den Herkunftsländern der Importe. Dies kann auch Umweltwirkungen betreffen, die nicht im Fokus der entsprechenden Extensivierungsmassnahme liegen, wie z.B. die Wasserknappheit oder die Abholzung. Aussagen, wie einzelne Produkte aus dem Ausland mit Schweizer Produkten zu vergleichen sind, können allerdings nicht pauschal gemacht werden, sondern hängen vom Produkt, vom Produktionssystem, der Herkunft und der betrachteten Umweltwirkung ab (Alig et al., 2012; Bystricky et al., 2014).

Es gibt eine Reihe von Hebeln, die eingesetzt werden könnten, um unerwünschte Auswirkungen zu vermindern und ungünstige Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb zu senken. Dazu zählen Massnahmen, die die Ökoeffizienz der inländischen Produktion erhöhen, die Umweltwirkungen von Importen reduzieren oder das Ernährungs- und Konsumverhalten beeinflussen. In dieser Studie werden zwei Hebel genauer untersucht: Die Wahl spezifischer Import-Herkunftsländer, in denen die Produktion von Importgütern besonders umweltfreundlich ist, sowie das Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten, wodurch die Importmengen insgesamt verringert werden können. Die Literatur hat gezeigt, dass diese ein Potenzial zur Reduktion von Umweltwirkungen des Nahrungsmittelkonsums aufweisen.

Dieser Bericht geht der Wirksamkeit der beiden genannten Hebel nach. Zwei Themen wurden untersucht und durch jeweils drei Einzel-Fragestellungen bearbeitet:

- I. Einfluss der Wahl von Import-Herkunftsländern auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte
 - a. Welchen Einfluss haben Importe und deren Herkunftsländer auf Umweltwirkungen des Ernährungssektors?
 - b. Wie unterscheidet sich die Wirkung von Importprodukten pro Kilogramm aus verschiedenen Ländern? Wie lassen sich die Unterschiede erklären?
 - c. Anwendungsbeispiel: Wie stark ändern sich die Umweltwirkungen von Szenarien für den Schweizer Warenkorb, wenn die ungünstigsten Importprodukte durch günstigere Alternativen aus anderen Herkunftsländern ersetzt werden?

- II. Einfluss der Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte
 - a. Wie gross ist generell das Potenzial zur Reduktion von Umweltwirkungen durch das Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten?
 - b. Wie gross sind die vermeidbaren Nahrungsmittelverluste für Wertschöpfungsketten der landwirtschaftlichen Rohprodukte im Schweizer Warenkorb aus Bystricky et al. (2020)?
 - c. Anwendungsbeispiel: Wie stark ändern sich die Umweltwirkungen von Szenarien für den Schweizer Warenkorb, wenn keine vermeidbaren Nahrungsmittelverluste auftreten und somit Importe eingespart werden können?

Abbildung 1 zeigt, in welchen Kapiteln dieses Berichtes diese Fragestellungen bearbeitet werden.

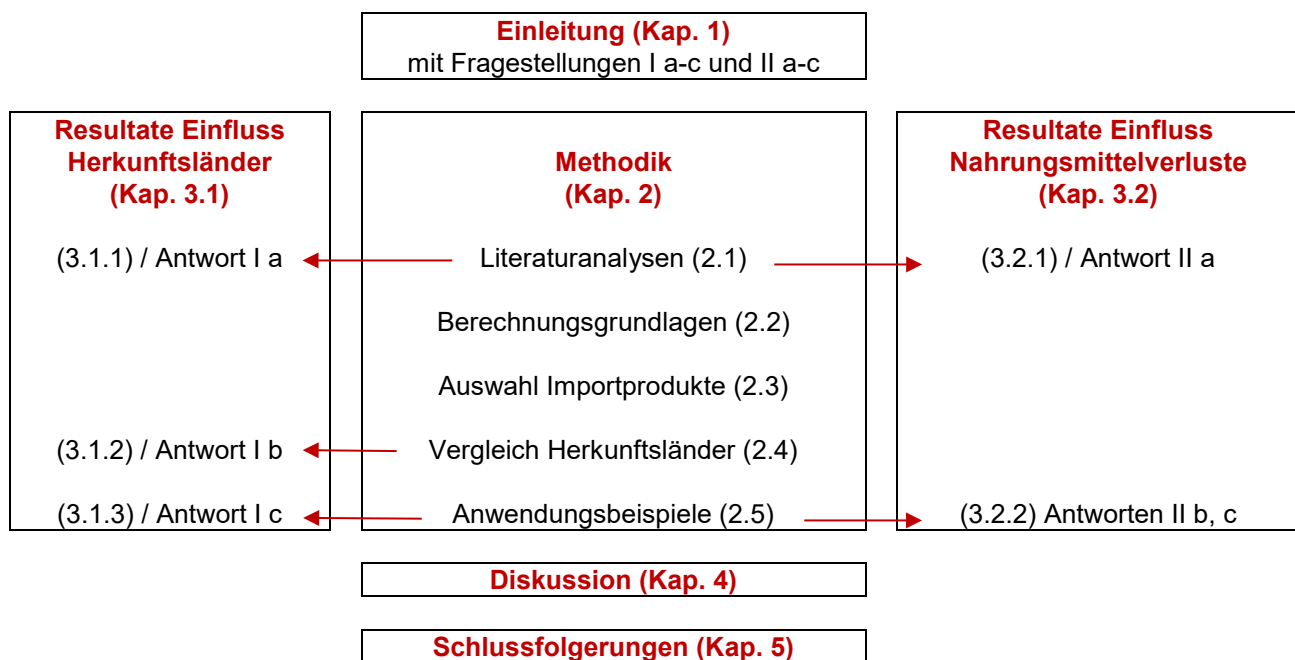


Abbildung 1: Struktur der Kapitel in diesem Bericht und Beantwortung der Fragen aus der Einleitung.

2 Methodik

2.1 Literaturanalysen

Um den Einfluss der Wahl von Import-Herkunftsländern und von vermiedenen Nahrungsmittelabfällen zu bestimmen, wurden zunächst zwei Literaturanalysen durchgeführt. Nebst Agroscope-eigenen Publikationen wurden die webbasierten Suchportale "ScienceDirect"¹ und "Web of Science"² systematisch nach wissenschaftlichen Artikeln abgesucht. Als Suchbegriffe wurden "Environmental impact of food waste" und "Environmental impact of imports" verwendet.

In einem ersten Schritt wurden Publikationen analysiert, welche das Potenzial einer Einsparung von Umweltwirkungen des Nahrungsmittelkonsums durch eine geeignete Wahl der Herkunftsländer von Importen sowie durch eine Reduktion von Nahrungsmittelverlusten ermittelt haben. In einem zweiten Schritt wurden für die Analyse des Einflusses von Import-Herkunftsländern diejenigen Parameter (zum Beispiel Produktionssystem, Transporte, Gesetzgebung, etc.) aus der Literatur identifiziert und in Gruppen zusammengefasst, welche die Höhe der Umweltwirkungen von Importprodukten aus verschiedenen Herkunftsländern begründen können. Als Grundlage für die weiteren Analysen zu Nahrungsmittelverlusten wurden die in der Literatur quantifizierten, vermeidbaren Nahrungsmittelverluste auf Produktebene für die Schweiz zusammengestellt.

¹ www.sciencedirect.com

² www.webofscience.com

2.2 Szenarien für den Schweizer Warenkorb als Berechnungsgrundlage

Als Grundlage für die Berechnung der Anwendungsbeispiele (Forschungsfrage Ic und IIc) dienten ausgewählte Szenarien für den Schweizer Warenkorb aus Schmidt et al. (2019) und Bystricky et al. (2020). In diesen beiden Studien wurden die Auswirkungen der Trinkwasserinitiative³ auf die landwirtschaftlichen Strukturen in der Schweiz und auf die Umweltwirkung der Ernährung der Schweizer Bevölkerung im In- und Ausland untersucht. Dazu wurde ein Referenzszenario und 18 Szenarien zur Umsetzung der Trinkwasserinitiative in der Schweiz erarbeitet. Für die vorliegenden Untersuchungen wurden zwei dieser Szenarien verwendet:

- Das Referenzszenario, welches den heutigen ÖLN und das Direktzahlungssystem bis 2025 fortschreibt.
- Ein Szenario, bei dem angenommen wurde, dass die Vorgaben der Trinkwasserinitiative gelten. Die Schweizer Landwirtschaft wird dort extensiver mit tieferen Produktionsmengen, da weitgehend auf Pestizide verzichtet wird und die Tierzahlen zurückgehen (entspricht dem Szenario S05 aus Schmidt et al. (2019) und Bystricky et al. (2020)).

Diese beiden Szenarien bieten sich für die Fragestellungen zur Wirkung von Import-Herkunftsländern und Nahrungsmittelverlusten an, weil sie sich hinsichtlich der im Inland produzierten Menge an Nahrungsmitteln deutlich unterscheiden und so die Auswirkungen verschieden grosser Importmengen gut sichtbar gemacht werden können.

2.3 Auswahl von Importprodukten mit hohem Beitrag zu Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorbes

Um die Wirkung von Importprodukten aus verschiedenen Herkunftsländern zu vergleichen und um die Szenarien für den Schweizer Warenkorb diesbezüglich zu optimieren, wurde identifiziert, welche Importprodukte den höchsten Beitrag zu den Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorbes landwirtschaftlicher Rohprodukte leisten, und zwar bezogen auf das Referenzszenario und das Szenario S05 aus Bystricky et al. (2020). Ausgewählt wurden diejenigen Produkt-Herkunftsland-Kombinationen, die in einem dieser beiden Szenarien zu den ungünstigsten 25 % der Umweltwirkung der Importe beitrugen (Tabelle 1). Die dahinterstehenden Ökoinventare wurden anschliessend verwendet, um für jedes Produkt verschiedene Herkunftsländer zu vergleichen (Kapitel 2.4) und um den Einfluss der Herkunftsländer auf das Referenzszenario und das Szenario S05 zu analysieren (Kapitel 2.5). Betrachtet wurden das Artenverlustpotenzial, die Wasserknappheit, die Süsswasser-Ökotoxizität organischer Substanzen und das Treibhauspotenzial. Die Methodik für alle betrachteten Umweltwirkungen ist in Bystricky et al. (2020) beschrieben. Bei diesen Umweltwirkungen spielten in Bystricky et al. (2020) Importe eine zentrale Rolle. Beim Artenverlustpotenzial und bei der Wasserknappheit kam eine regional differenzierte Wirkungsabschätzungsmethode zum Einsatz, weil sich die Auswirkungen auf die Umwelt stark regional unterscheiden. Die Süsswasser-Ökotoxizität war stark von der lokalen Gesetzgebung bezüglich des Einsatzes von Betriebsmitteln mit unerwünschten Nebenwirkungen abhängig. Das Treibhauspotenzial war weniger von den Importen abhängig, hat aber grundsätzlich eine grosse gesellschaftliche Relevanz.

Tabelle 1: Importprodukte und deren Herkunftsländer, die im Referenzszenario oder im Szenario S05 aus Bystricky et al. (2020) zu den ungünstigsten 25 % der Wirkung der Importe beitrugen.

Umweltwirkung	Produkt	Herkunftsland
Artenverlustpotenzial	Sojaöl und -schrot	Brasilien
	Rindfleisch	Brasilien, Uruguay
Wasserknappheit	Maiskörner	Frankreich
	Maiskleber	China
	Schweinefleisch	Italien, Spanien
Süswasser-Ökotoxizität organischer Substanzen	Sojaöl und -schrot	Brasilien
	Kernobst	Chile, Neuseeland, Südafrika
Treibhauspotenzial	Milch	Frankreich
	Rindfleisch	Deutschland, Europa andere, Uruguay

³ <https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/politik/trinkwasserinitiative.html> und <https://www.initiative-sauberes-trinkwasser.ch/initiative/>. Abgerufen: 25.05.2020.

2.4 Vergleich von Herkunftsländern: Analyse der Umweltwirkungen vorhandener Ökoinventare

Das Ziel der Analyse der Ökoinventare war es, Unterschiede und Ursachen in den Umweltwirkungen von Nahrungsmitteln aus verschiedenen Herkunftsländern aufzuzeigen. Für alle ausgewählten Nahrungsmittelimporte aus Tabelle 1 wurden in verfügbaren Ökoinventar-Datenbanken zusätzliche Ökoinventare aus demselben oder anderen Herkunftsländern zusammengestellt. Verwendet wurden die Datenbanken ecoinvent Version 3.5 (ecoinvent Centre, 2018), SALCA (Gaillard und Nemecek, 2009), AGRIBALYSE v1.2 (Koch und Salou, 2016) und World Food LCA Database (Nemecek et al., 2015). Diese basieren auf der ecoinvent-Methodik (Weidema et al., 2013) und sind somit vergleichbar. Anschliessend wurden die gefundenen Ökoinventare bezüglich der in Kapitel 2.3 genannten Umweltwirkungen miteinander verglichen. Die Spannweite der einzelnen Umweltwirkungen der analysierten Herkunftsländer sowie allfällige Unterschiede zwischen verschiedenen Produkten und Herkunftsländern werden im Kapitel 3.1.2 aufgezeigt.

2.5 Optimierung des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte anhand von Import-Herkunftsländern respektive Nahrungsmittelverlusten

Diese Analyse ist als Anwendungsbeispiel und Sensitivitätsanalyse der Ergebnisse aus Bystricky et al. (2020) zu verstehen. Das Referenzszenario und das Szenario S05 wurden nach den Import-Herkunftsländern optimiert, indem die in Tabelle 1 genannten Produkte jeweils durch das günstigste Ökoinventar aus einem anderen Land ersetzt wurden (günstigste Ersatzinventare: siehe Anhang, Tabelle 2). Diese Optimierung musste getrennt für jede der vier in Kapitel 2.3 genannten Umweltwirkungen durchgeführt werden. Um mögliche Trade-Offs zu identifizieren, wurden zusätzlich die folgenden Umweltwirkungen berechnet: Bedarf nicht erneuerbarer Energieressourcen, Bedarf abiotischer Ressourcen, Flächenbedarf, Abholzung, Ozonabbau, Ozonbildung, Versauerung, aquatische und terrestrische Eutrophierung, Süsswasser-Ökotoxizität anorganischer Substanzen. Die Methodik für alle betrachteten Umweltwirkungen ist in Bystricky et al. (2020) beschrieben.

Um zu analysieren, wie sich das Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb auswirkt, wurden die innerhalb der Schweiz vermeidbaren Mengen an Nahrungsmittelverlusten von den für die beiden Szenarien in Bystricky et al. (2020) berechneten Importmengen abgezogen. Dazu wurden die Zahlen aus Beretta et al. (2017) verwendet, welche die Nahrungsmittelverluste in der Schweiz quantifizierten (Tabelle 5). Alle Umweltwirkungen aus Bystricky et al. (2020) wurden hier berechnet.

In beiden Fragestellungen (Import-Herkunftsländer und Nahrungsmittelverluste) wurde gezeigt, wie sich die Umweltwirkung gegenüber der originalen Version der Szenarien ändert und wie sich die Differenz zwischen dem Szenario S05 und der Referenz verschiebt, wenn beide Szenarien auf die beschriebenen Weisen optimiert werden.

3 Resultate

3.1 Einfluss der Wahl von Import-Herkunftsländern auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte

3.1.1 Literaturanalyse: Einfluss von Importen und deren Herkunft auf die Umweltwirkung der Ernährung

Gemäss de Boer et al. (2019) könnten für EU28-Mitgliedstaaten 47 % des Kohlenstoff Fussabdrucks, 36 % des Bedarfs abiotischer Ressourcen (zum Beispiel fossile Brennstoffe, mineralische Rohstoffe, etc.), 85 % des Wasserfussabdrucks bzw. 70 % der Fläche für die Nahrungsmittelproduktion eingespart werden, wenn die Wahl der Importe gezielt auf Importländer mit geringerer Wirkungsintensität fällt als bisher. Die vier analysierten Reduktionspotenziale wurden dabei einzeln betrachtet und können nicht gleichzeitig ausgeschöpft werden. Auf Ebene einzelner Länder gab es keine Studien zum Potenzial einer Optimierung durch die Wahl von Import-Herkunftsländern. Mehrere Parameter wurden identifiziert, welche entscheidend für die Umweltwirkungen von Nahrungsmitteln sind und zu Unterschieden zwischen Nahrungsmitteln verschiedener Herkunft führen können. Dies

zeigt wichtige Stellschrauben auf und verdeutlicht, welchen Einfluss die Herkunft und welchen Einfluss andere Parameter haben können, die im Folgenden aufgeführt werden.

Nahrungsmittel tierischen und pflanzlichen Ursprungs

Je nach Nahrungsmitteltyp verursacht die landwirtschaftliche Produktion unterschiedlich hohe Umweltwirkungen pro Kilogramm Produkt. Tierische Produkte wie Fleisch, Fisch, Milch und Eier haben oftmals höhere Umweltwirkungen pro Kilogramm verglichen mit pflanzlichen Produkten (Clark et al., 2019). Je nach Produkt kann die Höhe der Umweltwirkungen jedoch beträchtlich variieren. Basierend auf den Resultaten aus Webb et al. (2013) zeigt sich beispielsweise pro Kilogramm ein höherer Energieverbrauch, höhere Treibhausgasemissionen, ein höheres Eutrophierungspotenzial sowie ein höherer Wasserverbrauch bei Fleischprodukten im Vergleich zu pflanzlichen Produkten wie Tomaten, Äpfel oder Erdbeeren. In Bystricky et al. (2014) zeigten sich die höchsten Umweltwirkungen pro Kilogramm Nahrungsmittel ebenfalls für Fleisch und Käse verglichen mit Getreide und Kartoffeln. Umweltwirkungen der Nahrungsmittelproduktion werden also nicht nur über die Wahl der Herkunftsländer, sondern auch über die Wahl der konsumierten Nahrungsmittel gesteuert.

Landwirtschaftliche Produktion und Produktionssystem

Wichtig für die Höhe der Umweltwirkung eines Nahrungsmittels ist die Art der Herstellung beziehungsweise das Produktionssystem. Das vorherrschende Produktionssystem kann in verschiedenen Ländern unterschiedlich sein, sodass hier die Herkunft eine gewisse Rolle spielt. Vorherrschende Produktionssysteme und damit die Umweltwirkungen in den Ländern können sich aber mit der Zeit auch ändern (Vale et al., 2019). Was die Umweltwirkung von intensiveren und extensiveren Produktionssystemen betrifft, fanden Meier et al. (2015) in 18 von 34 Studien eher tiefere Umweltwirkungen bei biologisch hergestellten Nahrungsmitteln. Auf der anderen Seite fanden Tuomisto et al. (2012) und Venkat (2012) aufgrund höherer Erträge und geringerer Ressourceninputs pro Kilogramm Produkt tiefere Treibhausgasemissionen für konventionelle Systeme verglichen mit biologischen.

Bei Fleisch hängt die Höhe der Umweltwirkungen stark von der Tierkategorie (Rind, Schwein, Geflügel) und der Futtermittelverwertung beziehungsweise dem Fleischansatz ab (Alig et al., 2012; Leinonen et al., 2012a; de Vries et al., 2015; McAuliffe et al., 2016). Je schneller das Wachstum und der Fleischansatz der Tiere, desto kürzer ist die Mastdauer, desto weniger Futtermittel werden benötigt und desto weniger Emissionen aus der Tierhaltung entstehen pro Kilogramm Fleisch (Alig et al., 2012). Für Rindfleisch ist ausserdem das Haltungssystem von Bedeutung, das heisst, ob das Mastkalb von einer Milchkuh oder von einer Mutterkuh stammt. Im ersten Fall wird ein Teil der Umweltwirkungen der Milchproduktion zugeschrieben, während im Falle eines Mutterkuhkalbes die ganzen Umweltwirkungen zulasten der Fleischproduktion gehen (Alig et al., 2012; de Vries et al., 2015). Bei Milch und Eiern führt eine höhere Futtermittelverwertung ebenfalls tendenziell zu einer tieferen Umweltwirkung pro Kilogramm Produkt (Wiedemann und McGahan, 2011; Leinonen et al., 2012b; Dekker et al., 2013; Guerci et al., 2013; Pelletier, 2017). Bei pflanzlichen Produkten tragen Emissionen aus der Produktion und Anwendung von Düngern und Pestiziden sowie aus der Verbrennung von Treibstoffen bei Feldarbeiten zu den Umweltwirkungen bei (Milà i Canals et al., 2006; Castanheira und Freire, 2013; Keyes et al., 2015; Achten und Van Acker, 2016; Zgola et al., 2016; Goossens et al., 2017; Longo et al., 2017; Zortea et al., 2018; Naderi et al., 2020). Gemäss Longo et al. (2017) und Zhu et al. (2018) wirkt sich eine extensive Produktion von Äpfeln beispielsweise günstiger aus als eine intensive Produktion, da der Einsatz von Pestiziden und Dünger limitiert ist. Daneben ist die Ertragshöhe und damit auch die Intensität des Produktionssystems für die Höhe der Umweltwirkungen pro Kilogramm relevant (Nemecek et al., 2011; Bystricky et al., 2014).

Geographische Gegebenheiten im Herkunftsland können die Leistung von Tieren und die Erträge von pflanzlichen Produkten bestimmen. Allerdings können diese durch das Produktionssystem ebenfalls sehr stark beeinflusst werden. Daher ist die Herkunft bezüglich Produktionssystem und Intensität nur bedingt entscheidend für die Umweltwirkungen.

Geographische Lage und Standorteigenschaften

Standortbedingte Unterschiede für die Produktion von Nahrungsmitteln ergeben sich durch die Verfügbarkeit von Ressourcen wie Land oder Wasser (Dalin und Rodríguez-Iturbe, 2016). Dies führt zu regionalen Unterschieden in Umweltwirkungen von Produkten. Global gesehen sind Wasserressourcen ungleichmässig verteilt (Dalin und

Rodríguez-Iturbe, 2016). Nahrungsmittel aus Regionen mit viel Bewässerung weisen einen höheren Wasserverbrauch auf als Nahrungsmittel aus Regionen ohne Bewässerung, zudem ist in diesen Regionen das Wasser oft knapper (Verhältnis Wasserverbrauch zum Angebot). Die Produktion von Weizen in der Schweiz benötigt beispielsweise weniger Wasser als in Frankreich oder Deutschland (Pfister et al., 2011; Bystricky et al., 2014). Im Falle von Nahrungsmitteln tierischen Ursprungs schlagen sich solche standortbedingten Unterschiede in den Umweltwirkungen der Futtermittelproduktion nieder, da Futtermittel zu einem Grossteil zu den Umweltwirkungen von Fleisch beitragen (Gerbens-Leenes et al., 2013). Neben dem Wasserverbrauch konzentrieren sich Landnutzungsänderungen wie die Abholzung häufig auf bestimmte Länder oder Regionen und haben eine starke Auswirkung auf Umweltwirkungen von Produkten. Durch solche Landnutzungsänderungen werden Treibhausgase frei, die Biodiversität nimmt ab, Böden werden ausgelaugt und die Wasserknappheit nimmt zu (van der Ven et al., 2018). Das Artenverlustpotenzial gemäss Chaudhary und Brooks (2018) unterscheidet sich regional stark, was hauptsächlich vom Vorkommen besonders gefährdeter Arten abhängt.

Bezüglich Artenverlustpotenzial liegt das Risiko der Grasland- und Ackerflächen in der Schweiz nahe am Medianwert aller 245 Länder, die in der Methode Chaudhary und Brooks (2018) enthalten sind (Anhang, Tabelle 3). Das heisst ein grosser Anteil der übrigen Länder ist ähnlich oder günstiger als die Schweiz. Daher steigt das Risiko vor allem dann stark gegenüber der Produktion im Inland an, wenn die Importe aus besonders gefährdeten Herkunftsländern stammen. Bei der Wasserknappheit liegt das Risiko in der Schweiz im günstigsten Viertel der 210 Länder, die in der Methode AWARE (Boulay et al., 2018) enthalten sind (Anhang, Tabelle 3). Hier steigt das Risiko also gegenüber der Produktion im Inland bei der Mehrzahl der möglichen Import-Herkunftsländer an.

Bei einzelnen Umweltwirkungen hat also die geographische Lage der landwirtschaftlichen Produktion einen entscheidenden Einfluss.

Transport

Bei pflanzlichen Produkten, welche während der landwirtschaftlichen Produktion oftmals weniger Treibhausgasemissionen verursachen als tierische Produkte, tragen die Emissionen aus dem Transport anteilmässig wesentlich mehr zur Gesamtwirkung bei (Weber und Matthews, 2008; Wakeland et al., 2012; Bystricky et al., 2014). Bei tierischen Produkten stammen im Durchschnitt rund 80 % der Treibhausgasemissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion, wobei von den restlichen 20 % nur knapp 3 % für die Emissionen aus den Transporten verantwortlich sind (Wakeland et al., 2012). Bei pflanzlichen Produkten wie Gemüse oder Früchten hingegen liegt der Beitrag der Transporte bei circa 16 % (Wakeland et al., 2012). Der Beitrag von Transporten ist aber unterschiedlich je nach Umweltwirkung (Bystricky et al., 2014). Ausserdem hängt er nicht nur von der Distanz, sondern vor allem von der Art des Transports ab. Flugtransporte verursachen eine deutlich höhere Umweltbelastung als der Transport mit einem Überseeschiff. Flugtransporte übersteigen so oftmals die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion (Wakeland et al., 2012). Somit sind die Wirkungen der Transporte nur teilweise vom Herkunftsland abhängig.

Gesetzgebung und gesellschaftlicher Einfluss

Produktionssysteme verschiedener Länder sind an die gesetzlichen Rahmenbedingungen des Herkunftslandes gebunden. Die Gesetzgebung unterscheidet sich zwischen Ländern teilweise stark, was dazu führt, dass je nach Land unterschiedliche Ressourceninputs und -mengen verwendet werden. In gewissen Ländern ist der Einsatz eines Pestizid-Wirkstoffes aufgrund der fehlenden Zulassung beispielsweise nicht möglich. Dies wiederum führt zu unterschiedlich hohen Ökotoxizitätswirkungen von gleichen Produkten aus verschiedenen Ländern (Bystricky et al., 2020). Auch die Schweizer Gesetzgebung nimmt Einfluss auf die Importe und deren Umweltwirkung. So hebt sich die Schweiz zum Beispiel bezüglich des Imports von Soja hervor, da Soja zu mindestens 95 % aus zertifiziertem Anbau ohne Abholzung stammt (Soja-Netzwerk Schweiz⁴). Je nach Land beeinflussen gesetzliche Rahmenbedingungen also einzelne Umweltwirkungen von Nahrungsmitteln deutlich.

⁴ www.sojanetzwerk.ch. Abgerufen: 06.02.2021

3.1.2 Umweltwirkung von Importprodukten aus verschiedenen Ländern

Exemplarisch wurden hier für vier Umweltwirkungen die Produkt-Herkunftsland-Kombinationen betrachtet, die in den Szenarien aus Bystricky et al. (2020) den grössten Einfluss auf die Umweltwirkungen der Importe hatten. Die Abbildungen in diesem Unterkapitel (Abbildung 2 bis Abbildung 5) sind folgendermassen aufgebaut: Jeder Punkt steht für ein Produkt aus einem bestimmten Herkunftsland. Je tiefer ein Punkt in der Abbildung liegt, desto tiefer sind die Umweltwirkungen des Produktes aus dem entsprechenden Land. Die gelben Punkte stehen für die Herkunftsländer, die in der Studie Bystricky et al. (2020) verwendet wurden, die schwarzen Punkte stehen für Alternativen desselben Produktes aus anderen Ländern.

Bei den drei für das Artenverlustpotenzial entscheidenden Importprodukten zeigten sich die grössten Unterschiede beim Rindfleisch (Abbildung 2), wobei die hohen Werte vor allem durch die Kombination aus hohem Flächenbedarf für Weiden unterschiedlicher Intensität und erhöhten Anzahl gefährdeter Arten in den Ländern Brasilien und Südafrika verursacht wurden. Die Abholzung, um Weideland zu gewinnen, war dabei in Brasilien in geringerem Ausmass relevant als die Flächennutzung an sich. Im Fall von Soja war die Landumwandlung zu Ackerland hauptverantwortlich für das Artenverlustpotenzial, insbesondere bei einigen Ökoinventaren aus Brasilien und Argentinien. Die von Bystricky et al. (2020) verwendeten Inventare für Rindfleisch verteilen sich über die Bandbreite der Resultate der hier untersuchten Ökoinventare. Jene der Soja-Produkte zeigen mittlere Werte für das Artenverlustpotenzial verglichen mit den übrigen Ökoinventaren aus anderen Herkunftsländern (Abbildung 2).

Für das Artenverlustpotenzial spielt die Region oder das Land, aus dem ein Produkt kommt, eine entscheidende Rolle, da die Gefährdung von Arten in verschiedenen Weltregionen unterschiedlich hoch ist. Daneben spielt das Produktionssystem resp. die Produktionsintensität eine Rolle; diese kann innerhalb eines Landes variieren oder sich mit der Zeit ändern und ist nur bedingt vom Herkunftsland abhängig.

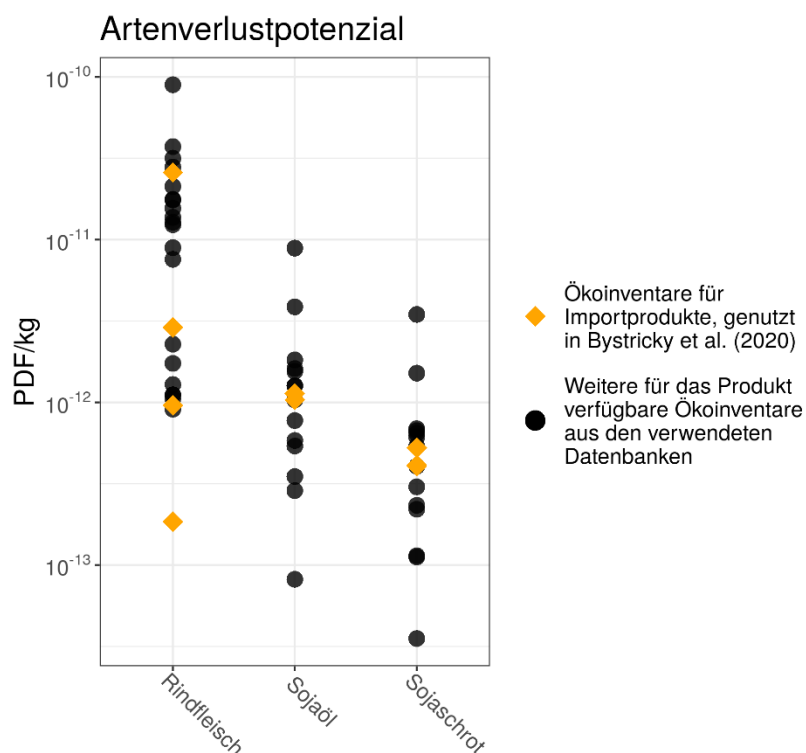


Abbildung 2: Artenverlustpotenzial von Rindfleisch, Sojaschrot und Sojaöl pro Kilogramm Produkt. Jeder Punkt repräsentiert eines der Ökoinventare aus den untersuchten Datenbanken. Die Werte sind in einer logarithmischen Skalierung dargestellt, um trotz Ausreissern alle Datenpunkte gut sichtbar zu machen. PDF: potentially disappeared fraction of species (Anteil potenziell verschwundener Arten).

Unterschiede zwischen Ländern in Bezug auf Wasserknappheit bei Schweinefleisch sind vollständig mit der Bewässerung im Futtermittelanbau verknüpft und sind auf unterschiedliche Erträge und Bewässerungsniveaus zurückzuführen (Abbildung 3). Dasselbe gilt für die Produktion von Maiskörnern und Maiskleber, die als Futtermittel direkt in die Schweiz importiert werden. Die von Bystricky et al. (2020) verwendeten Inventare erstrecken sich bei Maiskleber und Schweinefleisch über die ganze Bandbreite, bei Maiskörnern liegen sie im günstigeren Bereich.

Das Herkunftsland ist hier in zweifacher Hinsicht entscheidend: In trockenen Regionen muss meist mehr bewässert werden und ist gleichzeitig auch die Wasserknappheit grösser als in Regionen oder Ländern, die grösstenteils ohne Bewässerung auskommen.

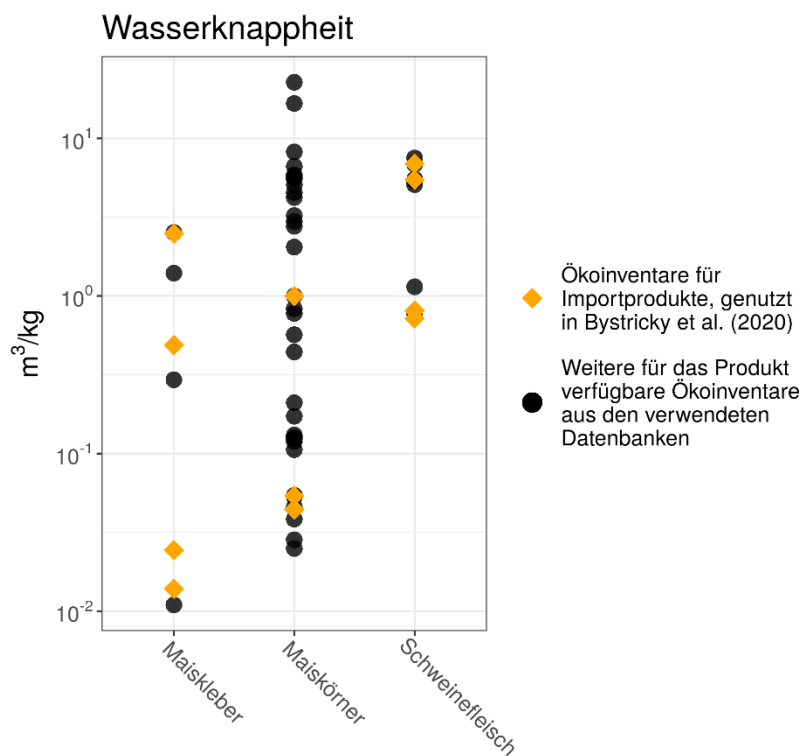


Abbildung 3: Wasserknappheit von Maiskleber, Maiskörnern und Schweinefleisch pro Kilogramm Produkt. Jeder Punkt repräsentiert eines der Ökoinventare aus den untersuchten Datenbanken. Die Werte sind in einer logarithmischen Skalierung dargestellt, um trotz Ausreissern alle Datenpunkte gut sichtbar zu machen.

Bei der Süsswasser-Ökotoxizität organischer Substanzen erstrecken sich die Resultate für Birnen und Soja-Produkte aus verschiedenen Herkunftsländern über eine Zehnerpotenz, jene für Äpfel über drei Zehnerpotenzen (Abbildung 4). Verglichen mit den übrigen Ökoinventaren aus anderen Herkunftsländern weisen die von Bystricky et al. (2020) verwendeten Inventare eine mittlere bis höhere Süsswasser-Ökotoxizität auf. Die Ökotoxizität von Kernobst wurde hauptsächlich durch die Verwendung von teerimprägniertem Holz für das Stützgerüst der Obstplantagen verursacht. Der im Teer enthaltene Stoff Pyren weist eine besonders hohe Ökotoxizität auf. Teerimprägniertes Holz wurde in einigen Ökoinventaren verwendet, in anderen nicht. Bei Soja waren die Hauptunterschiede in der Süsswasser-Ökotoxizität auf das Insektizid Diflubenzuron zurückzuführen, welches in einigen Ländern zum Einsatz kommt. Für diese Umweltwirkung sind also die Anbaupraktiken und Gesetzgebung in einzelnen Ländern ein wichtiger Einflussfaktor. Besonders schädliche Substanzen können in einigen Ländern zur Anwendung kommen, während sie in anderen Ländern verboten sind.

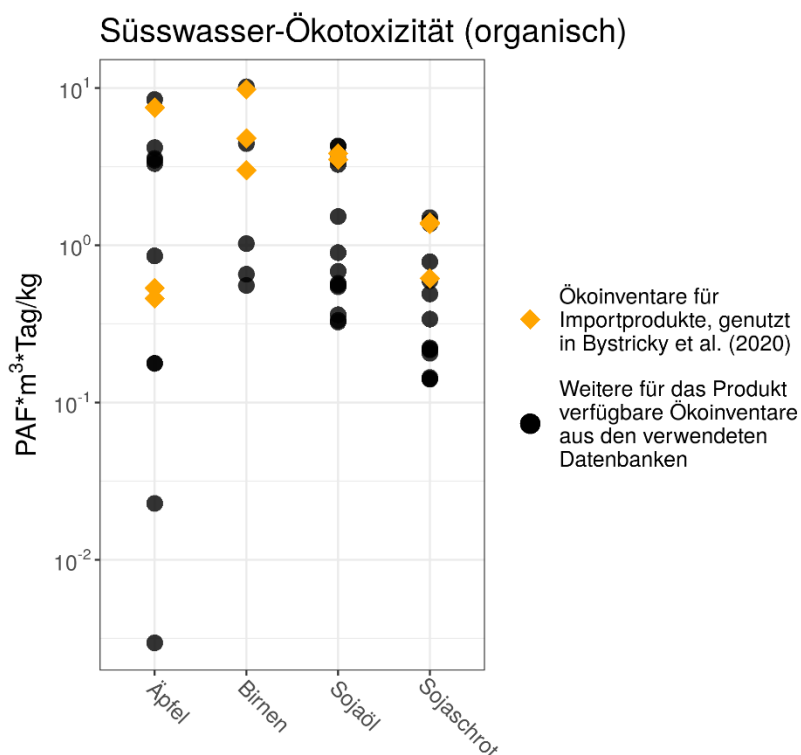


Abbildung 4: Süsswasser-Ökotoxizität organischer Substanzen für Äpfel, Birnen, Sojaschrot und Sojaöl pro Kilogramm Produkt. Jeder Punkt repräsentiert eines der Ökoinventare aus den untersuchten Datenbanken. Die Werte sind in einer logarithmischen Skalierung dargestellt, um trotz Ausreissern alle Datenpunkte gut sichtbar zu machen. PAF: potentially affected fraction of species (Anteil potenziell betroffener Arten).

Beim Treibhauspotenzial von Rindfleisch (Abbildung 5) zeigten die verschiedenen Ökoinventare vor allem grosse Unterschiede in den direkten Emissionen aus der Tierhaltung. Zusätzlich leisteten auch die verfütterte Menge an Soja und unterschiedliche Ausmasse von Landnutzungsänderungen einen Beitrag zum Treibhauspotenzial. Die Unterschiede in den direkten Emissionen pro kg Produkt sind primär auf die unterschiedlichen Produktionsintensitäten zurückzuführen. Auch bei Milch konnten die Unterschiede zwischen den Ländern auf die direkten Treibhausgasemissionen aus der Tierhaltung sowie in einigen Ländern auf Landnutzungsänderungen von Wald zu Weide zurückgeführt werden. Die in Bystricky et al. (2020) verwendeten Ökoinventare für Rindfleisch und Milch liegen in der unteren Hälfte der Resultate aller untersuchten Ökoinventare aus verschiedenen Herkunftsländern (Abbildung 5).

Beim Treibhauspotenzial ist das Herkunftsland dann entscheidend, wenn dort spezifische und einschneidende Landnutzungsänderungen stattfinden, die es in anderen Ländern so nicht gibt. Gegenüber dem Herkunftsland sind die Produktionssysteme allerdings der relevantere Faktor für das Treibhauspotenzial.

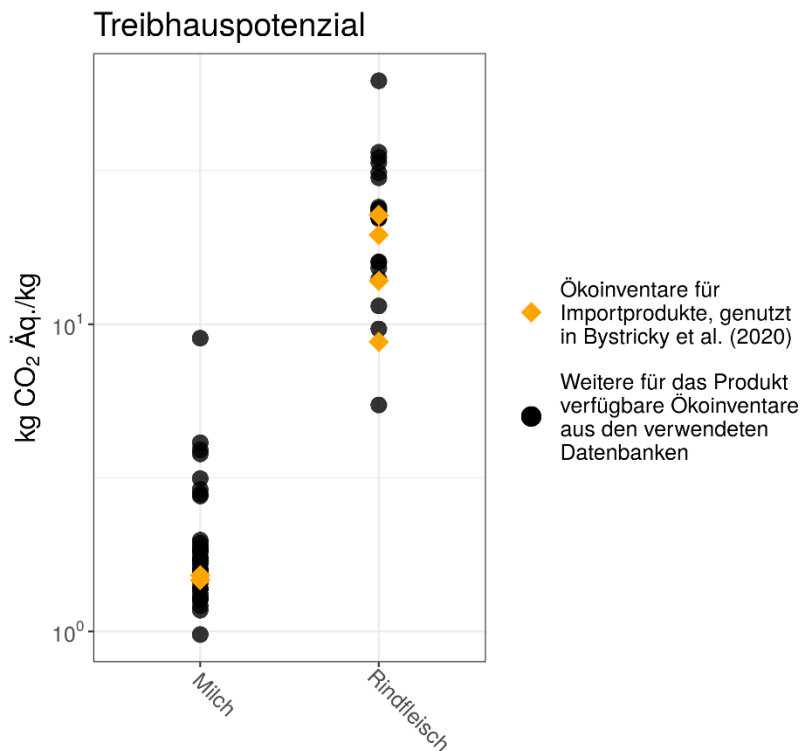


Abbildung 5: Treibhauspotenzial von Rindfleisch und Milch pro Kilogramm Produkt. Jeder Punkt repräsentiert eines der Ökoinventare aus den untersuchten Datenbanken. Die Werte sind in einer logarithmischen Skalierung dargestellt, um trotz Ausreissern alle Datenpunkte gut sichtbar zu machen. Äq: Äquivalente.

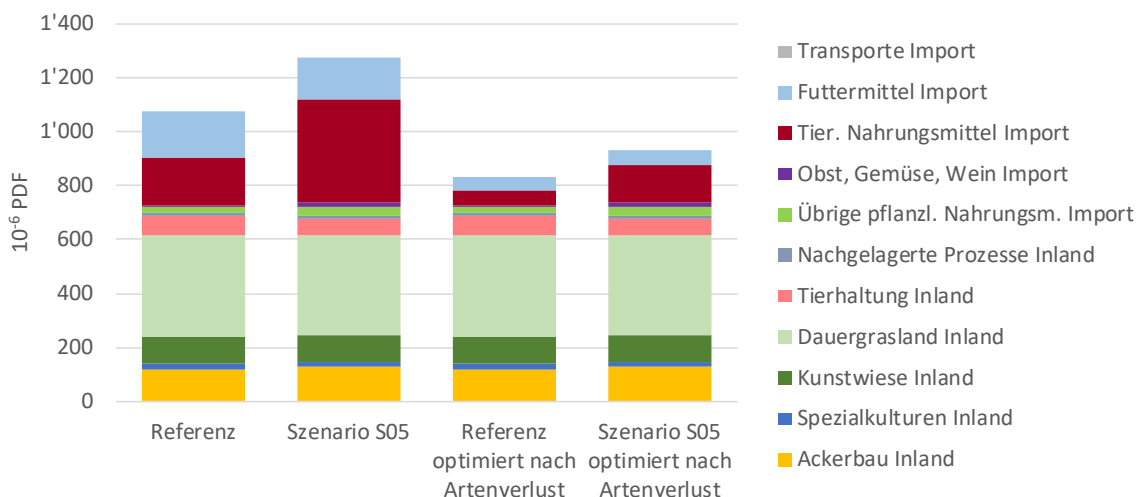
3.1.3 Umweltwirkungen eines anhand von Import-Herkunftsländern optimierten Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte

Abbildung 6 zeigt die Ergebnisse für das Referenzszenario und Szenario S05 aus Bystricky et al. (2020) ohne Optimierung und mit Optimierung der Import-Herkunftsländer für die Süsswasser-Ökotoxizität, das Artenverlustpotenzial, das Treibhauspotenzial und die Wasserknappheit.

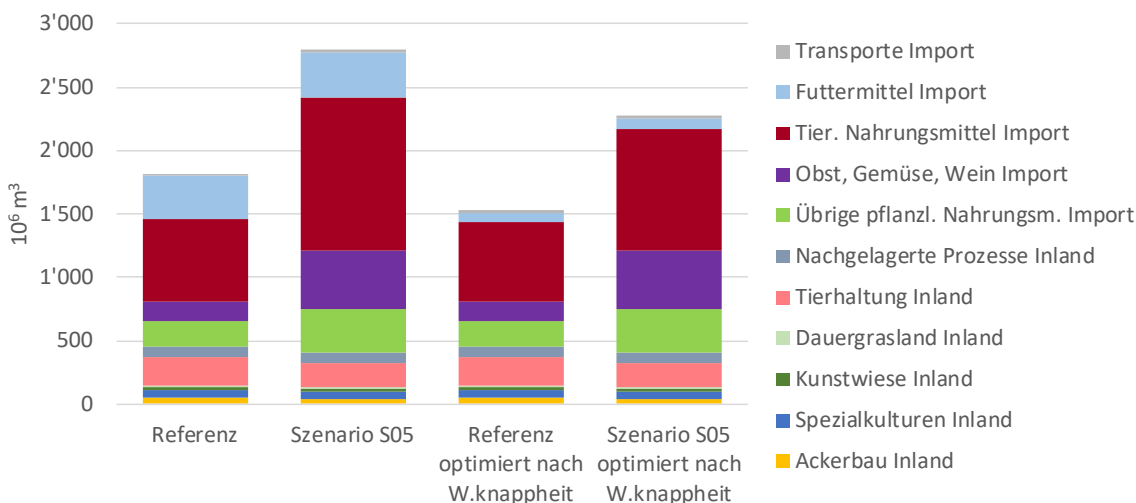
Beim Artenverlustpotenzial, bei der Süsswasser-Ökotoxizität und der Wasserknappheit sank die Wirkung beider Szenarien durch die Optimierung der Import-Herkunftsländer zwischen 16 und 27 % gegenüber den nicht optimierten Szenarien. Beim Treibhauspotenzial betrug der Unterschied nur wenige Prozent. Die Differenz zwischen dem Szenario S05 und dem Referenzszenario veränderte sich so, dass das Szenario S05 bei allen vier Umweltwirkungen vergleichsweise günstiger wurde. Nach wie vor schnitt es allerdings beim Artenverlustpotenzial, beim Treibhauspotenzial und der Wasserknappheit ungünstiger ab als die Referenz. Bei der Süsswasser-Ökotoxizität hingegen schnitt das optimierte Szenario S05 um 16 % günstiger ab als die optimierte Referenz; ohne Optimierung war der Unterschied 7 %.

Nicht nur die vier Umweltwirkungen, die optimiert wurden, verringerten sich durch diese Optimierung, sondern auch die übrigen Umweltwirkungen, die im Sinne einer Trade-Off-Analyse betrachtet wurden (siehe Kapitel 2.4). Die Abholzung verbesserte sich sogar um bis zu 46 %. Die Optimierung in einem Bereich hatte also keine ungünstigen Nebenwirkungen in anderen Bereichen, sondern führte insgesamt zu einer Verbesserung. Tabelle 4 im Anhang zeigt die Abweichung des Szenarios S05 von der Referenz in allen Optimierungs-Varianten für alle Umweltwirkungen.

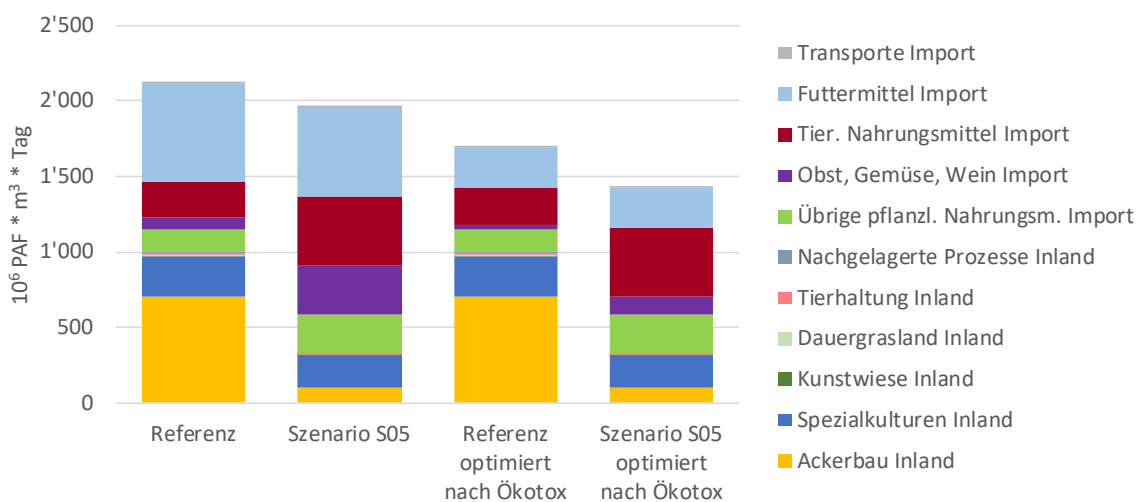
Artenverlustpotenzial



Wasserknappheit



Süsswasser-Ökotoxizität organischer Substanzen



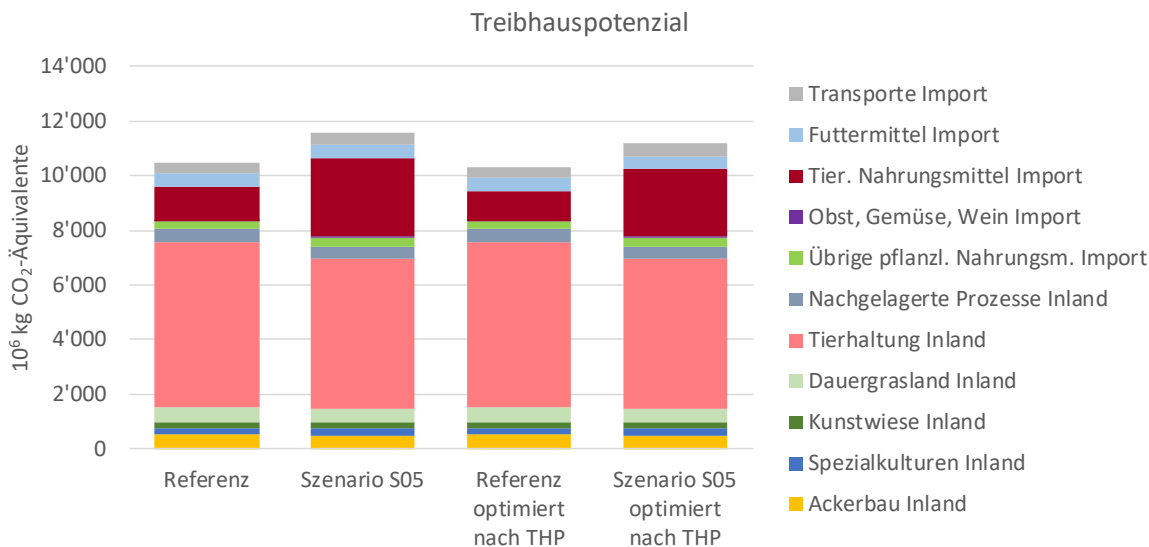


Abbildung 6: Umweltwirkungen des Referenzszenarios und Szenarios S05 aus Bystricky et al. (2020) jeweils in der Originalversion und mit Optimierung der Import-Herkunftsländer nach Artenverlustpotenzial, Wasserknappheit, Süßwasser-Ökotoxizität und Treibhauspotenzial. PAF: Potentially affected fraction of species (Anteil potenziell betroffener Arten); PDF: Potentially disappeared fraction of species (Anteil potenziell verschwundener Arten); THP: Treibhauspotenzial.

3.2 Einfluss der Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten auf die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte

3.2.1 Literaturanalyse: Einfluss von Nahrungsmittelverlusten auf die Umweltwirkungen der Ernährung

Die FAO unterscheidet zwischen Nahrungsmittelverlusten (“food loss”) und Nahrungsmittelabfällen (“food waste”) (FAO, 2018). Nahrungsmittelabfälle beinhalten jene Abfälle, welche am Ende der Wertschöpfungskette, also auf Stufe Einzelhandel, Lebensmittelservice oder Haushalt bzw. Konsum entstehen. Nahrungsmittelverluste bezeichnen Verluste zu Beginn der Wertschöpfungskette, also auf Stufe landwirtschaftliche Produktion, Lebensmittelverarbeitung oder Lagerung. Falls nicht anders erwähnt, werden Nahrungsmittelverluste und -abfälle in diesem Bericht gemeinsam als Nahrungsmittelverluste bezeichnet.

Mehrere Studien haben das Reduktionspotenzial von Umweltwirkungen des Ernährungssystems bei einer Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten geschätzt. Die Studien unterscheiden sich dabei oftmals hinsichtlich ihrer Systemgrenzen, den Aggregationsstufen entlang der Wertschöpfungskette, der Anzahl analysierter Umweltwirkungen sowie dem Detailgrad der Erhebung von Nahrungsmittelverlusten.

Studien für das Ausland

Scherhauer et al. (2018) berechneten die Umweltwirkungen von vermeidbaren und nicht vermeidbaren Nahrungsmittelverlusten in der Europäischen Union mittels sieben Indikatorprodukten. Dabei wurden Verluste entlang der Wertschöpfungskette von der Primärproduktion, Verarbeitung, Einzelhandel bis zum Konsum betrachtet. Diese Studie schätzte, dass entlang der gesamten Wertschöpfungskette rund 18,4 % der Nahrungsmittel verloren gehen. Der Anteil der Nahrungsmittelverluste am Treibhaus-, Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial des Ernährungssystems betrug 15,1 %, 15,2 % respektive 15,7 %. Das Vermeiden der Nahrungsmittelverluste würde also die Versauerung von Böden, die Eutrophierung von Gewässern sowie den Ausstoss von Treibhausgasen gegenüber der heutigen Situation entsprechend verbessern (Scherhauer et al., 2018). Read et al. (2020) haben basierend auf Verlustraten der FAO die Nahrungsmittelverluste in den USA auf den Stufen landwirtschaftliche Produktion, Lagerung, Verarbeitung und Verpackung, Einzelhandel, Lebensmittelservice und Haushalt ermittelt. Dort wurde der Energieverbrauch, das Treibhaus- und Eutrophierungspotenzial, die Wasserknappheit sowie der Landverbrauch dieser Verluste bestimmt. Der Anteil der Nahrungsmittelverluste an den Umweltwirkungen des Ernährungssystems wurde auf 16 bis 18 % je nach Umweltwirkung geschätzt (Read et al., 2020). In Grossbritannien

beträgt der Anteil gemäss Jeswani et al. (2021) durchschnittlich rund 18 % bei 18 Umweltwirkungen. Dabei wurden vermeidbare Nahrungsmittelverluste auf Stufe landwirtschaftliche Produktion, Verarbeitung, Einzelhandel, Lebensmittelservice und Haushalt betrachtet.

Studien für die Schweiz

In der Schweiz gehen gemäss Beretta et al. (2017) 37 % der Nahrungsmittel als vermeidbare Nahrungsmittelverluste entlang der gesamten Wertschöpfungskette verloren, also von der landwirtschaftlichen Produktion bis zum Konsum. Dabei wurden auch jene Verluste mitgezählt, welche durch Importprodukte im Ausland entstehen. Die vermeidbaren Nahrungsmittelverluste sind verantwortlich für 25 % der Treibhausgasemissionen sowie 28 % der Biodiversität des Schweizer Ernährungssystems und enthalten 34 % aller Kalorien (Beretta et al., 2017). Zimmermann et al. (2017) haben ein Teil der Nahrungsmittelverluste entlang der Wertschöpfungskette bewertet. Dabei wurden Verluste auf Stufe Detailhandel, Gastronomie und im Haushalt beachtet. Diese betragen rund 20 % der Nahrungsmittel. Das Reduktionspotenzial für Umweltwirkungen bei der Vermeidung dieser Abfälle wurde auf 6 % geschätzt.

Die Umweltwirkungen von Nahrungsmittelverlusten lassen sich auf die einzelnen Stufen der Wertschöpfungsketten sowie auf den Nahrungsmitteltyp beziehen. Basierend auf dieser Unterteilung lassen sich Hotspots von Umweltwirkungen von Nahrungsmittelverlusten erkennen.

Unterschiede nach Nahrungsmitteltyp

Basierend auf Beretta et al. (2017) gibt es bei frischem Gemüse die höchsten vermeidbaren Nahrungsmittelverluste, gefolgt von Milchprodukten (hauptsächlich Molke und Buttermilch), Fleisch (Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch und Fisch) sowie Brot und Patisserie-Produkten. Eine Einsparung aller Verluste von frischem Gemüse hätte die grösste Einsparung von Treibhausgasemissionen zur Folge, obwohl das Treibhauspotenzial pflanzlicher Produkte pro Kilogramm geringer ist als das von tierischen Produkten. Bezogen auf das Treibhauspotenzial pro Kilogramm Verlust weisen Fleisch sowie importierte Kaffee- und Kakaobohnen die höchsten Werte auf (Beretta et al., 2017). Beim Fleisch sind unter anderem die Emissionen aus der Tierhaltung für die hohen Umweltwirkungen verantwortlich (Alig et al., 2012). Bei Kaffee und Kakao sind es unter anderem Emissionen aus der Landnutzungsänderung sowie aus der Düngeproduktion und -applikation (ecoinvent Centre, 2018).

Unterschiede nach Wertschöpfungsstufe

In der Schweiz fallen entlang der Wertschöpfungskette am meisten Nahrungsmittelabfälle auf Stufe Haushalt an, gefolgt von Verlusten auf Stufe landwirtschaftliche Produktion und Verarbeitung (36 %, 25 % und 25 %) (Beretta et al., 2017). Nahrungsmittelabfälle auf Stufe Einzelhandel, Verkauf oder Restaurants sind verglichen zu diesen Verlusten gering (4 %, 4 % und 6 %) (Beretta et al., 2017; vgl. auch Garcia-Herrero et al., 2018 für Spanien). Nahrungsmittelabfälle auf Stufe Haushalt haben den grössten Anteil am Treibhauspotenzial und der Biodiversität des Ernährungssystems (Beretta et al., 2017). Die Treibhausgasemissionen, welche durch Verluste in Restaurants oder durch Transportemissionen beim Einkauf der Nahrungsmittel entstehen, tragen wenig zum gesamten Treibhauspotenzial von Nahrungsmitteln bei (Beretta et al., 2017). Werden die einzelnen Stufen entlang der Wertschöpfungskette unabhängig voneinander betrachtet, fallen die höchsten Wirkungen bei der Produktion an. Wird die Wertschöpfungskette mit allen Stufen betrachtet, akkumulieren sich die Wirkungen mit jeder Stufe, die hinzukommt. Verluste am Ende der Wertschöpfungskette weisen also höhere Umweltwirkungen auf als zu Beginn. Den grössten Anteil an den Umweltwirkungen von Nahrungsmittelverlusten hat die landwirtschaftliche Produktion des Nahrungsmittels. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen anderer Studien, welche die landwirtschaftliche Produktion jeweils als Hotspot der Umweltbelastung von Nahrungsmittelverlusten identifizierten (Bernstad Saraiva Schott und Andersson, 2015; Martinez-Sanchez et al., 2016; Oldfield et al., 2016; Scherhauser et al., 2018; Read et al., 2020).

3.2.2 Umweltwirkungen eines bezüglich Nahrungsmittelverlusten optimierten Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte

Abbildung 6 zeigt Ergebnisse für das Referenzszenario und das mittlere TWI-Szenario aus Bystricky et al. (2020). Für unsere Analyse nehmen wir an, dass in den Original-Szenarien vermeidbare Nahrungsmittelverluste entstehen (siehe Anhang, Tabelle 5), die in der optimierten Version vollständig vermieden werden und so die Importmengen reduzieren, die für die Ernährung der Schweizer Bevölkerung benötigt werden.

Das Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten reduziert die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte um 11 bis 38 %, bei der Abholzung sogar um bis zu 87 %, ohne unerwünschte Nebenwirkungen. Das Referenzszenario bleibt allerdings bei allen Umweltwirkungen günstiger als das Szenario S05, und die prozentualen Unterschiede zwischen den beiden Szenarien wurden grösser als in der Originalversion. Da im Szenario S05 die Produktion im Inland mengenmässig zurückging, war auch das Potenzial kleiner, durch vermiedene Nahrungsmittelabfälle Importe einzusparen. Bei der Süswasser-Ökotoxizität organischer Substanzen war in der Original-Version das Szenario S05 günstiger als das Referenzszenario; dies kehrte sich bei der um die Nahrungsmittelverluste optimierten Version um, das heisst das Referenzszenario schnitt ganz leicht günstiger ab als das Szenario S05.

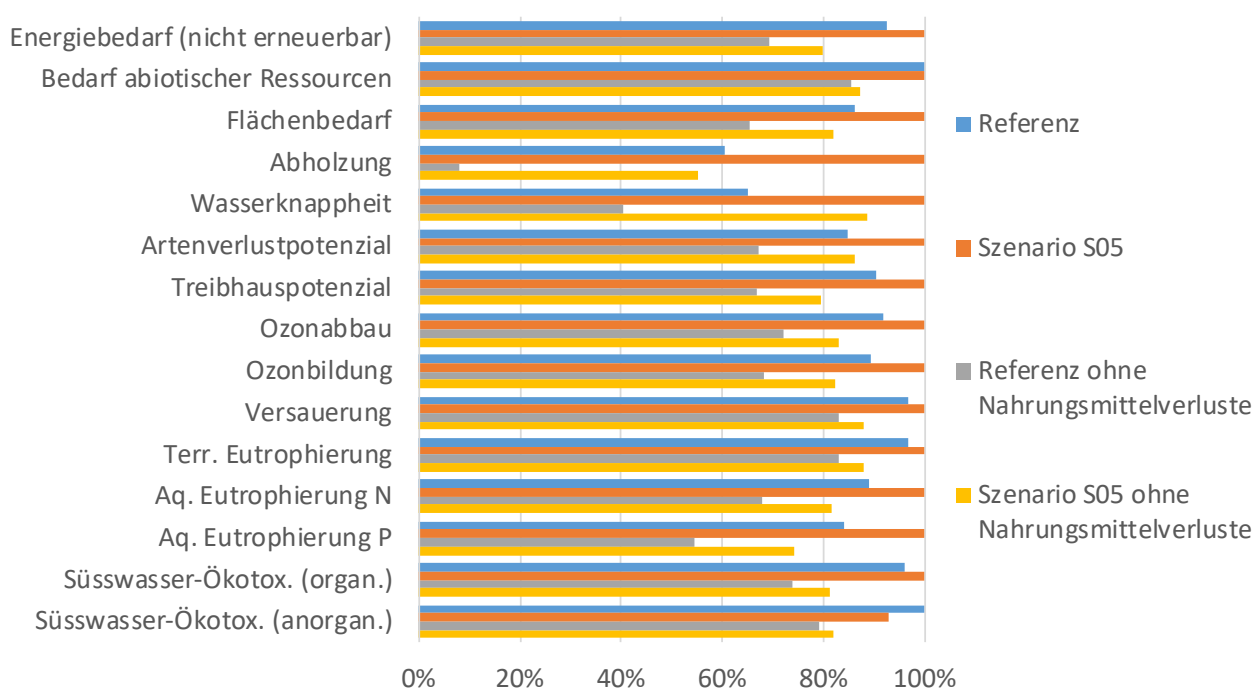


Abbildung 7: Umweltwirkungen des Referenzszenarios und des Szenarios S05 aus Bystricky et al. (2020) jeweils in der Originalversion und mit Optimierung durch eine Gutschrift bei Importen in der Höhe der in der Schweiz vermeidbaren Nahrungsmittelabfälle.

4 Diskussion

Es hat sich gezeigt, dass die Wahl der Herkunftsländer von Importen einen grossen Einfluss auf einige Umweltwirkungen des Agrar- und Ernährungssektors hat (Kap. 3.1). Hier decken sich die Ergebnisse aus der Literatur mit den eigenen Berechnungen in diesem Bericht. Bei pflanzlichen Produkten sind insbesondere geographische Gegebenheiten wie die Wasserverfügbarkeit und die Gefährdung der Artenvielfalt (besonders durch Landnutzungsänderungen) sowie die Gesetzgebung wichtig. Durch die Wahl anderer Herkunftsländer lässt sich dort also bei den untersuchten Umweltwirkungen eine Verbesserung in den beiden untersuchten Szenarien erzielen.

Bei Nahrungsmitteln tierischen Ursprungs spielt – mehr als bei pflanzlichen Produkten – das Produktionssystem eine wichtige Rolle (Bystricky et al., 2014), sodass die Wirksamkeit der Wahl der Import-Herkunftsländer weniger stark ist bzw. stark variiert. Welches Produktionssystem in einem Land dominiert, ist nicht so sehr durch geographische Gegebenheiten bestimmt und ist beispielsweise in bislang problematischen Ländern wie Brasilien stark im Wandel begriffen (van der Ven et al., 2018). Die Umweltwirkungen der einzelnen Produktionssysteme sind aber wiederum durch geographische Gegebenheiten bestimmt, und zwar unterschiedlich je nach Produktionssystem. Extensive, graslandbasierte Systeme haben einen höheren Flächenbedarf und damit ein höheres Artenverlustpotenzial. Sie haben auch – nicht geographisch bedingt – höhere Treibhausgas-Emissionen wegen der längeren Mastdauer oder geringeren Leistung der Tiere. Intensive, kraffutterbasierte Systeme haben (je nach Land) einen höheren Bewässerungsbedarf oder setzen ungünstige Pestizide ein und sind somit bezüglich Wasserknappheit und Süsswasser-Ökotoxizität ungünstiger zu bewerten. Durch die Wahl von Produkten mit generell höherer Ökoeffizienz aus anderen Ländern liess sich auch bezüglich tierischer Nahrungsmittel eine Verbesserung der Umweltwirkungen in den beiden untersuchten Szenarien erzielen.

Eine prioritäre und direkt wirkende Massnahme, um die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte zu reduzieren, ist das Vermeiden von Nahrungsmittelabfällen. Die Literaturanalyse (Kapitel 3.2.1) hat gezeigt, dass sich die Umweltwirkungen des Agrar- und Ernährungssektors dadurch reduzieren lassen. Diverse Studien zeigten, dass es bezüglich der Umweltbelastung effektiver ist, Nahrungsmittelverluste zu vermeiden als die Abfälle beispielsweise zu verwerten. Eine Reduktion der Verluste von Nahrungsmitteln tierischer Herkunft trägt dabei mehr zu der Reduktion der Umweltwirkungen bei als von pflanzlichen Nahrungsmitteln (Scherhauser et al., 2018; Jeswani et al., 2021). Beim Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten sollte der Fokus auf einzelne Wertschöpfungsstufen gelegt werden. Hier hat sich gezeigt, dass Nahrungsmittelverluste am Ende der Wertschöpfungskette aufgrund der Akkumulierung von Umweltwirkungen ein höheres Einsparpotenzial aufweisen als zu Beginn (Beretta et al., 2017; Scherhauser et al., 2018; Jeswani et al., 2021). Beretta et al. (2017) und Scherhauser et al. (2018) identifizierten die Konsumenten, welche am Ende der Kette stehen, als entscheidende Akteure in diesem Handlungsfeld. Die Erkenntnisse aus der Literatur fanden sich auch in den Analysen der beiden Szenarien für den Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte wieder. Deren Umweltwirkungen liessen sich durch das Vermeiden von Nahrungsmittelabfällen deutlich reduzieren (Kapitel 3.2.2).

Gemäss Jeswani et al. (2021) sollten Strategien zur Vermeidung von Verlusten aber nicht nur einzelne Akteure, sondern die gesamte Wertschöpfungskette betreffen. Falls Nahrungsmittelverluste nicht vermieden werden können, kommt als letzte Priorität die Abfallverwertung zum Zuge (Scherhauser et al., 2018; Tonini et al., 2018). Einsparungen von Umweltwirkungen der Abfallbehandlung betragen für die Schweiz jedoch nur rund 5 bis 10 % der gesamten Umweltwirkungen der Nahrungsmittelverluste (Beretta et al., 2017). Für Produkte mit hohen Brennwerten und Nährstoffgehalten (wie Getreide, Brot oder Milchprodukte) stellt hier die Verfütterung an Tiere die beste Option der Verwertung dar, da dadurch Kraffutter substituiert werden kann (Beretta et al., 2017). Dies kann sich günstig auf die Umweltbelastung eines Warenkorb an Nahrungsmitteln auswirken.

5 Schlussfolgerungen

Die Arbeiten für diesen Bericht haben die beiden Aspekte Wahl der Import-Herkunftsländer und Vermeidung von Nahrungsmittelverlusten als wichtige Hebel bestätigt, um die Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte zu senken. Es zeigt sich aber auch, dass die Wirksamkeit der beiden Hebel unterschiedlich ist:

- Die Wahl der Import-Herkunftsländer wirkt vor allem auf ausgewählte, standortabhängige Umweltwirkungen. Insbesondere sind die geographischen Gegebenheiten, wie z.B. die Wasserverfügbarkeit und die Gefährdung der Artenvielfalt, aber auch die Gesetzgebung der jeweiligen Herkunftsländer wichtig; letztere entscheidet unter anderem über die Wahl der eingesetzten Pflanzenschutzmittel. Bei anderen Umweltwirkungen bzw. bei Produkten, deren Wirkung stark vom Produktionssystem abhängt, ist die Wirksamkeit dieses Hebels weniger hoch und variiert stark. Dies trifft besonders auf Nahrungsmittel tierischen Ursprungs zu, bei denen das Produktionssystem bzw. die Produktionsintensität eine wichtige Rolle spielt. Welche Art der Produktion in einem Land dominiert, ist nicht nur durch geographische Gegebenheiten bestimmt und kann sich mit der Zeit ändern.
- Das Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten ist eine prioritäre und pauschal wirkende Massnahme. Sie reduziert alle Umweltwirkungen des Schweizer Warenkorb landwirtschaftlicher Produkte ohne unerwünschte Nebenwirkungen. Das Vermeiden von Nahrungsmittelverlusten tierischen Ursprungs reduziert die Umweltwirkungen stärker als bei pflanzlichen Nahrungsmitteln. Ausserdem hat sich gezeigt, dass Nahrungsmittelverluste am Ende der Wertschöpfungskette ein höheres Einsparpotenzial aufweisen als zu Beginn, weil sich die Umweltwirkungen entlang der Kette akkumulieren.

Ein Anstieg von Nahrungsmittelimporten, zum Beispiel aufgrund einer Reduktion der inländischen Produktion, würde aber auch mit diesen Hebeln zu einer Verschlechterung bei den meisten der untersuchten Umweltwirkungen führen.

Forschungsbedarf bleibt bestehen, beispielsweise bezüglich der Frage, welche theoretisch vermeidbaren Nahrungsmittelverluste in der Realität tatsächlich umsetzbar sind und als realistische Zielgrösse ins Auge gefasst werden können. Auch das Zusammenspiel der beiden Hebel Import-Herkunftsländer und Nahrungsmittelverluste wurde nicht untersucht. Ebenso bleibt weiterhin die Frage zu beantworten, wie sich die übrigen bereits in Bystricky et al. (2020) genannten Hebel auf die Umweltwirkungen der Schweizer Ernährung auswirken würden, also Massnahmen zur Erhöhung der Ökoeffizienz im Inland, das Setzen von Standards in den aktuellen Import-Herkunftsländern oder eine Änderung des Ernährungsverhaltens mit Verzicht auf besonders umweltbelastende Produkte.

6 Literaturverzeichnis

- Achten W. M. J. & Van Acker K., 2016. EU-Average Impacts of Wheat Production: A Meta-Analysis of Life Cycle Assessments. *Journal of Industrial Ecology* **20** (1), 132-144.
- Alig M., Grandl F., Mieleitner J., Nemecek T. & Gaillard G. 2012: Ökologische Bewertung von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART), 151.
- Beretta C., Stucki M. & Hellweg S., 2017. Environmental Impacts and Hotspots of Food Losses: Value Chain Analysis of Swiss Food Consumption. *Environmental Science & Technology* **51** (19), 11165-11173.
- Bernstad Saraiva Schott A. & Andersson T., 2015. Food waste minimization from a life-cycle perspective. *Journal of Environmental Management* **147**, 219-226.
- Boulay A.-M., Bare J., Benini L., Berger M., Lathuillière M. J., Manzardo A., Margni M., Motoshita M., Núñez M., Pastor A. V., Ridoutt B., Oki T., Worbe S. & Pfister S., 2018. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment* **23** (2), 368-378.
- Bystricky M., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G., 2014. Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. *Agroscope Science* **2**, 176.
- Bystricky M., Nemecek T. & Gaillard G., 2017. Gesamt-Umweltwirkungen als Folge von Gewässerschutzmassnahmen im Schweizer Agrarsektor. *Agroscope Science* **50**, 67.
- Bystricky M., Nemecek T., Krause S. & Gaillard G., 2020. Potenzielle Umweltfolgen einer Umsetzung der Trinkwasserinitiative. *Agroscope Science* **99**, 221.
- Castanheira É. G. & Freire F., 2013. Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. *Journal of Cleaner Production* **54**, 49-60.
- Chaudhary A. & Brooks T. M., 2018. Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science & Technology* **52** (9), 5094-5104.
- Clark M. A., Springmann M., Hill J. & Tilman D., 2019. Multiple health and environmental impacts of foods. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **116** (46), 23357.
- Dalin C. & Rodríguez-Iturbe I., 2016. Environmental impacts of food trade via resource use and greenhouse gas emissions. *Environmental Research Letters* **11** (3).
- de Boer B. F., Rodrigues J. F. D. & Tukker A., 2019. Modeling reductions in the environmental footprints embodied in European Union's imports through source shifting. *Ecological Economics* **164**, 106300.
- de Vries M., van Middelaar C. E. & de Boer I. J. M., 2015. Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* **178**, 279-288.
- Dekker S. E. M., de Boer I. J. M., van Krimpen M., Aarnink A. J. A. & Groot Koerkamp P. W. G., 2013. Effect of origin and composition of diet on ecological impact of the organic egg production chain. *Livestock Science* **151** (2), 271-283.
- ecoinvent Centre, 2018. ecoinvent Data – The Life Cycle Inventory Data V3.5. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- FAO, 2018. SDG 12.3.1: Global Food Loss Index. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 1-54.
- Gaillard G. & Nemecek T. 2009: Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. AgSAP Conference. Egmond aan Zee, the Netherlands, 134-135.
- Garcia-Herrero I., Hoehn D., Margallo M., Laso J., Bala A., Batlle-Bayer L., Fullana P., Vazquez-Rowe I., Gonzalez M. J., Durá M. J., Sarabia C., Abajas R., Amo-Setien F. J., Quiñones A., Irabien A. & Aldaco R., 2018. On the

- estimation of potential food waste reduction to support sustainable production and consumption policies. *Food Policy* **80**, 24-38.
- Gerbens-Leenes P. W., Mekonnen M. M. & Hoekstra A. Y., 2013. The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems. *Water Resources and Industry* **1-2**, 25-36.
- Goossens Y., Annaert B., De Tavernier J., Mathijs E., Keulemans W. & Geeraerd A., 2017. Life cycle assessment (LCA) for apple orchard production systems including low and high productive years in conventional, integrated and organic farms. *Agricultural Systems* **153**, 81-93.
- Guerci M., Knudsen M. T., Bava L., Zucali M., Schönbach P. & Kristensen T., 2013. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production* **54**, 133-141.
- Jeswani H. K., Figueroa-Torres G. & Azapagic A., 2021. The extent of food waste generation in the UK and its environmental impacts. *Sustainable Production and Consumption* **26**, 532-547.
- Keyes S., Tyedmers P. & Beazley K., 2015. Evaluating the environmental impacts of conventional and organic apple production in Nova Scotia, Canada, through life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* **104**, 40-51.
- Koch P. & Salou T., 2016. AGRIBALYSE®: METHODOLOGY. ADEME, Angers (France), 1-333.
- Leinonen I., Williams A. G., Wiseman J., Guy J. & Kyriazakis I., 2012a. Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Broiler production systems. *Poultry Science* **91** (1), 8-25.
- Leinonen I., Williams A. G., Wiseman J., Guy J. & Kyriazakis I., 2012b. Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Egg production systems. *Poultry Science* **91** (1), 26-40.
- Longo S., Mistretta M., Guarino F. & Cellura M., 2017. Life Cycle Assessment of organic and conventional apple supply chains in the North of Italy. *Journal of Cleaner Production* **140**, 654-663.
- Martinez-Sanchez V., Tonini D., Møller F. & Astrup T. F., 2016. Life-Cycle Costing of Food Waste Management in Denmark: Importance of Indirect Effects. *Environmental Science & Technology* **50** (8), 4513-4523.
- McAuliffe G. A., Chapman D. V. & Sage C. L., 2016. A thematic review of life cycle assessment (LCA) applied to pig production. *Environmental Impact Assessment Review* **56**, 12-22.
- Meier M. S., Stoessel F., Jungbluth N., Juraske R., Schader C. & Stolze M., 2015. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management* **149**, 193-208.
- Milà i Canals L., Burnip G. M. & Cowell S. J., 2006. Evaluation of the environmental impacts of apple production using Life Cycle Assessment (LCA): Case study in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **114** (2), 226-238.
- Naderi S., Ghasemi Nejad Raini M. & Taki M., 2020. Measuring the energy and environmental indices for apple (production and storage) by life cycle assessment (case study: Semirom county, Isfahan, Iran). *Environmental and Sustainability Indicators* **6**, 100034.
- Nemecek T., Weiler K., Plassmann K. & Schnetzer J., 2011. Geographical extrapolation of environmental impact of crops by the MEXALCA method. Agroscope, Reckenholz-Tänikon, Zürich, Unilever-ART project no. CH-2009-0362 "Carbon and Water Data for Bio-based Ingredients": final report of phase 2: Application of the Method and Results.
- Nemecek T., Bengoa X., Lansche J., Mouron P., Riedener E., Rossi V. & Humbert S., 2015. World Food LCA Database: Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Quantis, Lausanne und Agroscope, Zürich.
- Oldfield T. L., White E. & Holden N. M., 2016. An environmental analysis of options for utilising wasted food and food residue. *Journal of Environmental Management* **183**, 826-835.

- Pelletier N., 2017. Life cycle assessment of Canadian egg products, with differentiation by hen housing system type. *Journal of Cleaner Production* **152**, 167-180.
- Pfister S., Bayer P., Koehler A. & Hellweg S., 2011. Environmental Impacts of Water Use in Global Crop Production: Hotspots and Trade-Offs with Land Use. *Environmental Science & Technology* **45** (13), 5761-5768.
- Read Q. D., Brown S., Cuéllar A. D., Finn S. M., Gephart J. A., Marston L. T., Meyer E., Weitz K. A. & Muth M. K., 2020. Assessing the environmental impacts of halving food loss and waste along the food supply chain. *Science of The Total Environment* **712**, 136255.
- Scherhauer S., Moates G., Hartikainen H., Waldron K. & Obersteiner G., 2018. Environmental impacts of food waste in Europe. *Waste Management* **77**, 98-113.
- Schmidt A., Mack G., Möhring A., Mann S. & El Benni N., 2019. Folgenabschätzung Trinkwasserinitiative: ökonomische und agrarstrukturelle Wirkungen. *Agroscope Science* **83**, 1-146.
- Tonini D., Albizzati P. F. & Astrup T. F., 2018. Environmental impacts of food waste: Learnings and challenges from a case study on UK. *Waste Management* **76**, 744-766.
- Tuomisto H. L., Hodge I. D., Riordan P. & Macdonald D. W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* **112**, 309-320.
- Vale P., Gibbs H., Vale R., Christie M., Florence E., Munger J. & Sabaini D., 2019. The Expansion of Intensive Beef Farming to the Brazilian Amazon. *Global Environmental Change* **57**, 101922.
- van der Ven H., Rothacker C. & Cashore B., 2018. Do eco-labels prevent deforestation? Lessons from non-state market driven governance in the soy, palm oil, and cocoa sectors. *Global Environmental Change* **52**, 141-151.
- Venkat K., 2012. Comparison of Twelve Organic and Conventional Farming Systems: A Life Cycle Greenhouse Gas Emissions Perspective. *Journal of Sustainable Agriculture* **36** (6), 620-649.
- Wakeland W., Cholette S. & Venkat K., 2012. Food transportation issues and reducing carbon footprint. In: *Green Technologies in Food Production and Processing*. (Eds. Boye J. I. & Arcand Y.), Springer US, Boston, MA, 211-236.
- Webb J., Williams A. G., Hope E., Evans D. & Moorhouse E., 2013. Do foods imported into the UK have a greater environmental impact than the same foods produced within the UK? *The International Journal of Life Cycle Assessment* **18** (7), 1325-1343.
- Weber C. L. & Matthews H. S., 2008. Food-Miles and the Relative Climate Impacts of Food Choices in the United States. *Environmental Science & Technology* **42** (10), 3508-3513.
- Weidema B., Bauer C., Hischier R., Mutel C., Nemecek T., Reinhard J., Vadenbo C. & Wernet G., 2013. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. ecoinvent Centre, St. Gallen, 1-169.
- Wiedemann S. G. & McGahan E. J., 2011. Environmental Assessment of an Egg Production Supply Chain using Life Cycle Assessment. **IFS091A**, Australian Egg Corporation Limited, North Sydney, Australia, 69.
- Zgola M., Reinhard J., Liao X., Simonnin G., Gmuender S., Dettling J., Benoit Norris C., Parent J. & Couture J.-M., 2016. Update of Soybean Life Cycle Analysis. Quantis, New Earth and Groupe AGÉCO, 1-144.
- Zhu Z., Jia Z., Peng L., Chen Q., He L., Jiang Y. & Ge S., 2018. Life cycle assessment of conventional and organic apple production systems in China. *Journal of Cleaner Production* **201**, 156-168.
- Zimmermann A., Nemecek T. & Waldvogel T., 2017. Umwelt- und ressourcenschonende Ernährung: Detaillierte Analyse für die Schweiz. *Agroscope Science* **55**, 170.
- Zortea R. B., Maciel V. G. & Passuello A., 2018. Sustainability assessment of soybean production in Southern Brazil: A life cycle approach. *Sustainable Production and Consumption* **13**, 102-112.

7 Anhang

Tabelle 2: Herkunftsländer der günstigsten Alternativ-Inventare für die in Bystricky et al. (2020) verwendeten Ökoinventare.

Umweltwirkung	Produkt	Herkunftsland verwendet in Bystricky et al. (2020)	Herkunftsland des günstigsten Ökoinventars aus allen verwendeten Datenbanken
Artenverlustpotenzial	Sojaöl und -schrot	Brasilien	Kanada
	Rindfleisch	Brasilien, Uruguay	Deutschland
Wasserknappheit	Maiskörner	Frankreich	Spanien (Anbau ohne Bewässerung)
	Maiskleber	China	Österreich
	Schweinefleisch	Italien, Spanien	Dänemark
Süsswasser-Ökotoxizität organischer Substanzen	Sojaöl und -schrot	Brasilien	USA
	Kernobst	Chile, Neuseeland, Südafrika	Frankreich, Argentinien
Treibhauspotenzial	Milch	Frankreich	Frankreich
	Rindfleisch	Deutschland, Europa andere, Uruguay	Deutschland

Tabelle 3: Charakterisierungsfaktoren für das Artenverlustpotenzial der Landnutzung (Chaudhary und Brooks, 2018; 245 Länder) und die Wasserknappheit in der Methode AWARE (Boulay et al., 2018; 210 Länder).

	Artenverlustpotenzial						Wasser- knappheit
	Grasland extensiv	Grasland mittel	Grasland intensiv	Ackerland extensiv	Ackerland mittel	Ackerland intensiv	
Minimalwert	0	0	0	0	0	0	0
1. Quartil	$2,62 \cdot 10^{-2}$	$2,89 \cdot 10^{-14}$	$3,17 \cdot 10^{-14}$	$2,46 \cdot 10^{-14}$	$2,83 \cdot 10^{-14}$	$2,89 \cdot 10^{-14}$	2,02
Median (2. Quartil)	$1,51 \cdot 10^{-13}$	$1,64 \cdot 10^{-13}$	$1,68 \cdot 10^{-13}$	$1,47 \cdot 10^{-13}$	$1,62 \cdot 10^{-13}$	$1,64 \cdot 10^{-13}$	9,71
3. Quartil	$1,12 \cdot 10^{-12}$	$1,24 \cdot 10^{-12}$	$1,28 \cdot 10^{-12}$	$1,15 \cdot 10^{-12}$	$1,21 \cdot 10^{-12}$	$1,22 \cdot 10^{-12}$	$4,15 \cdot 10^1$
Maximalwert	$1,27 \cdot 10^{-10}$	$1,62 \cdot 10^{-10}$	$1,92 \cdot 10^{-10}$	$1,51 \cdot 10^{-10}$	$1,89 \cdot 10^{-10}$	$1,96 \cdot 10^{-10}$	$9,60 \cdot 10^1$
Mittelwert	$3,47 \cdot 10^{-12}$	$3,93 \cdot 10^{-12}$	$4,33 \cdot 10^{-12}$	$3,71 \cdot 10^{-12}$	$4,27 \cdot 10^{-12}$	$4,37 \cdot 10^{-12}$	$2,31 \cdot 10^1$
Schweiz	$5,06 \cdot 10^{-14}$	$5,72 \cdot 10^{-14}$	$6,32 \cdot 10^{-14}$	$5,22 \cdot 10^{-14}$	$6,04 \cdot 10^{-14}$	$6,18 \cdot 10^{-14}$	$9,65 \cdot 10^1$

Tabelle 4: Abweichung des Szenarios S05 von der Referenz in allen Optimierungs-Varianten für alle Umweltwirkungen (Optimierung der Import-Herkunftsländer).

Umweltwirkung	Original	Optimiert nach Ökotoxizität	Optimiert nach Artenverlustpotenzial	Optimiert nach Wasserknappheit
Energiebedarf (nicht erneuerbar)	8 %	8 %	9 %	7 %
Bedarf abiotischer Ressourcen	0 %	0 %	0 %	-1 %
Flächenbedarf	16 %	15 %	10 %	12 %
Abholzung	66 %	70 %	49 %	65 %
Wasserknappheit	54 %	51 %	52 %	55 %
Artenverlustpotenzial	18 %	19 %	12 %	13 %
Treibhauspotenzial	11 %	11 %	10 %	8 %
Ozonabbau	9 %	9 %	7 %	7 %
Ozonbildung	12 %	12 %	11 %	11 %
Versauerung	3 %	3 %	3 %	2 %
Terr. Eutrophierung	3 %	3 %	3 %	2 %
Aq. Eutrophierung N	12 %	14 %	10 %	10 %
Aq. Eutrophierung P	19 %	23 %	10 %	12 %
Süßwasser-Ökotoxizität (organisch)	4 %	4 %	5 %	3 %
Süßwasser-Ökotoxizität (anorganisch)	-7 %	-16 %	-5 %	-7 %

Tabelle 5: Nahrungsmittelverluste des Schweizer Nahrungsmittelkonsums für 33 Nahrungsmittelgruppen entlang aller Stufen der Wertschöpfungskette (nach Beretta et al., 2017). Nahrungsmittelverluste sind jeweils in Tonnen pro Jahr sowie als prozentuale Reduktion aller Verluste der Nahrungsmittelgruppe angegeben.

Unit	Agricultural production		Trade		Processing		Food service		Retail		Households		Total	
	t/year	%	t/year	%	t/year	%	t/year	%	t/year	%	t/year	%	t/year	%
All food categories	638 638	9.18 %	115 496	1.66 %	643 324	9.25 %	113 686	1.63 %	152 636	2.19 %	920 470	13.23 %	2 584 250	37.15 %
Table apples	0	0.00 %	427	0.32 %	0	0.00 %	4 313	3.23 %	3 674	2.75 %	41 590	31.16 %	50 003	37.46 %
Apple juice	0	0.00 %	0	0.00 %	0	0.00 %	330	0.52 %	572	0.89 %	3 756	5.87 %	4 657	7.28 %
Other fresh table fruits	0	0.00 %	260	0.35 %	0	0.00 %	1 742	2.34 %	4 071	5.47 %	27 731	37.23 %	33 804	45.39 %
Other fresh fruit juices	0	0.00 %	0	0.00 %	0	0.00 %	315	2.06 %	105	0.69 %	901	5.88 %	1 322	8.63 %
Berries	8 084	13.39 %	163	0.27 %	0	0.00 %	1 967	3.26 %	3 558	5.89 %	11 250	18.64 %	25 023	41.45 %
Exotic and citrus table fruits	79 138	21.02 %	1 105	0.29 %	0	0.00 %	6 854	1.82 %	16 812	4.46 %	70 786	18.80 %	174 695	46.39 %
Exotic and citrus fruit juices	29 390	23.85 %	0	0.00 %	0	0.00 %	477	0.39 %	645	0.52 %	5 520	4.48 %	36 031	29.23 %
Canned fruits	0	0.00 %	0	0.00 %	0	0.00 %	124	1.75 %	24	0.34 %	945	13.34 %	1 094	15.44 %
Potatoes	103 623	20.66 %	50 370	10.04 %	16 731	3.34 %	7 392	1.47 %	8 957	1.79 %	48 409	9.65 %	235 482	46.94 %
Fresh vegetables	266 577	30.51 %	25 512	2.92 %	0	0.00 %	18 606	2.13 %	55 728	6.38 %	196 396	22.48 %	562 819	64.42 %
Legumes	5 130	17.26 %	274	0.92 %	0	0.00 %	698	2.35 %	1 558	5.24 %	6 955	23.40 %	14 615	49.17 %
Other storable vegetables	27 034	17.06 %	19 464	12.28 %	0	0.00 %	3 134	1.98 %	7 174	4.53 %	32 048	20.22 %	88 855	56.07 %
Processed vegetables	10 478	13.93 %	395	0.53 %	11 162	14.84 %	2 333	3.10 %	60	0.08 %	5 185	6.89 %	29 614	39.36 %
Bread and pastries	0	0.00 %	0	0.00 %	172 343	28.72 %	15 654	2.61 %	15 971	2.66 %	135 114	22.51 %	339 083	56.50 %
Pasta	0	0.00 %	0	0.00 %	68 164	36.71 %	7 016	3.78 %	727	0.39 %	31 574	17.01 %	107 481	57.89 %
Rice	0	0.00 %	0	0.00 %	4 866	9.66 %	2 727	5.41 %	125	0.25 %	12 304	24.43 %	20 021	39.76 %
Maize	0	0.00 %	0	0.00 %	0	0.00 %	1 117	6.53 %	52	0.30 %	2 695	15.76 %	3 864	22.60 %
Sugar	0	0.00 %	8 042	2.30 %	0	0.00 %	5 311	1.52 %	9 345	2.67 %	33 479	9.56 %	56 176	16.05 %
Vegetal oils and fats	33 168	16.79 %	2 995	1.52 %	27 383	13.86 %	2 729	1.38 %	933	0.47 %	17 823	9.02 %	85 031	43.05 %
Nuts, seeds, oleiferous fruits	11 177	18.22 %	1 006	1.64 %	4 979	8.11 %	971	1.58 %	616	1.00 %	5 828	9.50 %	24 577	40.05 %
Milk, other dairy	4 018	0.51 %	0	0.00 %	0	0.00 %	6 507	0.82 %	5 951	0.75 %	59 564	7.53 %	76 039	9.61 %
Meat co-product from milk	0	0.00 %	41	0.76 %	146	2.71 %	116	2.16 %	84	1.56 %	549	10.20 %	935	17.39 %
Cheese, whey	6 236	0.97 %	0	0.00 %	252 491	39.35 %	4 478	0.70 %	4 374	0.68 %	46 626	7.27 %	314 205	48.97 %
Meat co-product from cheese	0	0.00 %	64	0.76 %	226	2.71 %	183	2.19 %	130	1.56 %	852	10.20 %	1 454	17.42 %
Butter, buttermilk, skimmed milk	4 668	0.51 %	0	0.00 %	71 512	7.78 %	6 981	0.76 %	2 608	0.28 %	57 009	6.20 %	142 778	15.53 %
Meat co-product from butter	0	0.00 %	48	0.76 %	169	2.71 %	137	2.19 %	97	1.56 %	637	10.20 %	1 088	17.42 %
Eggs without co-product poultry	275	0.42 %	0	0.00 %	0	0.00 %	913	1.39 %	1 157	1.77 %	6 320	9.65 %	8 663	13.23 %
Meat from laying hens	1 495	37.56 %	24	0.61 %	87	2.18 %	66	1.65 %	32	0.80 %	353	8.87 %	2 056	51.66 %
Pork	6 958	3.46 %	1 484	0.74 %	5 263	2.62 %	3 126	1.55 %	2 611	1.30 %	28 052	13.94 %	47 493	23.61 %
Poultry	0	0.00 %	569	0.98 %	2 019	3.48 %	1 528	2.64 %	843	1.45 %	8 220	14.18 %	13 180	22.73 %
Beef, horse, veal	0	0.00 %	810	0.76 %	2 871	2.71 %	3 202	3.02 %	1 799	1.70 %	10 795	10.19 %	19 476	18.38 %
Fish, shellfish	36 171	38.20 %	336	0.35 %	2 005	2.12 %	1 640	1.73 %	1 942	2.05 %	6 930	7.32 %	49 024	51.78 %
Cocoa, coffee, tea	5 020	5.11 %	2 109	2.15 %	904	0.92 %	1 001	1.02 %	303	0.31 %	4 274	4.35 %	13 610	13.85 %