



Krisensichere Ernährung

Bewertung ausgewählter eiweißreicher Lebensmittel hinsichtlich Risiken oder Potenziale einer nachhaltigen Ernährungssicherheit in Österreich



Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich

Georg Zamecnik, Thomas Lindenthal, Theres Rathmanner, Elisabeth Himmelfreundpointner

Wien, April 2023

Impressum

Auftraggeber

Mutter Erde „Umweltinitiative Wir für die Welt“

Hugo-Portisch-Gasse 1

1136 Wien“

Auftragnehmer

Forschungsinstitut für Biologischen Landbau (FiBL Österreich)

Doblhoffgasse 7/10

A-1010 Wien

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
Einleitung.....	6
1.1 Ökologische Risiken für die nationale und globale Ernährungssicherheit	8
1.1.1 Klimakrise	8
1.1.2 Limitierte verfügbare Ackerfläche	8
1.1.3 Abhängigkeit der Lebensmittelproduktion von fossiler Energie	9
1.1.4 Biodiversitätskrise.....	9
1.2 Abhängigkeit von Importen als Risiko für die nationale Ernährungssicherheit und -souveränität	10
1.2.1 Abhängigkeit von Düngemitteln (fossile Energie)	11
1.2.2 Futtermittel	12
1.2.3 Abhängigkeit von Pestiziden.....	12
1.2.4 Abhängigkeit von Genetik/Saatgut.....	13
1.3 Die Bedeutung der Resilienz für die Ernährungssicherheit.....	14
1.4 Fazit Einleitung	14
2. Forschungsgegenstand / Ziele.....	15
2.1 Forschungsgegenstand - Besondere Rolle von Eiweiß	15
2.2 Forschungsfragen & Ziele der Studie	16
2.3 Untersuchungsrahmen, Funktionelle Einheit, Allokation	18
2.3.1 Untersuchungsrahmen	18
2.3.2 Funktionelle Einheit	19
2.3.3 Allokation.....	21
3. Methodische Vorgehensweise.....	22
3.1 Ökologische Bewertung	22
3.2 Bewertung der Importabhängigkeit.....	24
3.3 Aggregierung der Daten	25
3.3.1 Normalisierung	26
3.3.2 Gewichtung	27
3.3.3 Aggregierung	28
4. Ergebnisse	28
4.1 Teil-Ergebnis I: Ökologische Bewertung	28
4.2 Teil-Ergebnis II: Bewertung der Importabhängigkeit der betrachteten Lebensmittel	32
4.3 Gesamt-Ergebnis I: Aktuell	35
4.4 Gesamt-Ergebnis II: Zukunftspotenzial	37

5. Diskussion	43
5.1 Besondere Rolle von extensiver Rinderhaltung in Ö für die Ernährungssicherung	44
5.2 Hülsenfrüchte - Schlummerndes Potenzial.....	46
5.3 Rolle des Ernährungsstils / des Ernährungsverhaltens im Kontext der Ernährungssicherung	48
5.4 Intensivierung in der Landwirtschaft als konventionelle Strategie zur Ernährungssicherung und ihre gravierenden Probleme	49
5.5 Potenzielle Quellen für eine krisensichere Proteinerzeugung in der Zukunft .	51
5.5.1 Algen	51
5.5.2 Insekten	53
5.5.3 Fisch (Aquakultur).....	54
5.6 Limitationen der Studie	55
6. Handlungsempfehlungen.....	56
6.1 Übergeordnete zentrale Handlungsempfehlungen.....	56
6.2 Spezifische Handlungsempfehlung für ausgewählte untersuchte Lebensmittel	59
7. Literatur.....	60
8. Anhang	71

Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: ERGEBNISSE DER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG DER LEBENSMITTEL [DIMENSIONSLOS]	30
ABBILDUNG 2: KATEGORISCHE UNTERSCHIEDE BEI DER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG IM MITTEL, REDUKTIONSPOTENZIALE IN %.....	31
ABBILDUNG 3: ERGEBNISSE DER BEWERTUNG DER IMPORTABHÄNGIGKEIT DER LEBENSMITTEL [DIMENSIONSLOS]	33
ABBILDUNG 4: KATEGORISCHE UNTERSCHIEDE BEI DER BEWERTUNG DER IMPORTABHÄNGIGKEIT IM MITTEL, REDUKTIONSPOTENZIALE IN %.....	35
ABBILDUNG 5: GESAMTERGEBNIS I (AKTUELL): KOMBINATION DER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG UND DER BEWERTUNG DER IMPORTABHÄNGIGKEIT DURCH EINTEILUNG IN SEKTOREN. 1. SEKTOR = BIS 50% QUANTIL, 2. SEKTOR = BIS 75% QUANTIL, 3. SEKTOR = BIS 100% QUANTIL.	36
ABBILDUNG 6: GESAMTERGEBNIS II (ZUKUNFTSPOTENZIAL): KOMBINATION DER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG UND DER BEWERTUNG DER IMPORTABHÄNGIGKEIT DURCH EINTEILUNG IN SEKTOREN. 1. SEKTOR = BIS 50% QUANTIL, 2. SEKTOR = BIS 75% QUANTIL, 3. SEKTOR = BIS 100% QUANTIL. AN.....	38
ABBILDUNG 7: GESAMTERGEBNIS II (ZUKUNFTSPOTENZIALE): KATEGORISCHE UNTERSCHIEDE DER KOMBINIERTEN BEWERTUNG IM MITTEL. PROZENTUALE DIFFERENZ DER GRUPPIERTEN LEBENSMITTEL IN ABHÄNGIGKEIT VOM HÖCHSTWERT (=WIEDERKÄUER, KONV.) IN %.....	41
ABBILDUNG 8: GESAMTERGEBNIS II (ZUKUNFTSPOTENZIALE): KATEGORISCHE UNTERSCHIEDE DER KOMBINIERTEN BEWERTUNG IM MITTEL. PROZENTUALE DIFFERENZ ZWISCHEN PFLANZLICHEN UND TIERISCHEN LEBENSMITTELN, BIOLOGISCHER UND KONVENTIONELLER PRODUKTIONSWEISE, JEWEILS I	42

Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: AUSGEWÄHLTE EIWEIßREICHE LEBENSMITTEL, TYPISCHE AUSPRÄGUNG UND HERKUNFT. FÜR DIESE STUDIE AUSGEWÄHLTE LEBENSMITTEL, DIE IN DIE BEWERTUNG EINBEZOGEN WURDEN. «KONV.» = AUS KONVENTIONELLER LANDWIRTSCHAFT; «BIO» = AUS BIOLOGISCHER LANDWIRTSCHAFT.....	18
TABELLE 2: PROTEINGEHALT DER AUSGESUCHTEN LEBENSMITTEL IN G / KG	19
TABELLE 3: DIAAS-KORRIGIERTER PROTEINGEHALT DER AUSGESUCHTEN LEBENSMITTEL IN G / KG	21
TABELLE 4: FUTTERUMWANDLUNGSRATEN (FCR) DER UNTERSUCHTEN TIERISCHEN PROTEINQUELLEN	23
TABELLE 5: ERGEBNISSE DER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG DER LEBENSMITTEL [DIMENSIONSLOS]	29
TABELLE 6: KATEGORISCHE UNTERSCHIEDE BEI DER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG, PROZENTUALE ABWEICHUNG IN %	30
TABELLE 7: ERGEBNISSE DER BEWERTUNG DER IMPORTABHÄNGIGKEIT DER LEBENSMITTEL [DIMENSIONSLOS]	33
TABELLE 8: KATEGORISCHE UNTERSCHIEDE BEI DER BEWERTUNG DER IMPORTABHÄNGIGKEIT, PROZENTUALE ABWEICHUNG IN %	34
TABELLE 9: GESAMTERGEBNIS: EINTEILUNG DER LEBENSMITTEL IN SEKTOREN. 1. SEKTOR = BIS 50% QUANTIL, 2. SEKTOR = BIS 75% QUANTIL, 3. SEKTOR = BIS 100% QUANTIL	37
TABELLE 10: GESAMTERGEBNIS II (ZUKUNFTSPOTENZIAL): EINTEILUNG DER LEBENSMITTEL IN SEKTOREN. 1. SEKTOR = BIS 50% QUANTIL, 2. SEKTOR = BIS 75% QUANTIL, 3. SEKTOR = BIS 100% QUANTIL.....	40
TABELLE 11: WERTE DER ÖKOLOGISCHEN TEILINDIKATOREN (AKTUELL) PER KG LEBENSMITTEL. EIGENE BERECHNUNG.	71
TABELLE 12 : WERTE DER ÖKOLOGISCHEN TEILINDIKATOREN (ZUKUNFTSSZENARIO, HEIMISCHER ANBAU) PER KG LEBENSMITTEL. EIGENE BERECHNUNG.....	72
TABELLE 13: WERTE DER TEILINDIKATOREN VON IMPORTABHÄNGIGKEIT (ZUKUNFTSSZENARIO, HEIMISCHER ANBAU) PER KG LEBENSMITTEL. EIGENE BERECHNUNG.....	74

Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden hinsichtlich der heimischen Eiweißversorgung vor allem zwei Aspekte einer aktuellen und zukünftigen Ernährungs- bzw. Krisensicherheit beleuchtet: Einerseits ausgewählte wichtige ökologischen Auswirkungen und der Verbrauch an natürlichen Ressourcen (Auswirkung auf den Klimawandel, Verbrauch an Ackerfläche, Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energien). Andererseits die Abhängigkeit von wichtigen importierten Betriebsmitteln (Düngemittel, Pestizide, Futtermittel), die zur Herstellung dieser Lebensmittel erforderlich sind. Negative ökologische Auswirkungen und Verbrauch natürlicher Ressourcen stehen im Zusammenhang mit der Funktionalität von Ökosystemen und Ökosystemdienstleistungen, verschärfen somit ökologische Krisen wie die Klimakrise oder die Biodiversitätskrise. Ein hoher Grad an Importabhängigkeit von internationalen (weit verzweigten) Wertschöpfungsketten trägt wiederum zu einer erhöhten systemischen Krisenanfälligkeit im Fall von politischen oder ökonomischen Ausnahmesituationen (Covid-19, Ukraine-Krieg) bei.

In dieser Studie wurden 25 eiweißreiche Lebensmittel hinsichtlich ihrer ausgewählten ökologischen Auswirkungen, sowie auch ihrer Importabhängigkeit von Betriebsmitteln untersucht. Es handelt sich um eine breite Palette aus tierischen (u.a. Schweine-, Geflügel-, Rindfleisch, Eier, Milchprodukte) und pflanzlichen (u.a. Hülsenfrüchte, Sojaerzeugnisse, Weizenerzeugnisse) Lebensmitteln (jeweils aus konventioneller als auch biologischer Produktionsform). Als funktionelle Einheit der Untersuchung wurde eine Einheit Protein festgelegt. Hierbei wurde auch die unterschiedliche Proteinqualität der Lebensmittel berücksichtigt. Ergebnisse wurden sowohl für die gegenwärtige Produktionssituation als auch für ein Zukunftsszenario (inländische Produktion von bestimmten Kulturarten) berechnet.

Durch Kombination der Ergebnisse beider untersuchter Aspekte (Ökologische Bewertung, Bewertung der Importabhängigkeit) sollten abschließend Aussagen über den Grad der heimischen Ernährungs- bzw. Krisensicherheit der untersuchten Lebensmittel-Gruppen und Produktionsformen – aktuell und vor allem in Zukunft - getroffen werden.

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass aktuell vor allem Lebensmittel auf Sojabasis (Sojamilch, Tofu) und Milchprodukte aus extensiver Weidehaltung pro Einheit Protein am ernährungs- bzw. krisensichersten einzuschätzen sind. Bei der Analyse der zukünftigen Potenziale (im Fall eines inländischen Anbaus), zeigten die Ergebnisse, dass neben Sojaerzeugnissen (biologisch als auch konventionell) vor allem biologisch produzierte Hülsenfrüchte als äußerst positiv für eine heimische ernährungs- bzw. krisensichere Eiweißversorgung einzustufen sind.

Dem gegenüber stehen Lebensmittel (Fleisch, Milch) aus konventionellen Rinder-Haltungssystemen, als auch Fleisch (bio und konv.) von Schweinen und Geflügel sowie Hühnereier, die alle hinsichtlich der in dieser Studie untersuchten Parameter - bei den gegenwärtig in Österreich vorherrschenden Produktionsformen - als negativ für die heimische Ernährungs- bzw. Krisensicherheit einzuschätzen sind.

Von den tierischen Proteinquellen (Fleisch, Milch) können lediglich jene aus biologischen Rinderhaltungssystemen, aufgrund ihrer (für tierische Systeme verhältnismäßig) geringen Importabhängigkeit und, pro Einheit Protein, relativ geringen ökologischen Auswirkungen der Milchprodukte, ein hinsichtlich der Krisensicherheit solides Ergebnis aufweisen.

Bei einem Vergleich der Produktionsformen - biologisch und konventionell - zeigen sich bei den hier untersuchten Lebensmitteln im Mittel um 43% bessere Werte der biologischen Produktionsweise. Ein Vergleich zwischen pflanzlichen und tierischen Produkten, ergibt im Mittel um 57% bessere Werte von pflanzlichen Produkten.

Einleitung

Die Herausforderungen bezüglich der globalen Versorgung mit Nahrungsmitteln (qualitativ und quantitativ), vor denen die Welt heute steht, erfordern dringendes Handeln. Das prognostizierte globale Bevölkerungswachstum, die fortschreitende Urbanisierung und Globalisierung, veränderte Lebensstile und Konsumgewohnheiten erhöhen den Druck auf die begrenzten natürlichen Ressourcen: Um die Weltbevölkerung im Jahr 2050 ernähren zu können, muss laut FAO die landwirtschaftliche Produktion um 50% gesteigert werden, wenn sich die Konsummuster nicht verändern (FAO, 2017). Bereits jetzt ist die landwirtschaftliche Produktion von Lebensmitteln ein großer Treiber von vielfältigen ökologischen Problemen im Zusammenhang mit Umwelt und Klima und beansprucht große Teile der globalen Boden- und Wasserressourcen (Wijerathna-Yapa et al., 2022). Die negativen ökologischen Auswirkungen der (konventionellen) Landwirtschaft und Nahrungsmittelproduktion – Degradation von Böden, Überdüngung von terrestrischen und aquatischen Systemen, Verlust der Artenvielfalt, Beitrag zum Klimawandel - sind in zahlreichen Studien belegt, u.a. im Weltagrarbericht 2009 (IAASTD, 2009), im Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), oder in der Abhandlung zur Erschöpfung der planetaren Grenzen/der Kapazitäten von Ökosystemen (Rockström et al., 2009).

Erschwerend kommt hinzu, dass die Menschheit aktuell mit multiplen Krisen (Klima, Ukraine, Energie, Covid-19,) konfrontiert ist – die u.a. direkt oder indirekt

die globale Ernährungssicherheit¹ über das prognostizierte Maß hinaus (siehe oben) gefährden. Die durch diese Krisen kurz- und langfristig verursachten Angebotsrückgänge (z.B. Getreide und Eiweiß-Futtermittel aus der Ukraine) haben in der öffentlichen Diskussion vielfach dazu geführt, dass drohenden Angebotsengpässen mit noch stärkerer Intensivierung und höherer Produktion begegnet werden soll. Im Zuge dessen könnten bereits vereinbarte Nachhaltigkeitsziele (Reduktion der Pestizidnutzung um 50% bis 2030 sowie Reduktion der Antibiotikanutzung und der Nährstoffüberschüsse um 50% bis 2050, Ausbau der biologisch bewirtschafteten Flächen auf 25% bis 2030) wieder beiseitegeschoben werden (Müller et al., 2022). Dies würde den Druck auf natürliche Ressourcen und Ökosysteme noch einmal erhöhen.

Gleichzeitig ist die heutige Landwirtschaft, und damit die Basis des globalen Ernährungssystems, nicht nur ein Verursacher von vielerlei ökologischen Problemen und Verbraucher von Rohstoffen, sondern auch in kritischer Weise abhängig von funktionierenden ökologischen Rahmenbedingungen, intakten Ökosystemen und natürlichen Ressourcen. Durch intensive Bewirtschaftung ausgelaugte Böden, vom Klimawandel befeuerte Extremwetterereignisse und durch Biodiversitätsverlust erhöhte Anfälligkeit für Schädlinge und Krankheiten (Heißenhuber et al., 2015) führen auf kurze Sicht zu Ertragsrückgängen – und können langfristig Gebiete für eine landwirtschaftliche Verwendung völlig unbrauchbar machen. Wichtige Zusammenhänge, relevante Risikofaktoren und Abhängigkeiten der Landwirtschaft von natürlichen Ressourcen und Ökosystemleistungen² sollen im folgenden Abschnitt kurz erläutert werden.

¹ Von Ernährungssicherheit spricht man, wenn alle Menschen jederzeit auf eine ausreichende, gesunde als auch nahrhafte Nahrung zugreifen können, die ihren Nährstoffbedarf deckt und den Essgewohnheiten entspricht. Um dies zu gewährleisten, müssen u.a. folgende Voraussetzungen erfüllt sein: Physische **Verfügbarkeit** (ausreichendes Angebot an Nahrungsmitteln), wirtschaftlicher und physischer **Zugang** (setzt ausreichendes Einkommen, stabile Märkte und erschwingliche Preise voraus), **Stabilität** in Bezug auf den Zugang zu Nahrungsmitteln (FAO, 1983).

² Die von der Natur erbrachten Ökosystemleistungen, wie fruchtbarer Boden, Trinkwasserverfügbarkeit, Schutz vor Naturgefahren und Krankheiten oder Erholung, sind von essenzieller Bedeutung für Lebensqualität und Gesundheit. Durch den Eingriff des Menschen wurden und werden bereits viele dieser Umweltleistungen beeinträchtigt (MEA, 2005).

1.1 Ökologische Risiken für die nationale und globale Ernährungssicherheit

1.1.1 Klimakrise

Die Klimakrise reduziert bereits heute die landwirtschaftliche Produktivität weltweit. Neben einer Vielzahl anderer negativer Auswirkungen, die die menschengemachte Klimakrise auf Mensch und Umwelt hat, gefährden bzw. reduzieren direkte Folgen wie z.B. Bodenerosion, Trockenheit, extreme Wetterereignisse, veränderte Niederschlagsregime und erhöhte Treibhausgas-Konzentrationen in der Atmosphäre entscheidend die Erträge der landwirtschaftlichen Produktion. Zugleich ist der Agrarsektor selbst ein bedeutender Verursacher von Treibhausgas-Emissionen (FAO, 2019). Etwa 21-37% der global emittierten Treibhausgase sind dem Ernährungssystem zuzuschreiben. 10-14% direkt bedingt durch die Landwirtschaft, 5-14% durch verursachte Landnutzung und Landänderung, 5-10% durch Verarbeitung, Handel und Konsum (Mbow et al., 2019).

1.1.2 Limitierte verfügbare Ackerfläche

Fruchtbare Ackerfläche, die zur Produktion menschlich verzehrbare Nahrung verwendet werden kann, ist eine stark limitierte Ressource, insbesondere vor dem Hintergrund der Weltbevölkerungsentwicklung, der nationalen und weltweiten Verluste an fruchtbarer Ackerfläche (Bodenversiegelung, Bodenerosion u.a.) und der zuvor beschriebenen Ertragsrückgänge durch den Klimawandel. Parallel dazu ist die Lebensmittelproduktion durch den hohen Anteil an tierischer Produktion sehr ineffizient. So benötigt die Produktion der Futtermittel für Nutztierhaltungssysteme aktuell mehr als 33% der global verfügbaren Ackerfläche (Steinfeld et al., 2006). Nutztiere treten damit vielfach in Nahrungsmittelkonkurrenz zum Menschen. Eine folgenlose Ausweitung der Ackerflächen ist nur bedingt möglich: Das meiste global vorhandene, (unbewaldete) fruchtbare Land wird bereits aktuell für Ackerbau genutzt (Wijerathna-Yapa et al., 2022). Somit wäre eine Flächenerweiterung zwangsläufig mit der Umwandlung von Naturräumen verbunden und daraus folgend mit weitreichenden Konsequenzen für Klima und Artenvielfalt. Vor dem Hintergrund einer stetig steigenden Weltbevölkerung, deren Bedarf bzw. Nachfrage nach Nahrungsmitteln tierischer Herkunft ebenfalls zunimmt, kommt der Frage nach einer effizienteren Nutzung von verfügbarem Ackerland im Hinblick auf eine nachhaltige Ernährungssicherheit somit große Bedeutung zu.

1.1.3 Abhängigkeit der Lebensmittelproduktion von fossiler Energie

Die globale Lebensmittelproduktion in ihrer derzeitigen Form ist in hohem Maß abhängig von fossilen Rohstoffen. Die Nutzung von fossilen Energieträgern in der Landwirtschaft hat seit der sogenannten "Grünen Revolution" in den letzten Jahrzehnten einen wichtigen Beitrag zur Ernährung der Welt geleistet, die Mechanisierung der Landwirtschaft gefördert, die Düngemittelproduktion angekurbelt sowie die Verarbeitung und den Transport von Lebensmitteln geprägt. Wenn jedoch situationsbedingt keine billigen fossilen Rohstoffe mehr zur Verfügung stehen, ist das globale Nahrungsmittelsystem in seiner aktuellen Form hochgradig vulnerabel (FAO, 2011). Das zeigte sich vor allem im Zuge der aktuellen politischen Situation:

Seit der zweiten Hälfte des Jahres 2022 sind die Energiepreise sowohl in der EU als auch weltweit sprunghaft angestiegen. Die Brennstoffpreise haben sich infolge der aktuellen politischen Situation im Zuge des Ukraine-Konflikts weiter erhöht, was eine instabile Situation der grundsätzlichen momentanen Energieversorgungssicherheit in der EU zur Folge hat. Gleichzeitig befinden wir uns als Gesellschaft in einer notwendigen Übergangsphase von einem fossilen zu einem erneuerbaren Energieregime (FAO, 2011), mit schwer abschätzbaren Auswirkungen auf Energie-Verfügbarkeit und -preispolitik. Hohe Energiepreise resultieren, abhängig vom jeweiligen Energieverbrauch, zwangsläufig auch in höheren Preisen in der Produktion von Nahrungsmitteln. Das kann dazu führen, dass Konsument:innen nicht mehr ausreichend wirtschaftlichen Zugang haben. Auch Produktionsrückgänge auf Erzeuger:innenseite (weil unrentabel) sind denkbar. Der Energieverbrauch der Produktion eines Nahrungsmittels ist somit ebenfalls als wichtiger Faktor hinsichtlich Ernährungssicherheit einzustufen.

1.1.4 Biodiversitätskrise

Biodiversität (Naturvielfalt) ist die Variabilität zwischen lebenden Organismen (sowohl innerhalb als auch zwischen Arten) und den Ökosystemen, zu denen sie gehören (FAO, 2019b). Bis 2010 sind bereits geschätzte 34% der globalen Biodiversität verloren gegangen. Konservative Annahmen gehen von einer Erhöhung dieses Prozentsatzes bis 2050 auf 38-46% aus (IPBES, 2019). Die Ursachen dafür sind vielfältig, vor allem aber gelten eine dünger- und pestizidintensive Landwirtschaft, der durch Landnutzungsänderungen bedingte Verlust von natürlichen Habitaten (oftmals landwirtschaftlich motiviert) und die Auswirkungen des Klimawandels als die primären Treiber (Pereira et al, 2010; IPBES, 2018).

Die biologische Vielfalt, als Grundlage von funktionaler Landwirtschaft und Nahrungsmittelproduktion, ist die Basis für viele andere Ökosystemleistungen

(wie Bestäubung, Ernährung, Schutz vor Schädlingen) und trägt zur Widerstandsfähigkeit gegenüber Schocks und Belastungen bei (FAO, 2019b). Landwirtschaftliche Praktiken wie Fruchtfolgen oder der Einsatz von Pestiziden und Düngemittel wiederum haben direkten Einfluss auf die Naturvielfalt im landwirtschaftlichen Produktionsgebiet (FAO, 2019b). Allein vom Gesichtspunkt einer funktionierenden Nahrungsmittelproduktion ist daher ein weiterer Verlust von globaler und lokaler Biodiversität kaum zu tolerieren. Die FAO (2018) schätzt allerdings, dass bei einem «business as usual» Szenario (gleichbleibendes Ernährungsverhalten, gleichbleibende landwirtschaftliche Produktionsformen) bis 2050 etwa 6-12% mehr Ackerfläche zur Nahrungsmittelproduktion benötigt werden, und somit der Verlust der Biodiversität noch beschleunigt werden würde.

Insbesondere durch die vier oben beschriebenen Risiken ist eine zukunftssichere/nachhaltige Versorgung mit Nahrungsmitteln in Gefahr. Der Anwendungsform der Landwirtschaft als auch dem Ernährungsstil kommt somit eine große Bedeutung zu.

1.2 Abhängigkeit von Importen als Risiko für die nationale Ernährungssicherheit und -souveränität

Die im letzten Abschnitt beschriebenen Abhängigkeiten/Risiken im Zusammenhang mit natürlichen Ressourcen oder Systemen sind vor allem globalen Ursprungs (Klima, Fläche, Energie, Biodiversität), auch wenn sie auf lokaler Ebenen unterschiedlich starke Ausprägungen haben können. Aber auch aus nationalstaatlicher Sicht gibt es Abhängigkeiten, an welche die aktuelle Nahrungsmittelproduktion geknüpft ist. Diese sind ressourcentechnischer und ökonomischer Herkunft und zu berücksichtigen, wenn man sich mit Fragen der österreichischen Ernährungssicherheit bzw. Ernährungssouveränität auseinandersetzt. Das grundsätzliche Risiko hat allerdings auch hier einen globalen Ursprung und zwar in der hochgradig industrialisierten und globalisierten Landwirtschaft.

Im Zuge des aktuellen Ukraine-Konflikts hat sich deutlich gezeigt, wie labil die vielfach globalisierten Wertschöpfungsketten im Bereich der landwirtschaftlichen Urproduktion der Lebensmittel sind. Gerade in der konventionellen Produktion sind die Erzeuger zu großen Teilen abhängig von internationalen Futtermittel- und Mineraldüngerimporten (Lindenthal & Schlatzer, 2020). Veränderungen des Marktes durch lokale und globale Verwerfungen können massive Preisschwankungen oder Lieferengpässe für diese Betriebsmittel zur Folge haben, und damit ein großes Risiko für die (heimische) Ernährungssicherheit/Versorgungssicherheit darstellen.

In Österreich müssen jährlich bis zu 75% Ölsaaten und Eiweißkulturen wie beispielsweise Soja, Raps, Erbsen oder Sonnenblumen importiert werden, um vor

allem Nutztieren zu versorgen. Bei Gemüse und Obst werden 46-73 % importiert (Kibala, 2022).

In der Theorie ist bei wichtigen Nahrungsmitteln eine hohe Selbstversorgung in Österreich gegeben. Das sollte allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass bei vielen Produktionsmitteln, die diese Selbstversorgung erst ermöglichen, eine hohe Auslandsabhängigkeit – von zum Teil politisch instabilen Ländern – gegeben ist. Am stärksten trifft dies auf Düngemittel und Energieträger zu, die einen entscheidenden Einfluss auf die Flächenerträge haben (Dachler, 2014).

1.2.1 Abhängigkeit von Düngemitteln (fossile Energie)

In der Landwirtschaft eingesetzte Dünger werden nach Nährstoffen in drei Gruppen eingeteilt: Stickstoff, Phosphor und Kali. Etwa 30% des EU-weiten Stickstoffbedarfs, 65% des Phosphats und 70% des Kaliums werden importiert (Müller et al., 2022). In Österreich wurden 2020/21 an den Standorten Linz und Pischelsdorf mineralische Stickstoff-Düngemittel hergestellt. Das Produktionsniveau lag laut Grünem Bericht (2022) bei 1,5 Millionen Tonnen, wovon allerdings ca. 80% wieder exportiert wurden. Trotz dieser großen Menge an heimisch produziertem Stickstoffdünger ist indirekt eine große Abhängigkeit gegeben: Für die Produktion von Stickstoffdünger sind große Mengen an fossilen Energieträgern erforderlich, bei denen in Österreich eine große grundsätzliche Importabhängigkeit besteht³. Die Produktion von mineralischem Stickstoffdünger basiert zur Gänze auf dem Haber-Bosch-Verfahren, für das Erdgas nötig ist. Dieses stammte in den letzten Jahren in der EU zu 40% aus Russland (vgl. Müller et al., 2022). Eine inländische Stickstoffdüngerproduktion macht daher nicht unabhängig, sondern verlagert die Abhängigkeiten nur (Müller et al., 2022). Somit ist vor allem die konventionelle Landwirtschaft in Krisenzeiten bzw. bei fossilen Energieengpässen äußerst anfällig. Da im Bereich der biologischen Landwirtschaft eine Anwendung von chemisch-synthetischen Düngemitteln per se nicht zugelassen ist (Bio EU Verordnung 848/2018), ist bei Bio-Lebensmittel bzw. im Biolandbau keine diesbezügliche Importabhängigkeit von fossilen Energieträgern gegeben.

Phosphat und Kali sind ebenfalls sehr relevante Nährstoffe, um in der konventionellen Landwirtschaft konstant hohe Erträge bei Ackerkulturen erzielen zu können. In beiden Fällen existiert eine akute Abhängigkeit von Einfuhren, da die meisten Vorkommen dieser Rohstoffe in Ländern außerhalb Europas liegen – darunter Russland, China, Marokko und Weißrussland. Die Kali-Exporte von

³ <https://faktencheck-energiewende.at/fakt/die-risiken-fossiler-energieversorgung-bleiben-hoch/>

Russland und Weißrussland entsprechen in etwa 40% des weltweit gehandelten Volumens.⁴

Bei Phosphat- und Kalidünger ist der Biolandbau ebenfalls mit einer wesentlich geringeren Importproblematik konfrontiert, denn im Biolandbau sind zum einen nur der Einsatz von Rohphosphaten und bestimmten Kalirohsalzen erlaubt (s. Bio EU Verordnung 848/2018) und zum anderen werden im Biolandbau aufgrund des geringeren Ertragsniveaus und stärkerer Nährstoff-Kreislaufschließung deutlich geringere Mengen an mineralischen P- und K-Dünger eingesetzt (Kolbe o.J., Lindenthal, 2000, Smith-Weißmann, K.,2023).

I.2.2 Futtermittel

Bei Futtermitteln ist in Österreich – wie auch auf EU-Ebene – in hohem Maß eine Importabhängigkeit gegeben (Schlatzer & Lindenthal, 2020). Da es sich hierbei vorwiegend um Eiweißfuttermittel, die in großen Mengen vor allem für die Schweine- und Hühnermast benötigt werden, handelt, wird von einer „Eiweißlücke“ gesprochen (Kolar, 2011). Daher ist Österreich im Speziellen abhängig von Soja-Importen: Hauptsächlich für die konventionelle Landwirtschaft werden nach wie vor ca. 500.000 Tonnen jährlich an Sojafuttermitteln importiert (Schlatzer & Lindenthal, 2020). Trotz der Donausoja-Initiative kommen nach wie vor die meisten Importe aus Südamerika (Brasilien und Argentinien) und den USA. Verursacht werden dadurch direkt und indirekt auch massive Zerstörungen von Tropenwäldern und Savannen. Damit verbunden sind die seit Jahrzehnten bekannten, gravierend negativen Folgen auf Klimawandel und Biodiversitätsverlust. Im Falle von Lieferengpässen aufgrund politischer Instabilität kann sich diese Abhängigkeit von Futtermitteln auf die Fleischproduktion und somit auf die Sicherheit der Lebensmittelversorgung auswirken (Schlatzer & Lindenthal, 2020).

I.2.3 Abhängigkeit von Pestiziden

Pestizide sind wichtige Betriebsmittel, die die Erträge insbesondere in der konventionellen Landwirtschaft sicherstellen, die jedoch vielfach nicht in Österreich produziert werden (Berry et al., 2008, von Witzke und Noleppa, 2011). Dies betrifft insbesondere chemisch-synthetische Pestizide wie Herbizide, Fungizide und Insektizide, die in dieser Form in der biologischen Landwirtschaft verboten sind. In Krisensituationen bzw. im Falle von Störungen in den Lieferketten besteht hier ein großes latentes Risiko für die Produktionsfähigkeit insbesondere der konventionellen Landwirtschaft.

⁴ https://rmis.jrc.ec.europa.eu/uploads/220420_Briefing_Potash.pdf

I.2.4 Abhängigkeit von Genetik/Saatgut

Saatgut (und Pflanzgut) sind die Basis für Ackerbau und für unsere Nahrung. Der Zugang zu Saatgut ist daher von immenser Bedeutung. Der Saatgutmarkt erlebte in den letzten Jahren eine rasant zunehmende Konzentration.⁵ Schon heute beherrschen rund 10 Saatgutkonzerne 73% des weltweiten Saatgutmarktes, im Bereich der gentechnisch veränderten Pflanzen sind es sogar 90%. In Industriestaaten ist die Konzentration weit fortgeschritten. Wie eine Studie der europäischen Grünen zeigt (Mammana, 2014), dominieren fünf Unternehmen 95% des Gemüse-Saatgutmarkts in der Europäischen Union. In Österreich scheint diesbezüglich eine weitgehende Unabhängigkeit bei den wichtigsten Getreidepflanzen gegeben zu sein: Laut dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft ist der Eigenbedarf an Saatgut für Getreide und Mais zu über 100% gedeckt.⁶ Beim Soja liegt dieser Wert laut der Vereinigung Saatgut Austria (pers. Mitteilung 20.04.2023) ebenfalls bei über 100%. Bei typischen Hülsenfrüchten zum menschlichen Verzehr (Linsen, Kichererbsen, Bohnen), findet momentan keine offizielle Saatgutvermehrung in Österreich statt (vgl. AGES 2022) - ein Hinweis auf einen Selbstversorgungsgrad, der bei diesen Feldfrüchten gegen Null tendiert.

Auch im Bereich der Nutztierhaltung existieren teilweise grundsätzliche Abhängigkeiten, was das «Ausgangsmaterial» betrifft. Diese betreffen in Österreich hauptsächlich den Geflügelsektor. Die in der gewerbsmäßigen Geflügelfleischproduktion als auch bei der Eierproduktion eingesetzten Tiere sind quasi ausnahmslos Hybride von ausländischen Züchterkonzernen (Zamecnik, 2019). Diese für jeden Markt speziell gezüchteten Tiere sind in der Lage, bei einem minimalen Futtermittelinput maximale Leistung an Fleisch bzw. Eiern zu liefern. Eine Eigenvermehrung dieser Tiere ist zwar möglich, aber nicht sinnvoll, da sie auf diese Weise ihre positiven, leistungsorientierten züchterischen Eigenschaften verlieren würden. Es müssen daher jedes Jahr aufs Neue die Aufzuchttiere bzw. Küken für die Legehennenproduktion von im Ausland befindlichen Züchterkonzernen bezogen werden (Zamecnik, 2019). Auf diese Weise sind die Landwirt:innen auf einen stetigen externen Nachschub an neuen Hybriden angewiesen – somit in großem Maße abhängig von Importen. Im Bereich der Schweinemast werden zwar ebenfalls vorwiegend Hybridrassen eingesetzt, diese stammen aber aktuell vorwiegend aus österreichischer Produktion, weshalb in diesem Sektor eine grundsätzliche Eigenversorgung gegeben ist.⁷ Letzteres trifft ebenfalls auf die Produktion von Milch und Rindfleisch zu. Bei Rindern (Fleisch

⁵ <https://www.keine-gentechnik.de/dossiers/saatgut>

⁶ <https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/landwirtschaft-in-oesterreich/pflanzliche-produktion/saatgut-sorten/selbstversorger.html>

⁷ <https://www.landschaftleben.at/lebensmittel/schwein>

und Milch) dominiert mit über 75% die Zweinutzungs-Rasse Fleckvieh. Die Zucht dieser Rasse findet in Österreich statt (pers. Auskunft S. Hörtenhuber, 03.2023). Auch die anderen verwendeten Rassen stammen überwiegend aus inländischer Zucht.

1.3 Die Bedeutung der Resilienz für die Ernährungssicherheit

Landwirtschaftliche Systeme in Europa, so auch Österreich, stehen vor zunehmenden wirtschaftlichen, ökologischen, institutionellen und sozialen Herausforderungen. Beispiele sind die Auswirkungen extremer Wetterereignisse, eingeschränkter Zugang zu Märkten und Wertschöpfungsketten, und in jüngster Zeit die COVID-19-Pandemie bzw. der Ukraine-Krieg. Diese zunehmenden Herausforderungen geben Anlass zur Sorge über die Widerstandsfähigkeit der Landwirtschaft und damit der Basis der Nahrungsmittelproduktion.

Die Fähigkeit (landwirtschaftlicher Systeme), solche Herausforderungen zu bewältigen, wird Resilienz genannt (Meuwissen et al., 2022). Das Ausmaß der drei Eigenschaften Robustheit, Anpassungsfähigkeit und Transformierbarkeit ist dafür ausschlaggebend, wie resilient (bzw. anfällig auf Krisen) ein System einzuschätzen ist. Wenn heimische landwirtschaftliche Betriebe von externen Betriebsmitteln wie Düngemittel, Futtermitteln, Pestiziden, Saatgut etc. abhängig sind, so werden die Robustheit, Anpassungsfähigkeit als auch Transformierbarkeit drastisch eingeschränkt – und somit auch ihre Fähigkeiten auf Krisen und Schocks unterschiedlicher Ausprägung adäquat und selbstbestimmt reagieren zu können (Meuwissen et al., 2022). Der Grad der Importabhängigkeit von Betriebsmitteln ist daher eine entscheidende Stellgröße, wenn es um Fragen der heimischen Versorgungssicherheit mit Lebensmitteln geht.

1.4 Fazit Einleitung

Die aktuelle Nahrungsmittelproduktion durch die Landwirtschaft in Österreich ist, wie oben beschrieben, von zahlreichen Abhängigkeiten, Risiken und Wechselwirkungen geprägt. Diese betreffen einerseits das Vorhandensein bzw. die Funktionstüchtigkeit (globaler) natürlicher Ökosysteme, Ökosystemdienstleistungen und Ressourcen als auch aus dem Ausland importierte Betriebsmittel. Um (in Österreich) eine nachhaltige und zukunftssichere bzw. krisenfitte Nahrungsmittelproduktion zu gewährleisten, sollten Lebensmittel bzw. die Produktion der Lebensmittel:

- einen möglichst geringen ökologischen Impact haben, um langfristig nicht Ökosysteme und -Dienstleistungen zu schädigen, von denen eine funktionstüchtige landwirtschaftliche Urproduktion in großem Maße selbst abhängig ist.

- einen möglichst geringen Input an natürlichen und fossilen Ressourcen benötigen, um in diesem Sinne ebenfalls Ökosysteme und -Dienstleistungen nicht über gewisse Kippunkte hinaus zu belasten.
- eine möglichst geringe Importabhängigkeit von landwirtschaftlichen Betriebsmitteln aufweisen, um im Fall von Krisen und Instabilität von Märkten möglichst resilient zu sein.
- und gleichzeitig dennoch einen – in Verbindung mit einem nachhaltigen Ernährungsstil – ausreichend hohen Output an Nahrung bzw. Nährstoffen garantieren, um die diesbezüglichen Bedürfnisse aller Menschen (in Österreich) stillen zu können.

2. Forschungsgegenstand / Ziele

2.1 Forschungsgegenstand - Besondere Rolle von Eiweiß

Proteinen (Eiweiß) kommt als besonderer Teil der menschlichen Ernährung eine bedeutende Rolle zu: „Neben Vitaminen und Mineralstoffen sind Proteine diejenige Nahrungskomponente mit dem höchsten Anteil an essenziellen Bestandteilen. Proteine sind für nahezu alle lebenswichtigen Prozesse in den Zellen von Organismen verantwortlich. Als Strukturproteine sind sie Bausteine in Zellen und Geweben, als Enzyme vermitteln sie chemische Reaktionen, als Rezeptoren dienen sie der Kommunikation und in Membranen sorgen sie für Stabilität und Funktionalität. Da Proteine im Gegensatz zu Lipiden (und in begrenztem Maße auch Kohlenhydraten), im Körper nicht gespeichert werden, ist eine ausgewogene Zufuhr über die Ernährung unabdingbar“ (Lang et al., 2017).

Der Eiweißbedarf im globalen Norden wird aktuell zu großen Teilen mit tierischen Nahrungsmitteln gedeckt bzw. übererfüllt. Die Haupteiweißquellen in der menschlichen Ernährung sind derzeit Fleisch (39,5 %), Getreide (23,1 %) sowie Milch und Milchprodukte (19,5 %). Hülsenfrüchte spielen in der Ernährung der Menschen in Österreich momentan eine untergeordnete Rolle (BMLRT, 2021). Die Produktion von Nahrungsmitteln tierischer Herkunft wiederum geht mit einer Vielzahl an ökologischen und ressourcen-bedingten Problemen einher (Steinfeld et al., 2006). Daher hat die Produktion bzw. Versorgung des globalen Nordens mit Eiweiß, verglichen mit Grundnahrungsmitteln (Kartoffel, Getreide) oder Obst und Gemüse, die deutlich größeren Folgen für die Umwelt und den Menschen.

Aufgrund der großen Bedeutung von Proteinen als Teil der menschlichen Ernährung, gepaart mit dem großen Einfluss der (tierischen) Proteinerzeugung auf viele ökologische Aspekte der Nachhaltigkeit, stehen Eiweißquellen im Zentrum dieser Studie.

2.2 Forschungsfragen & Ziele der Studie

Die Studie geht folgenden Fragestellungen nach:

- 1.) Wie kann die Proteinversorgung der heimischen Bevölkerung in einer krisengeprägten Gegenwart und einer nicht weniger krisenhaft prognostizierten Zukunft bestmöglich gewährleistet werden?
- 2.) Welche Lebensmittel – tierischer oder pflanzlicher Art, biologisch oder konventionell produziert – können vor dem Hintergrund einer wachsenden Weltbevölkerung und dem vorherrschenden Druck auf nicht erneuerbare, knappe Ressourcen und Ökosysteme hierbei einen entscheidenden Beitrag leisten?

Für ausgewählte eiweißreiche Lebensmittel soll entlang der gesamten Wertschöpfungskette (von der Landwirtschaft und seinen Vorleistungen bis zum Handel) eine quantitative Bewertung hinsichtlich

- a) ausgewählter ökologischer Parameter sowie
- b) wichtiger Parameter ihrer Importabhängigkeit erfolgen.

Die Kombination dieser beiden separaten Bewertungskategorien soll anschließend Aussagen über den Grad der heimischen Ernährungs- bzw. Krisensicherheit der untersuchten Lebensmittel ermöglichen. Die Methodik hinter diesem Bewertungsschema wird im folgenden Kapitel erläutert.

Die ausgewählten Lebensmittel sind in Tabelle 1 dargestellt. Es wurde bei der Auswahl versucht, eine möglichst breite Palette an sehr eiweißreichen, tierischen als auch pflanzlichen Lebensmitteln in konventioneller als auch biologischer Produktionsform abzubilden. Bei der Mehrheit handelt es sich um Monoprodukte, in einigen Fällen um teilweise verarbeitete Produkte (Tofu, Erbseneiweiß-Schnitzel, Seitanbasis, Sojamilch, Käse). Aus mehreren unterschiedlichen Rohstoffen zusammengesetzte Produkte (z.B. ein «Burgerpattie») sind aus Komplexitätsgründen nicht Teil der Untersuchung. Ebenfalls aus Komplexitätsgründen können im Rahmen dieser Studie nicht sämtliche Sorten bzw. Produktionstypen eines Lebensmittels untersucht werden. So existieren im österreichischen Einzelhandel für manche Lebensmittel Dutzende Varianten/Sorten (z.B. Käse) mit dementsprechend (mehr oder weniger) vielfältig gearteten Produktionsprozessen und Verarbeitungsschritten.

Eine seriöse Analyse aller unterschiedlichen Varianten ist im Rahmen dieser Studie nicht umsetzbar. Um dennoch eine quantitative Bewertung zu ermöglichen, wurde,

wo es notwendig erschien, für jedes ausgewählte Lebensmittel ein typischer «Vertreter» bestimmt.

Die Auswahl bzgl. Sorte/Typus der untersuchten Lebensmittel erfolgt auf Abschätzung bzgl. der Popularität im österreichischen Einzelhandel (= meist gekaufte Produkte, wahrscheinliche Durchschnitts-Szenarien).

Im Fall von Käse fiel die Wahl beispielsweise auf Gouda. Die für das Bewertungsschema dieser Studie relevante Herkunft der Lebensmittel orientiert sich wiederum an wahrscheinlichen Szenarien betreffend der ausgewählten Sorten/Typen. Im Fall von Gouda ist die Annahme dahingehend eine Herkunft aus Österreich. Die angenommenen Sorten/Typen und Herkünfte sind in Tabelle 1 abgebildet.

Lebensmittel	Sorte/Produktionstyp	Realistische Herkunft ⁸
Rindfleisch, konv.	Aus intensiver Stiermast	Österreich
Schweinefleisch, konv.	-	Österreich
Hühnerfleisch, konv.	-	Österreich
Eier, konv.	Bodenhaltung	Österreich
Milch, konv.	Kuhmilch	Österreich
Käse, konv.	Gouda	Österreich
Linsen, konv.	Tellerlinsen	Kanada
Bohnen, konv.	Kidneybohnen	Kanada
Kichererbsen, konv.	-	Türkei
Sojamilch, konv.	-	Belgien
Seitanbasis, konv. (Weizenprotein)	-	Deutschland
Erbseneiweiß-Schnitzel, konv.	-	China
Rindfleisch, Bio	Aus extensiver Mutterkuhhaltung	Österreich
Schweinefleisch, Bio	-	Österreich
Hühnerfleisch, Bio	-	Österreich
Eier, Bio	-	Österreich
Milch, Bio	Kuhmilch	Österreich
Käse, Bio	Gouda	Österreich
Linsen, Bio	Tellerlinsen	Italien
Bohnen, Bio	Kidneybohnen	China
Kichererbsen, Bio	-	Italien

⁸ Basierend auf Versorgungsbilanzen der Statistik Austria (2022), Internetrecherchen und Experteneinschätzungen

Sojamilch, Bio	-	Österreich
Seitanbasis, Bio	-	Österreich
Erbseneiweiß-Schnetzel, Bio	-	Frankreich
Tofu, Bio ⁹	-	Österreich

Tabelle 1: Ausgewählte eiweißreiche Lebensmittel, typische Ausprägung und Herkunft. Für diese Studie ausgewählte Lebensmittel, die in die Bewertung einbezogen wurden. «Konv.» = aus konventioneller Landwirtschaft; «Bio» = aus biologischer Landwirtschaft

Mit der getroffenen Auswahl wird versucht, wie bereits erwähnt, ein möglichst breites Spektrum abzubilden – sie hat aber keineswegs Anspruch auf Vollständigkeit. So ist Fisch als eine sehr populäre Eiweißquelle zum Beispiel nicht enthalten. Ebenso sind Insekten und Algen als potenzielle Eiweißquellen der Zukunft nicht inkludiert. In beiden Fällen entsprach die verfügbare Datendichte nicht den Qualitätsansprüchen dieser Studie.

2.3 Untersuchungsrahmen, Funktionelle Einheit, Allokation

Die in der vorliegenden Studie verwendeten Zahlen basieren vielfach auf Ergebnissen von Ökobilanzen. Die Ökobilanz ist ein Verfahren, um umweltrelevante Vorgänge zu erfassen und zu bewerten. Ursprünglich vor allem zur Bewertung von Produkten entwickelt, wird sie heute auch für Verfahren, Dienstleistungen und Verhaltensweisen angewendet. Die Ergebnisse von Ökobilanzen (life cycle assessments, LCA) können zur Prozessoptimierung für eine nachhaltige Produktion genutzt werden.¹⁰ Diese Studie orientiert sich methodisch an bestimmten Abläufen einer solchen Ökobilanz – wie der Festlegung eines Untersuchungsrahmens und einer Funktionellen Einheit als auch der Aggregation von unterschiedlichen Teilergebnissen (siehe Kapitel 3.3).

2.3.1 Untersuchungsrahmen

Der Untersuchungsrahmen einer solchen «Produktbewertung» definiert, welche Phasen im Lebenszyklus eines Produktes zur Bewertung der Umweltwirkung betrachtet werden. Im Rahmen dieser Studie wurden Stoff- und Energieflüsse über die landwirtschaftliche Urproduktion der pflanzlichen und tierischen Lebensmittel, inkl. vorgelagerten Prozessen (Treibstoff-, Produktionsmittel- und Energiebedarf, Transporte der Betriebsmittel) berücksichtigt. Eine etwaige Verarbeitung von Rohstoffen zum finalen Produkt (z.B. bei Soja) ist ebenso berücksichtigt wie die in einigen Fällen erfolgenden Transporte aus dem Ursprungsland nach Österreich (siehe Herkünfte in Tabelle 1). Das Ende des Untersuchungsrahmens bildet ein fiktives Verteilerzentrum im Osten Österreichs.

⁹ Existiert im österreichischen Einzelhandel nur aus biologischer Produktion, daher gibt es bei Tofu keine konv. Variante

¹⁰ <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/produkte/oekobilanz>

Dieser Modellierungsschritt ist notwendig, um die Transportkilometer aus den Ursprungsländern festlegen zu können. Alle Teile der Wertschöpfungskette, die danach erfolgen, u.a. Verpackung, Transport zum Einzelhandel, Zubereitung der Lebensmittel durch die Endkonsument:innen und Entsorgung, sind nicht Teil dieses Untersuchungsrahmens.

2.3.2 Funktionelle Einheit

Die Funktionelle Einheit ist eine Bezugsgröße für den Nutzen des Produktionssystems, auf den die In- und Outputflüsse bezogen werden können (Peyrl, 2014). Diese muss dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Studie entsprechen (Guggenberger et al., 2017). Eine «übliche» Funktionelle Einheit bei der Bewertung von Lebensmitteln ist 1kg Produkt. Im Rahmen dieser Studie ist es folgerichtig, dem Forschungsdesign entsprechend die Funktionelle Einheit auf eine Einheit Protein festzulegen. In Tabelle 2 sind sämtliche untersuchten Lebensmittel und ihr Proteingehalt dargestellt. Eine Unterscheidung zwischen konventioneller und biologischer Produktion spielt hinsichtlich des Proteingehaltes keine Rolle, weshalb in Tabelle 2 hier auch nicht differenziert wird.

Lebensmittel	Proteingehalt in g / kg	Quelle
Rindfleisch	213.0	<i>Elmadfa et al., 2016</i>
Schweinefleisch	188.0	<i>Elmadfa et al., 2016</i>
Hühnerfleisch	199.0	<i>Elmadfa et al., 2016</i>
Eier	128.0	<i>Elmadfa et al., 2016</i>
Kuh-Milch	33.0	<i>Elmadfa et al., 2016</i>
Gouda	247.0	<i>Elmadfa et al., 2016</i>
Teller-Linsen	235.0	<i>Elmadfa et al., 2016</i>
Kidney-Bohnen	236.0	https://nutritiondata.self.com/facts/legumes-and-legume-products/4296/2
Kichererbsen	200.0	<i>Elmadfa et al., 2016</i>
Sojamilch	33.0	<i>Elmadfa et al., 2016</i>
Weizeneiweiß (Seitanbasis)	800.0	https://sojarei.at/produkt.php?pt=seitan_stange
Erbseneiweiß-Schnitzel	600.0	https://www.naehrwertrechner.de/naehrwerte/G760933/Erbsen+Proteinpulver
Tofu	130.0	https://sojarei.at/produkt.php?pt=tofu_natur

Tabelle 2: Proteingehalt der ausgesuchten Lebensmittel in g / kg

Allerdings sind Proteine nicht gleich Proteine: Proteine aus unterschiedlichen Quellen weisen unterschiedliche Qualitäten auf (McAuliffe et al., 2023). Von den für die Proteinsynthese benötigten 20 Aminosäuren können 9 vom menschlichen Körper nicht selbst synthetisiert werden: die sogenannten essenziellen

Aminosäuren (Lang et al., 2017). Diese müssen über die Nahrung bereitgestellt werden, damit der menschliche Körper aus ihnen die eigenen Proteine aufbauen kann. Somit ist nicht nur die Menge an Proteinen in der Ernährung von Belang, sondern vor allem auch deren Aminosäuren-Zusammensetzung. Diese Zusammensetzung von Proteinquellen bestimmt also deren biologische Wertigkeit für Mensch und Tier (Lang et al., 2017). Während tierische Proteine grundsätzlich reich an unentbehrlichen Aminosäuren sind, enthalten pflanzliche Proteine insgesamt weniger und haben oft eine limitierende Aminosäure. Lysin und Methionin sind die häufigsten limitierenden Aminosäuren in Pflanzenproteinen (SGE, 2021). Bei der im Zuge dieser Studie zwangsläufigen Gegenüberstellung der Umweltwirkung von pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln, würde eine Nicht-Berücksichtigung der Proteinqualität somit zu verzerrten Ergebnissen führen (McAuliffe et al., 2023). Daher fließt die Proteinqualität der unterschiedlichen Quellen in die Funktionelle Einheit dieser Studie mit ein.

Um die Proteinqualität unterschiedlicher Eiweißquellen bewerten zu können, entwickelten die FAO und die WHO mehrere Methoden zur Evaluierung der Proteinqualität hinsichtlich ihrer Aminosäure-Zusammensetzung (Lang et al., 2017). Die im aktuellen wissenschaftlichen Diskurs populärste Methode ist der sogenannte DIAAS (digestible indispensable amino acid score, FAO 2013). Dieser gibt die Proteinqualität eines Lebensmittels in % vom Proteingehalt an. In Fällen von sehr hoher Qualität, kann der DIAAS-Wert über 100% betragen.

Die Funktionelle Einheit dieser Studie, auf der sich sämtliche kalkulierten Umweltwirkungen als auch bestimmte Parameter der Importabhängigkeit beziehen, wird somit als eine Einheit Protein, unter Berücksichtigung der Proteinqualität nach dem DIAAS, festgelegt. In Tabelle 3 sind die untersuchten Lebensmittel mit dem DIAAS-korrigierten Proteingehalt abgebildet.

Lebensmittel	DIAAS-korrigierter Proteingehalt in g / kg	DIAAS	Quelle für DIAAS-Werte
Rindfleisch	210.87	99%	<i>Bailey et al., 2020</i>
Schweinefleisch	219.96	117%	<i>Herreman et al., 2020</i>
Hühnerfleisch	214.92	108%	<i>Phillips, 2017</i>
Eier	144.64	113%	<i>Phillips, 2017</i>
Kuh-Milch	37.62	114%	<i>Phillips, 2017</i>
Gouda	271.7	110%	<i>Mathai et al., 2017</i>
Teller-Linsen	136.3	58%	<i>Nosworthy et al., 2017</i>
Kidney-Bohnen	120.36	51%	<i>Nosworthy et al., 2017</i>
Kichererbsen	134	67%	<i>Nosworthy et al., 2017</i>
Sojamilch	32.67	99%	<i>Reynaud et al., 2021</i>

Weizeneiweiß (Seitanbasis)	224	28%	Reynaud et al., 2021
Erbseneiweiß- Schnitzel	420	70%	Nosworthy et al., 2017
Tofu	126	97%	Reynaud et al., 2021

Tabelle 3: DIAAS-korrigierter Proteingehalt der ausgesuchten Lebensmittel in g / kg

Da sich der Proteingehalt in Tabelle 3 bei Rind-, Schwein-, und Hühnerfleisch auf reines Muskelfleisch (ohne Fett, Haut, Knochen) bezieht, und die vorhandenen Datenbank- bzw. Literaturwerte, die zur Bewertung der einzelnen Wirkungskategorien herangezogen wurden, oftmals für das Lebendgewicht bzw. das Schlachtgewicht gelten, mussten in vielen Fällen Umrechnungen vorgenommen werden. Dabei wurde ein Anteil von reinem Muskelfleisch ohne Knochen am gesamten Lebendgewicht von 38% für Rinder, 45% für Schweine und 53% für Geflügel angenommen (Röös et al., 2014).

2.3.3 Allokation

Bei einigen der untersuchten Lebensmittel bzw. Rohstoffen handelt es sich um sogenannte Koppelprodukte. Davon spricht man, wenn aus einem betrieblichen Produktionsprozess mehrere Produkte hervorgehen (z.B. Weizenprotein und Weizenstärke bei der Weizenstärkeerzeugung) (Grahl u. Klöpfer, 2009). Bei den Berechnungen von Umweltfolgenwirkungen kann dies zu Schwierigkeiten führen, da definiert werden muss, welchem dieser Produkte welche Umweltwirkung in welchem Ausmaß zugeordnet wird (Grahl u. Klöpfer, 2009). Üblicherweise wird zu diesem Zweck eine Allokation angewandt. Bei einer Allokation handelt es sich um die anteilige Zuordnung der Umweltwirkung nach bestimmten Kriterien. In dieser Studie wurden Datensätzen verwendet, welche eine ökonomische Allokation, also die Zuordnung der Umweltwirkung nach dem ökonomischen Wert der Koppelprodukte, anwenden.

3. Methodische Vorgehensweise

3.1 Ökologische Bewertung

Wie in Kapitel 2.2 näher beschrieben, wurden für die untersuchten Lebensmittel zwei separate Bewertungen durchgeführt: eine Bewertung nach ökologischen Kriterien und eine Bewertung nach Kriterien der Importabhängigkeit. Um die ökologischen Auswirkungen der untersuchten Lebensmittel bestimmen zu können, wurden drei im Kontext dieser Studie besonders relevante Wirkungskategorien ausgewählt:

1) Die Klimawirkung:

Die im Zuge der Wertschöpfungskette des jeweiligen untersuchten Lebensmittels anfallenden Treibhausgasemissionen in kg CO₂-eq. Die verwendeten Werte basieren vorwiegend auf Berechnungen mit der Ökobilanzierungs-Software "Sima Pro" (Version 9.4.0.2), durchgeführt mit der Methode "IPCC 2013 100a". In Einzelfällen wurde auf Werte aus Literatur und Expert:inneninterviews zurückgegriffen. Neben Kohlendioxid (CO₂) werden hier auch weitere Treibhausgase wie u.a. Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) berücksichtigt.

2) Der Ackerflächenverbrauch:

Der Ackerflächenverbrauch wird als die im Zuge der Wertschöpfungskette des jeweiligen untersuchten Lebensmittels beanspruchte Ackerfläche in m² / Jahr angegeben. Die Werte entstammen zum größten Teil eigenen Berechnungen auf Basis von Ertragsstatistiken (Statistik Austria 2017-2021) und Literatur für die pflanzlichen Lebensmittel bzw. die Futtermittel für die tierischen Lebensmittel, als auch Daten zu Futterumwandlungsraten (Futtermittelinput im Verhältnis zum Lebensmitteloutput) bei tierischen Produkten. Die diesbezüglichen Annahmen und Quellen sind in Tabelle 4 dargestellt.

Tierkategorie	FCR	Einheit	Quelle
Mastschwein, konv.	3	kg Futter/kg Lebendgewichtszunahme	Annahme auf Basis von Zamecnik, 2022
Mastschwein, bio	3.5	kg Futter / kg Lebendgewichtszunahme	Annahme auf Basis von FiBL Österreich, 2020
Masthuhn, Konv.	1.6	kg Futter / kg Lebendgewichtszunahme	https://www.landschafttleben.at/lebensmittel/huhn
Masthuhn, Bio.	2.15	kg Futter / kg Lebendgewichtszunahme	https://www.landschafttleben.at/lebensmittel/huhn
Mastrind, konv.	10	kg Futter / kg Lebendgewichtszunahme	LFL, 2014

Mastrind, bio.	15	kg Futter / kg Lebendgewichtszunahme	Eigene Berechnung basierend auf: LFL 2014
Milch, konv.	1.6	kg Futter / kg Rohmilch	https://afs.ca.uky.edu/dairy/ten-factors-which-impact-dairy-feed-efficiency
Milch, bio.	2	kg Futter / kg Rohmilch	Eigene Berechnung basierend auf: https://afs.ca.uky.edu/
Eier, konv.	2.8	kg Futter / kg Eier mit Schale	Zamecnik, 2019
Eier, bio.	3.5	kg Futter / kg Eier mit Schale	Zamecnik, 2019

Tabella 4: Futterumwandlungsraten (FCR) der untersuchten tierischen Proteinquellen

3) Der Verbrauch an nicht-erneuerbarer Energie:

Die im Zuge der Wertschöpfungskette des jeweiligen untersuchten Lebensmittels benötigte Menge an nicht-erneuerbarer Energie in Megajoule. Hierunter fallen vor allem fossile Energieträger wie Erdöl und Erdgas. Die verwendeten Werte basieren auf Berechnungen mit der Ökobilanzierungs-Software "Sima Pro" (Version 9.4.0.2), durchgeführt mit der Methode "Cumulative Energy Demand 1.1". Beim «Cumulative Energy Demand» (=kumulierter Energieverbrauch, KEA) handelt es sich um eine Methodik zur Berechnung der Summe aller Primärenergien zur Herstellung und Nutzung eines Produkts oder einer Dienstleistung inklusiver aller Vorketten. Eingerechnet werden hierbei auch die stofflich genutzten Energiemengen (IFEU, o.j.). Für diese Untersuchung wurden nur die Werte für nicht-erneuerbaren Energieträger herangezogen.

Diese drei Kategorien wurden vor dem Hintergrund, der in Kapitel 1.1 beschriebenen Einflüsse und Wechselwirkungen mit landwirtschaftlichen Systemen und für diese essenziellen Ökosysteme und -Dienstleistungen bestimmt. Der in besagtem Kapitel thematisierte und ebenfalls relevante Biodiversitätsverlust ist aktuell aus Sicht der Wissenschaft noch schwer zu quantifizieren und daher in dieser Berechnung nicht als einzelne Kategorie enthalten. Allerdings sind, wie in Kapitel 1.1 erläutert, die Klimakrise und die Umwandlung von Ökosystemen zu landwirtschaftlichen Flächen die größten Treiber für die nationalen und globalen Biodiversitätsverluste, worüber ein großer internationaler wissenschaftlicher Konsens besteht (IPBES, 2019). Daher ist dieser Aspekt durch die Kategorien Klimawirkung und Ackerflächenverbrauch ebenfalls zu großen Teilen berücksichtigt. Weiters wurden die Kategorien aufgrund ihrer grundsätzlichen Relevanz bzgl. Umweltwirkung festgelegt: Bei vergleichbaren methodischen Vorgehensweisen zur Bewertung der Umweltwirkung von Lebensmittelproduktion (z.B. Methode Recipe 2016 Midpoint) werden durch Klimawirkung, (Acker)Flächenverbrauch und Energieverbrauch in etwa 90% der ökologischen Gesamtwirkung abgedeckt (Sevenster et al., 2010). Die recherchierten

und berechneten Werte für diese drei ökologischen Wirkungskategorien (siehe Anhang) wurden für alle untersuchten Lebensmittel zusammengestellt und in Bezug zur funktionellen Einheit von 1 Einheit Protein (berechnet für 1 Kilogramm, qualitätskorrigiert nach DIAAS) gebracht.

3.2 Bewertung der Importabhängigkeit

Der Grad der Importabhängigkeiten der untersuchten Lebensmittel wird daran festgemacht, wie hoch der Anteil an bestimmten importierten Betriebsmitteln ist, die im Zuge der Produktion der Lebensmittel benötigt werden. Es wurden vier, im Kontext dieser Studie besonders relevante (siehe Kapitel 1.2), Kategorien ausgewählt: Drei dieser Kategorien – Düngemittel, Futtermittel, Pestizide – dienen der quantitativen Bewertung der Importabhängigkeit. Die vierte Kategorie – Saatgut u. tierisches Ursprungsmaterial - wird als "Knockout-Kriterium" herangezogen: Lebensmittel, deren Saatgut bzw. tierisches Ursprungsmaterial vorwiegend nicht aus Österreich stammt, können per se als importabhängig verstanden werden, und fallen daher aus dem Untersuchungsraaster. Dasselbe trifft auf Lebensmittel zu, die aktuell gar nicht oder nur in geringen Mengen in Österreich angebaut oder produziert werden.

1) Düngemittel

Dies entspricht den Mengen an importiertem Stickstoff, Phosphor und Kali, die durchschnittlich zur Produktion der pflanzlichen Lebensmittel bzw. zur Produktion der selbstangebauten Futtermittel der tierischen Lebensmittel benötigt werden. Als Datengrundlage dienten hier die typischen Annahmen bzgl. Düngemiteleininsatz des Deckungsbeitragsrechners der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen¹¹, als auch Expert:innen-Einschätzungen. Beim Anbau der Futtermittel für die tierischen Lebensmittel wurde ein Wirtschaftsdünger-Mineraldünger-Verhältnis von 70/30 bei Rinderhaltungssystemen und 50/50 bei Schweinen und Hühnern angenommen (Annahme auf Basis pers. Mitteilung S. Hörtenhuber, 03/2023). Für Stickstoffdünger wurden pauschal 15% Eigenproduktion in Österreich ohne Zufuhr von ausländischen fossilen Energieträgern angenommen¹². Dieser Anteil wurde jeweils bei der berechneten Stickstoffmenge der Lebensmittel abgezogen.

¹¹ <https://idb.agrarforschung.at/>

¹² interne Berechnung des FiBL auf Basis von nationalen Statistiken und Expertenbefragungen

2) Pestizide

Hierbei handelt es sich um die Mengen an importierten chemisch-synthetischen Pestiziden, die durchschnittlich zur Produktion der pflanzlichen Lebensmittel bzw. zur Produktion der selbstangebauten Futtermittel für die Herstellung tierischer Lebensmittel benötigt werden. Als Datengrundlage dienten hier die typischen Annahmen bzgl. Pestizideinsatz des Deckungsbeitragsrechners der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen¹³ sowie Expert:inneneinschätzungen (pers. Gespräch T. Lindenthal 03/2023).

3) Futtermittel

Die Mengen an importierten Futtermitteln, die durchschnittlich zur Produktion der tierischen Lebensmittel benötigt werden. Diese Kategorie wertet nur die tierischen Lebensmittel. Die Importabhängigkeit pflanzlicher Lebensmittel in dieser Kategorie ist dementsprechend auf null festgelegt. Als Datengrundlage dienten hier Expert:inneneinschätzungen (pers. Mitteilung S. Hörtenhuber, 03/2023).

Auch hier wurden die recherchierten und berechneten Werte für die Parameter der Importabhängigkeit (siehe Anhang) für alle untersuchten Lebensmittel zusammengestellt und in Bezug zur funktionellen Einheit von 1 Einheit Protein (Kilogramm, qualitätskorrigiert nach DIAAS) gebracht.

4) Saatgut bzw. tierisches Ursprungsmaterial

Der Anteil an importiertem Saatgut bei pflanzlichen Lebensmitteln, bzw. der Grad der Abhängigkeit von Züchterkonzernen bei tierischen Lebensmitteln. Die Annahmen, die in dieser Kategorie getroffen wurden, basieren u.a. auf Angaben des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft¹⁴ als auch auf Expert:inneneinschätzungen (u.a. Saatgut Austria).

3.3 Aggregation der Daten

Um aus den Werten der einzelnen (Wirkungs-)Kategorien für die ökologische Bewertung und die Importabhängigkeit jeweils einen Gesamtwert und damit bessere Vergleichbarkeit und Darstellbarkeit zu erhalten, wurden die Werte für Klimawirkung, Ackerflächenverbrauch und nicht-erneuerbarem Energieverbrauch bzw. von Düngemittelimport, Pestizidimport und Futtermittelimport zu sogenannten «Single Score»-Indikatoren zusammengefasst (jeweils für die ökologische Bewertung und die Bewertung der Importabhängigkeit). Zur Erstellung eines solchen Sammelindikators aus unterschiedlichen

¹³ <https://idb.agrarforschung.at/>

¹⁴ <https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/landwirtschaft-in-oesterreich/pflanzliche-produktion/saatgut-sorten/selbstversorger.html>

Wirkungsindikatoren sind mehrere Teilschritte notwendig: Die Normalisierung, die Gewichtung (optional) und die Aggregation (OECD, 2008). Im Folgenden werden diese Schritte kurz erläutert.

3.3.1 Normalisierung

Um unterschiedliche Wirkungskategorien (für ökologische Bewertung: Klimawirkung, Ackerflächenverbrauch, Energieverbrauch) wie im Fall dieses Studiendesigns zu einem Single-Score-Indikator zusammenfassen zu können, müssen im ersten Schritt die Werte mit ihren unterschiedlichen Einheiten (kg CO₂-eq, m², Megajoule) auf einen Nenner gebracht werden. Hierfür gibt es eine Vielzahl an Möglichkeiten. Keine dieser Varianten ist frei von Mängeln (Pizzol et al., 2017), es gilt, die für die jeweilige Problemstellung geeignetste auszuwählen und diese Entscheidung zu argumentieren. Denn: Die Wahl der Normalisierungsmethode kann großen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben (Pizzol et al., 2017).

Ganz allgemein werden hierbei zwei Varianten unterschieden: Die internale und die externale Normalisierung – oft auch «Spezifischer Beitrag» genannt (Pizzol et al., 2017). Letztere erfordert Normalisierungsfaktoren, die in einem bestimmten räumlichen Kontext (z. B. einem Land) erhoben werden (Schmitz et al., 1999). Passend hierfür wären im Fall dieser Studie z.B. die gesamten verursachten Treibhausgasemissionen, der totale Ackerflächenverbrauch und der gesamte Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieträgern in Österreich in einem bestimmten Jahr. Diesen Normalisierungsfaktoren würde man die Werte der jeweiligen Wirkungskategorie für jedes untersuchte Lebensmittel relativ gegenüberstellen und auf diese Weise dimensionslose, vergleichbare Zahlen erhalten.

Die interne Normalisierung wiederum besteht aus dem Vergleich der (Umwelt-)Auswirkungen eines beliebigen Szenarios mit einem Referenzwert aus der Gesamtmenge der Auswirkungen (Sousa et al., 2021). Vereinfacht, und bezogen auf diese Studie, gesagt werden hierbei die Werte in den jeweiligen Kategorien (z.B. Klimawirkung) nur mit den anderen Werten dieser Kategorie in Bezug gesetzt und anhand bestimmter statistischer Stellgrößen, z.B. der Standardabweichung vom arithmetischen Mittel aller Werte einer Kategorie, eingeordnet. Auch auf diesem Wege lassen sich dimensionslose, und somit aggregierbare Zahlen generieren.

Grundsätzlich ist die externale Normalisierung eine etablierte Vorgehensweise, die bei unterschiedlichen Singlescore-Indikatoren (z.B. Environmental Footprint 3.0, Recipe 2016) Anwendung findet und auch in der einschlägigen Literatur viele Anhänger:innen hat. Für dieses konkrete Studiendesign allerdings ist die externale Normalisierung aus den folgenden Gründen nicht das Mittel der Wahl:

Für die ökologische Bewertung der Lebensmittel in dieser Studie ist zwar eine Gegenüberstellung mit einem Normalisierungsfaktor (wie oben beschrieben) gut machbar – für die Bewertung der Importabhängigkeit stehen solche allerdings nicht zur Verfügung. Aus diesem Grund kann die Normalisierung der Kategorien innerhalb der Importabhängigkeit nur auf interne Weise erfolgen.

Eine Mischvariante bei der für die ökologische Bewertung eine externe Normalisierung und bei der Bewertung der Importabhängigkeit eine interne Normalisierung durchgeführt wird, ist keine Option: Da sich bei der internen Normalisierung üblicherweise Zahlenwerte im Bereich zwischen -1 und +1 ergeben und sich die Zahlenwerte bei einer Anwendung der externen Normalisierung in dieser Studie im Promillebereich bewegen würden, ließe sich auf diese Weise eine angestrebte Gegenüberstellung (bzw. Verknüpfung) der ökologischen Bewertung mit der Bewertung der Importabhängigkeit nicht sinnvoll durchführen.

Daher wurde im Rahmen dieser Studie sowohl für die ökologische Bewertung als auch für die Bewertung der Importabhängigkeit eine interne Normalisierungsmethode angewandt.

Die zwei populärsten und am einfachsten anzuwendenden Varianten hierbei sind der sogenannte „Z-Score“ (Standardabweichung nach dem Mittelwert) und die „Min-Max“-Normalisierung (OECD, 2008). Der „Z-Score“ sollte nur angewendet werden, wenn die zugrunde liegenden Daten die Eigenschaften einer „Gaußschen Verteilung“ haben (Sousa et al., 2019). Da dies nicht der Fall ist, wird in dieser Studie mit der „Min-Max“-Normalisierung gearbeitet. Diese ist eine der gängigsten Methoden zur Normalisierung von Daten. Für jedes Merkmal wird der Minimalwert dieses Merkmals in eine 0, der Maximalwert in eine 1 und jeder andere Wert in eine Dezimalzahl zwischen 0 und 1 umgewandelt¹⁵.

3.3.2 Gewichtung

Im Kontext von Ökobilanzen stellt die Gewichtung der Wirkungskategorien einen optionalen Schritt dar. Hierbei werden die jeweiligen Kategorien, je nach unterstellter Relevanz, um einen Gewichtungsfaktor ergänzt, weshalb man auf diese Weise großen Einfluss auf das Gesamtergebnis nehmen kann. Eine solche Gewichtung beruht in erster Linie auf subjektiven Wertentscheidungen, da verschiedene Personen, Organisationen und Gesellschaften den unterschiedlichen Kategorien auch immer unterschiedliche Bedeutung beimessen können (Castellani et al., 2016). Da eine seriöse und argumentativ stichhaltige Gewichtung ein sehr zeit- und ressourcenintensiver Prozess ist, wurde im Rahmen dieser Untersuchung von einer speziellen Gewichtung Abstand genommen (= Gleichgewichtung). Eine Gleichgewichtung ist die simpelste Form der Gewichtung (Gan et al., 2017) und

¹⁵ <https://www.codecademy.com/article/normalization>

findet bei unterschiedlichsten Nachhaltigkeitsindizes Anwendung (zB. Living Planet Index, Human Development Index, Genuine Saving Index, vgl. Gan et al., 2017) Allen untersuchten Wirkungsindikatoren wurde hier insofern eine gleichwertige Relevanz unterstellt.

3.3.3 Aggregierung

Die Aggregierung der Daten, also die Zusammenführung der normalisierten (und bei Bedarf gewichteten) Werte, ist der letzte Schritt zur Vollendung eines „Single-Score-Indikators“. Auch hierbei gibt es wieder unterschiedliche Vorgehensweisen, welche das Gesamtergebnis grundsätzlich beeinflussen können. Eine einfache und gleichzeitig bei vielen etablierten Methoden angewandte Variante ist das arithmetische Mittel der Einzelwerte der unterschiedlichen Kategorien (Gan et al., 2017). Passend zum Forschungsdesign dieser Studie wird diese Aggregationsvariante zur Anwendung kommen.

4. Ergebnisse

4.1 Teil-Ergebnis I: Ökologische Bewertung

Folgendes sind die Ergebnisse der ökologischen Bewertung (siehe Tabelle 5 und Abbildung 1), welche sich aus der Aggregation der Klimawirkung, dem Ackerflächenverbrauch und dem Verbrauch an nicht-erneuerbarer Energie ergeben:

Bei den Lebensmitteln mit den niedrigsten Werten (und damit im Verhältnis geringsten ökologischen Auswirkungen) pro Einheit Protein unter Berücksichtigung der Proteinqualität handelt es sich bei den besten fünf von 25 um die Erbseneiweiß-Schnetzel (bio als auch konv.), Bio-Milch, Bio-Sojamilch und Bio-Tofu. Vier dieser fünf Lebensmittel sind biologisch produzierte Lebensmittel, ebenso sind vier von fünf pflanzliche Quellen.

Lebensmittel	Ökologische Bewertung
Erbseneiweiß Schnetzel Bio	0.05
Erbseneiweiß Schnetzel, konv.	0.09
Milch Bio	0.10
Sojamilch Bio	0.11
Tofu Bio	0.13
Linsen Bio	0.13

Gouda Bio	0.13
Milch, konv.	0.14
Gouda, konv.	0.18
Hühnerfleisch, konv.	0.18
Kichererbsen Bio	0.21
Eier, konv.	0.22
Linsen, konv.	0.22
Weizeneiweiß (Seitanbasis), konv.	0.24
Sojamilch, konv.	0.25
Kichererbsen, konv.	0.27
Bohnen, konv.	0.27
Eier Bio	0.29
Weizeneiweiß (Seitanbasis) Bio	0.29
Bohnen Bio	0.30
Schweinefleisch, konv.	0.33
Hühnerfleisch Bio	0.37
Schweinefleisch Bio	0.44
Rindfleisch Bio	0.55
Rindfleisch, konv.	0.83

Tabelle 5: Ergebnisse der Ökologischen Bewertung der Lebensmittel [Dimensionslos]

Das gute Resultat der Erbseneiweiß-Schnitzel (bio als auch konv.) hat mehrere Gründe: Erstens handelt es sich hierbei um ein Koppelprodukt der Erbsenstärkegewinnung, weshalb nur ein Teil der ökologischen Auswirkungen dem Erbseneiweiß angelastet wird. Zweitens haben Leguminosen (so auch Erbsen) grundsätzlich einen verhältnismäßig geringen Umwelteinfluss (Foyer et al, 2016). Drittens haben (gelbe) Erbsen eine für pflanzliches Protein relativ hohe Proteinqualität (Nosworthy et al., 2017). Die fünf Lebensmittel, welche pro Einheit Protein, unter Berücksichtigung der Proteinqualität, die höchsten und damit schlechtesten Werte aufweisen, sind ausnahmslos tierischen Ursprungs: Rindfleisch (bio, konv.), Schweinefleisch (bio, konv.) als auch Bio-Hühnerfleisch.

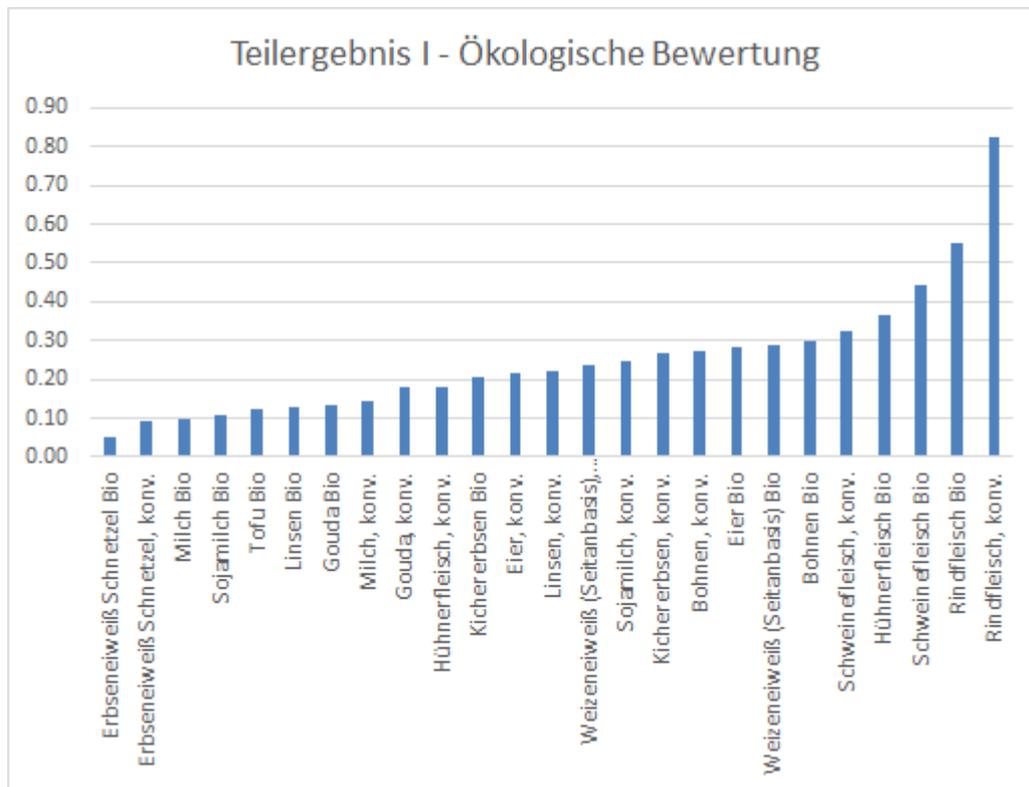


Abbildung 1: Ergebnisse der Ökologischen Bewertung der Lebensmittel [Dimensionslos]

Fasst man die untersuchten Lebensmittel zu Gruppen zusammen und bildet einen Mittelwert (siehe Tabelle 6 und Abbildung 2), zeigen sich bei den ökologischen Parametern geringfügig höhere Werte der konventionellen Varianten (+13%) verglichen mit biologisch produzierten Lebensmitteln und deutlich höhere Werte (+68%) beim Vergleich von pflanzlichen und tierischen Eiweißquellen – zu Ungunsten der tierischen Erzeugnisse.

Kategorie	Ökologische Bewertung	Prozentuale Abweichung
Mittelwert Biologische Lebensmittel	0.24	
Mittelwert Konventionelle Lebensmittel	0.27	+13%
Mittelwert Pflanzliche Lebensmittel	0.20	
Mittelwert Tierische Lebensmittel	0.33	+68%

Tabelle 6: Kategorische Unterschiede bei der ökologischen Bewertung, Prozentuale Abweichung in %

Betrachtet man die Reduktionspotenziale in Abhängigkeit vom Höchstwert (tierische u. konventionelle Lebensmittel, = 100%) zeigt sich eine um 11% geringere

ökologische Auswirkung von Bio gegenüber konv. und eine um 40% geringere Umweltwirkung von pflanzlichen Lebensmitteln gegenüber tierischen (siehe Abbildung 2).

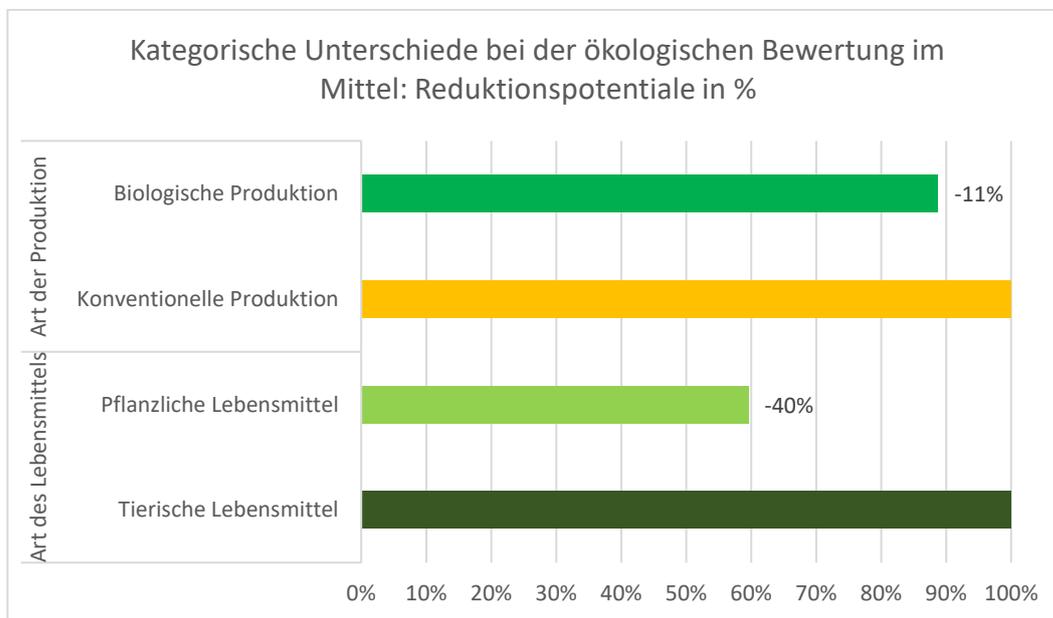


Abbildung 2: Kategorische Unterschiede bei der ökologischen Bewertung im Mittel, Reduktionspotenziale in %

4.2 Teil-Ergebnis II: Bewertung der Importabhängigkeit der betrachteten Lebensmittel

Einige der untersuchten Lebensmittel (und Produkte, die darauf basieren, z.B. Humus aus Kichererbsen) werden aktuell nur in sehr geringen Mengen bzw. gar nicht in Österreich hergestellt. Diese werden daher gegenwärtig großteils importiert und sind somit weitgehend als importabhängig einzustufen (obwohl sie hinsichtlich ihrer pflanzenbaulichen Anbaufähigkeit alle in Österreich angebaut bzw. produziert werden könnten). Hierbei handelt es sich um:

- Linsen
- Kichererbsen
- Bohnen
- Erbseneiweiß-Schnetzel (gelbe Erbsen)

Weiters wurden Lebensmittel untersucht, deren Saatgut bzw. Elterntiere nicht aus heimischer Produktion stammen. Dies betrifft

- bei pflanzlichen Lebensmitteln Linsen, Kichererbsen, Bohnen,
- bei tierischen Lebensmitteln Eier und Geflügelfleisch

Die erwähnten fünf Lebensmittel sind hinsichtlich Selbstversorgungsgrad bzw. der wichtigen Basisbetriebsmittel Saatgut bzw. Elterntiere gegenwärtig zu 100% als importabhängig einzustufen und werden daher im folgenden Abschnitt zunächst nicht berücksichtigt.

Die Analyse der Importabhängigkeit (Aggregation der Parameter Futtermittelimport, Düngemittelimport und Pestizidimport) für die verbleibenden 13 Lebensmittel, die aktuell in ausreichenden Mengen in Österreich produziert werden, zeigt folgende Ergebnisse per Einheit Protein unter Berücksichtigung des DIAAS (siehe Tabelle 7, Abbildung 3):

Bei den drei Lebensmitteln mit den niedrigsten Werten (= die geringste Importabhängigkeit) handelt es sich um pflanzliche Bio-Produkte: Tofu, Sojamilch und Weizeneiweiß. Lebensmittel aus extensiver Rinderhaltung (Bio-Rindfleisch, Bio-Milch, Bio-Gouda) weisen ebenfalls sehr niedrige Werte auf. Am anderen Ende des Spektrums finden sich ausnahmslos tierische, konventionelle Lebensmittel (im Ranking auf den letzten vier Plätzen).

Lebensmittel	Importabhängigkeits-Wert
Tofu Bio	0.01
Sojamilch Bio	0.01
Weizeneiweiß (Seitanbasis) Bio	0.02
Rindfleisch Bio	0.04
Milch Bio	0.04
Gouda Bio	0.05
Sojamilch, konv.	0.12
Schweinefleisch Bio	0.17
Weizeneiweiß (Seitanbasis), konv.	0.37
Schweinefleisch, konv.	0.38
Milch, konv.	0.42
Gouda, konv.	0.43
Rindfleisch, konv.	0.82

Tabelle 7: Ergebnisse der Bewertung der Importabhängigkeit der Lebensmittel [Dimensionslos]

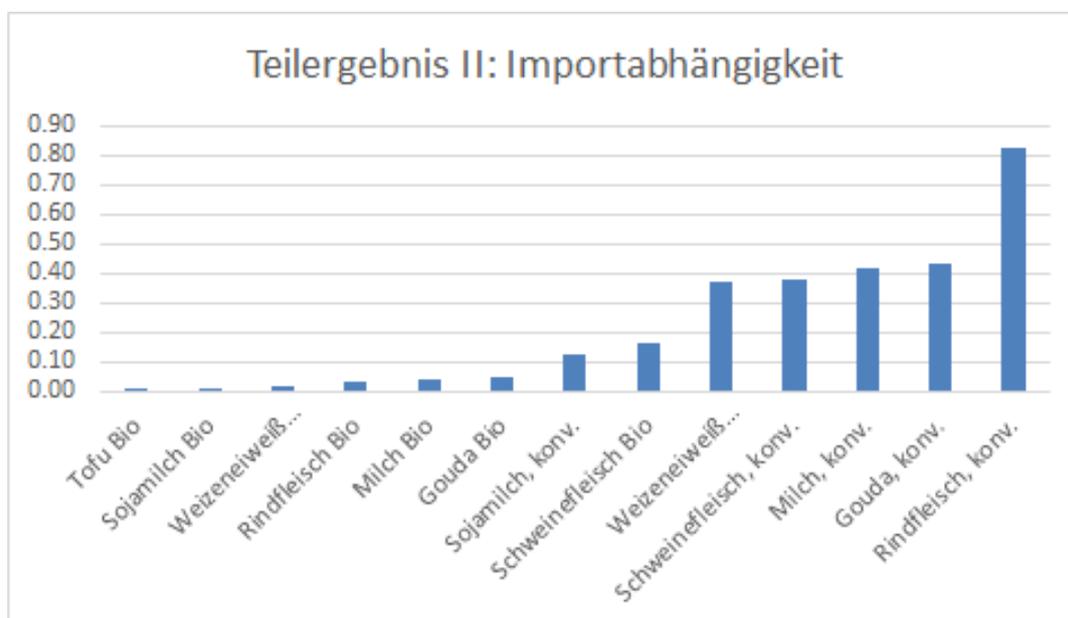


Abbildung 3: Ergebnisse der Bewertung der Importabhängigkeit der Lebensmittel [Dimensionslos]

Bei einer Gruppierung in biologische und konventionelle Lebensmittel, als auch tierische und pflanzliche, treten massive Unterschiede zu Tage: Die Importabhängigkeit bei den untersuchten konventionellen Lebensmitteln ist im Mittel um 841% höher als bei den biologischen (siehe Tabelle 8). Zwischen den pflanzlichen und tierischen Eiweißquellen besteht ein Unterschied von 216%. Diese deutlichen Verhältnisse lassen sich auch jeweils gut begründen:

Pflanzliche Eiweißquellen benötigen keine Futtermittel, weshalb sie in dieser Kategorie den tierischen Lebensmitteln grundsätzlich überlegen sind. Dadurch bedingt entfallen ebenfalls indirekte Düngemittel- bzw. Pestizidimporte, wie sie in den tierischen Produktionssystemen benötigt werden. Biologisch produzierte Lebensmittel benötigen wiederum, verglichen mit konventionellen Lebensmitteln, eine vielfach geringere Menge an (synthetisch-mineralischen) Düngemitteln als auch keine chemisch-synthetischen Pestizide. Dies ist bedingt durch ein wesentliches Prinzip des Biolandbaus: Vorrang von Bewirtschaftungsmaßnahmen vor dem Einsatz von externen Betriebsmitteln mit dem Ziel einer weitgehenden Kreislaufschließung¹⁶.

Kategorie	Importabhängigkeits-Wert	Differenz
Mittel Bio	0.05	
Mittel Konv	0.42	+841%
Mittel Pflanzlich	0.10	
Mittel Tierisch	0.33	+216%

Tabelle 8: Kategorische Unterschiede bei der Bewertung der Importabhängigkeit, Prozentuale Abweichung in %

Betrachtet man die Reduktionspotenziale in Abhängigkeit von den Höchstwerten, zeigt sich im Mittel eine um 89% geringere Importabhängigkeit von Bio-Lebensmitteln gegenüber konventionellen und eine im Mittel um 68% geringere Importabhängigkeit von pflanzlichen Lebensmitteln gegenüber tierischen (siehe Abbildung 4).

¹⁶ <https://www.bio-austria.at/a/bauern/pflanzenschutz-im-bio-landbau/>

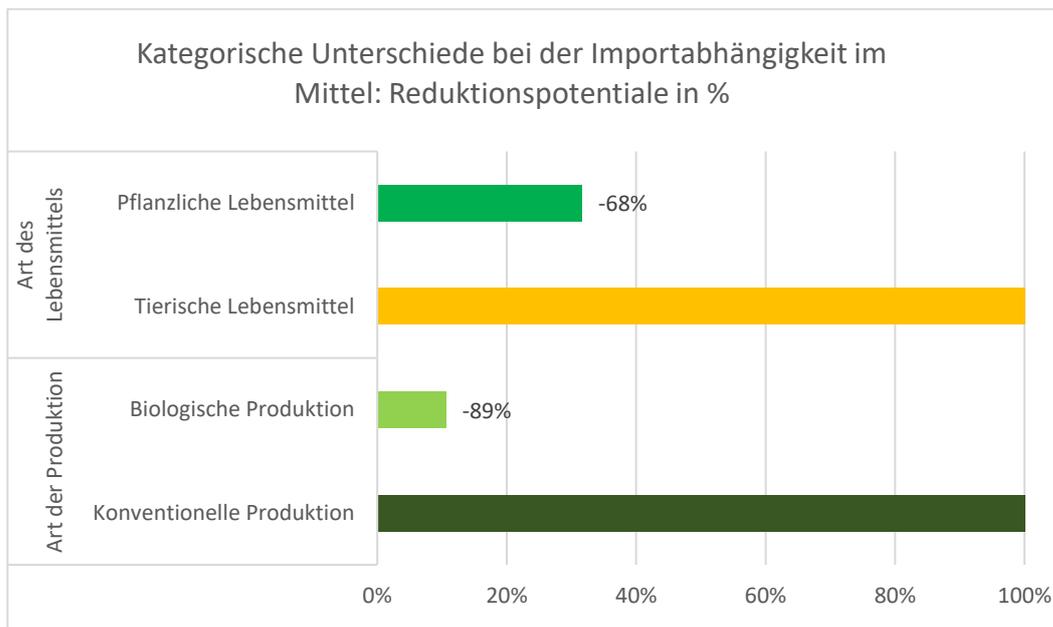


Abbildung 4: Kategorische Unterschiede bei der Bewertung der Importabhängigkeit im Mittel, Reduktionspotentiale in %

4.3 Gesamt-Ergebnis I: Aktuell

In Kombination zeigen die beiden Teilergebnisse folgendes Resultat, welches in Form eines Punktdiagramms (Abbildung 5) dargestellt ist: Die Lebensmittel, die aktuell sowohl hinsichtlich ökologischer Bewertung als auch Importabhängigkeit per Einheit Protein (unter Berücksichtigung der Proteinqualität) niedrige und somit gute Werte aufweisen, liegen im Diagrammbereich unten links. Lebensmittel, die hinsichtlich ökologischer Parameter positiv zu bewerten sind, befinden sich nahe der X-Achse (horizontal), jene die hinsichtlich Importabhängigkeit niedrige Werte aufweisen, befinden sich nahe der Y-Achse (vertikal). Tendenziell negativ (großer ökologischer Einfluss, hohe Importabhängigkeit) zu bewertende Lebensmittel finden sich im rechten, oberen Bereich.

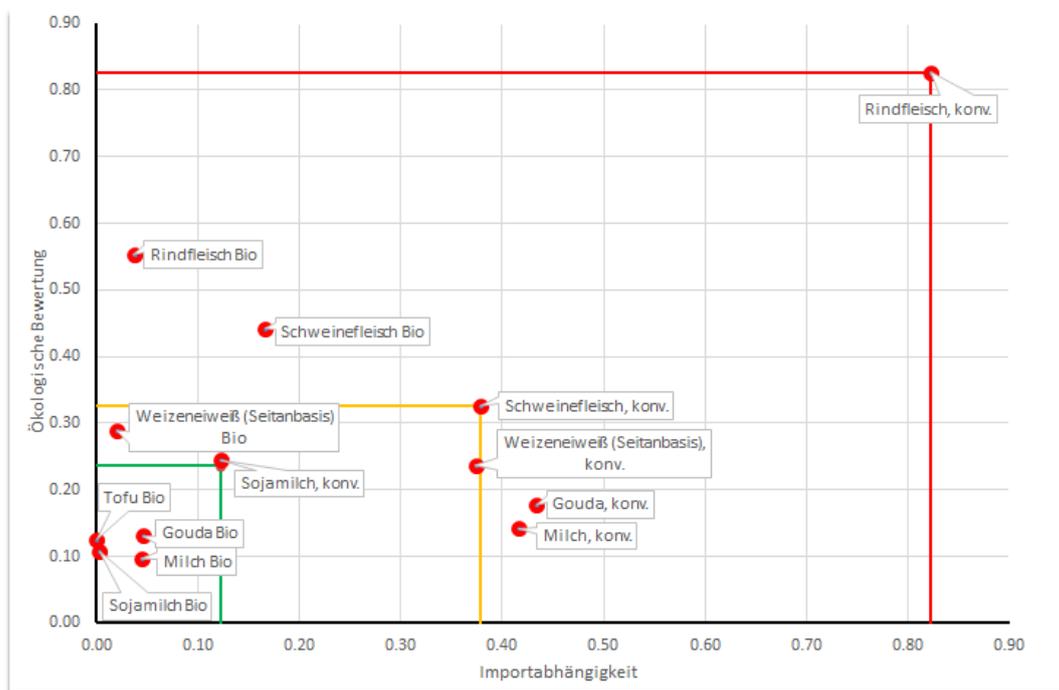


Abbildung 5: Gesamtergebnis I (aktuell): Kombination der ökologischen Bewertung und der Bewertung der Importabhängigkeit durch Einteilung in Sektoren. 1. Sektor = bis 50% Quantil, 2. Sektor = bis 75% Quantil, 3. Sektor = bis 100% Quantil.

Im sehr positiven ersten Sektor (0-50% Quantil, bzw. die besten 50% = Median) liegen biologisch produzierte Lebensmittel auf Soja-Basis (Tofu, Sojamilch) und Lebensmittel aus extensiver Milchwirtschaft (Bio-Milch, Bio-Gouda). Im darauffolgenden Sektor (50%-75% Quantil) liegen mit Weizeneiweiß (Seitanbasis) in konventioneller und biologischer Ausprägung als auch konventioneller Sojamilch drei pflanzliche Produkte. Im dritten Sektor (ab dem 75%-Quantil) liegen ausnahmslos tierische Produkte (Schweinefleisch bio, als auch konv, Milchprodukte konv. und Rindfleisch bio als auch konv.). Das konventionelle Rindfleisch (Annahme: intensive Stiermast mit Maissilage als Grundfutter) zeigt sowohl bei der ökologischen Bewertung als auch bei der Importabhängigkeit die höchsten Werte, bildet damit folgerichtig auch in der kombinierten Bewertung das Schlusslicht. Die zugrunde liegenden Werte sind zusammenfassend in Tabelle 9 dargestellt. Die Einteilung in die Sektoren ist hierbei durch die jeweilige Verteilung der Quantile (siehe oben u. Abbildung 5) definiert.

	Lebensmittel	Ökologische Bewertung	Importabhängigkeit
1.Sektor	Sojamilch Bio	0.11	0.01
	Tofu Bio	0.13	0.01
	Milch Bio	0.10	0.04
	Gouda Bio	0.13	0.05
2.Sektor	Sojamilch, konv.	0.25	0.12
	Weizeneiweiß (Seitanbasis) Bio	0.29	0.02
	Weizeneiweiß (Seitanbasis), konv.	0.24	0.37
3.Sektor	Schweinefleisch, konv.	0.33	0.38
	Milch, konv.	0.14	0.42
	Gouda, konv.	0.18	0.43
	Schweinefleisch Bio	0.44	0.17
	Rindfleisch Bio	0.55	0.04
	Rindfleisch, konv.	0.83	0.82

Tabelle 9: Gesamtergebnis: Einteilung der Lebensmittel in Sektoren. 1. Sektor = bis 50% Quantil, 2. Sektor = bis 75% Quantil, 3.Sektor = bis 100% Quantil.

4.4 Gesamt-Ergebnis II: Zukunftspotenzial

Die Werte in Abbildung 5 und Tabelle 5 (siehe oben) beschreiben den Ist-Zustand hinsichtlich ökologischer Parameter und Kriterien der Importabhängigkeit. Um allerdings zukünftige Potenziale einer möglichst umweltschonenden, ernährungssouveränen und damit krisensicheren Proteinerzeugung aufzeigen zu können, sollen in diesem Abschnitt wieder sämtliche untersuchte Lebensmittel berücksichtigt werden. Nämlich auch jene, die in Österreich aktuell nicht, oder nur in geringen Mengen angebaut oder produziert werden.

Wenn man von einem Szenario ausgeht, in dem sämtliche untersuchten Lebensmittel aus heimischer Produktion stammen (siehe Abbildung 6), lassen sich diejenigen Lebensmittel identifizieren, die hinsichtlich einer zukünftigen Ernährungs- bzw. Krisensicherheit einen entscheidenden Beitrag leisten können. Die in Kapitel 4.1 thematisierten, berechneten ökologischen Parameter (siehe

Tabelle 5) der Lebensmittel Linsen, Bohnen, Kichererbsen und Erbseneiweiß-Schnitzel wurden diesbezüglich auf einen heimischen Anbau hin modelliert (Anpassung der Transportwege und Verringerung der Flächenerträge). Um die Importabhängigkeit der Betriebsmittel von Erbseneiweiß, Linsen, Kichererbsen und Bohnen bewerten zu können, wurden für Dünger und Pestizide auf Durchschnittswerte von vergleichbaren Hülsenfrüchten aus österreichischem Anbau zurückgegriffen (Ackerbohne, Körnererbse)¹⁷.

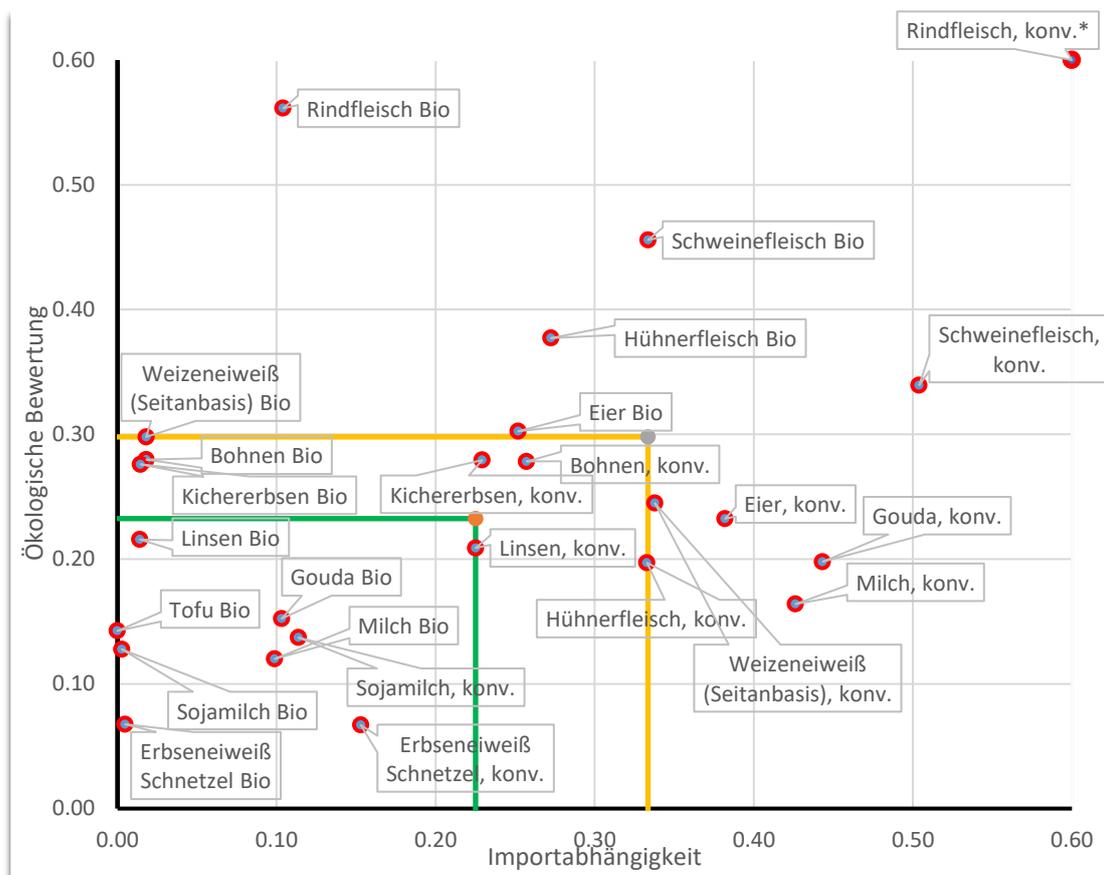


Abbildung 6: Gesamtergebnis II (Zukunftspotential): Kombination der ökologischen Bewertung und der Bewertung der Importabhängigkeit durch Einteilung in Sektoren. 1. Sektor = bis 50% Quantil, 2. Sektor = bis 75% Quantil, 3. Sektor = bis 100% Quantil. Anmerkung: Zwecks Lesbarkeit wurden die Achsen auf jeweils 0,6 festgesetzt. Aufgrund der in beiden Fällen sehr hohen Werte von konventionellem Rindfleisch, wäre es im Diagramm eigentlich außerhalb des sichtbaren Bereichs zu verorten.

¹⁷ <https://idb.agrarforschung.at/>

Wie in Abbildung 6 zu sehen ist, ordnen sich mit Linsen und Erbseneiweißschnetzel, jeweils in biologischer als auch konventioneller Produktionsweise, vier Lebensmittel der Kategorie Hülsenfrüchte im ersten Sektor (grüner Bereich, bis 50%-Quantil) ein. Vier weitere Hülsenfrüchte, Kichererbsen und Bohnen (jeweils bio und konv.) werden im zweiten Sektor (bis 75%-Quantil) verortet. Konventionelles Hühnerfleisch befindet sich am Übergang zwischen dem zweiten und dritten Sektor, biologisches Hühnerfleisch als auch Eier (jeweils bio und konv.) bereits zur Gänze im 3. Sektor (bis 100%-Quantil). In Tabelle 10 sind nochmals die aggregierten Werte für sämtliche untersuchten Lebensmittel, eingeteilt in die drei Sektoren (hervorgehoben mit Ampelfarben, innerhalb der Sektoren ohne spezifische Reihenfolge) zusammengefasst.

	Lebensmittel	Ökologische Bewertung	Importabhängigkeit
1.Sektor	Erbseneiweiß Schnetzel Bio	0.07	0.01
	Sojamilch Bio	0.13	0.01
	Tofu Bio	0.14	0.01
	Milch Bio	0.12	0.10
	Gouda Bio	0.15	0.10
	Linsen Bio	0.22	0.01
	Sojamilch, konv.	0.14	0.11
	Erbseneiweiß Schnetzel, konv.	0.07	0.15
	Linsen, konv.	0.21	0.23
2.Sektor	Kichererbsen Bio	0.28	0.01
	Bohnen Bio	0.28	0.02
	Weizeneiweiß (Seitanbasis) Bio	0.30	0.02
	Kichererbsen, konv.	0.28	0.23
	Bohnen, konv.	0.28	0.26

	Hühnerfleisch, konv.	0.20	0.33
3.Sekto r	Weizeneiweiß (Seitanbasis), konv.	0.24	0.34
	Eier Bio	0.30	0.25
	Hühnerfleisch Bio	0.38	0.27
	Eier, konv.	0.23	0.38
	Milch, konv.	0.16	0.43
	Gouda, konv.	0.20	0.44
	Schweinefleisch Bio	0.46	0.33
	Rindfleisch Bio	0.56	0.10
	Schweinefleisch, konv.	0.34	0.50
	Rindfleisch, konv.	0.83	1.00

Tabelle 10: Gesamtergebnis II (Zukunftspotenzial): Einteilung der Lebensmittel in Sektoren. 1. Sektor = bis 50% Quantil, 2. Sektor = bis 75% Quantil, 3.Sektor = bis 100% Quantil.

Die Lebensmittel im grünen Sektor weisen sowohl hinsichtlich der ökologischen Bewertung als auch der Importabhängigkeit, per Einheit Eiweiß, unter Berücksichtigung der Proteinqualität, die niedrigsten Werte auf. Sie sind insofern als die krisensichersten der untersuchten Lebensmittel zu verstehen. Jene Lebensmittel, die gelb unterlegt sind, können in diesem Kontext als moderat krisensicher bezeichnet werden. Lebensmittel im roten Tabellenbereich tragen tendenziell am wenigsten zu einer heimischen Ernährungs- bzw. Krisensicherheit bei. Es gilt hier allerdings anzumerken, dass einzelne Lebensmittel aufgrund der Wahl der Darstellungsform in einem der beiden Teilergebnisse (ökologische Bewertung bzw. Importabhängigkeit) bessere Werte aufweisen können. So ist z.B. Bio-Rindfleisch bei der Importabhängigkeit im grünen Bereich (bis 50%-Quantil) anzusiedeln. Bedingt durch einen hohen Wert bei der ökologischen Bewertung findet es sich allerdings im 3. Sektor des Koordinatensystems, und somit im roten Bereich wieder. Ein detailliertes Ranking der untersuchten Lebensmittel von 1-25 ist daher im Rahmen dieser Studie weder sinnvoll noch gewünscht. Viel eher ist es von Interesse, die Ergebnisse in einem größeren Maßstab zu bewerten.

Zu diesem Zweck wurden die Lebensmittel in Gruppen zusammengefasst: Monogastrierer (Hühner- und Schweinefleisch, Eier), Wiederkäuer (Rindfleisch und Milchprodukte), Hülsenfrüchte (Linsen, Bohnen, Kichererbsen, Erbseneiweiß-

Schnitzel), Sojaerzeugnisse (Sojamilch, Tofu) und Weizenerzeugnisse (Weizeneiweiß, Seitanbasis). Für jede Gruppe wurden die Mittelwerte der addierten Teilergebnisse von der ökologischen Bewertung und der Importabhängigkeit gebildet (in biologischer als auch konventioneller Produktionsweise, siehe Abbildung 7).

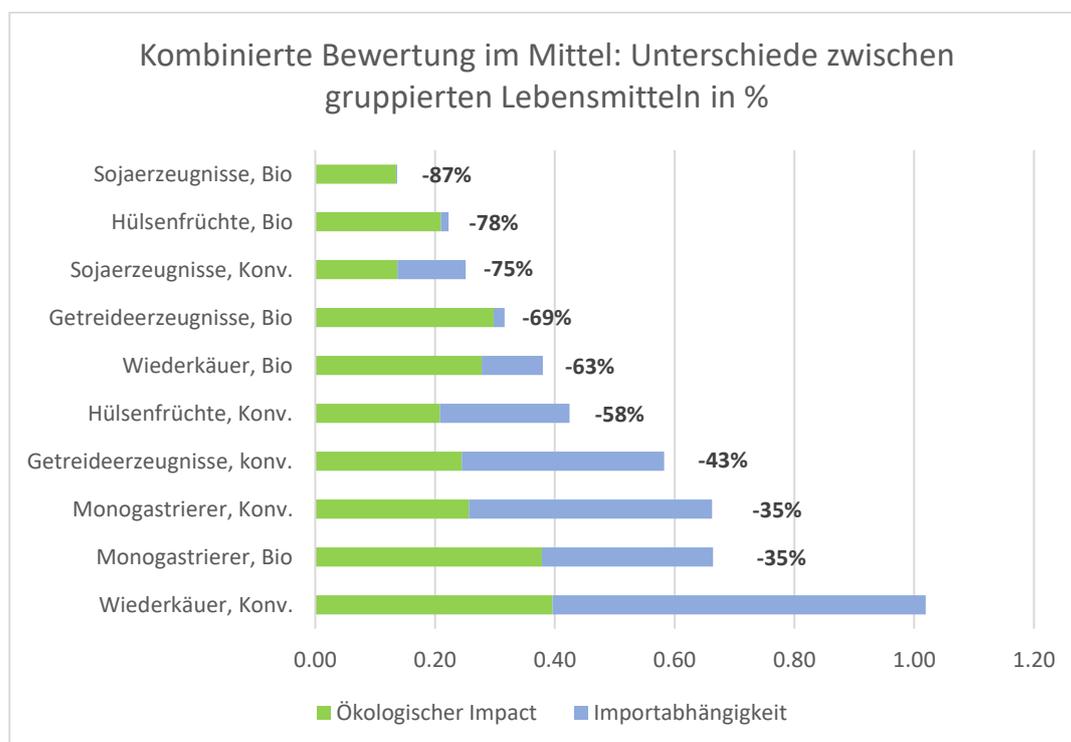


Abbildung 7: Gesamtergebnis II (Zukunftspotenziale): Kategorische Unterschiede der kombinierten Bewertung im Mittel. Prozentuale Differenz der gruppierten Lebensmittel in Abhängigkeit vom Höchstwert (=Wiederkäuer, konv.) in %

Wie die Zusammenführung der beiden Teilergebnisse zeigt, sind sowohl Sojaerzeugnisse (biologisch als auch konventionell) als auch biologisch produzierte Hülsenfrüchte als äußerst positiv für eine heimische ernährungs- bzw. krisensichere Eiweißversorgung einzustufen. Am anderen Ende des Spektrums finden sich Lebensmittel aus konventionellen Wiederkäuer-Haltungssystemen, als auch Lebensmittel (bio und konv.) von Monogastriern. Einzig die Lebensmittel aus den biologischen Wiederkäuerhaltungssystemen können aufgrund ihrer (für tierische Systeme verhältnismäßig) geringen Importabhängigkeit und der guten ökologischen Werte der Milchprodukte ein solides Ergebnis aufweisen.

Ebenso aufschlussreich ist ein Vergleich der Produktionsformen (bio und konv.) als auch ein Vergleich zwischen pflanzlichen und tierischen Quellen. Eine Zusammenführung der Teilergebnisse (siehe Abbildung 8) nach dem zuvor beschriebenen Schema für diese beiden Kategorien zeigt im Mittel um 43% geringere Werte von einer biologischen Produktionsweise, verglichen mit einer

konventionellen, als auch im Mittel um 57% geringere Werte von pflanzlichen Quellen gegenüber tierischen.

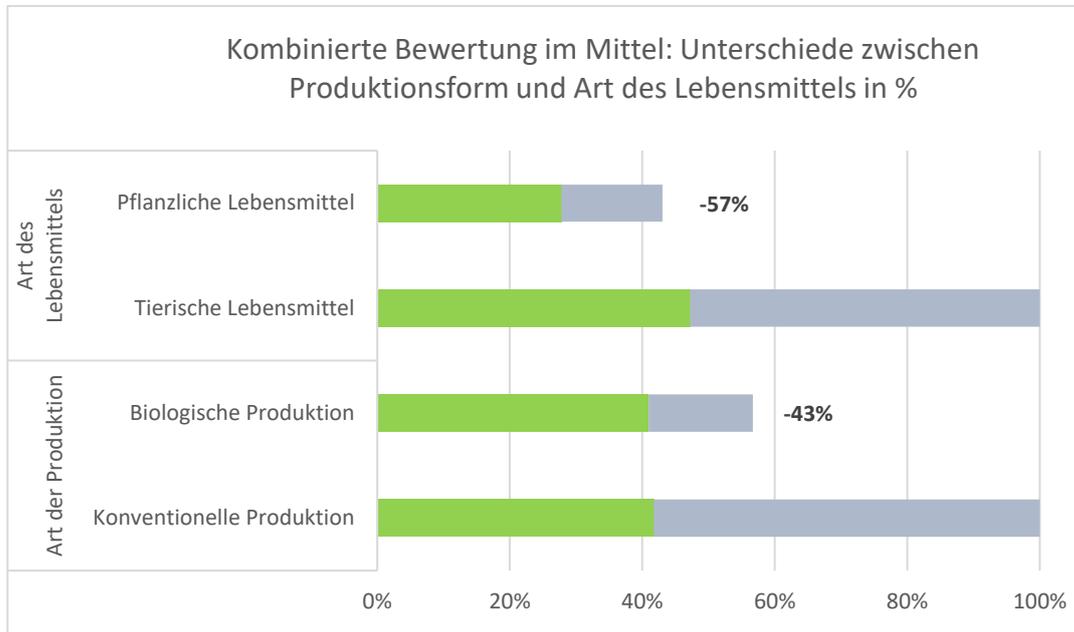


Abbildung 8: Gesamtergebnis II (Zukunftspotenziale): Kategorische Unterschiede der kombinierten Bewertung im Mittel. Prozentuale Differenz zwischen pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln, biologischer und konventioneller Produktionsweise, jeweils in Abhängigkeit vom Höchstwert in %

Der Bio-Vorteil gegenüber den konventionellen Lebensmitteln ergibt sich hierbei vor allem durch eine pauschal geringere Importabhängigkeit. Beim Vergleich zwischen pflanzlichen und tierischen Quellen hat ebenfalls die Importabhängigkeit den größten Einfluss, allerdings ist es auch ein signifikant geringerer ökologischer Impact, der zum niedrigen Gesamtwert und damit zu einer kategorisch höheren Ernährungs- bzw. Krisensicherheit der pflanzlichen Lebensmittel gegenüber den tierischen beiträgt.

5. Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die biologische Produktion von proteinreichen Lebensmitteln, vor allem hinsichtlich der Importabhängigkeit, als äußerst positiv zu bewerten ist. Da ein Grundgedanke des biologischen Landbaus, die weitgehende Kreislaufschließung mit einem möglichst geringen Einsatz von externen Betriebsmitteln (Gotthard et al., 2016) ist, vermag dieses Resultat nicht übermäßig zu überraschen. Um hingegen die ökologischen Auswirkungen im Zuge der (heimischen) Eiweißversorgung zu reduzieren, legen die Ergebnisse dieser Studie eine verstärkte Produktion von pflanzlichen Lebensmitteln zum direkten menschlichen Verzehr nahe. Auch das ist keinesfalls eine neue Erkenntnis, sondern eine in der Literatur vielfach genannte Maßnahme im Zuge einer nachhaltigen Entwicklung des Ernährungssystems (u.a. APCC, 2018; Schlatzer und Lindenthal, 2018). Allerdings wurde im Zuge dieser Studie auch die grundsätzlich höhere Proteinqualität von tierischen Lebensmitteln (Herreman et al., 2020) berücksichtigt, was der Bestätigung dieser Ergebnisse Nachdruck verleiht.

Wie die Ergebnisse dieser Studie ebenfalls gezeigt haben, werden hierzulande bereits aktuell eiweißreiche Lebensmittel produziert, die im Sinne der Ernährungssicherheit- bzw. Krisensicherheit als durchaus positiv zu bewerten sind. Hierbei handelt es sich zum einen um Lebensmittel auf Sojabasis. Aufgrund des hohen Proteingehalts, einer für pflanzliche Lebensmittel sehr hohen Proteinqualität (Reynaud et al., 2021), der Boden-Stickstofffixierung durch Knöllchenbakterien (geringer Düngerbedarf, Eder et al., 2019) als auch moderaten Flächenerträgen, kann die Ölsaat Soja in Bezug auf ökologische Auswirkungen als auch in Bezug auf die Importabhängigkeit von Betriebsmitteln als äußerst krisensicher bezeichnet werden. Österreich hat aktuell mit rund 93.000 Hektar innerhalb der EU die viertgrößte Sojaanbaufläche¹⁸. Der Sojaanbau in Österreich ist seit mehreren Jahren in einem stetigen Aufwärtstrend, aktuell ist Soja die viertgrößte Ackerkultur nach Mais, Weizen und Gerste¹⁹. Diese Entwicklung ist positiv zu bewerten, begünstigt die heimische Ernährungssicherheit allerdings vor allem dann, wenn ein möglichst großer Anteil des produzierten Sojas auch der Humanernährung dient.

Auch biologisch produzierte Milchprodukte aus extensiver Weidehaltung zeigen im Rahmen dieser Studie gute Resultate hinsichtlich einer heimischen Ernährungs-

¹⁸ <https://www.landschaftleben.at/lebensmittel/soja/daten-und-fakten>

¹⁹ https://www.ots.at/presseaussendung/OTS_20220525_OTS0113/anbau-2022-aufwaertstrend-bei-soja-aus-oesterreich-geht-ungebremst-weiter-bild

bzw. Krisensicherheit. Dies ist tendenziell ein überraschendes Ergebnis. Vor allem verarbeitete Milchprodukte wie Käse oder Butter werden in der einschlägigen Literatur, meist bei der Betrachtung einzelner Indikatoren wie der Klimawirkung, oft mit negativen ökologischen Folgewirkungen in Zusammenhang gebracht (Soares et al., 2021.). Allerdings betrifft das vor allem konventionelle (intensive) Rinderhaltungssysteme, welchen in dieser Studie ebenfalls kein positives Zeugnis ausgestellt werden kann. Weiters ist das gute Resultat mit der Funktionellen Einheit zu begründen: Pro Einheit Protein unterscheiden sich 1kg Milch und 1kg Käse (Gouda) in ihrer Umweltwirkung kaum, da zwar zur Produktion von Gouda in etwa 7,5 kg Rohmilch benötigt werden, der Käse dann aber auch in etwa die 7,5-fache Menge an Protein enthält. Bei einer (im LCA-Kontext weitgehend üblichen) ökologischen Bewertung per Menge Produkt würde die Umweltwirkung von Gouda hingegen 7,5-mal so hoch sein. Vergleichbare Studien, welche mit Protein als Funktioneller Einheit arbeiten (Ertl et al., 2015) zeigen für extensive (biologische) Rindersysteme in Österreich ähnliche positive Ergebnisse. Im folgenden Kapitel wird die spezielle Rolle der extensiven Rinderhaltung in Österreich im Detail erläutert.

5.1 Besondere Rolle von extensiver Rinderhaltung in Ö für die Ernährungssicherung

Mit der Nutzung des Dauergrünlandes (Wiesen, Weide, Almen) v.a. über die Milchviehhaltung (Rind- und Kalbsfleisch, Milch- und Milchprodukte) wird ein wichtiger Beitrag zur Ernährungssouveränität geleistet (aus Zamecnik et al. 2021):

a) Lebensmittel aus extensiver Rinderhaltung stammen von Flächen (Grasland), die sonst nicht zur Lebensmittelproduktion verwendbar sind:

Die landwirtschaftliche Fläche in Österreich beträgt ca. 2,5 Mio. ha. Davon sind knapp 1,21 Mio. ha. Dauergrünland und ca. 1,32 Mio. ha Ackerflächen (BMLFRW 2022). Weltweit sind von den insgesamt 4,74 Milliarden ha landwirtschaftliche Nutzfläche 3,18 Milliarden ha Weide- und Wiesenfläche, im Vergleich zu nur 1,56 Milliarden Hektar Ackerfläche (Statista 2022).

Eine ökologisch ausgerichtete, extensive Nutzung von Weiden bzw. Dauergrünland hat somit eine große Bedeutung für die Ernährungssouveränität neben weiteren ökologischen Vorteilen (Zamecnik, 2021, Lindenthal & Schlatzer, 2020). Eine ökologische Nutzung betrifft v.a. Weidesysteme auf mittlerer und niedriger Intensitätsstufe, häufig auch tierische Produktion im Kontext der biologischen Wirtschaftsweise, wobei der Milchviehhaltung in Österreich die zentrale Bedeutung zukommt (in geringerem Ausmaß Schafe und Ziegen).

b) Geringere Lebensmittelkonkurrenz im Vergleich zu Fleisch- und Milchprodukten aus Intensivtierhaltung

Für viele wichtige tierische Produkte (Schweinefleisch, Hühnerfleisch, Rindfleisch auf Basis von Stiermast, Milchprodukte von Hochleistungsbetrieben) aus konventionellen, intensiveren Haltungsformen ist der Anbau von Futtermitteln auf Ackerflächen in Form von Kraftfutter (Getreide, Eiweißfutter wie u.a. Soja, Erbse, Ackerbohne) erforderlich. Das Kraftfutter konkurriert direkt mit den für den Menschen verzehrbaren Lebensmitteln (Wolff et al., 2016; Ertl et al., 2016, Schlatzer & Lindenthal 2018). Für Kraftfutter und Feldfutter sind 40-50% der Ackerfläche in Österreich erforderlich (Abschätzung aus Zahlen von BMLFRW 2022 und Statistik Austria 2020). Eine grünlandbasierte Fütterung einer extensiven Milchviehhaltung braucht deutlich weniger Kraftfutter (Alig et al., 2012; Wolff et al., 2016) bis hin zu nahezu keinen Kraftfuttermengen bei Mutterkuhhaltungssystemen. Die Ackerflächenbeanspruchung für eine derartige Rindfleisch- und Milchproduktion im Inland aber auch im Ausland ist somit enorm verringert.

Grasland-basierte extensivere Rinderhaltung (weidebasierte Milchviehhaltung und insbesondere Mutterkuhhaltung) ist somit ein wichtiges **Gegenkonzept, um zukünftige Gefahren eines zunehmenden Kraftfutterbedarfes** (in der Rinderhaltung und generell in der Tierhaltung) zu begegnen. Damit wird einer notwendigen Intensivierung im Ackerbau (aufgrund erhöhter Nachfrage nach Futtergetreide und Eiweißfutter) und einer Importabhängigkeit von Eiweißfuttermitteln und fossilen Energieträgern (u.a. für die N-Düngerproduktion) entgegengesteuert.

c) Geringerer Wasserverbrauch: Extensivere, weidebasierte Nutzung des Grünlandes verbraucht im Vergleich zu kraftfutterbetonten Rationen in der Rindermast weniger Wasser für den Futteraufwuchs. Durch die Nutzung des Dauergrünlandes wird kein Wasser in wasserknappen Gebieten (wo viele Ackerbauregionen liegen und wo sich der Wasserstress durch den Klimawandel und der Zunahme von Trockenperioden noch verstärken wird) verbraucht. Mit der graslandbasierten extensiveren Rinderhaltung wird somit der Druck auf die Grundwassernutzung durch Bewässerung (für die ansonsten vermehrte Kraftfutterproduktion) reduziert, da weniger Kraftfutter verbraucht und damit der Intensivierungsdruck auf die Ackerbauregionen reduziert wird.

d) Gewässerschutz: Weidehaltungssysteme in extensiven und mittelintensiven Grünlandlagen weisen deutlich geringere Oberflächengewässerbelastungen durch Stickstoff und Phosphor (Eutrophierung) auf. Zudem können durch die extensive und mittelintensive Dauergrünlandbewirtschaftung (Wiesennutzung in

Verbindung mit Weidehaltung) Nitratbelastungen des Grundwassers weitgehend vermieden werden.

e) **Beitrag zum Klimaschutz - Sicherung der Kohlenstoffbindung in den Grünlandböden**

Dauergrünlandböden weisen deutlich höhere Humusgehalte als Ackerböden auf und speichern somit deutlich mehr Kohlenstoff im Oberboden. Durch einen geringen Kraftfutterbedarf von Weidehaltungssystemen und insbesondere bei Mutterkuhhaltung wird die Grünlandbewirtschaftung gesichert und ein (zumindest international wahrscheinlicher) Grünlandumbruch in günstigeren Lagen (infolge eines zunehmenden Kraftfutterbedarf und -nachfrage) vermieden.

f) Vorteile der **an die Weidehaltung angepassten Rassen** im Gegensatz zu neuen Hochleistungsrassen, da es zu geringeren Weideschäden (z.B. Verdichtung durch Vertritt) kommt, da diese Rassen ein geringeres Lebendgewicht haben.

5.2 Hülsenfrüchte - Schummerndes Potenzial

Was zukünftige Potenziale einer möglichst umweltschonenden, ernährungssouveränen und damit krisensicheren Proteinerzeugung angeht, sticht besonders die Gruppe der Hülsenfrüchte hervor. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass es sich bei Hülsenfrüchten, umso mehr aus biologischem Anbau, pro Einheit Protein (unter Berücksichtigung der Proteinqualität), nach sojabasierten Lebensmitteln, um die Lebensmittelgruppe mit der höchsten Krisensicherheit handelt. Im Gegensatz zu den sojabasierten Lebensmitteln, werden Lebensmittel auf Basis von Hülsenfrüchten zur Humanernährung in Österreich aber aktuell nur in sehr geringen Mengen hergestellt. Laut AGES²⁰ betrug die Anbaufläche für Linsen und Kichererbsen (inkl. Wicken) in Österreich im Jahr 2021 rund 3600 Hektar, jene für Käferbohnen rund 500 Hektar²¹. Bei einem durchschnittlich angenommenen Ertrag von 1 Tonne pro Hektar und einer österreichischen Bevölkerung von 9 Millionen Menschen beträgt die jährliche Pro-Kopf-Verfügbarkeit von Hülsenfrüchten aus heimischem Anbau somit ca. 450g. Bei einem durchschnittlichen, täglichen Proteinbedarf von 60g/Tag (~0,8g / kg Körpergewicht bei Erwachsenen zwischen 19 und 65 Jahren²²; Annahme: Durchschnittsgewicht Österreich = 74kg) wäre damit, unter Berücksichtigung der Proteinqualität, lediglich der Bedarf von zwei Tagen eines Jahres pro Person gedeckt.

²⁰ <https://www.ages.at/umwelt/klima/klimawandelanpassung/klimafitte-ernaehrung>

²¹ https://www.ots.at/presseaussendung/OTS_20230203_OTS0073/tag-der-huelsenfruechte-am-1002-oesterreich-bei-soja-linsen-co-top

²² <https://www.dge.de/presse/pm/wie-viel-protein-brauchen-wir>

Trotz dieser geringen produzierten Mengen ist der österreichische Selbstversorgungsgrad (2021/2022) bei Hülsenfrüchten mit 81% überraschend hoch angegeben²³. Das hat vielfältige Gründe: Erstens fließen in diese Versorgungsstatistik der Hülsenfrüchte auch die Futter-Leguminosen (z.B. Ackerbohnen) mit ein. Es lässt sich daher anhand dieser Statistik nicht eindeutig bestimmen, wie hoch der Selbstversorgungsgrad für die Humanernährung tatsächlich ist.

Zweitens werden Lebensmittel ab einer bestimmten Verarbeitungsstufe in der Selbstversorgungsstatistik nicht mehr berücksichtigt (persönliche Auskunft, Statistik Austria, 02/2023). Bestimmte verarbeitete Lebensmittel auf Basis von Hülsenfrüchten, die zum Großteil nicht aus heimischer Produktion stammen (z.B. Humus aus Kichererbsen) fallen daher aus der Rechnung.

Drittens ist der Selbstversorgungsgrad von Lebensmitteln abhängig von der Nachfrage bzw. dem Bedarf der Konsument:innen. Je geringer die Nachfrage bzw. der Bedarf ist, desto eher lassen sich beim Selbstversorgungsgrad hohe Werte erreichen. Laut der Versorgungsbilanz der Statistik Austria (2021/2022) liegt der Nahrungsverbrauch an (weitgehend unverarbeiteten) Hülsenfrüchten aktuell bei rund 1 Kilogramm pro Kopf.

Das ist ein sehr niedriger Wert – vor allem dann, wenn man ihn in Relation zum österreichischen Pro-Kopf-Verbrauch von tierischen Lebensmitteln setzt. Dieser betrug im Jahr 2021 rund 226 Kilogramm pro Kopf²⁴. Laut einer AGES-Studie beläuft sich allein die Masse an Futterweizen, -mais und -gerste, die zur Herstellung solcher Mengen an tierischen Lebensmitteln notwendig sind, auf jährlich rund 3 Millionen Tonnen (AGES, 2018). Das ist die tausendfache Menge der aktuell für die Humanernährung in Österreich produzierten Hülsenfrüchten.

Um die heimische Ernährungs- bzw. Krisensicherheit zukünftig zu stärken, legen die Ergebnisse dieser Studie nahe, dass sich dieser drastische Unterschied zwischen der Menge an tierisch erzeugten Lebensmitteln und der Menge an erzeugten Hülsenfrüchten für die Humanernährung deutlich verringern muss. Wie bereits besprochen ist hier die Nachfrageseite, also das Konsument:innenverhalten, eine wichtige Stellschraube, deren Rolle im folgenden Abschnitt diskutiert wird.

²³ <https://www.statistik.at/statistiken/land-und-forstwirtschaft/landwirtschaftliche-bilanzen/versorgungsbilanzen>

²⁴ <https://www.statistik.at/fileadmin/announcement/2022/08/20220831Versorgungsbilanzen-tierischeProdukte2021.pdf>

5.3 Rolle des Ernährungsstils / des Ernährungsverhaltens im Kontext der Ernährungssicherung

Seit vielen Jahren ist die Durchschnittsernährung in Österreich nicht als gesund einzustufen (siehe auch Rust et al., 2017 resp. Österreichischer Ernährungsbericht, 2017, DGE/ÖGE-Ernährungsempfehlungen). Der Fleischkonsum in Österreich ist mit gegenwärtig 61,4 kg pro Person und Jahr um zwei Drittel zu hoch, im Vergleich zu den aktuellen Empfehlungen der Österreichischen Gesellschaft für Ernährung von 16-23 kg pro Person und Jahr (ÖGE 2017, Schlatzer & Lindenthal 2020, 2022). Der Konsum von Gemüse ist hingegen deutlich zu niedrig und auch der Obstverzehr sollte aus gesundheitlicher Sicht höher sein.

Bei einer gesunden, stärker pflanzenbasierten Ernährung wäre nicht nur eine Reduktion von Fett, sondern auch eine **Reduktion der Eiweißzufuhr und damit auch eine Reduktion der erforderlichen Eiweißproduktion gegeben**. So konstatiert u.a. der Schweizer Ernährungsbericht, dass der Proteinverbrauch in der Schweizer Bevölkerung seit vielen Jahren doppelt so hoch ist wie die gewichtete Empfehlung, die auf dem empfohlenen Minimalbedarf basiert (Keller et al., 2012, BLV, 2021). Sowohl Frauen (1,10 g Protein) als auch Männer (1,23 g Protein) überschreiten im Durchschnitt die empfohlenen Mengen pro Kilogramm Körpergewicht (0,8 g pro Kilogramm Körpergewicht und bei Personen über 65 Jahren 1,0 g. Rund 27% der Schweizer Bevölkerung nehmen andererseits zu wenig Proteine zu sich (BLV 2021 - Schweizer Ernährungsbulletin 2021).

Damit wird deutlich, dass nicht nur die Sicht auf die landwirtschaftliche Produktion, sondern auch der Ernährungsstil und dabei ein **gesunder, nachhaltiger Ernährungsstil** von eminenter Bedeutung für die Empfehlungen für die **Ernährungssicherung** darstellen (s. Lindenthal und Schlatzer 2020).

Eine gesunde Ernährung entsprechend den ÖGE-Empfehlungen (u.a. deutlich reduzierter Fleischkonsum) würde zudem die **Treibhausgasemissionen** um 28% im Bereich der Ernährung reduzieren. Die Ernährungsgewohnheiten in Österreich wie auch generell in den Industrieländern sind nicht nur wichtig im Kontext der Klimakrise (s. auch IPCC, 2019), sondern auch für die Bereiche **Flächenverbrauch, Flächenverfügbarkeit, Biodiversität, Regenwaldabholzung** (Spill Over Effekt unserer Ernährung) und wie erwähnt viele weitere Umweltwirkungen (Bodenfruchtbarkeit, Gewässerschutz, s. Lindenthal & Schlatzer 2020, Westhoek et al., 2014) wenn es um nachhaltige Ernährungssicherung und Gesundheit der (Welt-)Bevölkerung geht.

Im Kontext eines gesunden, klimafreundlichen und nachhaltigen Ernährungsstils ist auch die große Bedeutung einer deutlichen Reduktion der **vermeidbaren**

Lebensmittelabfälle zu erwähnen (Obersteiner & Luck, 2020; Schlatzer & Lindenthal, 2020, IPCC, 2019, APCC, 2023).

5.4 Intensivierung in der Landwirtschaft als konventionelle Strategie zur Ernährungssicherung und ihre gravierenden Probleme

Um die Ernährungssicherung zu steigern (aufgrund der in Kapitel 1 erwähnten gegenwärtigen und zu erwartenden Krisen - Ukrainekrieg, weltwirtschaftliche Spannungen, Klimakrise), wird die Produktionssteigerung in allen Bereichen des Ackerbaus und der Tierhaltung propagiert. Intensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft werden zudem auch mit Effizienz-Argumenten begründet (geringerer Flächenverbrauch und Reduktion der Treibhausgas-Emissionen und des Wasserverbrauchs pro kg Produkt). Intensivierung in der Landwirtschaft in Österreich sowie generell in den Industrieländern und in vielen Schwellenländern hat jedoch **vielfältige negative Folgen bzw. Trade Offs** (Zamecnik et al., 2021). Sie betreffen u.a.:

- **Negative Effekte auf die Ernährungssicherung /Ernährungssouveränität:**
 - Die Intensivierung in der Tierhaltung (Rinder-, Schweine- und Hühnermast, Milchviehhaltung) erfordert in der Regel mehr Kraftfutter und damit zunehmende Nahrungskonkurrenz der Tierhaltung (Fütterung) zum Menschen.
 - Die durch Intensivierungsstrategien bedingte Nutzungsaufgabe von extensiveren Wiesen und Weiden (v.a. auch aufgrund wirtschaftlicher Bedingungen) verringert eine wichtige Nahrungsgrundlage für die Menschen im alpinen Raum, was die Krisenanfälligkeit der Lebensmittelversorgung in Österreich erhöhen wird (Lindenthal & Schlatzer, 2020). Die Nutzungsaufgabe von Wiesen, Almen und Weiden zieht den Verlust des Dauergrünlandes und zugehörige Lebensräume nach sich, da die Grünland-Standorte in der Folge verbuschen bzw. verwalden werden.
- Die durch Intensivierungsstrategien bedingte Aufgabe der Nutzung des Grünlandes / Weidelandes auf extensiveren Standorten hat vielfältige negative Folgen für die **Biodiversität** (extensive Wiesen und Almen sind in der Regel Flächen mit hoher Biodiversität).
- Die Intensivierung im **Ackerbau** durch die angepeilte Steigerung der Getreideerträge sowie auch infolge der Intensivierung in der Tierhaltung

(erhöhter Kraftfutterbedarf) hat gravierende **negative Folgen** (s. Heißenhuber, 2015):

- Abnahme der Bodenfruchtbarkeit der ackerbaulich genutzten Böden (Humusabbau, Anstieg der Bodenerosion und der Bodenverdichtungen) und weniger klimawandelanpassungsfähige Böden
 - Anstieg der Biodiversitätsverluste in Ackerbausystemen und tangierten Ökosystemen (aufgrund des erhöhten Pestizideinsatzes, erhöhter Stickstoff-Niveaus und weitere Ausräumung der Landschaft)
 - Anstieg des Pestizideinsatzes im Ackerbau (u.a. auch aufgrund der Verengung der Fruchtfolgen) mit seinen negativen Folgen auf Biodiversität (s. oben), Gewässerschutz, Bodenleben und Gesundheit des Menschen.
 - Zunahme der Eutrophierung und Nitratbelastung des Grundwassers aufgrund der durch die Intensivierung erforderlichen erhöhten Stickstoff- und Phosphor-Niveaus in den Ackerböden.
 - Anstieg der Krisenanfälligkeit wegen des zunehmenden Einsatzes an fossiler Energie und weiterer zunehmender Importabhängigkeit aufgrund erhöhten Einsatzes von Mineraldünger und Pestizide und steigender Kraftfutterimporte (Lindenthal & Schlatzer, 2020).
- Durch einen erhöhten Bedarf an Eiweißfutter für eine intensivierte Tierhaltung wird die **Zerstörung von Tropenwäldern und Savannen** zunehmen – mit ihren äußerst negativen Folgen für Klima, Biodiversität und den Wasserhaushalt (Schlatzer & Lindenthal, 2018, 2019 und 2020)
 - Infolge einer kraftfutterbasierten, intensiven Rindermast wird das **Eutrophierungs- und Versauerungspotenzial im Grünland** zunehmen (durch höheren Stickstoff- und Phosphor-Überschuss infolge der Kraftfutterimporte in den Betrieb; De Vries et al., 2015). Der Phosphoreintrag in die Gewässer sowie die Nitratbelastung von Grundwasser nimmt zu (Lindenthal, 2000).
 - Intensive Ackernutzung hat vielfach **Belastungen des Grundwassers** mit Nitrat (und Pestiziden), insbesondere in intensiven Ackerbausystemen, zur Folge (s. Heißenhuber et al., 2015)
 - **Negative Effekte auf das Tierwohl:** Intensive Tierhaltungssysteme haben gravierende Nachteile hinsichtlich Tiergerechtheit im Vergleich zu extensiveren Haltungsformen (BMEL, 2015, Müllleder et al., 2008). Durch extensivere / mittelintensive Weidehaltung werden zudem das Immunsystem der Tiere und die natürlichen Abwehrkräfte gegen Krankheiten gestärkt (Sanders und Heß, 2019) sowie die Klauengesundheit verbessert (Gerowitt et al., 2013, Sanders & Heß, 2019). Die Folgen bei intensiver Haltung von Milchkühen zeigen sich auch in deutlich reduzierter

Lebensdauer und einem vermehrten Krankheitsdruck der Hochleistungskuh.

- Der **Wasserverbrauch** wird durch extensivere Grünlandnutzung und Tierhaltungssysteme reduziert, da wesentlich geringere Ackerflächen (für Kraftfutteranbau) beansprucht werden. Zudem gelangen weniger Nährstoffe über Kraftfutterimporte in den Betrieb.
- Die Verknappung an Ackerflächen durch erhöhten Kraftfuttereinsatz in der Tierhaltung macht vermehrten Grünlandumbruch in günstigeren Lagen sehr wahrscheinlich (international und ev. auch national, wenn das Grünlandumbruchverbot in Österreich aufgehoben würde). Diese günstigeren Standorte, für die ein Grünlandumbruch rentabel werden wird, werden mit dem Klimawandel flächenmäßig sehr wahrscheinlich zunehmen (APCC, 2014). Durch Grünlandumbruch werden enorme CO₂-Emissionen verursacht (Freisetzung eines großen Teils des Bodenkohlenstoffs in Form von CO₂) und weitere ökologisch negative Folgen u.a. auf die Biodiversität, den Gewässerschutz und den Bodenschutz (Humusabbau, zunehmende Bodenerosion und -verdichtung)

Die **Bedeutung der biologischen Landwirtschaft** in Richtung einer **nachhaltigen, klimafreundlichen Landwirtschaft mit höherer Ernährungssicherheit** wird – entgegen der allgemein geführten Diskussion – aufgrund der hier kurz aufgezeigten Zusammenhänge deutlich. Diese Vorteile zeigen sich in Verbindung mit **einer gesunden, klimafreundlichen Ernährung** (deutliche Verringerung des Fleischkonsums und der vermeidbaren Lebensmittelabfälle s. Schlatzer & Lindenthal 2018 und 2019, Lindenthal & Schlatzer 2020).

5.5 Potenzielle Quellen für eine krisensichere Proteinerzeugung in der Zukunft

Neben den in dieser Studie untersuchten Eiweißquellen gibt es einige Alternativen, die eventuell langfristig ebenfalls zu einer krisensicheren Eiweißversorgung beitragen können. Aufgrund der dürftigen Datenlage und mangelnden Ressourcen wurden sie in dieser Untersuchung nicht berücksichtigt – der Vollständigkeit halber werden sie im folgenden Abschnitt überblicksartig beschrieben und hinsichtlich ihres Potenzials andiskutiert.

5.5.1 Algen

Algen – vereinfacht zu beschreiben als autotrophe, Photosynthese betreibende und wasserlebende Organismen (Guiry, 2012), werden seit Tausenden von Jahren von Menschen als Nahrungsquelle verwendet. In der Zukunft könnten sie eine potenzielle Teillösung für die globale Ernährungssicherheit und die

Abschwächung der Umweltprobleme, die durch die Ausweitung der landgestützten Nahrungsmittelproduktion verursacht werden, sein (Kusmayadi et al., 2021).

Die Produktion von (getrocknetem) Einzellerprotein (Single cell protein) als Zusatz für Futtermittel und für die menschliche Ernährung erlangt immer mehr Beachtung und Bedeutung (Leger et al., 2021). Als Vorteile einer Kultivierung von Algen für ein breites Verwendungsspektrum (z.B.: Futter- und Lebensmittel, Nahrungsergänzungsmittel, Kosmetik und Medizin) gelten zum Beispiel eine hohe Wachstumsrate, geringer Wasserverbrauch, geringer Landbedarf und CO₂-neutrale Emissionen (z.B.: Geada et al., 2021; Ullmann & Grimm, 2021).

So dienen sie nicht nur als natürliche Kohlenstoffsенke zur Abschwächung der globalen Erwärmung, sondern könnten auch dazu beitragen, den zunehmenden Druck auf Ackerland und Süßwasserressourcen, die für die Nahrungsmittelproduktion an Land benötigt werden, zu verringern (Milledge, 2011). Durch ihre reichhaltige biochemische Zusammensetzung – manche entfetteten Mikroalgen enthalten etwa 20% bis 45% Rohprotein mit günstigen Aminosäureprofilen (Ekmay et al., 2014; Gatrell et al., 2017 zit. nach Kim et al., 2019) – gelten Algen als eine der aussichtsreichsten Nahrungsquellen der Zukunft mit funktionaler Qualität und Nährwert (Gouveia et al., 2010; Niccolai et al., 2019).

Die weltweite Produktion von Algen ist heute 60-mal höher als vor siebzig Jahren, wobei dies vor allem auf die Kultivierung zurückzuführen ist. Ungefähr 57% davon werden in China erzeugt. In Europa hat Norwegen²⁵, die größte Produktionsmenge (Cai et al., 2021). Offene Teichsysteme, Photobioreaktoren und Fermenter bzw. Bioreaktoren stellen die häufigsten Produktionssysteme für Algen (Ullmann & Grimm, 2021). Fasolin et al. (2019) weisen darauf hin, dass bei solch neuen Proteinquellen aus Algen noch vermehrt Untersuchungen zur Verträglichkeit (z.B. Allergien) und zur Lebensmittelsicherheit (z.B. Schwermetalle, Jodgehalt) notwendig sind. Ebenso sind nicht alle für die menschliche Ernährung am häufigsten genutzten Algenarten bereits von der zuständigen Behörde in Europa (European Food and Safety Authority, EFSA)²⁶ genehmigt (Niccolai et al., 2019).

²⁵ Eine Liste an Akteuren in Österreich sind z.B. unter https://nachhaltigwirtschaften.at/resources/fdz_pdf/netzwerk-algen-akteure-in-oesterreich.pdf zu finden.

²⁶ EU Unionsliste nach Durchführungsverordnung (EU) 2017/2470

5.5.2 Insekten

Insekten als Bestandteil der menschlichen Ernährung sind in vielen Regionen der Welt üblich. In manchen Gesellschaften sorgen Insekten für bis zu 50% der menschlichen Proteinzufuhr (Raubenheimer & Rothman, 2013). In Europa werden Insekten momentan allerdings kaum zur Ernährung verwendet. In Österreich wird die Zucht von Insekten zur landwirtschaftlichen Urproduktion gezählt und ist offiziell vergleichbar mit der Haltung anderer Nutztiere (LK OÖ, 2023). Für die Lebensmittelproduktion werden Insekten als Primärerzeugnisse²⁷ in der Unterkategorie von Nutztieren²⁸ als „Nutzinsekt“ eingestuft. Aktuell werden Insekten vor allem als Futtermittel (Proteinquelle für Schweine, Geflügel und Fische) angedacht. Rechtliche Vorgaben regeln, welche Insektenarten (z.B. Heimchen - *Acheta domestica*) zur Herstellung von Futtermitteln und für welche Bereiche (z.B. Aquakultur, Schweinemast) gezüchtet werden dürfen.

Insekten haben einen hohen Proteingehalt und eine günstige Aminosäurezusammensetzung und werden schon deshalb häufig als Alternative zu anderen Proteinquellen, wie z.B. Fleisch und Fisch, für die menschliche Ernährung genannt. (z.B. van Huis, 2013). Die gemessenen und angegeben (Roh-)Proteingehalte von Insekten haben große Schwankungsbreiten – jedoch auf hohem Niveau. Diese Werte sind z.B. mit denen von Hühnerfleisch oder proteinreichen Pflanzen vergleichbar (z.B. Rumpold & Schlüter, 2013; Kim et al., 2019, EFSA Panel on Nutrition, 2021). Die Aminosäurezusammensetzung der Insektenproteine ist ernährungsphysiologisch wertvoll.

Für die direkte menschliche Ernährung dürfen nur Insekten aus der Zucht und nicht aus Wildfang in Umlauf gebracht werden (LK OÖ, 2023). Bei der Züchtung von Insekten als Lebensmittel müssen viele Bereiche beachtet werden, z.B. garantierter Schutz vor Schadorganismen, Verhinderung des Entkommens gezüchteter Insekten in die Umwelt, Fütterung für die Lebensmittelproduktion nur mit für die Nutztierfütterung geeigneten Futtermitteln²⁹ sowie Abtötung durch Tiefrieren.

Bei den Untersuchungen der EFSA (2021) zu Mehlwürmern wurde darauf hingewiesen, dass die Qualität und Menge dieser Insektenart alleine nicht ausreichen kann, um die für den Menschen nötige Proteinversorgung (Menge und Qualität) zu gewährleisten. Als Ergänzung zu anderen Proteinquellen am Speiseplan eignet sich diese jedoch. Neben der Ausgewogenheit der Ernährung muss auf Hygiene und Lebensmittelsicherheit geachtet werden. Das BMG (2022)

²⁷ Artikel 2 Abs. 1 lit. b der Verordnung (EG) Nr. 852/2004

²⁸ Verordnung (EG) 2017/893

²⁹ Vgl. Verordnung (EG) Nr. 183/2005 mit Vorschriften für die Futtermittelhygiene.

zählt anwendungstechnische Fragen und Probleme auf, die es vor einer breiten Zulassung von Insekten zur menschlichen Ernährung noch zu klären gilt – z.B. Charakterisierung eventuell vorkommender antinutritiver Eigenschaften bzw. gesundheitlicher Risiken (z.B. Allergene³⁰, mikrobielle Kontamination); Ausschaltung von Krankheitsrisiken durch Übertragung von Parasiten; Haltbarkeitsstudien der verarbeiteten Produkte (Insekten sind sehr anfällig für Verderb).

Eine Produktion von Insekten sollte immer mit einer Beachtung umfassender Nachhaltigkeitsaspekte einhergehen. Nachdem die Nutzung und Sammlung wildlebender Insekten für eine kommerzielle Nutzung unmöglich scheint, wird sich die Produktion auf künstliche und nach außen geschützte Züchtungsanlagen konzentrieren. Sowohl das BMG (2022) als auch Vinci et al. (2021) resümieren, dass die Massenproduktion von essbarem Insektenprotein noch nicht konkurrenzfähig (vor allem gegenüber der traditionellen Fleischproduktion) ist und eine „breitere Nutzung von Insekten in der westlichen, menschlichen Ernährung noch in weiter Ferne“ zu liegen scheint.

5.5.3 Fisch (Aquakultur)

Nahrungsmittel aus aquatischen Ökosystemen bieten zahlreiche für die menschliche Versorgung höchst relevante Nährstoffe – Proteine, langkettige mehrfach ungesättigte Omega-3- oder n-3-Fettsäuren und viele Mikronährstoffe (z.B. Vitamin D, Selen und Eisen) (FAO, 2018; Bernhardt & O’Connor, 2021). Der Rohproteingehalt liegt zwischen 11% und 28%, wobei um die 20% den herkömmlichen Gehalt darstellen (Venugopal & Shahidi, 1996).

2018 stammten nach FAO (2020) ähnlich viele Wasserorganismen für die Ernährung aus Wildfang (v.a. marin) wie aus Aquakulturen (96,4 bzw. 82 Millionen Tonnen Lebendgewicht), wobei letztere in den letzten Jahrzehnten einen rapiden Zuwachs zu verzeichnen hat. Ungefähr 12% (22 Millionen Tonnen) der weltweit gefangenen Wasserlebewesen werden wiederum, vorwiegend zu Fischmehl (Proteine) und -öl (Lipide) verarbeitet, an Fische aus Aquakulturen verfüttert (FAO 2020). Futterfische werden zumeist unabhängig von Alter und Art in bodennahen Wasserschichten dafür extra gefangen, was zu einem steigenden Druck auf die Fischpopulationen und dem ganzen Ökosystem führt (Fröhlich et al., 2018). Eine vermehrte Verfütterung von pflanzlichen Proteinen (z.B. Soja- und Rapsmehl) und Abfallprodukten der Verarbeitung von Tieren (z.B. Knochen- und

³⁰ vor allem bei Menschen, die auch gegen Krebstiere und Hausstaubmilben allergisch sind (EFSA 2021)

Fleischmehl) zur Reduzierung des tlw. massiv eingesetzten Fischmehls eröffnet neue Herausforderungen (Malcorps et al., 2019) wie „Feed no food“, verlagerte Probleme auf die Umwelt an Land (z.B. Regenwaldabholzung für riesige Sojaflächen) sowie negative Effekte auf die Gesundheit (siehe Daniel, 2019) von vor allem fleischfressenden Fischarten (z.B. Lachs und Forelle). Die bereits zuvor besprochenen alternativen Proteinquellen Insekten und Algen werden ebenfalls verstärkt auch als Futtermittel für Fische angedacht und bereits verwendet. Für eine zukunftssichere globale Aquakulturproduktion muss daher die vermehrte Kultivierung von ressourcenintensiven, fleischfressenden Fischarten überdacht werden (Tran et al., 2017).

Österreich importiert einen übermäßig großen Teil von Fisch und anderen Wasserorganismen sowohl aus Süßwasser wie auch aus marinen Systemen. Im Jahr 2021 lag der Selbstversorgungsgrad (Statistik Austria, 2023) von Fisch in Österreich bei ca. 7% bei einem Pro-Kopf-Verbrauch von ca. 8kg pro Jahr. Regenbogen-, Bachforellen und Bachsaiblinge, alles fleischfressende Arten, werden in Österreichs Aquakulturen bei weitem am häufigsten kultiviert (Statistik Austria, 2021). Nur die Produktion von Karpfen, ein Allesfresser, folgt diesen auf noch hohem Niveau. Hinsichtlich einer zukunftssicheren, heimischen Proteinversorgung kann Fisch aus nachhaltiger Produktion, wie Insekten und Algen, einen sinnvollen Beitrag leisten: So können Süßwasser-Aquakulturanlagen (z.B. extensiv bewirtschaftete Karpfenteiche) neben der Bereitstellung von Lebensmitteln noch viele weitere Ökosystemleistungen erbringen (z.B. Artenvielfalt, Klimaschutz oder Kulturlandschaft) (UBA, 2020).

5.6 Limitationen der Studie

Wie in jeder wissenschaftlichen Arbeit existieren auch für diese Studie aufgrund des gewählten Untersuchungsrahmens, der verwendeten Methodik als auch verfügbarer Ressourcen, gewisse Limitationen, die im folgenden Abschnitt dargestellt werden.

Die vorliegende Studie gibt lediglich eine Momentaufnahme bzgl. Ernährungssicherheit und Krisensicherheit in Österreich wieder, die auf gegenwärtigen Daten und Annahmen beruhen. Es ist anzunehmen, dass sich Parameter wie u.a. Flächenerträge, Emissionsfaktoren oder Energieverbräuche auf vielfältige Weise ändern können – und somit auch die Relevanz und Aussagekraft der Ergebnisse. Aussagen beziehen sich ausschließlich auf Österreich und können nicht ohne weiteres auf andere Länder übertragen werden. Aufgrund der "internalen Normalisierung" beim methodischen Schritt der Aggregation ist zudem ein sinnvoller Vergleich mit anderen Studienergebnissen generell wenig sinnvoll. Die in dieser Studie untersuchten Lebensmittel stellen ein in sich geschlossenes System dar. Somit sind die vergleichenden Aussagen dieser Studie

ausschließlich für genau diese untersuchten Einzel-Lebensmittel, in Relation zu genau dieser Grundgesamtheit als valide einzustufen.

Ebenfalls anzumerken ist, dass die in dieser Studie berücksichtigten ökologischen Wirkungsindikatoren (Klimawirkung, Flächenverbrauch, nicht-erneuerbarer Energieverbrauch), keinesfalls sämtliche Aspekte von Ernährungs- bzw. Krisensicherheit abdecken. Andere relevante Faktoren, wie z.B. die Bodenqualität, der Wasserverbrauch und eine explizite Bewertung von Biodiversität, konnten aus ressourcen-technischen Gründen nicht evaluiert werden. Selbiges gilt für die Bewertung der Importabhängigkeit (Düngemittel, Futtermittel, Pestizide) wo z.B. auch der Import landwirtschaftlicher Maschinen eine relevante Teilkategorie darstellen würde.

Des Weiteren gilt es im Zusammenhang mit krisensicherer Ernährung, auch pflanzenbauliche Eigenschaften von Kulturen zu berücksichtigen. Die Anfälligkeit bzw. Resistenz von Nutzpflanzen gegenüber Schädlingen, Hitze, Kälte, Wasser- und Nährstoff-knappheit ist im Kern ein wesentliches Kriterium, um landwirtschaftliche Erzeugnisse hinsichtlich Krisensicherheit beurteilen zu können. Im Zuge dieser Studie konnte diese pflanzenbauliche Komponente nicht in die Bewertung einfließen. Dies wäre jedenfalls ein guter Anknüpfungspunkt für weiterführende Untersuchungen.

6. Handlungsempfehlungen

6.1 Übergeordnete zentrale Handlungsempfehlungen

Übergeordnete zentrale Handlungsempfehlungen umfassen Maßnahmen zur Steigerung der Ernährungssicherheit und zur Förderung eines nachhaltigen und gesunden Ernährungsstils, der u.a. einen verstärkten Konsum jener Produkte vorantreibt, die die Ernährungssicherheit / Ernährungssouveränität fördern. Aufbauend auf Vorläuferstudien (Schlatzer & Lindenthal, 2018, Lindenthal & Schlatzer, 2020, Allianz Nachhaltige Universitäten in Österreich, 2021, Zamecnik et al., 2021) sind folgende Handlungsempfehlungen hervorzuheben:

1.) **Förderung / Etablierung nachhaltiger, klimafreundlicher und gesunder Ernährungsstile:** Dies umfasst u.a. (a) Förderung jener pflanzlichen Produkte, die großen Beitrag zur Ernährungssicherheit liefern; b) Reduktion des Fleischkonsums entsprechend der Gesundheitsempfehlungen der Österreichischen und Deutschen Gesellschaft für Ernährung. Hierbei sind Maßnahmen u.a. in folgenden Bereichen bedeutsam:

- Bewusstseinsbildung / Bildung: z.B. Bildungsprojekte in Kindergärten, Schulen, an Universitäten, Fachausbildungen für Koch- und Gastronomieberufe, Erwachsenenbildung sowie Bildungs-Kampagnen von Bund, Ländern, Gemeinden in Kooperation mit dem Gesundheitswesen
- Umfassende inhaltliche Medienarbeit zu gesunden und nachhaltigen Ernährungsstilen (in Massenmedien, Social Media, regionale Medien)
- Gemeinschaftsverpflegung / Gastronomie:
 - Ausbau des veganen und vegetarischen Menü-Angebotes insbesondere mit biologischen, saisonalen, und regionalen Produkten,
 - Sichtbarmachung nachhaltiger, gesunder Menüs
 - Preisliche Förderung vegetarischer und veganer Speisen in Großküchen, Kantinen, Gastronomie und Catering
 - 1 bis 2 Veggie Days pro Woche in der Gemeinschaftsverpflegung der öffentlichen Hand (Krankenhäuser, Mensen, Kantinen etc.)
 - Nudging zur Reduktion von Fleisch im Rahmen der öffentlichen Beschaffung bzw. in der Gemeinschaftsverpflegung und Großküchen: weniger große Portionen und weniger Fleisch bei den Buffets
- Unternehmen: Lebensmitteleinzelhandel / Supermärkte, Lebensmittelverarbeitung:
 - Ausbau des Angebots vegetarischer und veganer Produkte
 - Nudging für vegetarische und vegane Lebensmittel
 - Verstärkte Bewerbung pflanzlicher Produkte und Verlagerung der Billigpreisangebote in den pflanzlichen Bereichen
- Tourismus: Verknüpfung des nachhaltigen Tourismus mit gesunden, klimafreundlichen und nachhaltigen Ernährungsstilen
- Fiskal-/Steuer- und Fördersystem:
 - Sozial ausgerichtete Fleischsteuer oder mitgedacht bei der Bepreisung von einer sozial ausgerichteten CO₂-Steuer (s. Ref-NEKP 2019, APCC, 2018)
 - Kraftfutter stärker besteuern (diesbezüglich Forschung vorantreiben und Umsetzungsschritte starten)
 - Opportunitätskosten/externalisierte Kosten (Kosten, die durch die Landwirtschafts-bedingten Umweltbelastungen entstehen) einrechnen
 - Streichen kritischer (Agrar-)Subventionen im Hinblick u.a. auf Klimaschädlichkeit, Krisenanfälligkeit des Ernährungssystems, Zentralisierung und gesundheitsschädigender Wirkungen

- Förderung von Kulturen, die zur Ernährungssicherheit stark beitragen können (z.B. Erbsen, Bohnen, Kichererbse, Linsen) sowie von Lebensmitteln aus biologischer, regionaler, saisonaler Herkunft.

2.) Strukturpolitische und ordnungspolitische Maßnahmen auf Bundes-, und Länderebene in den Bereichen: Gemeinsame auf Nachhaltigkeit, Ernährungssicherung und Gesundheit konsequent ausgerichtete **Agrarpolitik**, **Gesundheitspolitik** und **Klimapolitik** und deren Zusammenführung über eine **Ernährungspolitik**

3.) **Verbesserte Kennzeichnung von Lebensmitteln** – um Transparenz zu steigern, u.a. in der Außer Haus-Versorgung, bei verarbeiteten Produkten sowie für tierische Produkte.

4.) Ausbau der **Förderung des Biolandbaus** durch fördernde Maßnahmen in den Bereichen Agrarpolitik, Regionalpolitik, Fiskalpolitik, Gemeinschaftsverpflegung, Gastronomie / Tourismus, Catering, Bildung, Beratung, Forschung u.a.

5.) **Sorten und Saatgut / Pflanzgut:**

- Förderung der Vermehrung und Einsatz von regionalem Saatgut, Ausbau des Saatguttausches und des regionalen Saatguthandels
- Regionale Saatgut- und Pflanzenzuchtinitiativen, kleine Zuchtfirmen sowie regional orientierte Erhaltungszucht in Österreich verstärkt fördern
- Förderung und Wissensportale von lokalem Wissen über Sorten, Saatgutvermehrung und Zucht aufbauen bzw. ausbauen

6.) **Forschung:**

- Veränderung des Konsumverhaltens: u.a. Erforschung der Ursachen des gegenwärtigen Ernährungsverhaltens und Lösungsansätzen in Richtung Reduktion des Fleischkonsums
- Begleitforschung zu Pilotprojekten im Bereich Fleischsteuer in Verbindung mit einer aufkommensneutralen CO₂-Steuer
- Optimierung und Ausweitung der Eiweißpflanzenzucht für die menschliche Ernährung
- Artgerechte Tierhaltungssysteme in zirkulären Nahrungsmittelsystemen

6.2 Spezifische Handlungsempfehlung für ausgewählte untersuchte Lebensmittel

Diese umfassen u.a. die **Förderung eines deutlich verstärkten heimischen Anbaus von Linsen, Kichererbsen, Bohnen und Erbsen (gelbe Erbsen)**

- Erhöhung der Förderungen für den Anbau dieser Kulturarten im Rahmen des ÖPUL
- Verstärkte Förderungen von Produkt- und Marketing-Innovationen / Kooperationen zwischen Landwirtschaft und verarbeitenden und handelnden Unternehmen in diesem Bereich, um eine verstärkte inländische Produktion dieser Kulturarten zu erreichen
- Förderung der Züchtung und der Vermehrung bzw. der heimischen Saatgutproduktion von Linsen, Kichererbsen, Bohnen, Erbsen
- Ausbau der Beratung für diese Kulturarten
- Förderung der heimischen Produktion von Jungtieren bei Legehühnern und Masthühnern

7. Literatur

AGES (2018): BEAT – Bodenbedarf für die Ernährungssicherung in Österreich. Endbericht zum Forschungsprojekt Nr. 100975.

AGES (2022) Hrsg: Österreichische Beschreibende Sortenliste 2022 Landwirtschaftliche Pflanzenarten. Schriftenreihe 21/2022, ISSN 1560-635X.

Alexander, P.; Brown, C.; Arneth, A.; Dias, C.; Finnigan, J.; Moran, D.; Rounsevell, M.D.A. Could consumption of insects, cultured meat or imitation meat reduce global agricultural land use? *Glob. Food Secur.* 2017, 15, 22–32.

APCC (2018): Österreichischer Special Report Gesundheit, Demographie und Klimawandel (ASR18). Verlag der ÖAW, Wien.

APCC (Austrian Panel on Climate Change) (2018). Österreichischer Special Report Gesundheit, Demographie und Klimawandel (ASR18). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der ÖAW, Wien, Österreich, 978-3-7001-8427-0.

APCC SR (Austrian Panel on Climate Change) (2023): APCC Special Report Landnutzung Landmanagement und Klimawandel, Kapitel 5 Mitigation des Klimawandels (in Vorbereitung).

Bailey, H., Mathai, J., Berg, E., Stein, H. (2020): Most meat products have digestible indispensable amino acid scores that are greater than 100, but processing may increase or reduce protein quality. *British Journal of Nutrition.* 124. 1-31. 10.1017/S0007114520000641.

Bernhardt, J. R. & O'Connor, M. I. Aquatic biodiversity enhances multiple nutritional benefits to humans. *Proc Natl. Acad. Sci. USA* 118, e1917487118 (2021).

Berry, P.M.; Kindred, D.R.; Paveley, N.D. (2008): Quantifying the effects of fungicides and disease resistance on greenhouse gas emissions associated with wheat production. In: *Plant Pathology* 2008, p. 1-9.

BMG 2022. Leitlinie für gezüchtete Insekten als Lebensmittel. Veröffentlicht mit Geschäftszahl: BMGF-75210/0003-II/B/13/2017 vom 15.2.2017.

BMLFRW (2019): Grüner Bericht 2022: Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2022. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien.

BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (2021): Österreichische Eiweißstrategie. Abschlussbericht.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (2022): Grüner Bericht 2022 Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft Gemäß §9 des Landwirtschaftsgesetzes.

Cai, J., Lovatelli, A., Aguilar-Manjarrez, J., Cornish, L., Dabbadie, L., Desrochers, A., ... & Yuan, X. (2021). Seaweeds and microalgae: an overview for unlocking their potenzial in global aquaculture development. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular*, (1229).

Castellani, V., Benini, L., Sala, S. et al. (2016): A distance-to-target weighting method for Europe 2020. *Int J Life Cycle Assess* 21, 1159–1169 (2016). <https://doi.org/10.1007>.

Chen X., Feng Y. and Chen Z. (2009): Common edible insects and their utilization in China. *Ento-mological Research* 39, 299-303

Dachler, M. (2014): Ist Österreich bei Nahrungsmitteln Selbstversorger? In: *Ländlicher Raum - Ausgabe 03/2014*, Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Daniel, N. (2018). A review on replacing fish meal in aqua feeds using plant protein sources. *Int. J. Fish. Aquat. Stud.* 6, 164–179.

Eder, J; Gehring, K., Urbatzka, P., Schätzl, R., Heigl, L., Schäffler, M. (2019): Eiweißpflanze Soja. Erfolgreich in Bayern produzieren, Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL).

Edwards, P., Zhang, W., Belton, B., and Little, D.C. (2019). Misunderstandings, myths and mantras in aquaculture: its contribution to world food supplies has been systematically over reported. *Mar. Policy* 106, 103547.

EFSA Panel on Nutrition, Novel Foods and Food Allergens (NDA), Turck, D., Bohn, T., Castenmiller, J., De Henauw, S., Hirsch-Ernst, K. I., ... & Knutsen, H. K. (2021). Safety of frozen and dried formulations from whole yellow mealworm (*Tenebrio molitor* larva) as a novel food pursuant to Regulation (EU) 2015/2283. *EFSA Journal*, 19(8), e06778.

EFSA Scientific Committee, 2015. Scientific Opinion on a risk profile related to production and consumption of insects as food and feed. *EFSA Journal* 2015; 13 (10):4257, 60 pp. doi:10.2903/j.efsa.2015.4257

Elmadfa, I., Aign, W., Muskat, E., Fritzsche, D. (2016): Die große GU-Nährwert-Kalorien-Tabelle 2016/2017.

Ertl, P., Klocker, H., Hörtenhuber, S., Knaus, W., Zollitsch, W. (2015): The net contribution of dairy production to human food supply: The case of Austrian dairy farms, in: *Agricultural Systems*, 137, 2015, 119-125.

FAO – Food and Agriculture Organisation (2009): *Global agriculture towards 2050*. High Level Expert Forum, Rome 12-13 October 2009.

FAO - Food and Agriculture Organisation (2011): *Energy-Smart Food for People and Climate*, Issue Paper <http://www.fao.org/docrep/014/i2454e/i2454e00.pdf>

FAO (1983): *World food security: a reappraisal of the concepts and approaches*. Director general's report. FAO, Rome.

FAO (2013): *Dietary protein quality evaluation in human nutrition*.

FAO (2017): *The Future of Food and Agriculture—Trends and Challenges*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 163 p.

FAO (2018): *Food and Agricultural Organization of the United Nations. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018—Meeting the Sustainable Development Goals*.

FAO (2018): *The Future of Food and Agriculture: Alternative Pathways to 2050*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

FAO (2019a): *Agriculture and climate change – Challenges and opportunities at the global and local Level – Collaboration on Climate-Smart Agriculture*. Rome. 52 pp. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. ISBN ISBN 978-92-5-131281.

FAO (2019b): *The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture*, J. Bélanger & D. Pilling (eds.). FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments. Rome. 572 pp. <http://www.fao.org/3/CA3129EN/CA3129EN.pdf>.

FAO (2020). *Food and Agricultural Organization of the United Nations. The State of the World's Fisheries and Aquaculture 2020—Sustainability in Action*

FAO 2021.. *Meat Market Review: Emerging Trends and Outlook*; FAO: Rome, Italy, 2021.

FAO Expert Consultation. FAO FOOD AND NUTRITION PAPER 92.

Fasolin, L. H., Pereira, R. N., Pinheiro, A. C., Martins, J. T., Andrade, C. C. P., Ramos, O. L., & Vicente, A. A. (2019). *Emergent food proteins—Towards sustainability, health and innovation*. *Food Research International*, 125, 108586.

Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich (2020): CO₂- Bilanz von Schweinefleisch DONAU SOJA und EUROPE SOYA versus Soja aus Übersee in den Futtermitteln: EDEKA Schweinefleisch der Marke Hofglück.

Foyer, C. H., Lam, H. M., Nguyen, H. T., Siddique, K. H., Varshney, R. K., Colmer, T. D. et al. (2016): Neglecting legumes has compromised human health and sustainable food production. *Nature Plants*, 2, 16112.

Froehlich, H.E., Sand Jacobsen, N., Essington, T.E., Clavelle, T., and Halpern, B.S. (2018). Avoiding the ecological limits of forage fish for fed aquaculture. *Nat. Sustain.* 1, 298–303.

Gan, X., Fernandez, I.C., Guo, J., Wilson, M., Zhao, Y. et al. (2017): When to use what: Methods for weighting and aggregating sustainability indicators, in: *Ecological Indicators*, 81, 491-502.

Gead, P., Moreira, C., Silva, M., Nunes, R., Madureira, L., Rocha, C. M., ... & Teixeira, J. A. (2021). Algal proteins: Production strategies and nutritional and functional properties. *Bioresource Technology*, 332, 125125.

Gotthardt, A., Steinwidder, A., Starz, W., Pfister, R. (2016): Ökonomische Auswirkungen von standort- angepassten Produktionsstrategien zur Reduktion des Kraftfuttereinsatzes von österreichischen Bio-Milchviehbetrieben. Erschienen im Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie, Band 25: 55-64, Jahr 2016. Online verfügbar: <http://oega.boku.ac.at>.

Guggenberger, T., Herndl, M. (2017): Bedeutung der funktionellen Einheit

Guiry, M. D. (2012). How many species of algae are there?. *Journal of phycology*, 48(5), 1057-1063.

Heißenhuber, A., Haber, W., Krämer, C. (2015): 30 Jahre SRU-Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft“ - eine Bilanz. TU München-Weihenstephan Im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Herreman, L., Nommensen, P., Pennings, B., Laus, M. C. (2020): Comprehensive overview of the quality of plant- And animal-sourced proteins based on the digestible indispensable amino acid score. In: *Food Science & Nutrition* 8, 2020, 5379–5391.

IAASTD - International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (2009): Synthesis Report with Executive Summary: A Synthesis of the Global and Sub-Global IAASTD Reports 2009. Island Press, Washington D. C.

IFEU (o.j.): Anwendung und Kommunikation des Kumulierten Energieverbrauchs (KEV) als praktikabler umweltbezogener Bewertungs- und Entscheidungsindikator für Energieintensive Produkte und Dienstleistungen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit FKZ: 201 41 129.

IPBES (2019): Das „Globale Assessment“ des Biodiversitätsrates IPBES. www.ipbes.net

IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2018): Summary for policymakers of the thematic assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. R. Scholes, L. Montanarella, A. Brainich, N. Barger, B. ten Brink, M. Cantele, B. Erasmus et al., eds. Bonn, Germany, Secretariat of the IPBES.

IPBES. (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Inter-governmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.383167>.

Janssen, R. H., Vincken, J. P., van den Broek, L. A., Fogliano, V., & Lakemond, C. M. (2017). Nitrogen-to-protein conversion factors for three edible insects: *Tenebrio molitor*, *Alphitobius diaperinus*, and *Hermetia illucens*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 65(11), 2275-2278.

Keller U, Battaglia Richi E, Beer M, Darioli R, Meyer K, Renggli A, Römer-Lüthi C, Stoffel-Kurt N. Sechster Schweizerischer Ernährungsbericht. Bern: Bundesamt für Gesundheit, 2012.

Kibala, J. (2022): Die Zukunft der Landwirtschaft LANDWIRTSCHAFT IN ÖSTERREICH 2050+. Eine Trendstudie des Zukunftsinstituts im Auftrag der Österreichischen Hagelversicherung.

Kim, S. W., Less, J. F., Wang, L., Yan, T., Kiron, V., Kaushik, S. J., & Lei, X. G. (2019). Meeting global feed protein demand: challenge, opportunity, and strategy. *Annual review of animal biosciences*, 7, 221-243.

Kim, T.K.; Yong, H.I.; Kim, Y.B.; Kim, H.W.; Choi, Y.S. Edible insects as a protein source: A review of public perception, processing technology, and research trends. *Food Sci. Anim. Resour.* 2019, 39, 521–540.

KLÖPFER, W., GRAHL, B. 2009. Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Wiley-VCH, Weinheim.

Kolar, V. (2011): Eiweißlücke in der Futter- und Lebensmittelproduktion. In: Grenzen des Wachstums der landwirtschaftlichen Produktion.

Kolbe, H. (o.J.): Phosphor und Kalium im ökologischen Landbau – aktuelle Probleme, Herausforderungen, Düngungsstrategien.
https://orgprints.org/id/eprint/19354/1/P_K_Oeko10.pdf

Kusmayadi, A., Leong, Y.K., Yen, H., Huang, C., Chang, J. (2021): Microalgae as sustainable food and feed sources for animals and humans – Biotechnological and environmental aspects, *Chemosphere*, Volume 271, 2021, 129800, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129800>.

Land Oberösterreich, Linz.

Lang, C., Daniel, H., Birner, R., Reich, M. (2017), Bioökonomie für eine nachhaltige Proteinversorgung – Zur Bedeutung tierischer Produkte und biobasierter Innovationen, August 2017.

LFL (2014): Gruber Tabelle zur Fütterung in der Rindermast.

Lindenthal, T. (2000): Phosphorvorräte in Böden, betriebliche Phosphorbilanzen und Phosphorversorgung im Biologischen Landbau. Ausgangspunkte für die Bewertung einer großflächigen Umstellung ausgewählter Bundesländer Österreichs auf Biologischen Landbau hinsichtlich des P-Haushaltes. Diss. Univ. f. Bodenkultur Wien.

LK OÖ 2023. Insektenzucht in Österreich - Überblick der gesetzlichen Grundlagen. Veronika Ploner, akad. BT Stand: 2023-01

Malcorps, W., Kok, B., van't Land, M., Fritz, M., van Doren, D., Servin, K., van der Heijden, P., Palmer, R., Auchterlonie, N.A., Rietkerk, M., et al. (2019). The sustainability conundrum of fishmeal substitution by plant ingredients in shrimp feeds. *Sustainability* 11, 1212.

Mamana, I. (2014): CONCENTRATION OF MARKET POWER IN THE EU SEED MARKET. STUDY COMMISSIONED BY THE GREENS/EFA GROUP IN THE EUROPEAN PARLIAMENT.

Mathai, J., Liu, Y., & Stein, H. (2017): Values for digestible indispensable amino acid scores (DIAAS) for some dairy and plant proteins may better describe protein quality than values calculated using the concept for protein digestibility-corrected amino acid scores (PDCAAS). *British Journal of Nutrition*, 117(4), 490-499. doi:10.1017/S0007114517000125.

Mbow, C., Rosenzweig, C., Tubiello, F., Benton, T., Herrero, M., Pradhan, P., Barioni, L., Krishnapillai, M., Liwenga, E., Rivera-Ferre, M., Sapkota, T., & Xu, Y. (2019): IPCC Special Report on Land and Climate Change. Chapter 5: Food Security.

McAuliffe, G.A., Takahashi, T., Beal, T. (2023): Protein quality as a complementary functional unit in life cycle assessment (LCA). *Int J Life Cycle Assess* 28, 146–155 (2023). <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02123-z>.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Meuwissen, M., Feindt, P., Garrido, A., Mathijs, E., Soriano, B., Urquhart, J., & Spiegel, A. (Eds.). (2022): *Resilient and Sustainable Farming Systems in Europe: Exploring Diversity and Pathways*. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/9781009093569.

Müller, A., Pfeifer, C., Stolze, M., Schader, C., Oehen, B., Sanders, J. (2022): Für krisentauglichere Ernährungssysteme: weniger tierische Produkte, weniger Abfälle. FiBL, 5070 Frick, Schweiz.

Niccolai, A., Zittelli, G. C., Rodolfi, L., Biondi, N., & Tredici, M. R. (2019). Microalgae of interest as food source: Biochemical composition and digestibility. *Algal Research*, 42, 101617.

Nosworthy M.G., Neufeld, J., Frohlich, P., Young, G., Malcolmson, L., House, J.D. (2017): Determination of the protein quality of cooked Canadian pulses. *Food Sci Nutr*. 2017 Jun 20;5(4):896-903. doi: 10.1002/fsn3.473. PMID: 28748078; PMCID: PMC5521049.

Nosworthy, M., Franczyk, A., Gerardo, M., Neufeld, J. (2017): Effect of Processing on the in Vitro and in Vivo Protein Quality of Yellow and Green Split Peas (*Pisum sativum*). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 65. 10.1021/acs.jafc.7b03597.

Nowak, V.; Persijn, D.; Rittenschober, D.; Charrondiere, U.R. Review of food composition data for edible insects. *Food Chem*. 2016, 193, 39–46. [CrossRef]

OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (2008): *Handbook on Constructing Composite Indicators. METHODOLOGY AND USER GUIDE*.

Offenberg, J. *Oecophylla smaragdina* food conversion efficiency: prospects for ant farming. *J. Appl. Entomol*. 2011, 135, 575–581. [CrossRef]

Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P. W., Fernandez-Manjarrés, J. F., Araújo, M. B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W. W. L., Chini, L., Cooper, H. D., Gilman, E. L., Guénette, S., Hurtt, G. C., Huntington, H. P., Mace, G. M., Oberdorff, T., Revenga, C. (2010): Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*, 330(6010), 1496–1501. <https://doi.org/10.1126/science.1196624>.

Peyrl, R. (2014) Ökobilanzen und Lebenszyklusanalysen - Möglichkeiten und Grenzen. Bericht.

Phillips, S. (2017): Current Concepts and Unresolved Questions in Dietary Protein Requirements and Supplements in Adults. *Frontiers in Nutrition*. 4. 10.3389/fnut.2017.00013.

Pizzol, M., Laurent, A., Sala, S., Weidema, B. P., Verones, F., Koffler, C. (2017): Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? in: *International Journal of Life Cycle Assessment*, DOI: 10.1007/s11367-016-1199-1.

Ratledge, C. (2004). Fatty acid biosynthesis in microorganisms being used for single cell oil production. *Biochimie*, 86(11), 807-815.

Raubenheimer, D.; Rothman, J.M. Nutritional ecology of entomophagy in humans and other primates. *Annu. Rev. Entomol.* 2013, 58, 141–160.

Ref-NEKP (2019): Referenzplan als Grundlage für einen wissenschaftlich fundierten und mit den Pariser Klimazielen in Einklang stehenden Nationalen Energie- und Klimaplan für Österreich, CCCA & ÖAW-KKL Publikation (Kirchengast, G., Kromp-Kolb, H., Steininger, K., Stagl, S., Kirchner, M., Ambach, Ch., Grohs, J., Gutsohn, A., Peisker, J., Strunk, B., Hg.), V-9.9.2019, 206 S., Wien-Graz.

Reynaud, Y., Buffière, C., Cohade, B., Vauris, M., Liebermann, N., Hafnaoui, K., Lopez, M., Souchon, I., Dupont, D. (2021): True ileal amino acid digestibility and digestible indispensable amino acid scores (DIAASs) of plant-based protein foods, in: *Food Chemistry*, Volume 338, 2021.

Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F.S. Chapin, III, E.F. Lambin, T.M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H.J. Schellnhuber, B. Nykvist, C.A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P.K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R.W. Corell, V.J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J.A. Foley, (2009): A safe operating space for humanity, in: *Nature*, 461, 472-475, doi:10.1038/461472a.

Röös, E., Ekelund, L., Tjärnemo, H. (2014), Communicating the environmental impact of meat production: challenges in the development of a Swedish meat guide, *Journal of Cleaner Production*, Volume 73, 2014, Pages 154-164, ISSN 0959-6526.

Rumpold, B.A.; Schlüter, O.K. Potenzial and challenges of insects as an innovative source for food and feed production. *Innov. Food Sci. Emerg. Technol.* 2013, 17, 1–11.

Schlatzer, M., Lindenthal, T. (2020): Einfluss von unterschiedlichen Ernährungsweisen auf Klimawandel und Flächeninanspruchnahme in Österreich und Übersee (DIETCCLU). Endbericht Forschungsprogramm StartClim2019, Wien, 51 S.

Schlatzer, M., Lindenthal, T., (2018): 100 % Biolandbau in Österreich - Machbarkeit und Auswirkungen. Auswirkungen einer kompletten Umstellung auf die Ernährungssituation sowie auf ökologische und volkswirtschaftliche Aspekte. FiBL, Wien.

Schmitz, S., Paulini I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043.

Schweizer Ernährungsbulletin 2021: Proteinkonsum in der Schweiz – Auswertung des menuCH Datensatzes. Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen (BLV), Bern.

Sevenster M, Blonk H & Van der Flier S (2010): *Environmental Analyses of Food and Food Waste*. Delft: CE Delft, Blonk Milieu Advies.

SGE – Schweizerische Gesellschaft für Ernährung (2021): Proteine – Qualität und Gehalt in Lebensmitteln. Merkblatt Oktober 2021.

Smith-Weißmann, K. (2023): Wie wird im Ökologischen Landbau gedüngt? <https://www.boelw.de/service/bio-faq/landwirtschaft/artikel/wie-wird-im-oekologischen-landbau-gedueengt/>

Soares, B. B., Alves, E. C., Neto, J. A. d. A., Rodrigues, L. B. (2021): Environmental Impact of cheese production, in: *Environmental impact of agro-food industry and food consumption*, 2021, 169-187.

Sousa, S.R., Soares, S.R., Moreira, N.G. et al. (2021): Internal Normalization Procedures in the Context of LCA: A Simulation-Based Comparative

Analysis. *Environ Model Assess* 26, 271–281 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10666-021-09767-5>.

Stadtlander, T., Heuel, M., Leiber, F., Sandrock, C., & Wohlfahrt, J. (2021). Insektenmehl im Geflügel- und Fischfutter: Potenzial und Grenzen der alternativen Proteinquelle. *Faktenblatt*, 1161.

Statistik Austria (2020): Anbau auf dem Ackerland. Kalenderjahr 2020. Wien.

Statista (2022): Entwicklung der globalen Ackerfläche und Weidelandfläche in den Jahren 1961 bis 2020, <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1196555/umfrage/anbauflaechen-und-weideflaechen-weltweit/>

Statistik Austria (2022): Versorgungsbilanzen für tierische Produkte 2021.

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. and de Haan, C. (2006): *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

Tacon, A.G.J., and Metian, M. (2015). Feed matters: satisfying the feed demand of aquaculture. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 23, 1–10.

Tran, N., Rodriguez, U.-P., Chan, C.Y., Phillips, M.J., Mohan, C.V., Henriksson, P.J.G., Koeshendrajana, S., Suri, S., and Hall, S. (2017). Indonesian aquaculture futures: an analysis of fish supply and demand in Indonesia to 2030 and role of aquaculture using the AsiaFish model. *Mar. Policy* 79, 25–32.

Ullmann, J., & Grimm, D. (2021). Algae and their potential for a future bioeconomy, landless food production, and the socio-economic impact of an algae industry. *Organic Agriculture*, 11(2), 261-267.

Umweltbundesamt GmbH (2020). Pilotstudie 4 – Umweltdaten der Aquakultur. Report REP-0715. im Auftrag des BMLRT. ISBN 978-3-99004-535-0. Wien.

van Huis, A. (2013). Potential of insects as food and feed in assuring food security. *Annual review of entomology*, 58, 563-583.

Venugopal, V., & Shahidi, F. (1996). Structure and composition of fish muscle. *Food Reviews International*, 12(2), 175-197.

Vinci, G.; Prencipe, S.A.; Masiello, L.; Zaki, M.G. The Application of Life Cycle Assessment to Evaluate the Environmental Impacts of Edible Insects as a Protein Source. *Earth* 2022, 3, 925–938. <https://doi.org/10.3390/earth3030054>

von Witzke, H., Noleppa, S. (2011): Der gesamtgesellschaftliche Nutzen von Pflanzenschutz in Deutschland - Darstellung des Projektansatzes und von Ergebnissen zu Modul 1: Ermittlung von Markteffekten und gesamtwirtschaftlicher Bedeutung. agripol - network for policy advice GbR.

Wijerathna-Yapa, A., Pathirana, R. (2022): Sustainable Agro-Food Systems for Addressing Climate Change and Food Security, in: Agriculture 12, no. 10: 1554. <https://doi.org/10.3390/agriculture12101554>

Yen A. (2009): Edible insects: traditional knowledge or western phobia? Entomological Research, 39, 289-298

Zamecnik, G. (2019): Die Flächennutzungseffizienz der österreichischen Eierproduktion. Evaluierung von Szenarien mit einer verlängerten Nutzungsdauer. Alpen-Adria-Universität Klagenfurt.

Zamecnik, G. (2022): CO2-Bilanz von Mastschweinen der Marke Berger REGIONAL OPTIMAL.

Zitierte Internetquellen:

<https://faktencheck-energiewende.at/fakt/die-risiken-fossiler-energieversorgung-bleiben-hoch/>

<https://idb.agrarforschung.at/>

<https://nutritiondata.self.com/facts/legumes-and-legume-products/4296/2>

https://rmis.jrc.ec.europa.eu/uploads/220420_Briefing_Potash.pdf

https://sojarei.at/produkt.php?pt=seitan_stange

https://sojarei.at/produkt.php?pt=tofu_natur

<https://www.ages.at/umwelt/klima/klimawandelanpassung/klimafitte-ernaehrung>

<https://www.codecademy.com/article/normalization>

<https://www.keine-gentechnik.de/dossiers/saatgut>

<https://www.landschaftleben.at/lebensmittel/huhn>

<https://www.naehwertrechner.de/naehwerte/G760933/Erbsen+Proteinpulver>

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaftskonsum/produkte/oekobilanz>

8. Anhang

Ökologische Parameter	THG-Emissionen in kg CO ₂ -eq	Einheit	Ackerfläche in m ²	Einheit	Energieverbrauch in MJ (Non-Renewable)	Einheit
Konventionell						
Rindfleisch	16.77	kg / kg Fleisch	25.00	m ² / kg Fleisch	56.68	MJ / kg Fleisch
Schweinefleisch	8.25	kg / kg Fleisch	8.83	m ² / kg Fleisch	31.44	MJ / kg Fleisch
Hühnerfleisch	1.97	kg / kg Fleisch	4.47	m ² / kg Fleisch	26.50	MJ / kg Fleisch
Eier	1.47	kg / kg Eier	4.58	m ² / kg Eier	18.00	MJ / kg Eier
Milch	1.37	kg/liter	0.67	m ² / liter	2.37	MJ / liter
Käse	10.82	kg/kg	5.03	m ² / kg	22.13	MJ / kg
Linsen	1.21	kg/kg	6.06	m ² /kg	14.10	MJ / kg
Bohnen	1.10	kg/kg	5.00	m ² /kg	17.40	MJ / kg
Kichererbsen	0.79	kg/kg	6.67	m ² /kg	17.10	MJ / kg
Sojamilch	0.37	kg/kg	0.47	m ² /kg	5.80	MJ / kg
Weizeneiweiß (Seitanbasis)	2.36	kg/kg	5.36	m ² /kg	34.20	MJ / kg
Erbseneiweiß-Schnitzel/Granulat	2.50	kg/kg	4.33	m ² /kg	37.30	MJ / kg
Biologisch						
Rindfleisch	34.25	kg / kg Fleisch	1.00	m ² / kg Fleisch	40.21	MJ / kg Fleisch
Schweinefleisch	4.86	kg / kg Fleisch	20.50	m ² / kg Fleisch	30.33	MJ / kg Fleisch
Hühnerfleisch	1.87	kg / kg Fleisch	11.85	m ² / kg Fleisch	39.33	MJ / kg Fleisch
Eier (+BH)	1.52	kg / kg Eier	9.11	m ² / kg Eier	15.59	MJ / kg Eier
Milch	1.10	kg/liter	0.52	m ² / liter	1.89	MJ / liter
Käse	8.79	kg/kg	3.90	m ² /kg	18.53	MJ / kg
Linsen	0.78	kg/kg	6.36	m ² /kg	5.34	MJ / kg
Bohnen	1.15	kg/kg	5.25	m ² /kg	19.12	MJ / kg
Kichererbsen	0.57	kg/kg	7.00	m ² /kg	11.21	MJ / kg
Sojamilch	0.25	kg/kg	0.52	m ² /kg	2.77	MJ / kg
Weizeneiweiß (Seitanbasis)	1.84	kg/kg	9.95	m ² /kg	33.83	MJ / kg
Erbseneiweiß-Schnitzel	1.36	kg/kg	5.41	m ² /kg	24.53	MJ / kg
Tofu	0.59	kg/kg	1.58	m ² /kg	13.60	MJ / kg

Tabelle 11: Werte der ökologischen Teilindikatoren (aktuell) per kg Lebensmittel. Eigene Berechnung.

Ökologische Parameter	THG-Emissionen in kg CO2-eq	Einheit	Ackerfläche in m ²	Einheit	Energieverbrauch in MJ (Non-Renewable)	Einheit
Konventionell						
Rindfleisch	16.77	kg / kg Fleisch	25.00	m ² / kg Fleisch	56.68	MJ / kg Fleisch
Schweinefleisch	8.25	kg / kg Fleisch	8.83	m ² / kg Fleisch	31.44	MJ / kg Fleisch
Hühnerfleisch	1.97	kg / kg Fleisch	4.47	m ² / kg Fleisch	26.50	MJ / kg Fleisch
Eier	1.47	kg / kg Eier	4.58	m ² / kg Eier	18.00	MJ / kg Eier
Milch	1.37	kg/liter	0.67	m ² / liter	2.37	MJ / liter
Käse	10.82	kg/kg	5.03	m ² / kg	22.13	MJ / kg
Linsen	0.70	kg/kg	10.00	m ² /kg	3.3	MJ / kg
Bohnen	0.59	kg/kg	10.00	m ² /kg	6.60	MJ / kg
Kichererbsen	0.48	kg/kg	10.00	m ² /kg	10.20	MJ / kg
Sojamilch	0.25	kg/kg	0.47	m ² /kg	3.10	MJ / kg
Weizeneiweiß (Seitanbasis)	2.33	kg/kg	5.36	m ² /kg	33.60	MJ / kg
Erbseneiweiß-Schnitzel/Granulat	1.88	kg/kg	4.33	m ² /kg	23.90	MJ / kg
Biologisch	THG-Emissionen in kg CO2-eq	Einheit	Ackerfläche in m²	Einheit	Energieverbrauch in MJ (Non-Renewable)	Einheit
Rindfleisch	34.25	kg / kg Fleisch	1.00	m ² / kg Fleisch	40.21	MJ / kg Fleisch
Schweinefleisch	4.86	kg / kg Fleisch	20.50	m ² / kg Fleisch	30.33	MJ / kg Fleisch
Hühnerfleisch	1.87	kg / kg Fleisch	11.85	m ² / kg Fleisch	39.33	MJ / kg Fleisch
Eier (+BH)	1.52	kg / kg Eier	9.11	m ² / kg Eier	15.59	MJ / kg Eier
Milch	1.10	kg/liter	0.52	m ² / liter	1.89	MJ / liter
Käse	8.79	kg/kg	3.90	m ² /kg	18.53	MJ / kg
Linsen	0.67	kg/kg	10.50	m ² /kg	2.94	MJ / kg
Bohnen	0.53	kg/kg	10.50	m ² /kg	5.75	MJ / kg
Kichererbsen	0.46	kg/kg	10.50	m ² /kg	8.81	MJ / kg
Sojamilch	0.25	kg/kg	0.52	m ² /kg	2.77	MJ / kg
Weizeneiweiß (Seitanbasis)	1.84	kg/kg	9.95	m ² /kg	33.23	MJ / kg
Erbseneiweiß-Schnitzel	1.28	kg/kg	5.41	m ² /kg	22.70	MJ / kg
Tofu	0.59	kg/kg	1.58	m ² /kg	13.60	MJ / kg

Tabelle 12 : Werte der ökologischen Teilindikatoren (Zukunftsszenario, heimischer Anbau) per kg Lebensmittel. Eigene Berechnung.

Importabhängigkeits-Parameter	Futtermittelimport in kg/kg	Einheit	Düngemittelimport in kg/Tonne	Einheit	Pestizid-Import in € / Tonne	Einheit
Konventionell						
Rindfleisch	1.32	kg / kg Fleisch	96.70	kg/ Tonne Fleisch	281.49	€/ Tonne Fleisch
Schweinefleisch	1.33	kg / kg Fleisch	64.51	kg/ Tonne Fleisch	54.43	€/ Tonne Fleisch
Hühnerfleisch	0.75	kg / kg Fleisch	30.32	kg/ Tonne Fleisch	25.78	€/ Tonne Fleisch
Eier	0.56	kg / kg Eier	28.99	kg / Tonne Eier	24.43	€/ Tonne Eier
Milch	0.08	kg/liter	13.16	kg /1000 liter	9.40	€/1000 liter
Käse	0.60	kg/kg	98.72	kg / Tonne	70.48	€/ Tonne
Linsen	0.00	kg/kg	25.50	kg / Tonne	54.17	€/ Tonne
Bohnen	0.00	kg/kg	25.50	kg / Tonne	54.17	€/ Tonne
Kichererbsen	0.00	kg/kg	25.50	kg / Tonne	54.17	€/ Tonne
Sojamilch	0.00	kg/kg	4.15	kg / Tonne	4.44	€/ Tonne
Weizeneiweiß (Seitanbasis)	0.00	kg/kg	91.63	kg / Tonne	37.94	€/ Tonne
Erbseneiweiß-Schnitzel/Granulat	0.00	kg/kg	55.16	kg / Tonne	117.18	€/ Tonne
Biologisch						
Rindfleisch	0.39	kg / kg Fleisch	5.86	kg/ Tonne Fleisch	0.00	€/ Tonne Fleisch
Schweinefleisch	1.56	kg / kg Fleisch	9.35	kg/ Tonne Fleisch	0.00	€/ Tonne Fleisch
Hühnerfleisch	1.01	kg / kg Fleisch	4.80	kg/ Tonne Fleisch	0.00	€/ Tonne Fleisch
Eier (+BH)	0.70	kg / kg Eier	4.03	kg / Tonne Eier	0.00	€/ Tonne Eier
Milch	0.05	kg/liter	2.21	kg /1000 liter	0.00	€/1000 liter
Käse	0.38	kg/kg	16.58	kg / Tonne	0.00	€/ Tonne
Linsen	0.00	kg/kg	5.55	kg / Tonne	0.00	€/ Tonne
Bohnen	0.00	kg/kg	5.55	kg / Tonne	0.00	€/ Tonne

Kichererbsen	0.00	kg/kg	5.55	kg / Tonne	0.00	€ / Tonne
Sojamilch	0.00	kg/kg	0.85	kg / Tonne	0.00	€ / Tonne
Weizeneiweiß (Seitanbasis)	0.00	kg/kg	10.29	kg / Tonne	0.00	€ / Tonne
Erbseneiweiß- Schnitzel	0.00	kg/kg	12.01	kg / Tonne	0.00	€ / Tonne
Tofu	0.00	kg/kg	2.82	kg / Tonne	0.00	€ / Tonne

Tabelle 13: Werte der Teilindikatoren von Importabhängigkeit (Zukunftsszenario, heimischer Anbau) per kg Lebensmittel. Eigene Berechnung