



Larven als Futtermittel

Ökologische Analyse

Oktober 2021

Impressum:

GLOBAL 2000 / Friends of the Earth Austria

Neustiftgasse 36, A-1070 Wien

Tel.: +43/1/812 57 30, Fax.. +43/1/812 57 28

E-Mail: office@global2000.at, Internet: www.global2000.at

Autor: Dr. Peter Schweiger

Wien, 2021

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	7
1.1	Insektenlarvenzucht und ökologische Nachhaltigkeit.....	7
1.2	Ökobilanz.....	9
1.3	Nachhaltigkeit derzeitiger Eiweiß-Futtermittel.....	12
1.3.1	Sojamehl.....	12
1.3.2	Fischmehl.....	13
2	Material und Methoden.....	13
2.1	Ziel und Untersuchungsrahmen.....	13
2.2	Sachbilanz.....	16
2.3	Wirkungsabschätzung.....	18
2.4	Literaturrecherche zu Umwelt-Impact von Soja- und Fischmehl.....	21
3	Ergebnisse und Diskussion.....	21
3.1	Sachbilanz-Einträge und ihre Wirkungsindikatorwerte.....	21
3.1.1	Eierteigwaren und Weizenkleie.....	21
3.1.2	Emissionen.....	23
3.2	Umweltwirkung der Larvenproduktion und -produkte.....	24
3.2.1	Umweltwirkung berechnet nach ReCiPe 2008.....	24
3.2.2	Umweltwirkung berechnet nach IMPACT 2002+.....	30
3.2.3	Sensitivitätsanalyse.....	34
3.3	Sojamehl und Fischmehl.....	37
3.3.1	Sojamehl.....	37
3.3.2	Fischmehl.....	41
3.4	Vergleich von Mehl aus Insektenlarven mit Sojamehl und Fischmehl.....	43
4	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	48
5	Danksagung.....	49
6	Literatur.....	50
7	Anhang.....	55

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Struktur einer Ökobilanz.....	10
Abbildung 2. System-Fließbild der bewerteten Insektenlarvenproduktion.....	15
Abbildung 3. Umweltwirkung der Larvenproduktion und -produkte in den Kategorien (a) Klimawirksamkeit (GWP100), (b) Landnutzung (ALOP) und (c) Wasserverknappung (WDP).	26
Abbildung 4. Ausschnitt aus Weltkarte über globale Verteilung des Wasserverknappungspotenzials anhand AWARE-Indikator.....	27
Abbildung 5. Anteil der Bereiche Futtersubstrat, Energie und Emissionen an der Umweltwirkung der Larvenzucht.....	29
Abbildung 6. Auswirkung einer berücksichtigten Nachnutzung des Restsubstrats als Dünger (in Form einer Gutschrift) auf Umweltwirkung der Larvenzucht.....	30
Abbildung 7. Umweltwirkung der Ecofly GmbH-Larvenzucht berechnet nach IMPACT 2002+.....	31
Abbildung 8. Darstellung einer berücksichtigten Nachnutzung des Restsubstrats als Dünger (in Form einer Gutschrift) im Vergleich zur Umweltwirkung der Larvenzucht.....	32
Abbildung 9. Anteil der Bereiche Futtersubstrat, Energie und Emissionen an der Umweltwirkung der Larvenzucht.....	33
Abbildung 10. Auswirkung alternativer Prozessoptionen auf Umweltwirkung der Larvenzucht.....	35
Abbildung 11. Auswirkung alternativer Prozessoptionen auf Anteil der Bereiche Futtersubstrat, Energie und Emissionen an der Umweltwirkung der Larvenzucht.....	36
Abbildung 12. Umweltwirkung von Larvenmehl und Fischmehl im Vergleich (nach Smárason (2013)).....	46

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Betriebliche Daten der Ecofly GmbH-Larvenzucht.....	14
Tabelle 2. Umweltwirkung der Larvenzucht und Larvenprodukte.....	25
Tabelle 3. Umweltwirkung der Ecofly GmbH-Larvenzucht im Vergleich zur BSF-Larvenzucht publiziert von Roffeis et al. (2020).....	27
Tabelle 4. CO ₂ -Fußabdrücke verschiedener Larvenzuchten im Vergleich.....	28
Tabelle 5. Umweltwirkung der Ecofly GmbH-Larvenzucht im Vergleich zur BSF-Larvenzucht publiziert von Smetana et al. (2019).....	33
Tabelle 6. Übersicht über publizierte CO ₂ -Fußabdrücke von Sojabohnen und Sojamehl.....	38
Tabelle 7. Übersicht über publizierte CO ₂ -Fußabdrücke von Fischmehl.....	42
Tabelle 8. Die Umweltwirkung von Larvenmehl und Sojamehl im Vergleich.....	44
Tabelle 9. Umweltwirkung von BSF-Larvenmehl und Fischmehl im Vergleich (nach Smáráson (2013)).....	46
Tabelle 10. Vergleich der CO ₂ -Fußabdrücke von Protein in Larvenmehl, Sojamehl und Fischmehl.....	47
Tabelle 11. Vergleich der Umweltwirkung von Larvenmehl, Sojamehl und Fischmehl in den Kategorien Landnutzung (ALOP) und Verbrauch fossiler Rohstoffe (FDP).....	47

Abkürzungsverzeichnis

ALOP	agricultural land occupation potential (Landnutzung)
AWARE	Available WAter REmaining (Wasser-Knappheits-Fußabdruck)
BSF	Black Soldier Fly (Schwarze Soldatenfliege, <i>Hermetia illucens</i> L.)
CFC-11	Trichlorfluormethan (Referenzsubstanz bezüglich Ozonabbau)
CFP	Carbon Footprint (CO ₂ -Fußabdruck)
CO ₂ -eq	Kohlendioxid-Äquivalente (carbon dioxide equivalents)
DALYs	Disability-adjusted life years (verlorene gesunde Lebensjahre)
FAO	Food and Agriculture Organization (Ernährungs- und Landwirtschafts-organisation)
FDP	fossil depletion potential (Aufzehrung fossiler Ressourcen)
FETPinf	freshwater eutrophication potential (Frischwasser-Eutrophierung)
GWP	global warming potential (Klimaänderungspotenzial, -wirksamkeit, Treibhauseffekt)
HBLFA	Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt
IBC	Intermediate Bulk Container (ugs. Gittertank)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Weltklimarat)
ISO	International Organization for Standardization (Internationale Organisation für Normung)
LCA	Life Cycle Analysis (Lebenszyklusanalyse, Ökobilanz)
LTM	Larventrockenmasse
LUC	Land Use Change (Landnutzungsänderung)
PEF CR	Product Environmental Footprint Category Rules (Umweltfußabdruck, produktgruppenspezifische Regeln)
PM10	Feinstaub mit einer Partikelgröße mit maximal 10 µm Durchmesser
PMFP	particulate matter formation potential (Feinstaub)
PVC	Polyvinylchlorid
TAP	terrestrial acidification potential (terrestrische Versauerung)
THG	Treibhausgase
WDP	water depletion potential (Wasserverknappung)
WHO	World Health Organisation (Weltgesundheitsorganisation)

1 Einleitung

Mit der ökologischen Analyse (= Aktivitäten 6.1 bis 6.6) im Rahmen des Projekts „Larvenzucht zur Futtermittelherstellung für Fische, Geflügel und Schweine“ soll die Umweltwirkung der Produktion von Insektenlarven zur Herstellung von Futtermitteln quantifiziert und bewertet werden. Der mittels Lebenszyklusanalyse ermittelte Umwelt-Impact kann aussagekräftige Erkenntnisse über den möglichen Beitrag des Einsatzes von Insektenlarven in der Tierfütterung zur Erreichung von LE 2020-Zielen liefern, wie z.B. der Verringerung der aus der Landwirtschaft stammenden Emissionen (Priorität 5d). Zusätzlich zur daraus abgeleiteten Klimawirksamkeit der Larvenzucht soll deren Umweltwirkung auch in weiteren Kategorien wie Landnutzung oder Wasserverknappung quantifiziert werden. Diese Daten sollen unter anderem dazu verwendet werden, um einen direkten Vergleich mit anderen Proteinfuttermitteln (wie z.B. Soja oder Fischmehl) zu ermöglichen.

1.1 Insektenlarvenzucht und ökologische Nachhaltigkeit

Das in den vergangenen Jahren sowohl in der Wissenschaft (z.B. Van Huis 2020) als auch für eine kommerzielle Verwertung (z.B. ipiff.org) stark gestiegene Interesse am Thema Insekten als Futtermittel oder Lebensmittel wird meist mit einer im Vergleich zur aktuellen Situation erhöhten Nachhaltigkeit argumentiert (van Huis und Oonincx 2017). Derzeit wird geschätzt, dass innerhalb vom Landwirtschaftssektor ungefähr 80 % der Emissionen von Treibhausgasen (THG) durch die Fleischproduktion verursacht werden (in Halloran et al. 2016). Nach Angaben von van Huis und Oonincx (2017) steht Fleisch global betrachtet für ungefähr 15 % der Energiezufuhr in der menschlichen Ernährung, während ca. 80 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche für Beweidung oder die Produktion von Futtermitteln (dafür allein 33 %) genutzt werden (Halloran et al. 2016). Diese Zahlen zeigen, abgesehen von einer notwendigen Diskussion über die aktuelle Fleischproduktion und den aktuellen Fleischkonsum, die Notwendigkeit auf, alternative Proteinquellen mit einer erhöhten Nachhaltigkeit zu erschließen, wobei in diesem Projekt ausschließlich eine Nutzung von Insekten als Futtermittel betrachtet wird.

Die Nachhaltigkeit einer Insektenzucht wird von vielen Faktoren wie z.B. Insektenart, Zuchtsubstrat, Haltungsbedingungen, etc. bestimmt (Halloran et al. 2016). Im Vergleich zur weltweit vorhandenen Diversität an Insekten sind mit Fokus auf eine Zucht zur nachfolgenden Verwendung als Futtermittel bisher nur extrem wenige Insektenarten untersucht worden. Manche dieser Arten können auf minderwertigen organischen Substraten gezüchtet werden, die von anderen Tierarten nicht metabolisiert werden können. Verschiedenste biogene Abfälle über auch z.B. Geflügelmist bis zu Fäkalien können von

manchen Arten aufgeschlossen und sehr effizient in eigene Körpergewebe und hochwertige Proteine umgewandelt werden (van Huis und Oonincx 2017). Wiewohl manche Insektenlarven auch die Fähigkeit besitzen, toxische Inhaltsstoffe oder Krankheitskeime im Futter zu neutralisieren, ist sicherzustellen, dass diese nicht von den Insekten aufgenommen werden. Theoretisch betrachtet stünden allein aus dem Bereich der landwirtschaftlichen Produktion jährlich > 1,5 Milliarde Tonnen an möglichen Zuchtsubstraten zur Verfügung, welches den 27 % der landwirtschaftlichen Produktion entspricht, die jährlich verschwendet werden (FAO 2013). Aus Sicht der Nachhaltigkeit wäre es besonders sinnvoll, bisher ungenutzte oder noch wenig genutzte Substrate, wie manche Rest- oder Nebenstoffe der landwirtschaftlichen Produktion bzw. der weiter verarbeitenden Industrie, für eine Insektenzucht zu verwenden. Die Vielzahl an Aspekten der Nachhaltigkeit von Insektenzuchten zeigt folgende Auswahl weltweit durchgeführter Studien wie z.B. ein Einsatz zur generellen Reduktion biogener Abfälle (Nguyen et al. 2015), Gesundheitsaspekte eines Abfallmanagements mit Insektenlarven (Lalander et al. 2013) oder das upcycling von Lebensmittelabfällen durch Insektenlarven (Pinotti et al. 2019).

Insektenlarven, das hauptsächliche Lebenszyklusstadium in Insektenzuchten, weisen eine generell sehr hohe Futtermittelverwertungsrate bzw. -effizienz auf. Dies beruht zu einem großen Teil darauf, dass sie poikilotherm also wechselwarm sind, und somit das aufgenommene Futter sehr effizient in Massezuwachs umsetzen können. Die Art des Futtersubstrats (wie z.B. Lebensmittelabfälle oder Futtermittel) sowie dessen chemische und physikalische Eigenschaften (z.B. Nährstoffgehalte, Wassergehalt) beeinflussen das Wachstum/die Produktion der Larven. Bei höherwertigen Futtersubstraten können die Larven unter Umständen größer werden, mit einer teilweise auch kürzeren Wachstumsperiode, während die Larven auf minderwertigen Substraten kleiner bleiben, längere Wachstumsperioden aufweisen und auch eine geringere Futtermittelverwertungsrate aufweisen können. In diesem Spannungsfeld sollten geeignete Substrate idealerweise eine für eine wirtschaftliche Insekten-Produktion ausreichend hohe Qualität aufweisen und nicht mit bestehenden Produktions- oder Verarbeitungsketten in Konkurrenz treten. Zusätzlich dazu sollten die erzeugten Produkte eine im Vergleich zu funktions-entsprechenden Vergleichsprodukten (Stichwort Sojamehl, Fischmehl) höhere Nachhaltigkeit aufweisen.

Auch in der Insektenlarvenzucht stehen Zuchtsubstrate für einen hohen Anteil des Umwelt-Impacts (van Huis und Oonincx 2017), der je nach betrachteter Umweltwirkung (z.B. Treibhauseffekt oder Landverbrauch) bis zu 99 % der Gesamtwirkung ausmachen kann (Smetana et al. 2021). In bisherigen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass nur die Verwendung von Zuchtsubstraten, die anderwertig schlecht bis nicht verwertbar sind, wie z.B. Reststoffe der landwirtschaftlichen Produktion und Wertschöpfungskette, die ökologische Nachhaltigkeit erhöht (Smetana et al. 2016). In Übersichtsartikeln wird darauf

hingewiesen, dass neben den Futtersubstraten und damit verbundenen, der Zucht vorgelagerten Umweltwirkungen auch die Futtermittelverwertungsrate und der Umgang mit dem nach der Zucht verbleibenden Restsubstrat die Nachhaltigkeit beeinflussen (Berggren et al. 2019; Smetana et al. 2021).

Eine Methode, die in manchen Literaturquellen bereits zur Abschätzung der Umweltwirkung von Insekten als Futtermittel herangezogen wurde, ist die Ökobilanz (oder auch Lebenszyklusanalyse (= life cycle assessment = LCA)). In diesem Bericht wird im Abschnitt 3 Ergebnisse und Diskussion näher auf Einzelergebnisse etlicher dieser Studien eingegangen. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Studien generell zu dem Schluss kommen, dass Insekten als Futtermittel ein großes Potenzial aufweisen (van Huis und Oonincx 2017). Gleichzeitig wird darauf hingewiesen, dass weitere Untersuchungen mittels LCA notwendig sind, um erste Ergebnisse zu bestätigen bzw. abzusichern und auch die gesamte Spanne an verschiedenen Produktionsstätten, die sich z.B. in den genutzten Futtermitteln, in der Größenordnung und geographischen Lage oder auch der gezüchteten Insektenart unterscheiden, abzubilden. Dabei sollten auch technologische Weiterentwicklungen berücksichtigt werden.

Für eine nachhaltige Etablierung auf dem Markt besonders in z.B. Europa wird eine Gewährleistung einer höheren ökologischen Nachhaltigkeit von Insektenprodukten (z.B. als Futtermittel) gegenüber derzeit verwendeten Produkten wie Sojamehl oder Fischmehl als Voraussetzung angesehen (Smetana et al. 2021). Dazu können Ökobilanzen nach dem klassischen Prinzip einer Bewertung der aktuellen Umweltwirkung beitragen, indem ökologische hotspots identifiziert und nachfolgend behoben werden können (Thevenot et al. 2018). Zusätzlich dazu plädieren manche Autoren dafür, mithilfe von sogenannten consequential LCAs auch indirekte Konsequenzen einer Larvenzucht in die Umweltanalyse miteinzubeziehen (= System-Folgen einer Umleitungen von/Generierung neuer Stoffströme/n; van Zanten et al. 2015; Smetana et al. 2021), wie z.B. eine durch eine Verfütterung an Insekten verursachte Nicht-Verfügbarkeit eines spezifischen Substrats für andere Prozesse.

1.2 Ökobilanz

Die Ökobilanz ist eine Methode zur Abschätzung spezifischer Umweltauswirkungen z.B. eines Produktionsprozesses. In einer klassischen, nach ISO standardisierten Produkt-Ökobilanz (ISO 14040 bis 14043) werden die über den gesamten Lebensweg anfallenden Umweltauswirkungen vollständig erfasst und bewertet. Das umfasst alle Schritte von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung (= ‚cradle-to-grave‘ = ‚von der Wiege bis zur Bahre‘). Durch diese umfassende Betrachtung soll sichergestellt werden, dass wirklich alle z.B. negativen Umweltwirkungen einem Produkt als Lasten zugeschrieben werden, und ein

Produkt nicht durch z.B. Verlagerung von Umweltauswirkungen in eine andere ‚Lebensphase‘ davon entlastet wird (z.B. eine getrennte Betrachtung/Nichtberücksichtigung einer notwendigen Entsorgung). Besonders bei Vergleichen zwischen in ihrer Funktion oder Nutzung vergleichbaren Produkten werden häufig allerdings auch nur die Umweltauswirkungen bis zur Fertigstellung der Produkte betrachtet. Dann spricht man von einer ‚cradle-to-product‘-Betrachtung (‚von der Wiege bis zum Tor‘).

Eine Ökobilanz setzt sich aus den folgenden vier Komponenten zusammen (Abbildung 1 aus Klöpffer und Grahl 2009):

- a) Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
- b) Erstellung einer Sachbilanz
- c) Wirkungsabschätzung
- d) Auswertung.

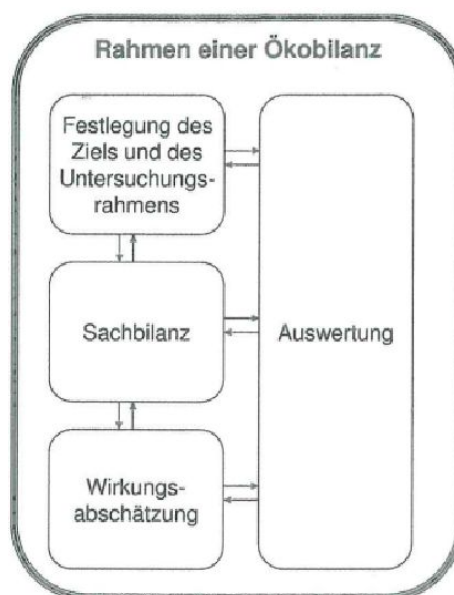


Abbildung 1. Struktur einer Ökobilanz.

Komponenten nach ISO 14040 (Quelle: Klöpffer und Grahl 2009).

Die erste Komponente (a) umfasst die präzise Definition des Ziels (was wird untersucht?, warum wird es untersucht?) sowie die Beschreibung des Produktsystems inklusive der Systemgrenzen, die für die LCA gewählt werden. Zusammen mit der Wahl der funktionellen Einheit (= Bezugsgröße) ist dies eine Voraussetzung, um einen direkten Vergleich zwischen funktionsgleichen Produkten zu ermöglichen bzw. um Ergebnisse unterschiedlicher Studien mit einander vergleichen zu können. Im gegenständlichen Projekt erfolgte die Zieldefinition zu einem Großteil bereits in der Phase der Antragstellung.

Im Zuge der Sachbilanz (b) werden alle inputs und outputs (auch als Flüsse bezeichnet) im Produktionsprozess inventarisiert. Ausgehend von einer Erstbeschreibung erfordert dies nachfolgend meist eine umfassende Detaillierung des Prozesses. Dabei werden sowohl spezifische, direkt am untersuchten Prozess gemessene Daten als auch generische Daten erhoben, die aus geeigneten Literaturquellen stammen. Im Rahmen der Sachbilanz erfolgt auch eine Abschätzung, inwieweit Teilprozesse bzw. Prozessmodule bei einer nachfolgenden Berechnung weggelassen werden können, wenn deren Beitrag zur Umweltwirkung als nicht ausreichend relevant beurteilt wird.

Entstehen aus einem Prozess mehrere Produkte, spricht man von einer Koppelproduktion. In so einem Fall müssen die über den Lebensweg aufgetretenen Umweltbelastungen auf die verschiedenen Produkte aufgeteilt werden, welches als Allokation bezeichnet wird. Eine solche Aufteilung kann nach verschiedenen Kriterien vorgenommen werden (z.B. physikalische Verursachung, Energiegehalt), erfolgt aber standardmäßig meist nach Masse oder ökonomischem Wert. Beide Vorgehensweisen wurden im gegenständlichen Projekt angewendet.

Die Wirkungsabschätzung (c) als dritte Komponente der Ökobilanz dient dem Erkennen sowie dem Beurteilen der Bedeutung von potenziellen Umweltwirkungen eines Produkts bzw. Prozesses (Klöpffer und Grahl 2009). Darin erfolgt eine Zuordnung aller Sachbilanz-Einträge zu verschiedenen, relevanten Wirkungskategorien (= Klassifizierung), die jeweils wichtige Umweltthemen wie z.B. die Landnutzung oder die Klimawirksamkeit/den Treibhauseffekt repräsentieren. Alle Einträge einer Wirkungskategorie lassen sich auf die gleiche Ursachen-Wirkungs-Beziehung zurückführen, d.h. sie weisen den gleichen ökologischen Wirkmechanismus auf, nur unterschiedlich stark ausgeprägt. In der Kategorie Klimawirksamkeit wäre das der Strahlungsantrieb ausgedrückt in W/m^2 . Der beschreibt grob ausgedrückt die Änderung der Energiebilanz der Erde durch z.B. klimawirksame Gase, die einen Ungleichgewichtszustand in der Strahlungsbilanz verursachen. Dadurch ändert sich die Wirkung der Strahlung aus dem Weltraum auf die Oberflächen-Temperatur der Erde.

Im anschließenden Schritt, der Charakterisierung, werden durch Multiplikation der Sachbilanz-Einträge mit jeweils spezifischen Charakterisierungsfaktoren Wirkungsindikatorwerte berechnet. Charakterisierungsfaktoren beschreiben die Ausprägung einer Ursachen-Wirkungs-Beziehung relativ zu der von einem Referenz-Fluss. Bei der Klimawirksamkeit ist dieser übereinkunftsgemäß 1 kg Kohlendioxid (= CO_2), und der Strahlungsantrieb anderer klimawirksamer Gase wird relativ zu dem von CO_2 skaliert. Die errechneten Wirkungsindikatorwerte beschreiben die Wirkung in für die jeweilige Kategorie gemeinsamen Maßeinheiten wie z.B. $m^2 \cdot Jahre$ (Landnutzung) oder $kg CO_2\text{-Äquivalenten}$ (= $CO_2\text{-eq}$; Klimawirksamkeit).

In der abschließenden Auswertung (d) erfolgt eine Zusammenschau und Interpretation der

Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung. Sachbilanz-Einträge, die zu einer besonders hohen Umweltwirkung beitragen, können identifiziert werden. Weiters wird vergleichend zu anderen Studien die Konsistenz der Ergebnisse geprüft, und durch Sensitivitätsanalysen der Einfluss möglicher Adaptionen in einem Produktionsprozess auf die Umweltwirkung beurteilt. Es werden Schlussfolgerungen gezogen und die Ergebnisse werden in einem Bericht zusammengefasst.

Eine Ökobilanz kann in ihrem Ablauf dieser schematischen Reihenfolge folgen, muss aber nicht. So kann es im Verlauf der Durchführung einer Ökobilanz z.B. erforderlich sein, bestimmte Bereiche in einer theoretisch davor befindlichen Komponente zu präzisieren. Dass Ökobilanzen somit häufig nicht der strikten Abfolge erst a) dann b),.. folgen, ist im Schema (Abbildung 1) durch Wechselfeile dargestellt.

1.3 Nachhaltigkeit derzeitiger Eiweiß-Futtermittel

1.3.1 Sojamehl

Der Bedarf an Eiweiß-Futtermitteln in der österreichischen Nutztierfütterung wird derzeit zu einem großen Teil durch Sojaextraktionsschrot und andere Sojaprodukte gedeckt. Davon importiert Österreich jährlich mehr als eine halbe Million Tonnen, mehr als die Hälfte davon für die Schweinefütterung. In Südamerika, woher zirka die Hälfte der Importe stammen, hat die starke Nachfrage nach Soja zu einer massiven Ausweitung der Anbauflächen geführt. Damit geht die Zerstörung von Ökosystemen mit deren immenser Artenvielfalt an Pflanzen und Tieren einher, wie z.B. der Amazonas Regenwald, Savannen im Bereich des Cerrado und Trockenwälder des Gran Chaco. Die Folgen sind extreme Biodiversitätsverluste und negative Klimaauswirkungen, sowie negative soziale Auswirkungen inklusive dem Verlust von kultureller Vielfalt. Während es einige Initiativen zur Steigerung der Nachhaltigkeit im Bereich Import-Soja aus Südamerika gibt, erfolgt der weitaus größte Teil der Produktion nicht nach ökologischen Standards, und die Umwandlung von ursprünglichen Ökosystemen zu Sojaplantagen schreitet auch aktuell voran (WWF 2021).

Als ebenfalls problematisch angesehen wird, dass das fast ausschließlich gentechnisch veränderte Import-Soja auch unter hohem Pestizideinsatz produziert wird. Dies führt z.B. dazu, dass die Bohnen häufig Glyphosat-Rückstände im mg/kg-Bereich aufweisen (Bøhn et al. 2014), welches in den Verdauungstrakt der Tiere gelangt.

Unter anderem aus den oben genannten Gründen ist eine Reduktion der Nutzung und auch Abhängigkeit der österreichischen Nutztier-Produktion von Import-Soja wünschenswert, wozu neben einer geringeren Fleischproduktion auch alternative Eiweißfuttermittel, wie das im gegenständliche Projekt untersuchte Larvenmehl beitragen können.

Nähere Informationen zur Umweltwirkung von Sojamehl sind im Abschnitt ‚Ergebnisse und Diskussion‘ zu finden (3.1).

1.3.2 Fischmehl

Fischmehl und -öl werden hauptsächlich aus extra dafür gefangenen Meeresfischen gewonnen, die laut Cashion et al. (2017) jährlich ein Viertel der globalen Fischfangmenge ausmachen. Mehr als 90 % dieser Fischfangmenge wären für eine Verwendung als Lebensmittel geeignet. Und dies in Anbetracht der Tatsache, dass mehr als ein Drittel der Weltbevölkerung auf Fisch als Teil ihrer Ernährung angewiesen ist ([FAO 2018](#)). Auch führt die Ausbeutung der Bestände der extra für die Fischmehlproduktion gefangenen Arten (wie z.B. Sardinen, Anchovis) zu einer Verarmung mariner Biodiversität und einer drastischen Einschränkung der Funktion mariner Ökosysteme (Smith et al. 2011). In deutlich geringerem Ausmaß wird Fischmehl auch aus Bei- oder Nebenprodukten der Fischerei gewonnen (= Beifang, Schlachtabfälle; [aquakulturinfo.de](#)).

Besonders durch die extrem stark gestiegene Nachfrage aus der Aquakultur ist es in den vergangenen Jahren zu einem starken Preisanstieg von Fischmehl auf den Weltmärkten gekommen. Dies trifft auch Produzenten in Österreich, wo Fischmehl zu einem gewissen Teil in der Schweine- und auch Geflügelproduktion eingesetzt wird. Neben den ökologischen Gründen ist auch vor diesem Hintergrund die Verfügbarkeit alternativer Eiweißfuttermittel, mit möglichst heimischer Wertschöpfung, wünschenswert.

Nähere Informationen zur Umweltwirkung von Fischmehl sind im Abschnitt ‚Ergebnisse und Diskussion‘ zu finden (3.2).

2 Material und Methoden

2.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Ziel dieses Arbeitspakets war es, die Umweltwirkung der Produktion von Insektenlarven der Schwarzen Soldatenfliege (*Hermetia illucens* L.; black soldier fly = BSF) in der zum Zeitpunkt des Projektstarts aktuellen Pilotanlage am Standort der Firma Ecofly GmbH mittels Ökobilanz zu quantifizieren. Der so ermittelte Umwelt-Impact sollte einerseits dazu dienen, Bereiche der Produktion mit einem hohen Umwelt-Fußabdruck zu identifizieren. Dadurch würde die Möglichkeit geschaffen, den Umwelt-Fußabdruck durch gezielte Maßnahmen in bestimmten Bereichen der Produktion zu verringern. Andererseits sollte der hier ermittelte Umwelt-Impact auch dazu dienen, einen Vergleich zwischen aktuell in der Tierfütterung

verwendeten Komponenten mit einem sehr hohen Umwelt-Impact (z.B. Sojamehl oder Fischmehl) und einer lokal in Österreich produzierten alternativen Proteinquelle (Insekten-Larvenmehl) zu ermöglichen. Dazu ist noch einschränkend anzumerken, dass Larvenmehl auf EU-Ebene erst seit September 2021 für eine Verfütterung an Schweine oder Geflügel zugelassen ist.

Die für die Durchführung der Ökobilanz notwendigen Produktionsdaten wurden von der Firma Ecofly GmbH zur Verfügung gestellt (Tabelle 1). Darauf basierend wurde ein einfacher Produktbaum erstellt, bereits skaliert auf die Produktion von 1 kg Larventrockenmasse (Abbildung 2). Ein Kilogramm Larventrockenmasse (= LTM) wurde, wenn nicht anders erwähnt, in diesem Arbeitspaket durchgehend als funktionelle Einheit (= Bezugsgröße) angenommen. Für manche Vergleiche mit Informationen aus der Literatur wurden wiederum 1 kg Larvenmehl oder auch 1 kg Larvenprotein als funktionelle Einheiten herangezogen.

Tabelle 1. Betriebliche Daten der Ecofly GmbH-Larvenzucht.

input	output	Maßeinheit
Nudelbruch		1,72 kg
Weizenkleie		3,34 kg
Wasser		11,21 kg
Transport (12 Tonner)		0,3036 t*km
Energie, elektr.		1,57 kWh
Energie, therm.		2,8 kWh
Reiniger, alkal.		0,0055 kg
Wasser		0,061 kg
Plastikwannen (PVC) – für Larvenzucht		0,0007 kg
	CO2	kg
	CH4	0,0127 kg
	NH3	0,0053 kg
	N2O	0,0015 kg
Big Bag 600 kg; 10 Mal verwendet		
Larven Verarbeitung		
Energie, elektr.		0,62 kWh
Erdgas		0,22 m ³
Wasser		13,33 kg
Big Bag 600 kg; 10 Mal verwendet		
Transport Larvenfrischmasse (20 Tonner)		0,2475 t*km
IBC 1000 l; 60 Nutzungsdurchgänge		
	Abwasser	13,33 kg
Restsubstrat Verarbeitung		
Energie, elektr.		0,216 kWh
Big Bag 600 kg; 10 Mal verwendet		
Abwärme, Biogas		1,296 kWh
Transport Restsubstrat (12 Tonner)		0,36 t*km
	Larven (TM)	1 kg
	Restsubstrat (TM)	2,16 kg

Annahmen zur Anzahl von Nutzungsdurchgängen siehe Fließtext.

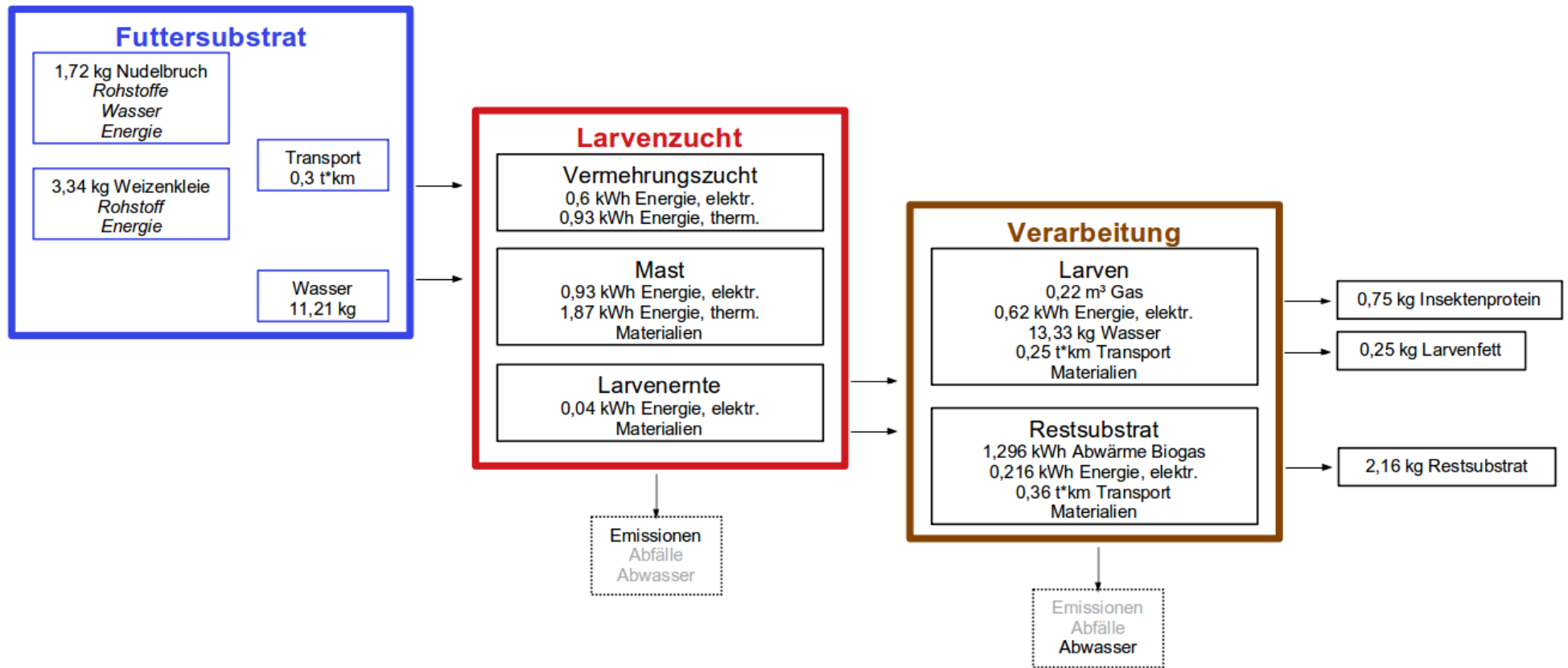


Abbildung 2. System-Fließbild der bewerteten Insektenlarvenproduktion.
Vereinfachter Produktbaum mit 1 kg Larven-Trockenmasse als funktionelle Einheit.

Das vereinfachte System-Fließbild der Larvenproduktion zeigt die Strukturierung der Produktion in die drei Bereiche Futtermittel-Produktion und -Bereitstellung, Larvenzucht (untergliedert in Vermehrungszucht und Mast) sowie Verarbeitung. Getrocknete Larvenbiomasse ist das erste Produkt dieses Prozesses, welches im Zuge der Verarbeitung noch in Larvenmehl (mit dem hauptsächlichen Proteinanteil der Larven) und Larvenöl getrennt wird. Als Koppelprodukt fällt noch das nach der Larvenzucht verbleibende Restsubstrat an.

Bezüglich Systemgrenze wurde analog zu anderen, bisher publizierten Studien zum Umwelt-Impact einer Insektenlarvenzucht auch hier das gängige konzeptionelle Schema der Vermehrung/Mast mit nachfolgender Verarbeitung zu bestimmten Produkten angelegt. Nachfolgende weitere Verarbeitungsschritte wie z.B. die Verarbeitung der Larven zu Futtermitteln wurden nicht berücksichtigt. In der Studie wurde somit nur der partielle Produktlebenszyklus bis zum fertigen Produkt (getrocknete Larvenbiomasse bzw. Larvenmehl) betrachtet (= „cradle-to-gate“ bzw. „von der Wiege bis zum Tor“). Für das Koppelprodukt Restsubstrat wurde nach eingehender Diskussion in der Projekt-Gruppe eine mögliche Nutzung als organischer Dünger in der Berechnung des Umwelt-Impacts berücksichtigt.

Ausgehend von Informationen aus der Literatur und Diskussionen in der Projekt-Gruppe wurde eine Vorauswahl der in diesem Arbeitspaket schwerpunktmäßig zu berücksichtigenden Wirkungskategorien getroffen. Auch wurde vom Hauptverantwortlichen der Ökobilanzierung eine erste Summierung der in bisherigen Larvenstudien verwendeten Bewertungsmethoden erstellt – als Diskussions- und Entscheidungsgrundlage dafür, welches Modell/welche Modelle in diesem Arbeitspaket verwendet werden sollten.

2.2 Sachbilanz

Ausgehend von den Produktionsdaten der Firma Ecofly GmbH wurde eine schrittweise Detaillierung des Produktionsprozesses vorgenommen. Nachfolgend wurden zu allen inputs, Produktionsschritten und outputs Daten gesammelt. Die Detaillierung wurde bis zu dem Punkt vorgenommen, bis zu dem für alle Prozessmodule Charakterisierungsfaktoren in den vorausgewählten Wirkungskategorien verfügbar waren.

Eine umfangreiche Detaillierung war besonders für die Erstellung der Sachbilanz vom aus Nudelbruch einer Eierteigwaren-Produktion und Weizenkleie bestehenden Futtersubstrat notwendig. Ausgehend von in der Literatur berichteten CO₂-Fußabdrücken von Eierteigwaren (Nette et al. 2016) und Weizenkleie (Bosch et al. 2019) konnte eine erste Klimawirksamkeit geschätzt werden (Zwischenbericht März 2021). Für die nachfolgende

Detaillierung wurden folgende Quellen herangezogen:

- Zusammensetzung der Teigwaren (Weizengrieß, Eimasse, Wasser) aus Nette et al. (2016),
- Produktion von Weizengrieß aus Saget et al. (2020),
- Eiproduktion aus Abin et al. (2018),
- Produktion der Eimasse aus den PEF CR pasta (2018),
- Produktion der Eierteigwaren aus den PEF CR pasta (2018),
- Produktion der Weizenkleie aus BlfA, IFEU & Flo-Pak (2002).

Die in manchen Bereichen notwendige Allokation von Umweltlasten zwischen Koppelprodukten erfolgte sowohl nach Masse als auch nach ökonomischen Kriterien. Die so ermittelten Allokationsfaktoren ergaben für Weizengrieß einen Faktor 0,84 (PEF CR pasta 2018), für Eier einen Faktor 0,98 (BZA Legehennen 2018), für Eimasse einen Faktor 0,986 (PEF CR pasta 2018) und für Weizenkleie einen Faktor 0,044 (BlfA, IFEU & Flo-Pak 2002). Für Nudelbruch wurde entsprechend den Vorgaben der EU zur Erstellung vom ökologischen Fußabdruck von Teigwaren angenommen, dass dieser ansonsten zu 50 % via Verbrennung, zu 25 % via Kompostierung und zu 25 % via Biomasse-Vergärung entsorgt worden wäre (PEF CR pasta 2018). Die Hälfte dieser Umweltwirkung wurde der Larvenproduktion als Gutschrift zugewiesen, da durch die Verfütterung an die Insektenlarven eine ansonsten erfolgte Entsorgung vermieden wurde.

Für die PVC-Zuchtwannen (Verbrauchsmenge stammt von Ecofly GmbH) wurden nur das Ausgangsmaterial, die für die Herstellung benötigte Energie (PVC EC final report 2004) und die Entsorgung via Verbrennung (kein Recycling) berücksichtigt. Für die bigbags aus PP wurden Informationen zu Anzahl an Nutzungsdurchgängen, Menge an für die Produktion benötigtem Rohstoff und Energie (BigBags 2020) sowie die Entsorgung via Verbrennung (kein Recycling) berücksichtigt. Die Sachbilanz vom IBC stammt aus (IBC 2015) und die Annahme zur Anzahl an Nutzungsdurchgängen von Biganzoli et al. (2018) sowie wrap.org (2020; Mittelwert aus 1 Erstnutzung + 59 Nutzungen von gebrauchten IBCs). Die Gebäudeinfrastruktur und die Regale, auf denen die Zuchtwannen gestapelt werden, wurden in der hier durchgeführten Ökobilanz nicht berücksichtigt, eine Annahme die zwischen verschiedenen Produktionsstätten bzw. -beispielen variieren kann (Halloran et al. 2016).

Daten zu den Emissionen der Larvenzucht der Firma Ecofly GmbH wurden von Hrn. Michael Kropsch/HBLFA Raumberg-Gumpenstein erhoben (siehe Kropsch et al. 2020). Die in g emittiertem Gas je kg Larven-Frischmasse und Tag berichteten Mengen wurden nach

Korrektur mit Hintergrund-Konzentrationen (herzlichen Dank an Michael Kropsch) auf g/kg Larven-TM und Tag umgerechnet. Informationen der Firma Ecofly GmbH sowie Literaturangaben zur Biomasse-Entwicklung der Insektenlarven (Tomberlin et al. 2002; Myers et al. 2008) dienen nachfolgend zur Schätzung von emittierten Gas-Mengen pro produziertem kg LTM. Das während der Zucht abgegebene CO₂ wurde in der nachfolgenden Ökobilanz nicht berücksichtigt (analog zur angenommenen CO₂-Neutralität einer Verbrennung von Biomasse (Gytarsky et al. 2006)).

Für das Restsubstrat wurde eine mögliche Nutzung als organischer Dünger angenommen. Auf Basis dessen chemischer und physikalischer Eigenschaften (Information von der Bio Forschung Austria) wurde das Restsubstrat als äquivalent einer Mischung aus Kompost:Hühnermist:Schweinegülle im Verhältnis 0,5:0,25:0,25 angenommen. Informationen von Ecofly GmbH zu relativem Ertrag und der Wertschöpfung der drei Koppelprodukte Larvenmehl, Larvenöl und Restsubstrat dienen als Berechnungsgrundlage für die Allokationsfaktoren zur Aufteilung der Umweltwirkung.

Für eine im Rahmen der Auswertung durchgeführte Sensitivitätsanalyse wurden im Vergleich zu dem auf Basis der in Tabelle 1 gelisteten Flüsse bewerteten Standardszenario noch drei verschiedene Alternativ-Szenarien bewertet, die in Abschnitt 3.2.3 beschrieben sind.

2.3 Wirkungsabschätzung

Ausgehend von bereits vorliegenden Informationen, dass die Umweltwirkung der Larvenzucht zu einem großen Teil durch die aus der landwirtschaftlichen Produktion stammenden Futtersubstrate verursacht wird (Oonincx und de Boer 2012), haben Notarnicola et al. (2015) angeregt, dass die in Ökobilanzen zu landwirtschaftlichen Produkten am häufigsten untersuchten Wirkungskategorien auch für die Bewertung einer Larvenzucht herangezogen werden sollten. Basierend auf best-practice-Beispielen aus der Literatur (u.a. Halloran et al. 2016, Smetana et al. 2021) und in Diskussion mit den Projektpartnern wurden für die Bewertung der Umweltwirkung der Larvenzucht bei der Ecofly GmbH folgende sieben Wirkungskategorien ausgewählt:

Klimaänderungspotenzial,

Landnutzung,

Aufzehrung fossiler Ressourcen,

Frischwasser-Eutrophierung,

Feinstaub,

terrestrische Versauerung, und Wasserverknappung.

Generelle Empfehlungen dazu, nach welchen Kriterien Wirkungskategorien berücksichtigt werden sollten finden sich auch in Hauschild and Huijbregts (2015). Zusätzlich zu diesen Kategorien wurde durch Berechnung einer Gesamtumweltwirkung auch danach getrachtet sicherzustellen, dass durch diese Auswahl alle Umweltbereiche/Kategorien berücksichtigt wurden, in denen die Larvenzucht eine relevante Auswirkung hat. Dies sollte eine umfassende Bewertung von Schwächen und Stärken der Larvenzucht ermöglichen (Halloran et al. 2016).

Viele Studien zu landwirtschaftlichen Produkten (wie z.B. Sojamehl, viele andere Futtermittel) belegen wie nicht anders zu erwarten deren hohe Wirkung in den Kategorien Klimaänderungspotenzial und Landnutzung. Etwas im Gegensatz dazu liegt der hauptsächliche Umwelt-Impact von Fischmehl in dessen Auswirkung auf die Produktion und Biodiversität mariner Ökosysteme. Während es internationale Bemühungen gibt, Auswirkungen auf die Biodiversität auch innerhalb von Ökobilanzen zu bewerten (Marques et al. 2021), fehlen derzeit geeignete Methoden, um diese Umweltwirkung abzubilden bzw. zu quantifizieren (Lindner et al. 2019). Besonders mit Bezug zu Fischmehl, aber teilweise auch Sojamehl betreffend, aufgrund der durch dessen Produktion verursachten Landnutzungsänderungen und deren Ökosystem-Auswirkungen, ist die Eignung der Ökobilanz zur Bewertung der Umweltwirkung eingeschränkt – besonders von Fischmehl (Hélias et al 2018). Aktuell wird jedoch auch an der Behebung der derzeit generell geringen Datenlage zur ökologischen Bewertung von Fischereien mittels LCA gearbeitet (Avadi et al. 2020).

Verschiedene Methoden sind für die Charakterisierung entwickelt worden, die sich im Vorgehen und Ergebnis etwas unterscheiden. Für das gegenständliche Projekt wurden die Methoden ReCiPe 2008 und IMPACT 2002+ verwendet. Diese Auswahl erfolgte hauptsächlich aufgrund der Verwendung dieser Methoden in den für dieses Projekt relevantesten und bereits veröffentlichten Studien zur Ökobilanz von Larvenzuchten (Smetana et al. 2019; Roffeis et al. 2020). Bei ReCiPe-Charakterisierungsfaktoren wurde ein Zeithorizont von 100 Jahren angelegt (= hierarchische Perspektive). IMPACT 2002+ ist eine Methode, die es ermöglicht, Ergebnisse einzelner Wirkungskategorien zu vier für Europa normierte ‚Schadenskategorien‘ zusammenzufassen (Klima, Umwelt, Gesundheit, Ressourcenverbrauch), in denen die Wirkung mit Punkten (points) angegeben wird. Ein Punkt entspricht dabei der durchschnittlichen, in einem Jahr gezeitigten Umweltwirkung einer in Europa lebenden Person.

Die Charakterisierungsfaktoren für das finale Berechnungsszenario wurden aus der

Datenbank ecoinvent 3.3 ausgehoben. Wenn möglich (wie z.B. bei elektrischer Energie) basierten diese auf österreichischen Datensätzen, ansonsten auf Datensätzen mit größtmöglicher geografischer Nähe (z.B. Schweiz oder Europa). Eine in einem ersten Schritt durchgeführte Abschätzung der Klimawirksamkeit basierte auf Literatur-Daten zu CO₂-Fußabdrücken einzelner Sachbilanz-Einträgen (z.B. Eierteigwaren). Für eine Beurteilung der Umweltwirkung in anderen Kategorien mussten für solche Einträge eigene Sachbilanzen erstellt werden (siehe Abschnitt 3.1).

Für die Wirkungsabschätzung nach ReCiPe 2008 wurden die Charakterisierungsfaktoren für die Klimawirksamkeit von Methan und Lachgas dem vierten Sachstandsbericht des IPCC entnommen (IPCC 2007). Die Faktoren für die Eutrophierungswirkung von Ammoniak und Lachgas stammen aus Bach und Finkbeiner (2017), ebenfalls der Faktor für das Versauerungspotenzial von Ammoniak. Für Feinstaub wurde der Charakterisierungsfaktor von PM_{2,5} für Österreich, Slowenien und Liechtenstein (Huijbregts et al. 2017) herangezogen und zur direkten Vergleichbarkeit mit den anderen Sachbilanzeinträgen nach WHO-Empfehlungen auf PM₁₀ umgerechnet (WHO 2021).

Für die Wirkungsabschätzung der Emissionen nach IMPACT 2002+ wurden die Charakterisierungsfaktoren der Emissionen laut Methoden-Anleitung errechnet (Humbert et al. 2004). Dies umfasst auch jeweils eine Normierung für Europa (Jolliet et al. 2002). Die Klimawirksamkeit von Methan und Lachgas stammt aus dem dritten IPCC-Sachstandsbericht (IPCC 2001). Das Versauerungspotenzial von Ammoniak basiert auf dem Modell Eco-Indicator 99 (Goedkoop und Spriensma 2000). Die Auswirkung von Lachgas auf den Ozonabbau wurde aus dessen CFC-11-Fußabdruck (CFC-11 ist im Bereich Ozonabbau die Referenzsubstanz – analog zu CO₂ bei Treibhauseffekt; Ravishankara et al, 2009 , Andrae 2012) und Eco-Indicator 99 DALYs errechnet (DALYs = disability-adjusted life years). Der Einfluss von Ammoniak auf die Feinstaubbildung wurde von Eco-Indicator 99 DALYs abgeleitet.

Im Bereich Materialien wurde für die Berechnung des Charakterisierungsfaktors des IBC Gebindes (Intermediate Bulk Container) die ‚circular footprint formula‘ verwendet (PEFCR Guidance document 2018). Diese Formel ist bei der Berechnung vom Umwelt-Fußabdruck von Produkten innerhalb der EU verpflichtend einzusetzen. Sie berücksichtigt den Anteil von recycelten Materialien und deren Qualität in einem Produkt sowie die Recyclingfähigkeit der Produkte bzw. deren Inhaltsstoffe nach erfolgter Nutzung. Der Anteil recycelter Materialien wurde dem Bericht IBC (2015) entnommen, wobei die Qualitäten durchgehend als hoch angenommen wurden. Bei der Allokation recyclingfähiger Teile wurde eine Aufteilung zu gleichen Teilen vorgenommen (Klöpffer und Grahl 2009).

Bei einem Vergleich der in dieser Studie berechneten Umweltwirkung mit Ergebnissen aus anderen Studien ist zu berücksichtigen, dass dort teilweise andere Methoden zur Wirkungsabschätzung verwendet wurden. Diese Methoden nutzen unterschiedliche Algorithmen zur Berechnung von Charakterisierungsfaktoren, welches in verschiedenen Wirkungskategorien zu von einander teils stark abweichenden Ergebnissen führen kann. Zur Veranschaulichung zeigt eine direkte Gegenüberstellung der Charakterisierungsfaktoren von ReCiPe 2008 und der Methode CML, die von Salomone et al. (2017) und Thevenot et al. (2018) verwendet wurde, z.B. eine sehr gute Übereinstimmung in der Kategorie Klimawirksamkeit (Anhang Abbildung 1), einen noch größtenteils linearen Zusammenhang in der Kategorie Landnutzung, in der Kategorie Eutrophierung jedoch eher stärker divergierende Faktoren. Auch aus diesem Grund, aber auch aus den weiter oben angeführten Gründen bezüglich Biodiversitäts-Bewertung, liegt das Hauptaugenmerk bei Vergleichen mit anderen Studien, die mit anderen Methoden arbeiteten, auf dem Bereich Klimawirksamkeit.

2.4 Literaturrecherche zu Umwelt-Impact von Soja- und Fischmehl

Daten zum Umwelt-Impact von Soja- und Fischmehl wurden im Rahmen von ausgedehnten Literaturrecherchen erhoben (ausgehend von Quellenangaben in Arbeiten zu Insektenlarven sowie Schlagwortsuchen im Internet generell und auch via google-scholar). Während der CO₂-Fußabdruck (carbon footprint = CFP) von Soja in zahlreichen Arbeiten berechnet wurde, gibt es eine nur vergleichsweise geringe Anzahl an Arbeiten zum CFP von Fischmehl. Die große Anzahl an Literaturquellen zu Soja machte es erforderlich, dass nur eine Auswahl näher analysiert wurden. Die Auswahl der Quellen wurde allerdings so getroffen, dass die gesamte Bandbreite an CFP-Werten repräsentiert ist.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Sachbilanz-Einträge und ihre Wirkungsindikatorwerte

3.1.1 Eierteigwaren und Weizenkleie

In einer Vergleichsarbeit aus Deutschland zum CFP verschiedener Teigwaren-Produkte errechneten Nette et al. (2016) für Eierteigwaren einen CFP von 1,79 kg CO₂-eq pro kg. Bei Verwendung dieses CFP für eine erste Einschätzung der Klimawirksamkeit der Larvenzucht ergab sich dafür ein Wert von 6,38 kg CO₂-eq für die Produktion von 1 kg

Larven-TM (LTM). Wie bereits in der Methodenbeschreibung erwähnt, enthält dieser Wert sowohl die Produktion und Bereitstellung der Futtersubstrate (Eierteigwaren, Weizenkleie, Wasser und Transport) als auch die Larvenzucht inklusive der dafür benötigten Energie und der anfallenden Emissionen sowie die Auftrennungs- und Verarbeitungsschritte zum Erhalt der drei Produkte Larvenmehl, Larvenöl und Restsubstrat (Abbildung 2). Eine detaillierte Aufschlüsselung der Eierteigwaren-Produktion unter Verwendung eines CFP für Eier von 1,2 kg CO₂-eq (svenska ägg 2020) ergab einen CFP von 1,27 kg CO₂-eq für Eierteigwaren und in Folge einen CFP von ca. 4,7 kg CO₂-eq für 1 kg LTM. Eine weitere, zur Berechnung des gesamten Umwelt-Impacts benötigte Detaillierung war die Aufschlüsselung der Eier-Produktion. Die Informationen dafür stammen aus einer Studie, in der die Legehennen mit Standardfutter gefüttert wurden (Abìn et al. 2018). Der anhand dieser Studie berechnete CFP von 1 kg Eier betrug 2,6 kg CO₂-eq, welches die sehr optimierten Produktions-Bedingungen und -Annahmen der Werte aus der schwedischen Eierproduzenten-Vertretung (1,2 kg CO₂-eq) dokumentiert. Ein in der vorliegenden Studie verwendeter Ei-CFP von 2,6 kg CO₂-eq ergab einen Teigwaren-CFP von 1,58 und eine Klimawirksamkeit der Larvenproduktion von 5,23 kg CO₂-eq für 1 kg LTM, ein Wert der in diesem Bericht in Folge als Standard- und Vergleichswert verwendet wird. Durch Verwendung einer Soja-reduzierten Fütterung der Legehennen (lwk-niedersachsen.de) konnte der Ei-CFP rechnerisch noch auf 1,73 kg CO₂-eq reduziert werden, welches einen Teigwaren-CFP von 1,4 und für die Larvenproduktion eine Klimawirksamkeit von 4,91 kg CO₂-eq ergab.

In allen diesen Berechnungen wurde nach den von der EU für die Erstellung eines Produkt-Umweltfußabdrucks (= product environmental footprint =PEF) vorgegebenen Bestimmungen (= category rules = CR) vorgegangen. Die für Trockenteigwaren ausformulierten PEF CR dry pasta (2018) detaillieren auch, wie Nudelbruch in den Berechnungen zu behandeln ist. Wenn keine spezifischen Daten vorliegen, muss angenommen werden, dass Nudelbruch im Verhältnis 0,5:0,25:0,25 via Verbrennung, Kompostierung bzw. Vergärung entsorgt wird (siehe Abschnitt 2.2). Diese Umweltwirkung müsste bei einer Entsorgung des Bruchs den Teigwaren zugerechnet werden. Im Fall einer Vermeidung einer Entsorgung, z.B. wie im vorliegenden Projekt durch Verfütterung an die Larven, wird die dadurch eingesparte Umweltwirkung standardmäßig auf das ursprüngliche Produkt (hier: Eierteigwaren) als Belastung und auf das aus der Verwertung des ansonsten Entsorgten resultierende Produkt (hier: Insektenlarven) als Gutschrift aufgeteilt (Klöpffer und Grahl 2009), meist im Verhältnis 1:1. Die in manchen Publikationen (z.B. Bosch et al. 2019) gewählte Vorgehensweise, dass manchen Lebensmittelabfällen eine neutrale Klimawirksamkeit (= 0 kg CO₂-eq) zugeschrieben wird (z.B. Altbrot), würde einer strikten Prüfung nach den in der Norm für

eine Ökobilanz vorgegebenen Kriterien nicht standhalten, da dadurch die Umweltwirkung der Produktion der zu Abfällen gewordenen Lebensmittel nicht berücksichtigt würde.

In der anfänglichen Berechnung der Klimawirksamkeit der Larvenproduktion wurde für Weizenkleie ein CFP von 0,43 kg CO₂-eq/kg verwendet (Bosch et al. 2019). In den Standard- und Vergleichswert von 1 kg LTM floss nach Detaillierung und Allokation der Kleie-Herstellung (BlfA, IFEU & Flo-Pak 2002) ein Wert von ca. 0,19 kg CO₂-eq/kg Weizenkleie ein. In dieser Quelle wurde ein Allokationsfaktor von 4,4 % angegeben, der etwas niedriger ist als die von der EU je nach Produktionsmethode für Weizenkleie angegebenen Faktoren von 6,3 (trockene Vermahlung) bis 8,2 % (Feuchtvermahlung; PEF CR feed 2018). Der Einfluss dieser verschiedenen Allokationsfaktoren hatte allerdings nur einen als vernachlässigbar eingestuften Effekt auf das Ergebnis, sodass für die abschließenden Berechnungen der Allokationsfaktor von 4,4 % beibehalten wurde.

3.1.2 Emissionen

Die Daten zu den während der Larvenzucht emittierten Mengen an CO₂, Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und Ammoniak (NH₃), korrigiert um Hintergrund-Konzentrationen, wurden dankenswerter Weise von Herrn Michael Kropsch/HBLFA Raumberg-Gumpenstein übermittelt (siehe auch 2.2). Aus diesen Werten und auf Basis von Informationen über die Entwicklung der Larven wurden folgende Mengen an emittierten Gasen im Zuge der Produktion von 1 kg LTM hochgerechnet (auf 2 Kommastellen gerundet): 1,67 kg CO₂; 12,75 g CH₄; 5,31 g NH₃ und 1,53 g N₂O. Das emittierte CO₂ wurde entsprechend dem international üblichen Vorgehen auch in dieser Studie in der Berechnung der Klimawirksamkeit der Larvenproduktion NICHT berücksichtigt (siehe Abschnitt 2.2 Verweis zu Gytarsky et al. (2006)). Der Wert wurde nur für Vergleiche mit anderen Studien herangezogen, in denen ebenfalls Emissionsdaten erhoben bzw. diskutiert wurden. So liegt der hier ermittelte Wert von 1,67 kg CO₂/kg LTM im Bereich der bisher berichteten Werte: Pang et al. (2020) erhoben einen Wert von 1,39 kg CO₂, Ermolaev et al. (2019) 1,75 kg CO₂, Sandrock et al. (2021) 2,13 kg CO₂ und Parodi et al. (2020) 2,75 kg CO₂ jeweils pro kg LTM. Der für diese Studie verwendete Wert von 12,75 g für CH₄ liegt im Vergleich zu anderen Studien (ca. 5 bis 50 mg CH₄/kg LTM) doch deutlich höher, ebenfalls der Wert für N₂O (hier 1,53 g; andere Studien: 7 bis 120 mg). Mit insgesamt den Emissionen anzurechnenden 0,78 kg CO₂-eq/kg LTM liegt diese Arbeit jedoch im Bereich der in den genannten Studien berichteten Werte (0,002 bis 1,35 kg CO₂-eq).

Emissionen sind ein wesentlicher, die Nachhaltigkeit einer Larvenzucht beeinflussender Faktor. So weisen z.B. auch Halloran et al. (2016) in ihrer Übersichtsarbeit darauf hin, dass

es noch vieler empirischer Daten zu den Emissionen von klimarelevanten THGs und auch von Ammoniak bedarf, idealerweise sowohl für die verschiedenen, gezüchteten Insektenarten als auch abhängig vom Entwicklungsstadium. Besonders die Emissionen von CH₄ und N₂O scheinen zu einem beträchtlichen Teil von der Zusammensetzung und dem Wassergehalt des für die Insektenzucht verwendeten Zuchtsubstrats abzuhängen. So deuten Ergebnisse von Mertenat et al. (2019) darauf hin, dass eine durch die Bewegung der Insektenlarven im Substrat verbesserte Durchlüftung (im Vergleich zu einer reinen Kompostierung) zu einer Reduktion der THG-Emissionen geführt haben könnte. Auch Ermolaev et al. (2019) berichten geringere Emissionen von mit BSF-Larven behandelten Lebensmittel-Abfällen im Vergleich zu kompostierten. Diese Ergebnisse zeigen, dass bei der Formulierung der Larven-Zuchtsubstrate inklusive deren Wassergehalt das Risiko des Entstehens anaerober Verhältnisse ausgeschlossen werden sollte.

3.2 Umweltwirkung der Larvenproduktion und -produkte

3.2.1 Umweltwirkung berechnet nach ReCiPe 2008

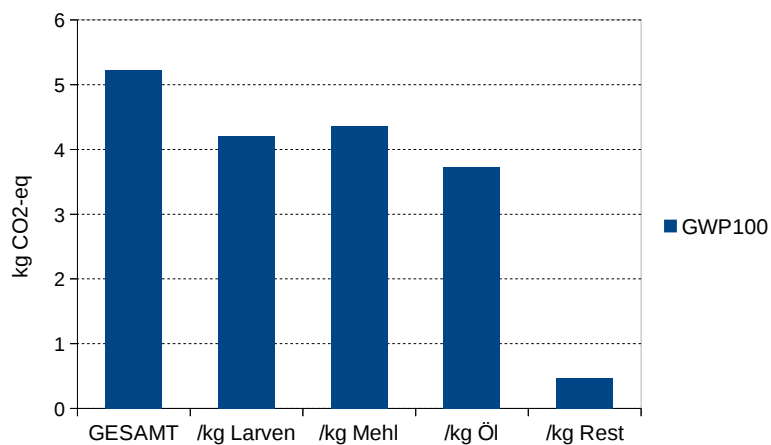
Die Klimawirksamkeit der Produktion von 1 kg Larventrockenmasse wurde im Standardszenario mit 5,23 kg CO₂-eq berechnet (Tabelle 2). In dieser Tabelle sind weiters die Umweltwirkung in den weiteren, ausgewählten Wirkungskategorien sowie auch die Umweltwirkung der Produkte Larvenmehl, Larvenöl und Restsubstrat bezogen auf jeweils 1 kg Produkt gelistet. Als Referenz für Vergleiche mit anderen Studien ist auch jeweils der Umwelt-Impact für Larvenprotein angegeben, welches 65 Masseprozent des Larvenmehls ausmacht (Information von Ecofly GmbH). Der CFP von Larvenprotein wurde mit 6,7 kg CO₂-eq pro kg Protein errechnet. Für einen schnellen Überblick zeigt die Abbildung 3 die Klimawirksamkeit (Abbildung 3a), die Landnutzung (Abbildung 3b) und die Wasserverknappung (Abbildung 3c) der Larvenproduktion sowie der verschiedenen Produkte grafisch dargestellt. Die Abbildungen zum Umwelt-Impact in den anderen Wirkungskategorien befinden sich im Anhang, da sie einen ähnlichen relativen Verlauf zeigen (Anhang Abbildung 2).

Tabelle 2. Umweltwirkung der Larvenzucht und Larvenprodukte.

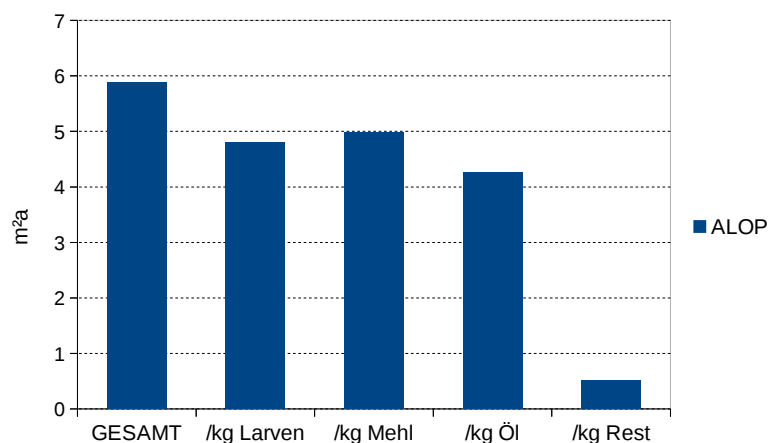
		Produktion	Mehl	Protein	Öl	Rest
		1 kg LTM	1 kg TM	1 kg Protein	1 kg Öl	1 kg TM
GWP100	kg CO ₂ -eq	5,23	4,36	6,70	3,73	0,47
ALOP	m ² a	5,88	4,97	7,65	4,26	0,50
FDP	kg oil-eq	1,282	1,107	1,703	0,949	0,099
FETPinf	kg P-eq	0,0047	0,0039	0,0059	0,0033	0,0004
PMFP	kg PM ₁₀ -eq	0,0145	0,0122	0,0188	0,0105	0,0013
TAP100	kg SO ₂ -eq	0,0335	0,0281	0,0432	0,0241	0,0030
WDP	m ³	0,331	0,283	0,435	0,242	0,027

Angegeben ist die Umweltwirkung in den Kategorien Klimaänderungspotenzial (GWP100), Landnutzung (ALOP), Aufzehrung fossiler Ressourcen (FDP), Frischwasser-Eutrophierung (FETPinf), Feinstaub (PMFP), terrestrische Versauerung (TAP100) und Wasserverknappung (WDP).

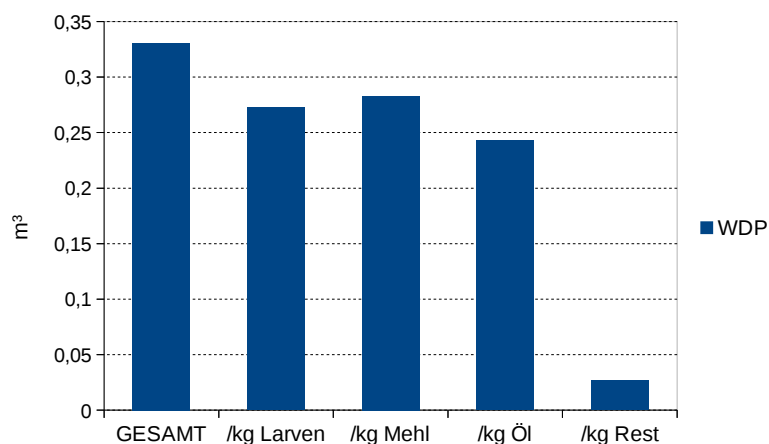
Tabelle 3 zeigt einen direkten Vergleich zwischen den in dieser Studie erhaltenen Wirkungsindikatorwerten für die Produktion von 1 kg LTM mit denen in der ebenfalls mit der Schwarzen Soldatenfliege durchgeführten Studie von Roffeis et al. (2020). Diese Studie eignet sich am besten für einen direkten Vergleich, da die gleiche Bewertungsmethode verwendet wurde, mit der einzigen Einschränkung, dass Roffeis et al. (2020) für die Kategorien Klimawirksamkeit und Versauerungspotenzial einen Zeitrahmen von 500 Jahren angenommen haben, im Vergleich zu den in der gegenständlichen und den meisten anderen Studien gebräuchlichen 100 Jahren (Anmerkung: bei Annahme eines längeren Zeitraums sinkt die Umweltwirkung). Die Studien zeigen in den meisten Wirkungskategorien größenordnungsmäßig ähnliche Impacts, obwohl die Roffeis-Studie in Ghana/Westafrika durchgeführt wurde. Einzig in der Kategorie Wasserverknappung liegen die Werte mit 0,33 m³ hier und 11 m³ in der Roffeis-Studie weit auseinander. Dies kann einerseits durch einen in der Roffeis-Studie etwas höheren Wasserverbrauch und andererseits hauptsächlich durch die geografisch/klimatischen Unterschiede zwischen den Produktionsstandorten erklärt werden. Zur Veranschaulichung ist in Abbildung 4 ein Ausschnitt aus einer Weltkarte zu sehen, auf der die globale Verteilung des AWARE-Indikators dargestellt ist, der das Verhältnis zwischen der Wasserverfügbarkeit relativ zum Wasserbedarf beschreibt (wulca-waterlca.org). Dabei kontrastiert der graublau bis blau gefärbte Bereich des Standorts der hier bewerteten Produktionsstätte (geringes Wasserverknappungspotenzial) mit dem hellorange gefärbten Ghana (hohes Wasserverknappungspotenzial) in Indikator-Zahlenwerten um den Faktor 13.



(a)



(b)



(c)

Abbildung 3. Umweltwirkung der Larvenproduktion und -produkte in den Kategorien (a) Klimawirksamkeit (GWP100), (b) Landnutzung (ALOP) und (c) Wasserverknappung (WDP).

„GESAMT“ bezeichnet die Wirkung der gesamten Produktion von 1 kg Larventrockenmasse inklusive aller Verarbeitungsschritte sowie auch des Restsubstrats. „/kg Larven“ bezeichnet die Wirkung der Produktion bis zum Aussieben der Larven inkl. der nachfolgenden Verarbeitung der Larven (inkludiert NICHT die Verarbeitung vom Restsubstrat). Die Wirkung der Einzelprodukte ist jeweils pro 1 kg Produkt angegeben.

Tabelle 3. Umweltwirkung der Ecofly GmbH-Larvenzucht im Vergleich zur BSF-Larvenzucht publiziert von Roffeis et al. (2020).

		G2/ecofly	Roffeis
Climate change (GWP100)	kg CO ₂ -eq	5,2253	5,5 [#]
Agricultural land occupation (ALOP)	m ² a	5,8832	7,5
Fossil depletion (FDP)	kg oil-eq	1,2822	1,5
Freshwater eutrophication (FETPinf)	kg P-eq	0,0047	0,0018
Particulate matter formation (PMFP)	kg PM10-eq	0,0145	0,017
Terrestrial acidification (TAP100)	kg SO ₂ -eq	0,0335	0,066 [#]
Water depletion (WDP)	m ³	0,3308	11

Die Larvenzucht von Roffeis et al. (2020) erfolgte in Ghana/Westafrika und wurde ebenfalls mit ReCiPe 2008 bewertet. Unterschiede hinsichtlich berücksichtigtem Zeitrahmen siehe Fließtext.

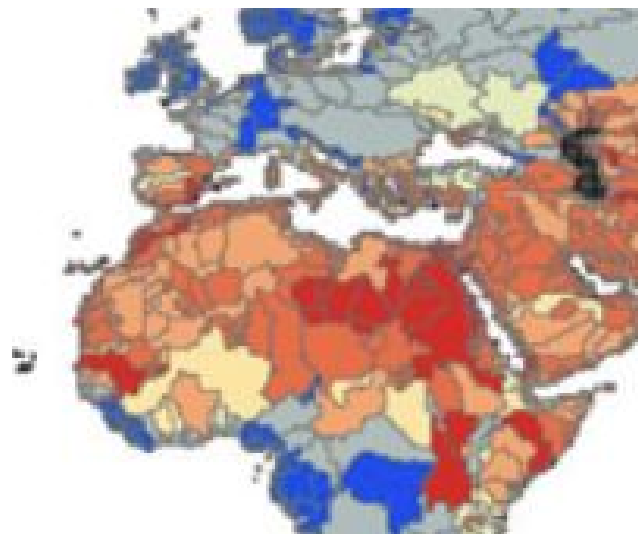


Abbildung 4. Ausschnitt aus Weltkarte über globale Verteilung des Wasserverknappungspotenzials anhand AWARE-Indikator.

Ein Vergleich des in dieser Studie erhaltenen CFP der Larvenproduktion mit Werten aus anderen Studien (Tabelle 4) zeigt teils übereinstimmende bis zu weit auseinander liegende Werte. Die Verwendung unterschiedlicher Zuchtsubstrate dürfte die hauptsächliche Ursache für diese Unterschiede sein. So nahmen Bava et al. (2019) z.B. für Okara einen CFP = 0 an, welches sie mit einem nicht vorhandenen ökonomischen Wert argumentierten – siehe allerdings Diskussion zu diesem Punkt im Abschnitt 3.1.1. Das erklärt in Folge den sehr niedrigen CFP von 0,68 kg CO₂-eq pro kg LTM für die auf Okara gezüchteten BSF-Larven.

Tabelle 4. CO₂-Fußabdrücke verschiedener Larvenzuchten im Vergleich.

Quelle	Zuchtsubstrat	Produktion	Larvenmehl	Larvenprotein	Larvenöl	Restsubstrat
		1 kg LTM	1 kg TM	1 kg Protein	1 kg Öl	1 kg TM
GLOBAL 2000/ecofly	Eierteigwaren, Weizenkleie	5,23	4,36	6,70	3,73	0,47
Roffeis et al. (2020)	Brauereiabfälle, Hühnermist	5,50				
Smetana et al. (2019)	Nebenprodukte/Getreideverarbeitung		5,33		3,87	0,88
Bava et al. (2019)	okara	0,68				
	Nebenprodukt/Maisverarbeitung	1,95				
	Hühnerfutter	5,76				
Maiolo et al. (2020)	Nebenprodukte/Getreideverarbeitung	1,02-2,45				
Salomone et al. (2017)	Lebensmittelabfälle	4,38				

Alle gelisteten Studien arbeiteten mit der Schwarzen Soldatenfliege. Die jeweils verwendeten Zuchtsubstrate sind ebenfalls angegeben.

Dass das Zuchsubstrat einen sehr großen Einfluss auf den Umwelt-Impact der Larvenzucht hat, zeigen auch die Ergebnisse aus der vorliegenden Studie in Abbildung 5. Darin ist der jeweilige Anteil des Zuchsubstrats, der eingesetzten Energie sowie der Emissionen zum Umwelt-Impact der Larvenzucht (bezogen auf 1 kg LTM) in den ausgewählten Wirkungskategorien dargestellt. Der Beitrag des Zuchsubstrats reicht von 42 % zur Frischwasser-Eutrophierung, über 60 % zum Klimaänderungspotenzial bis hin zu 94 % bzw. höher zur Landnutzung bzw. Wasserverknappung. In Abbildung 5 ist ebenfalls der teilweise bedeutende Beitrag der eingesetzten Energie (z.B. Aufzehrung fossiler Ressourcen) und der Emissionen (Frischwasser-Eutrophierung) zu sehen.

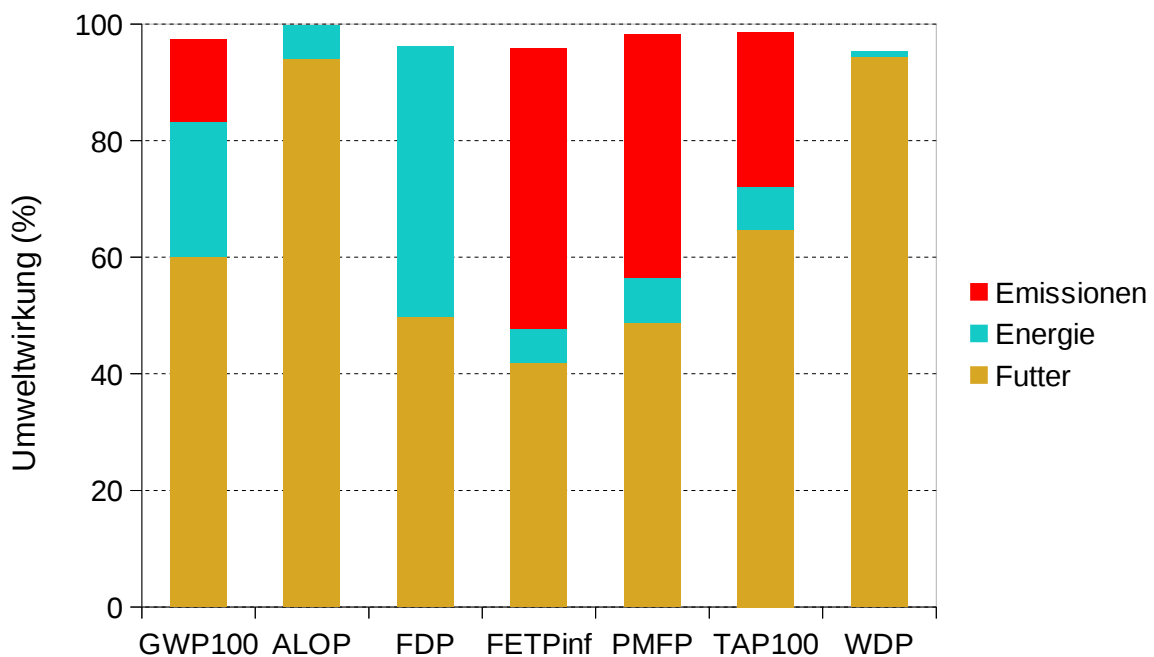


Abbildung 5. Anteil der Bereiche Futtersubstrat, Energie und Emissionen an der Umweltwirkung der Larvenzucht.

Siehe Tabelle 2 für Bedeutung der Abkürzungen zu den verschiedenen Umweltkategorien.

Mit Bezug zu Energie wurde in diesem Projekt auch die Möglichkeit einer Silierung der Larven untersucht (siehe Endbericht Arbeitspaket Konservierung), statt einer Trocknung. Durch eine Einsparung der für die Trocknung benötigten Energiemenge würde rein rechnerisch der CFP von 5,23 auf 5,0 kg CO₂-eq und die Aufzehrung fossiler Ressourcen von 1,28 auf 1,0 kg Erdöl-eq reduziert werden. In dieser Überlegung ist allerdings eine Umweltwirkung der Silierung nicht berücksichtigt, welches für eine seriöse Einschätzung des Nachhaltigkeits-Potenzials einer solchen Lösung notwendig wäre.

Die Differenz in Abbildung 5 zu 100 % wird durch Aktivitäten/Prozesse in den Bereichen Transport, Materialien oder Entsorgung verursacht. In Übereinstimmung mit anderen Studien trägt z.B. der Transport nur gering zur Umweltwirkung der Larvenzucht bei (Smetana et al. 2021).

Abbildung 6 zeigt, dass die Berücksichtigung des Restsubstrats als möglicher organischer Dünger, welches zu einer Gutschrift aufgrund einer dadurch vermiedenen Nutzung anderer Dünger führte, einen messbaren Einfluss auf das Ergebnis hat. Diese Gutschrift betrug abhängig von der betrachteten Wirkungskategorie bis zu 11 % (terrestrische Versauerung) der Umweltwirkung einer Produktion, bei der eine Nachnutzung des Restsubstrats als Dünger nicht berücksichtigt worden wäre.

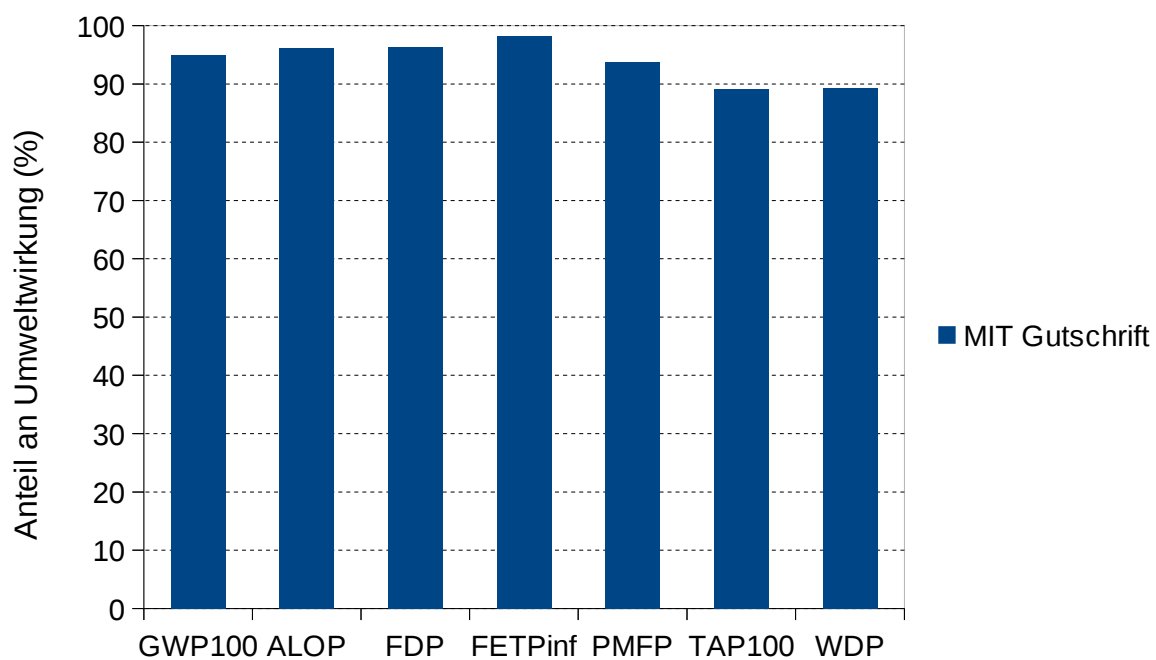


Abbildung 6. Auswirkung einer berücksichtigten Nachnutzung des Restsubstrats als Dünger (in Form einer Gutschrift) auf Umweltwirkung der Larvenzucht.

In der Abbildung entsprechen 100 % der jeweiligen Umweltwirkung OHNE Berücksichtigung des Restsubstrats als Dünger.

3.2.2 Umweltwirkung berechnet nach IMPACT 2002+

Die Bewertung nach IMPACT 2002+ wurde durchgeführt, um zu kontrollieren, dass alle von einer Larvenzucht wesentlich betroffenen Umweltbereiche in die Bewertung nach ReCiPe 2008 mit aufgenommen wurden. Auch ermöglicht die Verwendung dieser Methode eine direkte Vergleichbarkeit mit der Arbeit von Smetana et al. (2019). In

IMPACT 2002+ wird der Umwelt-Impact noch auf die Bevölkerung von Europa normiert und in Punkten (points) angegeben (siehe Abschnitt 2.3). In dieser Studie und nach dieser Methode beläuft sich die gesamte Umweltwirkung der Produktion von 1 kg LTM auf ca. 2,06 miliPoints (mPt; Abbildung 7), ein Wert der mit den von Smetana et al. (2019) publizierten 1,82 mPt für die Produktion von 1 kg Larvenmehl ungefähr vergleichbar ist. Anzuführen wäre noch, dass die Kategorie Wasserverknappung mit dieser Methode nicht bewertet wird. Diese wurde von Smetana et al. (2019) mit einer anderen Methode erhoben. Die Auswirkung der Berücksichtigung vom Restsubstrat als möglicher organischer Dünger auf das Bewertungsergebnis ist in Abbildung 8 dargestellt. Die dadurch erfolgte Gutschrift führt z.B. in der Kategorie Humantoxizität dazu, dass für die Larvenproduktion daraus ein insgesamt negativer Wert resultiert. Dies bedeutet, dass in dieser Kategorie für die als durch das Restsubstrat ersetzbar angenommenen organischen Dünger eine insgesamt größere Umweltwirkung erhoben wurde als für die gesamte Larvenproduktion.

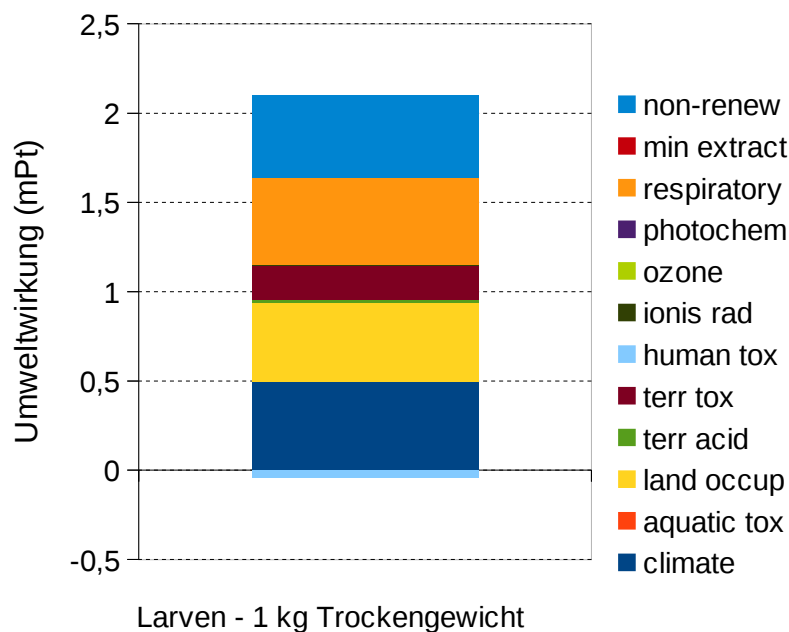


Abbildung 7. Umweltwirkung der Ecofly GmbH-Larvenzucht berechnet nach IMPACT 2002+. Dargestellt ist die Umweltwirkung in den Kategorien Klimawirksamkeit (climate), Gewässer-Ökotoxizität (aquatic tox), Landnutzung (land occup), Versauerung (terr acid), terrestrische Ökotoxizität (terr tox), Humantoxizität (human tox), ionisierende Strahlung (ionis rad), Ozonabbau (ozone), photochemische Oxidation (photochem), Feinstaub (respiratory), Ausbeutung mineralischer Rohstoffe (min extract) und nicht-erneuerbare Ressourcen (non-renew).

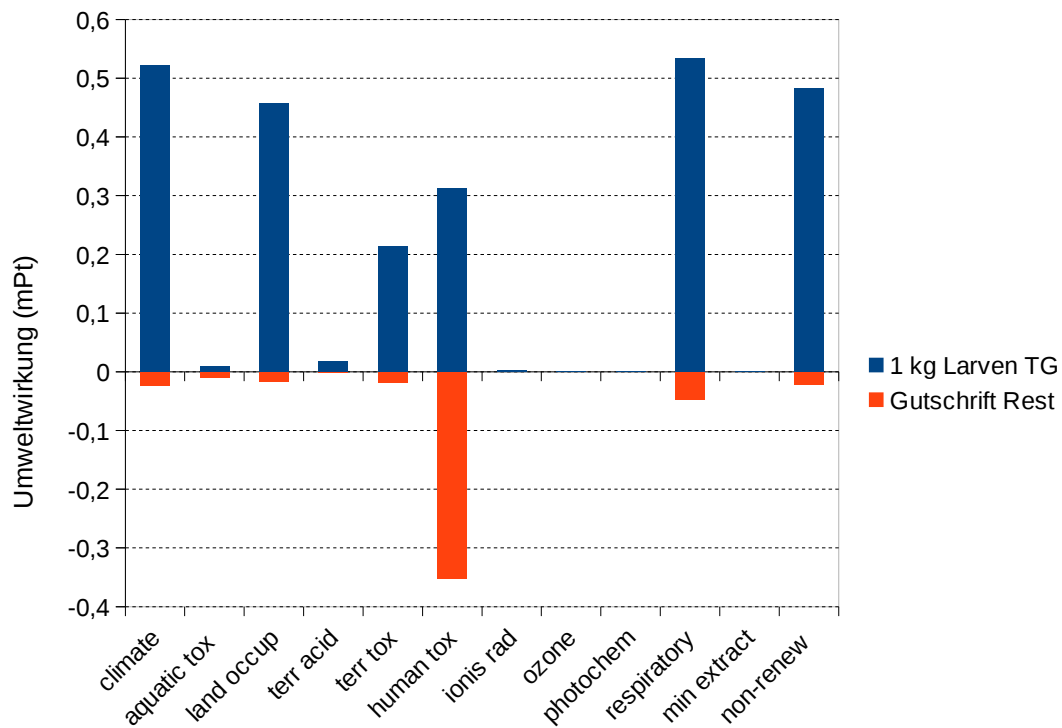


Abbildung 8. Darstellung einer berücksichtigten Nachnutzung des Restsubstrats als Dünger (in Form einer Gutschrift) im Vergleich zur Umweltwirkung der Larvenzucht.

Abkürzungen siehe Abbildung 7. In der Kategorie ‚Humantoxizität‘ führt eine solche Berücksichtigung zu einem negativen Summenwert, wie in Abbildung 7 ersichtlich.

Aus Abbildung 7 ist weiters abzulesen, dass die Umweltwirkung der Larvenzucht hauptsächlich in den Kategorien Klimawirksamkeit, Landnutzung, Feinstaub und fossile Ressourcen erfolgt, gefolgt von terrestrische Schädigung. Dies bestätigt die für eine Bewertung nach ReCiPe getroffene Auswahl an Wirkungskategorien, und dass dabei keine wesentlichen Umweltbereiche von der Bewertung ausgenommen wurden. Der nach IMPACT 2002+ errechnete Umwelt-Impact von jeweils 1 kg LTM, Larvenmehl, Larvenöl und Restsubstrat ist in Anhang Abbildung 3 beispielhaft für die Kategorien Klimawirksamkeit, Landnutzung, Feinstaub und fossile Ressourcen dargestellt. Bei der Bewertung nach IMPACT 2002+ kann die Umweltwirkung in den verschiedenen Bereichen auch zur Wirkung in den vier sogenannten Schadenskategorien Klima, Ökosystem, Gesundheit und Ressourcen zusammengefasst werden. Ein Vergleich der Ergebnisse aus dieser Arbeit mit denen von Smetana et al. (2019) zeigt bezüglich Larvenmehl eine leicht abweichende Gewichtung der Umweltwirkung zwischen diesen beiden Studien (Tabelle 5).

Tabelle 5. Umweltwirkung der Ecofly GmbH-Larvenzucht im Vergleich zur BSF-Larvenzucht publiziert von Smetana et al. (2019).

		G2/ecofly	Smetana
Umweltwirkung	gesamt	1,73 mPt	1,82 mPt
Klima	%	24	30
Ökosystem	%	32	20
Gesundheit	%	21	20
Ressourcen	%	23	30

Beide Larvenzuchten wurden mit IMPACT 2002+ bewertet. Zusätzlich zur Gesamt-Umweltwirkung sind noch die anteiligen Wirkungen in den vier Schadenskategorien angegeben.

Analog zur Bewertung mit ReCiPe 2008 wurde auch mit der Methode IMPACT 2002+ die Umweltwirkung aufgeschlüsselt nach Zuchtsubstrat, der eingesetzten Energie und der Emissionen untersucht. Dabei zeigt sich in teilweise noch deutlicherem Ausmaß der große Einfluss des für die Zucht verwendeten Substrats auf den Umwelt-Impact der Larvenzucht (bei Landverbrauch ca. 99 %; Abbildung 9).

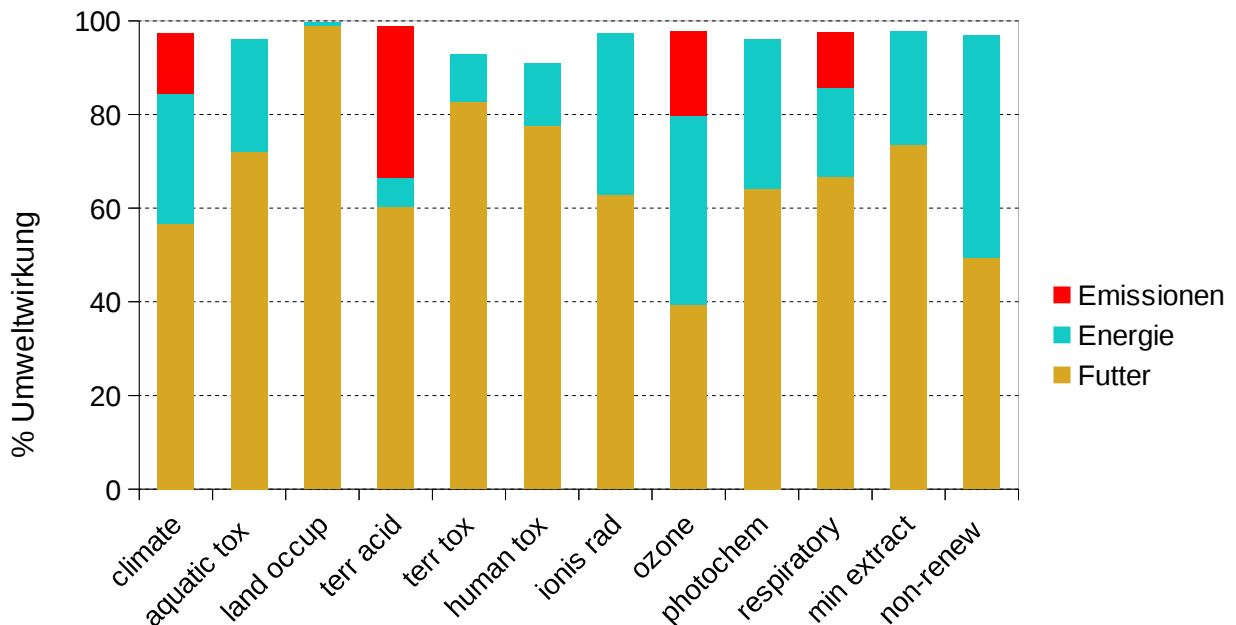


Abbildung 9. Anteil der Bereiche Futtersubstrat, Energie und Emissionen an der Umweltwirkung der Larvenzucht.

Siehe Abbildung 7 für Bedeutung der Abkürzungen zu den verschiedenen Umweltkategorien.

3.2.3 Sensitivitätsanalyse

Für diesen Teil der ökologischen Analyse wurde das im bisherigen Ergebnisteil präsentierte und diskutierte Standardszenario (Zuchtsubstrat Eierteigwarenbruch + Weizenkleie) mit drei alternativen Szenarien jeweils wieder mit der Methode ReCiPe 2008 verglichen:

- Alternative 1 = alternatives Zuchtsubstrat = Gerste statt Eierteigwarenbruch,
- Alternative 2 = alternative Energiequellen = Photovoltaik und Biogas statt fossile Energieträger,
- Alternative 3 = Abluftreinigung = um 78 % reduzierte Ammoniak-Emissionen.

Für Alternative 1 wurden Informationen von der Ecofly GmbH über die Möglichkeit, Eierteigwarenbruch durch Gerstenschrot zu ersetzen mit einer gleichzeitig leicht erhöhten Zugabe von Weizenkleie herangezogen. Bei Alternative 2 wurde rein rechnerisch angenommen, dass die benötigte elektrische Energie zu einem überwiegenden Teil aus Photovoltaik erzeugt wurde und für die thermische Energie Biogas statt Erdgas verwendet wurde. Für Alternative 3 wurde ein Abluftwäscher mit einem 78 %igen Ammoniak-Abscheidegrad simuliert. In den jeweiligen Alternativszenarien wurden alle anderen Prozesse gleich wie im Standardszenario belassen.

Abbildungen 10a bis 10f zeigen die Auswirkungen dieser alternativen Szenarien im Vergleich zum Ergebnis des Standardszenarios in den ausgesuchten Wirkungskategorien. Durch Wahl des alternativen Zuchtsubstrats konnte die Umweltwirkung der Larvenzucht teilweise bis fast auf die Hälfte reduziert werden. In der Kategorie Klimawirksamkeit konnte der CFP von 1 kg Larvenmehl von 4,36 auf 2,11 kg CO₂-eq reduziert werden. Umgerechnet auf reines Larvenprotein wäre das eine Reduktion von 6,71 auf 3,25 kg CO₂-eq/kg Protein. Durch das alternative Zuchtsubstrat konnte die Landnutzung von 1 kg LTM von 5,9 m²a auf 3,1 m²a reduziert werden und die Wasserverknappung von 0,33 m³ auf 0,19 m³. Auch durch Nutzung alternativer Energiequellen oder Reduktion der Ammoniak-Emissionen konnte der Umwelt-Impact teils markant verringert werden (besonders in den Kategorien Frischwasser-Eutrophierung und Feinstaub).

Wie sich der anteilige Beitrag des Zuchtsubstrats, der eingesetzten Energie sowie der Emissionen zur Umweltwirkung in den ausgewählten Kategorien in den drei Alternativszenarien im Vergleich zum Standard ändert, ist in den Abbildungen 11a bis c zu sehen. Diese Ergebnisse zeigen eine ganze Reihe von Möglichkeiten auf, wie die ökologische Nachhaltigkeit einer Larvenzucht durch gezielt gesetzte Maßnahmen gesteigert werden kann.

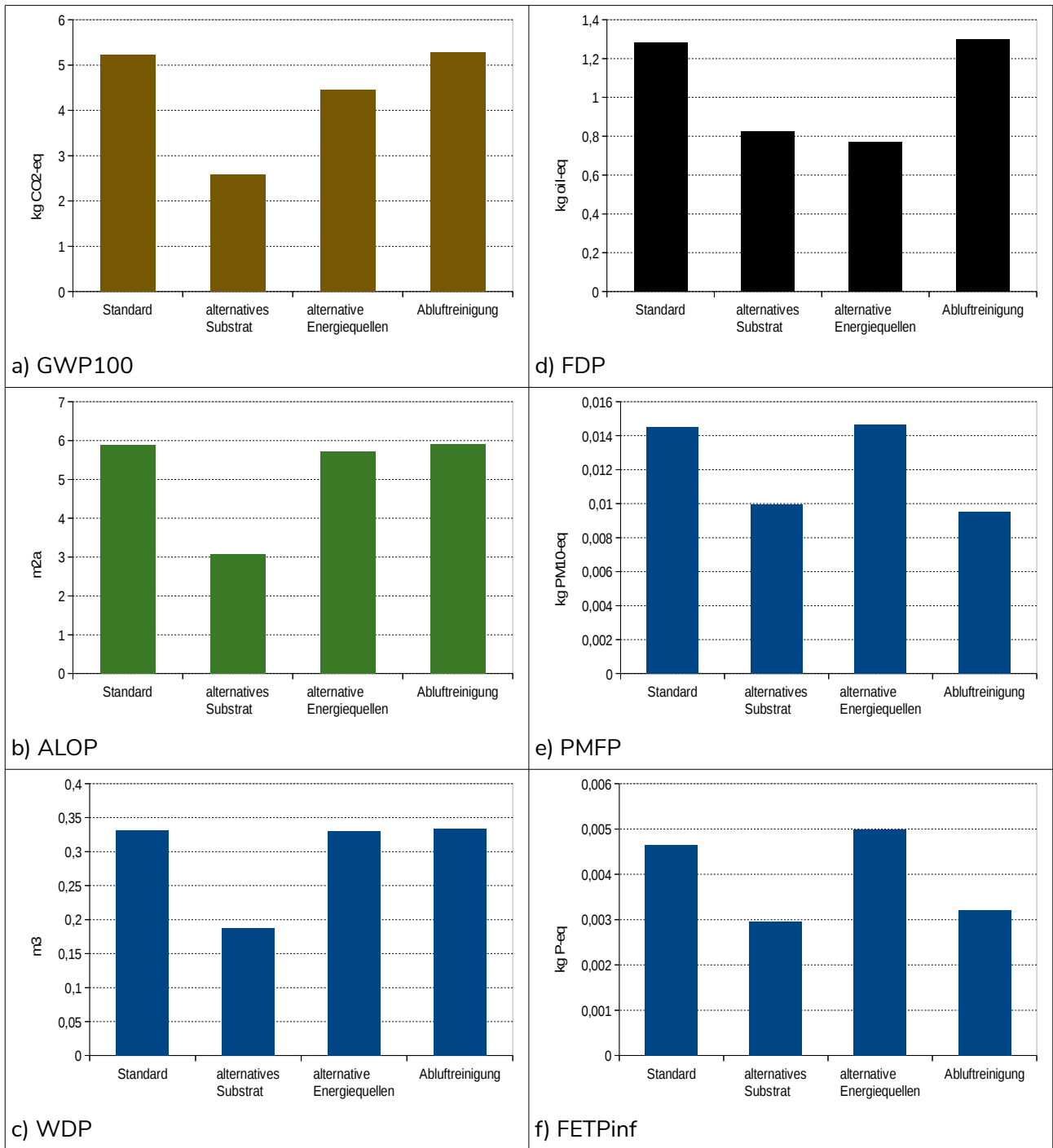
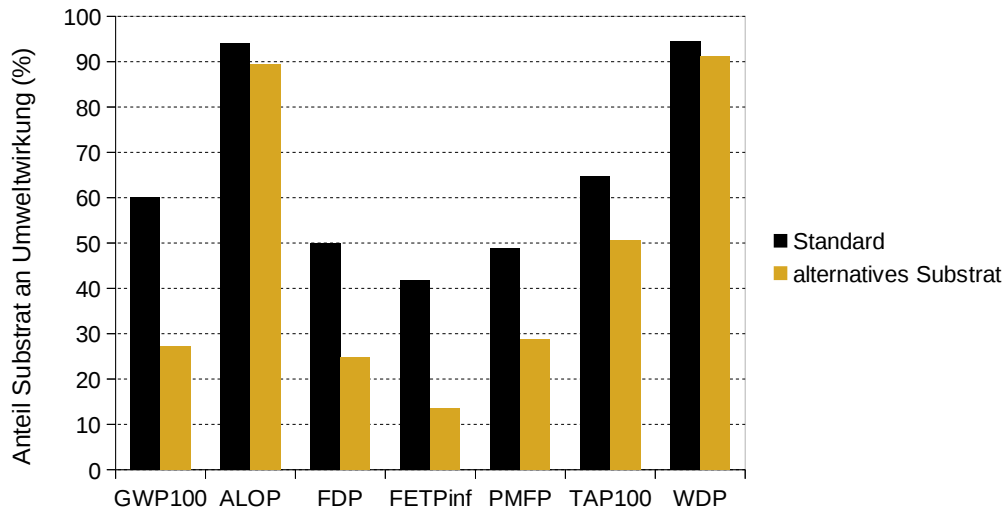
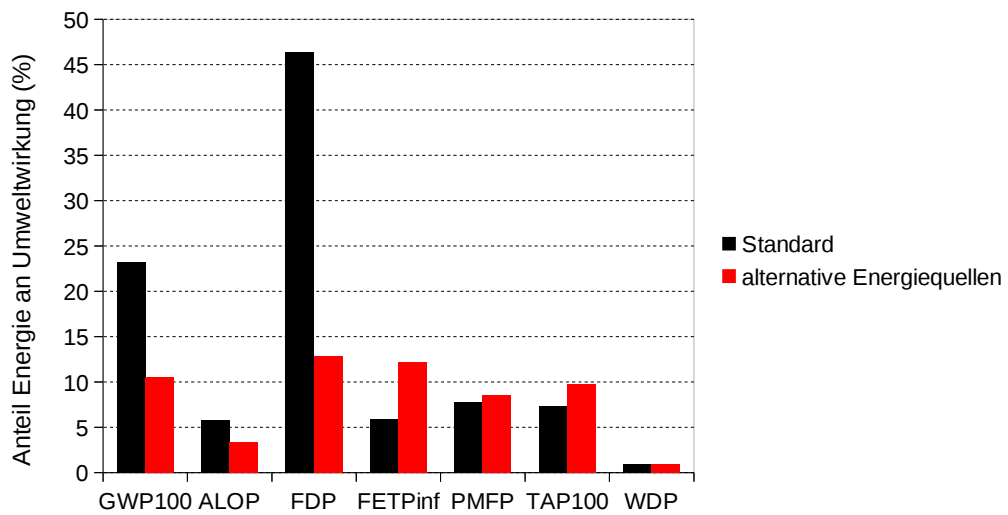


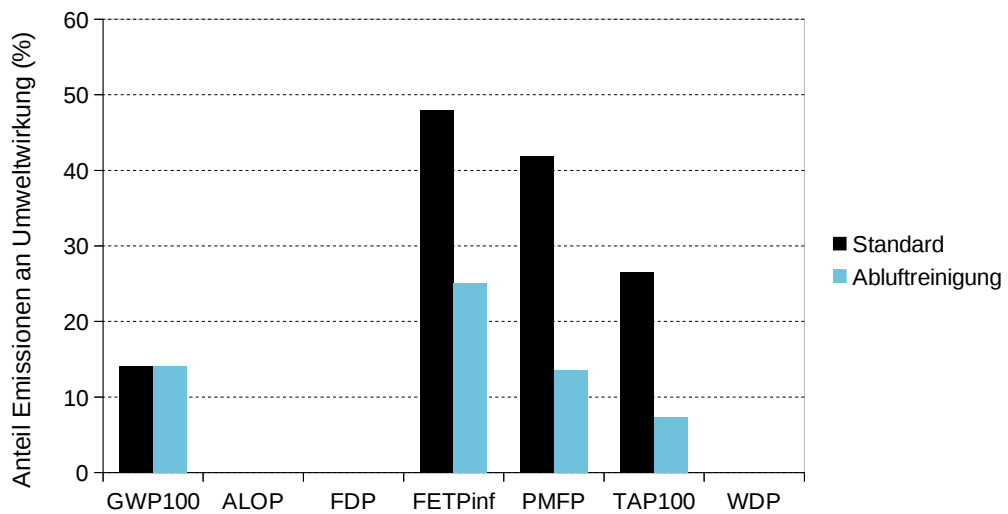
Abbildung 10. Auswirkung alternativer Prozessoptionen auf Umweltwirkung der Larvenzucht. Dargestellt ist die Umweltwirkung in den Kategorien Klimawirksamkeit, Landnutzung, Wasserverknappung, Aufzehrung fossiler Ressourcen, Feinstaub und Frischwasser-Eutrophierung. Die Umweltwirkung ist jeweils pro 1 kg LTM dargestellt = entspricht ‚GESAMT‘ in Abbildung 3. Siehe Fließtext für Beschreibung der verschiedenen Alternativen.



a)



b)



c)

Abbildung 11. Auswirkung alternativer Prozessoptionen auf Anteil der Bereiche Futtersubstrat, Energie und Emissionen an der Umweltwirkung der Larvenzucht.

Siehe Tabelle 2 für Bedeutung der Abkürzungen zu den verschiedenen Umweltkategorien.

3.3 Sojamehl und Fischmehl

Ein weiteres Ziel in diesem Arbeitspaket war ein Vergleich der Umweltwirkung von Insektenlarven bzw. von den aus ihnen hergestellten Produkten mit den derzeit in der Fisch-, Schweine- und Geflügelproduktion gängigen Proteinfuttermitteln Soja- und Fischmehl.

Ein solcher Vergleich auf Basis von berechneten bzw. ausgehobenen Indikatorwerten erfolgt insbesondere bei Fischmehl aus methodischen Gründen hauptsächlich in der Wirkungskategorie Klimawirksamkeit. Die Gründe dafür sind bereits in vorhergehenden Abschnitten des Berichts dargelegt (siehe Abschnitt 2.3). Eine vergleichende Diskussion in anderen Kategorien erfolgt eher beschreibend.

Die für den Vergleich durchgeführten Recherchen ergaben für sowohl Soja- als auch für Fischmehl stark variierende Ergebnisse (Tabellen 6 und 7). So liegen die CO₂-Fußabdrücke für 1 kg Sojamehl im Bereich von 0,4 bis 15 kg CO₂-eq, und für 1 kg Fischmehl im Bereich 0,5 bis >5 kg CO₂-eq. Die immense Schwankungsbreite dieser Werte ist auf Unterschiede in der angewendeten Methodik bzw. dem Untersuchungsrahmen zwischen den einzelnen Quellen zurückzuführen. Bei Sojamehl betrifft dies hauptsächlich die Berücksichtigung bzw. Bewertung von Landnutzungsänderung bei der Sojaproduktion in unterschiedlichen Herkunftsländern, bei Fischmehl sind es hauptsächlich geographische Unterschiede.

Im folgenden Abschnitt wird anhand einer genaueren Analyse ausgewählter, für bestimmte Wertebereiche als repräsentativ erachteter Studien versucht, eine mögliche Erklärung der unterschiedlichen Ergebnisse zu finden.

3.3.1 Sojamehl

Die CO₂-Fußabdrücke von Sojamehl lassen sich grob in geringe, die kleiner als 1 kg CO₂-eq sind, und höhere, die größer bis sehr viel größer als 2,5 kg CO₂-eq sind, unterteilen (Tabelle 6).

Die Studien mit CFPs < 1 kg CO₂-eq lassen sich grob den folgenden drei Kategorien zuordnen:

(i) Sojamehl aus Europa oder den USA,

(ii) Sojamehl aus Südamerika

ohne Berücksichtigung von Landnutzungsänderung (= land use change = LUC),

und

(iii) Sojamehl aus Südamerika

mit einer nicht-standardmäßigen Berücksichtigung von LUC.

Studien, die deutlich größere CFPs berichten, können einer eigenen Kategorie zugeordnet werden:

(iv) Sojamehl aus Südamerika

mit einer adäquaten Berücksichtigung von LUC.

Tabelle 6. Übersicht über publizierte CO₂-Fußabdrücke von Sojabohnen und Sojamehl.

Kat	Quelle	Herkunft	Sojabohnen kg CO ₂ -eq	Sojamehl kg CO ₂ -eq
i	Benavide et al. 2020	USA		0,40-0,48
	De Boer et al. 2014	USA	0,45	
	De Boer et al. 2014	NL/Ukraine		0,5/0,6
	ecoinvent/soybean meal production	Europa		0,80
	AgriFootprint 2021	Italien	0,65	
	Global 2000/Wohner 2017	Österreich USA	0,84 1,04	
ii	AgriFootprint 2021	Brasilien	0,35	
	De Boer et al. 2014	Bras/Arg	0,44/0,49	
	van Zanten et al. 2015	Brasilien		0,71
	Dalgaard et al. 2008	Argentinien		0,72
iii	Vellinga et al. 2013	Südamerika	0,48	
	Escobar et al. 2020	Brasilien	0,69	
iv	van Zanten et al. 2015	Brasilien		2,38
	ecoinvent/market for soybean, feed	Global	3,85	
	FIBL 2020	50%US/50%Bras		4,23
	AgriFootprint 2021	Brasilien	5,6	
	Global 2000/Wohner 2017	Bras/Arg	5,57/6,5	
	Dalgaard et al. 2008	Argentinien		5,70
	Silva et al. 2018	Übersee		6,52
	AgriFootprint 2021 Carbon Trust 2018	Paraguay Südamerika	9,8 bis 17,8	

Unterteilungskriterien für die vier Kategorien (Kat) siehe Fließtext.

(i) Beispiele für diese Kategorie sind z.B. die Arbeiten von de Boer et al. (2014; für Sojamehl aus den Niederlanden und der Ukraine) und Benavides et al. (2020; für Sojamehl aus den USA). Deren Ergebnisse decken sich auch mit einem Datenbank-Eintrag in ecoinvent, in dem für in Europa produziertes Sojamehl ein CFP von ca. 0,8 kg CO₂-eq angegeben ist. In dieser Größenordnung liegende Werte für Sojamehl aus Europa und den USA stimmen auch recht gut mit Werten zur Sojabohnen-Produktion in Österreich und den USA überein, die von GLOBAL 2000 im Rahmen einer anderen Studie erhoben wurden (Ö: 0,84 bzw USA: 1,04 kg CO₂-eq; GLOBAL 2000/Wohner 2017).

Der Großteil des in Österreich in der Tierfütterung eingesetzten Sojas stammt allerdings nicht aus europäischer, und nur teilweise aus nordamerikanischer, Produktion sondern wird aus Südamerika, hauptsächlich Brasilien und Argentinien, importiert. Für einen adäquaten Vergleich der Umweltwirkung von in Österreich hergestelltem Larvenmehl mit derzeit in Österreich in der Nutztier-Fütterung verwendetem Sojamehl, muss daher die Umweltwirkung von Sojamehl aus Südamerika herangezogen werden.

(ii) Dalgaard et al. (2008) publizierten einen CFP von Sojamehl aus Argentinien (ohne LUC) von 0,72 kg CO₂-eq. Unter Berücksichtigung von LUC stieg dieser Wert auf 5,7 kg CO₂-eq. In der Arbeit wird auf methodische Herausforderungen bei der Berücksichtigung von LUC hingewiesen und auch auf teilweise noch unzureichende Kenntnisse wie auch tw. unterschiedliche Anschauungen innerhalb der wissenschaftlichen community bezüglich der Größenordnung der Auswirkungen von LUC auf die Treibhausbilanz. Das Ergebnis von 0,72 kg CO₂-eq wird aber auch stark durch die fehlende Berücksichtigung des Pestizideinsatzes in der Produktion der Roundup-Ready-Sojabohnen, und besonders durch eine Gegenrechnung einer vermiedenen Palmöl-Produktion beeinflusst. Letztere Annahme geht davon aus, dass durch das im Zuge der Sojamehlproduktion anfallende Sojaöl zu einem gewissen Teil Palmöl aus Südost-Asien ersetzen kann. Diese Annahme verleitet die Autoren dazu, der Sojaproduktion eine Gutschrift durch eine vermiedene Ölpalmenproduktion in der Höhe einer äquivalenten Ölmenge zuzuschreiben. Dies stellt unserer Einschätzung nach eine komplett unzulässige Vorgehensweise dar.

In einem Vergleich der Umweltwirkung verschiedener Protein-Futtermittel unterscheiden van Zanten et al. (2015) zwischen dem CFP von Sojamehl aus Südamerika ohne Berücksichtigung von LUC (0,71 kg CO₂-eq; zitieren Vellinga et al. (2013)) und dem CFP von Sojamehl aus Südamerika inklusive LUC (2,375 kg CO₂-eq; zitieren De Vries et al. (2012)). In den Wert inklusive LUC fließen die Folgen der Zerstörung von natürlichen Ökosystemen (Regenwälder, Trockenwälder, Savannen) mit ein. Die für die Berechnung getroffenen Annahmen umfassen (a) publizierte Werte zu den Zunahmen der THG-Emissionen aufgrund der Umwandlung zu Ackerland, (b) Annahmen zum Zeitrahmen, über den diese zusätzlichen Emissionen wirken aber auch (c) eine gesteigerte Produktion auf der bereits vorhandenen Sojaanbaufläche.

(iii) Einige Studien gelangen trotz Berücksichtigung von LUC zu einem CFP von < 1 kg CO₂-eq (z.B. Escobar et al. 2020, Vellinga et al. 2013). Vellinga et al. (2013) z.B. verteilen in ihrem Ansatz die global durch LUC verursachten Emissionen auf die globale, landwirtschaftlich genutzte Fläche und skalieren sie dann anhand dem auf einer Ziel-Fläche (z.B. Soja in Südamerika) erzielten Ertrag. Trotz Bemühungen ist es dem Autor dieses Berichts nicht gelungen, die Sinnhaftigkeit dieses Ansatzes zu verstehen. Vellinga

et al. (2013) weisen immerhin selbst darauf hin, dass andere Literaturquellen zu ganz anderen Ergebnissen kommen. So vergleichen sie z.B. ihren für Soja aus Brasilien errechneten CFP von ca. 0,48 kg CO₂-eq mit einem von der FAO (2010) angegebenen Wert von 7,69 kg CO₂-eq.

Escobar et al. (2020) errechnen für in Brasilien produziertes Soja einen CFP von 0,69 kg CO₂-eq, wovon 0,25 durch LUC verursacht waren. Dieser für ganz Brasilien berechnete Wert variiert bezogen auf einzelne Bundesstaaten zwischen 0,42 und ca. 4,1 kg CO₂-eq. Diese Autoren berücksichtigen in ihren Berechnungen LUC nur für solche Flächen, auf denen Soja maximal drei Jahre nach der Vernichtung einer ursprünglichen Vegetation angebaut wurde. Für Flächen, auf denen Soja vier oder mehr Jahre nach z.B. Regenwaldrodung angebaut wurde, wird also kein LUC für die Sojaproduktion angenommen. Dies ist unüblich, weil in anderen Studien ein viel längerer Zeitraum bis zur Amortisation angenommen wurde (van Zanten et al. 2015 mit Verweis auf De Vries et al. 2012 z.B. 20 Jahre). So werden für große Sojaanbauggebiete Brasiliens, die Anfang der 2000er Jahre großflächig entwaldet wurden, kaum durch LUC verursachte Emissionen angenommen. Auch ist diese Annahme sehr problematisch, weil es den generellen Druck zur Gewinnung neuer landwirtschaftlich genutzter Flächen, der durch die weltweit extrem große Nachfrage nach Soja besteht, nicht berücksichtigt. Durch diese Nachfrage steigen die Grundstückspreise auch in Regionen, in denen bisher kein Soja angebaut wurde. Eine sich dorthin ausweitende, insgesamt steigende Sojaproduktion verursacht eine Verdrängung der Viehwirtschaft in landwirtschaftlich bisher nicht genutzte Regionen (Cederberg et al. 2011). Soja ist also maßgeblich an der Vernichtung ursprünglicher Ökosysteme beteiligt, auch wenn es nicht direkt nach deren Zerstörung auf diesen Flächen angebaut wird. Cederberg et al. (2011) weisen in dem Zusammenhang darauf hin, dass CO₂-Fußabdrücke, die in ihrer Berechnung nicht die vielfältigen Ursachen-Wirkungs-Beziehungen bezüglich LUC berücksichtigen, irreführende Informationen verbreiten.

(iv) Aus den Studien, die CO₂-Fußabdrücke von Sojabohnen oder Sojamehl aus Übersee in der Größenordnung > bis >> 2,5 kg CO₂-eq berichten, liegen die meisten Werte im Bereich 5 bis 7 kg CO₂-eq (Tabelle 6). So auch die Werte von GLOBAL 2000, die im Rahmen einer anderen Studie erhoben wurden (Sojabohnen aus Brasilien: 5,5 kg CO₂-eq, aus Argentinien: 6,5 kg CO₂-eq; GLOBAL 2000/Wohner 2017). In der Agri-footprint Datenbank wird nach einer von der EU für die Berechnung von CFP verpflichtend anzuwendenden Methode, die auch die Landnutzungsänderung in den Anbauländern adäquat berücksichtigt (z.B. Wirkungszeitrahmen von 20 Jahren), ein CFP für Sojabohnen aus Brasilien von ca. 5,6 kg CO₂-eq angegeben (unverarbeitete Bohnen ab Hof). Für eine aus Übersee nach Österreich importierte Mischung von Sojabohnen aus den USA und

Südamerika im Verhältnis 1:1 wurde vom FiBL (2020) ein CFP von 4,225 kg CO₂-eq angegeben. Da dieser Wert die Verarbeitung der Bohnen zu Sojamehl noch nicht berücksichtigt (z.B. zitieren Flessa et al. (2012) einen Wert von 0,1 kg CO₂-eq für Schrotung), und auch unter Berücksichtigung variierender Herkunftsverhältnisse, wird in diesem Bericht ein CFP von derzeit in der österreichischen Tierfütterung eingesetztem Sojamehl in der Größenordnung von 5 bis 6 kg CO₂-eq als realistisch angenommen, wenn auch möglicherweise ein solcher Wert im unteren Schwankungsbereich angesiedelt sein könnte.

Die Umweltwirkung der Sojabohnen- oder Sojamehl-Produktion in anderen Kategorien als dem Treibhauseffekt ist weit weniger ausführlich untersucht.

Es gibt zwar Datenbanksätze in z.B. ecoinvent, die Charakterisierungsfaktoren für Soja in den verschiedensten Kategorien beinhalten. Bei diesen muss auf alle Fälle der Faktor für die Klimawirksamkeit als zu gering eingestuft werden. Inwieweit dies auch auf die anderen Faktoren zutrifft, bedürfte einer eigenen Studie und würde den Rahmen dieses Arbeitspakets sprengen. Für eine grobe, ungefähre Abschätzung der Wirkung in anderen Umweltkategorien wurde basierend auf der Einschätzung der Klimawirksamkeit dieser Studien folgende Vorgehensweise gewählt:

Erst wurde durch Division der Klimawirksamkeits-Charakterisierungsfaktoren der Sojabohnen-Produktion aus den Datenbanken Agri-footprint und ecoinvent ein Verhältniswert berechnet. Dieser Verhältniswert wurde dann mit den ecoinvent-Charakterisierungsfaktoren für alle in dieser Arbeit berücksichtigten Kategorien multipliziert. Nachfolgend wurden für die Berechnung der Wirkungsindikatorwerte unter der Annahme einer 80 %igen Ausbeute für die Sojamehl-Produktion (Purcell et al. 2000) noch das Vermahlen der Bohnen (primär der ecoinvent Datensatz für Palmölgewinnung) sowie der Transport nach Österreich (km-Angaben aus GLOBAL 2000/Wohner 2017) mit berücksichtigt. So wurde für in Österreich erhältliches Sojamehl aus Brasilien ein CFP von 8,03 kg CO₂-eq/kg geschätzt. Der so geschätzte Umwelt-Impact in den anderen Kategorien ist in Abschnitt 3.4 präsentiert.

3.3.2 Fischmehl

Erhobene CO₂-Fußabdrücke für 1 kg Fischmehl schwanken zwischen 0,5 bis etwas mehr als 5 kg CO₂-eq (Tabelle 7). Hauptursache für diese Schwankungen dürfte einerseits die Herkunft des Fischmehls sein, welches hauptsächlich aus Peru und Chile nach Europa

importiert wird. Es gibt aber auch europäisches Fischmehl aus z.B. Portugal, Dänemark, Norwegen oder Island, bei dem auf alle Fälle der Beitrag des Transports zum CFP vergleichsweise deutlich geringer ausfällt. Andererseits werden die Werte auch dadurch beeinflusst, ob Fischbestände extra zur Herstellung von Fischmehl ausgebeutet werden oder ob Beifang oder gar Schlachtabfälle verarbeitet werden. Zum überwiegenden Teil wird Fischmehl jedoch aus extra dafür gefangenen Meeresfischen produziert.

Tabelle 7. Übersicht über publizierte CO₂-Fußabdrücke von Fischmehl.

Quelle	Herkunft	Fischmehl kg CO ₂ -eq
Freon et al. 2017	Peru	0,49-0,79
Silva et al. 2018	Peru	1,31
Vellinga et al. 2013	Global	1,64
Roffeis et al. 2020	Global	1,83
Silva et al. 2018	Portugal	5,37

Ein von Silva et al. (2018) durchgeführter Vergleich zwischen Fischmehl aus Peru (Anchovies aus Fischmehl-Fischereien) und Fischmehl aus Portugal (Schlachtabfälle von Fischen - hauptsächlich Sardinen und Thunfische - zur Herstellung von Fischkonserven) zeigt im Gegensatz zur Erwartung jedoch einen deutlich geringeren CFP von peruanischem Fischmehl. Dies dürfte zumindest teilweise auch methodische Ursachen haben. So wurden für die Sachbilanz des peruanischen Fischmehls ausschließlich Literaturdaten herangezogen, während für Portugal spezifische Daten erhoben wurden. Auch weisen die Autoren selbst auf gewisse Einschränkungen in ihrer Studie hin, so z.B. auf die Tatsache, dass in Portugal Schlachtabfälle verarbeitet wurden, die ansonsten als Abfälle entsorgt werden müssten. Im Gegensatz zur von Silva et al. (2018) gewählten Herangehensweise müsste dies in der Ökobilanz mit entsprechender Allokation berücksichtigt werden.

Wie bereits in früheren Abschnitten dieses Berichts erwähnt (1.3.2 und 2.3), ist auch hier noch einmal zu betonen, dass der hauptsächliche Umwelt-Impact von Fischmehl nicht im Bereich Klimawirksamkeit liegt sondern in dessen Auswirkung auf die Produktion und Biodiversität mariner Ökosysteme. Derzeit fehlen in der Ökobilanz jedoch geeignete Methoden, um diese Umweltwirkung abzubilden bzw. zu quantifizieren. Im Bereich der ökologischen Analyse bedarf es somit methodischer Weiterentwicklungen, da derzeit eine direkte Vergleichbarkeit der Umweltwirkung von Fischmehl mit manchen anderen, funktions-entsprechenden Produkten (z.B. Larvenmehl) nur bedingt möglich ist.

3.4 Vergleich von Mehl aus Insektenlarven mit Sojamehl und Fischmehl

Für diesen Vergleich sind in Tabelle 8 die in dieser Studie erhobenen CFPs sowie die in den anderen ausgewählten Wirkungskategorien berechneten Indikatorwerte von 1 kg Larvenmehl und auch umgerechnet auf 1 kg Larvenprotein aufgelistet. Im Vergleich dazu gleich darunter beispielhaft die Werte für die Umwelt-Impacts von Sojamehl und ebenfalls umgerechnet auf Sojaprotein mit den Herkünften Brasilien und USA aus der ecoinvent-Datenbank. Abschließend noch die auf Basis einer Umrechnung (Abschnitt 3.3.1) geschätzten Werte für in Österreich erhältliches Sojamehl/-protein aus Brasilien.

Abhängig vom gewählten Zuchtsubstrat liegen die CFPs von 1 kg Larvenmehl im Bereich 2,11 bis 4,36 kg CO₂-eq. Umgerechnet auf einen Proteingehalt von 65 % entspricht das CFPs von 3,25 bis 6,71 kg CO₂-eq/kg Protein. Sojamehl aus den USA weist im Vergleich dazu mit gerundeten 0,43 kg CO₂-eq/kg einen deutlich niedrigeren CFP auf. Dazu müsste noch der Umwelt-Impact des Transports nach Österreich gerechnet werden, welcher nach GLOBAL 2000/Wohner (2017) auf ca. 0,37 kg CO₂-eq kommen würde. Das würde für 1 kg in Österreich erhältliches Sojamehl aus den USA einen CFP von ca. 0,8 kg CO₂-eq ergeben. Da Sojamehl einen Proteingehalt im Bereich von typischerweise 43 bis 49 % enthält, müsste für eine Umrechnung auf die Klimawirksamkeit pro kg Protein der CFP-Wert von Sojamehl dementsprechend durch 0,43 bis 0,49 dividiert werden (bei 47 % => 1,7 kg CO₂-eq/kg Protein). Im Gegensatz zu nordamerikanischem Sojamehl hat Sojamehl aus Brasilien bereits bei Heranziehen des ecoinvent-Eintrags (= 3,24 kg CO₂-eq) einen höheren CFP als Larvenmehl aus auf einem alternativen Zuchtsubstrat gezüchteten Insektenlarven (= 2,11 kg CO₂-eq). Dieser Vergleich verschiebt sich noch weiter zugunsten des Larvenmehls, wenn in der Berechnung des CFPs von Sojamehl aus Brasilien die Auswirkungen der Landnutzungsänderung adäquat berücksichtigt wird (Abschnitt 3.3.1). Damit erhöht sich der CFP von in Österreich erhältlichem brasilianischem Sojamehl auf ca. 8 kg CO₂-eq. Umgerechnet auf Basis vom Proteingehalt (Annahme 47 %) würde das eine Klimawirksamkeit von ca. 17 kg CO₂-eq pro kg Sojaprotein ergeben (Tabelle 8).

Tabelle 8. Die Umweltwirkung von Larvenmehl und Sojamehl im Vergleich.

		GWP100	ALOP	FDP	FEP	PMFP	TAP100	WDP
		kg CO2-eq	m ² a	kg oil-eq	kg P-eq	kg PM10-eq	kg SO2-eq	m ³
Larvenmehl	Standard	4,36	4,97	1,107	0,00386	0,01220	0,0281	0,283
Larvenmehl	alternativ	2,11	2,60	0,718	0,00242	0,00831	0,0179	0,162
Larvenprotein	alternativ	3,25	3,99	1,105	0,00373	0,01279	0,0275	0,249
Sojamehl*	BR	3,24	2,19	0,072	0,00022	0,00517	0,0031	0,013
Sojamehl*	US	0,43	2,92	0,064	0,00012	0,00074	0,0016	0,042
Sojamehl [§]	BR korr.	8,03	3,54	0,310	0,00071	0,01451	0,0098	0,017
Sojaprotein*	BR	6,89	4,66	0,154	0,00048	0,01099	0,0065	0,027
Sojaprotein [§]	BR korr.	17,09	7,53	0,659	0,00152	0,03088	0,0209	0,037

Siehe Tabelle 2 für Abkürzungen zu den verschiedenen Umweltkategorien. Für Larvenmehl sind die Werte für mit Standardsubstrat („Standard“ = Eierteigwaren + Weizenkleie) und alternativem Substrat („alternativ“ = Gerstenschrot + Weizenkleie) gefütterte Larven angegeben (siehe Abschnitt 3.2.3). Für die Umrechnung auf Larvenprotein wurde ein Proteingehalt im Mehl von 65 % angenommen. Mit * markierte Einträge stammen aus der ecoinvent-Datenbank und wurden nach ReCiPe 2008 (H) bewertet. BR = Herkunft Brasilien, US = Herkunft USA. Der Nachsatz „korr.“ (Einträge ebenfalls mit [§] markiert) bezeichnet eine auf mehreren Annahmen beruhende Hochrechnung der Werte (siehe Fließtext). Für die Umrechnung auf Sojaprotein wurde ein Proteingehalt im Mehl von 47 % angenommen. Einträge zu Protein sind zur schnelleren Erfassung farblich hervorgehoben.

In den anderen ausgewählten Wirkungskategorien zeigt sich im Vergleich von Larvenmehl mit Sojamehl ein differenziertes Bild: so kann Larvenmehl auch besonders in der Kategorie Landnutzung (ALOP) einen vergleichbaren bis geringeren Umwelt-Impact aufweisen (Tabelle 8). Auch in der Kategorie Feinstaub (PMFP) sollte es durch gezielte Maßnahmen in der Larvenzucht möglich sein, Larvenmehl mit einem geringeren Umwelt-Impact im Vergleich zu Sojamehl zu produzieren. Im Gegensatz dazu zeigen die erhobenen Daten doch sehr große Herausforderungen für die Larvenproduktion u.a. in der Kategorie Aufzehrung fossiler Ressourcen (FDP), in der der Umwelt-Impact unter den aktuell zulässigen und hier angenommenen Produktionsbedingungen für Insektenlarven doch deutlich über dem von Sojamehl liegt. Ähnliches betrifft auch die Kategorie Wasserverknappung (WDP), trotz der für Insektenlarven berichteten hohen Wassernutzungseffizienz (Halloran et al. 2016). So berichten auch Muys und Roffeis (2014) für 1 kg BSF-LTM mit 1,2 bis 1,3 kg Erdöl-eq eine um das ca. 10-fach höhere Wirkung in der Kategorie Aufzehrung fossiler Ressourcen als für Soja- oder Fischmehl. Dieses Verhältnis bleibt auch bei einer Umrechnung der Umweltwirkung auf Basis von Protein ähnlich, da Fischmehl mit ca. 62 bis >70 % einen mit Larvenmehl vergleichbaren Proteingehalt aufweist (Heuzé et al. 2015). Eine extrem deutliche Reduktion im Bereich z.B. des Energiebedarfs einer Larvenzucht wird jedoch u.a. durch das besonders in gemäßigten Breiten erforderliche Halten dafür notwendiger Temperaturen erschwert (van Huis und Oonincx 2017; da Insekten wechselwarme Tiere sind (Abschnitt 1.1)).

Mit Bezug auf isländische Gegebenheiten verglich Smáráson (2013) den Umwelt-Impact von BSF-Larvenmehl mit dem von Fischmehl. Die Larven wurden auf Abfällen aus einer lokalen Kartoffel- und Tomatenproduktion gezüchtet, während bei Fischmehl aufgrund des Fehlens spezifischer Informationen davon ausgegangen wird, dass es sich um international gehandeltes Fischmehl handelte. Die Umweltwirkung wurde mittels Ökobilanz unter Anwendung der Methode CML 2 berechnet. Aus Tabelle 9 und Abbildung 12 ist ersichtlich, dass Smáráson (2013) für Larvenmehl eine geringere Klimawirksamkeit im Vergleich zu Fischmehl errechnete, und dass Larvenmehl nur in den Kategorien Eutrophierung und Energiebedarf einen höheren Umwelt-Impact aufwies als Fischmehl. Die Arbeit weist allerdings ein paar methodische Schwächen auf - so fehlt z.B. eine Berücksichtigung möglicher Emissionen der Larvenzucht - und sie bedürfte zur genaueren Einschätzung der Ergebnisse auch einer genauen Analyse der für die in den Berechnungen getroffenen Annahmen sowie der eingeflossenen Hintergrunddaten. Sie kann aber als Anstoß gesehen werden, um jegliche Aspekte im Produktionsprozess von Larvenmehl zu adaptieren bzw. optimieren, um die Nachhaltigkeit von Larvenmehl zu

erhöhen, besonders auch im Vergleich zu den funktionellen Vergleichsprodukten Soja- und Fischmehl.

Tabelle 9. Umweltwirkung von BSF-Larvenmehl und Fischmehl im Vergleich (nach Smárason (2013)).

Impact category	BSF meal	Fishmeal
ADP	0.000928	0.011846
ACD	0.009355	0.017984
EUT	0.009012	0.003803
GWP	1.061765	1.901498
HTP	0.011635	0.428342
MAE	5.314594	321.7927
CED	40.1	26.1

Verwendete Abkürzungen: ADP (abiotic depletion = Verknappung abiotischer Ressourcen), ACD (acidification = Versauerung), EUT (eutrophication = Eutrophierung), GWP (global warming = Klimaänderungspotenzial), HTP (human toxicity potential = Gesundheitsgefährdung), MAE (marine aquatic ecotoxicity = marine Ökotoxizität (bewertet ins Meer gelangende toxische Verbindungen)), CED (cumulative energy demand = kumulativer Energieaufwand). Bewertungsmethode: CML 2.

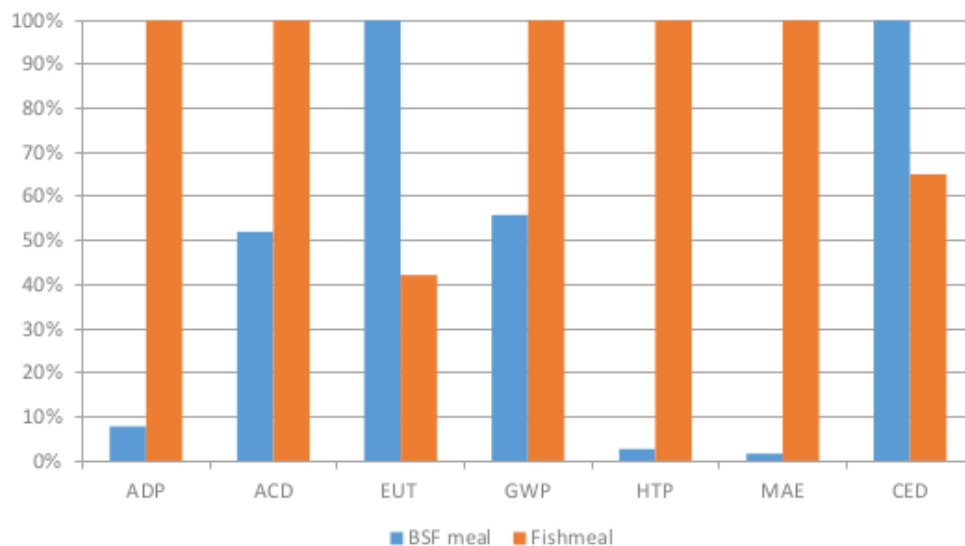


Abbildung 12. Umweltwirkung von Larvenmehl und Fischmehl im Vergleich (nach Smárason (2013)). Siehe Tabelle 9 für verwendete Abkürzungen. In dieser Abbildung wurde in jeder Kategorie der jeweils höhere Wert gleich 100 % gesetzt.

Generell jedoch, wie in dieser sowie auch den meisten anderen Studien, werden für Larvenmehl bzw. -protein höhere CFPs ausgewiesen (siehe Abschnitt 3.2.1; Tabellen 6 bis 8 und 10) als die für die Klimawirksamkeit von Fischmehl bzw. -protein publizierten Werte

(siehe Abschnitt 3.3.2). Auch die Werte für Sojamehl/-protein liegen meist über den Werten für Fischmehl. Dies ist insofern nicht verwunderlich, als dass für die Produktion von Fischmehl keine landwirtschaftliche Produktion, inklusive Bereitstellung von Fläche und umfangreicher Betriebsmitteleinsatz, notwendig ist.

Tabelle 10. Vergleich der CO₂-Fußabdrücke von Protein in Larvenmehl, Sojamehl und Fischmehl.

Quelle	Art	Futtersubstrat	pro kg Protein		
			Larven kg CO ₂ -eq	Soja kg CO ₂ -eq	Fisch kg CO ₂ -eq
Bava et al. 2019	BSF	Rest Mais-Verarbeitung	3,76	8,97	0,9
		Geflügel-Futter	11,9		
Bosch et al. 2019	BSF		3-6	1,1	2,8
Thevenot et al. 2018	Mehlwurm		5,77	4,09	1,69

Angeführt sind Werte aus Studien, in denen diese drei funktions-entsprechenden Proteinquellen verglichen wurden. ‚Art‘ bezeichnet die untersuchte Insektenart.

Bezüglich anderer Wirkungskategorien haben Muys und Roffeis (2014) diese drei Eiweißfuttermittel hinsichtlich Landnutzung und Verbrauch fossiler Rohstoffe verglichen (Tabelle 11). Ihr Vergleich bestätigt das in der Kategorie Landnutzung bereits weiter oben gezeigte (Tabelle 8) höhere Nachhaltigkeitspotenzial von Larvenmehl im Vergleich zu Sojamehl. Für den in dieser Arbeit doch vergleichsweise hohen Impact von Fischmehl in dieser Kategorie fehlt die Erklärung. In der Kategorie Verbrauch fossiler Rohstoffe bestätigt die Arbeit von Muys und Roffeis (2014) die bereits weiter oben erwähnten Herausforderungen für Larvenmehl, einen mit Sojamehl oder auch Fischmehl vergleichbaren Impact zu erreichen.

Tabelle 11. Vergleich der Umweltwirkung von Larvenmehl, Sojamehl und Fischmehl in den Kategorien Landnutzung (ALOP) und Verbrauch fossiler Rohstoffe (FDP).

	ALOP m ² a	FDP kg Erdöl-eq
Larvenmehl	0,05-0,9	1,23-1,3
Sojamehl	2,75	0,09
Fischmehl	2,3	0,11

Die Werte stammen aus Muys und Roffeis (2014).

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Berechnungen im Rahmen der ökologischen Analyse haben gezeigt, dass das an einer Produktionsstätte in Österreich produzierte Larvenmehl einen geringeren CO₂-Fußabdruck aufweist als aus Südamerika importiertes Sojamehl. Erfolgt die Berechnung auf Basis des Proteingehalts, verschiebt sich dieser Vorteil noch weiter zugunsten vom Larvenmehl. Das in der Larvenzucht verwendete Futtersubstrat ist dabei für den überwiegenden Teil der Klimawirksamkeit verantwortlich. Durch gezielte Wahl von Futtersubstraten mit einem geringen CO₂-Fußabdruck, wie in diesem Projekt, in dem Eierteigwarenbruch durch Gerstenschrot ersetzt wurde, ist es möglich, die Klimawirksamkeit der Larvenproduktion maßgeblich zu reduzieren. Der CO₂-Fußabdruck von Larvenmehl konnte dadurch auch deutlich unter den von Sojamehl aus Südamerika abgesenkt werden. Der in der Geflügel- und Schweinemast in einem bestimmten Ausmaß mögliche Austausch von Sojamehl durch Larvenmehl wäre unter diesen Bedingungen ökologisch vorteilhaft.

Es sollten daher weitere, als Futtersubstrat potenziell geeignete Rest- bzw. Nebenstoffe der landwirtschaftlichen Produktion hinsichtlich Klimawirksamkeit und Eignung für einen Einsatz in der Larvenzucht bewertet werden. Wie weit der CO₂-Fußabdruck von Larvenprotein durch Anpassungen im Bereich Futtersubstrat abgesenkt werden kann, ist auch eine Frage der gesetzlichen Rahmenbedingungen. Derzeit dürfen Insekten nur auf Futtersubstraten gemästet werden, die für Nutztiere zugelassen sind, und die an sich oft bereits eine gewisse Klimawirksamkeit aufweisen. Zu einer Reduktion des CO₂-Fußabdrucks können neben alternativen Futtersubstraten auch Maßnahmen zur Reduktion der im Zuge der Larvenproduktion entstehenden Emissionen sowie eine Umstellung auf alternative, erneuerbare Energiequellen beitragen.

Das Futtersubstrat trägt auch in den Kategorien Landnutzung und Wasserverknappung wesentlich zur Umweltwirkung der Larvenproduktion bei. Die oben erwähnten Maßnahmen zur Reduktion des CO₂-Fußabdrucks reduzieren auch in diesen sowie weiteren, in dieser Studie genauer bewerteten Kategorien, die Umweltwirkung der Larvenzucht. In manchen dieser Kategorien, wie z.B. Feinstaubbildung und Landnutzung, weist ein mit den genannten Maßnahmen optimiert produziertes Larvenprotein eine vergleichbare bis durchaus positivere Bilanz auf als importiertes Sojaprotein aus Südamerika. In anderen Kategorien, wie z.B. dem Verbrauch fossiler Rohstoffe und der Wasserverknappung, zeigt die Ökobilanz jedoch noch große Herausforderungen für Larvenprotein, um eine mit Sojaprotein vergleichbare Umweltwirkung zu erreichen. Dies beruht teilweise auf systemeigenen Ursachen wie z.B., dass für das Halten der Insekten, da Insekten wechselwarme Tiere sind, eine bestimmte Umgebungstemperatur notwendig

ist – mit entsprechendem Energieeinsatz. Durch geänderte Prozessabläufe oder -optimierungen ließe sich aber auch im Bereich der eingesetzten Energie der Umwelt-Impact reduzieren. So wurde in diesem Projekt die Möglichkeit einer Silierung zur Konservierung der Larven untersucht, welche den Energieeinsatz für die Trocknung einsparen würde. Dies zeigt beispielhaft das Potenzial auf, wie die ökologische Nachhaltigkeit einer Larvenproduktion durch gezielte Maßnahmen gesteigert werden könnte.

Die Durchführung einer Ökobilanz für einen umfassenden Vergleich der ökologischen Nachhaltigkeit von Larvenprotein mit den funktions-entsprechenden Referenzprodukten Protein aus Sojamehl und Protein aus Fischmehl weist aber auch gewisse Schwächen auf. So kann derzeit aufgrund fehlender Methodik eine Umweltwirkung im Bereich der Biodiversität (Wirkung auf Lebensräume, Artenvielfalt, Populationsgrößen) mithilfe einer Ökobilanz nur unzureichend bis gar nicht abgebildet und bewertet werden. Aber speziell die Produktion von Fischmehl und auch im gewissen Grad von Sojamehl ist gerade im Bereich Biodiversität besonders problematisch. Eine allein auf den Bilanzergebnissen beruhende vergleichende Bewertung von Larvenprotein mit Protein aus diesen Produkten würde daher diesen wesentlichen Bereich der Umweltwirkung ausblenden.

Abschließend kann festgehalten werden, dass Larvenprotein in manchen Kategorien eine gegenüber Protein aus Sojamehl günstigere Umweltwirkung aufweist, dass aber in einigen anderen Kategorien noch an Lösungsansätzen zur Reduktion der Umweltwirkung gearbeitet werden sollte. Einschränkend muss betont werden, dass die vorliegenden Ergebnisse anhand der Larvenproduktion einer Pilot-Anlage erhalten wurden, welches gewisse allgemeine Schlüsse zulässt. Die Erkenntnisse eignen sich aber nicht für eine konkrete Bewertung von Larvenprotein aus anderen Produktionsstätten mit möglicherweise abweichenden Produktionsabläufen. Für eine Absicherung der Ergebnisse wären daher zusätzliche empirische Daten über weitere, in ihren Prozessabläufen und ihrer Dimension variierende Produktionsstätten sehr wertvoll.

5 Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn DI Philipp Hietler vom Österreichischen Ökologie-Institut, der die Arbeiten im Rahmen dieses Arbeitspakets wissenschaftlich unterstützt hat. Diverse fachliche Herausforderungen konnten Dank seines Fachwissens gemeistert werden.

Mein Dank gilt auch Herrn Michael Kropsch, der die Emissions-Daten zur Verfügung gestellt hat und darüber hinaus wertvolle Hinweise zu dem für eine ökologische

Bewertung einer Larvenzucht wesentlichen Bereich der Emissionen geliefert hat.

6 Literatur

Abín, R., Laca, A., Laca, A., & Díaz, M. (2018). Environmental assesment of intensive egg production: A Spanish case study. *Journal of cleaner production*, 179, 160-168.

Agri-footprint <https://www.blonkconsultants.nl/2020/03/27/environmental-footprint-of-soy/?lang=en> ausgehoben am 20.9.21

Andrae, A. S. G. (2012). The effect of revised characterization indices for N2O and CO2 in life cycle assessment of optical fiber networks—The case of ozone depletion and aquatic acidification. *J. Green Eng*, 3, 12-32.

Aquakulturinfo <https://www.aquakulturinfo.de/fischmehl> ausgehoben am 15.9.21

Avadí, A., Vázquez-Rowe, I., Symeonidis, A., & Moreno-Ruiz, E. (2020). First series of seafood datasets in ecoinvent: setting the pace for future development. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(7), 1333-1342.

Bach, V., & Finkbeiner, M. (2017). Approach to qualify decision support maturity of new versus established impact assessment methods—demonstrated for the categories acidification and eutrophication. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(3), 387-397.

Bava, L., Jucker, C., Gislon, G., Lupi, D., Savoldelli, S., Zucali, M., & Colombini, S. (2019). Rearing of *Hermetia illucens* on different organic by-products: Influence on growth, waste reduction, and environmental impact. *Animals*, 9(6), 289.

Benavides, P. T., Cai, H., Wang, M., & Bajjalieh, N. (2020). Life-cycle analysis of soybean meal, distiller-dried grains with solubles, and synthetic amino acid-based animal feeds for swine and poultry production. *Animal Feed Science and Technology*, 268, 114607.

Berggren, Å., Jansson, A., & Low, M. (2019). Approaching ecological sustainability in the emerging insects-as-food industry. *Trends in ecology & evolution*, 34(2), 132-138.

BlfA, IFEU & Flo-Pak (2002) Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loosefill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. <https://www.ifeu.de/projekt/loosefill-de/>

Biganzoli, L., Rigamonti, L., & Grosso, M. (2018). Intermediate bulk containers re-use in the circular economy: an LCA evaluation. *Procedia CIRP*, 69, 827-832.

BigBags (2020) <https://www.123bigbags.com/at/de/big-bags/wiederverwendbare-big-bags;>
<https://www.mypalletsonline.com/en/bulk-bag-for-waste-and-recycled-products/433-bulk-bag-average-load-90x90x110-600-kg.html>

Bøhn, T., Cuhra, M., Traavik, T., Sanden, M., Fagan, J., & Primicerio, R. (2014). Compositional differences in soybeans on the market: glyphosate accumulates in Roundup Ready GM soybeans. *Food chemistry*, 153, 207-215.

Bosch, G., Van Zanten, H. H. E., Zamprogna, A., Veenenbos, M., Meijer, N. P., Van der Fels-Klerx, H. J., & Van Loon, J. J. A. (2019). Conversion of organic resources by black soldier fly larvae: legislation, efficiency and environmental impact. *Journal of Cleaner Production*, 222, 355-363.

BZA Legehennen (2018) Wirtschaftlichkeit der Legehennenhaltung in Baden-Württemberg. https://waldshut.landwirtschaft-bw.de/pb/site/pbs-bw-mlr/get/documents_E-168060383/MLR.LEL/PB5Documents/lel/Abteilung_2/Oekonomik_der_Betriebszweige/Tierhaltung/Gefluegel/extern/BZA%20LegehennenBW.pdf

Carbon Trust (2018) <https://www.quorn.co.uk/files/content/Carbon-Trust-Comparison%20Report-2018.pdf>

Cashion, T., Tyedmers, P., & Parker, R. W. (2017). Global reduction fisheries and their products in the context of sustainable limits. *Fish and Fisheries*, 18(6), 1026-1037.

- Cederberg, C., Persson, U. M., Neovius, K., Molander, S., & Clift, R. (2011). Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 1773–1779
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., & Pengue, W. A. (2008). LCA of soybean meal. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 240-254.
- De Boer, H. C., Van Krimpen, M. M., Blonk, H., & Tyszler, M. (2014). *Replacement of soybean meal in compound feed by European protein sources: effects on carbon footprint* (No. 819). Wageningen UR Livestock Research.
- De Vries, J. W., Vinken, T. M. W. J., Hamelin, L., & De Boer, I. J. M. (2012). Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy—a life cycle perspective. *Bioresource technology*, 125, 239-248.
- Ermolaev, E., Lalander, C., & Vinnerås, B. (2019). Greenhouse gas emissions from small-scale fly larvae composting with *Hermetia illucens*. *Waste Management*, 96, 65-74.
- Escobar, N., Tizado, E. J., zu Ermgassen, E. K., Löfgren, P., Börner, J., & Godar, J. (2020). Spatially-explicit footprints of agricultural commodities: Mapping carbon emissions embodied in Brazil's soy exports. *Global Environmental Change*, 62, 102067.
- FAO (2010) Greenhouse Gas Emissions from the dairy sector. A Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome, april 2010, 96 pp.
- FAO (2013) Food wastage footprint: impact on natural resources. Summary report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/docrep/018/i3347e/i3347e.pdf>
- FAO (2018) The state of world fisheries and aquaculture. <http://www.fao.org/3/i9540EN/i9540en.pdf>
- FiBL (2020)
https://www.donausoja.org/fileadmin/user_upload/Press/Press_Release/Bericht_FiBL_EDEKA_Schweinefleisch_07082020.pdf
- Flessa Heinz, Müller Daniela, Plassmann Katharina *et al.* (2012) Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Braunschweig. Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Fréon, P., Durand, H., Avadí, A., Huaranca, S., & Moreyra, R. O. (2017). Life cycle assessment of three Peruvian fishmeal plants: Toward a cleaner production. *Journal of cleaner production*, 145, 50-63.
- GLOBAL 2000/Wohner B. (2017) interne Studie
- Goedkoop M, Spriensma R (2000): The Eco-indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Assessment, Methodology Report, second edition. Pré Consultants, Amersfoort (NL), Netherlands
- Gytarsky, M. et al. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Program. Intergovernmental Panel on Climate Change: Geneva, Switzerland, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl> (2006)
- Halloran, A., Roos, N., Eilenberg, J., Cerutti, A., & Bruun, S. (2016). Life cycle assessment of edible insects for food protein: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(4), 1-13.
- Hauschild, M.Z. & Huijbregts, M.A.J. (2015) Life Cycle Impact Assessment. Springer, Dordrecht.
- Hélias, A., Langlois, J., & Fréon, P. (2018). Fisheries in life cycle assessment: Operational factors for biotic resources depletion. *Fish and Fisheries*, 19(6), 951-963.
- Heuzé V., Tran G., Kaushik S., 2015. *Fish meal*. Feedipedia, a programme by INRAE, CIRAD, AFZ and FAO. <https://feedipedia.org/node/208>
- Huijbregts, M. A., Steinmann, Z. J., Elshout, P. M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., ... & Van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138-147.
- Humbert S, Margni M, Joliet O. (2004) IMPACT 2002+: User guide draft for Version 2.0.
- IBC (2015) Life Cycle Assessment of Newly Manufactured and Reconditioned Industrial Packaging. <http://thatdruminternational.com/wp-content/uploads/2016/10/TDI-FJS-Sustainability-RIPA-Life-Cycle->

Analysis-Final-Oct-2015.pdf

IPCC (2001) Third assessment report. <https://www.ipcc.ch/assessment-report/ar3/>

IPCC (2007) Fourth assessment report. <https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg1/ipiff.org/> International Platform of Insects as Food and Feed

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *The international journal of life cycle assessment*, 8(6), 324-330.

Klöpffer, W. & Grahl, B. (2009). Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Wiley-VCH, Weinheim

Kropsch, M., Fritz, C., Heidinger, B., Kaufmann, J., Lackner, L., Mösenbacher-Molterer, I., Unterweger, P., Zentner, E. (2020). Emissionen aus Broilermast & Larvenzucht. Teil-Abschlussbericht DaFNE Projekt Nr. 101373/1 – Insektenlarven.

Lalander, C., Diener, S., Magri, M. E., Zurbrügg, C., Lindström, A., & Vinnerås, B. (2013). Faecal sludge management with the larvae of the black soldier fly (*Hermetia illucens*)—From a hygiene aspect. *Science of the Total Environment*, 458, 312-318.

Lindner, J. P., Fehrenbach, H., Winter, L., Bloemer, J., & Knuepffer, E. (2019). Valuing biodiversity in life cycle impact assessment. *Sustainability*, 11(20), 5628.

lwk-niedersachsen.de. <https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/1/nav/755/article/25369.html>; ausgehoben am 2.3.2021

Maiolo, S., Parisi, G., Biondi, N., Lunelli, F., Tibaldi, E., & Pastres, R. (2020). Fishmeal partial substitution within aquafeed formulations: life cycle assessment of four alternative protein sources. *The International Journal of Life Cycle Assessment*

Marques, A., Robuchon, M., Hellweg, S., Newbold, T., Beher, J., Bekker, S., ... & Sala, S. (2021). A research perspective towards a more complete biodiversity footprint: a report from the World Biodiversity Forum. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-6.

Mertenat, A., Diener, S., & Zurbrügg, C. (2019). Black Soldier Fly biowaste treatment—Assessment of global warming potential. *Waste management*, 84, 173-181.

Muys, B., & Roffeis, M. (2014, May). Life cycle assessment of proteins from insects. In *Insects to feed the world. In: 1st International Conference* (Vol. 17).

Myers, H. M., Tomberlin, J. K., Lambert, B. D., & Kattes, D. (2008). Development of black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) larvae fed dairy manure. *Environmental entomology*, 37(1), 11-15.

Nette, A., Wolf, P., Schlüter, O., & Meyer-Aurich, A. (2016). A comparison of carbon footprint and production cost of different pasta products based on whole egg and pea flour. *Foods*, 5(1), 17.

Nguyen, T. T., Tomberlin, J. K., & Vanlaerhoven, S. (2015). Ability of black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) larvae to recycle food waste. *Environmental entomology*, 44(2), 406-410.

Notarnicola, B., Salomone, R., Petti, L., Renzulli, P.A., Roma, R., Cerutti, A.K. (2015) Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector. Case Studies, Methodological Issues and Best Practices. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-11940-3_1

Oonincx, D. G., & De Boer, I. J. (2012). Environmental impact of the production of mealworms as a protein source for humans—a life cycle assessment. *PloS one*, 7(12), e51145.

Pang, W., Hou, D., Chen, J., Nowar, E. E., Li, Z., Hu, R., ... & Wang, S. (2020). Reducing greenhouse gas emissions and enhancing carbon and nitrogen conversion in food wastes by the black soldier fly. *Journal of environmental management*, 260, 110066.

Parodi, A., De Boer, I. J., Gerrits, W. J., Van Loon, J. J., Heetkamp, M. J., Van Schelt, J., ... & Van Zanten, H. H. (2020). Bioconversion efficiencies, greenhouse gas and ammonia emissions during black soldier fly rearing—A mass balance approach. *Journal of Cleaner Production*, 271, 122488.

PEF CR feed (2018) https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/PEFCR_Feed_Feb%202020.pdf

- PEF CR for Dry pasta (2018) https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/Dry%20pasta%20PEFCR_final.pdf
- PEF CR Guidance document (2018) https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/PEFCR_guidance_v6.3.pdf
- Pinotti, L., Giromini, C., Ottoboni, M., Tretola, M., & Marchis, D. (2019). Insects and former foodstuffs for upgrading food waste biomasses/streams to feed ingredients for farm animals. *Animal*, 13(7), 1365-1375.
- Purcell, Larry C.; Salmeron, Montserrat; Ashlock, Lanny (2000). "Chapter 19: Soybean Facts". *Arkansas Soybean Production Handbook - MP197*. Little Rock, AR: University of Arkansas Cooperative Extension Service. p. 1.
- PVC EC final report (2004) Life Cycle Assessment of PVC and of principal competing materials. Ausgehoben von <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/13049?locale=pt>
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S., & Portmann, R. W. (2009). Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *science*, 326(5949), 123-125.
- Roffeis, M., Fitches, E. C., Wakefield, M. E., Almeida, J., Valada, T. R. A., Devic, E., ... & Muys, B. (2020). Ex-ante life cycle impact assessment of insect based feed production in West Africa. *Agricultural systems*, 178, 102710.
- Saget, S., Costa, M., Barilli, E., de Vasconcelos, M. W., Santos, C. S., Styles, D., & Williams, M. (2020). Substituting wheat with chickpea flour in pasta production delivers more nutrition at a lower environmental cost. *Sustainable Production and Consumption*, 24, 26-38.
- Salomone, R., Saija, G., Mondello, G., Giannetto, A., Fasulo, S., & Savastano, D. (2017). Environmental impact of food waste bioconversion by insects: application of life cycle assessment to process using *Hermetia illucens*. *Journal of Cleaner Production*, 140, 890-905.
- Sandrock et al. (2021) Mitteilung von Michael Kropsch/HBLFA Raumberg-Gumpenstein am 17.6.2021
- Silva, C. B., Valente, L. M., Matos, E., Brandão, M., & Neto, B. (2018). Life cycle assessment of aquafeed ingredients. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(5), 995-1017.
- Smárason, B. Ö. (2013). *Aquaculture and the Environment. Life Cycle Assessment on Icelandic Arctic char fed with three different feed types* (Doctoral dissertation).
- Smetana, S., Palanisamy, M., Mathys, A., & Heinz, V. (2016). Sustainability of insect use for feed and food: Life Cycle Assessment perspective. *Journal of Cleaner Production*, 137, 741-751.
- Smetana, S., Schmitt, E., & Mathys, A. (2019). Sustainable use of *Hermetia illucens* insect biomass for feed and food: Attributional and consequential life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 144, 285-296.
- Smetana, S., Spykman, R., & Heinz, V. (2021). Environmental aspects of insect mass production. *Journal of Insects as Food and Feed*, 1-20.
- Smith, A. D., Brown, C. J., Bulman, C. M., Fulton, E. A., Johnson, P., Kaplan, I. C., ... & Tam, J. (2011). Impacts of fishing low-trophic level species on marine ecosystems. *Science*, 333(6046), 1147-1150.
- svenska ägg (2020) Det svenska ägget och klimatet. <https://www.svenskaagg.se/?p=21703>; ausgehoben am 11.11.2020
- Thévenot, A., Rivera, J. L., Wilfart, A., Maillard, F., Hassouna, M., Senga-Kiesse, T., ... & Aubin, J. (2018). Mealworm meal for animal feed: Environmental assessment and sensitivity analysis to guide future prospects. *Journal of Cleaner Production*, 170, 1260-1267.
- Tomberlin, J. K., Sheppard, D. C., & Joyce, J. A. (2002). Selected life-history traits of black soldier flies (Diptera: Stratiomyidae) reared on three artificial diets. *Annals of the Entomological Society of America*, 95(3), 379-386.
- van Huis, A., & Oonincx, D. G. (2017). The environmental sustainability of insects as food and feed. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(5), 1-14.
- Van Huis, A. (2020). Insects as food and feed, a new emerging agricultural sector: a review. *Journal of*

Insects as Food and Feed, 6(1), 27-44.

Van Zanten, H. H., Mollenhorst, H., Oonincx, D. G., Bikker, P., Meerburg, B. G., & de Boer, I. J. (2015). From environmental nuisance to environmental opportunity: housefly larvae convert waste to livestock feed. *Journal of Cleaner Production*, 102, 362-369.

Vellinga, T. V., Blonk, H., Marinussen, M., Van Zeist, W. J., & Starmans, D. A. J. (2013). *Methodology used in feedprint: a tool quantifying greenhouse gas emissions of feed production and utilization* (No. 674). Wageningen UR Livestock Research.

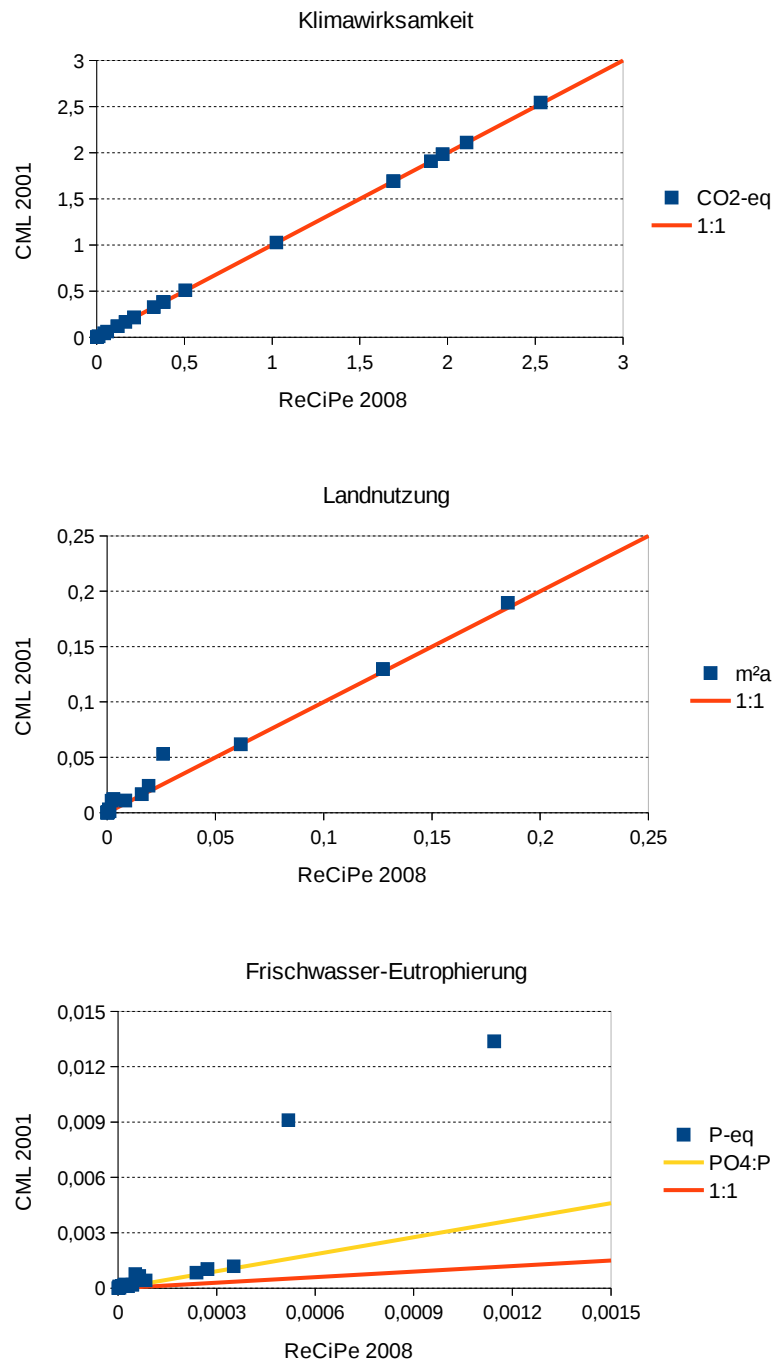
WHO https://www.who.int/airpollution/data/OAP_BoD_2011_.pdf?ua=1 ausgehoben am 4.5.21

Wrap.org (2020) <http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/FINAL%20Reusable%20Packaging%20Factors%20Report.pdf> ausgehoben im Dezember 2020

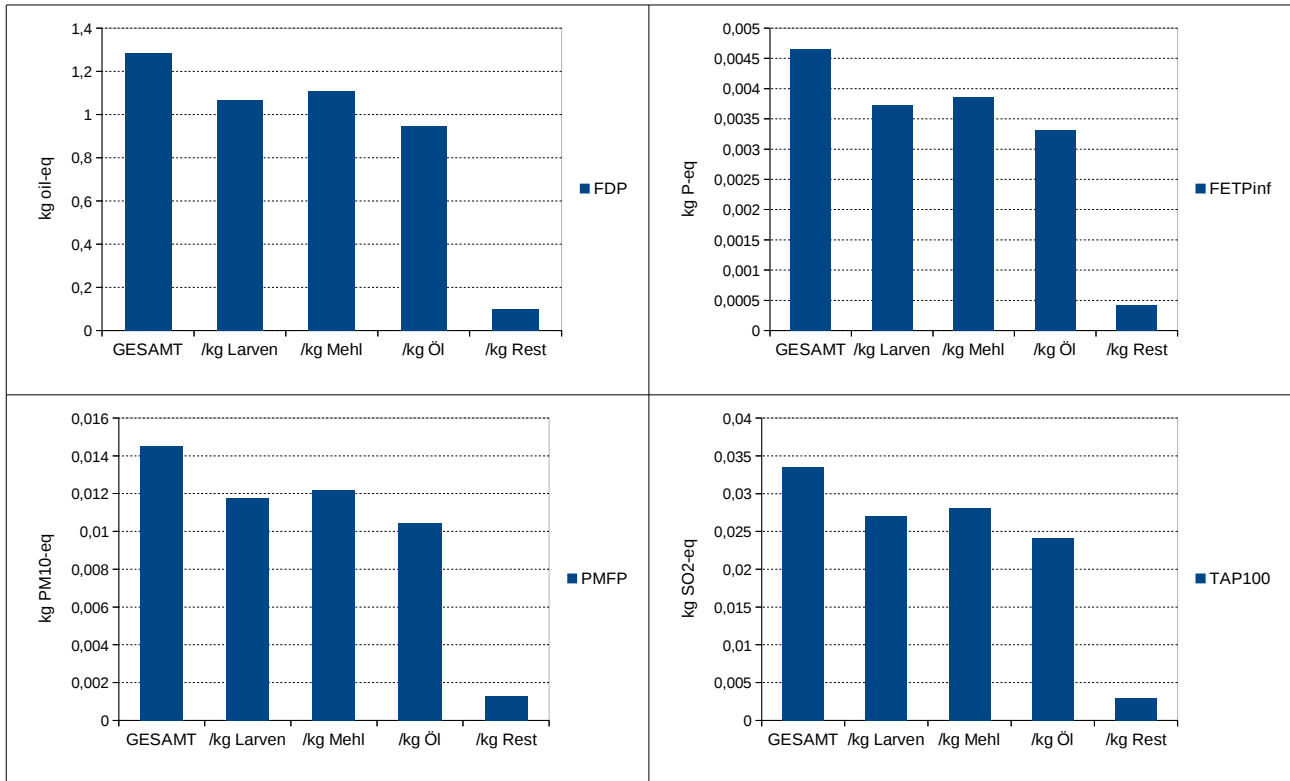
wulca-waterlca.org; ausgehoben im September 2021

WWF (2021). The future of feed: A WWF ROADMAP TO ACCELERATING INSECT PROTEIN IN UK FEEDS. Text © 2021 WWF-UK. All rights reserved.

7 Anhang

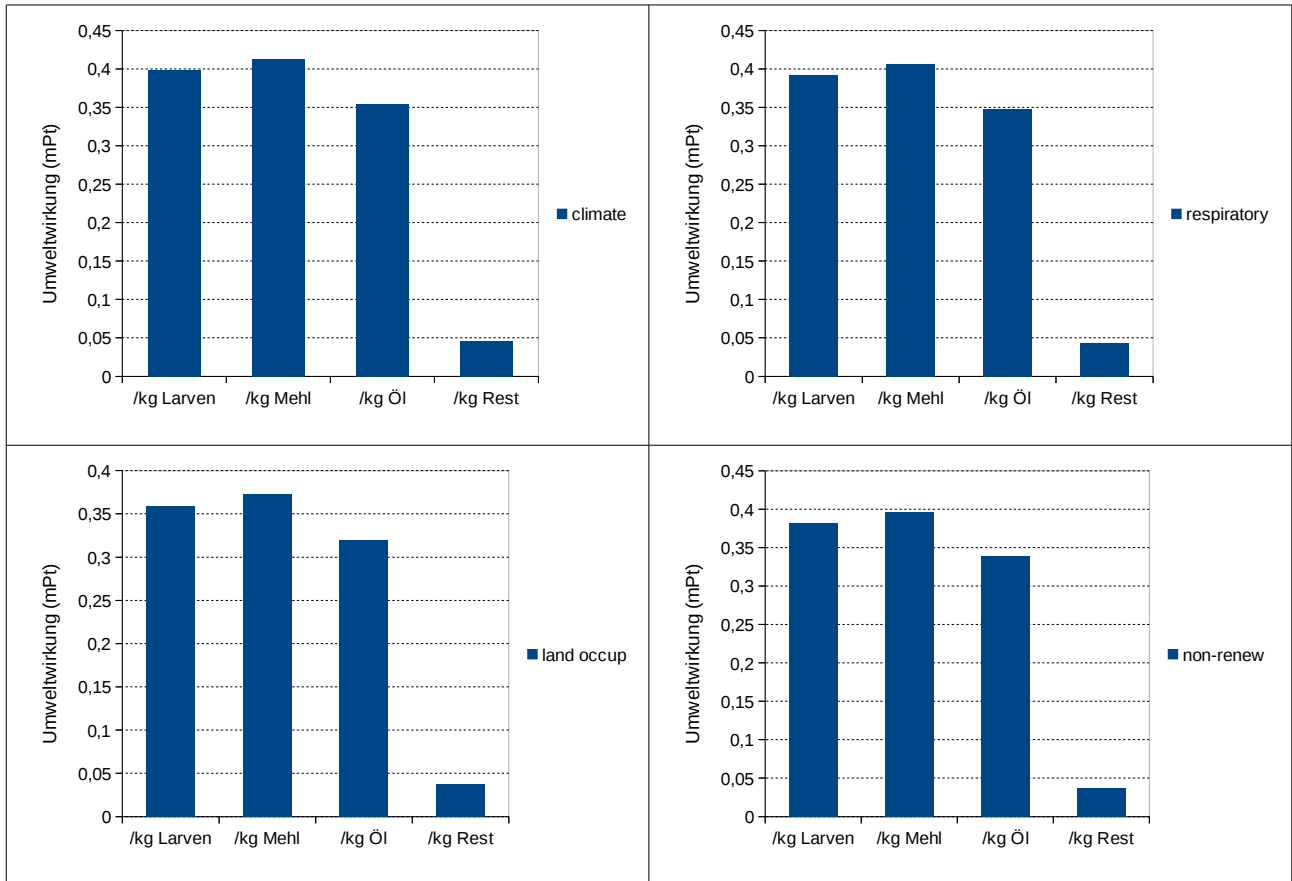


Anhang Abbildung 1. Zusammenhang der Charakterisierungsfaktoren der Methoden ReCiPe 2008 (in dieser Arbeit verwendet) und CML 2001 in den Wirkungskategorien Klimawirksamkeit, Landnutzung und Frischwasser-Eutrophierung. In den zwei Methoden übereinstimmende Werte liegen jeweils auf der roten Linie. In der Kategorie Frischwasser-Eutrophierung unterscheiden sich die Methoden in der Einheit. Daher ist in der betreffenden Abbildung zusätzlich die dies berücksichtigende Äquivalenz-Linie in gelb eingetragen (PO4:P).



Anhang Abbildung 2. Umweltwirkung der Larvenproduktion und -produkte in den Kategorien Aufzehrung fossiler Ressourcen (FDP), Feinstaub (PMFP), Frischwasser-Eutrophierung (FETPinf) und terrestrische Versauerung (TAP100).

„GESAMT“ bezeichnet die Wirkung der gesamten Produktion von 1 kg Larventrockenmasse inklusive der Verarbeitung auch des Restsubstrats. „/kg Larven“ bezeichnet die Wirkung der Produktion bis zum Aussieben der Larven inkl. der nachfolgenden Verarbeitung der Larven (inkludiert NICHT die Verarbeitung vom Restsubstrat). Die Wirkung der Einzelprodukte ist jeweils pro 1 kg Produkt angegeben.



Anhang Abbildung 3. Nach IMPACT 2002+ berechnete Umweltwirkung der Larvenprodukte in den Kategorien Klimawirksamkeit (climate), Landnutzung (land occup), Feinstaub (respiratory) und Aufzehrung fossiler Ressourcen (non-renew).

„/kg Larven“ bezeichnet die Wirkung der Produktion bis zum Aussieben der Larven inkl. der nachfolgenden Verarbeitung der Larven (inkludiert NICHT die Verarbeitung vom Restsubstrat). Die Wirkung der Einzelprodukte ist jeweils pro 1 kg Produkt angegeben.