

De echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees

Een verkennende studie van de verborgen kosten van gangbare en biologische varkensvleesproductie in Nederland

Luuk Vissers, Jonna Snoek



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH



De echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees

Een verkennende studie van de verborgen kosten van gangbare en biologische varkensvleesproductie in Nederland

Luuk Vissers, Jonna Snoek

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Economic Research in opdracht van en gefinancierd door de Vereniging Biologische Varkenshouders. Deze studie was uitgevoerd binnen de publiek-private samenwerking 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten', dat financiële ondersteuning ontvangt van de Topsector Agri & Food en de Topsector Tuinbouw & Uitgangsmaterialen.

Wageningen Economic Research
Wageningen, januari 2023

RAPPORT
2023-010
ISBN 978-94-6447-551-7

Luuk Vissers, Jonna Snoek, 2023. *De echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees; Een verkennende studie van de verborgen kosten van gangbare en biologische varkensvleesproductie in Nederland*. Wageningen, Wageningen Economic Research, Rapport 2023-010. 48 blz.; 7 fig.; 12 tab.; 66 ref.

In dit onderzoek is de echte-prijsmethode, ontwikkeld in de publiek-private samenwerking 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten', toegepast op gangbaar en biologisch varkensvlees. Dit onderzoek laat zien dat de methode gebruikt kan worden om de belangrijkste impacts (zogenoemde hotspots) van een product te berekenen. Uit de resultaten komt naar voren dat de impactcategorieën luchtvervuiling en landgebruik het meeste bijdragen aan de echte-prijs-gap van gangbaar en biologisch varkensvlees. Toekomstig onderzoek moet zich richten op het meenemen van positieve impacts en het ontwikkelen van methodes voor sociale-impactcategorieën zodat een completer beeld kan worden geschetst van de echte prijs van een product. Bovendien is robuuste data nodig over niet-gangbare praktijken zodat een betrouwbare vergelijking kan worden gemaakt tussen de echte prijs van gangbare producten en de echte prijs van niet-gangbare producten.

This study applied the true price method, developed within the PPP 'True and Fair Price for Sustainable Products', to conventional and organic pork. The study showed that the method can be used to determine the most important impact categories (hotspots) of products. The results indicate that the impact categories air pollution and land use contribute most to the true price gap of conventional and organic pork. To improve the accuracy of true price estimations, future research should focus on the development of methods for positive impacts and social impact categories. Furthermore, future research should focus on the development of high-quality datasets for non-conventional products to improve true price estimations of these products.

Trefwoorden: varkensproductieketen, echte prijs, biologisch, levenscyclusanalyse

Dit rapport is gratis te downloaden op <https://doi.org/10.18174/584595> of op www.wur.nl/economic-research (onder Wageningen Economic Research publicaties).

© 2023 Wageningen Economic Research
Postbus 29703, 2502 LS Den Haag, T 070 335 83 30, E communications.ssg@wur.nl,
www.wur.nl/economic-research. Wageningen Economic Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

Dit project ontvangt financiële steun van de Topsector Agri & Food en de Topsector Tuinbouw & Uitgangsmaterialen. Binnen de Topsector Agri & Food werken bedrijfsleven, kennisinstellingen en de overheid samen aan innovaties voor veilig en gezond voedsel voor 9 miljard mensen in een veerkrachtige wereld. Binnen de Topsector Tuinbouw en Uitgangsmaterialen werken bedrijfsleven, kennisinstellingen en de overheid samen aan innovaties op het gebied van duurzame productie van gezond en veilig voedsel en de ontwikkeling van een gezonde, groene leefomgeving.



Dit werk valt onder een Creative Commons Naamsvermelding-Niet Commercieel 4.0 Internationaal-licentie.

© Wageningen Economic Research, onderdeel van Stichting Wageningen Research, 2022
De gebruiker mag het werk kopiëren, verspreiden en doorgeven en afgeleide werken maken. Materiaal van derden waarvan in het werk gebruik is gemaakt en waarop intellectuele eigendomsrechten berusten, mogen niet zonder voorafgaande toestemming van derden gebruikt worden. De gebruiker dient bij het werk de door de maker of de licentiegever aangegeven naam te vermelden, maar niet zodanig dat de indruk gewekt wordt dat zij daarmee instemmen met het werk van de gebruiker of het gebruik van het werk. De gebruiker mag het werk niet voor commerciële doeleinden gebruiken.

Wageningen Economic Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Wageningen Economic Research is ISO 9001:2015 gecertificeerd.

Wageningen Economic Research Rapport 2023-010 | Projectcode 2282100299

Foto omslag: Shutterstock

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	6
S.1 Toetsing echte-prijsmethode	6
S.2 Methode bruikbaar voor schatting echte prijs, maar kent nog tekortkomingen	6
S.3 Luchtvervuiling draagt meeste bij aan echte-prijs-gap varkensvlees	6
S.4 Toekomstig onderzoek	7
Summary	8
S.1 Test applicability of true price method	8
S.2 Method applicable for true price estimations, but has some shortcomings	8
S.3 Air pollution contributes most to the true price gap of pork	8
S.4 Future research	8
1 Inleiding	9
1.1 Aanleiding en doel	9
1.2 Structuur van het rapport	10
2 Scope	11
2.1 Echte-prijsmethode	11
2.2 Publiek	11
2.3 Product	11
2.4 Levenscyclus	12
2.4.1 Afbakening keten	12
2.4.2 Allocatie naar producten	14
2.5 Impactcategorieën in de scope	15
3 Berekening – meten van impactcategorieën	16
3.1 Selectie indicatoren	16
3.2 Data	17
3.2.1 Voerproductie	17
3.2.2 Transport	20
3.2.3 Varkenshouderij	21
3.2.4 Slacht	22
3.3 Levenscyclusanalyse en software	23
3.4 Resultaten indicatoren	23
3.5 Gevoeligheidsanalyse	24
3.5.1 Bemesting	24
3.5.2 Allocatiefactor	25
3.5.3 Herkomstland biologische soja	25
4 Berekening - monetariseren van impactcategorieën	26
4.1 Referentieprijis	26
4.2 Monetariseringsfactoren	26
4.3 Waarderen van de impactcategorieën	28
4.4 Integreren van de impacts	28
5 Echte prijs	29
5.1 Resultaten	29
5.2 Discussie en implicaties	32

5.2.1	Discussie	32
5.2.2	Implicaties	35
6	Conclusies	36
	Bronnen en literatuur	37
Bijlage 1	Materialiteitsanalyse	41
Bijlage 2	Verborgen kosten per impactcategorie voor gangbaar en biologisch	43
Bijlage 3	Resultaten gevoeligheidsanalyse – grafische weergave	44

Woord vooraf

De Vereniging Biologische Varkenshouders (VBV) heeft Wageningen Economic Research gevraagd om de echte-prijsmethode toe te passen op gangbaar en biologische varkensvleesproductie met een focus op de productie van veevoer. Wij zijn de VBV en Bionext dankbaar voor het in ons stelde vertrouwen voor en tijdens dit onderzoek. We willen de VBV ook bedanken voor het aanleveren van data en het beschikbaar stellen van kennis over de biologische varkenshouderij. Dit onderzoek draagt bij aan de verduurzaming van de varkensproductieketen en een doorontwikkeling van de echte-prijsmethode.



Ir. O. (Olaf) Hietbrink
Business Unit Manager Wageningen Economic Research
Wageningen University & Research

Samenvatting

S.1 Toetsing echte-prijsmethode

In deze studie is een verkenning gedaan naar de echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees met de echte-prijsmethode die is ontwikkeld in de publiek-private samenwerking 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten'. Het doel van deze studie is tweeledig: 1) de toepasbaarheid en bruikbaarheid van deze echte-prijsmethode toetsen 2) een eerste indruk krijgen van de echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees uit Nederland.

S.2 Methode bruikbaar voor schatting echte prijs, maar kent nog tekortkomingen

De echte-prijsberekening is uitgevoerd op basis van de methode ontwikkeld in de PPS 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten'. De methode is toegepast op gangbaar en biologisch varkensvlees. Op basis van deze studie kan geconcludeerd worden dat de echte-prijsmethode gebruikt kan worden om een eerste indruk te krijgen van de echte prijs van producten, en welke impactcategorieën het meeste bijdragen aan de echte-prijs-gap. Vanwege verschillende tekortkomingen is een betrouwbare vergelijking tussen de echte prijs van gangbare producten en niet-gangbare voedselproducten niet mogelijk. De eerste tekortkoming is dat sommige impactcategorieën, zoals aantasting van de bodem, lastig te waarderen zijn en daardoor maar matig tot uitdrukking komen in de echte-prijs-gap. De echte-prijsmethode bouwt voort op de levenscyclusanalyse. Recipe 2016 is een methode voor de impactbeoordeling in een levenscyclusanalyse. De tekortkoming van ReCiPe is dat bepaalde impactcategorieën, zoals biodiversiteitsverlies, maar beperkt of niet worden meegenomen. Bovendien worden positieve impacts buiten beschouwing gelaten in ReCiPe. Deze beperkingen zijn met name relevant wanneer een vergelijking wordt gemaakt tussen gangbare en niet-gangbare voedselproducten. De tweede tekortkoming is het gebrek aan goede data ten aanzien van de biologische varkensproductieketen. Uit de toepassing van de echte-prijsmethode blijkt dat hoge datakwaliteit nodig is voor een nauwkeurige schatting van de echte prijs van een product. In deze studie was de datakwaliteit van de biologische varkensproductieketen lager dan die van de gangbare varkensproductieketen. Ondanks de tekortkomingen is de methode betrouwbaar genoeg om een eerste indruk te krijgen van de echte prijs van producten, en om inzicht te krijgen in de bijdrage van de impactcategorieën aan de echte-prijs-gap.

S.3 Luchtvervuiling draagt meeste bij aan echte-prijs-gap varkensvlees

De resultaten van deze studie bieden inzicht in de belangrijkste impacts (zogenoemde hotspots) van gangbaar en biologisch varkensvlees. Uit de resultaten komt naar voren dat voor zowel gangbaar als biologisch varkensvlees de impactcategorie 'luchtvervuiling' het meeste bijdraagt aan de echte-prijs-gap (40-50% van totaal), gevolgd door de impactcategorie 'landgebruik'. Voor zowel gangbaar als biologisch varkensvlees zijn de kosten gerelateerd aan waterschaarste, uitputting van fossiele bronnen en overige niet hernieuwbare bronnen beperkt. De inzichten uit deze studie kunnen door publieke en private organisaties gebruikt worden om op gerichte wijze de duurzaamheid van de varkensproductieketen te verbeteren.

S.4 Toekomstig onderzoek

Toekomstig onderzoek moet zich richten op het ontwikkelen van methodes om positieve impacts mee te nemen in een echte-prijsberekening. Bovendien moeten bepaalde impactcategorieën, zoals biodiversiteitsverlies en aantasting van de bodem, verder worden uitgewerkt in levenscyclusanalyses. Daarnaast zijn robuuste data nodig over niet-gangbare landbouwpraktijken. Door deze ontwikkelingen kan er een beter beeld worden geschetst van de echte prijs van producten waardoor er een eerlijkere vergelijking tussen gangbare en niet-gangbare producten mogelijk is.

Summary

S.1 Test applicability of true price method

This study explored the true price of conventional and organic pork. This study was initiated to test and validate the true price method developed within the PPP 'True and Fair Price for Sustainable Products'. In consultation with the project members it was decided to apply this method to conventional and organic pork. The aim of this study was twofold: 1) to test the applicability of the true price method 2) to get a first impression of the true price of Dutch conventional and organic pork.

S.2 Method applicable for true price estimations, but has some shortcomings

The calculations were based on the true price method developed within the PPP 'True and Fair Price for sustainable products'. The method was applied to conventional and organic pork. Based on this study, it can be concluded that the true price method can be used to get a first impression of the true price of products, and the contribution of each impact category to the true price gap. Because of several shortcomings, it is not possible to compare the true price of conventional with the true price of non-conventional products. The first shortcoming is that valuation is difficult for some impact categories, such as soil pollution. As a result, some impact categories (e.g. soil pollution) were not or marginally visible in the true price gap. ReCiPe 2016 was used to assess the environmental impact of pork. ReCiPe is a method for the impact assessment in a life cycle assessment. This method also has its limitations. First, some impact categories (such as biodiversity loss) are not or not fully included in ReCiPe. Second, only negative impacts are considered in ReCiPe. Hence, positive impacts are ignored. The second shortcoming is the lack of high-quality data for the organic pork supply chain. An accurate estimation of the true price of a product requires high-quality data. In this study, the data quality of organic pork was lower than the data quality of conventional pork. Despite its shortcomings, the true price method is sufficiently reliable to gain a first impression of the true price of products, and the contribution of the impact categories to the true price gap.

S.3 Air pollution contributes most to the true price gap of pork

The results show that the impact category 'air pollution' contributes most to the true price gap of conventional and organic pork, followed by 'land use'. For both conventional and organic pork, the costs related to 'water scarcity', 'depletion of fossil resources' and 'other non-renewable resources' are relatively small. The insights obtained from this study can support public and private organisations to improve the sustainability of pork production. This study shows that the method can be used to assess the true price of food products, and to gain insight into the impact categories that contribute most to the true price gap.

S.4 Future research

Future research should focus on developing methods for positive impacts in true price calculations. Furthermore, various impact categories, such as biodiversity loss and soil degradation, should be further developed in life cycle analyses. More high-quality data is needed for non-conventional products. These developments can improve the accuracy of true price estimations, and thus enable a better comparison between conventional and non-conventional products.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

In de afgelopen decennia vond er een intensivering van de varkenshouderij plaats in Noordwest-Europa. In de periode 1950-2020 nam het aantal bedrijven met varkens in Nederland af van 270 duizend naar 4 duizend, terwijl het aantal varkens toenam van 2 miljoen naar 12 miljoen (CBS, 2021b). De intensivering leidde tot veilig en goedkoop varkensvlees in voldoende hoeveelheden, maar ook tot toenemende maatschappelijke kritiek op de intensieve varkenshouderij vanwege haar invloed op klimaatverandering, luchtkwaliteit, biodiversiteitsverlies, het risico op zoonose en dierenwelzijnsproblemen (Fosse et al., 2009; Gerber et al., 2013; Webb et al., 2014; Eurobarometer, 2016). In 2017 stootte de Nederlandse varkenshouderij ongeveer 2,7 megaton broeikasgassen uit; dit is ongeveer 26% van de totale broeikasgasemissies in de landbouw (CE Delft, 2019). De varkensproductieketen draagt verder bij aan deze emissies tijdens het verwerken, verpakken en distribueren van de producten naar de consument.

In de afgelopen jaren zijn er verschillende doelen gesteld door de overheid en het bedrijfsleven om de duurzaamheid van de varkensproductieketen te verbeteren. Zo heeft de Coalitie Vitale Varkenshouderij (2022)¹ vijf ambities geformuleerd met als doel de Nederlandse varkensproductieketen toekomstbestendig te maken. Deze volgende ambities zijn opgesteld: 1) een goede zorg voor de leefomgeving 2) centrale positie in de circulaire economie 3) erkende bijdrage aan klimaat en energietransitie 4) robuuste, gezonde varkens in een diervriendelijke varkenshouderij en 5) mondiaal koploper in marktgerichtheid en ketensamenwerking. De coalitie heeft als doel gesteld om de uitstoot van koolstofdioxide-equivalent met 1,3 megaton per jaar te verlagen in 2030 (Coalitie Vitale Varkenshouderij, 2022). Deze doelstelling is onderdeel van de ambitie van de coalitie voor een energie- en klimaatneutrale varkenshouderij in 2050. De coalitie heeft ook als doel gesteld om andere emissies uit de varkenshouderij te verlagen, zoals ammoniak, geur en fijnstof.

Een potentiële mogelijkheid om de duurzaamheid van de varkensproductieketen te verbeteren is het uitrekenen van de kosten van ongewenste neveneffecten (zoals bijdrage aan klimaatverandering) van activiteiten in deze keten en deze in te rekenen in de productiekosten van varkensvlees. Een manier om dit in kaart te brengen is door middel van de echte-prijsmethode. In deze methode worden effecten gerelateerd aan de productie en consumptie van voedsel verdisconteerd op productniveau (Galgani et al., 2021a). Deze effecten zijn gedefinieerd als impactcategorieën. De impactcategorieën worden hierbij uitgedrukt in een monetaire eenheid, de zogenaamde verborgen kosten. De echte prijs bevat alle kosten gerelateerd aan de productie en consumptie van een product die niet zijn doorberekend in de marktprijs. De echte-prijsmethodiek kan op verschillende manieren bijdrage aan een duurzamere voedselketen (Meeusen en Baltussen, 2021). Ten eerste kan inzicht in de echte prijs gebruikt worden door marktpartijen om de externaliteiten vrijwillig te verlagen. Ten tweede kan de echte prijs gebruikt worden door consumenten om meer duurzame voedselkeuzes te maken. Ten derde kunnen beleidsmakers de echte prijs gebruiken voor het ontwerpen van wetgeving, marktprikkels of andere instrumenten die als doel hebben de impacts te internaliseren.

Volgens Galgani et al. (2021a) ontbrak er een systematische methode om de echte prijs van voedselproducten te beoordelen. Daarom is deze methode ontwikkeld in de public-private samenwerking (PPS) 'Echte en eerlijke Prijs voor duurzame producten'.² Om te toetsen of de methode bruikbaar en toepasbaar is, en om te zien op welke punten de methodiek verbeterd dient te worden, is in de PPS besloten om de methode toe te passen op verschillende casussen. De Nederlandse Vereniging Biologische Varkenshouders, partner in de PPS, wordt vaak gevraagd waarom varkensvlees relatief duur is ten opzichte van gangbaar varkensvlees. De vraag is wat de prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees zou zijn

¹ De Coalitie Vitale Varkenshouderij is een ketenbrede samenwerking tussen varkenshouders, mengvoerbedrijven, verwerkers, banken en het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

² Het project 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten' is een publiek-private samenwerking van 2019 tot 2022. Meer informatie is te vinden op: <https://www.wur.nl/nl/project/echte-en-eerlijke-prijs-voor-duurzame-producten.htm>

wanneer de verborgen kosten doorberekend worden in de marktprijs. Dit inzicht ontbreekt momenteel. Daarom is in overleg met de Vereniging Biologische Varkenshouders en Bionext besloten om de echte-prijsmethode toe te passen op gangbaar en biologisch varkensvlees. Het doel van deze studie is tweeledig: 1) de toepasbaarheid en bruikbaarheid van de echte-prijsmethode toetsen 2) een eerste indruk krijgen van de echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees uit Nederland. De echte prijs kan als duurzaamheidsindicator gebruikt worden door consumenten en inkopers van varkensvlees. Dit inzicht is relevant aangezien de omzet van Nederlandse consumenten substantieel is; in 2020 besteedden Nederlandse consumenten ongeveer 468 miljoen euro aan varkensvlees en bijna 2 miljard euro aan bewerkte vleesproducten (Logatcheva, 2020). Inzicht in de echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees is ook relevant omdat Nederland een van de grootste producenten en exporteurs van vleesvarkens is in de Europese Unie (Europees Parlement, 2020; CBS, 2021a).

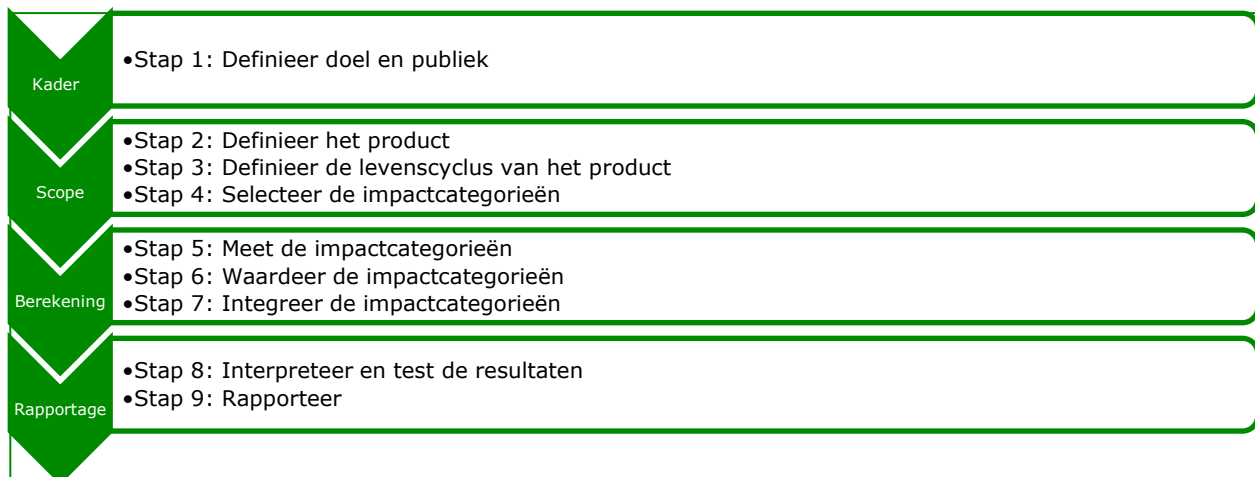
1.2 Structuur van het rapport

Dit rapport bestaat uit zeven hoofdstukken (inclusief dit introductie hoofdstuk). De opbouw van deze hoofdstukken is gebaseerd op de stappen die zijn beschreven in Figuur 2.1. Hoofdstuk twee geeft een korte toelichting van de echte-prijsmethode en beschrijft het product, de levenscyclus en de impactcategorieën die zijn meegenomen in de casus. In hoofdstuk drie wordt de berekening van de impactcategorieën besproken. Hoofdstuk vier behandelt de monetaire waardering van de impactcategorieën. Hoofdstuk vijf presenteert de resultaten en bespreekt de resultaten en de echte-prijsmethode. In het laatste hoofdstuk (zes) worden de conclusies uit het onderzoek getrokken.

2 Scope

2.1 Echte-prijsmethode

De methode ontwikkeld door Galgani et al. (2021a) is gebruikt om de echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees te berekenen. Figuur 2.1 geeft een overzicht van de stappen binnen deze methode. Deze stappen zijn gevolgd om de echte prijs te berekenen. De basis van de echte-prijsmethodiek is het kwantificeren en monetair waarderen van de sociale-impact en milieu-impact van voedselproductie en consumptie. De kwantificering van de milieu-impacts is gedaan door middel van een levenscyclusanalyse (LCA). Een LCA kan worden uitgevoerd op basis van bedrijfseigen gegevens, sectorgegevens of regionale gegevens. Er bestaan verschillende LCA-databases, zoals Agri-footprint en Agribalyse, waaruit geput kan worden om de milieu-impact van een product te berekenen. De kwantificering van de sociale impacts is gedaan aan de hand van de modules die zijn ontwikkeld in de PPS 'Echte en eerlijke Prijs voor duurzame producten' (zie paragraaf 3.1). Deze berekeningen dienen als een bron voor de echte-prijsberekening. De impacts worden economisch gewaardeerd met monetariseringsfactoren. De som van de impactwaarden is de echte-prijs-gap.



Figuur 2.1 Overzicht van de stappen in de echte-prijsmethode van Galgani et al. (2021a)

2.2 Publiek

In de PPS 'Echte en eerlijke Prijs voor duurzame producten' zijn verschillende partijen uit de private sector verbonden, waaronder Bionext en de Vereniging Biologische Varkenshouders. Deze deelnemers willen de echte-prijsmethodiek laten toepassen op gangbaar en biologisch varkensvlees. De resultaten zijn bedoeld voor intern en extern gebruik. De resultaten worden gebruikt voor eigen inzicht in de methodiek en resultaten en communicatie met externe partijen over de impactcategorieën van de producten.

2.3 Product

Varkens worden (voornamelijk) gehouden voor het vlees op varkenshouderijen. In 2018 produceerde de Nederlandse varkenshouderij ruim 1,54 miljoen ton karkasgewicht met 15,9 miljoen slachtingen (Agrimatie, 2020). In 2018 was 629 miljoen kilogram varkensvlees beschikbaar voor consumptie in Nederland (Agrimatie, 2020). Ongeveer twee derde van de Nederlandse varkensproductie wordt geëxporteerd. De

export bestaat voor het grootste deel uit vlees, maar ook uit levende dieren. Van de totale productie van ongeveer 25 miljoen dieren worden 11 miljoen dieren levend geëxporteerd (Agrimatie, 2020).

Van varkens worden verschillende producten gemaakt, zowel varkensvlees als niet-vleesproducten. De niet-vleesfractie (organen, bloed etc.) van varkens wordt doorgaans gebruikt als ingrediënten voor niet-vleesproducten zoals snoep en medicijnen. Bepaalde delen van het varken worden verwerkt tot vleeswaren, zoals bacon, ham en gebraden gehakt. Het verschilt tussen slachterijen hoeveel producten worden geproduceerd van het varken en hoe deze producten worden toegepast nadat ze het slachthuis verlaten (Kool et al., 2010). Daarom is in deze studie besloten om het product te definiëren als varkensvlees (vleesfractie van varkens) van een varken dat is geslacht maar nog niet verwerkt is in producten (zie Tabel 2.1). Voor gangbaar varkensvlees is uitgegaan van varkensvlees dat is geproduceerd volgens de minimum wettelijke eisen omtrent dierenwelzijn, milieu en voedselveiligheid (Ministerie van Economische Zaken, 2014; Kenniscentrum Infomil, 2022). Voor biologisch varkensvlees zijn de eisen van Skal en 3-sterren van het Beter Leven keurmerk als uitgangspunt genomen (Dierenbescherming, 2018; Skal, 2022b).

Om de echte prijs van varkensvlees te kunnen bepalen is een functionele eenheid vastgesteld. Bij voedselproducten wordt de prijs vaak uitgedrukt in één eenheid of één kilogram van het product. In deze studie is de functionele eenheid één kilogram varkensvlees af slachterij (exclusief bot) gehanteerd. Voor het waarderen van de impactcategorieën is de euro gebruikt als munteenheid. Er is aangenomen dat de varkens worden gehouden en geslacht in Nederland. De grondstoffen van het varkensvoer zijn afkomstig uit verschillende delen van de wereld. De herkomst van deze grondstoffen is nader besproken in paragraaf 3.2.1.

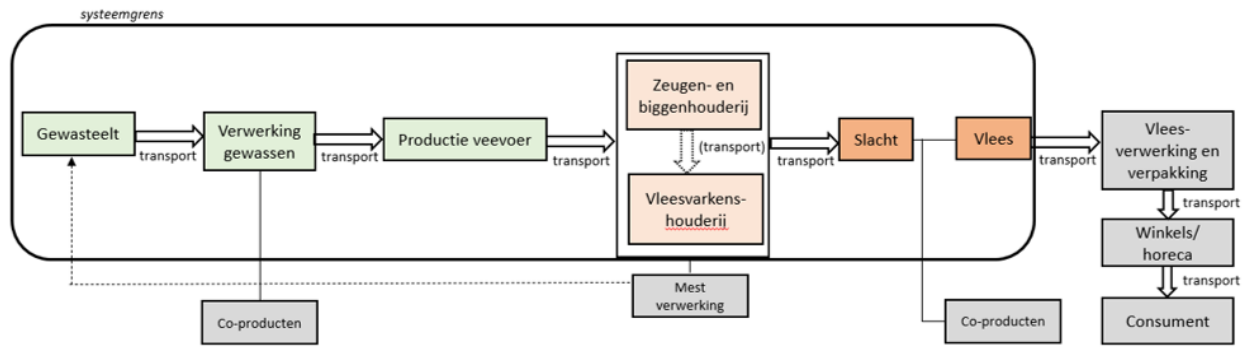
Tabel 2.1 Beschrijving van het product

Item	Toelichting
Product	Varkensvlees; vlees van varken dat is geslacht maar nog niet verwerkt in producten
Functionele eenheid	kilogram varkensvlees af slachterij (exclusief bot)
Munteenheid	Euro
Monetaire eenheid	Euro/kilogram varkensvlees af slachterij
Productielocatie	Nederland

2.4 Levenscyclus

2.4.1 Afbakening keten

De varkensproductieketen kan worden onderverdeeld in zes schakels: 1) voerproductie 2) varkenshouderij 3) slacht 4) verwerking en verpakking 5) distributie en retail en 6) consumptie. De eerste drie schakels zijn meegenomen in deze studie. Verwerking en verpakking zijn buiten beschouwing gelaten omdat het tussen slachterijen verschilt hoeveel producten worden geproduceerd van het varken en hoe deze producten worden toegepast (Kool et al., 2010). Distributie en consumptie zijn buiten beschouwing gelaten omdat partijen in deze schakels niet aan de casus deelnemen. Figuur 2.2 geeft een overzicht van de belangrijkste activiteiten in de eerste drie schakels van de keten en de producten die voortvloeien uit deze activiteiten. Voerproductie omvat alle activiteiten voor de productie van diervoeder (teelt van gewassen, transport, verwerking van gewassen). De varkenshouderij omvat alle activiteiten gerelateerd aan de productie van biggen, (opfok)zeugen, en vleesvarkens. Slacht omvat het transport van de vleesvarkens naar de slachterij, het slachtproces en het scheiden van het karkas in vleesproducten en niet-vleesproducten. Er is ook rekening gehouden met de vervanging van zeugen aan het eind de productiecycclus.



Figuur 2.2 Overzicht van de schakels in de varkensproductieketen die zijn meegenomen in deze studie; de systeemgrenzen zijn met een dikke zwarte lijn aangegeven

In de analyse zijn de meest relevante activiteiten in de productieketen van vlees meegenomen. Niet van alle activiteiten in de keten zijn eenvoudig data voor handen. In het geval dat primaire en secundaire data niet beschikbaar waren, is gekozen om voor de relevante processen aannames te doen (zie hoofdstuk 3.2) en de minder relevante processen niet mee te nemen in de analyse. Een activiteit werd als minder relevant beschouwd wanneer ze verder af staat van direct contact met het vlees en/of als de bijdrage van de activiteit aan de totale milieu-impact zeer laag is (bijvoorbeeld de aanleg van de infrastructuur voor het transport van het veevoer). Tabel 2.2 geeft een overzicht van de activiteiten die zijn meegenomen en buiten beschouwing zijn gelaten in de analyse. Voor de activiteiten die niet zijn meegenomen is de verwachting dat dit niet verschilt tussen de gangbare en biologische varkensvleesproductie. Bovendien is de verwachting dat deze activiteiten weinig invloed hebben op de milieu-impact van gangbaar en biologisch varkensvlees.

Tabel 2.2 Overzicht van de activiteiten die zijn meegenomen per schakel

Levenscyclus (sub)fase	Inbegrepen	Niet inbegrepen
Gewasteelt	Productie en toepassing nutriënten (bijvoorbeeld kunstmest, dierlijke mest)	Productie van kapitaalgoederen (machines, gebouwen, etc.)
	Productie en verbranding brandstoffen landbouwmachines	Zware metalen in (kunst)mest
	Productie en gebruik gewasbeschermingsmiddelen	
	Irrigeren van gewassen	
Transport varkensvoer naar voerfabriek	Productie en verbranding brandstoffen transportmiddelen	Productie transportmiddelen
Productie varkensvoer	Energiegebruik fabriek (inclusief algemene ruimtes als kantine)	Productie van kapitaalgoederen (machines, gebouwen etc.)
	Watergebruik fabriek	Vervoer werknemers
Varkenshouderij	Energiegebruik	Transport biggen naar vleesvarkenshouderij (omdat dit niet altijd twee verschillende locaties zijn)
	Watergebruik	Transport en toepassing mest buiten boerderij
	Opslag van mest	
Slacht	Transport van vleesvarkens naar slachterij	Drinkwaterverbruik tijdens varkenstransport en waterverbruik voor reinigen trucks na transport varkens Vervoer werknemers
	Energie- en waterverbruik van slachterij	Productie van kapitaalgoederen (machines, gebouwen, etc.) Verpakking

2.4.2 Allocatie naar producten

In een aantal schakels van de varkensproductieketen wordt naast het hoofdproduct ook een of meerdere co-producten geproduceerd (zie Figuur 2.2). Om de milieu-impact van varkensvlees te bepalen moet deze impact worden toegewezen aan de producten die in de keten worden geproduceerd. Verschillende allocatiemethodes kunnen hiervoor worden toegepast, zoals economische allocatie of massa-allocatie. In deze echte-prijsmethode wordt economische allocatie toegepast wanneer één productieproces meerdere producten oplevert (bijvoorbeeld vlees en niet-vleesproducten). Economische allocatie houdt in dat de totale milieu-impact wordt verdeeld over de producten op basis van het relatieve aandeel (economische allocatiefactor) van een product in de totale economische waarde van de producten die voortvloeien uit het productieproces. In milieu-analyses van landbouw- en voedingsproducten is economische allocatie de meest toegepaste allocatiemethode.

Voor de gangbare voergewassen is uitgegaan van de economische allocatiefactoren zoals gerapporteerd in Agri-footprint 6 (Blonk et al., 2022). Voor de biologische voergewassen is aangenomen dat de verhouding tussen het hoofdproduct en co-producten gelijk is als die bij de gangbare teelt. Daarom zijn voor de biologische gewassen dezelfde allocatiefactoren als bij gangbare voergewassen aangehouden.

De economische allocatie van vleesproducten en niet-vleesproducten is voor zowel de gangbare keten als de biologische varkenshouderij gebaseerd op expertkennis van Robert Hoste (econoom varkensproductie bij Wageningen Economic Research) en Van Galen et al. (2021). Tabel 2.3 geeft een overzicht van de allocatiefactoren die zijn toegepast voor gangbaar en biologisch varkensvlees.³ In het geval van biologisch varkensvlees is er onderscheid gemaakt tussen varkensvlees dat verkocht kan worden als biologisch (bijvoorbeeld biologische karbonades) en vlees dat alleen kan worden verkocht als gangbaar (zoals een deel van de bewerkte vleesproducten). In hoofdstuk 3.5.2 is onderzocht welke invloed een verschil in allocatiefactor van biologisch en gangbaar varkensvlees heeft op de resultaten. Daarbij is dezelfde analyse uitgevoerd, maar dan met een gelijke allocatiefactor voor gangbaar en biologisch vlees ten opzichte van hun co-producten.

In de varkenshouderij vinden milieubelastende emissies plaats tijdens opslag, transport en applicatie van mest. De emissies die ontstaan tijdens de opslag van mest op de varkensbedrijven zijn gealloceerd aan de varkensbedrijven. Emissies tijdens transport en toepassing van mest op landbouwgewassen (bijvoorbeeld voor de teelt van veevoedingrediënten) zijn gealloceerd aan de teeltfase van de gewassen. Emissies door productie, transport en toepassing van kunstmest zijn gealloceerd aan de gebruiker van kunstmest. Er worden geen negatieve emissies verrekend voor vermeden kunstmestgebruik indien dierlijke mest wordt gebruikt. Dit is ook voorgesteld door de Technical Secretariat for the Red Meat Pilot (2019) om een dubbeltelling van emissies uit mest en kunstmest te voorkomen.

Tabel 2.3 Economische allocatie van milieu-impacts naar vlees- en niet-vleesproducten voor gangbaar en biologisch

Slachtproduct per afgeleverd varken (tot en met slachterij & verwerking)	Gangbaar				Biologisch			
	Gewicht in kg a)	Opbrengst in euro/kg b)	Opbrengst in euro	Economische allocatie	Gewicht in kg a)	Opbrengst in euro/kg b)	Opbrengst in euro	Economische allocatie
Vlees, tegen meerprijs	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	50	8,60	430	
Vlees, niet tegen meerprijs	77	5,27	406	94,2%	27	5,27	142	95,8%
Co-producten	44	0,57	25	5,8%	44	0,57	25	4,2%
Indroging	4	0	0	0%	4	0	0	0%
Totaal	125	-	431	100%	125	-	597	100%

a) Hoste (2022); b) Van Galen et al. (2021).

³ Bij de economische allocatie is alleen gekeken naar de economische waarde van de eindproducten die voortkomen vanuit de slachterij. De economische waarde van bijvoorbeeld mest is buiten beschouwing gelaten.

2.5 Impactcategorieën in de scope

In de studie van Galgani et al. (2021a) staat een lijst van impactcategorieën die relevant kunnen zijn voor een echte-prijsberekening. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen milieu-impactcategorieën en sociaal-impactcategorieën. Galgani et al. (2021a) definiëren milieu-impactcategorieën als impacts die worden veroorzaakt door de productie en consumptie van een product en het milieu (bijvoorbeeld luchtvervuiling) en indirect mensen en gemeenschappen beïnvloeden (bijvoorbeeld gezondheidsklachten). Sociaal-impactcategorieën zijn gedefinieerd als impacts veroorzaakt door de productie en consumptie van een product die mensen en gemeenschappen direct beïnvloeden (bijvoorbeeld kinderarbeid). Om de impactcategorieën te selecteren die relevant zijn voor deze casus, is een materialiteitsanalyse uitgevoerd op basis van expertkennis en literatuuronderzoek (zie Bijlage 1). Tabel 2.4 geeft een overzicht van de impactcategorieën die zijn geselecteerd in deze studie. Op basis van studies over de milieu-impact van varkensvlees en de varkenshouderij is besloten alle milieu-impactcategorieën mee te nemen in deze casus (De Vries en De Boer, 2010; Kool et al., 2010; Van Mierlo et al., 2021). Met uitzondering van dierenwelzijnsproblemen zijn de sociaal-impactcategorieën in deze studie buiten beschouwing gelaten omdat er nog geen methode ontwikkeld is om deze te berekenen in de echte prijs.

Tabel 2.4 *Overzicht van de impactcategorieën geselecteerd in deze studie*

Milieu-impactcategorie	Sociaal-impactcategorie
Bijdrage aan klimaatverandering	Dierenwelzijnsproblemen
Luchtvervuiling	
Watervervuiling	
Bodemvervuiling	
Landgebruik	
Uitputting fossiele bronnen	
Uitputting van overige niet-hernieuwbare bronnen	
Waterschaarste	
Aantasting van de bodem	

3 Berekening – meten van impactcategorieën

3.1 Selectie indicatoren

Om de impactcategorieën te meten zijn indicatoren opgesteld. Voor elke impactcategorie zijn modules⁴ ontwikkeld in de PPS 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten' waarin een onderbouwing staat van de indicatoren die zijn gekozen voor iedere impactcategorie. Deze indicatoren zijn overgenomen voor deze casus (zie Tabel 2.5 voor overzicht). De milieu-impactcategorieën in de modules komen overeen met de midpoint indicatoren van ReCiPe 2016 (Huijbregts et al., 2016). De indicatoren van landtransformatie en aantasting van de bodem zijn gebaseerd op Galgani et al. (2021e) en Galgani et al. (2021f), aangezien deze impactcategorieën niet als midpoint indicator zijn meegenomen in ReCiPe 2016. De sociaal-impactcategorie 'dierenwelzijnsproblemen' wordt gemeten aan de hand van het Welfare Quality Protocol® (2009). In dit protocol wordt het dierenwelzijnsniveau van een type productiesysteem (bijvoorbeeld gangbaar of biologisch) uitgedrukt in een score, de zogenaamde Welfare Quality Index score (Vissers en Woltjer, 2022).

Tabel 2.5 Overzicht van de indicatoren en bijbehorende eenheid per impactcategorie

Impactcategorie	Indicator	Eenheid	Toelichting
Bijdrage aan klimaatverandering	Opwarming van de aarde	kg CO ₂ eq. a)	Indicator van de potentiële opwarming van de aarde als gevolg van emissies van broeikasgassen in de lucht
Luchtvervuiling	Humane toxiciteit – kankerverwekkende stoffen	kg 1,4-DCB eq. a)	Indicator van kankerverwekkende stoffen die in de lucht worden uitgestoten en giftig zijn voor de mens
	Humane toxiciteit – niet kankerverwekkende stoffen	kg 1,4-DCB eq. a)	Indicator voor niet-kankerverwekkende stoffen die in de lucht worden uitgestoten en giftig zijn voor de mens
	Vorming van fijnstof	kg PM _{2.5} eq. a)	Indicator voor uitstoot van fijnstof in de lucht
	Fotochemische smogvorming – menselijke gezondheid	kg NO _x eq. a)	Indicator voor uitstoot van gassen die fotochemische reacties veroorzaken en daardoor de menselijke gezondheid aantasten
	Verzuring	kg SO ₂ eq. a)	Indicator voor de verzuring van bodem en water als gevolg van het vrijkomen van gassen zoals stikstofoxiden en zwaveloxiden
	Ozonlaag aantasting	kg CFC-11 eq. a)	Indicator voor emissies die de ozonlaag aantasten
	Ioniserende straling	kBq Co-60 eq. a)	Indicator voor hoeveelheid radioactieve straling als gevolg van radionuclide emissies
Watervervuiling	Ecotoxiciteit zoetwater	kg 1,4-DCB eq. a)	Indicator voor giftige stoffen die in het zoetwater worden uitgestoten en zoetwaterorganismen aantasten
	Ecotoxiciteit zoutwater	kg 1,4-DCB eq. a)	Indicator voor giftige stoffen die in het zoutwater worden uitgestoten en zoutwaterorganismen aantasten
	Vermesting zoetwater	kg P eq. a)	Indicator voor de verrijking van zoetwater ecosystemen met voedingselementen als gevolg van fosforemissies
	Vermesting zoutwater	kg N eq. a)	Indicator voor de verrijking van zoutwater ecosystemen met voedingselementen als gevolg van stikstofemissies

⁴ De modules zijn te vinden op: <https://www.wur.nl/nl/project/echte-en-eerlijke-prijs-voor-duurzame-producten.htm>

Impactcategorie	Indicator	Eenheid	Toelichting
Bodemvervuiling	Terrestrische ecotoxiciteit	kg 1,4-DCB eq. a)	Indicator voor giftige stoffen die worden uitgestoten naar de bodem en landorganismen aantasten
	Fotochemische smogvorming – terrestrische ecosystemen	kg NO _x eq. a)	Indicator voor de uitstoot van gassen die fotochemische reacties veroorzaken en daardoor terrestrische ecosystemen aantasten
Landgebruik	Landbezetting	m ² jaarlijks gewas eq. a)	Indicator voor soortenverlies veroorzaakt door gebruik van land voor gewasteelt
	Landtransformatie	MSA*ha/eenheid b)	Indicator voor soortenverlies door transformatie van het land (bijv. van natuurlijke ecosystemen naar bouwland)
Uitputting fossiele bronnen	Verbruik fossiele brandstoffen	kg olie eq. a)	Indicator voor verbruik van natuurlijke fossiele brandstoffen tijdens productieproces
Uitputting van overige niet-hernieuwbare bronnen	Verbruik van minerale bronnen	kg koper eq. a)	Indicator voor verbruik van niet hernieuwbare bronnen tijdens productieproces
Waterschaarste	Waternverbruik	m ³ geconsumeerd c)	Indicator voor verbruik van grond- en oppervlaktewater tijdens het productieproces
Aantasting van de bodem	Bodemerosie	kg grond verloren d)	Indicator voor verlies van vruchtbare grond door water- en winderosie
	Bodem organisch koolstofverlies	kg SOC d)	Indicator voor verlies van materiaal dat zich in de bodem bevindt dat afkomstig is van micro-organismen, planten en dieren
	Bodemverdichting	ton-km/ha d)	Indicator voor vorm van bodemdegradatie waarbij de bodemstructuur verloren gaat
Dierenwelzijnsproblemen	Dierenwelzijnsscore	Welfare Quality Index score e)	Indicator voor het dierenwelzijnsniveau dat wordt behaald in een type productiesysteem

a) Huijbregts et al. (2016); b) Galgani et al. (2021e); c) Galgani et al. (2021g); d) Galgani et al. (2021f); e) Welfare Quality Protocol® (2009).

3.2 Data

3.2.1 Voerproductie

Voor de samenstelling van voer voor biggen, zeugen en vleesvarkens in de gangbare sector is Agri-footprint 6 geraadpleegd (Blonk et al., 2022). Om de samenstelling van biologisch varkensvoer vast te stellen is een expert geraadpleegd. Tabel 2.6 en Tabel 2.7 geven de samenstelling van gangbaar en biologisch varkensvoer weer. Het mengvoer van gangbare varkens bestaat voor 43% (zeugen) tot 69% (biggen) uit granen, waarvan tarwe en gerst de belangrijkste ingrediënten zijn (in termen van gewicht), en voor 13% tot 17% uit oliezaden, waarvan sojahuilen, koolzaadmeel en zonnebloemmeel de belangrijkste ingrediënten zijn. In de gangbare vleesvarkenshouderij bestaat een beperkt deel van het mengvoer uit co-producten van gemalen mais en tarwe (8%) en co-producten uit de suikerindustrie (2%). In de gangbare zeugenhouderij bedraagt het aandeel co-producten uit gemalen mais en tarwe, en co-producten uit de suikerindustrie aandeel respectievelijk 23% en 6%. Het voer van biologische biggen, zeugen en vleesvarkens bestaat grotendeels uit granen (40-45%), waarvan tarwe, gerst en rogge de belangrijkste ingrediënten zijn (in termen van gewicht). Oliezaden zijn eveneens een belangrijk bestanddeel van mengvoer, variërend van 21% (zeugen) tot 24% (biggen) van het totale gewicht van biologisch varkensvoer. Sojahuilen, koolzaadmeel en zonnebloemmeel zijn hierbij de belangrijkste ingrediënten. In de biologische varkenshouderij is het aandeel vochtrijke co-producten (2-3%) redelijk beperkt (zie Tabel 2.7). Voor vochtrijke co-producten zijn aardappelstoomschillen als uitgangspunt genomen. In de biologische varkenshouderij wordt ook ruwvoer gevoerd aan de varkens. Voor ruwvoer zijn hooi en grasbrokken aangenomen.

In de gangbare en biologische varkenshouderij worden losse grondstoffen (+/- 10% van totaal) toegevoegd door de veehouder (Nevedi, 2022). In deze studie is ervan uitgegaan dat de samenstelling van losse grondstoffen hetzelfde is als de samenstelling van het mengvoer. In gangbaar en biologisch mengvoer zitten

ook vitaminen en mineralen verwerkt. In Agri-footprint 6 zijn vochtrijke co-producten en vitaminen en mineralen niet apart geïnventariseerd. Daarom is de milieu-impact van het voer exclusief vitaminen en mineralen geëxtrapoleerd. Er is dus aangenomen dat de milieu-impact van vitaminen en mineralen per gram gelijk is aan de impact per gram van de gemiddelde voersamenstelling. Hierbij moet worden opgemerkt dat in termen van gewicht het aandeel vitaminen en mineralen in het varkensvoer beperkt is. Zo bedraagt dit 2,0% in gangbaar vleesvarkensvoer en 0,7% in biologisch vleesvarkensvoer.

Gegevens over het voerverbruik (in kg voer per varken) van biologische varkens zijn verkregen van de Vereniging Biologische Varkenshouders. De hoeveelheid voer (in kg voer per varken) van gangbare varkens is verkregen uit Blanken et al. (2021). Alleen voor de vervangende zeugen in het opfokstelsel ontbraken data over het voerverbruik in Blanken et al. (2021). Hiervoor is de hoeveelheid voer uit Agri-footprint 6 overgenomen.

Tabel 2.6 Samenstelling van gangbaar varkensvoer

Onderdeel	Ingrediënten	Aandeel in % van totaalgewicht		
		Biggen	Zeugen	Vleesvarkens
Mengvoer	Granen (tarwe, gerst, rogge, haver, triticale, mais)	69,0	42,5	61,0
	Co-producten uit gemalen mais en tarwe (tarwezetmeel, tarwegistconcentraat, tarwegries)	3,0	23,0	8,0
	Oliezaden (sojahullen, koolzaadmeel, zonnebloemmeel)	17,0	12,5	14,5
	Co-producten uit de suikerindustrie (bietenpulp, molasse)	2,0	6,0	2,0
	Dierlijke producten (vismeel en verwerkte dierlijke producten)	0	0,5	0,5
	Palm- en sojaolie	5,0	13,5	12,0
	Vochtrijke co-producten	Niet geïnventariseerd in Agri-footprint 6		
Vitaminen en mineralen (niet gemodelleerd)	4,0	2,0	2,0	

Tabel 2.7 Samenstelling van biologisch varkensvoer

Onderdeel	Ingrediënten	Aandeel in % van totaalgewicht		
		Biggen	Zeugen	Vleesvarkens
Mengvoer	Granen (tarwe, gerst, rogge)	40,3	41,6	44,6
	Co-producten uit gemalen mais en tarwe (tarwezetmeel, tarwegries)	14,0	12,5	13,8
	Oliezaden (sojahullen, koolzaadmeel, zonnebloemmeel)	24,2	21,3	21,8
	Co-producten uit de suikerindustrie (bietenpulp, molasse)	2,4	1,9	2,4
	Dierlijke producten (vismeel en verwerkte dierlijke producten)	1,9	1,9	2,2
	Palm- en sojaolie	2,4	2,3	0,0
	Erwten, lupine en bonen	9,7	8,3	9,5
	Vochtrijke co-producten	Aardappelstoomschillen	2,0	3,0
Vitaminen en mineralen (niet gemodelleerd)		1,9	2,2	0,7
Ruwvoer	Grasbrok, luzerne	1,0	5,0	2,5

Voor de herkomstlanden van de ingrediënten en de teeltdata (m.b.t. gewasopbrengst, mestgift en energieverbruik) van gangbaar varkensvoer is uitgegaan van de marktmix zoals weergegeven Agri-footprint 6 (Blonk et al., 2022). De herkomstlanden van de ingrediënten van biologisch varkensvoer zijn gebaseerd op expertkennis. Voor de teeltdata van biologische gewassen is Kool et al. (2010) geraadpleegd. Voor herkomstlanden waarvan teeltdata ontbrak is de data gebaseerd op landen met een vergelijkbare klimaatzone. Er is aangenomen dat biologische haver in Polen dezelfde teelt kent als biologische haver in

Duitsland. Voor gangbare soja is Brazilië als herkomstland gehanteerd. Een belangrijke milieu-impact is de transformatie van natuur naar bouwland (voor bijvoorbeeld sojateelt). Voor de teelt van soja is aangenomen dat de landtransformatie gelijkmatig over de afgelopen 20 jaar plaatsvond. Er is ook aangenomen dat biologische soja uit Oekraïne een 25% lagere opbrengst kent en 25% minder stikstof uit gewasresten uitstoot dan biologische soja uit Argentinië. Deze 25% is gebaseerd op het verschil in opbrengst tussen gangbare soja uit Argentinië en Oekraïne (Blonk et al., 2022). Hierbij is ook aangenomen dat 25% minder opbrengst leidt tot 25% minder gewasresten. In de studie van Kool et al. (2010) staan geen data van biologische koolzaadteelt in Frankrijk en biologische zonnebloemteelt. Voor beide gewassen is aangenomen dat de biologische teelt gelijk is aan de gangbare teelt. Gezien het beperkte aandeel van zonnebloemzaad en koolzaad in het voer en de beperkte milieu-impact is te verwachten dat deze aanname weinig invloed heeft op de totale milieu-impact. Er is verondersteld dat de teelt van biologische suikerbieten in Duitsland hetzelfde is als de teelt van biologische suikerbieten in Nederland. In de studie van Kool et al. (2010) staat geen data van biologische palmolieteelt. Hiervoor is aangenomen dat de biologische palmolieteelt gelijk is aan de gangbare teelt. Palmolie levert een aanzienlijke bijdrage aan de ontbossing van tropisch regenwoud in Maleisië en Indonesië (Meijaard et al., 2020). Deze ontbossing leidt tot afname van biodiversiteit en waterkwaliteit, en een toename van broeikasgasemissies (Meijaard et al., 2020). In de biologische productie worden geen eisen gesteld aan het voorkomen van ontbossing (CBS, 2018). Voor ruwvoer in de biologische varkenshouderij is uitgegaan van gangbare hoibalen uit Nederland. Gangbaar gras wordt geteeld met kunstmest en gewasbeschermingsmiddelen. Gezien het lage aandeel van ruwvoer in het totale voer en de relatief lage milieu-impact per kg ruwvoer is ervoor gekozen de data van gangbaar gras te gebruiken in het model.

Het watergebruik (indien irrigatie wordt toegepast) en kalktoepassing voor de gangbare en biologische teelt is gebaseerd op Agri-footprint 6 (Blonk et al., 2022). Voor het waterverbruik is aangenomen dat dit water onttrokken wordt uit grond- en oppervlaktewater. Voor biologische teelt zijn de gangbare data gebruikt omdat er geen specifieke data zijn van watergebruik en kalk in de biologische teelt. Aangenomen is dat er in de biologische teelt per hectare evenveel wordt geïrrigeerd en evenveel kalk wordt gebruikt als in de gangbare teelt, omdat de biologische wetgeving geen eisen kent op waterverbruik en kalkgebruik (Skal, 2022b). Ook data met betrekking tot de hoeveelheid benodigd startmateriaal (zaden, stekken, pootgoed), landtransformatie en emissies door veenoxidatie zijn overgenomen van de gangbare teelt uit Agri-footprint 6 (Blonk et al., 2022). Aangenomen is dat er in de biologische teelt per hectare evenveel startmateriaal nodig is en evenveel landtransformatie en veenoxidatie plaatsvindt als in de gangbare teelt.

Voor het bepalen van de emissies uit dierlijke mest is aangenomen dat de helft van de gebruikte (vloeibare en vaste) mest uit pluimveemest bestaat en de andere helft uit varkensmest. In hoofdstuk 3.5.1 is onderzocht wat de invloed van deze aanname op de resultaten is. De directe en indirecte lachgasemissies uit mest en gewasresten zijn berekend aan de hand van formules gepubliceerd in IPCC (2019b). De ammoniak- en nitraat-emissies zijn eveneens bepaald aan de hand van de emissiefactoren uit IPCC (2019b) en conversie op basis van molair gewicht. Emissies van stikstofmonoxide zijn berekend aan de hand van de formule gerapporteerd in EMEP/EEA (2016), waarin een emissiefactor van 0,04 kg stikstofmonoxide per kilogram ammoniak wordt gehanteerd. Fosforemissies zijn bepaald aan de hand van de fosfaatgehalten per ton mest die RVO (2021) rapporteert en de berekende hoeveelheid gebruikte mest van Kool et al. (2010), zie tabel 2.8. De omrekenfactor van fosfaat naar fosfor is 0,436. Een emissiefactor van 0,1 fosforemissie per kg fosfor in mest is gehanteerd om de fosforemissie te berekenen, gebaseerd op Agri-footprint 6 en ReCiPe 2016 (Blonk et al., 2022). De emissie van zware metalen uit dierlijke mest is niet berekend, omdat er relatief weinig zware metalen uit dierlijke mest vrijkomen vergeleken bij kunstmest. Ook in de uiteindelijk echte prijs krijgen de indicatoren gerelateerd aan toxiciteit per eenheid een relatief lage monetariseringsfactor toegekend (zie Tabel 2.12), waardoor wordt verwacht dat het weglaten van emissies van zware metalen uit dierlijke mest een zeer beperkte invloed heeft op de uiteindelijk echte prijs.

Tabel 2.8 Forfaitaire gehalten aan stikstof en fosfaat per ton mest

Dier	Type mest	kg N/ton mest	kg fosfaat/ton mest	RVO-omschrijving
Varken	Vast	8,1	8	vaste mest
	Vloeibaar	2,0	0,9	gier
Kip	Vast	27,4	23,6	Gemiddelde van diepfitstal kanalenstal; mestband; mestband + nadroog; geheel of gedeeltelijk strooisel (incl. volièrestal/scharrelstal)
	Vloeibaar	9,9	6,2	Drijfmest

Bron: RVO (2021).

Gegevens van het energie- en waterverbruik van de voerfabriek zijn verkregen van AgruniekRijnvallei. Deze gegevens zijn gebaseerd op het bruto-energie- en waterverbruik (dus inclusief kantine etc.) over het jaar 2021. Voor de verwerking van veevoer is aangenomen dat het energiegebruik voor de verwerking en het transport van de biologische gewassen per ton gewas evenveel energie kost als de verwerking van gangbare gewassen, omdat de biologische wetgeving geen eisen op energiegebruik en transport heeft. Bij de oliezaden is aangenomen dat er mechanisch geperst is, omdat er volgens de biologische wetgeving geen chemicaliën als hexaan in het persproces mogen worden ingezet (Voedingscentrum, 2022).

3.2.2 Transport

Voor de transportafstanden en het vervoersmiddel zijn de volgende aannames gedaan:

- De afstand voor het transporteren van dierlijke mest bedraagt 30 kilometer. Aangenomen is dat transport plaatsvindt met een 10-20 ton truck die 80% beladen is op de heenweg (30 km) en leeg retour over gelijke afstand (30 km). De mest wordt vervoerd door een vrachtwagen.
- Voor het transport van overige grondstoffen bedraagt de afstand 50 kilometer. De grondstoffen worden getransporteerd per vrachtwagen. Aangenomen is dat transport plaatsvindt met een 10-20 ton truck Euro 4, 80% beladen op heenweg (50 km), leeg retour over gelijke afstand (50 km).
- De afstand voor het transport van gewassen naar verwerkingslocatie bedraagt 100 kilometer. Deze gewassen worden vervoerd door een vrachtwagen. Aangenomen is dat transport plaatsvindt met een >20 t truck Euro 4, 50% beladen op heenweg (100 km), retour over gelijke afstand (100 km) met 20% van emissies van heenreis.
- De afstand voor transport van verwerkingslocatie naar voerfabriek is afhankelijk van het land waarin de gewassen worden geteeld. Voor bijvoorbeeld het transport van sojaschroot uit Oekraïne is aangenomen dat de gewassen deels per schip (6.480 kilometer) en deels per vrachtwagen (100 kilometer) worden getransporteerd:
 - Frankrijk: 1.000 km per truck >20 ton, Euro 4, 50%LF, retour over gelijke afstand (1.000 km) met 20% van emissies van heenreis.
 - Duitsland: 1.000 km per truck >20 ton, Euro 4, 50%LF, retour over gelijke afstand (1.000 km) met 20% van emissies van heenreis.
 - Polen: 1.200 km per truck >20 ton, Euro 4, 50%LF, retour over gelijke afstand (1.200 km) met 20% van emissies van heenreis.
 - Oekraïne: 3.500 NM (=6.480 km) per schip, 100 km per truck >20 ton, Euro 4, 50%LF, retour over gelijke afstand (100 km) met 20% van emissies van heenreis.
 - Roemenië: 2.000 km per truck >20 ton, Euro 4, 50%LF, retour over gelijke afstand (2.000 km) met 20% van emissies van heenreis.
- Voor zowel gangbaar als biologisch bedraagt het transport van veevoer van de veevoerfabriek naar de varkenshouderijen 100 kilometer. Het transport vindt plaats per truck. Aangenomen is dat transport plaatsvindt met een >20 ton truck Euro 4, 50% beladen op heenweg (100 km), retour over gelijke afstand (100 km) met 20% van emissies van heenreis.
- De verliezen tussen veevoerfabriek en boerderij zijn verwaarloosbaar. Als de vleesvarkens zijn afgemest, worden ze naar de slachterij gebracht. De transportafstand van zowel de gangbare als de biologische vleesvarkensbedrijven naar de slachterij bedraagt 100 kilometer. Aangenomen is dat transport plaatsvindt met een 10-20 ton truck Euro 4, 100% beladen op heenweg (100 km), retour over gelijke afstand (100 km) met 20% van emissies van heenreis.

3.2.3 Varkenshouderij

De varkenshouderij bestaat uit een opfokstelsysteem (zeugenhouderij, inclusief biggen) en een afmeststelsysteem (vleesvarkenshouderij). In deze analyse is ervan uitgegaan dat deze systemen op dezelfde locatie plaatsvinden. Er is dus aangenomen dat er geen transport is van het opfokstelsysteem naar het afmeststelsysteem. Aangezien de invloed van transport op emissies in de totale keten beperkt is (Kool et al., 2010), is de verwachting dat de echte prijs niet veel zal toenemen wanneer deze systemen op een andere locatie plaatsvinden.

Tabel 2.9 geeft een overzicht van de technische prestaties in de gangbare en biologische varkenshouderij. In de zeugenhouderij worden zeugen gedekt, biggen geboren en grootgebracht tot 25 kilogram (Blanken et al., 2021). In de gangbare zeugenhouderij worden er 30,2 gespeende biggen afgeleverd per gemiddeld aanwezige zeug (Blanken et al., 2021). In het biologische opfokstelsysteem worden 10-25% (gemiddeld 17,5%) minder biggen per zeug afgeleverd dan in het gangbare systeem vanwege de hogere speenleeftijd en daardoor lagere worpindex en de hogere uitval (Blanken et al., 2021). In de vleesvarkenshouderij worden de 25 kilogram zware biggen afgemest tot vleesvarkens van 125 kilogram (gangbaar) of 121 kilogram (biologisch) (Blanken et al., 2021; Vereniging Biologische Varkenshouders, 2022). In de gangbare en biologische vleesvarkenshouderij bedraagt de omzetsnelheid (aantal vleesvarkens/dierplaats/jaar) respectievelijk 3,15 en 2,88 (Kool et al., 2010; Blanken et al., 2021). In de gangbare varkenshouderij wordt geen stro gebruikt, terwijl in de biologische varkenshouderij de stalvloer wordt voorzien van stro. In de biologische zeugenhouderij wordt er 400 kilogram stro per gemiddeld aanwezige zeug gebruikt en in de biologische vleesvarkenshouderij 30 kilogram stro per gemiddeld aanwezig varken (Vereniging Biologische Varkenshouders, 2022). Aangenomen is dat er biologische tarwestro uit Frankrijk is gebruikt.

Tabel 2.9 Technische resultaten van gangbare en biologische varkenshouderij

	Eenheid	Gangbaar	Biologisch
Startgewicht gespeende big	kg	7	7
Eindgewicht gespeende big	kg	25	25
Afgeleverde biggen per gemiddeld aanwezige zeug	Aantal	30,2	24,9
Startgewicht vleesvarken	kg	25	25
Eindgewicht vleesvarken	kg	125	121
Omzetsnelheid per gemiddeld aanwezig vleesvarken	#	3,15	2,88
Voederconversie	g/g	2,53	2,64

Het energiegebruik (elektriciteit-, aardgas- en diesilverbruik) van de gangbare varkenshouderij is gebaseerd op data uit het bedrijveninformatienet (Wageningen Economic Research, 2022). Het waterverbruik is berekend aan de hand van de kosten die gerapporteerd worden in Blanken et al. (2021) en de gemiddelde kosten per m³ water, zoals gerapporteerd door Waternet (2021). Er zijn geen data van het energie- en waterverbruik van biologische zeugenbedrijven en vleesvarkensbedrijven beschikbaar. Aangenomen is dat het energie- en waterverbruik in de biologische varkenshouderij gelijk is aan die in de gangbare varkenshouderij. Mogelijk wijkt het energieverbruik van de biologische systemen wel af van dat van de gangbare systemen, omdat op de biologische zeugenhouderij een uitloop voor de varkens beschikbaar is, wat mogelijk invloed heeft op het energieverbruik per gemiddeld aanwezige zeug maar onbekend is hoeveel.

Tijdens de opslag van mest op het varkensbedrijf komen emissies vrij, waaronder ammoniak (NH₃), methaan (CH₄) en lachgas (N₂O). In de gangbare varkenshouderij wordt alleen drijfmest geproduceerd (Van Bruggen et al., 2021). Deze mest wordt meestal (81% van de totale mest) in de stal onder de roosters opgeslagen, waarvan 80-85% is opgeslagen in een emissiearme stal (bijvoorbeeld luchtwassers of mestkelderaanpassing) (Van Bruggen et al., 2021). In de overige gevallen (19% van totale mest) wordt de mest buiten de stal in een silo opgeslagen. Daar is de emissie ook beperkt door een verplichte afdekking. Op basis van Blonk et al. (2022) en Gollenbeek et al. (2021) is aangenomen dat de gemiddelde opslagduur van de mest 135 dagen is.

In de biologische varkenshouderij hebben varkens een binnenruimte en een uitloop. Op de biologische bedrijven wordt stro gebruikt op de vloer van de binnenruimtes. De urine vloeit af door gaatjes in de vloer en

wordt apart opgevangen in een opslag, terwijl de stromest, een mix van stro en vaste mest (keutels) als 'solid manure' wordt opgeslagen (Hoste, 2022). Varkens mesten vooral in de uitloop (Plomp en Migchels, 2021). Data over de verhouding tussen beide zijn niet beschikbaar. Geschat wordt dat circa 15% van de geproduceerde mest binnen wordt geproduceerd en als vaste mest voor maximaal 1 jaar buiten overdekt wordt opgeslagen. De overige 85% van de mest wordt in de buitenruimte geproduceerd en als drijfmest die langer dan een maand wordt opgeslagen onder de roosters en in silo's buiten (Kool et al., 2010). Op basis van de eisen van Skal (2022a) is voor de verharde uitloop van biologische varkens aangenomen dat het oppervlak voor minimaal 50% bestaat uit een dichte vloer en voor de overige 50% uit een roostervloer. Er komt een beetje mest van biologische dragende zeugen in het weiland, maar dat aandeel is verwaarloosbaar in de totale mestproductie (Hoste, 2022).

De lachgasemissies (N₂O) van varkens is berekend op basis van de stikstofexcretie. De stikstofexcretie van gangbare vleesvarkens en zeugen is gebaseerd op Van Bruggen et al. (2021). De stikstofexcretie van gangbare biggen is gebaseerd op IPCC (2019b). De stikstofexcretie in de biologische varkenshouderij is gebaseerd op Plomp and Migchels (2021). De stikstofexcretie van biologische vleesvarkens is 130% van de excretie van gangbare vleesvarkens en van biologische zeugen 140% (Plomp en Migchels, 2021). Dit verschil komt door de voersamenstelling en doordat biologische varkens actiever zijn. Voor biologische biggen worden geen data gepubliceerd. Er is aangenomen dat de stikstofexcretie voor biggen ook 140% is ten opzichte van gangbare biggen. De ammoniakemissies tijdens opslag van mest op het bedrijf zijn berekend aan de hand van IPCC (2019b). Stikstofmonoxide emissies zijn berekend aan de hand van de methode van EMEP/EEA (2016) waarin een emissiefactor van 0,04 kg stikstofmonoxide per kg ammoniak wordt gehanteerd. De overige directe emissies (fijnstof, overige zwevende deeltjes en niet-methaan vluchtige organische stoffen) zijn bepaald op basis van EMEP/EEA (2019). EMEP/EEA (2019) maakt geen verschil tussen gangbare en biologische systemen. Deze emissies (per gemiddeld aanwezig dier per jaar) zijn gelijk verondersteld voor zowel de gangbare als de biologische systemen.

Door enterische fermentatie van de vleesvarkens, zeugen en biggen komt het broeikasgas methaan (CH₄) vrij. Er is voor zowel het gangbare als het biologische systeem uitgegaan van 1,5 kg CH₄-emissie door enterische fermentatie per gemiddeld aanwezig varken (IPCC, 2019b). In werkelijkheid zal de emissie door enterische fermentatie afwijken van dit gemiddelde, omdat de emissie door enterische fermentatie afhankelijk is van de voersamenstelling. Enterische fermentatie bij varkens heeft echter een beperkte bijdrage aan de totale broeikasgasemissies van varkensvlees (Kool et al., 2010). Daarom is ervoor gekozen waardes uit de IPCC (2019b) aan te houden. Voor de biggen en zeugen is de enterische fermentatie naar rato van voerinnname (verkregen uit Blanken et al. (2021)) geëxtrapoleerd. De emissies van methaan en lachgas zijn berekend aan de hand van IPCC (2019b). De emissiefactoren voor methaan zijn gebaseerd op een koel, gematigd vochtig klimaat aangezien het grootste deel van Nederland in deze klimaatzone valt (Joint Research Centre, 2022).

3.2.4 Slacht

Het energiegebruik (elektriciteit- en aardgasverbruik) en waterverbruik van de slachterij is gebaseerd op data uit Agri-footprint 6. Deze data staan weergegeven in Tabel 2.10. Aangenomen is dat het energie- en waterverbruik per kilogram levend gewicht voor de gangbare en biologische keten gelijk zijn.

Tabel 2.10 Energie- en waterverbruik in slachterij

	Hoeveelheid	Eenheid	Bron
Elektriciteitsgebruik	0,38	MJ/kg levend gewicht	Blonk et al. (2022)
Aardgasverbruik	0,24	MJ/kg levend gewicht	Blonk et al. (2022)
Waterverbruik	2,47	Liter/kg levend gewicht	Blonk et al. (2022)

3.3 Levenscyclusanalyse en software

De LCA is uitgevoerd aan de hand van de LCA-methode ReCiPe 2016 midpoint (Huijbregts et al., 2016). De analyse is uitgevoerd in het programma SimaPro versie 9.4 (Oele et al., 2022).

3.4 Resultaten indicatoren

In Tabel 2.11 staan de waarden weergegeven per indicator. De waarden van de milieu-indicatoren (met uitzondering van landtransformatie) zijn op basis van de LCA. De dierenwelzijnsscore is gebaseerd op Vissers en Woltjer (2022) en geeft het dierenwelzijnsniveau van de gangbare en biologische vleesvarkenshouderij weer. Het welzijn van biggen en zeugen is buiten beschouwing gelaten omdat data hiervoor ontbrak.

Uit de resultaten komt naar voren dat de klimaatimpact van gangbaar en biologisch varkensvlees vergelijkbaar is. Ongeveer de helft van de klimaatimpact van varkensvlees wordt veroorzaakt door de productie van veevoer. Hierbij moet worden opgemerkt dat de resultaten maar een beperkt beeld geven aangezien voor verschillende gewassen aangenomen is dat de gangbare en biologische teelt hetzelfde is. Biologische varkens hebben een hogere voederconversie en een lagere vleesopbrengst wat ongunstig is voor de klimaatimpact per kilogram vlees. Bij gangbaar vlees wordt de meeste klimaatimpact door de voerproductie veroorzaakt, waarbij de ingrediënten soja (met name door broeikasgasemissies die vrijkomen bij de omzetting van natuur naar sojaplantages in Brazilië), gerst, tarwe en palmolie het grootste deel van deze impact bepalen.

De waarden van (eco)toxiciteit gerelateerde impactcategorieën zijn zeer onzeker vanwege een lagere datakwaliteit met betrekking tot het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen. Resultaten van de LCA geven daarom een beperkt beeld. Uit de resultaten blijkt dat de productie van biologisch varkensvlees een kleinere impact heeft op 'humane toxiciteit – niet kankerverwekkende stoffen' en 'ecotoxiciteit' dan de productie van gangbaar varkensvlees. Dit is het gevolg van de biologische wetgeving die gebruik van synthetische gewasbeschermingsmiddelen en kunstmest verbiedt.

Gangbaar varkensvlees scoort gunstiger op het vlak van fijnstofemissies dan biologisch varkensvlees. Het grootste deel van de fijnstofemissies komt vrij uit de varkensstallen, waar de meeste emissies vrijkomen vanuit de mest. Het aandeel van brandstofverbruik door machines en transport in de totale fijnstofemissies is relatief beperkt.

In zowel de gangbare als de biologische keten wordt het landgebruik bijna volledig (meer dan 97%) bepaald door landbouwgrond voor het verbouwen van de voeringrediënten. In de biologische keten wordt er naast landbouwgrond voor voer ook landbouwgrond voor stro in de stallen gebruikt (circa 2,4%). Het landgebruik van de varkensbedrijven zelf betreft minder dan 1%. De resultaten laten zien dat de landbezetting voor gangbaar varkensvlees lager is dan voor biologisch varkensvlees, wat veroorzaakt wordt door de lagere teeltopbrengsten in de biologische sector. Biologisch varkensvlees scoort beter op landtransformatie aangezien de gewassen minder intensief geteeld worden.

Biologisch varkensvlees heeft een hogere impact op verzuring dan gangbaar varkensvlees. Verzuring wordt met name veroorzaakt door stikstofdepositie als gevolg van ammoniakemissie uit dierlijke mest. De mestopslag op de biologische varkensbedrijven heeft een hogere ammoniakemissie en derhalve een hogere stikstofdepositie en hogere impact op verzuring dan de mestopslag op de gangbare varkensbedrijven. Mestopslag bepaalt ruim de helft van de waarde voor verzuring in de keten van varkensvlees. Veertig tot vijftig procent van de verzuring wordt veroorzaakt tijdens de productie van veevoer. Naast de toepassing van dierlijke mest op het land draagt ook de productie en het gebruik van kunstmest en diesel tijdens teelt en transport bij aan stikstofdepositie en dus verzuring.

Tabel 2.11 Overzicht van de waardes per indicator voor gangbaar en biologisch varkensvlees

Impactcategorie	Indicator	Eenheid	Gangbaar	Biologisch
Bijdrage aan klimaatverandering	Opwarming van de aarde	kg CO ₂ eq./kg varkensvlees af slachterij a)	5,80	5,60
Luchtvervuiling	Humane toxiciteit - kankerverwekkende stoffen	kg 1,4-DCB/kg varkensvlees af slachterij a)	0,05	0,06
	Humane toxiciteit - niet kankerverwekkende stoffen	kg 1,4-DCB/kg varkensvlees af slachterij a)	7,54	1,07
	Vorming van fijnstof	kg PM2.5 eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,03	0,05
	Smogvorming (fotochemische oxidantvorming)	kg NOx eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,01	0,02
	Verzuring	kg SO ₂ eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,04	0,07
	Radiatie, ioniserende straling	kBq Co-60 eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,06	0,11
	Aantasting van de ozonlaag	kg CFC11 eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,00003	0,00004
Watervervuiling	Zoetwater ecotoxiciteit	kg 1,4-DCB/kg varkensvlees af slachterij a)	0,36	0,07
	Zoutwater ecotoxiciteit	kg 1,4-DCB/kg varkensvlees af slachterij a)	0,13	0,07
	Vermesting zoetwater	kg P eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,0017	0,0026
	Vermesting zoutwater	kg N eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,0060	0,0071
Bodemvervuiling	Terrestrische ecotoxiciteit	kg 1,4-DCB/kg varkensvlees af slachterij a)	7,82	4,62
	Fotochemische smogvorming – terrestrische ecosystemen	kg NOx eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,02	0,02
Landgebruik	Landbezetting	m ² a crop eq./kg varkensvlees af slachterij b)	6,71	9,27
	Landtransformatie	MSA*ha/kg varkensvlees af slachterij b)	0,16	0,04
Uitputting fossiele bronnen	Verbruik van minerale bronnen	kg Cu eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,004	0,003
Uitputting overige niet hernieuwbare bronnen	Verbruik fossiele brandstoffen	kg olie eq./kg varkensvlees af slachterij a)	0,52	0,66
Waterschaarste	Waterverbruik	m ³ /kg varkensvlees af slachterij c)	0,033	0,028
Dierenwelzijnsproblemen	Dierenwelzijn	Welfare Quality Index score d)	212,9	240,4

a) Huijbregts et al. (2016); b) Galgani et al. (2021e); c) Galgani et al. (2021g); d) Vissers en Woltjer (2022).

3.5 Gevoeligheidsanalyse

3.5.1 Bemesting

In de analyse van biologisch varkensvlees is aangenomen is dat 50% van de (vloeibare en vaste) mest die gebruikt wordt bij de teelt van de voergewassen bestaat uit kippenmest en de overige 50% uit varkensmest. De verschillende mestsoorten kennen echter grote verschillen in de hoeveelheid stikstof per ton mest: zo is er een factor veertien verschil in kilogram stikstof per ton mest tussen vloeibare varkensmest en vaste kippenmest. Daarom is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd waarin twee verschillende uitgangspunten zijn gehanteerd, namelijk een scenario met een hoog stikstofgehalte en een scenario met een laag stikstofgehalte. Het hoogstikstofgehaltescenario bevat vaste en vloeibare mest voor de meest gebruikte voeringrediënten (tarwe en gerst) die volledig afkomstig is van kippen. Het laagstikstofgehaltescenario bevat vaste en vloeibare mest voor de teelt van tarwe en gerst die volledig afkomstig is van varkens.

In Bijlage 3 staan de resultaten van de gevoeligheidsanalyse grafisch weergegeven. Uit de resultaten blijkt dat het effect van type bemesting op de waarden voor de milieu-impactcategorieën van biologisch varkensvlees beperkt is (-7 tot +2%). De verschillen in de waarden voor deze categorieën zijn aanzienlijk groter tussen biologisch en gangbaar varkensvlees (variërend van -86% tot + 84%). In het laag stikstofgehalte scenario zijn de scores van de milieu-indicatoren 0 tot 2% hoger ten opzichte van het basisscenario. De grootste verschillen zitten in ozonformatie, terrestriale ecotoxiciteit, opwarming van de aarde en uitputting van fossiele grondstoffen. De oorzaak van de verschillen ligt in de emissies door mesttransport. In het scenario met een laag/hog stikstofgehalte in de mest is er meer/minder mest nodig om aan de stikstofbehoefte van de gewassen te voldoen. Er zal dus meer/minder mest getransporteerd hoeven worden, wat zorgt voor een hogere/lagere milieu-impact.

3.5.2 Allocatiefactor

In de levenscyclusanalyse is economische allocatie toegepast om de milieu-impact van het geslachte varken te verdelen over vleesproducten en co-producten. Aangezien biologisch varkensvlees een hogere economische waarde heeft dan gangbaar varkensvlees wordt er in de analyse van biologisch vlees een groter deel van de milieu-impact aan het vlees toegekend dan in de gangbare keten (95,8% biologisch ten opzichte van 94,2% gangbaar). In de gevoeligheidsanalyse is onderzocht welke invloed het onderscheid in economische allocatie tussen gangbaar en biologisch varkensvlees heeft op de resultaten door voor biologisch vlees uit te gaan van dezelfde allocatiefactor (94,2%) als voor gangbaar varkensvlees. Door het toepassen van deze allocatiefactor vallen de scores van de milieu-indicatoren 0 tot 1,7% lager uit ten opzichte van het basisscenario. Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dus dat de lagere allocatiefactor maar een beperkte invloed heeft op de milieu-impact van biologisch varkensvlees. Daardoor heeft de keuze voor de economische allocatiefactoren geen invloed op de conclusies van de studie.

3.5.3 Herkomstland biologische soja

In deze studie is aangenomen dat de biologische soja afkomstig is uit Oekraïne. De samenstelling van varkensvoer en de herkomstlanden van de ingrediënten kan in de praktijk snel veranderen, bijvoorbeeld door prijsveranderingen of geopolitieke ontwikkelingen. In deze gevoeligheidsanalyse is onderzocht wat de invloed van het herkomstland van biologische soja is op de milieu-impact van biologisch varkensvlees. Op basis van expertkennis zijn India en China gekozen als herkomstlanden van biologische soja. Hierbij moet worden opgemerkt dat voor deze analyse aannames gemaakt zijn omdat teeltdata van biologische soja uit deze landen ontbreekt. Zo is voor alle landen aangenomen dat er in de biologische sojateelt 25% minder opbrengst per hectare gerealiseerd wordt ten opzichte van gangbare sojateelt. Dit verschil in opbrengst was ook aangenomen voor biologische soja uit Oekraïne (zie 3.2.1). Aangezien gewasbeschermingsmiddelen niet worden toegepast in de biologische teelt zijn deze middelen buiten beschouwing gelaten. Data met betrekking tot watergebruik, energiegebruik en landtransformatie zijn gelijk verondersteld met de gangbare teelt. Uit de resultaten (zie Bijlage 3) komt naar voren dat varkensvoer met biologische soja uit Oekraïne een lagere milieu-impact heeft dan varkensvoer met biologische soja afkomstig uit China en India (zie Bijlage 3). Zo laten de resultaten zien dat de broeikasgasemissies van varkensvoer met biologische soja uit Oekraïne lager zijn dan varkensvoer met biologische soja uit China (-3,4%) en India (-14,2%). De verschillen kunnen verklaard worden door de langere transportafstanden en de transformatie van natuur naar sojaplantages in India. Varkensvoer met biologische soja uit India kent eveneens een hoger landgebruik dan varkensvoer met biologische soja uit Oekraïne (+28,5%) vanwege lagere teeltopbrengsten. Biologische soja uit China heeft een grotere impact op waterverbruik vergeleken met Oekraïne en India doordat er meer irrigatie wordt toegepast. Wat betreft fijnstofemissies zijn de verschillen tussen de landen beperkt. De fijnstofemissies van varkensvoer met biologische soja afkomstig uit China en India zijn 2,2% hoger in vergelijking met varkensvoer met biologische soja uit Oekraïne.

4 Berekening - monetariseren van impactcategorieën

4.1 Referentieprij

Voor de echte-prijsberekening is de referentieprij gebaseerd op de studie van Van Galen et al. (2021).

Zij berekenden een gemiddelde supermarktprijs van gangbaar en biologisch varkensvlees voor de periode 2017-2019 van respectievelijk 6,59 euro en 10,45 euro per kilogram.

4.2 Monetariseringsfactoren

Monetariseringsfactoren kunnen landelijk of mondiaal zijn, afhankelijk van de impact van de indicator op mens of milieu. Zo hebben broeikasgasemissies op een specifieke locatie een mondiale impact, terwijl fijnstofemissies voornamelijk een lokale impact hebben. In de PPS 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten' zijn monetariseringsfactoren ontwikkeld voor Nederland en op mondiaal niveau. De Nederlandse varkensketen is internationaal georiënteerd aangezien de grondstoffen van verschillende werelddelen en landen afkomstig zijn (zie hoofdstuk 3.2) en de producten worden geëxporteerd naar verschillende delen van de wereld. De emissies vinden daarom plaats in verschillende landen. Daarom is besloten om mondiale monetariseringsfactoren te hanteren in deze studie. Dit betekent dat er voor de monetariseringsfactoren geen onderscheid is gemaakt waar de emissies plaatsvinden.

Tabel 2.12 geeft een overzicht van de monetariseringsfactoren die zijn gehanteerd in deze studie. Deze factoren zijn verkregen uit de modules die zijn ontwikkeld in de PPS 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten'.⁵ Verschillende principes kunnen gehanteerd worden voor het vaststellen van de monetariseringsfactoren, zoals het principe van schadekosten, herstellkosten of preventiekosten (Galgani et al., 2021c). In de modules⁵ staat het waarderingsprincipe per indicator beschreven. Voor bepalen van dit principe zijn de criteria van Galgani et al. (2021c) toegepast in de modules. De indicatoren gerelateerd aan vervuiling (met uitzondering van verzuring) zijn gebaseerd op het principe van schadekosten. Dit principe houdt in dat de kosten gebaseerd zijn op de economische schade die de indicator (bijvoorbeeld een kg-uitstoot van fijnstof) toebrengt aan ecosystemen en/of menselijke gezondheid. Voor de indicator opwarming van de aarde is het uitgangspunt preventiekosten gehanteerd (Galgani et al., 2021d). Preventiekosten zijn gebaseerd op de marginale kosten die gemaakt moeten worden om bepaalde (milieu)doelstellingen te halen. Voor deze indicator is het principe preventiekosten gehanteerd omdat de schade van broeikasgasemissies op ecosystemen en menselijke gezondheid zeer onzeker zijn (Galgani et al., 2021d). Voor dierenwelzijn is het principe preventiekosten gehanteerd omdat dieren de benadeelde partij zijn en schade aan dieren niet gecompenseerd kan worden. Bovendien kan de schade aan dieren niet hersteld worden. Voor dierenwelzijn weerspiegelen preventiekosten de kosten om het welzijn van varkens te verhogen tot een niveau waar welzijnsproblemen geminimaliseerd zijn (Vissers en Woltjer, 2022). Een gedetailleerdere beschrijving van de waarderingsprincipes staat beschreven in de modules (zie bronverwijzing in Tabel 2.12).

⁵ Alle modules ontwikkeld in de PPS 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten' zijn beschikbaar op: <https://www.wur.nl/nl/project/echte-en-eerlijke-prijs-voor-duurzame-producten.htm>

Tabel 2.12 Overzicht van de monetariseringsfactoren per indicator (prijspeil 2020)

Impactcategorie	Indicator	Monetariseringsfactor		Waarderings-principe	Bron
		Waarde	Eenheid		
Bijdrage aan klimaatverandering	Opwarming van de aarde	0,152	Euro/kg CO ₂ eq.	Preventiekosten	Galgani et al. (2021d)
Luchtvervuiling	Humane toxiciteit – kankerverwekkende stoffen	0,023 a)	Euro/kg 1,4-DCB eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
	Humane toxiciteit – niet kankerverwekkende stoffen	0,094 ¹	Euro/kg 1,4-DCB eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
	Vorming van fijnstof	64,82	Euro/kg PM _{2,5} eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
	Smogvorming (fotochemische oxidantvorming)	2,94	Euro/kg NO _x -eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
	Verzuring	4,68	Euro/kg SO ₂ eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
	Radiatie, ioniserende straling	0,00088	Euro/kBq Co-60 eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
	Aantasting van de ozonlaag	56,21	Euro/kg CFC11-eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
Watervervuiling	Zoetwater ecotoxiciteit	0,040	Euro/kg 1,4-DCB eq. uitgestoten naar zoetwater	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
	Zoutwater ecotoxiciteit	0,0018	Euro/kg 1,4-DCB eq. uitgestoten naar zeewater	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
	Zoetwater vermesting	203	Euro/kg P-eq. naar zoetwater	Herstelkosten	Galgani et al. (2021h)
	Zoutwater vermesting	14,07	Euro/kg N-eq. naar zoutwater	Herstelkosten	Galgani et al. (2021h)
Bodemvervuiling	Terrestrische ecotoxiciteit	0,00025	Euro/kg 1,4-DCB eq. uitgestoten naar bodem	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
	Fotochemische ozon creatie – terrestrische ecosystemen	2,85	Euro/kg NO _x eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021h)
Landgebruik	Landbezetting	0,1962 b)	Euro/m ² a	Schadekosten	Galgani et al. (2021e); Huijbregts et al. (2016)
	Landtransformatie	3.595 (tropisch regenwoud) 2.491 (overig bos) 271 (grasland) 1.032 (struikgewas) 34.392 (wetland in binnenland) 3.001 (wetland aan kust)	Euro/MSA*ha*jaar	Herstelkosten	Galgani et al. (2021e)
Uitputting fossiele bronnen	Verbruik fossiele brandstoffen	0,446	Euro/kg olie eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021b)
Uitputting overige niet hernieuwbare bronnen	Verbruik van minerale bronnen	0,225	Euro/kg koper eq.	Schadekosten	Galgani et al. (2021b)
Waterschaarste	Waterverbruik	1,29	Euro/m ³	Herstelkosten	Galgani et al. (2021g)

Impactcategorie	Indicator	Monetariseringsfactor		Waarderings-principe	Bron
		Waarde	Eenheid		
Aantasting van de bodem	Bodemerosie: water- en winderosie	0,0214 (water)	Euro/kg bodem	Schadekosten	Galgani et al. (2021f)
		0,0273 (wind)	verlies		
	Bodem organisch koolstofverlies	0,03	Euro/kg bodem organisch koolstofverlies	Schadekosten	Galgani et al. (2021f)
		Bodemverdichting	0,5518	Euro/ton-kilometer	Schadekosten
Dierenwelzijnsproblemen	Dierenwelzijnsscore	0,0086-0,0099	Euro/eenheid dierenwelzijn/kg levend gewicht	Preventiekosten	Vissers and Woltjer (2022)

a) De monetariseringsfactor voor humane toxiciteit is gebaseerd op een 'disability adjusted life year' (DALY) van 103,048 euro en de midpoint naar endpoint omrekenfactoren voor humane toxiciteit zoals vermeld in ReCiPe 2016 (Huijbregts et al., 2016); b) De monetariseringsfactor voor landbezetting is gebaseerd op de economische waarde van terrestrische biodiversiteit en de midpoint naar endpoint omrekenfactor voor landgebruik zoals vermeld in ReCiPe 2016 (Huijbregts et al., 2016).

4.3 Waarderen van de impactcategorieën

Op basis van de monetariseringsfactoren worden de verborgen kosten van een indicator (bijvoorbeeld opwarming van de aarde) bepaald. Deze verborgen kosten weerspiegelen de maatschappelijke kosten die gerelateerd zijn aan de impactcategorie (Galgani et al., 2021a). Vergelijking (1) laat zien dat de verborgen kosten van een indicator berekend kan worden door de indicator te vermenigvuldigen met de monetariseringsfactor (Galgani et al., 2021a).

$$\text{Verborgene kosten van indicator} = \text{indicator} \times \text{monetariseringsfactor indicator} \quad (1)$$

Sommige impactcategorieën bevatten meerdere indicatoren. Zo bestaat de impactcategorie 'luchtvervuiling' onder andere uit vorming van fijnstof, verzuring en smogvorming (zie Tabel 2.12). De verborgen kosten van deze impact worden bepaald door de verborgen kosten van iedere indicator bij elkaar op te tellen (zie vergelijking (2)).

$$\text{Verborgene kosten impactcategorie} = \sum_{\text{indicatoren in impact}} \text{verborgene kosten indicator} \quad (2)$$

4.4 Integreeren van de impacts

Op basis van de verborgen kosten van de impactcategorieën wordt de echte-prijs-gap van een product berekend. De echte-prijs-gap is de som van de verborgen kosten van de impactcategorieën (zie vergelijking (3)). Vervolgens kan de echte prijs worden berekend door de echte-prijs-gap op te tellen bij de referentieprijs (vergelijking (4)).

$$\text{Echte prijs gap} = \sum_{\text{impacts}} \text{Verborgene kosten impactcategorie} \quad (3)$$

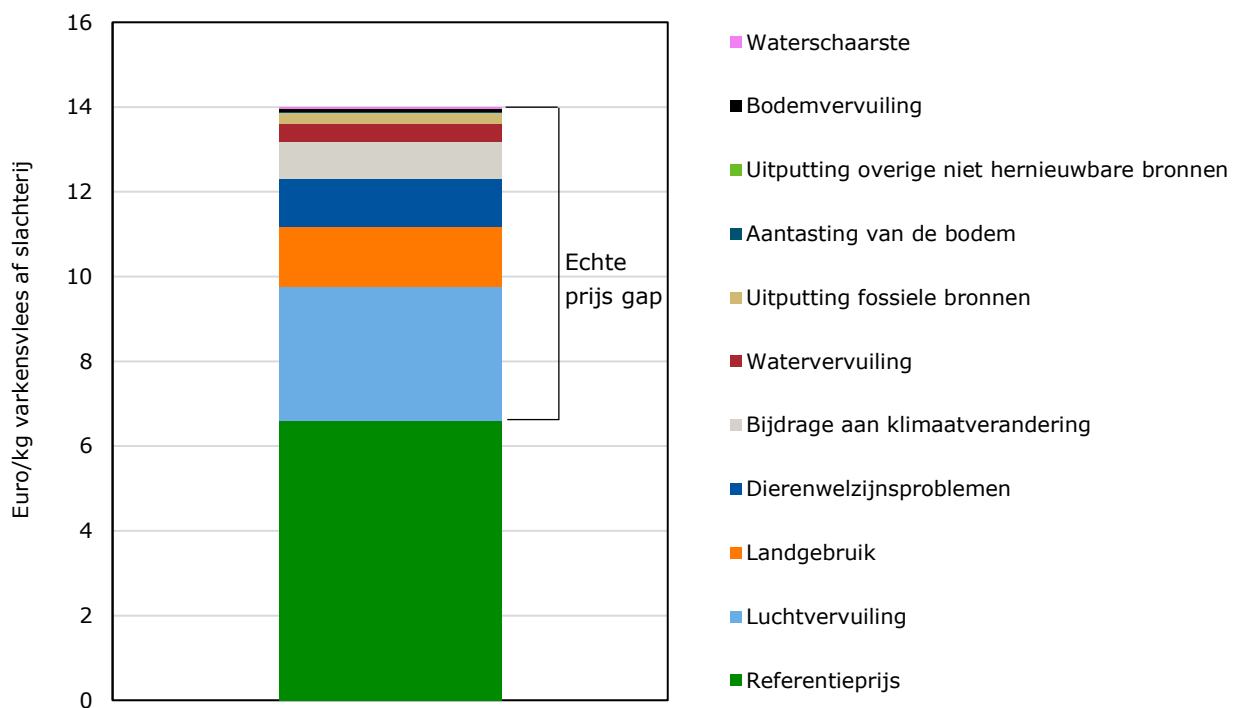
$$\text{Echte prijs} = \text{referentieprijs} + \text{echte prijs gap} \quad (4)$$

5 Echte prijs

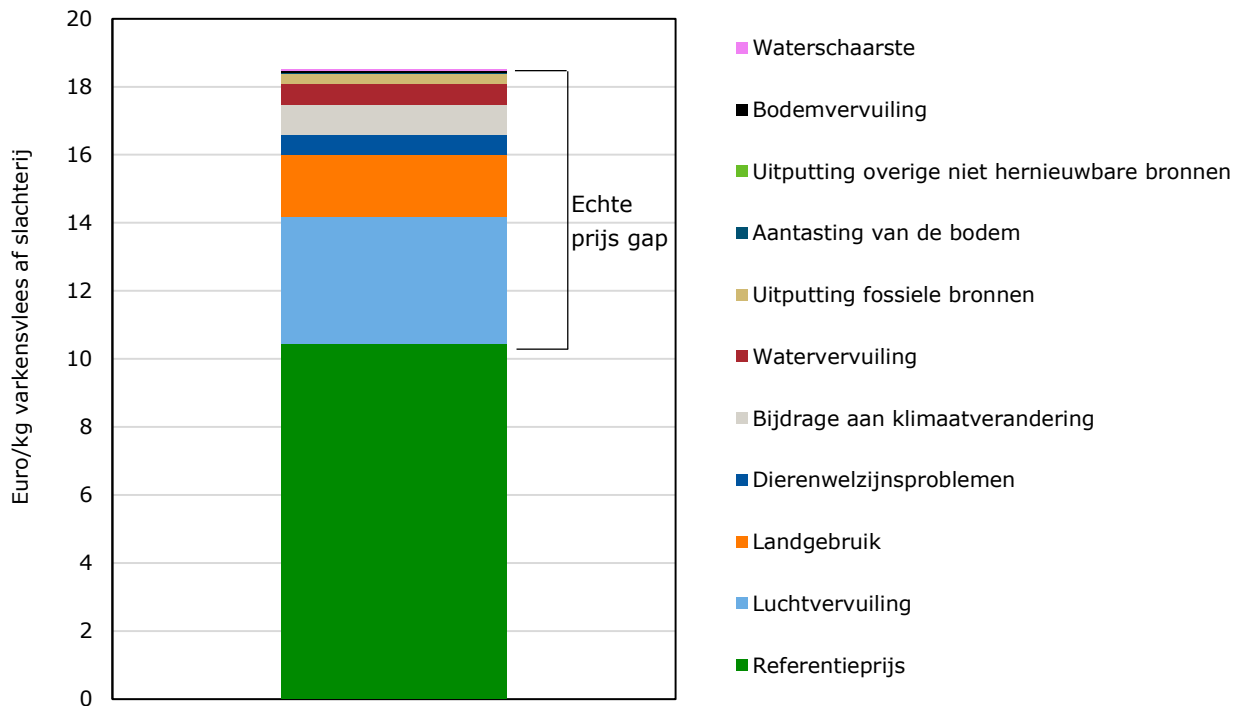
5.1 Resultaten

Opbouw echte prijs

Figuur 5.1 en Figuur 5.2 laten de opbouw van de echte prijs zien. De verborgen kosten per impactcategorie zijn weergegeven in Bijlage 2. Voor gangbaar varkensvlees bedraagt de echte-prijs-gap ongeveer 110% van de referentieprijs, terwijl dit voor biologisch varkensvlees ongeveer 70% bedraagt. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit niet alle verborgen kosten van de keten zijn, aangezien de keten is afgebakend tot en met de slacht. De verborgen kosten van verwerking, verpakking, distributie en consumptie zijn dus buiten beschouwing gelaten. Voor zowel gangbaar als biologisch varkensvlees bestaat de echte-prijs-gap voor het grootste deel (+/- 50% van echte-prijs-gap) uit kosten die gerelateerd zijn aan luchtvervuiling. Na luchtvervuiling draagt landgebruik het meeste bij aan de echte-prijs-gap van gangbaar en biologisch varkensvlees. De kosten voor landgebruik zijn hoger voor biologisch varkensvlees dan voor gangbaar varkensvlees (1,82 euro/kg ten opzichte van 1,42 euro/kg varkensvlees af slachterij). Voor gangbaar varkensvlees heeft de impactcategorie dierenwelzijnsproblemen na luchtvervuiling en landgebruik de grootste bijdrage aan de echte-prijs-gap. De verborgen kosten voor dierenwelzijnsproblemen zijn lager voor biologisch varkensvlees dan voor gangbaar varkensvlees (0,62 euro/kg ten opzichte van 1,12 euro/kg varkensvlees af slachterij). Voor biologisch varkensvlees draagt klimaatverandering na luchtvervuiling landgebruik het meeste bij aan de echte-prijs-gap. Voor gangbaar en biologisch varkensvlees zijn de kosten gerelateerd aan klimaatverandering in dezelfde ordegrrootte: 0,85 (biologisch) tot 0,88 (gangbaar) euro per kilogram varkensvlees af slachterij. Voor zowel gangbaar als biologisch varkensvlees zijn de verborgen kosten gerelateerd aan waterschaarste, uitputting van fossiele bronnen en uitputting van overige niet-hernieuwbare bronnen beperkt.



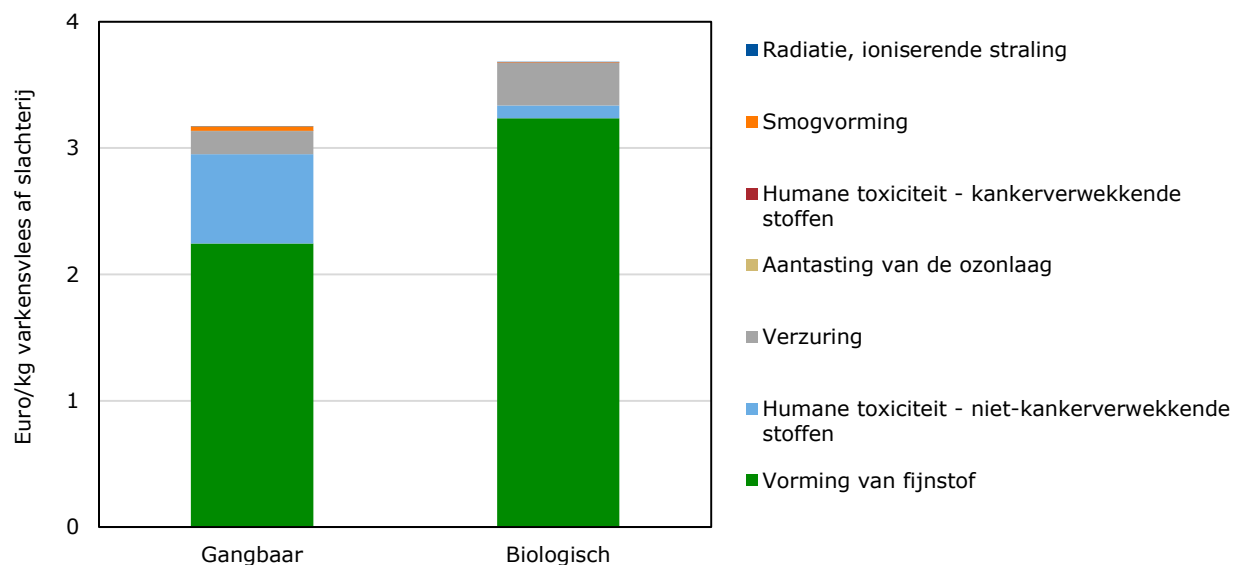
Figuur 5.1 Opbouw van de echte prijs van gangbaar varkensvlees: winkelprijs plus echte-prijs-gap



Figuur 5.2 Opbouw van de echte prijs van biologisch varkensvlees: winkelprijs plus echte-prijs-gap

Luchtvervuiling

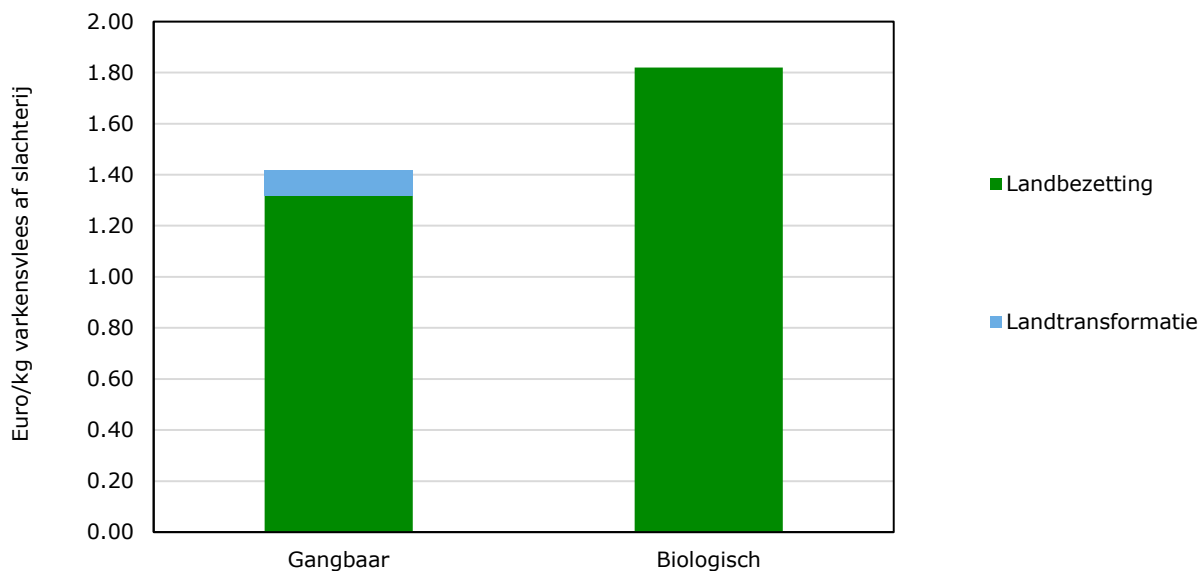
Figuur 5.3 geeft een opbouw van de luchtvervuilingskosten voor gangbaar en biologisch varkensvlees. Voor zowel gangbaar als biologisch varkensvlees dragen fijnstofemissies veruit het meeste bij aan de luchtvervuilingskosten, variërend van 71% (gangbaar) tot 88% (biologisch). Dit verschil komt voornamelijk door de lagere vleesopbrengst in de biologische varkenshouderij. De kosten gerelateerd aan humane toxiciteit door niet kankerverwekkende stoffen zijn lager voor biologisch varkensvlees (0,10 euro/kg varkensvlees af slachterij) dan voor gangbaar varkensvlees (0,71 euro/kg varkensvlees af slachterij), omdat er geen synthetische gewasbeschermingsmiddelen en kunstmest worden toegepast in de biologische teelt. De kosten gerelateerd aan verzuring zijn voor biologisch varkensvlees 0,16 euro/kg varkensvlees af slachterij hoger ten opzichte van gangbaar varkensvlees, omdat er meer dierlijke mest wordt toegepast in de biologische varkenshouderij.



Figuur 5.3 Opbouw van de verborgen kosten voor luchtvervuiling van gangbaar en biologisch varkensvlees

Landgebruik

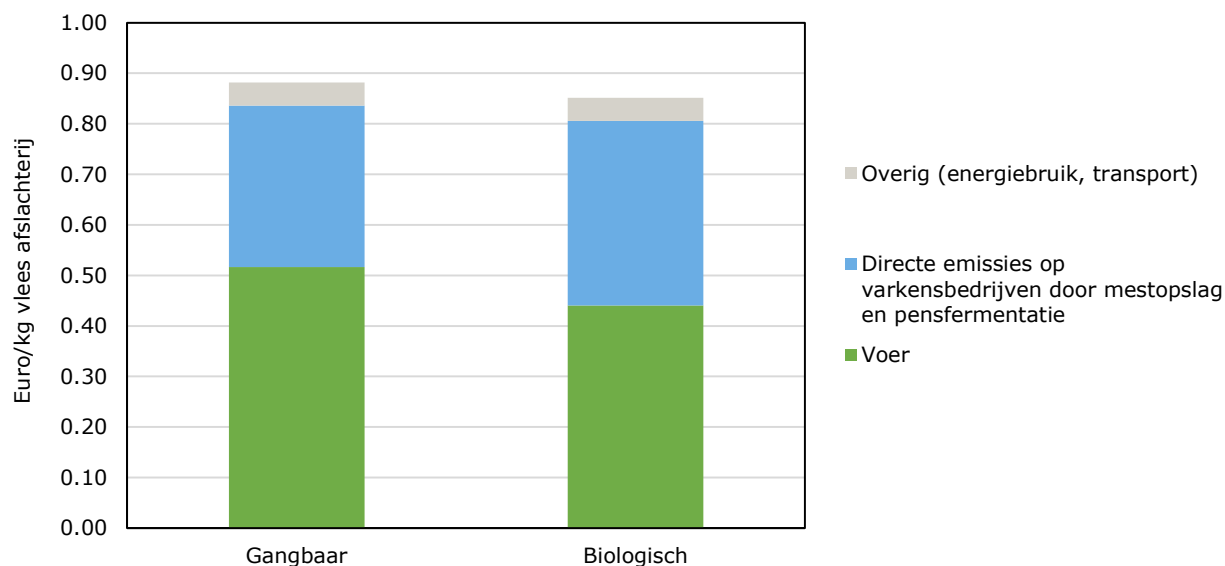
De kosten gerelateerd aan landgebruik in de biologische keten zijn hoger dan in de gangbare keten (1,82 ten opzichte van 1,42 euro/kg varkensvlees af slachterij). Verklaringen hiervoor zijn de circa 20-30% lagere opbrengst per hectare van biologische gewassen ten opzichte van gangbare gewassen en de hogere voederconversiefactor in de biologische varkenshouderij (Kool et al., 2010). Deze impacts werken door op de verborgen kosten van landbezetting en blijken groter te zijn dan de impact van landtransformatie (van bijvoorbeeld tropisch regenwoud en het tropisch savannegebied Cerrado). De kosten gerelateerd aan landgebruik bestaan voor 90% (gangbaar) tot 100% uit kosten (biologisch) gerelateerd aan landbezetting (zie Figuur 5.4). De kosten voor landtransformatie bedragen 0,10 en 0,00 euro/kg varkensvlees af slachterij voor respectievelijk gangbaar en biologisch. De kosten voor landtransformatie zijn lager voor biologisch omdat is aangenomen dat voor biologische soja geen landtransformatie plaatsvindt (in tegenstelling tot gangbare soja). Het jaar waarin de landtransformatie plaatsvindt heeft een aanzienlijke invloed heeft op de kosten gerelateerd aan landtransformatie. Voor gangbaar varkensvlees is aangenomen dat de transformatie van land voor de teelt van soja gelijkmatig over de afgelopen 20 jaar heeft plaatsgevonden (zie hoofdstuk 3.2.1). Wanneer wordt aangenomen dat de transformatie van land voor sojaplantages alleen het afgelopen jaar heeft plaatsgevonden, nemen de kosten gerelateerd aan landtransformatie toe van 0,10 naar 0,56 euro/kg varkensvlees af slachterij. Bij de aanname dat de omzetting van het land 20 jaar geleden heeft plaatsgevonden nemen deze kosten af naar 0,03 euro/kg varkensvlees af slachterij.



Figuur 5.4 Opbouw van de verborgen kosten voor landgebruik van gangbaar en biologisch varkensvlees

Klimaatverandering

Figuur 5.5 laat de opbouw van de kosten voor de impactcategorie klimaatverandering zien voor gangbaar en biologisch varkensvlees. Circa 52% (biologisch) tot 59% (gangbaar) van de kosten voor de impact klimaatverandering wordt veroorzaakt door de productie van veevoer. In de biologische keten is weliswaar meer voer nodig en kent de varkenshouderij een lagere vleesopbrengst, maar in de gangbare keten is de klimaatimpact per kilogram voer relatief hoog vanwege onder andere broeikasgasemissies die vrijkomen bij de transformatie van land voor sojaplantages in Brazilië. Hierbij moet worden opgemerkt dat er is aangenomen dat er geen landtransformatie plaatsvindt bij de teelt van biologische soja in Oekraïne. De gevoeligheidsanalyse laat zien dat het herkomstland dat wordt aangenomen, en de aanname of landtransformatie plaatsvindt in dat land, een aanzienlijke invloed heeft op de totale broeikasgasemissies van varkensvlees (zie 3.5.3). In gangbaar varkensvoer (zeugenvoer, biggenvoer en vleesvarkensvoer samen) wordt de meeste klimaatimpact bepaald door de ingrediënten soja (met name door landtransformatie), gerst, tarwe en palmolie. In het biologische varkensvoer (zeugenvoer, biggenvoer en vleesvarkensvoer samen) wordt de meeste klimaatimpact bepaald door de ingrediënten gerst, soja, tarwe en triticale. Circa 40% van de kosten gerelateerd aan de impactcategorie klimaatverandering wordt veroorzaakt door directe emissies op de varkensbedrijven (emissies uit mestopslag en door enterische fermentatie).



Figuur 5.5 Opbouw van de verborgen kosten voor klimaatverandering voor gangbaar en biologisch varkensvlees

Dierenwelzijn

Uit de resultaten komt naar voren dat de verborgen kosten gerelateerd aan dierenwelzijnsproblemen lager zijn voor biologisch varkensvlees (0,62 euro/kg af slachterij) dan voor gangbaar varkensvlees (1,12 euro/kg af slachterij). Hierbij moet worden opgemerkt dat deze kosten alleen gerelateerd zijn aan het welzijn van vleesvarkens. Het welzijn van biggen en zeugen is buiten beschouwing gelaten in deze studie. De lagere kosten voor biologisch varkensvlees kunnen verklaard worden door de hogere dierenwelzijnsscore die wordt behaald in de biologische vleesvarkenshouderij. Uit de onderliggende data blijkt dat biologische vleesvarkens op drie welzijnsriteria beter scoren dan gangbare vleesvarkens, namelijk op bewegingsvrijheid, de afwezigheid van pijn veroorzaakt door ingrepen en normaal ander gedrag. Bewegingsvrijheid heeft betrekking op het oppervlak per vleesvarken. Biologische vleesvarkens hebben een groter leefoppervlak dan gangbare vleesvarkens (Dierenbescherming, 2022). In de biologische vleesvarkenshouderij is staart couperen verboden waardoor een hogere score wordt toegekend aan het welzijns criterium 'afwezigheid van pijn veroorzaakt door ingrepen'. Aan de andere kant scoren biologische vleesvarkens lager op het criterium 'afwezigheid van letsel' doordat staartbijten vaker wordt waargenomen in de biologische vleesvarkenshouderij (Hoogstra, 2018). In biologische vleesvarkensbedrijven zijn de varkens meer bezig met hokverrijking dan gangbare vleesvarkensbedrijven (Vermeer et al., 2012), wat leidt tot een hogere score op het criterium 'normaal ander gedrag'.

5.2 Discussie en implicaties

5.2.1 Discussie

In de vorige paragraaf zijn de resultaten besproken. In deze paragraaf wordt kanttekeningen geplaatst bij de methode en de kwaliteit van de data. Deze kanttekeningen moeten in beschouwing worden genomen bij het interpreteren van de resultaten.

LCA-methodiek

Om de milieu-impact van varkensvleesproductie in kaart te brengen is een LCA uitgevoerd. LCA is de meest gebruikte methode om de milieu-impact van een product of proces gedurende de hele levenscyclus (of een deel ervan) te berekenen. Bovendien is LCA genormeerd volgens de Internationale Organisatie voor Standaardisatie (ISO) en is het wetenschappelijk sterk onderbouwd en gedocumenteerd (Van Linden et al., 2022). In deze studie hebben we de LCA-methode ReCiPe 2016 gebruikt. ReCiPe is een van de meest gebruikte LCA-methodes en is wetenschappelijk onderbouwd. Het kent echter een aantal beperkingen, die

met name relevant zijn wanneer een vergelijking wordt gemaakt tussen gangbare en niet-gangbare landbouwsystemen. Ten eerste zijn in ReCiPe een aantal indicatoren nog niet volledig ontwikkeld, zoals humane toxiciteit en ecotoxiciteit. Dit zijn juist aspecten waarop biologische dierlijke productiesystemen beter scoren dan de gangbare productiesystemen (Meier et al., 2015). Ten tweede worden bepaalde impacts, zoals de negatieve gevolgen van antibioticagebruik (bijvoorbeeld antibioticaresistentie) en de impact op bodemkwaliteit, niet meegenomen in ReCiPe. In de biologische varkenshouderij worden diergeneesmiddelen minder vaak toegepast (Skal, 2022c), waardoor het waarschijnlijk is dat deze impacts minder vaak optreden in de biologische veehouderij. Ten derde worden in ReCiPe alleen negatieve impacts in beschouwing genomen. Positieve impacts vallen dus buiten beschouwing. Landbouwsystemen leveren ook een positieve bijdrage aan de kwaliteit van ecosystemen (zoals het reguleren van waterkwaliteit) en de menselijke gezondheid. Dit speelt eerder in het nadeel van extensieve productiemethoden die een hogere capaciteit hebben om allerlei ecosysteemdiensten te leveren (Van Linden et al., 2022). Van Linden et al. (2022) en Cucurachi et al. (2019) adviseren dat er binnen de LCA meer gedifferentieerd moet worden voor verschillende productiesystemen. Voor een correcte vergelijking van de milieu-impact van gangbaar en biologisch varkensvlees moeten deze tekortkomingen worden geadresseerd in de LCA-methode.

Functionele eenheid

In deze studie is de functionele eenheid kilogram varkensvlees af slachterij gehanteerd. LCA-studies die focussen op voedselproducten drukken de eenheden vaak uit in gewicht (bijvoorbeeld kg varkensvlees) of voedingswaarde (bijvoorbeeld kg eiwit) van het product. Door de milieu-impact uit te drukken in deze functionele eenheid, hangt de berekende milieu-impact sterk samen met de productie-efficiëntie. Dit speelt in het voordeel van intensieve productiemethoden (Cucurachi et al., 2019). In een review van Meier et al. (2015) komt naar voren dat de milieu-impact per kilogram product vaak lager is voor gangbare productiesystemen dan voor biologische productiesystemen, maar per hectare juist hoger. Oorzaken hiervan zijn de lagere teeltopbrengsten in de biologische sector maar ook door beperkingen in de LCA-methode.

Databeschikbaarheid en -kwaliteit

De nauwkeurigheid van de LCA-berekeningen hangen in grote mate af van de databeschikbaarheid en datakwaliteit. In deze studie is de data van de gangbare varkensproductieketen grotendeels verkregen uit de database Agrifootprint 6. In Agrifootprint 6 is, net zoals in de meeste LCA-databanken, de focus op gangbare landbouw. Afzonderlijke data over niet-gangbare of biologische landbouw ontbreekt in deze dataset. In dit onderzoek zijn verschillende bronnen geraadpleegd voor het verzamelen van data voor de biologische varkensproductieketen. Door dit verschil in datakwaliteit zijn de producten minder goed te vergelijken. Zo is de hoeveelheid, samenstelling en herkomst van biologisch varkensvoer gebaseerd op expertkennis van één voerfabriek, terwijl de gegevens van gangbaar varkensvoer gebaseerd zijn op meerjarige gemiddelden van heel Nederland. Bovendien is voor verschillende gewassen aangenomen dat de inputs (onder andere mestgift, energie) hetzelfde zijn in de gangbare en biologische teelt. Per gewas heeft deze aanname vermoedelijk weinig invloed op de milieu-impact van varkensvlees. Opgeteld kan deze aanname echter behoorlijk invloed hebben op de milieu-impact van varkensvlees. Deze tekortkoming moet in beschouwing worden genomen bij het interpreteren van de resultaten. Voor teelt van biologische soja is aangenomen dat een lagere opbrengst leidt tot minder gewasresten. Het is mogelijk dat een lagere opbrengst niet leidt tot minder gewasresten. In dat geval zijn de lachgasemissies uit gewasresten hoger dan bij de aanname dat een lagere opbrengst gepaard gaat met minder gewasresten. Dit aspect kan nader onderzocht worden wanneer betere data beschikbaar is van de teelt van biologische gewassen. Om de betrouwbaarheid van de resultaten te vergroten zijn databanken over biologische landbouw nodig. Met betrekking tot de datakwaliteit moet er ook rekening mee gehouden worden dat de analyse gebaseerd is op gemiddelden. De verschillen tussen bedrijven onderling zijn echter groot, waardoor de resultaten op bedrijfsniveau sterk kunnen afwijken. Meer regio-specifieke data en data over biologische productiemethoden zijn nodig voor een nauwkeurigere schatting van de echte prijs van biologische voedselproducten.

Nauwkeurigheid van emissiefactoren

Emissies worden beïnvloed door verschillende externe factoren, zoals temperatuur, windsnelheid, concentratie in de buitenlucht en relatieve luchtvochtigheid. Hierdoor is het complex om de emissies van landbouwsystemen te meten. Deze emissies kunnen daarom gemodelleerd worden, waarbij verschillende niveaus van nauwkeurigheid kunnen worden toegepast. Het niveau van nauwkeurigheid wordt aangeduid aan de hand van een tier. De IPCC (2019a) hanteert hierbij drie niveaus. In tier 1 worden algemene

emissiefactoren gebruikt, vaak gebaseerd op wereldwijde datasets en verschillende assumpties. In tier 2 worden op basis van landelijke datasets en landelijk specifieke parameters verfijnde emissiefactoren berekend. In tier 3 worden zeer verfijnde emissiefactoren gegenereerd door het gebruik van regio-specifieke of bedrijfsspecifieke gegevens. Tier 2 en 3 geven een nauwkeurigere schatting van de milieu-impact van producten ten opzichte van tier 1. Echter vereist dit ook een complexer model en gedetailleerdere data om de emissiefactoren te berekenen. De gekozen tier hangt af van het doel van de studie en de beschikbaarheid van data. In deze studie is tier 1 gekozen aangezien de focus van de studie een toetsing van de methode was en het bepalen van hotspots. Bovendien was deze tier gekozen omdat er een gebrek aan robuuste data is voor de biologische varkenshouderij in Nederland. Hierdoor waren versimpelde aannames of algemene emissiefactoren noodzakelijk om de milieu-impact te berekenen. De keuze voor tier 1 heeft tot gevolg dat er een grotere onzekerheid zit in de score van de milieu-impacts en dus de absolute waarde van de echte-prijs.

Waardering van impactcategorieën

In de echte-prijsmethodiek wordt een monetaire waardering toegepast om de impactcategorieën onderling vergelijkbaar te maken en de belangrijkste impactcategorieën te inventariseren. Het uitdrukken van impactcategorieën in monetaire waardes is vrij nieuw. In deze casus zijn de monetariseringsfactoren van de indicatoren verkregen uit de modules ontwikkeld in de PPS 'Echte en eerlijke prijs voor duurzame producten'. Het waarderingsprincipe (schadekosten, herstelkosten of preventiekosten) is afhankelijk van de indicator. Voor de indicator 'opwarming van de aarde' wordt door Galgani et al. (2021d) het principe preventiekosten gehanteerd omdat de schade van broeikasgasemissies op ecosystemen en menselijke gezondheid zeer onzeker zijn. In de studies van De Bruyn et al. (2017) en Schucht et al. (2021), worden om dezelfde reden preventiekosten gehanteerd voor het economisch waarderen van de indicator 'opwarming van de aarde'. De preventiekosten zijn gebaseerd op de kosten om te voldoen aan de doelstelling van het klimaatakkoord van Parijs. Dit klimaatakkoord moet voorkomen dat de temperatuur stijgt boven 1,5-2,0 graden Celsius, een niveau waarbij substantiële klimaatschade wordt voorzien. Volgens de meest recente voorspellingen van UNEP (2022) zal met het huidige klimaatbeleid de wereldwijde temperatuur stijgen tot 2,8 graden Celsius aan het eind van de eeuw. Hierdoor zullen de schadekosten van klimaatverandering waarschijnlijk hoger zijn dan de preventiekosten. De kosten voor klimaatverandering berekend in deze studie zullen dus waarschijnlijk een onderschatting zijn van de werkelijke kosten, al hangt dit af of de doelstellingen van het klimaatakkoord behaald zullen worden.

Voor de indicatoren gerelateerd aan vervuiling wordt het waarderingsprincipe schadekosten gehanteerd. Het principe schadekosten is gebaseerd op de schade die de indicator aanbrengt aan menselijke gezondheid en ecosystemen. De waardering van ecosysteemdiensten is gebaseerd op de jaarlijkse waarde van ecosysteemdiensten van een hectare natuur, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen het type natuur. Momenteel is er geen wetenschappelijke consensus hoe biodiversiteitsverlies gewaardeerd moet worden (Galgani et al., 2021h). Er zijn studies die biodiversiteit verschillend waarderen, ieder met hun eigen aannames en waarderingsbenaderingen. Uit de resultaten blijkt dat fijnstofemissies een groot aandeel hebben in de totale luchtvervuilingskosten. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de hoge monetariseringsfactor die wordt toegerekend aan fijnstofemissies (64,82 euro/kg PM_{2.5} equivalent). Deze waarde is gebaseerd op de schade die een kilogram fijnstof (PM_{2.5}) veroorzaakt aan de menselijke gezondheid (Galgani et al., 2021h). De schade aan menselijke gezondheid is gebaseerd op de betalingsbereidheid van burgers voor een 'disability adjusted life year' (DALY), een gezond levensjaar gecorrigeerd voor ziekte, handicap en sterfte. De Europese Commissie adviseert een range van 50.000 euro tot 100.000 euro voor een levensjaar wanneer de schade aan menselijke gezondheid door vervuiling wordt gewaardeerd (Europese Commissie, 2009). In de studie van Galgani et al. (2021h) wordt een DALY gewaardeerd op 103.048 euro. Deze waarde zit dus tegen de bovengrens van wat de Europese Commissie adviseert. Deze waarde is gebruikt voor de mondiale monetariseringsfactor van fijnstofvorming. De mondiale monetariseringsfactor voor fijnstofemissies (64,82/ kg PM_{2.5} equivalent) is aanzienlijk lager dan de Nederlandse emissiefactor voor fijnstofemissies (133,96 euro/kg PM_{2.5} equivalent) (Galgani et al., 2021h). Dit komt doordat de nationale emissiefactor voor fijnstofemissies wordt gecorrigeerd voor bevolkingsdichtheid (Galgani et al., 2021h). Nederland heeft een relatief hoge bevolkingsdichtheid. In 2020 telde Nederland 517 inwoners per vierkante meter oppervlak in 2020 (CLO, 2020). Hierdoor veroorzaakt een kilogram fijnstof waarschijnlijk meer schade op aan de menselijke gezondheid in Nederland dan gemiddeld voor de hele wereld.

5.2.2 Implicaties

Deze studie laat zien dat de echte-prijsmethode toegepast kan worden voor een inschatting van de echte prijs van producten in te schatten en de bijdrage van de impactcategorieën aan de echte-prijs-gap. Door tekortkomingen in de echte-prijsmethode en de beperkte beschikbaarheid van goede data voor niet gangbare producten (zie 5.2.1) leent de methode zich niet voor een vergelijking van de echte prijs van gangbare en niet-gangbare producten. Deze studie laat zien wat de belangrijkste impactcategorieën (hotspots) van gangbaar en biologisch varkensvleesproductie zijn. Dit inzicht kan door publieke en private organisaties worden gebruikt om de duurzaamheid van varkensvlees te verbeteren. Zo blijkt uit deze studie dat luchtvervuiling het meeste bijdraagt aan de echte-prijs-gap, waarvan vorming van fijnstof de belangrijkste component is. Op basis van dit inzicht kan de varkenshouderij besluiten om meer in te zetten op het reduceren van fijnstofuitstoot uit stallen, bijvoorbeeld door het toepassen van luchtwassers. De overheid kan op basis van dit inzicht besluiten om meer middelen in te zetten op de reductie van fijnstof in de varkenshouderij of de doelstellingen hiervan een hogere prioriteit te geven. De studie laat ook zien waar de verborgen kosten van de impactcategorieën door bepaald worden. Zo komt uit de studie naar voren dat de voerproductie een groot aandeel heeft in de kosten gerelateerd klimaatverandering, wat onder andere veroorzaakt wordt door landtransformatie. Dit inzicht kan voor partijen aanleiding zijn om te zoeken naar voeringrediënten met een lagere klimaatimpact. De inzichten uit deze studie kunnen gebruikt worden door de varkensproductieketen om te communiceren naar de maatschappij op welke duurzaamheidsaspecten de (gangbare of biologische) varkenshouderij goed scoort en op welke aspecten nog ruimte voor verbetering is. Vanwege de beperkingen in de methodiek en de beschikbaarheid van data kunnen er geen conclusies worden getrokken over de absolute hoogte van de echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees. Daarom kunnen de resultaten niet gebruikt worden om de hoogte van interventies (bijvoorbeeld de hoogte van een vleestaks) te bepalen.

6 Conclusies

In deze studie is de echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees verkend. Op basis van deze studie kan geconcludeerd worden dat de echte-prijsmethode gebruikt kan worden om een eerste indruk te krijgen van de echte prijs van producten, en welke impactcategorieën het meeste bijdragen aan de echte-prijs-gap. Vanwege tekortkomingen in de LCA-methode en de beperkte beschikbaarheid van goede data voor niet-gangbare producten, is het niet mogelijk om een vergelijking te maken van de echte prijs van gangbare en niet-gangbare producten. Op basis van de resultaten kan worden geconcludeerd dat luchtvervuiling en landgebruik het meeste bijdragen aan de echte-prijs-gap van gangbaar en biologisch varkensvlees. Daarnaast kan worden geconcludeerd dat de verborgen kosten voor een aantal impactcategorieën, waaronder toxiciteit en dierenwelzijnsproblemen, lager zijn voor biologisch varkensvlees dan voor gangbaar varkensvlees. Aan de andere kant zijn de verborgen kosten voor andere impactcategorieën, zoals luchtvervuiling, juist hoger voor biologisch dan voor gangbaar varkensvlees. Deze inzichten kunnen door de publieke en private sector gebruikt worden om de duurzaamheid van varkensvleesproductie te verbeteren. Vanwege tekortkomingen in de methode en beperkte beschikbaarheid van data kan er geen uitspraak worden gedaan over de absolute hoogte van de echte prijs van gangbaar varkensvlees ten opzichte van biologisch varkensvlees. Toekomstig onderzoek is nodig om de echte-prijsmethode verder te verfijnen, zodat er een nauwkeurigere schatting kan worden gemaakt van de echte prijs. Bovendien zijn robuuste data van biologische praktijken nodig zodat een vergelijking tussen de echte prijs van gangbaar en biologisch varkensvlees mogelijk is.

Bronnen en literatuur

- Agrimatie. (2020). De varkensproductieketen. Geraadpleegd via <https://www.agrimatie.nl/ThemaResultaat.aspx?subpubID=2232&themaID=3577&indicatorID=3591§orID=2255#:~:text=In%202018%20produceerde%20de%20Nederlandse,7%25%20hooger%20slachtgewicht%20per%20dier>
- Blanken, K., De Buissonje, F., Evers, A.G., Holster, H., Ouweltjes, W., Verkaik, J.C., . . . Wemmenhove, H. (2021). *KWIN 2021-2022*.
- Blonk, H., Van Paasen, M., Draijer, N., Tyzler, M., Braconi, N. en van Rijn, J. (2022). *Agri-footprint 6*. Geraadpleegd via <https://blonksustainability.nl/tools/agri-footprint#methodology>
- CBS. (2018). *Keurmerken duurzame soja: ontbossing*. Geraadpleegd via <https://www.cbs.nl/-/media/pdf/2018/22/2018ep15-overzicht-keurmerken-soja-en-ontbossing.pdf>
- CBS. (2021a). Nederland grootste vleesexporteur van de EU. Geraadpleegd via <https://www.cbs.nl/nl-nieuws/2021/25/nederland-grootste-vleesexporteur-van-de-eu>
- CBS. (2021b). *Statline*. Geraadpleegd via <https://opendata.cbs.nl/#/CBS/nl/dataset/84952NED/table?ts=1622727292611>
- CE Delft. (2019). *Uitstoot broeikasgassen in Nederland; Een analyse van de sectoren en bedrijven met de meeste uitstoot*. Geraadpleegd via https://ce.nl/wp-content/uploads/2021/03/CE_Delft_190227_Uitstoot_broeikasgassen_in_Nederland_Def.pdf
- CLO. (2020). Bevolkingsgroei, 2015-2020. Geraadpleegd via <https://www.clo.nl/indicatoren/nl2102-bevolkingsgroei-nederland->
- Coalitie Vitale Varkenshouderij. (2022). Programma Vitale Varkenshouderij. Geraadpleegd via <https://www.vitalevarkenshouderij.nl/ambities/programma-vitale-varkenshouderij>
- Cucurachi, S., Scherer, L., Guinée, J., en Tukker, A. (2019). Life cycle assessment of food systems. *One Earth*, 1(3), 292-297.
- De Bruyn, S., Ahdour, S., Bijleveld, M., De Graaff, L., Schep, E., Schroten, A., en Vergeer, R. (2017). *Handboek Milieuprijzen 2017*. Geraadpleegd via https://ce.nl/wp-content/uploads/2021/03/CE_Delft_7A76_Handboek_Milieuprijzen_2017_DEF.pdf
- De Vries, M., en De Boer, I.J.M. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128(1), 1-11.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>
- Dierenbescherming. (2018). *Eisen Beter Leven drie sterren vleesvarkens*. Geraadpleegd via <https://beterleven.dierenbescherming.nl/zakelijk/wp-content/uploads/sites/2/2020/01/Criteria-Varken-3-ster-versie-2.1-ZW-dd.-01.01.2018.pdf>
- Dierenbescherming. (2022). Varkens. Geraadpleegd via <https://beterleven.dierenbescherming.nl/over-de-dieren/alle-dieren/varkens/>
- EMEP/EEA. (2016). *Air pollutant emission inventory guidebook 2016 - Update Nov. 2016*. Geraadpleegd via <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>
- EMEP/EEA. (2019). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019*. Geraadpleegd via <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>
- Eurobarometer. (2016). *Attitudes of Europeans towards animal welfare*. Geraadpleegd via <https://ec.europa.eu/commfrontoffice/publicopinion/index.cfm/ResultDoc/download/DocumentKy/71348>
- Europees Parlement. (2020). *The EU pig meat sector*. Geraadpleegd via [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2020/652044/EPRS_BRI\(2020\)652044_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2020/652044/EPRS_BRI(2020)652044_EN.pdf)
- Europese Commissie. (2009). *Part III: Annexes to impact assessment guidelines*. Geraadpleegd via https://ec.europa.eu/smart-regulation/impact/commission_guidelines/docs/iaq_2009_annex_en.pdf
- Fosse, J., Seegers, H., en Magras, C. (2009). Prevalence and Risk Factors for Bacterial Food-Borne Zoonotic Hazards in Slaughter Pigs: A Review. *Zoonoses and Public Health*, 56(8), 429-454.
doi:<https://doi.org/10.1111/j.1863-2378.2008.01185.x>
- Galgani, P., Van Veen, B., De Adelhart Toorop, R., en Woltjer, G. (2021a). *True pricing assessment method for agri-food products*.

- Galgani, P., Woltjer, G., De Adelhart Toorop, R., en De Groot Ruiz, A. (2021b). *Fossil fuel and other non-renewable material depletion: True pricing method for agri-food products*. Geraadpleegd via https://trueprice.org/wp-content/uploads/2021/12/211116_MaterialAndFossilDepletionModule_PPSTrueAndFairPrices_finalVersion.pdf
- Galgani, P., Woltjer, G., De Adelhart Toorop, R., en De Groot Ruiz, A. (2021c). *Valuation Framework for True Price Assessment of Agrifood Products*. Geraadpleegd via <https://trueprice.org/wp-content/uploads/2021/05/2021-05-11-Valuation-framework-for-true-price-agri-food-final-version.pdf>
- Galgani, P., Woltjer, G., De Adelhart Toorop, R., De Groot Ruiz, A., en Varoucha, E. (2021d). *Contribution to climate change: true pricing method for agri-food products*. Geraadpleegd via <https://trueprice.org/wp-content/uploads/2021/10/Contribution-To-Climate-Change.pdf>
- Galgani, P., Woltjer, G., De Adelhart Toorop, R., De Groot Ruiz, A., en Varoucha, E. (2021e). *Land use, land use change, biodiversity and ecosystem services: True pricing method for agri-food products*. Geraadpleegd via https://trueprice.org/wp-content/uploads/2021/10/LandUseBiodiversityandESSModule_PPSTrueAndFairPrice_finalVersion.pdf
- Galgani, P., Woltjer, G., De Adelhart Toorop, R., Varoucha, E., & Kanidou, D. (2021f). *Soil degradation*.
- Galgani, P., Woltjer, G., Kanidou, D., De Adelhart Toorop, R., en De Groot Ruiz, A. (2021g). *Scarce water use: True pricing method for agri-food products*. Geraadpleegd via https://trueprice.org/wp-content/uploads/2021/12/211119_ScarceWaterUseModule_PPSTrueAndFairPrices_finalVersion.pdf
- Galgani, P., Woltjer, G., Kanidou, D., Varoucha, E., en Adelhart de Toorop, R. (2021h). *Air, soil and water pollution: True pricing method for agri-food products*. Geraadpleegd via https://trueprice.org/wp-content/uploads/2021/11/211101_AirSoilAndWaterPollutionModule_PPSTrueAndFairPrice_finalVersion.pdf
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., . . . Tempio, G. (2013). *Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities*: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Gollenbeek, L., van Gastel, J., Casu, F., en Verdoes, N. (2021). *Emissies en kosten van verschillende scenario's voor verwaarding van varkensmest: NL Next Level Mestverwaarden*. Geraadpleegd via <https://edepot.wur.nl/550823>
- Hoogstra, A. (2018). *Cost-efficiency analysis of animal welfare improvements in Dutch growing-finishing pigs*. Geraadpleegd via <https://edepot.wur.nl/475483>
- Hoste, R. (2022). [Persoonlijke Communicatie].
- Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., . . . van Zelm, R. (2016). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138-147. doi:10.1007/s11367-016-1246-y.
- IPCC. (2019a). *2019 Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Geraadpleegd via https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/12/19R_V0_01_Overview.pdf
- IPCC. (2019b). *Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management*. Geraadpleegd via <https://www.ipcc-ngqip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>
- Joint Research Centre. (2022). Climate zones. Geraadpleegd via https://forest.irc.ec.europa.eu/media/filer_public/85/89/8589517e-9a47-4a9b-a25f-3457ad5cd17b/nld_climate.pdf
- Kenniscentrum Infomil. (2022). Regelgeving landbouw. Geraadpleegd via <https://www.infomil.nl/onderwerpen/landbouw/wet-regelgeving/>
- Kool, A., Blonk, H., Ponsioen, T., Sukkel, W., Vermeer, H.M., De Vries, J.W., en Hoste, R. (2010). *Carbon footprints of conventional and organic pork: assessments of typical production systems in the Netherlands, Denmark, England and Germany*. Geraadpleegd via <https://www.infomil.nl/onderwerpen/landbouw/wet-regelgeving/>
- Logatcheva, K. (2020). *Monitor Duurzaam Voedsel 2020*. Geraadpleegd via <https://edepot.wur.nl/551814>
- Meeusen, M., en Baltussen, W. (2021). *True pricing en duurzame voedselsystemen: verslag van interviews onder stakeholders in het voedseldomein over verwachtingen en wensen over true pricing om te komen tot een duurzaam voedselsysteem*. In Rapport / Wageningen Economic Research; 2021-057. Geraadpleegd via <https://doi.org/10.18174/545787>
- Meier, M.S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., en Stolze, M. (2015). Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management*, 149, 193-208. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>

-
- Meijaard, E., Brooks, T.M., Carlson, K.M., Slade, E.M., Garcia-Ulloa, J., Gaveau, D.L.A., . . . Sheil, D. (2020). The environmental impacts of palm oil in context. *Nature Plants*, 6(12), 1418-1426. doi:10.1038/s41477-020-00813-w.
- Ministerie van Economische Zaken. Besluit houders van dieren, (2014).
- Nevedi. (2022). *Grondstoffenwijzer*. Geraadpleegd via <https://www.nevedi.nl/feiten-cijfers/grondstoffenwijzer-nevedi>
- Oele, M., Dolfin, R., Grace, V., en PRe sustainability. (2022). *SimaPro 9.4 | Full update instructions*. Geraadpleegd via <https://simapro.com/wp-content/uploads/2022/07/FullUpdateInstructionsToSimaPro940.pdf>
- Plomp, M., en Migchels, G. (2021). *Quick scan stikstofproblematiek en biologische veehouderij: mogelijke bijdrage van de biologische sector aan oplossingsrichtingen voor ammoniakproblematiek*. In Rapport / Wageningen Livestock Research; nr. 1306. Geraadpleegd via <https://doi.org/10.18174/545038>
- RVO. (2021). *Normen en mestcodes aanvoer en afvoer (dierlijke) mest* Geraadpleegd via <https://www.rvo.nl/sites/default/files/2021/06/Tabel-11-Normen-en-mestcodes-aanvoer-afvoer-dierlijke-mest-2019-2021.pdf>
- Schucht, S., Real, E., Létinois, L., Colette, A., Holland, M., Spadaro, J. V., . . . Gibbs, M. (2021). *Costs of air pollution from European industrial facilities 2008–2017*. Geraadpleegd via <https://www.eea.europa.eu/highlights/industrial-air-pollution-in-europe>
- Skal. (2022a). Eisen aan uitloop voor biologische varkens. Geraadpleegd via <https://www.skal.nl/certificeren/veehouderij/varkens/weidegang-uitloop>
- Skal. (2022b). *Eisen biologische varkensstallen*. Geraadpleegd via <https://www.skal.nl/certificeren/veehouderij/varkens/huisvesting>
- Skal. (2022c). Gezondheidszorg varkens. Geraadpleegd via <https://www.skal.nl/certificeren/veehouderij/varkens/gezondheidszorg>
- Technical Secretariat for the Red Meat Pilot. (2019). *Footprint Category Rules Red Meat Version 1.0*. Geraadpleegd via <http://www.uecbv.eu/UECBV/documents/FootprintCategoryRulesRedMeat16661.pdf>
- UNEP. (2022). *Emissions Gap Report 2022*. Geraadpleegd via <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/40874/EGR2022.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Van Bruggen, C., Bannink, A., Groenestein, C. M., Lagerwerf, L. A., H.H., L., Velthof, G. L., . . . Van der Zee, T. (2021). *Emissies naar lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990-2019*. Geraadpleegd via <https://edepot.wur.nl/544296>
- Van Galen, M., Baltussen, W., Benus, M., Gardebroek, K., Herceglic, N., Hoste, R., . . . Stokkers, R. (2021). *Agro-Nutri Monitor 2021 - Hoofdrapport: monitor prijsvorming voedingsmiddelen en analyse belemmeringen voor verduurzaming*. In Wageningen Economic Research rapport; 2021-082. Geraadpleegd via <https://doi.org/10.18174/549531>
- Van Linden, V., Boone, L., Corbala Robles, L., Heuts, R., en Dewulf, J. (2022). *Vergelijking van de milieu-impact van verschillende landbouwproductiesystemen op basis van een voedingskorf*. Geraadpleegd via https://omgeving.vlaanderen.be/sites/default/files/2022-09/Vergelijking%20van%20de%20milieu-impact%20van%20verschillende%20landbouwproductiesystemen%20op%20basis%20van%20een%20voedingskorf_final.pdf
- Van Mierlo, K., Baert, L., Bracquené, E., De Tavernier, J., en Geeraerd, A. (2021). The influence of farm characteristics and feed compositions on the environmental impact of pig production in flanders: productivity, energy use and protein choices are key. *Sustainability*, 13 (21), 11623.
- Van Wagenberg, C.P.A., Greijdanus, A.F., en Luesink, H.H. (2018). *Kosteneffectieve oplossing voor fosfaatprobleem met Nederlandse vleesvarkensmest: toepassing van MERIT-model*. In Wageningen Economic Research rapport; 2018-020. Geraadpleegd via <https://doi.org/10.18174/442347>
- Vereniging Biologische Varkenshouders (2022). [Persoonlijke communicatie].
- Vermeer, H.M., Van Reenen, C.G., en Spoolder, H.A.M. (2012). *Vereenvoudiging Welfare Quality® protocol voor varkens (1570-8616)*.
- Vissers, L.S.M., en Woltjer, G. (2022). *Farm animal welfare: Impact-specific module of the true pricing method for agri-food products*.
- Voedingscentrum. (2022). Biologisch. Geraadpleegd via <https://www.voedingscentrum.nl/encyclopedie/biologisch.aspx>
- Wageningen Economic Research. (2022). *BedrijvenInformatieNet*. Geraadpleegd via <https://www.wur.nl/nl/onderzoek-resultaten/onderzoeksinstituten/economic-research/bedrijveninformatienet.htm>

-
- Waternet. (2021). Kosten drinkwater met watermeter. Geraadpleegd via [https://www.waternet.nl/service-en-contact/drinkwater/kosten/met-watermeter/#:~:text=Prijzen%202021,belasting%20op%20leidingwater%20\(BoL\)](https://www.waternet.nl/service-en-contact/drinkwater/kosten/met-watermeter/#:~:text=Prijzen%202021,belasting%20op%20leidingwater%20(BoL))
- Webb, J., Broomfield, M., Jones, S., en Donovan, B. (2014). Ammonia and odour emissions from UK pig farms and nitrogen leaching from outdoor pig production. A review. *Science of The Total Environment*, 470, 865-875.
- Welfare Quality Protocol®. (2009). *Welfare Quality® assessment protocol for poultry (broilers, laying hens)*. Geraadpleegd via <https://edepot.wur.nl/233471>

Bijlage 1 Materialiteitsanalyse

impactcategorie	Fase in de levenscyclus								
	Teelt van gewassen	Transport gewassen	Verwerking gewassen	Transport verwerkte gewassen	Voerproductie	Transport voer	Varkenshouderij	Transport slachthuis	Slacht & verwerking
<i>Milieu-impactcategorie</i>									
Bijdrage aan klimaatverandering	++	+	+	+	+	+	+	+	+
Luchtvervuiling	++	++	+	+	+	+	++	+	+
Watervervuiling	++	-	+	-	+	-	++	-	+
Bodemvervuiling	++	-	-	-	-	-	+	-	-
Landgebruik	++	-	-	-	+	-	+	-	+
Uitputting fossiele brandstoffen	++	++	+	++	+	++	+	++	+
Uitputting overige niet hernieuwbare bronnen	++	+	+	++	+	+	+	+	+
Waterschaarste	++	-	+	-	+	-	++	-	+
Aantasting van de bodem	++	-	-	-	-	-	+	-	-
Overmatig gebruik van overige hernieuwbare bronnen	+/-	-	++	-	++	-	+	-	++
<i>Sociaal-impactcategorie</i>									
Kinderarbeid	+/-	+/-	+/-	+/-	-	-	-	-	-
Gedwongen arbeid	+/-	+/-	+/-	+/-	-	-	-	-	-
Gender discriminatie	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Onderbetaling in de keten	+	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Gebrek aan of sociale zekerheid	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Excessief aantal (onderbetaalde) overuren	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Onvoldoende inkomen	++	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Voorkomen van intimidatie	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Gebrek aan vrijheid	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Negatieve impact op de gezondheid en veiligheid van werknemers	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Negatieve impact op de gezondheid en veiligheid van gemeenschappen	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Dierenwelzijnsproblemen	-	-	-	-	-	-	++	++	++

impactcategorie	Fase in de levenscyclus								
	Teelt van gewassen	Transport gewassen	Verwerking gewassen	Transport verwerkte gewassen	Voerproductie	Transport voer	Varkenshouderij	Transport slachthuis	Slacht & verwerking
Schending van inheemse rechten	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	-	-	-
Schending van landrechten	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Voorkomen van corruptie	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Belastingontwijking	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Opzettelijk verstrekken van misinformatie/gebrek aan transparantie	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
en veiligheid van consumenten	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Schending van privacy	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-	+/-

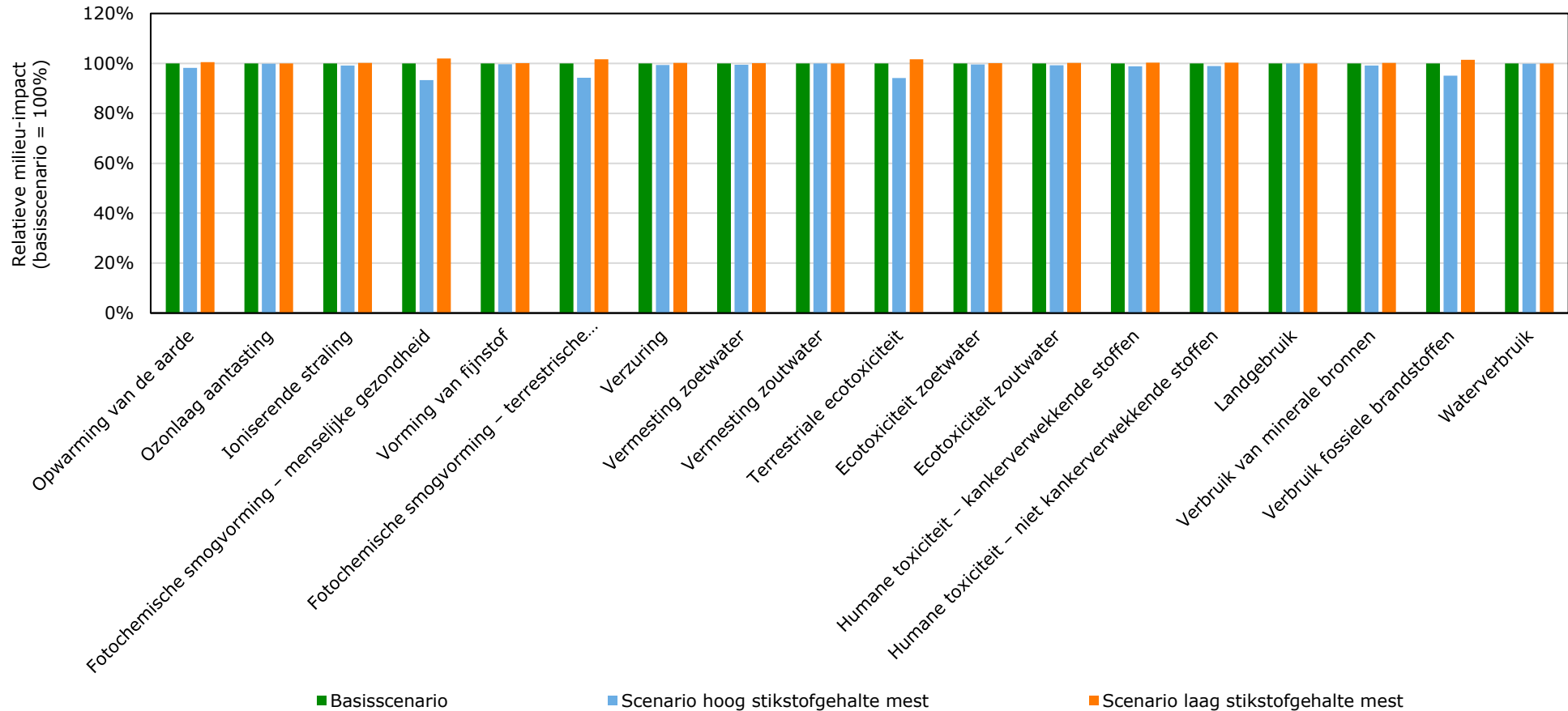
Legenda

- ++ waarschijnlijk een grote impact.
- + waarschijnlijk een redelijke impact.
- waarschijnlijk een kleine impact.
- +/- impact onduidelijk.

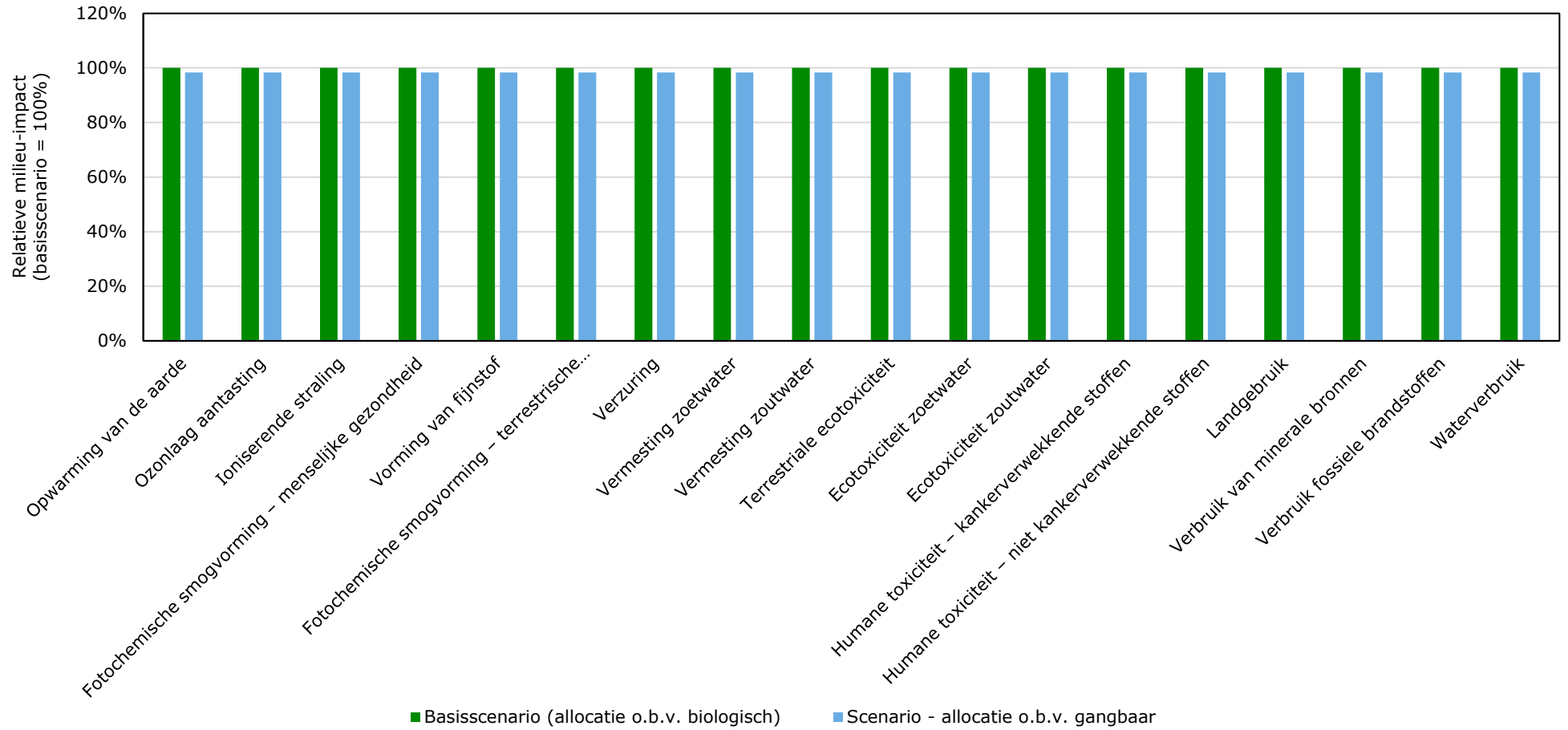
Bijlage 2 Verborgen kosten per impactcategorie voor gangbaar en biologisch

Impactcategorie	Indicator	Eenheid	Gangbaar	Biologisch
Bijdrage aan klimaatverandering	Opwarming van de aarde	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,88	0,85
Luchtvervuiling	Humane toxiciteit - kankerverwekkende stoffen	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,00	0,00
	Humane toxiciteit - niet kankerverwekkende stoffen	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,71	0,10
	Vorming van fijnstof	Euro/kg varkensvlees afslachterij	2,24	3,24
	Fotochemische smogvorming – menselijke gezondheid	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,03	0,04
	Verzuring	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,18	0,34
	Ozonlaag aantasting	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,00	0,00
Watervervuiling	Zoetwater ecotoxiciteit	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,01	0,00
	Zoutwater ecotoxiciteit	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,00	0,00
	Vermesting zoetwater	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,34	0,53
	Vermesting zoutwater	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,09	0,10
Bodemvervuiling	Terrestrische ecotoxiciteit	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,00	0,00
	Fotochemische smogvorming – terrestrische ecosystemen	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,05	0,05
Landgebruik	Landbezetting	Euro/kg varkensvlees afslachterij	1,32	1,82
	Landtransformatie	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,10	0,00
Uitputting overige niet hernieuwbare bronnen	Verbruik van minerale bronnen	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,00	0,00
Uitputting fossiele bronnen	Verbruik fossiele brandstoffen	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,23	0,29
Waterschaarste	Waterverbruik	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,04	0,04
Aantasting van de bodem	Bodemerosie: water- en winderosie	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,04	0,02
	Bodem organisch koolstofverlies	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,00	0,00
	Bodemverdichting	Euro/kg varkensvlees afslachterij	0,01	0,01
Dierenwelzijnsproblemen	Dierenwelzijn	Euro/kg varkensvlees afslachterij	1,12	0,62

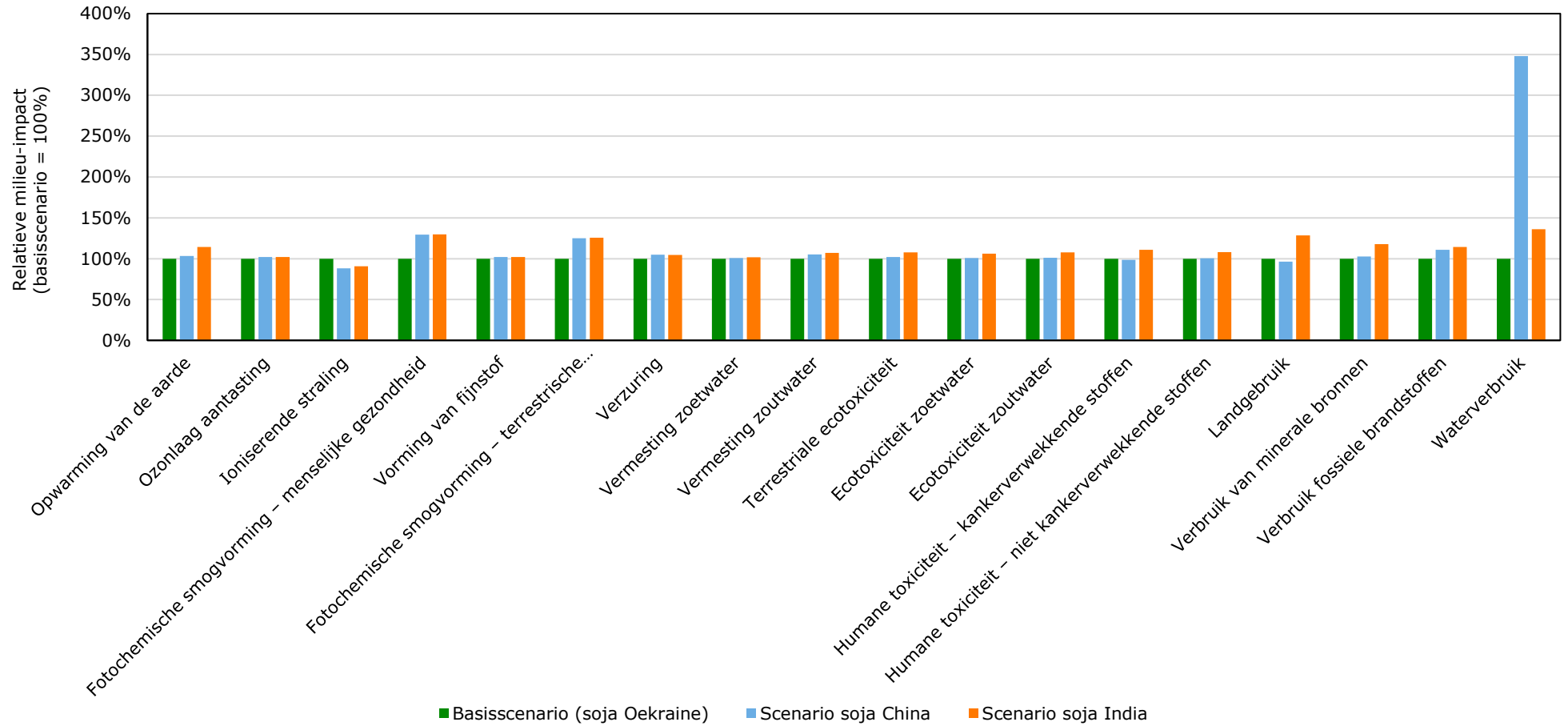
Bijlage 3 Resultaten gevoeligheidsanalyse – grafische weergave



Figuur B3.1 Relatieve milieu-impact van biologisch varkensvlees in scenario's met betrekking tot stikstofgehalte mest



Figuur B3.2 Relatieve milieu-impact van biologisch varkensvlees in scenario's met betrekking tot economische allocatiefactor



Figuur B3.3 Relatieve milieu-impact van biologisch varkensvlees in scenario's met betrekking tot herkomstland biologische soja



Wageningen Economic Research
Postbus 29703
2502 LS Den Haag
T 070 335 83 30
E communications.ssg@wur.nl
wur.nl/economic-research

RAPPORT 2023-010



De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Economic Research
Postbus 29703
2502 LS Den Haag
T 070 335 83 30
E communications.ssg@wur.nl
wur.nl/economic-research

Rapport 2023-010
ISBN 978-94-6447-551-7

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

